

**Optimierung der Probenahme
unter besonderer Berücksichtigung des Mobilitätsverhaltens von
polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen
in fünf typischen ostbrandenburgischen Bodenprofilen**

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus zur Erlangung des
akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs
genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Diplom-Ingenieur
Ronald Obst
aus Berlin

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. Albrecht Gnauck

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. Hans-Jürgen Voigt

Gutachter: Priv.- Doz. Dr. rer. nat. habil. Wilhelm Ecknig

Tag der mündlichen Prüfung: 23. Juni 2009

Die Natur versteht gar keinen Spaß,
sie ist immer wahr, immer ernst, immer strenge,
sie hat immer recht, und die Fehler und Irrtümer sind
immer des Menschen.

Johann Wolfgang von Goethe
(Gespräche mit Eckermann)

Vorwort

Kenntnisse über Schadstoffgehalte in Böden sind eine zentrale Voraussetzung für einen verhältnismäßigen, aber dennoch wirksamen Bodenschutz im Sinne der Bundesbodenschutzgesetzgebung. Die Gewinnung der notwendigen Messdaten ist kostenintensiv. Untersuchungen zur Optimierung der Untersuchungsmethoden sind daher von ständigem Interesse. Ingenieurtechnische Erfahrungen legen nahe, dass die Festlegung von Probenahmerastern sowie Kenntnisse über die ortspezifischen Bodenparameter grundlegend für die repräsentative Umweltanalytik und –begutachtung sind, die schließlich der Erhaltung von Bodenfunktionen und dem dauerhaften Schutz des Lebens dienen müssen. Gelingt es, regionale und lokale Betrachtungen miteinander zu verknüpfen, so sollten sie effektiv zur Optimierung ingenieurtechnischer Arbeiten beitragen können. Dabei erfordert die große Vielfalt von Bodenformen und Kontaminationen die Konzentration auf modellhaft ausgewählte Systeme. Voruntersuchungen führten auf den Ostbrandenburger Raum, wo einerseits Schadstoffbelastungen insbesondere mit polyzyklischen Aromaten in deutlich unterschiedlichen Bodenformen vorgefunden und andererseits bezüglich der Bodeneigenschaften Datenlücken bestehen, die im Interesse einer effektiven ingenieurtechnischen Vorgehensweise den Möglichkeiten entsprechend geschlossen werden sollten.

Die vorliegende Arbeit befasst sich zunächst mit der Entnahme von Bodenproben auf Basis von Messnetzen, einem für die Ermittlung von Schadstoffgehalten in Böden grundlegenden Bereich. Aufgabe der Probenahme ist es, die reale Schadstoffverteilung im Boden mittels statistischer sowie physiko-chemischer Kenngrößen im Hinblick auf die Zielsetzung der Untersuchung möglichst zuverlässig abzubilden. Dabei spielt die räumliche Variabilität und damit die Heterogenität der untersuchten Kenngrößen im Untersuchungsgebiet eine entscheidende Rolle. Letztere betrifft die Heterogenität eines Untersuchungsgebietes, der Matrix sowie der Probe.

Qualitative Betrachtungen über Bodenparameter münden schließlich in die Anlage von optimierten Messnetzen als Basis für eine schnelle PAK-Vor-Ort-Analytik-Methode, indem durch systematische Messnetzverdichtung verborgene Kontaminationen zeitnah und ökonomisch vertretbar verifiziert werden können.

Die Quantifizierung von Bodeneigenschaften und deren Korrelation mit dem Verhalten von Kontaminanten stützt die Datenanalyse, so dass Beiträge zur Aussagekraft, Zuverlässigkeit und Wirtschaftlichkeit für eine wirksame Beantwortung der jeweiligen Fragestellung geliefert werden können.

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. A. Gnauck und Herrn Prof. Dr. H.-J. Voigt für die Übernahme der wissenschaftlichen Betreuung an der BTU Cottbus bedanken, für die sehr gründliche Durchsicht des Entwurfes der Dissertationsschrift und für ihre Bereitschaft, als Gutachter zur Verfügung zu stehen.

Mein besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. W. Ecknig für seine fachlichen Anregungen, stete Diskussionsbereitschaft und Unterstützung bei der Anfertigung dieser Arbeit. Darüber hinaus bedanke ich mich für die Erstellung eines Gutachtens zur Dissertationsschrift.

Allen MitarbeiterInnen der ASW Umweltuntersuchungen möchte ich mich für die gemeinsame produktive Zeit danken. Bedanken möchte ich mich bei Frau Dipl.-Ing. M. Georgiewa für ihre Unterstützung bei der Probenvorbereitung und Siebanalysen.

Den Herren Dipl.-Ing. O. Schlüpmann und Dipl.-Ing. C. Bahr seien gedankt für ihre stete Bereitschaft zur Diskussion und Hilfestellung bei den Feld- und Laborarbeiten.

Ein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. K. Richter, GNF-Gesellschaft für naturwissenschaftlich-technische Forschung e.V. für die Durchführung der röntgenografischen Untersuchungen, seine Diskussionsbereitschaft und für die Durchsicht des Entwurfes der Dissertation. Dank gebührt auch Herrn Dr. L. Werner, UABG GmbH für die Durchführung der PAK-Analytik.

Ganz herzlich möchte ich mich bei Herrn Dr. J. Flachowsky und MitarbeiterInnen vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ Leipzig bedanken, die die PAK-Analytik mittels Feld-Dünnschichtchromatographie durchführten.

Mein Dank gilt weiterhin den MitarbeiterInnen der Berliner Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, der Unteren Bodenschutzbehörden der Landkreise Dahme-Spreewald, Märkisch-Oderland und Oder-Spree für die Unterstützung bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte und die Bereitstellung vorhandener Daten.

Ohne die Förderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt in Osnabrück wäre diese Arbeit nicht zustande gekommen. Mein Dank an dieser Stelle.

Die Bewältigung der Endphase der Arbeit wäre ohne die emotionale Unterstützung meiner Familie nicht möglich gewesen. Ich danke euch!

Inhaltsverzeichnis		Seite
Abbildungsverzeichnis.....		III
Tabellenverzeichnis.....		VI
Abkürzungen und Symbole.....		VIII
1	Einleitung und Zielstellung	1
1.1	Stand der Forschung.....	9
2	Grundlagen	13
2.1	Entstehung und Vorkommen von PAK.....	13
2.1.1	Eigenschaften und Verhalten von PAK in der Umwelt	15
2.1.2	Lösungsvermittlung und Mobilität.....	18
2.2	Bodenkundliche Grundlagen	20
2.2.1	Entstehung und Bedeutung der organischen Bodensubstanz.....	20
2.2.2	Bindung zwischen natürlicher organischer Substanz und organischen Schadstoffen.....	21
2.2.3	Stoffausbreitung im Untergrund	23
2.2.4	Schadstoffbewegung in der wasserungesättigten und –gesättigten Bodenzone.....	29
2.2.5	Datenanalyse	34
3	Material und Methoden	35
3.1	Probenahme-Raster und Datenanalyse	35
3.1.1	Beprobungsraster bei unbekannter Schadstoffverteilung und Methoden der Datenanalyse und Visualisierung.....	38
3.2	Vor-Ort-Analytikverfahren zur Bestimmung von PAK.....	45
3.2.1	Erfassung bodenkundlicher Grunddaten	45
3.2.2	Einsatzmöglichkeiten der in situ-Untersuchungsverfahren.....	46
3.2.2.1	Drucksondierungen	46
3.2.2.2	Verfahren der Vor-Ort-Analytik.....	49
3.2.3	Vor-Ort-Analytik von PAK mittels Dünnschichtchromatographie (DC)	51
3.3	Labormethoden	54
3.4	Softwaremethoden für Modellrechnungen und Visualisierung	55
4	Untersuchungsgebiete	61
4.1	Regionalgeologischer Überblick zur Auswahl der Modellstandorte.....	61

4.2	Bodengesellschaften der ostbrandenburgischen Moränenplatten und Urstromtäler	64
4.3	Auswahl und Beschreibung bodensystematischer Einheiten in Ostbrandenburg	67
4.4	Beschreibung der Standorte.....	68
4.4.1	Standort 1 - ehemaliges Gaswerk in Beeskow/Mark.....	70
4.4.2	Standort 2 - ehemaliges Teerwerk in Erkner.....	73
4.4.3	Standort 3 – ehemaliger Bitumenmischplatz in Bad Freienwalde	77
4.4.4	Standort 4 - ehemalige Alte Köhlerei in Bad Freienwalde	80
4.4.5	Standort 5 - ehemalige Kleingartenanlage in Berlin-Britz.....	83
5	Ergebnisse.....	86
5.1	PAK-Gehalte und Bodenparameter untersuchter Standorte	86
5.2	Einfluss wichtiger Bodeneigenschaften auf das Verhalten von PAK in unterschiedlichen Substraten	97
5.2.1	Bodenphysikalische Eigenschaften.....	97
5.2.2	Einfluss des pH-Wertes.....	102
5.2.3	Einfluss des organischen Kohlenstoffgehalts.....	105
5.2.4	Zusammenwirken der untersuchten Eigenschaften	109
5.3	Messnetzoptimierung in der Erkundungspraxis - Anwendung von Origin [®] zur Visualisierung der PAK - Vor-Ort-Ergebnisse am Standort ehemaliges Gaswerk Beeskow – Testversuch II	112
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerung.....	123
	Literatur	127
	Anhang	141

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage der Profile in Gebieten mit spezifischen Standorteigenschaften Berlin-Brandenburgs	5
Abb. 2: Messbereiche bei der Altlastenerkundung	7
Abb. 3: Verschiedene Untersuchungsstrategien im Vergleich	10
Abb. 4: Strukturformeln der 16 EPA-PAK	14
Abb. 5: Darstellung der Löslichkeit von PAK in Wasser im Vergleich zur Molmasse.....	15
Abb. 6: Stoffliche Eigenschaften organischer Verbindungen zur Ausbreitung im Untergrund.....	18
Abb. 7: Schematische Einteilung des Bodens in 4 modellartige Sorptionsbereiche	22
Abb. 8: Isothermen verschiedener Sorptionsmodelle	26
Abb. 9: "Leaching" als chromatographischer Prozess.....	27
Abb.10: Strömungsprofil-Geschwindigkeitsverteilung einer Flüssigkeit in einem porösen Medium	31
Abb.11: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt verschiedener Sedimente	33
Abb.12: Konstruktion eines Probenahmerasters mit verschiedener Aufschlussdichte unter einem regelmäßigen Gitter (E DIN ISO 10381) bei Aufschlusstiefen von 0,0 - 1,0 m u. GOK.....	40
Abb.13: Darstellung von 6 Rasterarten der Einzelbeprobung und ihre Verdichtung auf einer drei- ecksähnlichen Parzelle	41
Abb.14: Einfluss des Extraktionsmittels auf die Mitextraktion von Verunreinigungen	52
Abb.15: Auftragsschema der Probenextrakte auf die DC-Platte	53
Abb.16: Geomorphologische Gestalt Brandenburgs mit Kennzeichnung des Untersuchungsraumes	62
Abb.17: Schematisches stratigrafisch-fazielles Profil durch das Quartär des Norddeutschen Tieflandes	63
Abb.18: Ausschnitt der Bodendecke mit Braunerde-Bodengesellschaften Ost-Brandenburgs	66
Abb.19: Bodenprofil Altstandort Städtisches Gaswerk in Beeskow (Profil 1).....	71
Abb.20: Bodenprofil Altstandort Teerwerk in Erkner (Profil 2).....	75
Abb.21: Bodenprofil Altstandort Bitumenmischplatz, Bad Freienwalde (Profil 3).....	78
Abb.22: Bodenprofil Standort Alte Köhlerei, Bad Freienwalde (Profil 4)	81
Abb.23: Bodenprofil Standort Berlin-Britz, Koppel (Profil 5)	84
Abb.24: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Beeskow	88

Abb.25: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Erkner	90
Abb.26: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Bad Freienwalde-Bitumenmischplatz	91
Abb.27: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Bad Freienwalde - Alte Köhlerei.....	93
Abb.28: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Berlin-Britz	95
Abb.29: Gegenüberstellung der PAK-Messwerte und ausgewählten Bodenparametern in einem Streckenprofil über 1000 m in Berlin-Britz und einer Entnahmetiefe von 0,50 m	96
Abb.30: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Durchlässigkeitsbeiwert.....	99
Abb.31: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Ungleichförmigkeitsgrad in den Proben der aufgeschlossenen Profile	101
Abb.32: Röntgendiffraktogramm des Referenzbodens aus dem A-Horizont des Standortes Erkner.....	102
Abb.33: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und pH-Werten in den Proben aus- gewählter aufgeschlossener Profile	104
Abb.34: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Glühverlust	107
Abb.35: Abhängigkeit der PAK-Konzentration vom Wassergehalt und Korngerüst in Profilen der Standorte BBr, BFr, Bee und Erk	111
Abb.36: Schematische Anordnung des Messnetzes für die PAK-Beprobung auf dem Gelände des ehem. Gaswerkes Beeskow – Lage im Gelände	116
Abb.37: Anordnung der Messpunkte im Rechteck-Raster mit 8 Sondierungen	117
Abb.38: Verdichtung des Messnetzes auf 11 Messpunkte.....	117
Abb.39: Verdichtung des Messnetzes auf 15 Messpunkte.....	118
Abb.40: Verdichtung des Messnetzes auf 21 Messpunkte.....	118
Abb.41: Verdichtung des Messnetzes auf 31 Messpunkte.....	119
Abb.42: Verdichtung des Messnetzes auf 43 Messpunkte.....	119
Abb.43: Verdichtung des Messnetzes auf 44 Messpunkte.....	120
Abb.44: Verdichtung des Messnetzes auf 50 Messpunkte.....	120

Abb.45: Veränderung der berechneten Isokonzen in Abhängigkeit von der Anzahl der Messpunkte durch abschließende Messnetzverdichtung auf 50 Sondierungen	121
Abb.46: Vor-Ort gemessene PAK –Verteilung (Isokonzen) des Feldversuches auf dem Gelände des ehem. Gaswerk Beeskow in räumlicher Darstellung	121
Abb.47: Vergleich der Messergebnisse von DC und DESAGA CD 60 der PAK-Analysen am Profil 1 des Gaswerksstandortes Beeskow	122

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	16 PAK der US-EPA Priority List mit ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern.....	16
Tab. 2:	Relevante Zeitskalen beim Umgang mit mineralölkontaminierten Standorten Szenariospezifische Desorptions-/Diffusions- bzw. Lösungszeiten für relativ gut lösliche (BTEX, LCKW) und schwer lösliche (PAK) organische Schadstoffe.....	20
Tab. 3:	Matrix der Beiträge ausgewählter Bodenparametern zu den Bodeneigenschaften...	24
Tab. 4:	Häufige Werte der Wasserleitfähigkeit von wassergesättigten Böden verschiedener Körnung.....	33
Tab. 5:	Übersicht über wichtige Methoden der Datenanalyse.....	35
Tab. 6:	Vor- und Nachteile der systematischen Beprobungsraster.....	37
Tab. 7:	Qualitätskriterien für Probenahme und Datenanalyse.....	42
Tab. 8:	Anwendungsfelder und Lösungsmöglichkeiten multivariat-statistischer und geostatistischer Methoden.....	44
Tab. 9:	Zusammenfassung und Beurteilung von Methoden zur Quellencharakterisierung....	48
Tab. 10:	Sensorbasierte Vor-Ort-Analytikverfahren.....	49
Tab. 11:	Nichtsensorbasierte Vor-Ort-Analytikverfahren.....	49
Tab. 12:	Biochemische Vor-Ort-Analytikverfahren.....	49
Tab. 13:	Übersicht und Bewertung ausgewählter tools zur Datenverarbeitung von Umweltschadstoffen.....	57
Tab. 14:	Ermittelte Kornverteilungen am Standort ehemaliges Gaswerk Beeskow.....	72
Tab. 15:	Technologische Einheiten eines Gaswerkes und daraus resultierende Schadstoffquellen.....	73
Tab. 16:	Ausgewählte Kornverteilungen am Standort ehemaliges Teerwerk Erkner.....	74
Tab. 17:	Eigenschaften und Zusammensetzung verschiedener Teere.....	76
Tab. 18:	Ermittelte Kornverteilungen am Standort ehemaliger Bitumenmischplatz Bad Freienwalde.....	79
Tab. 19:	Ausgewählte Kornverteilungen am Standort Berlin-Britz, Koppel.....	85
Tab. 20:	Ausgewählte Bodeneigenschaften und PAK-Gehalte der untersuchten Standorte....	86

Tab. 21: Bodenphysikalische Parameter der aus den Bodenprofilen gewonnenen Bodenproben.....	98
Tab. 22: Ergebnisse der berechneten linearen Regression der PAK-Konzentration auf die Durchlässigkeit in sämtlichen untersuchten Böden.....	100
Tab. 23: Ergebnisse der berechneten linearen Regression der PAK-Konzentration auf den Ungleichförmigkeitsgrad in sämtlichen untersuchten Böden.....	101
Tab. 24: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und pH im Tiefenverlauf der angelegten Profile verschiedener Standorte.....	104
Tab. 25: Ergebnisse der berechneten linearen Regression der PAK-Konzentration auf den pH-Wert in ausgewählten Profilen.....	105
Tab. 26: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und Glühverlust aller vermessenen Profile.....	107
Tab. 27: Ergebnisse der berechneten linearen Regression der PAK-Konzentration auf den Glühverlust in sämtlichen untersuchten Böden.....	107
Tab. 28: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und Glühverlust in einer Teufe bis 50 cm am Standort Berlin-Britz.....	109
Tab. 29: Ergebnisse multipler Regressionen zur Erklärung der PAK-Konzentrationen in den Bodenprofilen in Abhängigkeit ausgewählter Bodeneigenschaften.....	111
Tab. 30: Gewählte Abstände zwischen den Rasterpunkten am Messnetz.....	115

Abkürzungen und Symbole

α	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
*	statistisch signifikant ($\alpha = 0,05$)
AOX	an Aktivkohle adsorbierbare Organohalogene
B	Bestimmtheitsmaß
BBodSchV	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung
BE	Bodeneigenschaft
Bee	Beeskow Gaswerk
BBr	Berlin-Britz Gartenkolonie
BFr BM	Bad Freienwalde Bitumenmischplatz
BFr K	Bad Freienwalde Köhlerei
c	Konzentration
C_{ads}	Konzentration des sorbierten Anteils des Sorptivs in Wasser
C_w	Konzentration der Substanz in der wässrigen Phase
C_{org}	organischer Kohlenstoff im Boden
CPT	Cone Penetration Test
d	Tag
DC	Dünnschichtchromatographie
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquids
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DOM	dissolved organic matter (gelöste organische Substanz)
DP	Direct Push
DU	Detailuntersuchung
E°	Normalpotential
Eh	Redoxpotential
EOX	extrahierbare Organohalogene
Erk	Erkner, Teerwerk
GC-MS	Gaschromatographie-Massenspektrometer-Kopplung
GOK	Geländeoberkante
GW	Grundwasser
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
HPTLC	High Performance Thin Layer Chromatography
ICP	Inductively Coupled Plasma
IR	Infrarotlicht
j	Fluss
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
KAK	Kationenaustauschkapazität
K_d	Verteilungskoeffizient
K_F	Sorptionskonstante

K_{oc}	Oktanol-organischer Verteilungskoeffizient von Stoffen zwischen Boden und Bodenlösung, normiert auf den Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff
K_{ow}	Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, auf den Wassergehalt im Boden bezogen
KORA	BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LIF	Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie
LF	Leitfähigkeit
ln	natürlicher Logarithmus
log	dekadischer Logarithmus
m	Meter bzw. mili
M%	Masse%
min	Minute
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
n	Anzahl der Wertepaare
n	Freundlich-Exponent
n.a.	nicht angegeben
NAPL	Non-Aqueous Phase Liquids, nicht wässrige Flüssigphase
neR	nicht extrahierbare Rückstände
n.b.	nicht bestimmt
n.n.	nicht nachweisbar
NSO-HET	NSO-Heterozyklen, Stickstoff-, Schwefel oder Sauerstoffheterozyklen
OBS	organische Bodensubstanz
P	mathematische Wahrscheinlichkeit
Pa	Pascal
PAK	Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoff
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Protonenaktivität
pKa	Säurekonstante
P_{ow}	Verteilungskoeffizient einer organischen Verbindung zwischen Oktanol und Wasser
q	adsorbierte Stoffmenge je Masseneinheit Sorbens (Beladung)
r	Korrelationskoeffizient
R^2	multipler Korrelationskoeffizient
R	allgemeine Gaskonstante
ROST	Rapid optical screening tool
s	Standardabweichung
SOM	soil organic matter (organische Bodensubstanz)
SOP	standard operation proceeding
t	Zeit
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz

US-EPA	United States Enviromental Protection Agency
UV	ultraviolettes Licht
Vol%	Volumen-Prozent

1 Einleitung und Zielstellung

Das Verhalten von organischen Schadstoffen in der Umwelt ist seit Jahren Gegenstand der Forschung. Unter der Vielzahl von industriellen bzw. gewerblichen historischen Nutzungen innerstädtischer Flächen nehmen Betriebsflächen steinkohleverarbeitender und karbochemischer Standorte bis zu mehreren Hektar ein. Leitsubstanzen der standorttypischen Schadstoffe bilden die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).

Seit Beginn der Industrialisierung in den vergangenen 150 Jahren sind PAK-Freisetzungen im Rahmen von anthropogenen Tätigkeiten die bedeutendsten Emissionsquellen (HARVEY, 1997). Neben Teeröldestillation, Gasproduktion und Steinkohleverkokung gehören die Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Wärme- und Energiekraftwerken, Hausfeuerung und Müllverbrennung sowie der Kfz-Verkehr zu diesen Quellen. PAK gelangen durch die genannten Emissionsquellen in die Atmosphäre und von dort über trockene und nasse Deposition in alle Umweltkompartimente, so dass sie rezent ubiquitär verbreitet sind. Dadurch resultiert eine Grundbelastung von Böden und Sedimenten, die letztlich Senken für alle PAK-Verbindungen darstellen (SIMONICH & HITES, 1994). Neben diesen diffusen Belastungen kann es zudem auf Geländen von Produktionsrückständen (z.B. Kokereien, Gaswerken, Teerverarbeitungsbetrieben und Holzimprägnieranlagen) aufgrund von Produktion, Aufarbeitung und unsachgemäßer Lagerung von PAK-haltigen Produkten und Reststoffen zu hohen Bodenkontaminationen von bis zu mehreren g PAK/kg Boden kommen (KÄSTNER et al., 1993; WIESMANN, 1993).

Die nationale Nachhaltigkeitsstrategie zielt darauf ab, einerseits die Flächeninanspruchnahme durch neue Siedlungs- und Verkehrsflächen zu vermindern und andererseits auf eine qualitative Verbesserung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsflächen hinzuwirken (Bundesregierung, 2006). Hierbei soll die Vermeidung bzw. Minimierung der Zersiedelung und der Zerschneidung der Landschaften und des Verlustes natürlicher Lebensräume erreicht werden. Im Idealfall muss es langfristig gelingen, die tatsächliche Neuinanspruchnahme von Flächen weitgehend durch die erneute Nutzung vorhandener innerstädtischer Flächen zu kompensieren und dies mit einer positiven wirtschaftlichen Entwicklung, einer bezahlbaren, sozial angemessenen Wohnungsversorgung sowie einer hohen Beschäftigung in der Bauindustrie im Einklang zu bringen (PENN-PRUSSEL et al., 2003; GENSKÉ & RUFF, 2007; PREUSS et al., 2007). Diese Wiedernutzung von Flächen

und damit auch Stoffen ist ein zentrales Postulat der Nachhaltigkeit und findet sich in exemplarischer Form in § 4 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (Krw-/AbfG) (KÖCK, 2007).

Für ein Flächenrecycling der nach Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) altlastenverdächtigen Flächen, sind die Kenntnis des Schadstoffinventars sowie die räumliche Schadstoffverteilung in den einzelnen Umweltkompartimenten von grundlegender Bedeutung. Die zur Ermittlung dieser Erkenntnisdefizite beauftragten Ingenieurbüros müssen fundierte Entscheidungshilfen für die bodenschutzrechtlich zuständigen Behörden zu Nachnutzungsszenarien liefern, meistens unter strengen ökonomischen Rahmenbedingungen in der Erkundungsphase. Dieser praktisch vorhandene Zwang wird dadurch verschärft, dass die Altlasten durch die Heterogenitäten, die im Untergrund vorliegen, geprägt sind. Dies betrifft einerseits den Aufbau des Untergrundes und andererseits die Verteilung der Schadstoffe. Zur Ermittlung der räumlichen Verteilung von Schadstoffen sieht die BBodSchV in Anhang 1, Abs. 2.1 eine Rasterbeprobung vor. Damit lokal eng begrenzte Belastungen erkannt werden können, sind enge Rasteruntersuchungen und infolge dessen hohe Probenanzahlen erforderlich. Dies macht Erkundungen kosten- und zeitaufwendig. Der Gesetzgeber lässt Vor-Ort-Analytik zur Festlegung von Probenahmestellen ausdrücklich zu. Dies erfordert Überlegungen zur Optimierung der Probenahme unter Einbeziehung der Vor-Ort-Messtechnik.

Der geologische Untergrund stellt ein komplexes heterogenes System aus mineralischen und organischen Komponenten dar. Insbesondere die feinsten Bestandteile der Lockergesteine Schluff und Tone, sind an der natürlichen Rückhaltung der Schadstoffe beteiligt. Weitere wichtige Komponenten, die Einfluss auf die Bodendynamik besitzen, sind organische Substanzen, Bodenluft sowie Boden- und Grundwasser. Abbau- und Sorptionsprozesse werden im Wesentlichen durch die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone beeinflusst (HÖLTING, 1995). Je länger die Verweildauer ist, desto besser können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und damit eine Verringerung der Schadstoffkonzentrationen und –frachten im Sickerwasser bewirken.

Reine PAK-Öle sind zwar selten, können aber theoretisch aufgrund der bei Stoffgemischen auftretenden Erniedrigung der Erstarrungstemperatur als eigenständige DNAPL-Flüssigphasen auftreten. Dagegen sind Verharzungen im Boden durch Produktalterung vor allem in ehemaligen Bahnschwellenimprägnierwerken oder als Fol-

ge der bevorzugten Lösung der gut wasserlöslichen Komponenten aus dem Phasengemisch typisch (SCHMITT et al., 1998). Mit dem langfristigen Transfer von der flüssigen in die feste Phase ist eine deutliche Zunahme der Retardation und der Persistenz der PAK verbunden. Die relativ schlechte mikrobielle Abbaubarkeit der hochmolekularen PAK ergibt sich neben der geringen Wasserlöslichkeit auch aus der stark beeinträchtigten Durchlüftung von Teeröl-belasteten Böden (DERZ, 2004). PAK-Kontaminationsfahnen im Grundwasser zeichnen sich hinsichtlich der Einzelsubstanzen durch einen ausgeprägten Chromatografie-Effekt aus. Die refraktären, hochmolekularen PAK beschränken sich zumeist auf den unmittelbaren Bereich der Schadstoffquelle in einem niedrigen Konzentrationsniveau. An der Fahnenfront dominieren Naphthalin- und Acenaphthengehalte.

Bei Altschäden werden i.d.R. nur noch die immobilen, schwer abbaubaren höherkerigen PAK am Schadensherd festgestellt. Vor dem Hintergrund der Bearbeitung bodenschutzfachlicher Handlungsschwerpunkte im Rahmen von Revitalisierungen von PAK-belasteten Brachflächen, sind Kenntnisse über das Sorptionsverhalten wünschenswert. Ob und wie weit es durch die Anwesenheit von PAK im Boden zu Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen kommt, hängt neben ihrer Konzentration auch von den physiko-chemischen Bodeneigenschaften, den Ausprägungen der Bodenfunktionen und letztlich auch von der historischen Nutzung des Bodens ab. Dabei sind schädliche Bodenveränderungen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) solche Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen sowie zu einem nicht tolerierbaren Austrag in andere Umweltkompartimente (Pflanzen, Fauna, Grundwasser, Luft etc.) beizutragen. Das erste Kriterium wird regelmäßig in der Folge einer Störung der Bodenfunktionen beobachtet. Der Wirkungspfad eines Schadstoffes ist die Mobilitätsbahn von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort der möglichen Wirkung auf ein Schutzgut. Die Schadstoffquelle und das Schutzgut sind dabei in die Beurteilung der Wirkungen einzubeziehen und damit auch bei der Begründung von behördlich vereinbarten Sanierungszielwerten zu berücksichtigen.

Im Bundesland Brandenburg sind vor allem die terrestrischen und semiterrestrischen Böden, Moore und anthropogenen Böden flächenhaft weit verbreitet. Trockene, nährstoffarme Böden weisen aufgrund ihres groben Korngerüsts eine hohe Durch-

lässigkeit und damit ein erhebliches Versickerungspotential auf. Im Unterschied dazu sind die leistungsfähigen Böden weniger durchlässig, zeigen ein höheres Speichervermögen und sind z. T. durch Oberflächenvernässung charakterisiert. Die anderen in diese Arbeit einbezogenen Bodentypen, wie Auenböden und grundwasserbeeinflusste Böden, sind im Wesentlichen durch spezifische Wasserverhältnisse charakterisiert. Die grundwassernahen Böden weisen intensives Bodenleben und aktive Humusbildung auf. In der kontrastreichen, durch Trockenheit und Vernässung geprägten Landschaft Brandenburgs stellen sie wesentliche Elemente des Naturpotentials dar.

Die leistungsfähigen land- und forstwirtschaftlichen Böden Brandenburgs sind auf die Uckermark, Teile der Prignitz sowie als Waldstandorte auf die Endmoränen des nördlichen Landrückens konzentriert. Nur wenige Teilräume im Umland von Berlin weisen Anteile landwirtschaftlich wertvollerer Böden auf. Es sind dies Ackerbaugelände auf der Nauener Platte, dem Teltow im Süden und dem Barnim im Nordosten Berlins. Auenböden finden sich vorrangig in den naturräumlichen Einheiten des Oderbruchs. Diese großflächig wasserregulierten Bereiche mit ihrer historisch gewachsenen Agrarlandschaft werden landwirtschaftlich genutzt. In diesen Gebieten geht es vor allem um die langfristige Sicherung des Naturhaushaltes als Ganzes in einem intensiv genutzten Agrarraum. Die grundwasserbeeinflussten Mineralböden sind in den Urstromtälern, wie dem Baruther und Eberswalder Tal, weit verbreitet.

Für einen Großteil dieser Böden liegt nur eine lückenhafte Datenlage für eine differenzierte Charakterisierung des Rückhaltevermögens hinsichtlich der Schadstoffgruppe PAK vor (LUA, 2005). Für deren Aufarbeitung wurden in der vorliegenden Arbeit in räumlich getrennten Gebieten 5 Altlastenstandorte¹ mit historischen PAK-relevanten Nutzungen ausgewählt (Abb. 1) und zunächst eigene Bodenprofile für die bodenkundliche Ansprache angelegt, kartiert sowie horizontweise beprobt². Wichtig für die Auswahl der zu betrachtenden Standorte waren die jeweils vorherrschende Bodenart und die Wasserverhältnisse, da diese beiden Kriterien die Böden Ostbrandenburgs charakterisieren und demzufolge auch bei der Erstellung von Probenahmekonzepten zu berücksichtigen sind. Gegenstand dieser Untersuchungen sind Podsole (Profil 1, Beeskow), Gley-Braunerden (Profil 2, Erkner), Auengley (Profil 3 Bad Freienwalde), Braunerde-Fahlerden (Profil 4 Bad Freienwalde) sowie Rost-

¹ Eine Beschreibung der ausgewählten Standorte erfolgt im Kap. 4.4.

² Die Auswahl der Standorte und die Durchführung der Feldarbeiten erfolgten in Abstimmung mit den regional zuständigen Unteren Bodenschutzbehörden bzw. Senatsverwaltung und Eigentümern der Flurstücke.

braunerden (Profil 5, Berlin-Britz). Die laborative Bestimmung der PAK-Gesamtkonzentration (Summe der 16 EPA-PAK) der Bodenproben aus den Profilen aller betrachteter Standorte übernahm das von der DAP Deutsches Akkreditierungssystem Prüfwesen GmbH akkreditierte Laboratorium UABG mbH aus Berlin³.

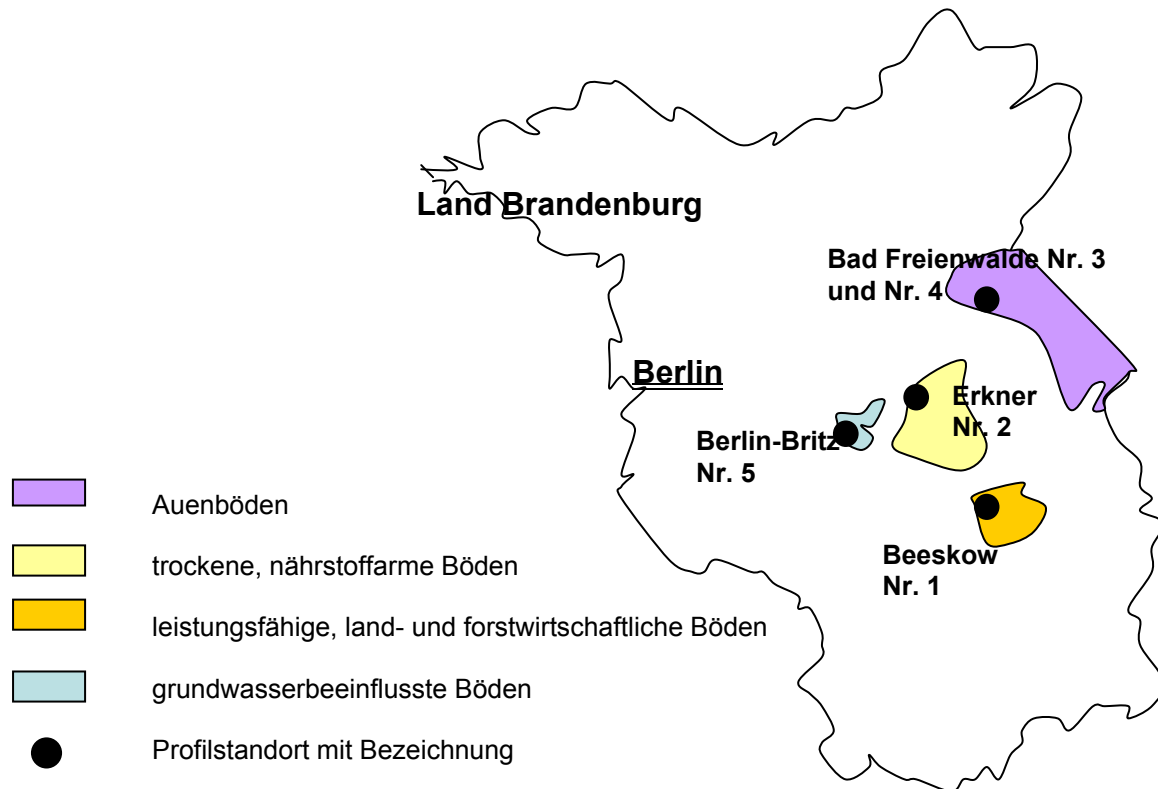


Abb. 1: Lage der Profile in Gebieten mit spezifischen Standorteigenschaften Berlin-Brandenburgs

Für die Beurteilung des Umweltverhaltens von PAK in den ausgewählten Böden sind Untersuchungen ihres Sorptionsverhaltens infolge ihrer mehr oder weniger ausgeprägten Wasserlöslichkeit interessant. Für die eigenen Untersuchungen wurden daher folgende pedologische sowie physiko-chemische Parameter in den Bodenproben nach DIN ermittelt:

- Bodentyp, geologische Kennzeichnung, Bodenartenschichtung, Mächtigkeit, Grobbodenanteil, die Kennwerte der Bodencharakteristiken, wie Durchwurzelung, Bodentyp etc. wurden visuell nach der gültigen Kartieranleitung (KA 5) abgeschätzt;
- Hydrosedimentation (Schlammnanalyse);

³ Reg.-Nr.: DAP-PL-2064.00

- Kornverteilungen mittels Siebanalysen zur Ermittlung der k_f -Werte für die Bewertung von Durchlässigkeit und Sorptionsfähigkeit der untersuchten Böden;
- Wassergehalt, Glühverlust und organischer Kohlenstoffgehalt;
- pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit und Karbonatgehalte.

Die röntgenografischen Untersuchungen übernahm die GNF-Gesellschaft für naturwissenschaftlich-technische Forschung e.V. in Berlin-Adlershof.

Eine besondere Bedeutung gewinnt im Rahmen von Brachflächen-Revitalisierungsmaßnahmen die zuverlässige Aussage über das Ausmaß des Schadens, da das Kostenrisiko eines potenziellen Investors durch das Altlastenrisiko dominiert wird. Das Ziel der Schadstoffuntersuchung ist maßgebend bei der bei Planung und Durchführung der Probenahme. Neben den Grunddaten aus historischen Erhebungen ist zunächst die Ermittlung der Schadstoffgehalte, der Schadstoffverteilung und der Art der Schadstoffe primäre Aufgabe. Feldarbeiten werden in den meisten Fällen ausschließlich nach der klassischen Vorgehensweise durchgeführt. Nach einem festgelegten Raster werden Bodenproben tiefenorientiert entnommen und diese laborativ nach festgelegten und validierten Verfahren auf die jeweiligen Schadstoffgehalte untersucht. In den meisten Fällen beschränkt sich diese klassische Vorgehensweise auf eine nur sehr geringe Anzahl von Messpunkten. Die so ermittelten Punktwerte werden im Idealfall mit vorliegenden Kenntnissen über die Untergrundstruktur verknüpft und mit einfachen Visualisierungsmethoden über die Gesamtfläche interpoliert. Diese Vorgehensweise findet zwar ihre rechtliche Absicherung in der Bodenschutzgesetzgebung und liefert gerichtsfeste Werte, deren tatsächliche Präzision aber durch die fehlerbehaftete Probenahme und die extrem heterogen verteilten Schadstoffe im Untergrund relativiert werden müssen. Darüber hinaus wird durch den heterogenen Aufbau des Untergrundes und durch die Schadstoffeigenschaften die Komplexität der Aufgabenstellung erheblich gesteigert. So sammeln sich z.B. versickerte Schadstoffe in der gesättigten Zone bzw. im Kapillarsaum bevorzugt in den gut durchlässigen Bereichen an, wobei bereits geringste Unterschiede in der Durchlässigkeit zu einer völligen Separierung von kontaminierten und nicht kontaminierten Bereichen führen können (WÖSTMANN, 2007). Damit ist letztlich das aus den Einzelpunktmessungen ermittelte interpolierte Gesamtbild ein mehr oder weniger zufallsbedingtes

Ergebnis, d.h. die Sicherheit der Erkundungsergebnisse ist mit diesem Verfahren nur eingeschränkt zu garantieren. Behördliche Entscheidungen zu Entlassungen aus dem Altlastenverdacht oder Sanierungsentscheidungen werden ausschließlich an Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodSchV festgemacht. Abb. 2 verdeutlicht, dass alle Konzentrationsmesswerte unter- oder oberhalb dieser durch Verordnung festgeschriebenen Schwellenwerte zwangsläufig zu gleichen Entscheidungen führen (BARCZEWSKI et al., 2002). Daher scheint es für den größten Teil des gesamt zu betrachtenden Konzentrationsbereichs sinnvoll, Messungen mit einfachen und kostengünstigen Feldmethoden durchzuführen, die aber eine Messgenauigkeit von Labormethoden derzeit nicht erreichen.

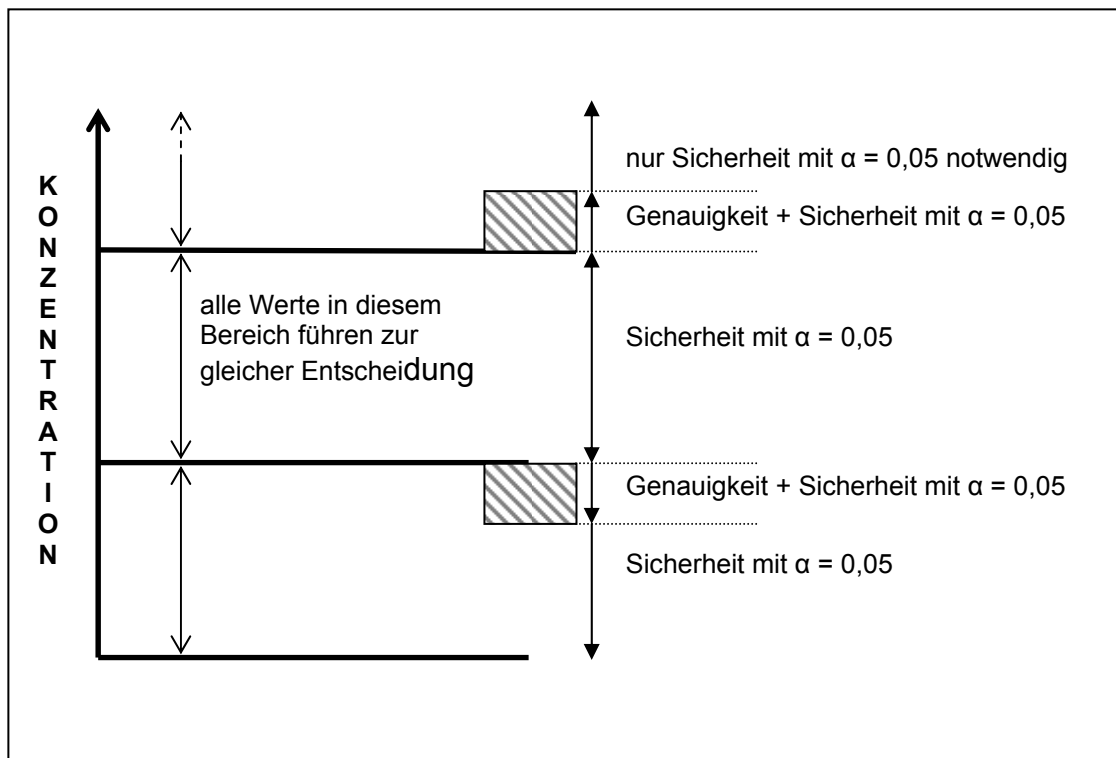


Abb. 2: Messbereiche bei der Altlastenerkundung (verändert aus BARCZEWSKI et al., 2002)

Um mögliche Vorteile der Vor-Ort-Analytikverfahren für Anwender und Behörden nutzbar zu machen, müssen feldtauglicher Messgeräte entwickelt, unter reproduzierbaren Bedingungen erprobt und standardisiert werden. Nach welchen Mustern die Aufschlüsse zweckmäßig im Untersuchungsraum verteilt werden können, ist ein weiteres Ziel der vorliegenden Arbeit. Die Umsetzung eines Probenahmekonzeptes ist sowohl für die naturwissenschaftliche und ingenieurtechnische Beurteilung, als auch für die Grundstückseigentümer bedeutsam, da die Sanierung der unter Schadstoffverdacht stehenden Flurstücke in der Regel mit erheblichen finanziellen Kosten ver-

bunden ist. Die im ersten Schritt der Arbeit vorgenommenen Profilsprachen sind eine wesentliche Voraussetzung zu den repräsentativen Probenahmen sowie zur matrixbezogenen Bewertung der Messergebnisse. Zur Matrixcharakterisierung wurden daher, neben der laborativen PAK-Bestimmung, an allen in die Untersuchung einbezogenen Bodenproben aus den angelegten Profilen weitere ausgewählte Bodenparameter ermittelt und den gemessenen PAK – Konzentrationsverteilungen gegenübergestellt. Gerade diesbezüglich besteht ein erheblicher Forschungsbedarf, denn Kenntnisse über Beziehungen zwischen den konkreten physiko-chemischen Bodeneigenschaften am Standort und dem Sorptionsverhalten der PAK in den einzelnen Horizonten der angelegten Profile können wesentliche Hinweise auf den horizontalen und vertikalen Aufbau eines Messnetzes geben. Im Hinblick auf die Erprobung einer feldtauglichen einfachen Methodik zur Bestimmung der PAK vor Ort, wurden die Auswertungen der laborativ gemessenen PAK auf deren Summe nach EPA beschränkt. Eine beispielsweise fluormetrische Auftrennung der 16 EPA-PAK als Feldmethode ist nicht möglich, da einige PAK keine oder nur geringfügige Fluoreszenzeffekte zeigen. Im Fordergrund steht daher eine einfache, unter Feldbedingungen praktikable Feldmethode.

Zur Erhöhung der Qualität der Datenlage, auf der letztlich die Entscheidungen zur Nachnutzung getroffen werden, kommt nur eine wesentliche Erhöhung der Anzahl der Messungen im Raster infrage. Der damit einhergehende hohe finanzielle Aufwand für Laborleistungen kann durch den Einsatz schneller Vor-Ort-Analytik mit low-cost-Verfahren oder Direct-Push Technologien in der Orientierungsphase minimiert werden, ohne dass derzeit die Vor-Ort-Analytik als vollständiger Ersatz der Laboranalytik angesehen werden darf (FLACHOWSKY, 2004). Bei der Detailuntersuchung beschränkt sich die Vor-Ort-Analytik in der Regel auf die Optimierung der Probenahmestrategie für die nachfolgende gerichtsfeste Laboranalytik. Zur Bestimmung von PAK im Feld eignen sich prinzipiell die auch im Labormaßstab eingesetzte Gaschromatografie (GC/MS), die laserinduzierte Fluoreszenz-Spektroskopie (LIF), die UV-Spektrophotometrie und die Dünnschichtchromatographie (DC). Aufgrund des hohen Probendurchsatzes von ca. 50 Stk./d, der einfachen Handhabung, den geringen Analytikskosten und der archivierbaren Dokumentation über Visualisierungssoftware wurde für den Feldtestversuch im Rahmen dieser Arbeit ein vom UFZ Halle-Leipzig entwickeltes Vor-Ort-Analytikverfahren auf Basis der Dünnschichtchromatographie ausgewählt und in Kooperation mit dem UFZ umgesetzt (FLACHOWSKY,

SCHELLHORN u. BORSDORF, 2005). Das analytische Prinzip der PAK-Gehaltsbestimmung als Summengröße der 16 EPA-PAK mittels GC oder 15 EPA-PAK mittels HPLC im Labor unterscheidet sich grundsätzlich von der DC-Methodik. Bei den Labormethoden werden nach chromatographischer Trennung die einzelnen PAK bestimmt und daraus der Summenwert ermittelt. Bei dem dünn-schichtchromatographischen Verfahren werden alle PAK in einem Fleck vereinigt und die Fluoreszenz als Summe gemessen, die keine Differenzierung auf die Einzelsubstanzen zulässt. Daraus ergibt sich die Zielstellung nach dem Vergleich und Bewertung der halbquantitativen DC-Methode mit den klassischen Labormethoden zum Einsatz der Vor-Ort-Methode für eine mögliche Rasteroptimierung.

1.1 Stand der Forschung

In den letzten Jahren zeigten sich Fortschritte auf dem Gebiet der Vor-Ort-Messtechnik. Mit Hilfe der feldtauglichen Methoden zur kostengünstigen Schadstoffanalytik (ECKNIG & OBST, 1999; BATEREAU, 2002; TERYTZE et al., 2003; SARRING et al., 2003; BARCZEWSKI et al. 2005; GERSTNER et al. 2006; TEUTSCH et al., 2008) wird die Aussagesicherheit erhöht, da durch die sofortige Verfügbarkeit von Messdaten eine unmittelbare Anpassung von Messrastern an die tatsächliche räumliche Ausdehnung des Schadensherdes im Untergrund möglich wird. Die matrixbezogene Bewertung der Vor-Ort-Analytikverfahren ist jedoch noch nicht abgeschlossen und weiterhin Gegenstand zukünftiger Arbeiten, zumal auch die Probleme der feldtauglichen Probenahme und –aufbereitung bisher nicht gelöst sind. Die Forderungen potenzieller Investoren und Flächennutzer hinsichtlich Altlastenfreiheit und kompletter Risikoentlastung nach einer Standorterkundung stehen im Widerspruch zu den angewandten Erkundungsverfahren mit zu großen Rasterabständen für die Probenahme. Dieser Tatbestand führt bei der Bebauung freigemessener Flächen zum Auffinden und Sanierung von bisher unbekanntem lokal eng begrenzter Kontaminationsherde. Bei Untersuchungen an Realstandorten wurde aufgezeigt, dass unter Verwendung von sensorbasierter Bodenluftmessungen meist gesicherte Informationen über Art und Verteilung von Schadstoffbelastungen im Untergrund gewonnen werden können als unter Anwendung konventioneller Vorgehensweisen (BATEREAU, 2004). Direct-Push-Verfahren (DP) bieten die Möglichkeit der parallelen Datenerhebung und –interpretation im Feld als Grundlage einer flexiblen Probenahme-

mestategie. Der Einsatz von DP wird schwierig, wenn der Untergrund aus kiesigen Sedimenten, Steinen oder Braunkohle besteht (GERSTNER et al., 2006; NEUHAUS, 2007; OPPERMANN, 2007; BUNTIN, 2007; McCALL 2007). Aufgrund der eingeschränkten Reproduzierbarkeit der aus DP-Sondierungen gewonnenen Daten sind diese Verfahren nicht in jedem Fall sinnvoll einsetzbar. Erst ab der Stufe Detaillerkundung sind Detektionssonden anwendbar, um die Lage und Verteilung der Schadstoffe genauer zu bestimmen. Im Rahmen der Ermittlung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse zur Gefahrenbeurteilung (Natural Attenuation – NA) wurden innerhalb des BMBF Förderschwerpunktes KORA⁴ DP-Verfahren vielfach eingesetzt, um etwa die Verteilung von Reaktionspartnern im Grundwasser zu bestimmen bzw. das Mehrphasensystem Boden/Wasser/NAPL/Luft zu charakterisieren (PETER, MILES und TEUTSCH, 2007). Ungeeignet sind die DP-Verfahren, wenn die Aufgabenstellung in der kontinuierlichen Datengewinnung an gleichen Ansatzpunkten im Vordergrund steht. Zur Informationsverdichtung bei der Altlastenbearbeitung zur Ermittlung der Mächtigkeit eines Kontaminationshorizontes und seiner Ausbreitungsrichtung sind diese Verfahren dagegen praktikabel. Vor-Ort verfügbare Messdaten ermöglichen es, Messraster und Analysendaten aneinander anzupassen und zu optimieren (Abb. 3).

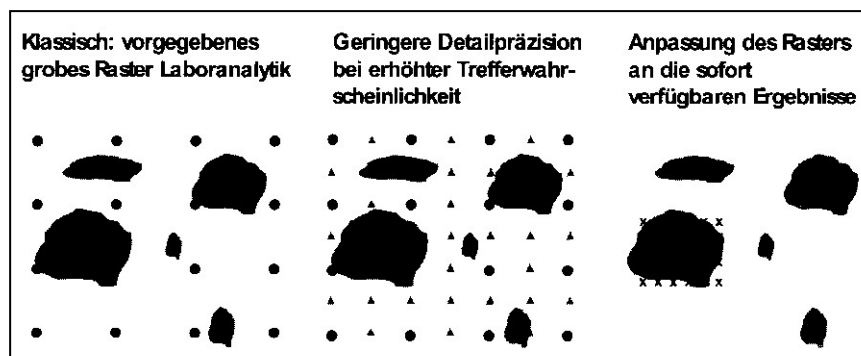


Abb. 3: Verschiedene Untersuchungsstrategien im Vergleich (aus BARCZEWSKI, 2002)

So demonstriert die dritte Darstellung in der Abb. 3 die ergebnisorientierte zusätzliche Verdichtung des Messrasters, um damit die erforderliche Aussagesicherheit zu erreichen. Vielfältige Beiträge zur Optimierung eines Messnetzes liefern die geostatistische Verfahren (DAVIS, 1986; HUESEMANN, 1991; CREPIN et al., 1993; WACKERNAGEL, 1994; LINNENBERG, 1995 und SCHOLZ, 1995; EINAX, 1996; WOEDE, 1999; DANZER et al., 2001; MILLER et al., 2002, AULL, 2003; CAEIRO et al., 2003). Sie zielen auf eine Minimierung der Anzahl von Messstellen durch optima-

⁴ Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwasser und Böden.

le räumliche Anordnung bei vorgegebener Mindestaussagesicherheit sowie auf die Maximierung der Aussagesicherheit von Erkundungsergebnissen. Allerdings sind diese statistischen Modelle matrixunabhängig erarbeitet worden, so dass Forschungsbedarf bei der Verknüpfung von Rasteroptimierung und Standorteigenschaften, zielführend unter Verwendung einer für den jeweiligen Schadstoff geeigneten Vor-Ort-Methode. Statistische Überlegungen von BUNGE (1999) sowie LIEDL & TEUTSCH (1998) ergaben, dass für eine akzeptable Trefferwahrscheinlichkeit die Maschenweite des Probenahmerasters mindestens so groß sein muss wie der Durchmesser des kleinsten Schadstoffherdes, der noch mit hinreichender Sicherheit erkannt werden soll.

Die im Zusammenhang mit dem Verhalten in der Umwelt wichtigsten physikalisch-chemischen Eigenschaften von PAK sind der mit anderen Xenobiotika vergleichsweise geringe Dampfdruck und ihre geringe Wasserlöslichkeit. Die mit dem Molgewicht ansteigende Lipophilie bedingt eine zunehmende Adsorption an Bodenpartikeln. Verbindungen mit mehr als 3 Ringen zeichnen sich durch vernachlässigbar geringe Volatilität und hohe Adsorbierbarkeit an Partikeln aus, werden letztendlich im Boden festgelegt und angereichert. Deshalb ist eine Verlagerung der PAK in der wasserungesättigten Zone des Bodens zumindest in humusreichen Böden offensichtlich nur von geringer Bedeutung (SCHÄFER, 1997). Umgekehrt kann die Sorption an gelösten Huminstoffen in Poren-, Grund- und Oberflächenwässern zu einer erhöhten scheinbaren Wasserlöslichkeit führen, die dann eine verstärkte Ausbreitung von hydrophoben Schadstoffen – auch im Grundwasser – zur Folge haben kann. MARSCHNER (1997) und ESCHENBACH et al. (1997) unterscheiden hinsichtlich der PAK-Mobilisierung und Bioverfügbarkeit im Boden zwischen 4 Fraktionen: frei gelöst, DOM-gebunden, festphasensorbiert und gebundene Rückstände mit zunehmender Kontaktzeit zwischen Bodenbestandteilen und PAK. Aufgrund der thermodynamisch stabilen Struktur spielen chemisch-oxydative Abbaureaktionen für PAK eine untergeordnete Rolle. Ebenso sind photochemische Abbaureaktionen zu vernachlässigen (WINKLER, 1995). Eine Betrachtung des Zusammenhanges zwischen konkreter Ausbildung der Matrix und dem Sorptionsverhalten von PAK wurde verschiedentlich untersucht. FREUDENBERG und NIEBELSCHÜTZ (1997), KALBITZ (1996), SCHAUMANN (1998), ZAMIFIRESCU und GRATHWOHL (1998), WEIGAND (1998), HEINISCH (1998), SCHAUMANN, SIEWERT u. MARSCHNER (2000) betrachteten jedoch vorwiegend homogene Einzelproben mit ausgewählten einzelnen

bodenphysikalischen Eigenschaften in ihrer Beziehung zum PAK-Gehalt. Für komplette Bodenprofile fehlt bisher die Wichtung und Quantifizierung des Einflusses ausgewählter Bodeneigenschaften auf den Umfang des PAK-Sorptionsverhaltens.

Untersuchungen am Oberbodenmaterial unterschiedlicher Böden durch KALBITZ (1996) zeigen, dass das kolloidal gelöste Bodenmaterial (DOM) als sehr sorptionsaktiv anzusehen ist und zum vertikalen Schadstofftransport im Profil beiträgt. Dabei sind PAK-Mobilisierung und DOM-Freisetzung aneinander gekoppelt.

HEINRICH (1998) zeigte mittels Gefäßversuchen modellhaft den Transfer von Benzo(a)pyren und Fluoranthen aus den Böden in die pflanzliche Biomasse. Es wurde gefunden, dass abhängig von der Bodenart die Modellsubstanzen in der Tieflerhfahlerde besser für die Pflanzen verfügbar waren als in der humusreicheren Lößschwarzerde. Durch Untersuchungen an Böden mit unterschiedlichem Gehalt an organischer Substanz konnte nachgewiesen werden, dass der Schadstoffgehalt in den Pflanzen mit dem Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff negativ korrelierte. Höhere Gehalte an organischer Substanz des Bodens bewirkten eine verstärkte Festlegung der Schadstoffe in der Bodenmatrix und eine Abnahme des pflanzenverfügbaren Schadstoffanteils. GEORGIE (1998) wies nach, dass die innerhalb kurzer Kontaktzeiten ausbildenden Wechselwirkungen zwischen PAK und Huminstoffen reversibel sind und somit PAK nur eine geringe chemische Reaktivität gegenüber Huminstoffen besitzen. Versuche von GEORGIE bei verschiedenen Konzentrationen aquatischer Huminstoffe natürlicher und anthropogener Herkunft ergaben ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in den Sorptionskoeffizienten der PAK. Ein Absinken des pH-Wertes bewirkte erwartungsgemäß für alle untersuchten Huminstoffe eine Zunahme der Sorptionskoeffizienten von unfunktionalisierten PAK.

CERNIGLIA (1992) und KÄSTNER et al. (1993) belegen einen PAK-Abbau durch Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen. Mit Hilfe des Wachstumssubstrat Pyren konnte Benzo(a)pyren umgesetzt werden, wobei sich das PAK-Abbauspektrum der vorliegenden Mycobakterien erweiterte (DERZ, 2004). Unter Verwendung von Säulenversuchen zeigten MAHRO et al. (2006), dass der Zusatz biologisch aktiver Bodenmaterialien die Quellstärke von kontaminierten Ausgangssubstraten stark beeinflusst. Eine Elution von PAK in den eigentlichen Säulenversuchen konnten nicht mehr ermittelt werden. Maximale PAK-Freisetzungsraten wurden durch Aggregatdestabilisierung und Ionenauswaschung mit bidestilliertem Wasser erzielt. Nach Anwendung von Frost-Tau-Zyklen sind ebenfalls erhöhte PAK-Freisetzungsraten zu

erwarten. Im Rahmen von Belüftungsmaßnahmen zur Aktivierung von Abbauprozessen in der Aerationzone wurden von THAMM et al. (2003) eine Verstoffwechslung von 2- und 3-Ring-PAK aufgezeigt. Die langsamere Verstoffwechslung der 3-Ring-PAK ist Ursache dafür, dass diese nach Beendigung der Belüftung gelöst ausgetragen werden können und so zu einem erneuten Anstieg der Konzentration im Grundwasser führen. Die von STIEBER et al. (2007) durchgeführten Säulenversuche wiesen ein mikrobiologisches Selbstreinigungspotenzial über die gesamte Tiefe des ungesättigten Untergrundes nach. Die Versickerung PAK-haltiger Niederschläge lässt eine Aktivierung des standorteigenen Selbstreinigungspotenzials im ungesättigten Untergrund erwarten, wodurch eine weitgehende PAK-Eliminierung auf ihrem Transportweg möglich ist.

2 Grundlagen

2.1 Entstehung und Vorkommen von PAK

Zu der Substanzklasse der PAK zählt man im engeren Sinne chemische Verbindungen, die aus zwei oder mehr kondensierten aromatischen Ringsystemen aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen aufgebaut sind. Im weiteren Sinne werden auch substituierte und heterozyklische mehrkernige aromatische Ringsysteme zu den PAK gezählt. Nach einer Empfehlung der US Umweltbehörde EPA, wird derzeit eine Auswahl von 16 PAK zur Quantifizierung der PAK-Belastung in Umweltproben herangezogen (Abb. 4). PAK entstehen als Gemische bei jeder Form von unvollständiger Verbrennung unter Sauerstoffmangelbedingungen aus allen organischen Verbindungen, die Kohlenstoff und Wasserstoff enthalten. Zu den bedeutendsten Emissionsquellen gehören die Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Wärme- und Energiekraftwerken, Hausfeuerung, thermische Abfallverwertung, Steinkohleverkokung, Teerdestillation, Gasproduktion und der Kfz-Verkehr. Die in der Umwelt vorgefundenen, spezifischen PAK-Muster spiegeln die Art des verbrannten Materials, aber auch emittententypischen Verbrennungsbedingungen wie Temperatur und Sauerstoffmenge wider (PREUSS, 2005). In weit geringem Umfang stammen PAK aus natürlichen Quellen wie Wald- und Moorbränden und Vulkanausbrüchen. In den letzten Jahren hat die PAK-Belastung in der Bundesrepublik Deutschland aufgrund der Verlagerung bei der Anwendung von Kohle auf Öl und Gas als Brennstoff, Stilllegung von Kohlewerkstoffstandorten, weitgehende Vermeidung von Teerprodukten im Straßenbau, Verbesserung der Verbrennungstechnologie und Abgasreinigung sowie einer Aus-

rüstung der Kraftfahrzeuge mit Abgaskatalysatoren nachgelassen (DÜRBECK et al., 1997; SCHAUER et al., 2003).

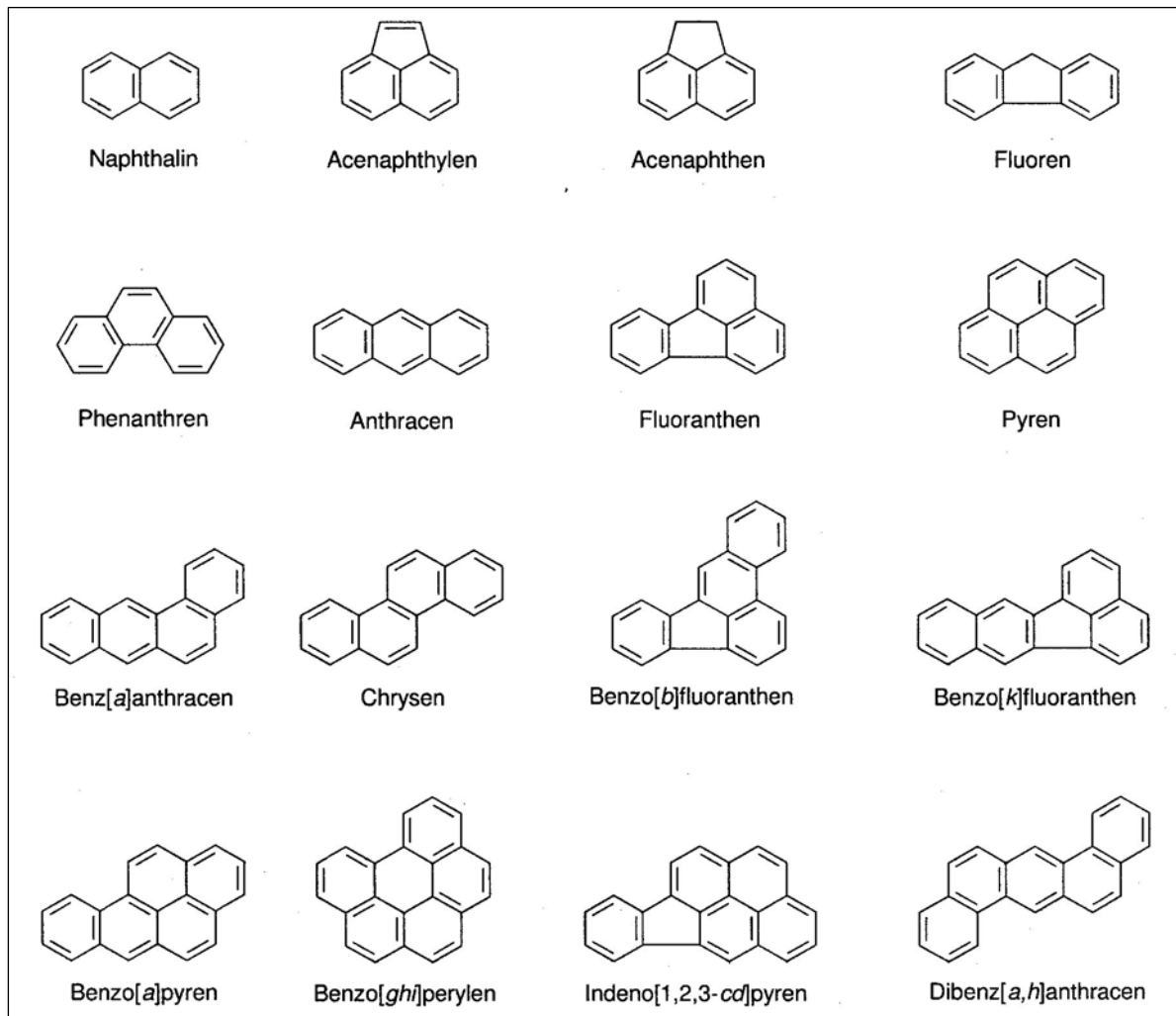


Abb. 4: Strukturformeln der 16 EPA-PAK

Dennoch können vor allem in Ballungsgebieten mit starkem Verkehr und Hausfeuerung noch relativ hohe Belastungen auftreten. Zudem erfordern die hohe Langlebigkeit der PAK und die damit verbundene Anreicherung in der Umwelt sorgfältigen Umgang mit kontaminierten Umweltkompartimenten wie z.B. die Sanierung von altlastenverdächtigen Flächen, sowie die Vermeidung von PAK-Freisetzen.

Eine typische historische Quelle der PAK ist der Steinkohlenteer, der bei der Stadtgaserzeugung gebildet wird und daher an nahezu allen ehemaligen Gaswerkstandorten anzutreffen ist. Die Zusammensetzung des Teeres variiert mit der bei der Gaserzeugung eingesetzten Kohle und der Temperaturführung im Destillationsprozess. Insgesamt enthält Teer ein Gemisch von über 10.000 Verbindungen.

Die Löslichkeit der Teerbestandteile in Wasser ist vor allem vom C/H-Verhältnis abhängig und hinreichend untersucht (EMUNDS, 1996). Die Teersorten mit den geringsten C/H-Verhältnissen lösen sich besser als die mit den hohen C/H-Verhältnissen. Wie aus Tab. 1 und Abb. 5 hervorgeht, nimmt die Wasserlöslichkeit in der Regel mit steigender Molmasse der PAK ab. Ein besonders gravierender Unterschied ist beim Sprung von Naphthalin nach Acenaphthen zu beobachten, wo die Löslichkeit von 31,7 mg/l auf 3,93 mg/l absinkt.

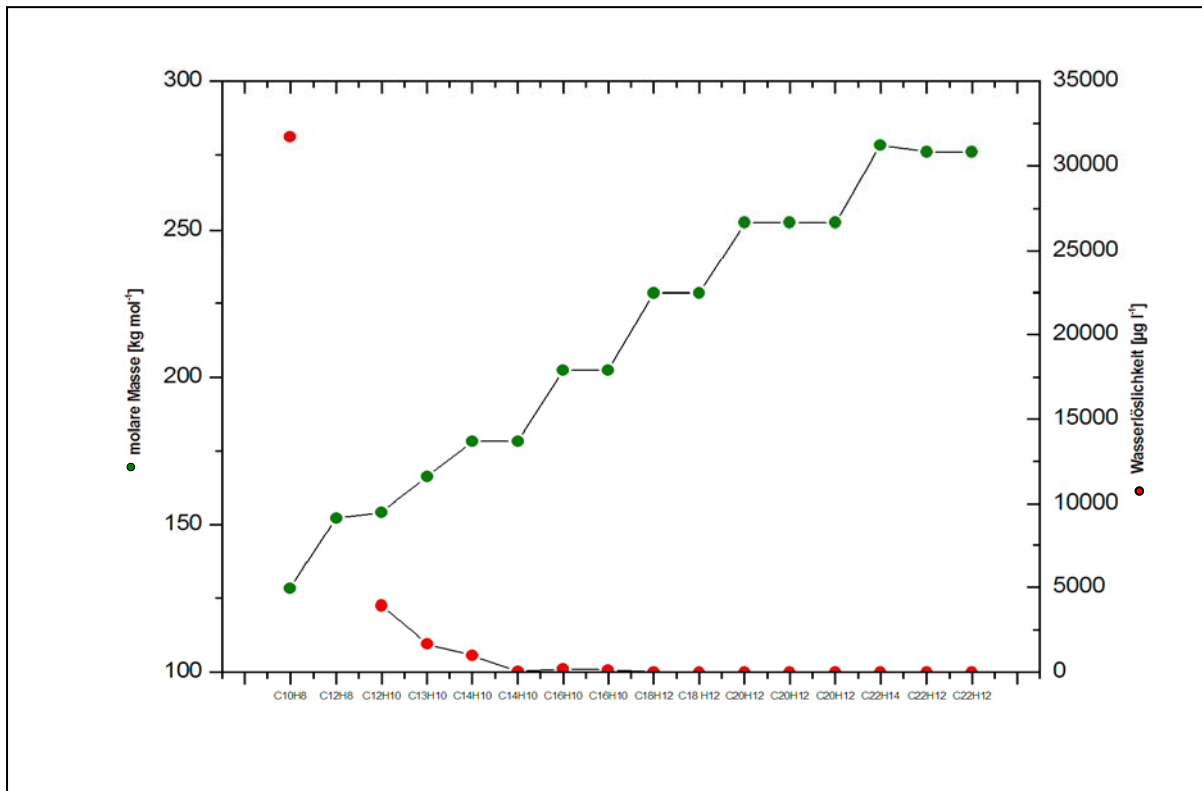


Abb. 5: Darstellung der Löslichkeit von PAK in Wasser im Vergleich zur Molmasse (verändert aus EMUNDS, 1996)

2.1.1 Eigenschaften und Verhalten von PAK in der Umwelt

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind Verbindungen, deren Grundgerüst aus zwei oder mehreren kondensierten Benzolringen besteht. Die Benzolkerne können dabei linear, angular oder verzweigt angeordnet sein. Insgesamt sind mehrer 100 hundert Verbindungen dieser Stoffklasse charakterisiert, deren Eigenschaften stark variieren können. Die wesentlichsten physikalischen Eigenschaften, sowie die Summenformeln der 16 EPA-PAK sind in Tabelle 1 zusammengestellt. PAK besitzen aufgrund ihres delokalisierten π -Elektronen-Systems eine ungewöhnlich hohe thermodynamische Stabilität, eine geringe Reaktivität, planare Molekülge-

ometrie und sie absorbieren Licht im sichtbaren und ultravioletten Bereich. Außerdem fluoreszieren die meisten PAK. Generell sind Dampfdrücke der höher kondensierten PAK sehr niedrig. Vor allem die PAK mit mehr als vier Ringen haben eine ausgeprägte Adsorptionstendenz.

Tabelle 1: 16 PAK der US-EPA Priority List mit ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern (EMUNDTs, 1996; RIPPEN, 1997) mit: K_p (Siedepunkt); F (Schmelzpunkt); ψ (Wasserlöslichkeit); P (Sättigungsdampfdruck); log K_{ow} (Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient); log K_{oc} (Verteilungskoeffizient normiert auf C_{org})

Formel	Substanz	Ringe	Molgewicht	F [°C]	K _p [°C]	P [Pa]	ψ [$\mu\text{g l}^{-1}$]	log K _{ow}	log K _{oc}
C ₁₀ H ₈	Naphthalin	2	128,17	80,5	218	6,56	31.700	3,37	2,5-3,2
C ₁₂ H ₈	Acenaphthylen	3	152,20	92-93	265	3,87	n.a.	n.a.	n.a.
C ₁₂ H ₁₀	Acenaphthen	3	154,21	96,2	279	2,67	3.930	4,33	3,3-4,1
C ₁₃ H ₁₀	Fluoren	3	166,22	116-117	293-295	1,13	1.685	4,18	3,9
C ₁₄ H ₁₀	Phenanthren	3	178,23	101	340	9,06*10 ⁻²	1.000	4,46	3,1-4,3
C ₁₄ H ₁₀	Anthracen	3	178,23	216	340	2,61*10 ⁻²	45	4,45	4,1-4,5
C ₁₆ H ₁₀	Fluoranthen	4	202,26	111	375	8*10 ⁻⁴	206	5,33	4,6
C ₁₆ H ₁₀	Pyren	4	202,26	156	393	9,13*10 ⁻⁵	132	5,32	4,8
C ₁₈ H ₁₂	Benz(a)anthracen	4	228,29	162	435	6,67*10 ⁻⁷	9,4	5,61	5,3-6,3
C ₁₈ H ₁₂	Chrysen	4	228,29	255-256	448	8,4*10 ⁻⁵	1,8	5,61	4,9
C ₂₀ H ₁₂	Benzo(b)fluoranthen	5	252,32	168	n.bk.	6,67*10 ⁻⁵	1,5	6,57	6,2
C ₂₀ H ₁₂	Benzo(k)fluoranthen	5	252,32	217	480	6,67*10 ⁻⁵	0,8	6,84	5,6
C ₂₀ H ₁₂	Benzo(a)pyren	5	252,32	179	310-312	6,67*10 ⁻⁵	1,6	6,04	6,65
C ₂₂ H ₁₄	Dibenz(a,h)anthracen	5	278,35	263	275	1,33*10 ⁻⁸	0,5	5,97	6,3
C ₂₂ H ₁₂	Indeno(1,2,3-cd)pyren	6	276,00	163	n.bk.	1,33*10 ⁻⁸	0,2	7,66	6,2
C ₂₂ H ₁₂	Benzo(g,h,i)perylen	6	276,00	222	>500	1,33*10 ⁻⁸	0,7	7,23	-

Die im Zusammenhang mit dem Verhalten in der Umwelt wichtigsten physikalisch-chemischen Eigenschaften von PAK sind der mit anderen Xenobiotika vergleichsweise geringe Dampfdruck und ihre geringe Wasserlöslichkeit. Aus Tab. 1 wird ersichtlich, dass diese Eigenschaft im Allgemeinen mit steigender Ringzahl und der Molekülmasse abnehmen. Als Ausnahme ist Anthracen zu nennen, da diese Verbindung mit drei Ringen eine auffällig geringe Wasserlöslichkeit besitzt (Abb. 5). Allgemein wird beobachtet, dass der PAK-Abbau stark abhängig von der Wasserlöslichkeit der jeweiligen Substrate ist. So erfolgt die Verwertung von PAK in einem Substanzgemisch in Reihenfolge sinkender Wasserlöslichkeiten der einzelnen Verbindungen (KELLEY & CERNIGLIA, 1995). Weiterhin kann die niedrige Wasserlöslichkeit der Substrate die Abbaugeschwindigkeit beeinflussen. So werden 4-Ring-PAK grundsätzlich langsamer als 2- und 3-Ringsysteme abgebaut (PINELLI et al., 1997; CERNIGLIA, 1992).

Die mit dem Molgewicht ansteigende Lipophilie (k_{ow} -Wert) bedingt eine zunehmende Adsorption an die Bodenmatrix (LEWANDOWSKI et al., 1997). Häufig wird in diesem Zusammenhang der k_{oc} -Wert angegeben, der die Konzentration an adsorbierter Substanz auf die organische Substanz bezieht und damit ein Maß für die Adsorption von organischen Substanzen in Böden und Sedimenten ist. Diese Daten machen deutlich, dass sich Verbindungen mit mehr als drei Ringen durch vernachlässigbar geringe Volatilität und hohe Adsorbierbarkeit an Partikel auszeichnen und letztendlich im Boden und in Sedimenten festgelegt und angereichert werden (PARK et al., 1990). Photochemische Abbaureaktionen sind geeignet PAK abzubauen, kommen jedoch nur für partikelgebundene oder flüchtige PAK in der Atmosphäre oder an der Oberfläche von Böden in Frage und können deshalb im Boden vernachlässigt werden (WINKLER, 1995).

Neben der Persistenz beruht die umweltgefährdende Wirkung der PAK auf dem mutagenen und kanzerogenen Potenzial einiger Verbindungen dieser Stoffgruppe. Insbesondere Vertreter der höhermolekularen 4-, 5- und 6-Ringsystemen, wie z.B. das Benz(a)anthracen, Dibenz(a,h)anthracen und Benzo(a)pyren besitzen kanzerogene Wirksamkeit, wobei letzteres als Leitsubstanz für die kanzerogenen PAK herangezogen wird (GRIMMER et al., 1991).

PAK werden bevorzugt aerob abgebaut. Niedere PAK werden vollständig zu Kohlendioxid oxidiert und als Kohlenstoff- und Energiequelle von den Mikroorganismen genutzt. Höhere PAK (> 5 Ringe) und substituierte PAK werden nur teilweise mineralisiert. Bei Verbindungen mit mehr als drei Benzolkernen läuft der Abbau ausschließlich cometabolisch ab (KECK et al., 1989; TONGPIM & PICKARD, 1999; MAHRO et al., 2006; STIEBER et al. 2007)). Der Abbau wird Monooxygenasen, Dioxygenasen und Ligninperoxidasen eingeleitet. Diese führen Hydroxylgruppen in einen der Ringe ein, der dann geöffnet und abgebaut werden kann (IWABUCHI et al., 1998; SMITH, 1994; MAHRO & KÄSTNER, 1993).

Abb. 6 verdeutlicht, von welchen Faktoren die Ausbreitung organischer Verbindungen im Untergrund abhängt. Beim Einsickern von organischen Verbindungen in die wasserungesättigten Bodenzonen, der weiteren Verfrachtung und ihrer Ausbreitung sind die o.g. stofflichen Eigenschaften von hoher Bedeutung. Im Untergrund werden die Fließeigenschaften der flüssigen Kontaminationsphase im Wesentlichen durch die Dichte und die kinematische Viskosität der Flüssigkeit bestimmt. Die Lösungseigenschaften dieser Kontaminationsphase wird von der Wasserlöslichkeit bestimmt,

die als Sättigungskonzentration einer Substanz in reinem Wasser bei einer bestimmten Temperatur definiert wird.

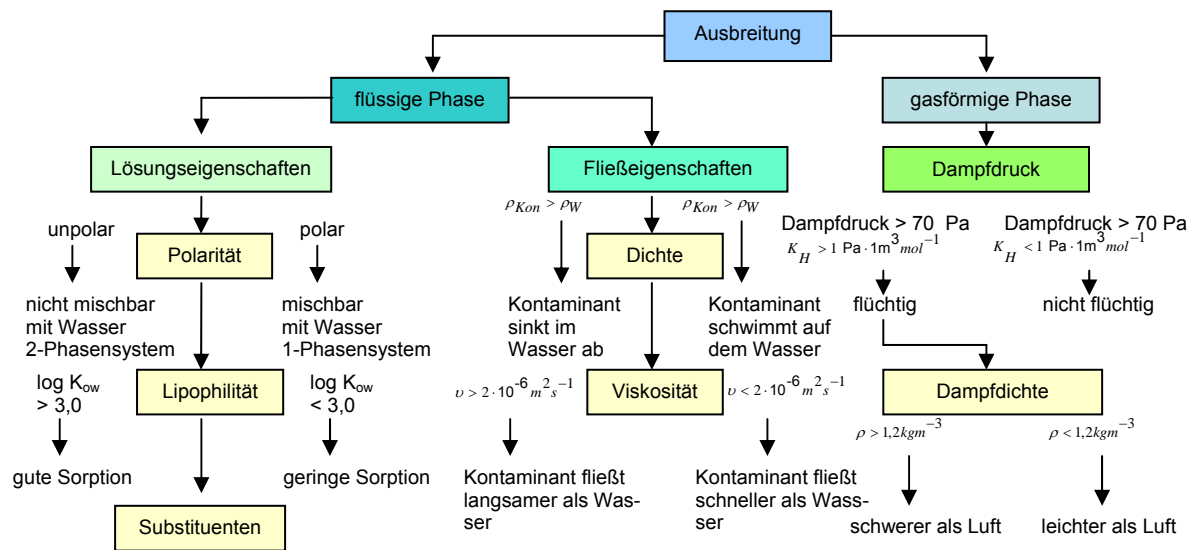


Abb. 6: Stoffliche Eigenschaften organischer Verbindungen zur Ausbreitung im Untergrund (leicht verändert nach EISWIRTH, 1995)

2.1.2 Lösungsvermittlung und Mobilität

Das Problem der Lösungsvermittlung bei Mischkontaminationen ist insbesondere im Rahmen von Gefährdungsabschätzungen über den Wirkungsgrad Boden-Grundwasser zu berücksichtigen (WÖSTMANN, 2007). So ist z.B. das Benzo(a)pyren in Benzol gut löslich. Bekanntermaßen wirken LCKW und BTEX-Aromaten als Lösungsvermittler, so dass dann vergleichsweise große Migrationsweiten für BTEX erreichbar sind. Auch können die beim mikrobiologischen Abbau von aromatischen Kohlenwasserstoffen auftretende Metabolite als Lösungsvermittler für PAK wirken. Die Löslichkeit der Kohlenwasserstoffe kann des Weiteren durch natürliche organische Säuren (z.B. Humin- und Fettsäuren) erhöht werden. So steigern erhöhte DOC-Gehalte im Grundwasser die Mobilität hydrophober organischer Verbindungen wie PAK, je nach Konzentration und Zusammensetzung der gelösten organischen Substanz.

Die Bindung der PAK an gelöstes organisches Material (DOM) ist dynamisch und reversibel. Der Transport von PAK durch kolloidale Partikel ($< 10 \mu\text{m}$) ist nicht nur auf organische Kolloide beschränkt, sondern betrifft auch Verwitterungsprodukte, Tonminerale und Mikroorganismen, die in der Lage sind, anorganische und organische

Schadstoffe zu verlagern. Kommt es bei der Verlagerung der Schadstoffe nicht wieder zu einer Sorption an der festen Phase, so ist mit einer Gefährdung des Grundwassers zu rechnen. Eine Mobilitätsänderung kann durch die Änderung der Löslichkeit einer Substanz hervorgerufen werden. Die Löslichkeit ist hierbei die Konzentration, die sich einstellt, wenn die Substanz als Feststoff mit Wasser im Gleichgewicht steht.

Kolloide ($0 < 10 \mu\text{m}$), die eine wichtige Rolle beim Schadstofftransport spielen, bestehen aus makromolekularen Komponenten des DOC. Sie entstehen durch Übersättigung einzelner Komponenten in der Lösung. Weiterhin können natürliche und synthetische Tenside die Mobilität organischer Schadstoffe wesentlich beeinflussen. Dies muss in der Praxis bei der Betrachtung von Sanierungsvarianten beachtet werden. Auch bei mit PAK kontaminierten Sandböden wurde die Mobilisierungswirkung verschiedener Tenside mit Hilfe von Perkolationsversuchen beobachtet. Bei Versuchen konnte mit verschiedenen Tensiden die Löslichkeit der einzelnen PAK gesteigert werden. Größere Frachten an PAK konnten allerdings nur mit Hilfe synthetischer Tenside in die wässrige Phase gebracht werden (GEORGI, 1998) und können somit nicht als Diskussionsgrundlage für die Klärung des Mobilitätsverhaltens in natürlichen Böden dienen. Für Lösungen aus Pools kann die Mindestzeit bis zur vollständigen Lösung je nach Schadstoff Jahrhunderte bis Jahrtausende betragen (GRATHWOHL, 2006; EBERHARDT & GRATHWOHL, 2002). In Tab. 2 sind die Desorptions-/Diffusions- bzw. Lösungszeiten für BTEX im Vergleich zu LCKW und PAK dargestellt.

Aufgrund des komplexen Schadstoffspektrums und den damit einhergehenden unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten im organischen Gemisch ist langfristig eine Veränderung der Sättigungskonzentrationen mit fortschreitender Lösung bzw. zunehmendem Alterungsgrad der organischen Phase möglich (ZAMFIRESCU & GRATHWOHL, 2001). Daher ist insbesondere die quantitative Analyse der räumlichen und zeitlichen Veränderung der aus der Schadstoffquelle sich entwickelnden Abstromfahne von zentraler Bedeutung für die Frage nach dem natürlichen Schadstoffminderungspotenzial im Gelände.

Tabelle 2: Relevante Zeitskalen beim Umgang mit mineralölkontaminierten Standorten: Szenariospezifische Desorptions-/Diffusions- bzw. Lösungszeiten für relativ gut lösliche (BTEX, LCKW) und schwer lösliche (PAK) organische Schadstoffe (nach GRATHWOHL, 2006)

Szenario	BTEX, LCKW	PAK
Gelöste bzw. sorbierte organische Schadstoffe		
Zeitskala im Kornmaßstab*	< 1 Jahr	1 - 100 Jahre
Zeitskala bei geringdurchlässigen Schichten	> 10 Jahre	> 100 Jahre
Residuale organische Flüssigphasen		
Zeitskala bei der Lösung aus Blobs	1 - > 10 Jahre	10 - > 100 Jahre
Zeitskala bei der Lösung aus Pools	> 10 - 1000 Jahre	> 1000 Jahre

* gilt nur für einzelne Körner – wenn längere Strecken im Grundwasser (viele Körner hintereinander) kontaminiert sind, wird die Advektion geschwindigkeitsbestimmend

2.2 Bodenkundliche Grundlagen

2.2.1 Entstehung und Bedeutung der organischen Bodensubstanz

Die organische Substanz des Bodens wird in Streustoffe und Huminstoffe eingeteilt. Zu den Streustoffen gehören die noch nicht vollständig abgebauten Pflanzen- und Tierreste. 60 bis 70% der organischen Substanz sind Huminstoffe. Eine Einteilung der Huminstoffe nach ihrer chemischen Struktur ist aufgrund der Heterogenität nicht möglich. Nach ihren Lösungs- und Fällungseigenschaften können sie jedoch in drei Gruppen eingeteilt werden:

- Huminsäuren, die in verdünnter Natronlauge löslich sind und durch Säuren wieder ausgefällt werden,
- Fulvosäuren, die in verdünnter Natronlauge löslich sind und auch nach dem Ansäuern mit Salzsäure in Lösung bleiben,
- Humine, die weder in Alkalihydroxid noch in Säure löslich sind und feste Komplexe mit der anorganischen Bodenfraktion bilden. Humin- und Fulvosäureanteile, die fest an Tonminerale gebunden sind, werden jedoch auch dieser Fraktion zugeordnet. Humine haben einen hohen Polymerisationsgrad und entstehen durch Alterung von Fulvaten und Humaten.

Ein wichtiger Einfluss der Huminstoffe auf die Bodeneigenschaften wird durch die Sorption organischer Bodensubstanz an mineralische Bestandteile ausgeübt. So sind in Böden wesentliche Teile der mineralischen Bestandteile mit organischen Stoffen molekularer bis kolloidaler Größe zu stabilen organomineralischen Substraten verbunden. Je höher die spezifische Oberfläche der mineralischen Partikel ist, umso

höher ist auch der Huminstoffanteil. Es entstehen stabile Aggregatgefüge vor allem durch die organometallischen Bindungen, die die Bodeneigenschaften in besonderem Maße beeinflussen (Intercalation). Nachstehende Übersicht veranschaulicht die typischen Prozesse:

- Quellung durch Einlagerung von H₂O-Molekülen,
- Sorption von Tensiden und Hydrophobierung des Schichtzwischenraumes,
- Verdrängung von Wasser oder organischen Molekülen im Schichtzwischenraum durch andere organische Verbindungen,
- Salzbildung mit den Zwischenschichtkationen,
- Ionenaustausch der Zwischenschichtkationen durch Schwermetallkationen,
- Bindungen organischer Stoffe im Schichtzwischenraum durch Redoxreaktionen.

Die chemischen Bindungsmechanismen sind vielfältig, basieren jedoch hauptsächlich auf elektrostatische Bindungen. Humose Mineralböden besitzen im obersten Horizont einen Humusgehalt von 1,5 bis 4%. Extrema bilden Moore mit Gehalten von 30 bis 100%.

2.2.2 Bindung zwischen natürlicher organischer Substanz und organischen Schadstoffen

Organische Schadstoffe haben eine größere Affinität zur organischen Substanz als zu den mineralischen Bestandteilen des Bodens. Grundsätzlich stehen die hydrophilen Komponenten den hydrophoben Substanzen gegenüber. Die Eigenschaften beeinflussen Sorptions- und Desorptionsvorgänge, Verflüchtigung, chemische, photochemische und mikrobielle Umwandlungen. Jeder dieser Prozesse oder beliebige Kombinationen derselben können das Verhalten eines Schadstoffes bestimmen (KARICKHOFF, 1984; CHIOU et al. 1989). Ebenso wird der Transport von organischen Kontaminanten durch die ungesättigte Bodenzone von den sehr verschiedenen Faktoren, wie der Mächtigkeit und Ausprägung der ungesättigten Bodenzone, dem Auftreten bevorzugter Sickerwasserpfade, dem Sorptionsverhalten und chemischen Eigenschaften der Verbindung und den hydrologischen Bedingungen des Standortes beeinflusst. In der Bodenzone kann hinsichtlich des PAK-Verhaltens zwischen 4 verschiedenen Fraktionen unterschieden werden (MARSCHNER, 1997):

- Frei gelöst (durch geringe Wasserlöslichkeit der PAK sehr geringer Anteil);

- DOM-gebunden (kann bis zu 95% des in Bodenlösung befindlichen Stoffes ausmachen);
- Festphasensorbirt (höherer Anteil der an die org. Substanz gebundenen hydrophoben organischen Schadstoffen als frei gelöste Anteile);
- Gebundene Rückstände (bei zunehmender Kontaktzeit zwischen PAK und Bodenbestandteilen kann die Bindung der PAK an die organische Substanz so hoch sein, dass keine Lösungsvorgänge mehr stattfinden).

Für die modellartige Betrachtung der Sorption unterteilt ZURMÜHL (1995) den Boden in zwei Bereiche (Abb. 7). Ein Bereich, in dem eine Substanz spontan an die Oberfläche der organischen Substanz sorbiert und ein zweiter, wo Stoffe durch Diffusion in die organische Matrix gelangen. Beide Stoffaustauschbereiche können reversibel bzw. irreversibel ausgeprägt sein. Besonders bei gealterten belasteten Böden wurden vielfach Anteile an irreversibel gebundenen Substanzen nachgewiesen (GRATHWOHL, 1992).

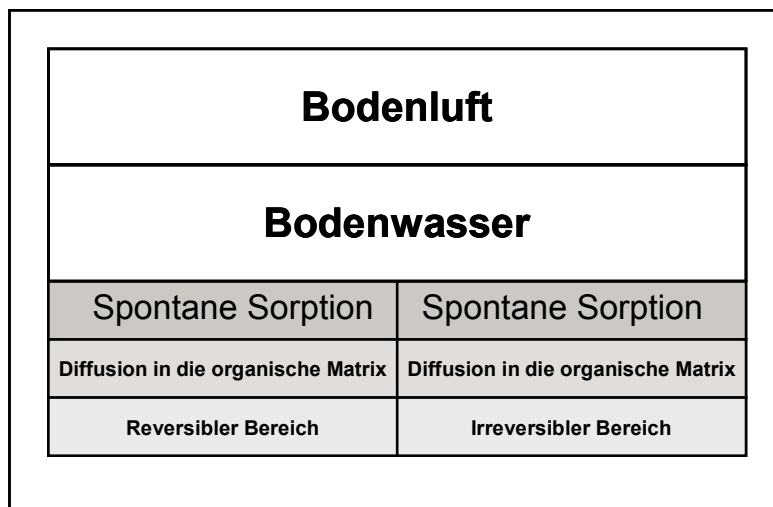


Abb. 7: Schematische Einteilung des Bodens in 4 modellartige Sorptionsbereiche (ZURMÜHL, 1995)

Bei Altlastenböden hingegen können zusätzlich feste oder nicht wässrige, flüssige Phasen vorliegen, so dass mehrphasige Systeme vorliegen (WORCH, 2004), deren Eigenschaften einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Mobilität von stark adsorbierten Substanzen ausübt.

Das Sorptionsverhalten der PAK wurde an Hand von Leitsubstanzen vielfach untersucht (MATSCHULLAT, TOBSCHALL & VOIGT, 1997; RÜGNER, TEUTSCH,

GRATHWOHL, KOHLER, 2001). Die Sorption der PAK ist zum größten Teil abhängig vom Gehalt an organischer Substanz, junge feste organische Substanzen sorbieren weniger als alte. Feinkörnige Proben sorbieren stärker als grobkörnige. Neben der hydrophoben Sorption, die zur Sorption der PAK an Oberflächen führt, laufen dreidimensionale lösungsähnliche Prozesse (Verteilung) in der Materie ab, die in der Regel den Hauptanteil an der Gesamtschadstoffaufnahme liefert. Erfahrungsgemäß dürfte auch die Partikelporosität, die die Diffusionsrate und -geschwindigkeit steuert, wesentlichen Einfluss auf die Gleichgewichtseinstellung zwischen Schadstoffen und Boden haben. Weiterhin wird das Verhalten der PAK im Boden durch die Sorption der einzelnen Spezies an gelöster organischer Substanz (DOM) beeinflusst.

Bei allen Betrachtungen müssen die mit der Abhängigkeit der Desorption von der Konzentration (Kapazität) und der zur Gleichgewichtseinstellung benötigten Zeit (Kinetik) mit in Betracht gezogen werden, was eine Prognose des Verhaltens der PAK im ungesättigten Boden zusätzlich erschwert (SCHAUMANN, 1998; SCHAUMANN, SIEWERT, MARSCHNER, 2000).

2.2.3 Stoffausbreitung im Untergrund

Für die Beurteilung der Schadstoffmobilisierung oder -fixierung im Rahmen von Altlastenbearbeitungen sind die geologischen, hydrodynamischen und geochemischen Grundlagen der Stoffausbreitung in Boden und Grundwasser von vorrangiger Bedeutung. Die Eigenschaften des heterogenen Mediums Boden werden dabei von einer Vielzahl verschiedener Parameter beeinflusst. Nachstehende empirische Beziehung und aufgezeigte Matrix in Tab. 3 geben eine Übersicht über einige Einflussfaktoren auf die Bodeneigenschaften BE_i :

$$[BE]_i = \sum a_i (q_n \cdot b_n) \quad (1)$$

mit:

a_i - Kontaminant i

b_n - Bodenparameter n

q_n - Wichtungsfaktor n.

Tabelle 3: Matrix der Beiträge ausgewählter Bodenparametern zu den Bodeneigenschaften

	x ₀	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄	x ₅	x ₆	x ₇	x ₈	x ₉	x ₁₀
a ₀											
a ₁		dp									
a ₂			Tongehalt								
a ₃				Permeabilität							
a ₄					TOC						
a ₅						DOC					
a ₆							Wasser- gehalt				
a ₇								Glühverlust			
a ₈									pH		
a ₉										Kolloide	
a ₁₀											Karbonat

Wenngleich die aufgeführten Parameter auf physikalische, chemische und physikochemische Beziehungen zurückgeführt werden können, ist eine auch nur annähernd exakte Beschreibung mit dem Ziel geeigneter Prognosen über Bodeneigenschaften und Schadstoffverteilungen nicht möglich.

Einen wesentlichen Anteil am Verhalten von PAK im Boden, haben die Sorptions-Desorptionsgleichgewichte, die auf zwischen-molekularen Kräften zwischen Schadstoff und der komplexen Bodenmatrix zurückzuführen sind. Das molekulare Verhalten der Kontaminanten im Boden wird durch zwischenmolekulare Wechselwirkungen, wie Dispersions-, Dipol-, Induktionskräfte, Wasserstoffbrücken und π -Komplexe bestimmt. Für praktische Abschätzungen des Verhaltens der Kontaminanten in der Bodenmatrix ist jedoch die komplexe Verknüpfung von substanzspezifischen Kriterien mit den wichtigsten Bodenparametern von Interesse. Das Migrationsvermögen der PAK wird hauptsächlich von dem Gehalt an organischem Kohlenstoff, der durch TOC und Glühverlust quantifiziert wird, sowie durch den Tonmineralgehalt beeinflusst.

Die Sorption/Desorption der zu untersuchenden PAK folgt in der Natur einem Verteilungsgleichgewicht, das durch

- den Gehalt an Schwebeteilchen (anorganische und organische Kolloide im Sol- und Gelzustand),
- den Gehalt an gelösten organischen Stoffen (Huminsäuren) im Bodenwasser
- die Bodenstruktur (Korngröße und -verteilung) sowie
- die wechselnden Wassergehalte im Boden (Feucht- und Trockenperioden)

bestimmt wird.

Wegen der sehr komplexen Zusammenhänge wird der Verteilungskoeffizient auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff bezogen und somit ein Sorptionskoeffizient K_{oc} definiert:

$$K_{oc} = \frac{100K}{\%oc} \quad (2)$$

worin %oc der Total Organic Carbon (TOC) und K der Verteilungskoeffizient der PAK zwischen der festen Bodenmatrix und dem Bodenwasser (Maß für das Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten) bedeuten. Das K_{oc} -Konzept setzt jedoch voraus, dass sich die Variabilität in Struktur und Zusammensetzung des organischen Materials nicht auf die K_{oc} – Werte auswirkt. Natürliche organische Substanzen in Sedimenten, Torf und Kohle differieren jedoch in ihrer Struktur substantiell von denen in Böden und rezenten Sedimenten, was sich in unterschiedlichen K_{oc} -Werten äußert. Auch innerhalb der gelösten organischen Substanzen wurden Variationen der K_{oc} – Werte für Pyren um Faktor 10 beobachtet, die mit der Aromazität der Substanzen zunehmen. In Abhängigkeit von den physiko-chemischen Eigenschaften der betrachteten Verbindungen schwanken die K-Werte z.B. für einige PAK bis zu 50.000 (MATTHEß, 1990; GRATHWOHL, 1997).

Die Schadstoffsorption in Böden wird durch Sorptionsisothermen beschrieben. Die Isothermen können in einem Zustandsdiagramm dargestellt werden, in dem der sorbierte Anteil gegen den in der Lösung befindliche Anteil eines Stoffes unter Gleichgewichtsbedingungen aufgetragen wird (Abb. 8).

In Gegenwart von Wasser ist vor allem die Adsorption an Schwebstoffen und kolloidalen Partikeln wichtig, die durch einen Adsorptionskoeffizienten K bei einer Temperatur (T) beschrieben wird:

$$K = \frac{C_{ads}}{C_w} \cdot T \quad (3)$$

Gleichung (3) stellt einen Spezialfall der Freundlich'schen Adsorptionsisotherme mit $1/n = 1$ dar.

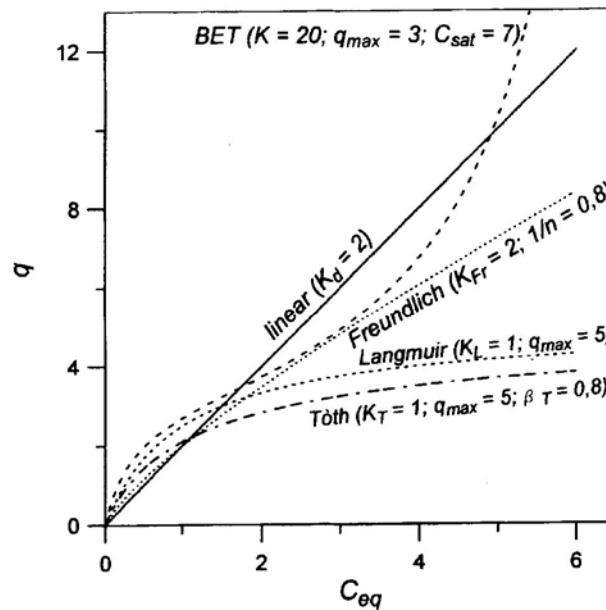


Abb. 8: Isothermen verschiedener Sorptionsmodelle; c_{eq} : Konzentration in der Lösung; q : Konzentration des Sorbats im Sorbenten; C_{sat} : Sättigungskonzentration (GRATHWOHL, 1997)

$$K \cdot C_w^{1/n} = C_{ads} \quad (4)$$

K ist bei den hydrophoben Substanzen besonders hoch, wobei der Verteilungsvorgang vor allem mit der organischen Phase der Sediment- und Schwebstoffteilchen stattfindet (Gl. 4). Die Einführung des auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff bezogenen Sorptionskoeffizienten K_{oc} in Gleichung (2) erscheint daher sinnvoll. K_{oc} korreliert nach verschiedenen experimentellen Untersuchungen sehr gut mit dem Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten P_{ow} , wobei P_{ow} die Lipophilie eines organischen Schadstoffes ausdrückt:

$$\log K_{oc} = 0,989 \log P_{ow} - 0,346 \quad (5)$$

was über die Näherung $K_{oc} \approx 0,4 P_{ow}$ eine Abschätzung von K_{oc} ermöglicht.

Abhängig vom P_{ow} – Wert des Sorptivs existiert nach McCARTY, RITTMANN und REINHARD (1981) ein kritischer organischer Kohlenstoffgehalt, bei dem Sorptionsprozesse an die organische Substanz wie auch an mineralische Bodenbestandteile gleiche Bedeutung besitzen. Danach ist bei größerem P_{ow} der kritische C_{org} – Gehalt niedriger.

Für das Transportverhalten von PAK durch das Bodenwasser ist K_{OC} in zweifacher Hinsicht interessant, einerseits gehemmt durch Adsorption an (absetzbare) Schwebeteilchen und andererseits gebunden an kolloidale und wasserlösliche Huminstoffe (SCHWARZENBACH & GIGER, 1983; MATTHESS, 1997).

Der maßgebliche Beitrag zum Stofftransport in den betrachteten Profilen ist der Transport durch und mit Wasser (Niederschlagswasser; Sickerwasser). Ein einfaches und anschauliches Bild vom Transport molekular gelöster Substanzen im Boden liefert die Säulenchromatographie (Abb. 9):

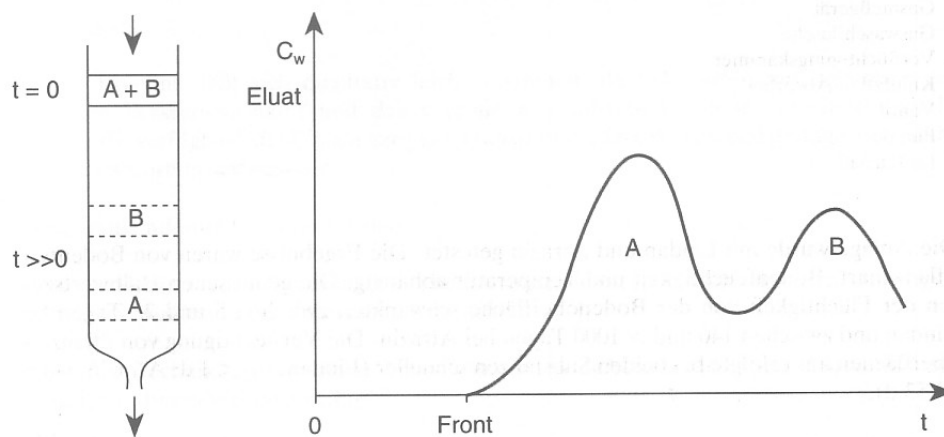


Abb. 9: "Leaching" als chromatographischer Prozess (nach KLÖPFER, 1996)

In Abb. 9 wird die Substanz A, aufgrund der Wechselwirkung mit Bodenbestandteilen, schneller, im Extremfall mit der Wasserfront eluiert. Substanz bzw. Substanzgruppe B, z. B. die 16 EPA PAK, die stärker zurückgehalten werden, erscheinen später. Dieses Prinzip kann experimentell in Lysimetern bzw. Laborsäulen angewendet werden.

Der Prozess des Verlagerns bzw. Auswaschens von Stoffsubstanzen in die tieferen Bodenschichten wird somit durch folgende prozessbestimmende Faktoren bestimmt:

- Sorption;
- Diffusion und inhomogener Fluss im uneinheitlichen Gefüge des Bodens, die zur Verbreiterung der "Peaks" wie z. B. bei schlecht gestopften Laborsäulen, führen;
- Desorption mit Hysterese zur Ad-/Absorption, was zum Nachschleppen eines Teils der Substanz führt;
- Der Wechsel von Niederschlägen und Evapotranspiration führt zum bereits beschriebenen gravitativen Wasserstromverhalten bzw. deren Umkehrung, wobei das gravitative Verhalten über lange Zeiten im Mittel überwiegt (SIEWERT, 2000; SCHAUMANN, SIEWERT u. MARSCHNER, 2000).

Der Mechanismus der Sorption kann bei heterogener Matrix nicht einheitlich sein. Eine Systematik der Sorptionskräfte kann daher nur durch eine allgemeine Betrachtung der zwischenmolekularen Kräfte mit der in der Literatur vielfach beschriebenen Aufteilung gegeben werden (MATTHESS, 1990; BLUME et al., 1992; KLÖPFFER, 1996, MATTHESS, 1997; GRATHWOHL, 1997):

1) Van-der-Waals-Kräfte

Unspezifische Wechselwirkung, mit schwachen Bindungsenergien (4-8 KJ/mol)

2) Hydrophobe Bindung

Das Lösungsmittel Wasser strebt den entropiereicheren (ungeordneteren) Zustand an und gibt die hydrophoben Moleküle an die Grenzfläche ab (Bindungsenergien von ca. 4 KJ/mol).

3) Wasserstoffbrückenbindung und Charge-Transfer-Bindung

Schwache Wechselwirkungen, mit Bindungsenergien von 2-60 KJ/mol; beruhen auf der teilweisen Übertragung von Ladung (H^+ bzw. e^-).

4) Dipol-Dipol-Wechselwirkungen

Direkte und induzierte Wechselwirkungen, mit Bindungsenergien von < 10 KJ/mol; kommen für polare und ionische Substanzen als Adsorptionsmechanismen in Frage.

5) Chemisorption mit deutlich höheren Bindungsenergien (125-800 KJ/mol)

Ausbildung echter chemischer Bindungen zwischen Adsorbat und Adsorbens, die teilweise irreversibel sind. Auch durch Ionenaustausch können sehr starke Bindungen zustande kommen (bis 210 KJ/mol).

6) Ligandenaustausch (für Chelatbildner) und 7) Ionenaustausch (für ionische Substanzen) spielen in Verbindung mit den neutralen PAK nur eine untergeordnete Rolle. Verknüpfungen von substanzspezifischen Kriterien mit den wichtigsten Bodenparametern erscheinen bedeutsamer, was nachfolgende Korrelationen aufzeigen:

Nichtionisierte Substanzen	←→	Organischer Kohlenstoffgehalt
----------------------------	----	-------------------------------

Ionisierbare Substanzen	←→	Boden-pH Tongehalt, Huminstoffe
-------------------------	----	------------------------------------

Für die nichtionisierende Substanzgruppe PAK korrelieren die Gehalte besonders gut mit den Gehalten des Bodens an organischem Kohlenstoff, d.h. durch die Verknüpfung von Glühverlust bzw. TOC mit dem K_{oc} - Konzept.

Das K_{oc} - Konzept hat sich für viele beim Boden-pH nicht ionisierende Substanzen, z.B. auch für Pestizide, als nützliche Abschätzung für K_F erwiesen. Der Gültigkeitsbereich von Gleichung (2) sollte aber auch nicht überschätzt werden, weil der Mechanismus der Sorption in weiten Grenzen schwanken kann, so dass die äußerst vereinfachende Korrelation mit dem C_{org} -Gehalt nicht streng gelten kann. Dies trifft vor allem zu bei sehr kleinem Gehalt an organischem Kohlenstoff, da dann andere Sorptionsmechanismen größere Beiträge zum Stoffaustausch liefern.

2.2.4 Schadstoffbewegung in der wasserungesättigten und –gesättigten Bodenzone

In der wasserungesättigten Bodenzone überwiegt unter dem Einfluss der Gravitation der vertikale Stofftransport. Die Wasserbewegung ist abhängig vom antreibenden Gradienten des Gesamtpotenzials und der Durchlässigkeit des Bodens. Unterhalb der Feldkapazität wird das Wasser durch Massenkräfte und elektrostatische Kräfte an die feste Matrix gebunden und gegen die Schwerkraft festgehalten. In niederschlagsreichen Monaten ist die Richtung des Wasserflusses gravitativ bestimmt, während in niederschlagsarmen Perioden die obere Bodenschicht austrocknet und dadurch eine Umkehrung des Wasserstroms durch Kapillarkräfte entgegen der Schwerkraft eintreten kann. Sofern eine Flüssigkeit in den Boden eindringt, können sich grundsätzlich drei Phasen im Porenraum bewegen: Flüssigkeit – Luft – Wasser. Bei der Migration im Porenraum behindern sich die Fluide gegenseitig. Die Fließfähigkeit jeder einzelnen Phase der Dreiphasenströmung ist an das Vorliegen von Mindestsättigungen verbunden, die für Wasser 28%, für Luft 14% und 30% für organische Flüssigphasen betragen (STUPP & SCHMIDT, 2000). Bei den NAPL hängt die Verteilung der Sättigung der Sättigung im Porenraum neben den anstehenden Bodenarten insbesondere von den physikalischen Eigenschaften der einzelnen Stoffe ab. Die Ausbreitung zusammenhängender, mit Wasser nicht mischbaren Produktphasen ist vor allem bei akuten Schadensfällen mit wassergefährdenden Stoffen relevant. Bei schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten ist die Bewegung flüssiger Phasen im Allgemeinen zu vernachlässigen, da die für die Phasenausbreitung

relevanten gravitativen und kapillaren Kräfte im Boden konkurrieren und daher nach Beseitigung der Primärquelle relativ schnell ein stationärer Zustand eintritt.

Die Ausbreitung von Schadstoffen (Schadstoff/Sicker- bzw. Grundwasser, Schadstoff/Gestein bzw. Boden, Schadstoff/biologisch wirksame Substanz) im Untergrund wird kontrolliert durch:

- Transportprozesse

- Konvektion
- Dispersion
- Diffusion

- Wechselwirkungsprozesse

- Filtration
- Löslichkeit, Fällung, Mitfällung, Komplexbildung
- Sorption, Desorption
- Hydrolyse
- biotische Akkumulation

und Abbauprozesse.

Der Stofftransport im Boden-, Sicker- und Grundwasser kann durch eine Bilanzgleichung (Stofftransportgleichung) beschrieben werden, in der theoretisch alle auf den Stofftransportvorgang Einfluss nehmenden Prozesse (siehe auch Matrix im Kap. 2.2.3, Tab. 3, S. 24) berücksichtigt werden können:

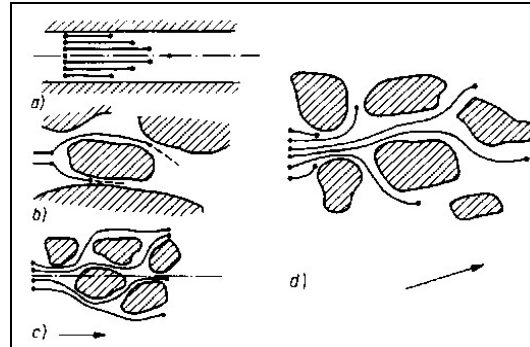
$$n_e = \frac{dC}{dt} - v_x \frac{dC}{dx} + v_y \frac{dC}{dy} + v_z \frac{dC}{dz} + D_x + \frac{d^2C}{dx^2} + D_y + \frac{d^2C}{dy^2} + D_z + \frac{d^2C}{dz^2} \pm R + Z \quad (6)$$

mit:

- n_e - entwässerbarer Porenanteil
- C - Stoffkonzentration
- t - Zeit
- x, y, z - Raumkoordinaten
- D_x, D_y, D_z - Dispersionskoeffizienten
- R - Summe der Sorptionswechselwirkung des Schadstoffes mit dem umgebenden Medium
- Z - Summe der Abbauprozesse

Die hydrodynamische Dispersion erfolgt dabei an der Übergangszone zwischen zwei miteinander mischbaren flüssigen Phasen verschiedener Zusammensetzung (z.B. Wasser und Schadstoff), die sich gemeinsam in einem porösen Medium ausbreiten. Sie ist ein Grundvorgang im Verlaufe des Stofftransportes im Boden (KÄSS, 1992).

Abb. 10 zeigt die Ausbildung der Übergangszone (Dispersionszone) aufgrund der unterschiedlichen Geschwindigkeitsverteilungen in den einzelnen Poren des porösen Mediums.



- a: Ausbildung eines Geschwindigkeitsgradienten in der strömenden Flüssigkeit in Abhängigkeit von der Entfernung von der Oberfläche der festen Matrix (Geschwindigkeit an der Oberfläche der festen Matrix = 0);
- b: Schwankungen der Porengröße führen zu unterschiedlichen Geschwindigkeiten auf den Porenachsen;
- c: Stromlinien weichen von der Hauptfließrichtung ab;
- d: a - c) führen zur Ausbildung einer Dispersionszone, zum Vorgang der mechanischen Dispersion.

Abb.10: Strömungsprofil-Geschwindigkeitsverteilung einer Flüssigkeit in einem porösen Medium (LANGGUTH u. VOIGT, 1980)

Die Transportprozesse sind sehr komplex und von der Strömungsgeschwindigkeit und von den physikalischen Eigenschaften der strömenden Flüssigkeit (Temperatur, Viskosität, Dichte, gelöste Substanz) sowie des porösen Mediums (Korngröße, Kornform, Kornoberfläche, Lagerung, etc.) abhängig.

Ursachen und Randbedingungen der komplexen Transportprozesse im Boden veranschaulicht die Gleichung nach DARCY (1856):

$$j = -k \nabla h \quad (7)$$

In Gl. 7 bezeichnet j den Fluss [cm s^{-1}], der als Produkt von Wassergehalt θ und Geschwindigkeit v definiert ist ($j = \theta v$). Saugspannung h [cm] und Permeabilität k [cm s^{-1}] hängen stark vom Potential, d.h. Wassergehalt θ ab, welcher dimensionslos ist. Die Abhängigkeiten $k(\theta)$ und $h(\theta)$ werden von den spezifischen Eigenschaften des Bodens, vor allem durch die Korngrößenverteilung bestimmt.

Die Gültigkeit der Gleichung nach DARCY ist von der Größe des an der Perkolation beteiligten Anteils innerhalb eines Fließquerschnittes unabhängig. Sie gilt daher gleichermaßen für große und kleine Porenvolumina und ebenso für vollständige und

teilweise Wassersättigung des Bodens. Bei idealisiertem homogenem isotropem Boden ist das Strömungsbild von der Durchlässigkeit unabhängig. In der wasserungesättigten Zone hingegen wird die RICHARDS-Gleichung angewendet, deren Durchlässigkeitsbeiwert k_u und deren hydraulisch wirksames Potenzial ψ vom Wassergehalt θ des Sediments abhängen (Gl. 8).

$$v_u = -k_u \cdot \text{grad}\psi \quad (8)$$

mit:

- v_u - Filtergeschwindigkeit im wasserungesättigten Bereich
- k_u - Durchlässigkeitsbeiwert im wasserungesättigten Bereich
- $k_u = f(\theta)$ mit $\theta = 100\%$: $k_u = k_f$
mit $\theta < 100\%$: $k_u < k_f$
- $\text{grad}\psi$ - Potenzialgradient im wasserungesättigten Bereich

Die RICHARDS-Gleichung besitzt zwei Parameterfunktionen, die der kapillaren Speicherkapazität sowie der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Beide Parameter werden derzeit mit dem van GENUCHTEN-Modell (1980) beschrieben, welches sich auch in der DIN 4220 - Entwurf für die Bodenarten des Feinsandes etabliert hat.

Der Einfluss von Körnung und Gefüge auf die Wasserleitfähigkeit wird wesentlich von Anzahl, Größe und Form der Poren beeinflusst und durch die HAGEN-POISEUILLE'sche Gleichung beschrieben:

$$Q = \frac{\pi \cdot r^4 \Delta\psi}{8\eta l} \quad (9)$$

mit:

- Q - je Zeiteinheit perkolierte Wassermenge;
- r - Radius;
- $\Delta\psi$ - hydraulische Potentialdifferenz;
- η - Viskosität und
- l - Fließstrecke.

Gl. 9 beschreibt die Abhängigkeit der Wassermenge vom Radius. Demnach besteht zwischen der Porengrößenverteilung und damit auch der Körnung des Bodens und seiner Durchlässigkeit ein enger Zusammenhang (Tab. 4).

Bei Schluff- und Tonböden gilt die größere Zahl jeweils für sekundärporenreiche Böden, die kleinere für sekundärporenfreie Böden.

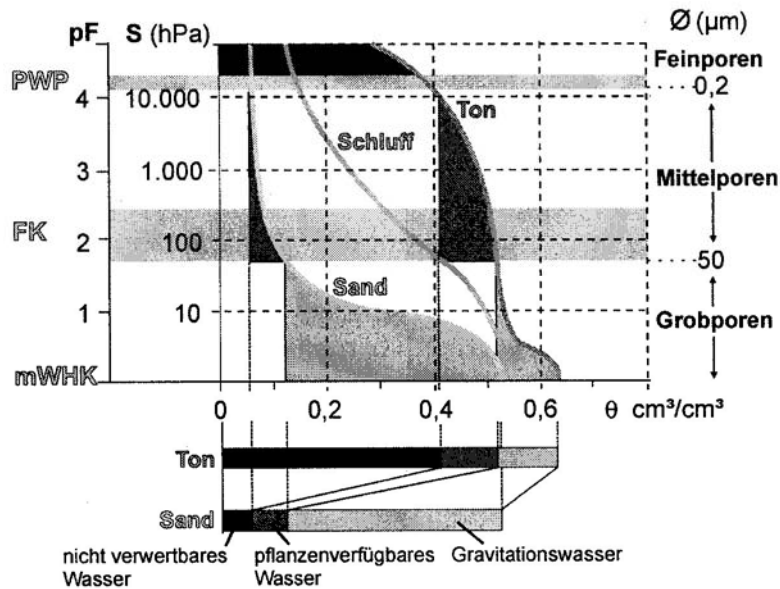


Abb. 11: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt verschiedener Sedimente (GISI, 1997); PWP (permanenten Welkepunkt), FK (Feldkapazität), mWHK (maximale Wasserhaltekapazität)

Die Beziehung zwischen Wassergehalt und Matrixpotenzial hängt vor allem von den Sedimentparametern Korn- und Porengrößenverteilung sowie dem Porenvolumen ab. Der Verlauf dieser Beziehung ist für jedes Sediment charakteristisch und wird als Wasserspannungskurve, pF-Kurve oder Bodenwassercharakteristik bezeichnet.

Tabelle 4: Häufige Werte der Wasserleitfähigkeit von wassergesättigten Böden verschiedener Körnung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998)

Bodenart	Wasserleitfähigkeit	
	(cm s ⁻¹)	(cm d ⁻¹)
Sandböden	ca. 4x10 ⁻¹ bis 4x10 ⁻³	ca. 3x10 ⁴ bis 3x10 ²
Schluffböden	ca. 4x10 ⁻¹ bis 5x10 ⁻⁵	ca. 3x10 ⁴ bis 4
Lehmböden	ca. 4x10 ⁻¹ bis 1x10 ⁻⁵	ca. 3x10 ⁴ bis 1
Tonböden	ca. 4x10 ⁻¹ bis 1x10 ⁻⁷	ca. 3x10 ⁴ bis 1x10 ²

In Abb. 11 sind Wasserspannungskurven für drei verschiedene Sedimente unterschiedlicher Körnung dargestellt. Bei gleichem Wassergehalt steigt das Matrixpotenzial in der Reihenfolge Sand < Schluff < Ton. Somit ist die unterschiedliche Entwäs-

serung eine Funktion der adsorbierenden Oberfläche und des Porendurchmessers. Nach der Entwässerung der Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$) folgen in geringem Maße die Mittelporen ($0,2 \mu\text{m} - 50 \mu\text{m}$), da die Bindungskräfte das Kapillar- und Adsorptionswasser stärker am Sedimentkorn festhalten. In den Feinporen ($> 0,2 \mu\text{m}$) ist das Wasser so stark gebunden, dass es im Allgemeinen nicht mehr für Pflanzen zur Verfügung steht.

In Porengrundwasserleitern liegen die Fließgeschwindigkeiten meist weniger als 1 mm/d (MATTHEß et al., 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die reale Sickerwassergeschwindigkeit in der wasserungesättigten Zone ist in Gesteinen mit geringer FK bzw. hohem k_u vergleichsweise hoch. In skelett- und kiesreichen Materialien ist die Geschwindigkeit am größten und beträgt zu mehreren Metern pro Tag. Für sandig-lehmige Fazies mit hohem FK kann eine Sickergeschwindigkeit von 1 m/a angenommen werden (MATTHEß & UBELL, 1983).

2.2.5 Datenanalyse

Bei umweltanalytischen Untersuchungen treten aus chemometrischer Sicht folgende Probleme auf (EINAX, 1996):

- große Variabilität der Schadstoffe,
- Zunahme des zufälligen Fehlers analytischer Ergebnisse mit geringer werdendem Schadstoffgehalt,
- kompliziertes Migrationsverhalten der organischen Schadstoffe,
- multifaktorielle Prozesse im Umweltbereich.

Der gegenwärtige Stand der Aus- und Bewertung von Daten, die im Ergebnis der Routineuntersuchung im Umweltbereich erhalten werden, beschränkt sich häufig auf den Vergleich entsprechender Mittel- und Extremwerte mit Grenz- bzw. Normativwerten (RUMP, 1992; SACHS, 1992, EINAX, 1996; DANZER et al., 2001). Im Ergebnis der Untersuchung unterschiedlicher Umweltparameter an verschiedenen Probenahmestellen erhält man Datenmatrices, die durch n Objekte (Probenahmestellen) und p Merkmale (Schadstoffgehalte) gegeben sind. Methoden der multivariaten Statistik nutzen zur Auswertung die gesamte Datenmatrix in Form der Varianz-Kovarianz-Matrix. Im Unterschied zur univariaten Statistik werden nicht nur die Änderungen der einzelnen Parameter, sondern auch deren Wechselwirkungen (Kovarianzen) berücksichtigt (RASEMANN, 1996). Es wird folglich der gesamte Informationsgehalt der

gemessenen Umweltdaten zur Auswertung herangezogen, was bei heterogenen Verteilungen der Schadstoffe mit ihren Wechselwirkungsprozessen von Vorteil ist. Tabelle 7 gibt eine prinzipielle Übersicht über wichtige Methoden der Datenanalyse wider.

Tabelle 7: Übersicht über wichtige Methoden der Datenanalyse (EINAX, 1996)

Methode	Problemlösung
Unsupervised-learning-Methoden - Clusteranalyse - Displaymethoden (NLM, MST, PCA)	Auffinden von Strukturen/Ähnlichkeiten (Gruppen, Klassen) im Datenmaterial
Supervised-learning-Methoden - Varianz- und Diskriminanzanalyse - KNN, LLM, SIMCA, UNEQ	Quantitative Abgrenzung von a-priori-Klassen Zusammenhänge zwischen Klasseneigenschaften und Variablen
Faktorielle Methoden - Faktorenanalyse, PCA - PLS - Kanonische Korrelationsanalyse	Aufdecken von Faktoren (Ursachenkomplexen)
Korrelations- und Regressionsanalyse - mit direkten Variablen - mit latenten Variablen	Quantitative Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Variablen

3 Material und Methoden

3.1 Probenahme-Raster und Datenanalyse

Der Ausarbeitung von Probenahme- und Kartierungsstrategien liegen in der Bundesrepublik Deutschland gesetzliche sowie verbindliche ingenieurtechnische Vorgaben zu Grunde. Gesetzliche Anforderungen an die Probenahme werden in der Durchführungsverordnung zum Bundesbodenschutzgesetz konkretisiert (BBodSchV). Danach wird die Forderung nach einer repräsentativen Probenahme erfüllt, wenn die Untersuchungsfläche in annähernd gleich große Teilflächen zerlegt, nach dem gleichen Prinzip beprobt und die Aufschlusspunkte dokumentiert werden (VOIGT & WIPPERMANN, 1998). Bei gesicherter Kenntnis von Schadstoffherden kann dann gezielt erkundet werden. Die Untersuchung urbaner und industrieller Standorte wird zusätzlich durch die E DIN ISO 10381 definiert. Die Vorbereitung, Durchführung, Ausarbeitung und Auswertung der bodenkundlichen Kartierung erfolgen überwiegend nach der KA 5 der AG BODEN (2005). Sie gilt als verbindlicher Rahmen für die bodenkundliche Feldaufnahme. So wird in der Regel der Bodenaufbau bis maximal 2 m unter Geländeoberfläche erfasst.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden in vier begehbaren Schürfen und einem nicht begehbaren Schurf gearbeitet. Proben aus Baggerschürfen wurden jedoch nur in einem Ausnahmefall (Streckenprofil Berlin-Britz) in die Untersuchungen einbezo-

gen. Die Profilgruben wurden horizontbezogen beschrieben, wobei die Kennzeichnung und systematische Einordnung durch die pedogenen Merkmale und die Substrateigenschaften ermöglicht wird. Die angesprochenen Einzelmerkmale der Horizonte wurden Merkmalsgruppen zugeordnet. Die Profilkennzeichnung erfolgt hier themenbezogen auf die Ziele:

- Beschreibung der bodenkundlichen Situation und der konkreten Schadstoffsituation als Grundlage für die Auswahl von Modellstandorten für die PAK -Vor-Ort-Messmethode sowie
- Beprobung der vorgefundenen Bodenhorizonte zur Ermittlung von PAK-Belastungen und ausgewählten Bodenparametern zur Untersuchung auf vorhandene Korrelationen.

Geologische und topographische Karten sowie Aufnahmesituation und Witterung, anthropogene Veränderungen und Vegetation wurden erfasst und die horizontbezogenen Daten registriert. Weiterhin wurden Form, Schärfe und Lage der Horizonte und die Bodenfarbe beurteilt und der Humus- und Carbonatgehalt sowie die Bodenfeuchte, gegebenenfalls der Wasserstand abgeschätzt. Die Durchwurzelungsintensität wurde beschrieben.

Umfang und Genauigkeit der Profilsprache, also die Aufnahmeintensität des Bodenprofils, können je nach Zielsetzung unterschiedlich ausfallen. Die umfassende Profilbeschreibung sollte der erweiterten Kennzeichnung der Feldmessungen durch Parameterbestimmungen, mittels abgeleiteter Angaben aus physikalischen und physiko-chemischen Kennwerten, dienen. Die erstellten Bodenprofile hatten weitgehend den Status von Leitprofilen, die für den flächenhaft vorherrschenden Leitboden charakteristisch sind.

Die Probenahmestrategie für die Bodenuntersuchung von Standorten umfasst Festlegungen zur Untersuchungsfläche und zur Geometrie der Anordnung der Probenahmepunkte im zu untersuchenden Bodenkörper in horizontaler und vertikaler Richtung.

Eine Probenahmestrategie muss gewährleisten, dass gesicherte Aussagen über Art, Konzentration und Verteilung der Schadstoffe im Bodenkörper getroffen werden können. Systematische Fehler können am besten durch eine zufällige Verteilung der Aufschlusspunkte ausgeschlossen werden (SQUIRE et al., 2000; LIDL u. TEUTSCH, 2002). Dies impliziert jedoch eine große Anzahl von Proben und somit hohen Aufwand. Die systematische Verteilung der Probenahmepunkte wird in geometrischen

Rasterplänen umgesetzt. Dabei werden quadratische Raster sowie Dreiecksraster am häufigsten angewendet. Letztere gewährleisten zwar die höhere Aufschlussdichte der beprobten Teilflächen, doch ist das Anlegen dieser Rastervariante aufwendiger (Tab. 5).

Tabelle 5: Vor- und Nachteile der systematischen Beprobungsraster (erweitert nach UBA, 1995)

Quadratische Raster		Dreiecksraster	
Vorteile	Nachteile	Vorteile	Nachteile
vor Ort leicht einzumessen; übersichtlicher als Dreiecksraster	Im Vergleich zum Dreiecksraster sind bei gleicher Anzahl der Entnahmepunkte die Flächen, die theoretisch nicht erfasst werden, größer.	löst besser auf; bei kreisförmiger Ausdehnung des Schadensfalles ist Flächengröße, die mindestens vorhanden sein muss, um ca. 15 % kleiner als bei quadratischen oder rechteckigen Raster; in Randbereichen ist die Anpassung des Dreiecksrasters besser	Methodisch aufwendiger als Rechteckraster; die Festlegung der Entnahmepunkte vor Ort ist aufwendiger
<p><u>Vorteile systematischer Raster im Vergleich zum unregelmäßigen Raster:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - eine im Rahmen der Detailuntersuchung notwendige Verdichtung des Rasters ist leicht durchzuführen, wobei frühere Entnahmepunkte einbezogen werden können; - die Rückübertragung der Messwerte auf das Gitter und die Interpolation der Werte sind einfach durchzuführen; geringere Anzahl von Proben; - flächenproportional. 			

Eine gezielte Verteilung der Aufschlusspunkte kann auf Basis von Belastungsannahmen erfolgen und somit die Anlage eines Rasters bestimmen. Gezielte Probenahmen und solche mittels geometrischer Raster beinhalten zwar kleine Probenanzahlen sind jedoch anfällig für systematische Fehler, da unbekannte Verunreinigungen bzw. Schadstoffquellen zwischen den Probenahmepunkten unberücksichtigt bleiben. Zwischen den 3 Grundtypen zufällige, systematische und gezielte Probenahme besteht in Bezug auf die Probenanzahl und dem Fehlerpotential eine allgemeine Beziehung:

Die Zufallsverteilung der Aufschlüsse benötigt die größte Anzahl von Proben und ergibt den kleinsten Fehler; gezielte Verteilungen benötigen hingegen geringere Zahlen an Aufschlüssen, doch ist das Fehlerpotential aufgrund von Fehleinschätzungen am größten; die systematische Verteilung der Aufschlüsse nimmt die Mittelstellung ein.

3.1.1 Beprobungsraster bei unbekannter Schadstoffverteilung und Methoden der Datenanalyse und Visualisierung

Messungen in den Ingenieur- und Naturwissenschaften erzeugen immense Mengen an Daten. Im Sinne dieser Fragestellung sind diese Daten sinnvoll verwendbar nur, wenn sie zum Verständnis eines Sachverhalts beitragen. Dazu müssen sie im Allgemeinen grafisch aufbereitet werden. Dieses Kapitel behandelt die Präsentation und Diskussion unterschiedlicher Strategien zur Visualisierung entscheidungsrelevanter Daten, wie man sie derzeit typischerweise in entscheidungsunterstützenden Informationssystemen (Management Support Systems) findet. Die zunehmende Bedeutung derartiger Systeme im breiten Anwenderkreis führte dazu, dass Fragestellungen hinsichtlich adäquater Formen der computerbasierten Visualisierung von entscheidungsrelevanten Messdaten für Erkundungsstrategien, Flächeneigentümer und zuständige Behörden immer mehr an praktischer Bedeutung gewinnen. Diese Fragestellungen aufgreifend stellt dieses Kapitel ein ausgewähltes Teilgebiet im Zusammenhang mit der Visualisierung entscheidungsrelevanter Daten vor: die Visualisierung von flächen- und raumbezogenen Messdaten auf Basis der Feld-Dünnschicht-Chromatographie (FLACHOWSKY et al., 2002, 2005).

Primäres Probenahmeraster

In Anlehnung an erprobte Probenahmestrategien und E DIN ISO 10381 wurde ein primäres Probenahmeraster festgelegt. Im einfachsten Fall eines regelmäßigen Gitters ist die Wahl des Gitterabstandes die entscheidende Größe, welche von Faktoren wie Wirtschaftlichkeit, Annahmen über Schadstoffverteilung und –art und gewünschter Genauigkeit bestimmt wird (Abb. 12). Zur Charakterisierung einer Schadstoffverteilung sind neben der Festlegung der Verteilung der Probenahmepunkte über die Fläche Entscheidungen zur Probenahmetiefe von Bedeutung. In welcher Tiefe (Tiefen) beprobt wird, hängt von denselben Faktoren wie die Entscheidung über die Verteilung des Rasters in der Fläche ab, wobei ein Minimum von 2 Proben jeweils aus der Oberflächenschicht (Humusaufgabe, wenn vorhanden) und einer Tiefe von 0,5 bis 1 m empfehlenswert sind. Anpassungen der ursprünglichen Probenahmestrategie an die lokalen geologischen und pedologischen Verhältnisse sind möglich. Anstelle einer Beprobung in einer a priori festgelegten Tiefe wäre auch eine horizontbezogene Probenahme denkbar, die allerdings den Nachteil hat, dass a) ein Wissen über die

bodenphysikalischen und –chemischen Verhältnisse vorliegen muss und b) bei heterogenen Horizontverteilungen die Schadstoffkonzentrationen nicht mehr in auf der Basis einer ebenen Fläche berechnet werden können.

Verdichtung des Probenahmerasters

Um festzulegen, wann eine Einengung des Probenahmerasters notwendig ist, könnten die in den entsprechenden rechtlichen Regelwerken (z.B. Prüf- und Maßnahmewerte der BBodSchV bzw. Z-Klassen der LAGA) festgelegten Belastungsgrenzen herangezogen werden. Eine mögliche Vorgehensweise bestünde darin, immer dann, wenn ein Messwert des primären Probenahmerasters über einer bestimmten „kritischen“ Konzentration liegt, zwischen diesem und den angrenzenden „unkritischen“ Messpunkten (deren Schadstoffkonzentration unterhalb der kritischen Konzentration liegt) zusätzliche Probenahmepunkte einzufügen und damit die Maschenweite des Messgitters an dieser Stelle zu verengen. Dieser Schritt der Rasterverengung kann entsprechend fortgesetzt werden, bis eine zufrieden stellende Genauigkeit bei der räumlichen Eingrenzung der kritischen Kontaminationsfläche erreicht ist. Die Entscheidung der Frage, wann eine Kontamination hinreichend eingegrenzt ist, muss wiederum in Hinblick auf Aspekte der Wirtschaftlichkeit und des Untersuchungszieles (Gefährdungsabschätzung, räumliche Abgrenzung einer zu behandelnden oder zu entsorgenden Bodenmenge, genaue wissenschaftliche Charakterisierung eines Bodenareals, etc.) getroffen werden. Die zusätzlichen das Raster verengenden Messkoordinaten- und Werte könnten dann mit mobiler Rechentechnik direkt vor Ort mittels geeigneter Software ergänzt werden. Die Eingangsgrößen für die räumliche Verteilung der Schadstoffe entsprechen den geografischen Koordinaten der Probenahmepunkte und den dazugehörigen Schadstoffkonzentrationen. Die geometrische Anordnung der Bohrpunkte untereinander bestimmt die Güte eines Punktrasters. Die Kontaminationsdarstellung erfolgt im Grundriss mit Hilfe mathematischer Werkzeuge, wie Isolinien und die Festlegung ausgeprägter Schadenszentren. Eine Aufschlusspunktanordnung im Quadrat oder Rechteck kann durch Verschieben in ein Dreieckraster mit gleicher Punktdichte, aber deutlich besserer Auflösung übergeführt werden (WOEDE, 1999).

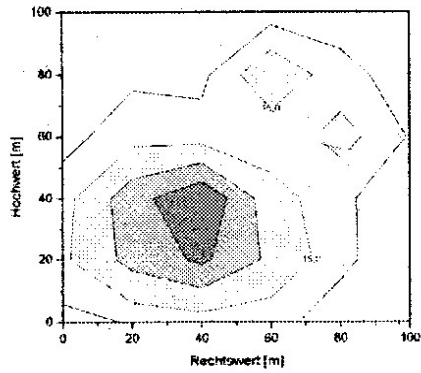


Bild 1a: 6 x 6 Aufschlusspunkte
Teufe 0,0 – 0,5 m u. GOK

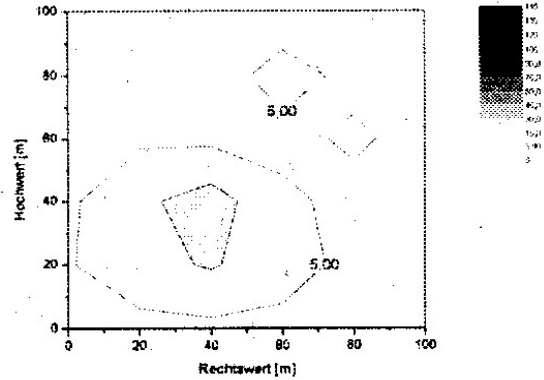


Bild 1b: 6 x 6 Aufschlusspunkte
Teufe 0,5 – 1,0 m u. GOK

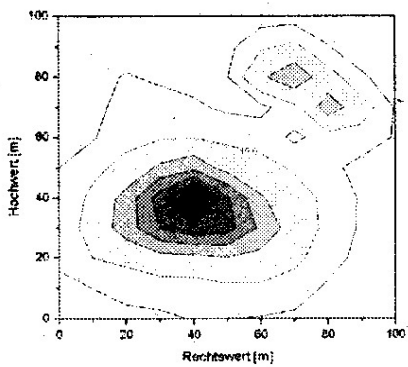


Bild 1c: 11 x 11 Aufschlusspunkte
Teufe 0,0 – 0,5 m u. GOK

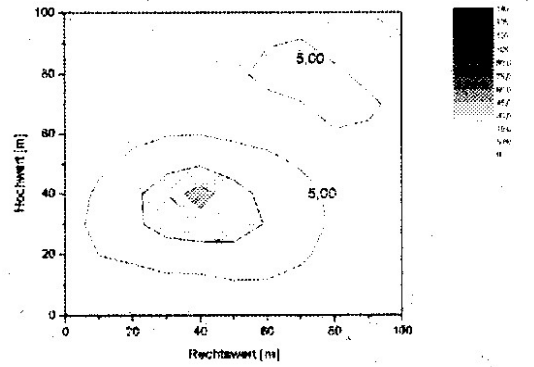


Bild 1d: 11 x 11 Aufschlusspunkte
Teufe 0,5 – 1,0 m u. GOK

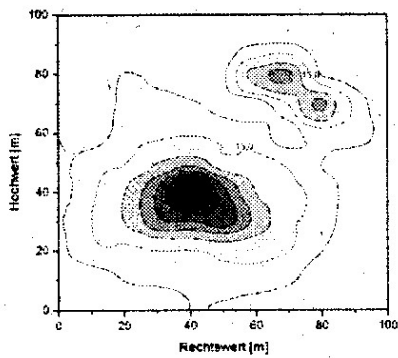


Bild 1e: 352 x 352 Aufschlusspunkte
Teufe 0,0 – 0,5 m u. GOK

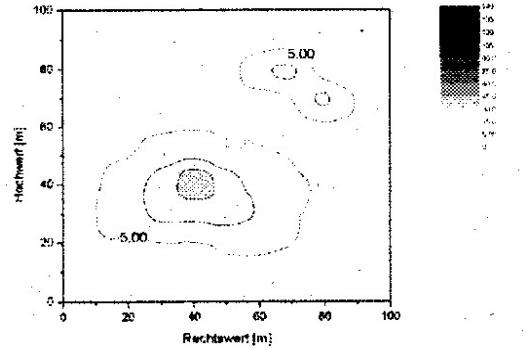
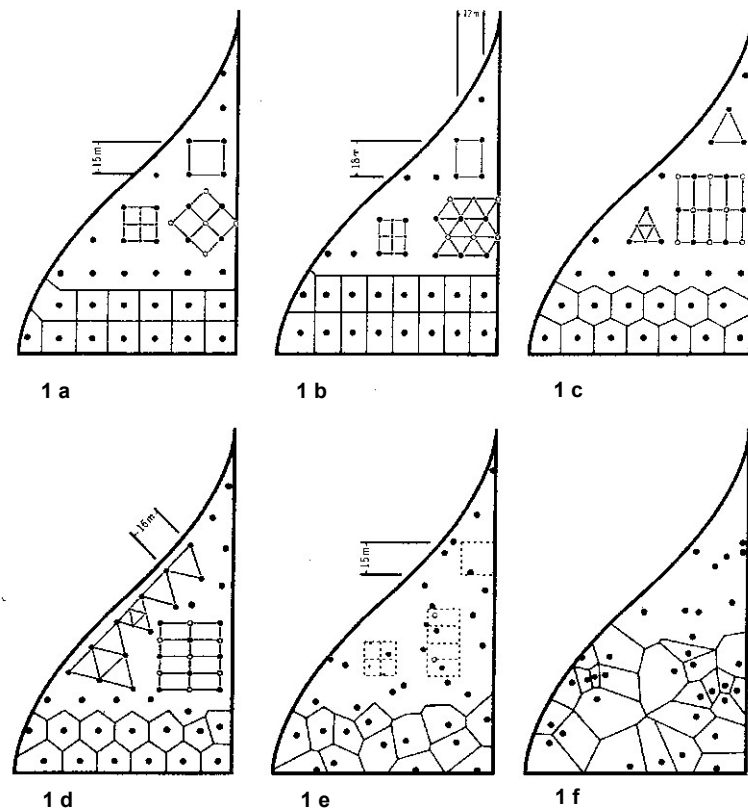


Bild 1f: 352 x 352 Aufschlusspunkte
Teufe 0,5 – 1,0 m u. GOK

Abb.12: Konstruktion eines Probenahmerasters mit verschiedener Aufschlussdichte unter einem regelmäßigen Gitter (E DIN ISO 10381) bei Aufschlussstiefen von 0,0 - 1,0 m u. GOK (ECKNIG & OBST, 2001)

Den optimalen Kompromiss zwischen gleichmäßiger Verteilung und dem Zufallsprinzip bildet eine Zerlegung des Untersuchungsfeldes in annähernd gleich große Felder. Abb. 13 zeigt Lösungsvarianten für eine Untersuchung mittels Einzelproben bei unbekannter Schadstoffverteilung.



(ursprüngliche Punktdichte im oberen Teil; doppelte Punktdichte rechts auf halber Höhe; vierfache Punktdichte links auf halber Höhe) - 1a – quadratisches Raster 15 m X 15 m; 1b – rechteckiges Raster 12 m X 18 m; 1c – versetztes Raster (Dreieckshöhe = Dreiecksbasis = 15 m); 1d – randorientiertes Raster; 1e – geschichtetes Zufallsraster; 1f – einfaches Zufallsraster

Abb.13: Darstellung von 6 Rasterarten der Einzelbeprobung und ihre Verdichtung auf einer dreiecksähnlichen Parzelle (leicht verändert nach WOEDE, 1999)

In der vorliegenden Arbeit wird mit einem quadratischen Raster bzw. Rechteckraster begonnen, wo im Zuge der Verdichtung der Probenahmepunkte Dreiecksraster eingefügt wurden. So wird orientierend auf dem Standort der Testflächen zunächst ein grobmaschiges und zunehmend verfeinertes Probepunktraster über die gesamte Untersuchungsfläche gelegt. Die Vornutzung des Geländes und die in Frage kommenden Schadstoffparameter sind im Wesentlichen mitbestimmend für die Ausgangspunktdichte sowie für die schrittweise Verdichtung der Probenahmepunkte.

Ergebnisunsicherheiten können je nach Schadstoff, Konzentration und Matrix sehr verschieden sein, weshalb quantitative Verallgemeinerungen nicht möglich erscheinen (THOMPSON, 1995; HAEMANN et al., 2003). Dennoch rücken im Rahmen des zukünftigen Nutzungsaspektes die Fragen nach einem problemadäquaten Aufwand

der Datenerhebung und der Optimierung der Datenqualität eines Rasters bei Sanierungsvorbereitungen immer mehr in den Vordergrund (vgl. SCHOLZ et al., 1995; PENN-PRUSSEL et al., 2003; GENSKE & RUFF, 2007; PREUSS et al., 2007). Gütekriterien für Probenahme- und Analysenpläne sind in Tab. 6 zusammengestellt.

Tabelle 6: Qualitätskriterien für Probenahme und Datenanalyse (NOTHBAUM et al., 1994)

Kriterium	Erläuterungen
Repräsentativität	Liefern die Daten ein gutes Abbild, oder ist mit Verzerrungen zu rechnen?
Suffizienz	Ist die Datenmenge ausreichend? Sind alle relevanten Parameter in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität erfasst?
Indikativität und Informativität	Sind die Bestimmungsmethoden sensibel und aussagekräftig für die fragliche Wirkung?
Reliabilität	Wie verlässlich sind die Daten bezüglich der Wiederholbarkeit?
Validität	Kann mit der Planung und Parameterwahl, Analytik prinzipiell das angestrebte Wissen erzielt werden? Sind die Hypothesen für den betrachteten Fall gültig?
Effizienz	Wird das angestrebte Wissen mit dem geringst möglichen Aufwand gewonnen?

Die Art der Verteilung der Sondierpunkte eignet sich zur Interpolation von Messgrößen an nicht beprobten Lokationen mittels geostatistischer Methoden (DAVIS, 1986; HUESEMANN, 1991; CREPIN et al., 1993; LINNENBERG, 1995; SCHOLZ, 1995; WOEDE, 1999; DANZER et al., 2001; MILLER et al., 2002; AULL, 2003; CAEIRO et al., 2003 mit der Zielstellung:

- Minimierung der Anzahl von Messstellen durch optimale räumliche Anordnung bei vorgegebener Mindestaussagesicherheit und
- Maximierung der Aussagesicherheit von Erkundungsergebnissen durch optimale räumliche Anordnung von Messstellen.

Wesentlicher Teil der Rasteroptimierung besteht in der Beprobung von Kernbereichen und ihrer Randbereiche, falls sich der Kontaminationsverdacht auf eng begrenzte Gebiete konzentriert.

Im Zusammenhang mit der Probenahme bezieht sich der Begriff repräsentativ der Probenmengen nach der Anzahl der Sondierpunkte, die es gestatten, Untersuchungsflächen (bzw. -räume) mit einer vorgegebenen Genauigkeit zu charakterisieren. Für die erreichbare Präzision der Analyse ist neben dem Analysenfehler der Probenahme fehler ausschlaggebend. Die Anzahl der notwendigen Stützstellen ist bei den geostatistischen Verfahren von der flächigen Kontinuität der Stützstellen und der

räumlichen Kontinuität der untersuchten Variablen (Summe PAK) abhängig (GRAMS, 2000). Die Abstandsklassen müssen dabei relativ kleine Schrittweiten aufweisen (SCHAFMEISTER, 1999). Zur Installierung eines ebenen Messnetzes mit einer notwendigen Aussagedichte bieten sich neben Direct-Push-Verfahren auch einfache schnelle Vor-Analytik-Verfahren an.

Es gibt zwei grundlegende Stufen geostatistischer Methoden. Mit Hilfe der Semivariogrammanalyse wird zunächst die räumliche Struktur der Daten untersucht und deren Zusammenhang berechnet. In einem Areal mit einer räumlichen Korrelation der Schadstoffgehalte sind benachbarte Punkte einander ähnlicher als weitere entfernte. Diese Regel bildet die Grundlage für die Semivariogrammanalyse. Die Semivarianz als Maß für die Varianz zwischen den einzelnen Punkten einer Untersuchungsfläche wird wie folgt berechnet:

$$Y(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n-1} [z(x_{i+h}) - z(x_i)]^2 \quad (10)$$

mit:

- $Y(h)$ - Semivarianz
- $z(x_i), z(x_{i+h})$ - Wert der Variablen z an der Stelle x_i bzw. x_{i+h}
- h - Abstand
- $n(h)$ - Anzahl der Punktepaare

Wesentlicher Vorteil dieses Verfahren ist, das die Probenahmepunkte nicht regelmäßig verteilt sein müssen. Für das Abstandsintervall und die Raumrichtung in der das Semivariogramm berechnet werden soll, wird ein Toleranzbereich zugelassen.

Der zweite Teilschritt geostatistischer Methoden ist das Kriging-Verfahren. Mit dessen Hilfe können Parameter in einer Fläche oder einem Block nach einer gewichteten räumlichen moving-average-Interpolation geschätzt werden. Diese Schätzung unterscheidet sich von den klassischen Verfahren durch die Optimierung der Gewichte, mit denen Nachbarpunkte in die Schätzung eingehen (Gl. 11).

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n [\lambda_i \cdot z(x_i)] \quad (11)$$

mit:

- $Z^*(x_0)$ - Schätzwert an der Stelle x_0
- $z(x_i)$ - Wert an der Stelle x_i
- λ_i - Gewicht an der Stelle x_i

Mit Hilfe der Kriging-Methode können Bodenbelastungen auch für nicht beprobte Probenahmepunkte geschätzt werden. Die Kriging-Interpolation weist die Eigenschaften eines besten Prognoseverfahrens auf (RIES, 1996). Kriging wird deshalb auch spatial BLUP (best, linear, unbiased prediction) genannt. Neben anderen theoretischen Voraussetzungen besagt dies, dass im gesamten Untersuchungsbereich die Varianz, die aus dem Prognosewert und dem dazugehörigen wahren Wert gebildet wird, minimal ist, bezogen auf den zu lösenden theoretischen Gleichungsansatz zur Berechnung der Interpolationsgewichte. Dies kann als hauptsächlicher Grund dafür angesehen werden, dass Kriging-Prognosen einen relativ stark geglätteten Verlauf aufweisen. Die Schätzung von Punkten in einem regelmäßigen Raster zum Zwecke der Ermittlung von Linien gleicher Zusammensetzung (Isoliniendarstellung, Mapping) wird als Punkt-Kriging bezeichnet. Andere Verfahrensvarianten gehen von quasi-regulären Verteilungen aus (Random-Kriging) bzw. verwenden nicht-lineare Zusammenhänge (DANZER, 2001). Universal-Kriging gestattet es, Trends zu berücksichtigen. Tab. 8 gibt einen Überblick über Anwendungsfelder und Lösungsmöglichkeiten statistischer Methoden.

Tabelle 8: Anwendungsfelder und Lösungsmöglichkeiten multivariat-statistischer und geostatistischer Methoden (EINAX, 1996)

	Multivariate Statistik	Geostatistik
Zahl der Variablen	mehrere $Y = f(x)$	eine $Z_0 = f[z(a, b, c)]$
Lösungsansatz	Berücksichtigung der gesamten Varianz-Kovarianz-Matrix	Glättung durch räumliche Interpolation
Erreichbare Ergebnisse	übersichtliche Darstellung der komplexen Verhältnisse	quantitative Bestimmung der Höhe der Belastung
	Belastungszonen halbquantitativ bestimmbar Erkennen von Schadstoffmustern (Identifizierung von Belastungs-Mustern und Aussagen zu chemischen und Transportprozessen)	quantitative Bestimmung des belasteten Areals
	Aussagen zu multivariat-repräsentativen Probenahme	Aussagen zur erforderlichen Probenahmedichte

Der Korrelationsanalyse, angewendet auf zwei messbare Merkmale, liegt die Voraussetzung zugrunde, dass die n Wertepaare der Messreihe $(x_1, y_1), (x_n, y_n)$ eine Stichprobe aus einer Grundgesamtheit darstellen, in der der Zufallsvektor (X, Y) der zweidimensionalen Normalverteilung genügt. Der Korrelationskoeffizient r_{xy} ist der

Schätzwert für den theoretischen Korrelationskoeffizienten von X und Y in der Grundgesamtheit, der den linearen Zusammenhang zwischen X und Y anzeigt.

Bei praktischen Aufgaben wird untersucht, ob sich ein aus einer Messreihe vom Umfang n berechneter empirischer Korrelationskoeffizient r_{xy} nicht wesentlich von Null unterscheidet, ob also die Stichprobe aus der zweidimensionalen normalverteilten Grundgesamtheit mit $\rho_{xy} = 0$ stammt, so dass die beiden Zufallsgrößen X und Y als unabhängig voneinander betrachtet werden können. Die zu prüfende statistische Hypothese lautet: $H_0 : \rho_{xy} = 0$. Die Ablehnung von H_0 bedeutet, dass zwischen X und Y eine (lineare) Abhängigkeit besteht. Die Prüfung erfolgt mittels eines modifizierten t-Testes (STORM, 1995; DANZER et al., 2001) für $f = n - 2$ Freiheitsgrade. Gilt $|t_r| > t_{Tab.}$, so wird H_0 abgelehnt, das heißt, dass r_{xy} wesentlich von Null unterschieden ist. Man kann dann annehmen, dass die Zufallsgrößen X und Y nicht voneinander unabhängig sind.

Der t-Test kann vereinfacht werden, in dem man die Tafel der Zufallshöchstwerte des Korrelationskoeffizienten verwendet (vgl. STORM, 1995; WEBER, 1986). Für eine vorgegebene Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$ (statistische Sicherheit $P = 0,95$) und $f = n - 2$ Freiheitsgrade liest man den Zufallshöchstwert für den empirischen Korrelationskoeffizienten ab, das heißt, den Wert, den $|r_{xy}|$ höchstens annehmen darf, damit H_0 noch nicht abgelehnt wird.

3.2 Vor-Ort-Analytikverfahren zur Bestimmung von PAK

3.2.1 Erfassung bodenkundlicher Grunddaten

Die geeignete Flächengröße für Bohrproben wird bei der Festlegung des Untersuchungsbedarfs definiert. Zur Gewinnung der Bohrprobe müssen Anzahl und Verteilung der Einzelproben innerhalb dieser Fläche festgelegt werden. Entscheidend ist die Heterogenität der zu untersuchenden Kenngrößen in Bezug auf die Größe der räumlichen Einheit. Die BBodSchV empfiehlt die Entnahme von Mischproben, wenn eine gleichmäßige Verteilung der Kontamination erwartet wird und scharfe Grenzen im Belastungsbild auf kurze Entfernungen unwahrscheinlich sind. Durch das Bilden von Mischproben fasst man die in Kap. 3.1 beschriebenen Gewichtsf lächen zusammen und schafft so größere Teilflächen (WOEDE, 1999).

Die Profilproben wurden aus mehreren Einzelproben gewonnen, die über die gesamte Breite der Profilwand und über die angelegte Profiltiefe verteilt sind. Der Einbezug der Humusaufgabe bei der Probenahme kann Einfluss auf die Analysenergebnisse

haben, da vor allem in Braunerden unter Kiefernforsten der Schadstoffgradient im Übergangsbereich von Humusaufgabe zu mineralischem Horizont hoch ist (HÄMMANN; DESAULES, 2003). Eine scharfe Trennung zwischen Humusaufgabe und mineralischem Horizont ist zwar schwierig, wurde jedoch an den beprobten Profilen durchgeführt. Streu als grobes organisches Material wurde vernachlässigt bzw. ging bei der Probenvorbereitung verloren. Die Beprobung des Unterbodens erfolgte an den Bodenprofilen nach bodenkundlichen Horizonten. Die Ermittlung der bodenkundlichen Grunddaten hatten zum Ziel, repräsentative Bodentypen zu ermitteln und die Ergebnisse der Geländeansprache auf der Testfläche abzusichern (vgl. auch VOIGT & WIPPERMANN, 1998).

3.2.2 Einsatzmöglichkeiten der in situ-Untersuchungsverfahren

3.2.2.1 Drucksondierungen

Drucksondierungen (Direct-Push) werden in zunehmenden Maße in Kombination mit Sensortechnik zur Bestimmung von kontaminationsspezifischen und bodenphysikalischen in-situ-Parametern eingesetzt (LUA, 2003, 2006; VOIGT et al., 2006; GERSTNER et al., 2006, PETER, MILES & TEUTSCH, 2007). Die DP-Verfahren können in der ungesättigten und gesättigten Zone verwendet werden und eignen sich besonders für bindige, sandige und kiesige Sedimente bis zur Feinkiesfraktion. Sie bieten die Möglichkeit, während der Sondierung kontinuierlich bzw. semi-kontinuierlich erkundungsrelevante Parameter aufzuzeichnen, sowie Gas-/Wasser-/Bodenproben zu nehmen oder Grundwasser-/Bodenluftmessstellen von max. 2" Durchmesser zu erstellen. Dies sowie die i.d.R. größere Sondiergeschwindigkeit (40-200m/Tag), die räumliche „Beweglichkeit“ und die geringeren Kosten sind die Vorteile der DP-Verfahren gegenüber herkömmlichen Bohrverfahren (DIETRICH & LEVEN, 2005). Zur beprobungslosen Erkundung organischer Kontaminationen entlang von Transekten mittels schadstoffdetektierender Sonden werden im Wesentlichen zwei Systeme eingesetzt:

- Membran Interface Probe (MIP) für den Nachweis vom MKW, BTEX, LHKW
- Rapid Optical Screening Tool (ROST/LIF) für den Nachweis von PAK, MKW, Phenole und BTEX.

Analog zur Fahnenabgrenzung können auch bei der Erkundung einer Schadstoffquelle vollverfilterte Grundwassermessstellen (1"-GWMS) ohne Filterringraum DP-Technik eingesetzt werden.

Mit der Drucksonde werden gewonnene Felddaten (elektrische Leitfähigkeit, Eindringgeschwindigkeit, Teufe) und die über die Stoffprobennahme z.B. mittels MIP gewonnenen Informationen zur Schadstoffverteilung und den Milieuparametern (durch eine Vor-Ort-Analytik) ermittelt und per Datenübertragung z.B. via E-mail an die zentrale Datenaufbereitung/-auswertung (z.B. geologisches Strukturmodell oder Strömungs- und Stofftransportmodell) übertragen (PETER, MILES und TEUTSCH, 2007). Über die Aufnahme der elektrischen Leitfähigkeit und der Eindringgeschwindigkeit in Bezug zur Teufe kann der geologische Aufbau des Untergrundes ermittelt werden. Die geologischen Felddaten können in ein vorhandenes Strukturmodell eingefügt bzw. das Modell mit den neuen Daten aktualisiert werden. Anhand der aktualisierten geologischen Informationen sowie der Ergebnisse der Schadstoffanalytik erfolgt eine mögliche Anpassung der weiteren Erkundungsetappen, d.h. eine zielorientierte Positionierung der weiteren Sondierpunkte. Diese adaptive Vorgehensweise erfolgt kontinuierlich. Die ROST-Technologie in Kombination mit der elektrischen Drucksondierung und den dabei verwendeten Cone Penetration Test (CPT) überträgt über ein Lichtleiterkabel Laserlicht durch ein Saphirfenster im Sondenmantel in den Untergrund (ENGELMANN & VOIGT, 1997). Dadurch werden PAK in unmittelbarer Umgebung der Sonde zur Fluoreszenz angeregt. Durch die Absorption der Anregungsenergie des Laserlichts mit der Wellenlänge von 290 nm gehen die Elektronen des PAK-Ringes in ein höheres Energieniveau über und emittieren bei der Rückkehr in den energieärmeren Zustand Photonen charakteristischer Wellenlänge. Das gemessene Signal wird spektral aufgelöst und die Intensität summarisch in Prozent relativ zu eine als Standard definierten Aromatengehalt angegeben. Nach Auswertung von Testversuchen zeigte sich, dass DP-Verfahren einen vergleichsweise geringen Zeitaufwand für die Durchführung der Sondierungen und die horizontweise Entnahme von GW-Proben benötigen. Bei einer entsprechend schnellen Analyse der Proben im Labor sind nach 3 Tagen Ergebnisse zu erwarten (GERSTNER et al., 2006). MIP-Verfahren liefern belastbare Ergebnisse über die obere Grenze der Kontaminationen. Eine klare Abgrenzung der Kontaminationen nach unten war aufgrund des Tailing-Effektes nicht möglich. Schadstoffuntergrenzen sind mit ROST/LIF-Verfahren bestimmbar, so dass eine Kombination aus beiden sinnvoll erscheint. Eine

Korrelation der gemessenen Schadstoff-Konzentrationen mit den Analysen des GW ist notwendig, da eine quantitative Bestimmung in den Sondierprofilen nicht vorgenommen werden kann.

Aufgrund der eingeschränkten Reproduzierbarkeit der aus den DP-Verfahren gewonnenen Daten sind diese Methoden erst ab der Stufe Detailerkundung (DU) sinnvoll, wo eine direkte Anzeige eines halbquantitativen Kontaminationsprofils, eine direkte Anpassung der weiteren Erkundungsetappen bzgl. der Schadstoffverteilung ermöglicht. Die gleitende Projektierung oder andere adaptive Vorgehensweisen erfordern ein erhöhtes Maß an Vorbereitung von Geländekampagnen und an Qualifikation des beteiligten Personals, da der Informationsgehalt neuer Befunde direkt zu bewerten und kurzfristig in folgende Untersuchungsschritte umzusetzen ist, damit das Potenzial dieser Vorgehensweise optimal ausgeschöpft werden kann. Erfahrungen bei der Durchführung des KORA-Themenverbundes 1 (TEUTSCH et al., 2008) zum Nachweis natürlicher Schadstoffminderungsprozesse zeigten, dass mit DP-Verfahren

- mittel- und grobkiesige Sedimente sowie Festgesteine i.d.R. nicht sondierbar sind.
- Nach dem aktuellen internationalen Erfahrungsstand ermöglichen auf der Direct-Push Technik basierende Sondierungen im Vergleich zu konventionellen Verfahren eine schnellere, günstigere und umfangreichere Erkundung.
- Aufgrund des großen Gestängedurchmessers (3,25"-Gestänge) und der damit größeren Mantelreibung bzw. Querschnittsfläche hängt die maximale Tiefe beim Bau von 2" GWMS stark von der Lithologie ab.

Eine Limitation bei der adaptiven Vorgehensweise vor Ort ist die notwendige Bohrpunktfreigabe durch einen zugelassenen Kampfmittelräumdienst vor jeder Sondierung. Eine Standardisierung vieler Direct-Push-Methoden zur Qualitätssicherung und Vergleichbarkeit muss noch realisiert werden. In Tab. 9 sind die zur Schadstoff-Quellencharakterisierung geeigneten Methoden zusammengestellt.

Tabelle 9: Zusammenfassung und Beurteilung von Methoden zur Quellencharakterisierung (TEUTSCH et al., 2008)

Methoden	Zielsetzung	Beurteilung	Standardverfahren
Bodenprobenahme (DP/konventionell)	Lokalisierung, Inventar	Direkter Nachweis, wenn Phase getroffen	+
Direct-Push (LIF/ROST)	Lokalisierung, Inventar	Direkter Nachweis, semi-quant. Nachweis	o
Bodenluftprobenahme mit In-situ Analytik (DP-PID)	Lokalisierung	Bei geringen Flurabständen kostengünstige Methode	o
Radon-Messungen BL	Lokalisierung	Kostengünstige Methode bei geringen Flurabständen	-
Detektion aufschwimmender Phase in MS (auch DP)	Lokalisierung	Schwankende Grundwasserstände sind zu berücksichtigen	+

+ : ja / - : nein / o : vermehrter Einsatz im Feld

3.2.2.2 Verfahren der Vor-Ort-Analytik

Die Tabellen 10 bis 12 geben einen Überblick der Vor-Ort-Analytikverfahren entsprechend ihrem Funktionsprinzip. Sie sind in sensorbasierte, nichtsensorbasierte und biologische Verfahren untergliedert und sind in der Literatur vielfältig beschrieben (ECKNIG & OBST, 1999; BATEREAU, 2002; TERYTZE et al., 2003; SARING et al., 2003; BARCZEWSKI et al. 2005; GERSTNER et al. 2006; MEILER et al., 2005; TEUTSCH et al., 2008).

Tabelle 10: Sensorbasierte Vor-Ort-Analytikverfahren (verändert nach MEILER et al., 2005)

Verfahren/Gerät	Untersuchungsmedium	Detektierbarer Schadstoff
Gasdialytische Tauchmesssonde	Wasser	NH ₃ , Cyanid, Phenole, Nitrit
Tauchfähige UV/VIS-Spektrometersonde	Wasser	Nitrat, Benzol
Gassensorarray	Bodenluft	MKW, LHKW, BTEX
Elektronische Nase	Boden, Wasser, Luft	Gasförmige Verbindungen, keine Einzelstoffanalyse
Ammoniak-Sensor	Luft	NH ₃ und andere Gase
NAPL-Sonde	Boden, Wasser	Stoffe in Flüssigphase, deren optische Dichte verschieden von der Dichte des Wassers, DNAPL
Optische Impulsrückstreuung	Wasser	MKW, BTEX, LHKW

Tabelle 11: Nichtsensorbasierte Vor-Ort-Analytikverfahren

Verfahren/Gerät	Untersuchungsmedium	Detektierbarer Schadstoff
Dünnschichtchromatographie (DC)	Boden	PAK
Mobile Gaschromatographie	Boden, Bodenluft	BTEX, LHKW
Mobile GC-MS-Systeme	Boden, Bodenluft	Organika
Röntgenfluoreszenz (EDRFA)	Boden	Elemente mit OZ 11-92
Laserinduzierte Fluoreszenzspektroskopie (LIF)	Boden, Wasser	v.a. PAK, MKW
UV-Spektroskopie	Boden	v.a. PAK
NIR-Spektroskopie	Boden	MKW
Ionenmobilitätsspektroskopie (IMS)	Wasser	PCP, CCl ₄
Lichtleiterfluorometer	Wasser	v.a. PAK
Mobiler Photometer (VOM)	Wasser, Boden	MKW, PAK, LHKW

Tabelle 12 : Biochemische Vor-Ort-Analytikverfahren

Verfahren/Gerät	Untersuchungsmedium	Detektierbarer Schadstoff
Immunoassay	Boden	MKW, PAK

Gaschromatographie eignet sich zur Bestimmung aller gasförmigen oder unzersetzt verdampfbaren Stoffe, d.h. im Wesentlichen von organischen Verbindungen. Mit Hilfe der GC/MS bietet sich die Möglichkeit, einen weiten Bereich von organischen Stoffen in einem Probelauf zu erfassen (Screening) und so ein Gesamtbild der Schadstoffzusammensetzung zu gewinnen. Zudem erlauben es die Systeme bei entsprechender Probenvorbehandlung eine quantitative Bestimmung von Stoffkonzentrationen mit sehr guter Nachweisempfindlichkeit. Da apparative Veränderungen zur Anpassung der Geräte für den Einsatz im Feld vorgenommen werden müssen, kann es bei Kürzung der Säulen zu Überladung der Säulen kommen. Das Messsignal der laserinduzierten Fluoreszenzspektroskopie zeigt deutliche Abhängigkeiten von der Bodenmatrix. Hierdurch können deutlich abweichende Analyseergebnisse erhalten werden. Einen starken Einfluss auf das erhaltene Messsignal übt sowohl die Farbe als auch die spezifische Oberfläche der Bodensubstanz aus. Eine damit einhergehende direkte Abhängigkeit von der Bodenart wirken sich negativ auf Richtigkeit erhaltener Analyseergebnisse aus. Mittels der UV-Spektroskopie wird prinzipiell die Summe aus

PAK, BTEX und Phenolen erfasst. Aufgrund des sehr hohen spezifischen Absorptionskoeffizienten der PAK im UV-Bereich, wird vorwiegend der PAK-Anteil im Boden bestimmt. Vorteile dieses Verfahrens liegen in der erforderlichen Probenaufbereitung im Gelände, so dass die Methoden relativ unempfindlich gegenüber Matrixeinflüssen der Bodensubstanz (Wassergehalt, Bodenart, organische Substanz) sind. Vorteile der mobilen Photometermesstechnik bestehen in der einfachen und robusten Messtechnik und im Liefern von verlässlichen Ergebnissen trotz verfahrensbedingter Mehrbefunde.

3.2.3 Vor-Ort-Analytik von PAK mittels Dünnschichtchromatographie (DC)

Das analytische Prinzip der PAK-Gehaltsbestimmung als Summengröße der 16 EPA-PAK mittels GC oder HPLC (15 EPA-PAK) im Labor unterscheidet sich grundsätzlich von der Feld- DC-Methodik. Bei den Labormethoden werden nach chromatographischer Trennung die einzelnen PAK bestimmt und daraus der Summenwert ermittelt. Bei dem Feld-DC-Verfahren werden alle PAK in einem Fleck vereinigt und die Fluoreszenz als Summe gemessen. Der PAK-Gehalt als Summenwert wird über die Eichkurve der gleichverteilten PAK berechnet. Diese Gleichverteilung ist bei Altlastkontaminationen im Realfall nicht immer gegeben, da sie vom Kontaminationsalter und -quelle abhängig ist (FLACHOWSKY et al., 2005).

Die DC ist ein physikalisch-chemisches Trennverfahren, das zur Untersuchung der Zusammensetzung von Proben genutzt wird. Eingesetzt wird sie zum Beispiel zum schnellen Nachweis von Reinheit und Identität oder zur Verfolgung des Reaktionsverlaufes von chemischen Umsetzungen im Labor. Lösungen von bekannten Vergleichssubstanzen werden dabei oft gleichzeitig mit der eigentlichen Probe untersucht und dienen zur sicheren Identifizierung der chemischen Verbindungen in der Probe. Grundlage der Methode sind Wanderungsprozesse in einer Flüssigkeit, die durch eine Pulverschicht strömt. Dabei zeigen unterschiedliche Moleküle meist unterschiedliches Wanderungsverhalten. Alle Proben, die ausreichend stabil sind und in Lösung gebracht werden können, lassen sich untersuchen. Der Erfolg hängt davon ab, wie groß die Unterschiede beim Wanderungsverhalten der interessierenden Moleküle sind. Farblose Substanzen können durch geeignete Methoden sichtbar gemacht werden. Dazu gehört neben der Fluoreszenzlöschung auch die Reaktion mit Sprüh- oder Tauchreagenzien (Derivatisierung). Eine andere Methode ist die Derivatisierung mit Chromophoren vor der Trennung (GÜNTHER et al., 1985).

Für die Untersuchungen im Rahmen der Feldversuche wurden wegen der vorgesehenen Fluoreszenzmessung des PAK-Summenpeaks mittels Digitalkamera diverse HPTLC-Fertigplattenformate (Schichtdicke 0,2 mm) eingesetzt. Im Ergebnis der Voruntersuchungen zur Bestimmung der PAK als Gruppe erwies sich die HTPLC-Platte Kieselgel 60 ohne Fluoreszenz-Verstärkung als geeignet. Die durchgängige Probenbearbeitung im Einwegmodus verhinderte dabei zuverlässig Kontaminationsverschleppungen bei der Bearbeitung unterschiedlich kontaminierter Proben. Abb. 14 zeigt deutliche Unterschiede beim Umfang an mitextrahierten Verunreinigungen - an polaren Substanzen – die jedoch vorzugsweise am Startpunkt zurückbleiben.

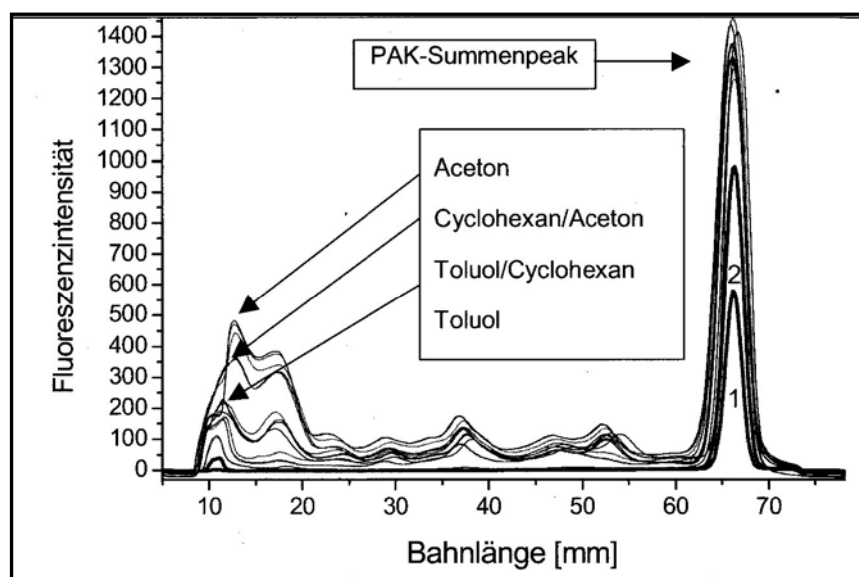


Abb. 14: Einfluss des Extraktionsmittels auf die Mitextraktion von Verunreinigungen (1 und 2 im PAK - Summenpeak sind EPA-Standards), (nach FLACHOWSKY et al., 2005)

Für die notwendige Zuordnung der als Fleck abgetrennten PAK zu den Digitalbildern des Fluoreszenzlichtes wurde folgende Konfiguration festgelegt:

- Aufteilung in 17 Bahnen (Abb. 15),
- Festlegung der Bahnen 1 und 17 als Nullspuren (Auswertebereich, Untergrundmessung),
- Festlegung der Bahn 3, 9, 15 als Standardspuren mit der Bahn 9 als Bezugsstandard,
- Festlegung der Bahnen 2, 4-8, 10, 12-14, 16 als Probespuren,
- Bahnabstand 1 cm und Laufstrecke von 6,5 cm,

- Startlinie Auftragspunkte 1 cm von Unterkante und seitlicher Randabstand Nullspur 2 cm.

Dabei dient die Nullspurenmarkierung gleichzeitig als Plattengeometriemarker zur Festlegung der Bahnabstände für die automatisierte Auswertung über das mit der Digitalkamera aufgenommene Bild.

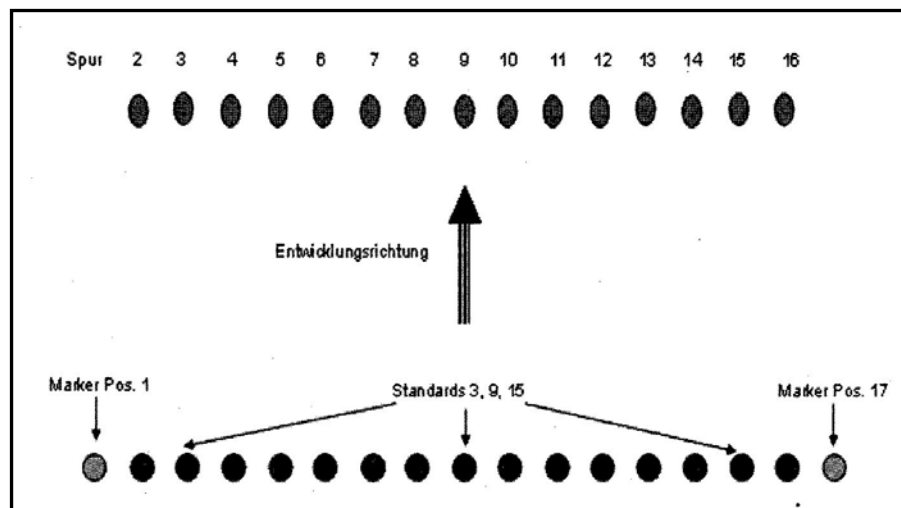


Abb. 15: Auftragsschema der Probenextrakte auf die DC-Platte (nach FLACHOWSKY et al., 2005)

Die unter Einwirkung von UV-Licht sichtbaren Flecken (Fluoreszenzlicht) auf den Bahnen entsprechen dabei unterschiedlichen mit PAK belasteten Bodenextrakten. Auf den Dünnschichtplatten wurden jeweils neben dem Auftrag der Probenaliquote auch Aliquote von EPA-Standardlösungen aufgetragen (je 2 ng). Zur Datensicherung und Wiederfindung der Aufnahmen wurden auf den DC-Platten mittels Fluoreszenzlinier Datum und Versuchsnummern aufgetragen.

Als formale Berechnungsvorlage für die Feld-DC-Auswertung wurde davon ausgegangen, dass nur 8 PAK wesentlich die Fluoreszenzausbeute bestimmen und die Fluoreszenz dieser 8 PAK der Summe der 16 EPA-PAK entspricht. Diese rein willkürliche Festlegung weicht von den realen Zusammensetzungen im Probenmaterial der untersuchten Standorte nicht so sehr ab, während der Bezug auf den EPA-Standard mit 16 x 2 ng zu hohe Gehalte induzieren würde. Die Methode ist somit eine ohne weitere Anschlusskalibrierung eine halbquantitative Methode. Die relative Veränderung der Fluoreszenzintensität der Probenflecken auf der Dünnschichtplatte ist aber ein eindeutiges Maß für die Zunahme oder Abnahme der PAK-Gehalte der Bodenproben, bezogen auf eine als Standard festgelegten Bodenprobe des Untersu-

chungsstandortes Beeskow. Die Aufnahme des Fluoreszenzprofils über den Standort und damit für eine mögliche Rasteroptimierung und gezielten Entnahme von Einzelproben für eine laborative PAK-Bestimmung dient zur Qualitätssicherung.

3.3 Labormethoden

Nachfolgend werden die im Rahmen der vorliegenden Arbeit angewendeten Labormethoden zur Beurteilung und Charakterisierung der Bodenproben aufgeführt:

- Dispersität mit einem kombinierten Sieb- und Sedimentationsverfahren
Nasssiebung der Fraktionen 0,063 – 2 mm, Pipettanalyse der Fraktionen < 0,063 mm (SCHLICHTING et al., 1995)
- pH-Wert: in 0,01 M CaCl₂-Lösung (Glaselektrode, Autochemistry System, Fa. Orion)
- elektr. Leitfähigkeit: Konduktometer (Glaselektrode TetraCon, LF 537, Fa. WTW)
- Gehalte der Böden an Schwermetallen und Arsen im Königswasseraufschluss (UBA, 1995)
Analyse der Extrakte mit ICP/AES (Spektroflamme), mit AAS im Graphitrohr
- Wassergehalt, gravimetrisch (Trocknung bei 105°C und Differenzwägung zw. Feucht- und Trockengewicht u. TARA), (SCHLICHTING et al., 1995); DIN 38 414, Teil 2
- Glühverlust nach Glühen bei 430 °C (Trocknung bei 105°, Kontrollwägungen, Glühen im Muffelofen), (SCHLICHTING et al., 1995)
- TOC: trockene Verbrennung bei 1000°C und Infrarotdetektion des entstehenden CO₂, Abzug des anorganischen Kohlenstoffs (C-MAT 550 der Fa. Ströhlein)
- Röntgendiffraktometrische Bestimmung (XRD-Analyse) der Mineralanteile an pulverisierter Gesamtfraktion; Quantifizierung mit Hilfe interner Standards (GNF e.V.)
- Gesamtgehalte an PAK nach EPA (UBA, 1995)
Soxtec-Extraktion mit einem Aceton/Hexan-Gemisch
nach einem clean up Bestimmung der PAK mit HPLC/Fluoreszenz-Detektion

3.4 Softwaremethoden für Modellrechnungen und Visualisierung

Geostatistische Verfahren zur Optimierung von Messnetzen mit Maximierung der Aussagesicherheit sind in verschiedenen Veröffentlichungen dargelegt (LIEDL & TEUTSCH, 2002; KUPKE, 2002; DOBLER, 2004).

Einen Überblick über Software-Lösungen zur Flächencharakteristik und Datenanalyse, einschließlich ihrer grafischen Veranschaulichung geben SULLIVAN et al. (1997) und MILLER et al. (2002). Verbreitet sind digitale visuelle Methoden, die Einsatz in den Rubriken Exploration (visual data mining), Qualitätsmanagementsystem (Berichtswesen zur Darstellung ermittelter Kennziffern), Repräsentation (Trennung zwischen Szene und Beobachter); Validierung und Optimierung finden. In das GIS-Datenmodell (z.B. geodatabase von ESRI und objektorientiert von SMALLWORLD) werden Daten der Schadstoffveränderungen zyklisch in Zeit und Raum dargestellt. Diese Integration von Informationen aus multiplen Datenmodellen sind sowohl im Umweltbereich als auch in der Wettervorhersage in Echtzeit in der Testphase (MILLER et al., 2002). Die Decision Support Software (DSS) mit ihren eigenständigen tools und Modellierungssystemen vereinigt Schadstoffbetrachtungen, ihr Migrations-/Abbauverhalten in sämtlichen Umweltmedien, Probenahmeplanung, Kosten-/Nutzenbetrachtungen für mögliche Sanierungsverfahren sowie die Datenveranschaulichung. Tabelle 13 zeigt eine Auswahl von tools für den erweiterten Anwendungsbereich Datenvisualisierung von Schadstoffen.

Das tool PLUME evaluiert kontinuierlich die Ausprägung der Schadstofffahne, die auf wenigen Messwerten basiert. Implementierte geostatistische Verfahren berechnen Wahrscheinlichkeiten für eine Überschreitung der Messwerte in zu definierenden Kontaminationsstufen.

OPTMAS hingegen ist ein Programm zum Minimieren des analytischen Aufwandes für die Probenahme. Dieses tool nutzt geostatistische Simulationen und Optimierungstheorien zur Vorhersage der Anzahl der Probenahmestellen für die Gewinnung von Bodenproben ausgedehnter Bodenkontaminationen.

Ein Multi-Sensor Analysenprogramm stellt MAPER dar. Dieses tool kombiniert Messdaten verschiedener geophysikalischer Methoden zur Optimierung der Kenntnisse des Untergrundes. Durch diese Untergrunddefinitionen sind ein Abschätzen der Kontamination sowie die Platzierung der Sensoren zur Analytik möglich.

Verteilungsanalysen und Entscheidungshilfen bietet das auf einer Windows-Plattform basierende tool SADA, welches geostatistische Methoden, Entscheidungshilfen und

Visualisierungswerkzeuge vereinigt. Es bietet eine quantitative Analytik zur Unterstützung der Sanierungsentscheidung. SADA kann Kosten für verschiedene Reinigungsstufen und -volumina abschätzen, assistiert bei der Gestaltung der Probenahme und erstellt eine Einschätzung zum menschlichen Gesundheitsrisiko.

SITEPLANNER assistiert dem Anwender bei der Entwicklung von Probenahmenplänen. Es enthält ein 3-D Visualisierungssystem zur Kartografie von Schadstoffbahnen und außerdem eine Interpolationsprozedur zur Abschätzung des jeweiligen Kontaminationsvolumens.

Ein tool zur Kosten/Nutzen-Entscheidungsanalyse stellt SMARTSAMPLING dar. Es enthält Visualisierungswerkzeuge, geostatistische Modelle und ein Datenmanagement-System. Weiterhin kann auf einen Leitfaden zur Flächencharakterisierung zurückgegriffen werden. SMARTSAMPLING schätzt Wahrscheinlichkeiten für eine Überschreitung von Kostenbudgets ab und nutzt diese Information zur Auswahl von Sanierungsstrategien in der Reihenfolge Kostenminimierung und Maximierung der Wahrscheinlichkeit eines Sanierungserfolges unter Einhaltung der gesetzlichen Normen. Weitere Bestandteile sind Datenvisualisierung und Kostenfunktionen sowie Dokumentenimport in die Analyse. Der Nachteil sämtlicher marktfähiger Programme ist die ausschließliche Verwendung von geostatistischen Modellen, ohne das Matrixeffekte hinreichend diskutiert werden.

Eine Kopplung zwischen schneller Vor-Ort-Analytik mittels ICP bzw. Massenspektrometer und der Standortbestimmung der Aufschlüsse mit GIS-Output in Echtzeit beschreibt AULL (2003). Die aufgenommenen Felddaten, wie Koordinaten, Tiefe der Probe, Bodenfarbe etc. werden auf mobiler hardware aufgezeichnet. Die Übertragung der aufgenommenen Daten zum Server via Intranet erfolgt in Graphical Query Language (GQL). Nach erfolgter Übertragung können die Ergebnisse beliebig als Excel-files bzw. normale Textfiles ausgegeben werden. Eine grafische Darstellungen von Morphologie des Schadstoffkörpers bzw. einfache Flächendarstellungen ermittelter Kontaminationen sind jedoch nicht Bestandteil der Software.

Tabelle 13: Übersicht und Bewertung ausgewählter Software zur Datenverarbeitung von Umweltschadstoffen (erweitert und verändert nach SULLIVAN et al., 1997; MILLER et al., 2002)

Charakteristik	Tool		
	PLUME (Plume contamination levels and extend)	OPTMAS (Optimization Program to Minimize Analytical Sampling)	MAPER (Multi-Sensor Analysis Program for Enviromental Restoration)
Arbeitsoberfläche	Sun SparcStation PC kompatibel mit UNIX	Windows, Mac	n.a. = nicht angegeben
Funktionen			
Standortbewertung	mittleres Level der Akzeptanz	höchstes Level der Akzeptanz	höchstes Level der Akzeptanz
Schadstofffahnenausprägung	höchstes Level	unzureichend	mittleres Level
Risikobewertung	Keine Funktion angeboten	n.a.	unzureichend
Organika	VOC, PAK, etc.	n.a.	unzureichend
Anorganika	Metalle		
natürliche Umgebung Standortbetrachtung	sehr stabil für die vadose Zone, Saturasionszone, Berücksichtigung von extr. Beeinfluss. (pH, Klima)	bedingt für vadose Zone	vadose Zone, Saturasionszone
Datenmanagement	Datenmanagement; Visualisierung; Probenahmepläne; Datenimport		
Daten-Visualisierung	stellt bedingt Oberflächenstruktur, hydrogeol. Strukturen, Schadstofffiguren, Berandungen dar	stellt bedingt Oberflächenstruktur und Schadstoffkörper dar	stellt sehr gut Oberflächenstruktur, hydrogeol. Strukturen, Schadstofffiguren, Berandungen dar
Anwendbarkeit	lange Einarbeitungszeit, großer gerätetechnischer Aufwand; begrenzter Datenimport anderer Hersteller; mäßige onscreen-Hilfe	normale Einarbeitungszeit, geringer gerätetechnischer Aufwand; Datenimportmöglichkeit verschiedener Hersteller möglich (Windowsoberfläche)	sehr komplexes Programm; gestaltet für die Anwendung im Feld;
Kommentar	Komplexe Integration sämtlicher Daten; statistische Anwendungen von Verhalten und Kontaminationsausdehnungen; kann direkt in Datenmanagement-Tools, wie z.B. Site Planner integriert werden	Werkzeug zur Optimierung der Anlage von oberflächennahen Probenahmestellen; Beschreibung der Umgebung und Ausdehnung von Kontaminationen unter Nutzung geostatistischer Modelle in einem Arbeitsrahmen der Wahrscheinlichkeitsrechnung	Erlaubt die Analyse verschiedener Datentypen und liefert eine optimale Abschätzung der Verteilung von Inhomogenitäten im Untergrund; ermöglicht weiterhin eine gemischte Inversion durch eine Verbindungs-Optimierung von Algorithmen

Fortsetzung Tabelle 13

Charakteristik	Tool		
	SADA (Spatial Analysis and Decision Assitence)	SitePlanner (site characterization and plume tool)	SmartSampling (economic and risk based decision analysis)
Arbeitsoberfläche	Windows	SunSparcStation PC kompatibel mit SCO UNIX	Windows oder UNIX
Funktionen			
Standortbewertung	höchstes Level der Akzeptanz	niedrigstes Level der Anwendbarkeit	niedrigstes Level der An- wendbarkeit
Schadstoffahnenaus- prägung	unterstes Level der Funktionalität	n.a.	niedrigstes Level der An- wendbarkeit
Risikobewertung	mittleres Level der Funktionalität	n.a.	n.a.
Organika	VOC, PAK, etc.	n.a	bedingt anwendbar für VOC, PAK, etc.
Anorganika	Metalle		Metalle
natürliche Umgebung Standortbetrachtung	mäßig stabil für die vadose Zone, Saturati- onszone, Berücksichti- gung von extremen Beeinflussungen (pH, Klimate)	n.a.	mäßig stabil für die vado- se Zone, Saturationszone, Berücksichtigung von extremen Beeinflussun- gen (pH, Klimate)
Datenmanagement	Datenmanagement; Visualisierung; Probenahmepläne; Datenimport		
Daten-Visualisierung	enthält Leitfaden für die Probenahme; mäßige Datenverknüpfbarkeit; stellt bedingt Oberflä- chenstruktur, Hydro- geol. Strukturen, Schadstofffiguren, Be- randungen dar	mäßige Funktionalität von Datenverknüpf- ungen; kein Leitfaden für Probenahme- planung; sehr gut ge- eignet für Datenvisuali- sierung mit Oberflä- chenstrukturen; GW- körper; Berandungen, Schadstoffahnenaus- dehnung	sehr gute Funktionalität zu Datenverknüpfungen; enthält Leitfaden für Pro- benahmeplanung; stellt bedingt Oberflä- chenstruktur, Hydro-geol. Strukturen, Schadstofffi- guren, Berandungen dar; Schadstoffahnenaus- dehnung sehr gut dar- stellbar
Anwendbarkeit	greift auf das EPA Risi- koeinschätzungs- modell zurück	akzeptierter Standard; neue Version auf Win- dows-Oberfläche	bereits langjährig in der Anwendung; geschätztes tool für den professionel- len Anwender
Kommentar	modulares System erlaubt Möglichkeit ei- ner Systemerweite- rung; das Arbeiten an einer erweiterten Pro- benahmeoptimie- rungskomponente und zusätzlicher erweiterter Informations-Analyse; kann sofort Daten im- und exportieren; Vor- aussetzung Kenntnisse in Geostatistik	Graphische objektori- enterte Datenbank; kann viele Datentypen in räumlichen Koordi- naten darstellen; Im- und Export von Daten aus AutoCad; ArclInfo, Plume; be- rechnet Koordinaten und Massen.	Belastbares tool für den Feldtechniker zur Daten- analyse in Echtzeit zur Abstimmung von Probe- nahmeprogrammen; nutzt geostatistische Methoden zur Herstellung von gene- rierten Karten auf Basis von Felddaten, die an- schließend für eine opti- male Platzierung von Pro- benahmelokationen ge- nutzt werden können.

Ein weiteres leistungsfähiges Programm zur Visualisierung von Daten stellt Surfer[®] für Windows als ein 3D-Oberflächenprogramm dar. Surfer[®] wandelt schnell die ermittelten Daten in Formdiagramme und Oberflächenplots um. Die Menüführung einschließlich der Hilfefunktion ist anwenderfreundlich. Die hardware-Auswahl zur Druck- und Plottausgabe ist sehr umfangreich. Surfer[®] integriert die tools Grapher (komplette graphische Darstellungssoftware), Didger (digitalisierende Software) und MapViewer (abbildende und räumliche Analysen-Software). GEOPACK ist ein komplettes geostatistisches Software-System der US EPA für Leitanalyse der räumlichen Veränderlichkeit von einer oder mehr gelegentlichen Funktionen. GEOPACK ist menügesteuert benutzerfreundlich und umfasst eine on-line-Hilfe. Grundlegende Statistiken einschließlich Mittel- und mittlere Abweichung, Standardabweichung, Schiefmaßen, Häufigungsgrad und Maximal-/Minimalwerte können berechnet werden. Weitere Merkmale sind lineare und polynomische Rückbildung, Test Kolomogorov-Smirnov für Verteilung und Berechnung einiger Prozentanteile eines Modems. Das Beispiel-semivariogramm oder -kreuz-semivariogramm für kombinierte gelegentliche Funktionen sowie für eine zweidimensionale räumlich-abhängige gelegentliche Funktion können festgestellt werden. Mit eingeschlossen sind gewöhnliche Abschätzer Kriging und Co-Kriging zusammen mit ihrer dazugehörigen Schätzungsabweichung und der Abhängigkeitswahrscheinlichkeit.

Eine weitere und im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendete Methode zur Erfassung der Daten wird von Origin[®] geboten. Aus einer großen Bandbreite von Import- und Exportfiltern (u.a. ASCII, LOTUS, MS Excel, DBASE, DIF) können vorhandene Datensätze in verschiedene Dokumentvorlagen eingelesen werden. Die Daten werden dabei von Origin[®] in Worksheets gespeichert. Die Größe der Datensätze ist lediglich durch den zur Verfügung stehenden Arbeitsspeicher beschränkt. Im Falle der Erfassung von räumlichen Schadstoffverteilungen bilden die Koordinaten der Probenahmepunkte zusammen mit der Schadstoffkonzentration die Eingabevariablen der Worksheetmatrix.

Mit Hilfe von Origin[®] lassen sich aus der Flächenverteilung der Schadstoffkonzentrationen Linien gleicher Konzentration interpolieren. Nach dem gleichen Prinzip können die eine Kontamination eingrenzenden kritischen Isokonzen berechnet und in einer entsprechenden Darstellung hervorgehoben werden.

Eine weitere Möglichkeit der Rasteroptimierung bestände darin, die Lage der Raster verengenden Probenahmepunkte aus der Isokonzen-Darstellung des primären Pro-

benahmerasters abzuleiten. Das Vorhandensein einer GIS basierten Karte des Untersuchungsareals vorausgesetzt, bestände im Anschluss die Möglichkeit, z.B. mit einem einfachen Grafikprogramm, die Isokonzen-Darstellung auf diese Karte zu projizieren und damit vor Ort eine Schadstoffverteilungskarte des Untersuchungsareals zu erhalten, um weiterführende Erkundungsstrategien abzuleiten. Als Analysewerkzeuge stehen arithmetische und logische Operatoren, Zufallsgeneratoren, statistische Verfahren, Verteilungen, lineare und nichtlineare Regression, Integration, Differentiation, Glätten, Filtern, FFT-basierte Operationen u.v.a. zur Verfügung. Die Interpretation komplexer Datensätze wird erleichtert durch die Anordnung mehrerer Graphen auf einer Seite mit der zusätzlichen Möglichkeit je Graph mehrere Koordinatensysteme mit unterschiedlichen Einheiten zu verwenden. Alle vorgenommenen Einstellungen lassen sich als Vorlage (Template) speichern und mit neuen Daten für wiederkehrende Analysen einsetzen. Beziehungen zwischen PAK-Konzentrationen im Boden und physikalisch-chemischen Bodenparameter wurden auf der Basis linearer sowie multipler Regressionen statistisch untersucht. Dabei wurden die Daten auf Normalverteilung geprüft und varianzanalytisch berechnet. Es wurde dabei eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ zugrunde gelegt. Der Zusammenhang von Zufallsvariablen wird durch den linearen Korrelationskoeffizienten r_{xy} charakterisiert (Gl. 12):

$$R_{xy} = \frac{Q_{xy}}{\sqrt{Q_x Q_y}} \quad (12)$$

mit:

$$Q_x = \sum (x_i - \bar{x})^2 \quad (13)$$

$$Q_y = \sum (y_i - \bar{y})^2 \quad (14)$$

$$Q_{xy} = \sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad (15)$$

Je nach dem Grad der Abhängigkeiten zweier Größen kann r_{xy} Werte zwischen +1 und -1 annehmen. Als Korrelationsmaß wird das Bestimmtheitsmaß

$$B = r_{xy}^2 \quad (16)$$

verwendet. Je näher r_{xy} bei +1 oder -1 liegt, desto strenger ist die Abhängigkeit der beiden Größen; $r_{xy} = 1$ bedeutet dabei strenge Korrelation, also funktionaler Zusammenhang. Fehlende Korrelation der Größen wird durch kleine Werte von r_{xy} ausgewiesen, die im Extremfall gegen Null gehen können. Ein stochastischer linearer Zusammenhang ist allerdings erst dann gesichert, wenn sich r_{xy} signifikant von Null un-

terscheidet (DANZER et al., 2001). Die Prüfung kann sowohl mittels t-Test durch Vergleich mit $t(P; f = n - 2)$ als auch mit Hilfe von F-Tests erfolgen, wobei der Vergleich mit $F(P; f_1 = n - 2; f_2 = n - 2$ bzw. $f_1 = 1; f_2 = n - 2)$ erfolgt. Die Berechnung und Testung von r_{xy} erfolgt unter der Voraussetzung der Normalverteilung für X und Y. In der chemometrischen Praxis ist die Frage, in welchem Maße eine Größe x gleichzeitig von zwei anderen, y und z, abhängt, wichtig (Untersuchung der Abhängigkeit der PAK-Konzentration von mehr als einer Bodeneigenschaft). Derartige Zusammenhänge beschreibt der multiple Korrelationskoeffizient (Gl. 17):

$$R_{xy} = \sqrt{\frac{r_{xy}^2 + r_{xz}^2 - 2r_{xy}r_{xz}r_{yz}}{1 - r^2}} \quad (17)$$

4 Untersuchungsgebiete

4.1 Regionalgeologischer Überblick zur Auswahl der Modellstandorte

Die im Rahmen dieser Arbeit ausgewählten Standorte liegen im nordostdeutschen Tiefland, einem Bereich der mittelbrandenburgischen Urstromtäler (Abb. 16). Dieser Absenkungsraum wird im Norden durch das Ringköbing-Fünen-Hoch, das Moen-Hoch und das Arkona-Hoch (BACHMANN und GROSSE, 1989; FRANKE, 1990; WALTER, 1992) begrenzt. Zwischen mittlerer Elbe und Oder sind die herzynisch streichende Altmark-Fläming-Senke, der Prignitz-Lausitzer Wall, die Mecklenburg-Brandenburger-Senke, der Grimmener Wall und die Rügen-Senke die Hauptstrukturen des vorkänozoischen Stockwerks. Wesentliche südliche Begrenzungen stellen die Flechting-Roßlauer Scholle und die Lausitzer Scholle dar.

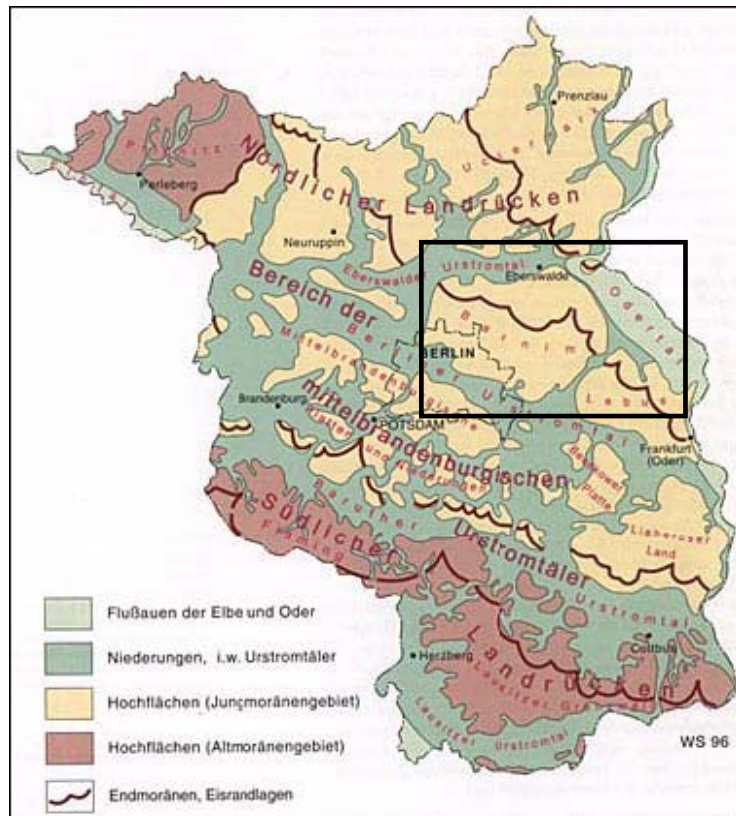


Abb. 16: Geomorphologische Gestalt Brandenburgs mit Kennzeichnung des Untersuchungsraumes (aus STACKENBRANDT, 2002)

Die tektonisch als Teilsenke der Mitteleuropäischen Senke gegliederte Norddeutsche Senke, erfuhr ihr Hauptabsenkungsstadium mit dem jüngeren Oberrotliegenden (SCHWAB, 1985; JORDAN u. WEDER, 1995).

Typisch sind zyklische Sedimentationsabfolgen. Mittel- und jungkimmerische Bewegungen stellen mit dem Durchbruch zahlreicher Salzdiapire Höhepunkte der Salinar-tektonik in der Norddeutschen Senke dar. Marine Sedimentationsbedingungen gewannen mit der Rättransgression an Bedeutung. Das abschließende Stabilisierungsstadium wird durch Schreibkreide-Ablagerungen und der Sedimentation von sandig-tonigen Schichtenfolgen des Tertiärs charakterisiert (gering verfestigte Tone, Schluffe, Fein-Grobsande, z.T. Braunkohle).

Rezente Oberflächenformen sind überwiegend Ergebnis pleistozäner Vereisungen (Abb. 17). Vielfach nachgewiesene frühglaziale Bildungen (z.B. Kiese des Berlin-Rixdorfer Horizontes) sind Folge des in der Weichsel-Eiszeit vom Odergletscher überflossenen Norddeutschen Tieflands.

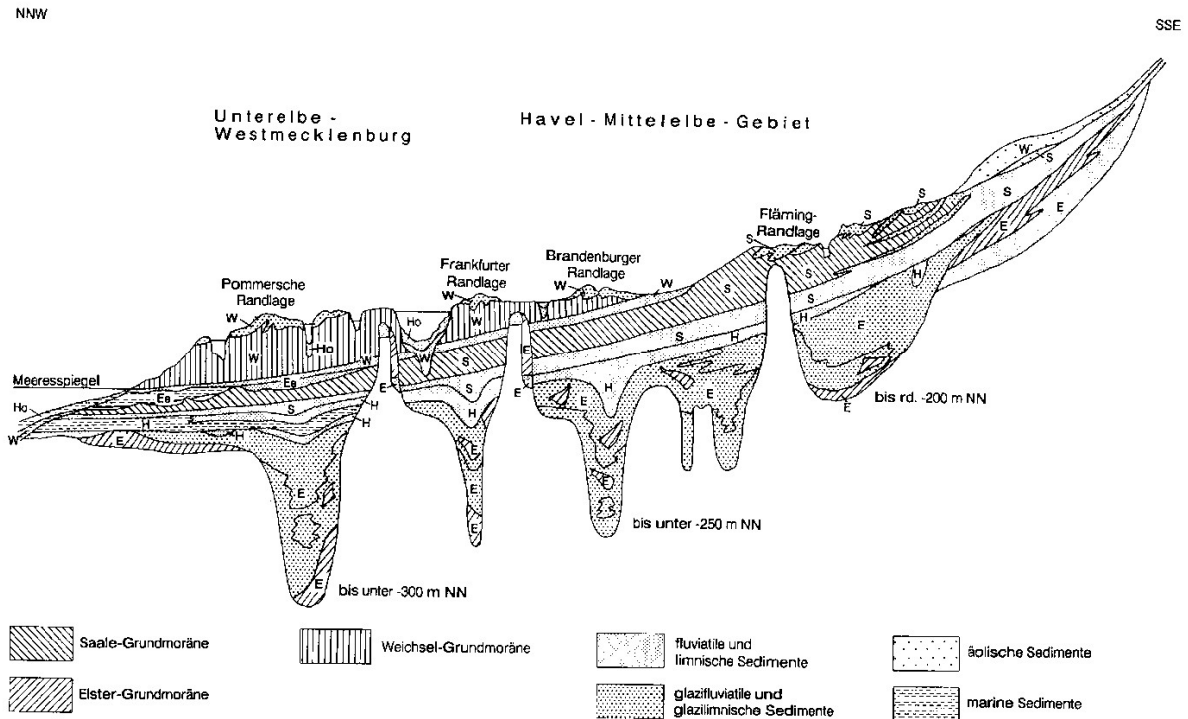


Abb.17: Schematisches stratigrafisch-fazielles Profil durch das Quartär des Norddeutschen Tieflandes (aus WALTER, 1992)

Die Hochglazialzeit ist durch den Verlauf des Endmoränengürtels des Brandenburger Stadiums gekennzeichnet, der vorwiegend aus Stauchendmoränen besteht. Geschlossener als das Brandenburger Stadium ist der Hauptmoränenzug des Frankfurter Stadiums, der am Südrand der Mecklenburgischen Seenplatte um den Plauer See und nördlich Berlins zum Barnim-Plateau verläuft, um bei Frankfurt die Oder zu queren (WALTER, 1992).

Das Warschau-Berliner Urstromtal, im Vorfeld des Frankfurter Stadiums der Weichselvereisung entstanden, zieht fast geradlinig von der Oder südlich Frankfurt über Berlin quer durch die Märkische Senke zur Elbe bis Havelberg. Es ist im Mittel 6 bis 10 km breit und weist ein schwaches Gefälle von Südost nach Nordwest auf. Tiefster Ort im Urstromtal ist Rohrbeck mit 30 m ü. NN.

Ein besonders kräftiges Relief weist die Jungmoränenlandschaft des Pommerschen Stadiums (Helpter Berge b. Neubrandenburg) auf. Der dadurch stark behinderte Abfluss ermöglichte die Entwicklung großflächiger Sander. Zum Zeitpunkt der Angermüder Staffel entstand das Thorn-Eberswalder Urstromtal. Wie auch das Warschau-Berliner Urstromtal bilden diese die Niederungen für die rezenten Flüsse. Klimaverbesserungen mit dem Beginn der spätglazialen Erwärmung zogen erste Bewaldungen der Tundren mit sich und damit erste Bodenbildungen.

Das nördlichste Oderbruch bildet nördlich von Bad Freienwalde bis Hohensaaten einen riesigen holozänen Mäander, der bis zum Durchstich bei Hohenwutzen von der Oder durchflossen wurde (Alte Oder). Dieses Überschwemmungsgebiet zeichnet sich heute noch durch weitflächig verbreitet holozäne Niederungstorfte, ständige Feuchtgebiete mit Quellcharakter und zahlreiche freie Wasserflächen aus. Am Oderbruchrand zwischen Bad Freienwalde und Alt-Ranft findet man in geringer Tiefe unter periglazialen Schwemmkegeln Geschiebemergel. Im gesamten Oderbruch ist bis auf wenige „Inseln“ und etwas höher gelegene Randbereiche der Auelehm anzutreffen. Zusammen mit holozänen anmoorigen Sanden und Torfbildungen in Altarmen erreicht er z.T. bis über 10 m Mächtigkeit und sehr gute Stauereigenschaften. Die Mächtigkeit der Talsande (hangend überwiegend Feinsande; liegend Mittel- bis Grobsande) beträgt bis zu 30 m. Das Grundwasser besitzt hohe Eisengehalte und eine stärkere Belastung mit Huminsäuren.

4.2 Bodengesellschaften der ostbrandenburgischen Moränenplatten und Urstromtäler

Der Hauptteil Brandenburgs, zwischen dem südlichen Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte und dem Fläming gelegen, wird durch den Wechsel von höher gelegenen Moränenplatten und Niederungen bzw. Talungen bestimmt. Die Zungen ehemaliger Abflussbahnen der Schmelzwasser zerschneiden die glazigenen Aufschüttungen des Brandenburger und Frankfurter Stadiums, so dass eine unregelmäßig gegliederte Zone der Platten und Urstromtalungen entsteht. In Ost-Brandenburg sind die Urstromtäler durch anhydromorphe bis grundwassernahe Sandböden geprägt, in West-Brandenburg sind sie dagegen großflächig vermoort. In grober Orientierung ist östlich von Havel und Spree das Fahlerde-Braunpodsol-Bodengebiet Ost-Brandenburgs aus der Bodendecke ausgegliedert. In diesem Gebiet werden die Moränenplatten des Barnim, des Lebusener Landes und der Beeskower Platte durch stark übersandete Geschiebemergel, z.T. in geringmächtiger oder gestörter Lagerung geprägt, was durch den einen unregelmäßigen Wechsel von Sanden und übersandeten Lehmen (Substrattypen Sand und Tieflehm) erkennbar ist (Untersuchungsstandort Beeskow, Profil Nr. 1).

Ein weiteres Merkmal sind Durchragungen des älteren pleistozänen Untergrundes, z. T. mit tertiären Einstauchungen. Diese Durchragungen sind für die Hochgebiete Ostbrandenburgs charakteristisch, z. B. die Freienwalder Höhen, die Booßener Höhen

bei Frankfurt/O., die Fünfeichener Höhen bei Eisenhüttenstadt. Auf engen Raum treten - durch Sedimentation Stauchung und Verwitterung bedingt - Regosole, Podsole, Braunerden, Pseudogleye auf, die auch in den Untersuchungsstandorten Bad Freienwalde (Profil Nr. 3 und 4) im Rahmen dieser Arbeit aufgeschlossen wurden.

Flächenhaft dominierend sind auf den Grundmoränenplatten Fahlerde-Braunerde-Bodengesellschaften. Fehlt der Geschiebelehm oder liegt die Grundmoräne infolge fluvioglazialer Übersandung tiefer, sind im silikatreichen sandigen Ausgangsmaterial Braunerden bzw. Bänderbraunerden-Bänderfahlerden entwickelt. Da die geologischen Verhältnisse insgesamt gute Versickerungsmöglichkeiten bieten, treten hydromorphe Böden zurück.

Die Braunerde - Parabraunerde - Rendzina- Bodengesellschaften sind typisch für die heterogenen, stärker reliefierten Substrate und mit höheren Anteilen erodierter, z. T. auch hydromorpher Böden.

In den z. T. abflusslosen Senken ist die Trennung von Stau und/oder Grundwasser als Bodenbildungsfaktor häufig problematisch. Gley-Böden in Muldenlagen mit Go-Horizonten fehlt z. T. der Anschluss an ein oberflächennahes Grundwasserstockwerk, die Vergleyung kann durch zeitweiliges Grund/Stauwasser, sog. Sammelwasser in Senken über dichtem Untergrund (z. B. Geschiebemergel) hervorgerufen werden (BLUME, 1996). Abbildung 18 demonstriert das Beschriebene.

Die Urstromtäler und Niederungen sind im Vergleich zu den Moränenplatten relativ einheitlich bezüglich der Ausbildung der Bodendecke. Die Variationsbreite wird bei einheitlichem Substrat vor allem durch unterschiedliche Grundwasserflurabstände bestimmt. Verbreitet sind Podsol-Braunerde-Bodengesellschaften auf den höheren Terrassen sowie Podsol-Braunerde-Gley-Bodengesellschaften und Gley- Bodengesellschaften in den Niederungen ohne Überflutungssedimente.

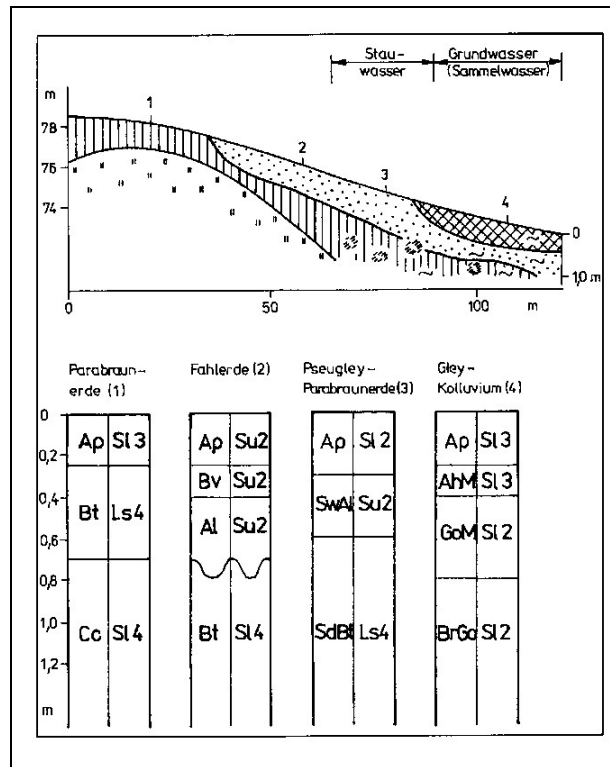


Abb.18: Ausschnitt der Bodendecke mit Braunerde-Bodengesellschaften Ost-Brandenburgs (aus BLUME, 1996)

Das Ausgangssubstrat ist großflächig Sand, z.T. sind Dünen aufgeweht (Eberswalder Urstromtal, Berliner Urstromtal). In Auengebieten dagegen wurden bei Überschwemmungsvorgängen während des Holozäns transportierter Boden akkumuliert, der schluffig-tonige Fazies bei niedriger und sandig-lehmige Fazies bei höherer Fließgeschwindigkeit zeigt. Die daraus entstandene Böden (Auengleye, Vega-Gleye, Gley-Pseudogley) sind meist humos ausgeprägt und haben einen extrem schwankenden Grundwasserstand (JANETZKO & SCHMIDT, 1998). Böden in Siedlungsräumen (Standort Berlin-Britz, Profil Nr. 5; Standort Erkner, Profil Nr. 2) weisen die höchste Heterogenität aller untersuchten Profile aufgrund der Nutzungsgeschichte, Bausystem, Versiegelungsgrad auf (RENGER & MEKIFFER, 1998; KAHLE, 2003).

Üblicherweise wird die Herkunft der in den Böden vorkommenden Stoffe als geogen bzw. anthropogen charakterisiert. Unter „geogen“ werden dabei alle natürlichen Quellen und Prozesse zur Bodenbildung verstanden, die sich zwar weiter differenzieren lassen, jedoch an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden sollen. Hinzu kommen „anthropogene Stoffanteile“, die immer dann vorhanden sind, wenn durch die Tätigkeit des Menschen Stoffeinträge auf den Boden stattgefunden haben. Dabei sind alle Größenordnungen von lokalen, emittentennahen, regionalen bis zu globalen Immis-

sionseinflüssen denkbar. Letztere werden als ubiquitär bezeichnet und sind Bestandteile der Hintergrundwerte (LABO, 2003).

Anthropogene Stoffanteile, insbesondere die hier untersuchten PAK, sind in der Regel auf den Oberboden beschränkt, da sie aus der Luft bzw. Abfall eingetragen werden. Unter Waldnutzung sind vor allem die organischen Auflagen und der Ah-Horizont betroffen, unter Ackernutzung der Ap-Horizont, wobei durch die Bodenbearbeitung eine weitgehende Homogenisierung erfolgt.

4.3 Auswahl und Beschreibung bodensystematischer Einheiten in Ostbrandenburg

Natürliche Rohböden (Lockersyroeme) sind Böden mit geringer Humusakkumulation und ansonsten keiner weiteren terrestrischen Horizontdifferenzierung. Sie sind meist an junge Substrate wie Dünen gekoppelt und lassen ansatzweise eine beginnende Horizontentwicklung (z. B. Podsolierung oder Verbraunung an der Oberfläche junger Sedimente) erkennen. Häufig treten diese Böden auf jungen Flugsanden in den Niederungen der Urstromtäler oder auf jung flugsandbedeckten glazifluviatilen Sandarealen auf. Rohböden entstehen auch durch die Tätigkeit des Menschen. Verkippte und geplanierte Abraummassen können ebenso wie durch Baumaßnahmen veränderte Böden eine nur geringmächtige Bodenentwicklung tragen (BLUME, 1996).

Bei den A/C-Böden sind bereits A-Horizonte voll entwickelt (Humusgehalt > 1 M. %; -Mächtigkeit > 2 cm). Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Regosole und Pararendzinen. Erstere sind ebenfalls oft junge Böden auf jungen Dünen. Erosionsböden treten z. B. unter Acker ebenfalls als Regosole auf. Unter der Ackerkrume stehen unmittelbar C-Horizonte des Untergrundes an. Sind diese Substrate kalkhaltig, entstehen durch Abtrag extreme Reliefpositionen.

Braunerden entstehen durch eine Verwitterung mit diffuser Sesquioxidfreisetzung, die ein Ah/Bv/C-Profil zur Folge hat. Unter Acker wird der diagnostische Bv-Horizont durch die Ackerkrume (Ap-Horizont) bedeckt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Podsole entstehen im sauren Milieu durch die Verlagerung von freien Sesquioxiden. Ae-, Ahe- oder Aeh-Horizonte sind an diesen Substanzen verarmt. In Bs-, Bh-, Bsh- oder Bhs-Horizonten reichern sich die Sesquioxide wieder an. Besonders auf ertragsarmen quarzreichen Sanden (i. d. R. der Dünen, Schmelzwasserablagerungen oder Geschiebesande) sind diese Böden zu finden. Sie sind im Oberboden gegenüber den anderen terrestrischen Böden besonders verarmt an Substan-

zen, die u. a. die Fruchtbarkeit eines Bodens ausmachen. Häufig entwickeln sich die Podsole in Braunerden und bilden so genannte Übergangssubtypen wie Podsol-Braunerden und Braunerde-Podsole. Charakteristisch für diese Böden ist, dass sich der Podsolhorizontfolge ein Bv-Horizont anschließt (WIECHMANN, 2000).

Pseudogleye benötigen für ihre Entstehung ein ausreichendes Niederschlags- oder Zusatzwasserangebot (z. B. Hangwasser). Stauende Nässe tritt jedoch erst bei relativ geringen Durchlässigkeiten der Horizonte bzw. Substrate auf. Je höher das Wasserangebot ist, desto geringer muss die Stauwirkung einer liegenden Bodenschicht sein, um diese Vernässung zu erreichen. Stauwirkungen sind primär durch das Substrat und meist sekundär durch eine Tonanreicherung verursacht. Pseudogleye kommen auf den bindigen Moränen mit Zusatzwasseraufkommen (z.B. Hangfuß) und auf tonig-schluffigen Auensubstraten vor. Trotz Eindeichung bzw. ohne Überflutung kommt es meist nach einem kurzzeitigen Grundwasseranstieg zu einer nachträglichen Stauvernässung.

Semiterrestrische Böden entwickeln sich vorwiegend in Fluss-, See- oder Auensedimenten mit erhöhtem und/oder schwankendem Grundwasserstand. Gleye treten i. d. R. in den holozänen Fluss- und Auenniederungen sowie in Senken und Becken mit erhöhtem Grundwasserstand auf. Außer in Auen handelt es sich meist um sandige Substrate, die bei sehr hohem Grundwasserstand zu Anmoor- und Moorbildung tendieren und in ihrer Fruchtbarkeit durch den Humus im Oberboden und den Grundwasseranschluss stark beeinflusst werden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1998).

4.4 Beschreibung der Standorte

Kenntnisse über Bodeneigenschaften in Verbindung mit Untersuchungen des Verhaltens von organischen Schadstoffen von Landschaften Ostbrandenburgs liegen bisher nur lückenhaft im Rahmen von statistischen Umweltmonitoringprogrammen und Boden-Dauerbeobachtungen vor (LUA Brandenburg, 2000; LABO, 2003).

Zum kritischen Vergleich von analytischen Ergebnissen an verschiedenen Böden wurden daher Altstandorte aus unterschiedlichen Bodengesellschaften pedologisch untersucht. Die Auswahl der Standorte erfolgte insbesondere im Hinblick auf eine langjährige industrielle Nutzung hinsichtlich einer PAK-Relevanz. Zusätzlich sollte gewährleistet sein, dass Untersuchungsstandorte mit verschiedenen Bodentypen berücksichtigt werden. Infolge unterschiedlicher physiko-chemischer Eigenschaften

besitzen diese verschiedenen Bodentypen unterschiedlich starke Adsorptions- und Absorptionseigenschaften, welche sich unmittelbar und unterschiedlich auf das Sorptionsverhalten der PAK auswirken.

Die bodenkundliche Beschreibung verschiedener Untersuchungsgebiete in Ostbrandenburg im Rahmen dieser Arbeit verfolgte somit zwei Ziele:

- a. die Auswahl von repräsentativen Lokationen für die Felderprobung einer neuen PAK-Vor-Ort-Bestimmungsmethode;
- b. die Ermittlung von Grundlagen für die horizontweise Probenahme zur Durchführung von Korrelationen zwischen PAK-Konzentrationen und physikochemischen Bodenparametern sowie zur Lieferung von laborativ gemessenen PAK-Werten als Referenzwerte für einen Beitrag zur Optimierung von Probenahmekonzepten mittels PAK-Vor-Ort-Analytik.

In die Untersuchungen einbezogen wurden nachstehende 5 Altstandorte:

- 1) Gelände eines ehemaligen Städtischen Gaswerk in Beeskow,
- 2) Gelände eines ehemaligen Teerwerkes in Erkner,
- 3) Gelände eines ehemaligen Bitumenmischplatz in Bad Freienwalde,
- 4) Gelände einer ehemaligen Köhlerei in Bad Freienwalde,
- 5) Gelände einer ehemaligen Gartenkolonie in Berlin – Britz.

An den ausgewählten Altstandorten 1) - 5) wurden Bodenprofile erstellt und die einzelnen Bodenhorizonte charakterisiert.

Der Altstandort Berlin-Britz ist ein Gebiet gezielter ingenieurtechnischer Bauvorbereitung mit flächigen PAK-Kontaminationen, ermittelt beim Rückbau von Gartenkolonien. Der Nutzung als Modellstandort standen zunächst die vertikal wenig differenzierten PAK-Gehalte und die zeitlich begrenzte Verfügbarkeit des Geländes entgegen, gleichwohl wurde ein umfangreiches Datenmaterial aus der Untersuchung des Oberbodens und eines Profils gewonnen.

Die Alte Köhlerei in Bad Freienwalde, in der bis etwa 1980 Holzkohle produziert wurde, erwies sich, wahrscheinlich wegen der angewandten modernen Verfahrenstechnik, als zu gering und zu dem nur im oberflächennahen Bereich mit PAK belastet.

Schließlich wurden die Altstandorte Bitumenmischplatz sowie Alte Köhlerei in Bad Freienwalde, das Gelände des ehemaligen Teerwerkes Erkner sowie das Gelände des ehemaligen Gaswerkes Beeskow als Modellstandorte ausgewählt, beprobt und durch die Bestimmung von Bodenparametern charakterisiert.

In den nachfolgenden Kapiteln sind die Ergebnisse der Bodenprofilanlage der ausgewählten ostbrandenburgischen Untersuchungsflächen grafisch dargestellt und beschrieben.

4.4.1 Standort 1 - ehemaliges Gaswerk in Beeskow/Mark (Bee)

Der Boden am Untersuchungsstandort Beeskow kann als Humuspodsol aus Geschiebedecksand bezeichnet werden (Abb. 19). Unter einer organischen Auflage mit wenig zersetzter Streu, die mit einem organischen Horizont aus dominantem Kiesanteil verzahnt ist, steht bis zu einer Tiefe von ca. 0,30 m u. GOK ein feinkörniger podsolierter Oberbodenhorizont mit Humuseinwaschungen und Bleichflecken an. Darunter folgt bis zu einer Tiefe von ca. 0,50 m u. GOK ein sauer gebleichter Unterbodenhorizont an. Dieser Horizont ist mittel humos und zeigt nichtbindige, enggestufte, periglaziale Sande (p-s(Sp)) unterschiedlicher Korngrößen (Fein- bis Mittelsande). Unterlagert wird dieser Horizont von einem mit Huminstoffen und Sesquioxiden angereicherten sandigen Unterbodenhorizont, der schwach ausgeprägte mittelgroße Humusflecke aufweist. In einer Tiefe von ca. 0,80 m u. GOK folgt ein mit Sesquioxiden angereicherter sandiger Übergangshorizont. Zur Sohle des angelegten Profils in einer Tiefe von ca. 1,30 m u. GOK wird das Substrat feinkörniger. Hier steht ein verwitterter, sehr blass-brauner silikatischer Untergrundhorizont (ilCv) an. Zur zuverlässigen Einordnung des Bodens nach DIN 18196 wurden Trocken- und Nasssiebungen durchgeführt (Tab. 14; grafische Darstellung im Anhang II). Es wird die sehr sandige Körnung über das gesamte Profil deutlich, so dass am Untersuchungsstandort mit einer ungehinderten Durchsickerung gerechnet werden kann. Der Standort Bee ist grundwasserfern (> 6 m) und ein kapillarer Aufstieg bis in den Oberboden ist somit nicht möglich.

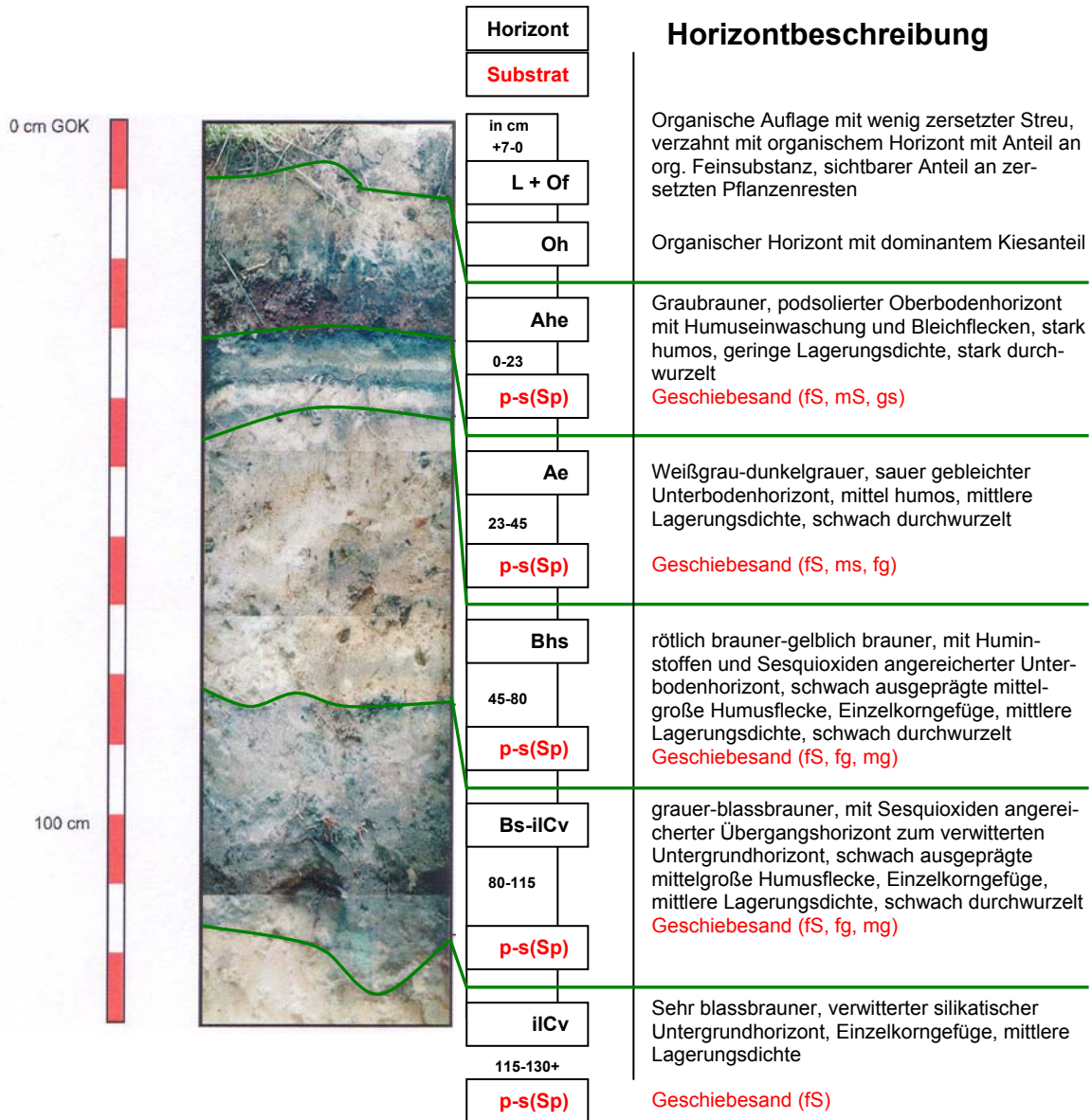
Bodensystematische Einheit: Humuspodsol (PP)

Substrat: Geschiebedecksand

Bodenform: PP: p-s(Sp)

Humusform: Rohhumus

Grundwasser: fern



Lage: Beeskow, LK Oberspree, 44 m ü. NN

Relief/Reliefform: plattig, vertikal gestreckt, horizontal schwach konkav

Mittlere Niederschlagshöhe: 575 mm/a

Nutzung: Altstandort, Brachland

Vegetation: Pionierv egetation, Kieferngehölze

Bodenklasse: Podsole

Abb. 19: Bodenprofil Altstandort Städtisches Gaswerk in Beeskow (Profil 1)

Tabelle 14: Ermittelte Kornverteilungen am Standort ehemaliges Gaswerk Beeskow

Probe	Teufe [m u. GOK]	Horizont	Bodenart	U [-]	K _r -Wert [m s ⁻¹]
1	0,05 – 0,20	Ahe	S, u'	4,7	6,3 10 ⁻⁵
2	0,30 – 0,40	Ae	fS, ms, gs'	3,6	7,3 10 ⁻⁵
3	0,40 – 1,30	Bs	fS, mS, gs'	3,9	7,0 10 ⁻⁵

Der Verfahrensablauf im Gaswerk war auf die Produktion von Gas (Stadtgas, Leuchtgas) ausgerichtet. Eine Verbrennung in geschlossenen Räumen war aufgrund der hohen Verunreinigung des Gases mit Teer und Naphthalin nicht möglich. Später wurde Techniken zur gezielten Gewinnung dieser Verunreinigungen für die Herstellung von Pharmazeutika und Farben entwickelt (LUA Brandenburg, 1993). Als Rohstoff diente vorwiegend Steinkohle. In der DDR wurde aufgrund der Knappheit von Steinkohle teilweise auch Braunkohle verschwelt. Für ehemalige Gaswerksstandorte sind als Hauptschadstoffe PAK, MKW, NSO-HET, BTEX, Phenole, As, Pb, Cd sowie Cyanid- und Schwefelverbindungen (Gasreinigungsmasse) relevant (WERNER et al., 2008). Ursachen für diese Verunreinigungen waren u.a. Deponierung und Lagerung, Betriebsunfälle, Leckagen bei den Teersammelgruben oder undichte unterirdische Leitungen, Kriegseinwirkungen und damit verbundene spätere Um- und Ablagerungen der belasteten Bausubstanz (Tab. 15). Hauptproblem gaswerkstypischer Boden- und GW-Belastungen bilden Teeröle mit ihren hohen Gehalten an PAK mit ca. 85 % und auch heterozyklische aromatische Verbindungen (NSO-HET) mit 5-13 %, Phenolen mit 1-10 % sowie die Gruppe der monoaromatischen Verbindungen leicht- bis mittelflüchtigen Verbindungen (BTEX) mit < 1% (LfUG Sachsen, 2003).

Bedingt durch hohe Auffüllungsmächtigkeiten und die Anlage von Versickerungsstellen und Klärgruben sind die beschriebenen Schadstoffquellen auch auf dem Gelände des Standortes 1 in Bee zu finden. Einträge von verbrauchtem Cyanwasserstoff und Schwefelsäure in den Boden durch Leckagen bewirken eine Verringerung des Boden-pH am Standort.

Die ungesättigte Bodenzone unterhalb der Auffüllungen in den kaltzeitlichen Sanden ergab für die Mehrzahl der Aufschlüsse allerdings keine Hinweise auf tieferreichende Bodenverunreinigungen. Auch konnte ein Austrag von PAK und auch BTEX wesentlich über die Grenzen des Betriebsgebäudes hinaus nicht verifiziert werden.

Tabelle 15: Technologische Einheiten eines Gaswerkes und daraus resultierende Schadstoffquellen (LfU Baden-Württemberg, 1990)

Technologische Einheit	Mögliche Rückstände und Schadstoffquellen
Kohlen- und Kokslager, Koksseparierung	Sulfat
Ofenhaus, Generatoranlage mit Löschwassergrube	Ammoniakwasser, Steinkohle, Koks, Schlacke, Asche, Ruß, cyanidhaltiger Bodensatz
Apparatehaus	Kondensate, Teer, Ammoniakwasser, Waschflüssigkeiten
Gasreinigung: Teerscheider, Ammoniakwasser, Naphthalinwascher, Benzolwascher, Schwefelwasserstoff- und Cyanwasserstoffreinigung	Steinkohlenteer, Ammoniakwasser, Schwefelverbindungen, Waschflüssigkeiten, Naphthalin, Benzol, verbrauchte Säure/Lauge, verbrauchte Gasreinigungsmasse
Kondensatscheideanlage	Kondensate, Ammonium, Teer
Gasspeicherung	Dichtungsöl, Teer
Teeraufbereitung, Ammoniakwasseraufbereitung, Benzolgewinnung	Teerückstände und Reste von Betriebsmitteln, Ammoniak, Cyanwasserstoff, Schwefelwasserstoff, Ammonsulfat, Benzol, Waschöle
Unterirdische Leitungen	Kondensate, Ammoniakwasser, Teerreste, Waschflüssigkeiten, Benzol
Lager- und Umschlagplätze	verbrauchte Gasreinigungsmasse, Betriebs- und Schmiermittel, Teer
Offene Sickerstellen	Kühlwasser, Löschwasser, Ammoniakwasser
Umfeld des Gaswerksgeländes	verbrauchte Gasreinigungsmasse

4.4.2 Standort 2 - ehemaliges Teerwerk in Erkner (Erk)

Der Boden am Untersuchungsstandort Erkner kann entsprechend gültiger Kartieranleitung KA 5 als reliktsche Gley-Braunerde aus Decksand über Schmelzwassersand bezeichnet werden (Abb. 20). Unterhalb des organischen Horizontes folgt ein feinnittelsandiger, schwach grobsandiger kaum erkennbarer reliktscher Ackerhorizont. Bis zu einer Teufe von ca. 0,70 m u. GOK folgt ein gelblich brauner Verbraunungshorizont, dessen Substrat schluffig bis feinsandig ausgeprägt ist. Unterlagert wird dieser Horizont von einem fein- mittelsandigen reliktschen Oxydationshorizont mit Rostflecken. Im Sohlbereich des angelegten Profils in einer Teufe von ca. 1,30 m u. GOK steht ein reliktscher Grundwasserhorizont an, der jedoch durch den Kontaminationseinfluss kaum erkennbare Rostflecken zeigt. Zur zuverlässigen Einordnung des Bodens nach DIN 18196 wurden Trocken- und Nasssiebungen durchgeführt (Tab. 16; Anhang I, II).

Tabelle 16: Ermittelte Kornverteilungen am Standort ehemaliges Teerwerk Erkner

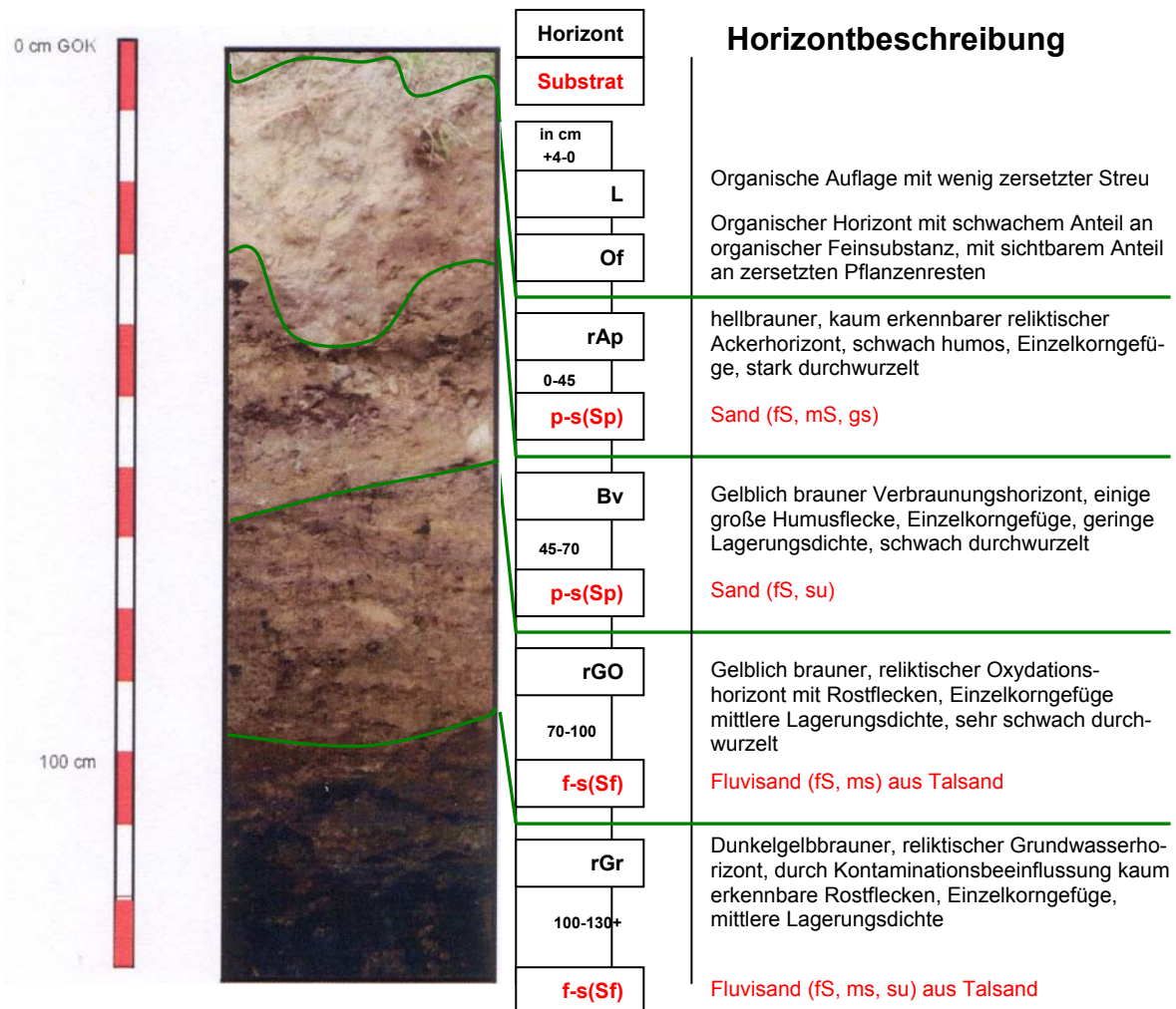
Probe	Teufe [m u. GOK]	Horizont	Bodenart	U [-]	K _f -Wert [m s ⁻¹]
1	0,00 - 0,45	rAp	S	4,5	8,9 10 ⁻⁵
2	0,45 - 0,70	Bv	fS, ms, gs'	3,6	8,3 10 ⁻⁵
3	1,00 – 1,30	rGr	mS, fs, gs	3,5	2,4 10 ⁻⁴

Es wird die sehr sandige Körnung über das gesamte Profil deutlich, so dass am Untersuchungsstandort mit einer ungehinderten Durchsickerung gerechnet werden kann. Relativ hohe Grundwasserstände, Wechsel von Versickerungsverhalten und kapillarem Aufstieg kennzeichnen den Standort Erk. Bei stattfindenden Verlagerungsprozessen ist eine Beeinflussung des Grundwassers sehr wahrscheinlich.

Schadstoffeinträge in das Untersuchungsgebiet erfolgten direkt (Leckagen und Handhabungsverluste während des Betriebes) sowie über den Luft- und Wasserweg. Die Anlieferung des Rohteers erfolgte per Eisenbahn bzw. über den Wasserweg. Das Schadstoffprofil lässt sich an der Produktpalette der Verarbeitung des Steinkohlenteers nachvollziehen.

Die Gewinnung von Teer erfolgt durch die beschriebenen und vereinfacht dargestellten Prozesse bei der Verkokung der entsprechenden Stein- oder Braunkohlen sowie weiterer stark kohlenstoffhaltiger natürlichen Materialien, wie z.B. Torf, Holz oder Ölschiefer. Teeröle sind hochmolekulare, unter Umgebungstemperaturen zähflüssige bis feste Massen. Es handelt sich dabei um komplexe Vielstoffgemische aus mehr als 10.000 Einzelverbindungen, von denen bisher nur etwa einige Hundert charakterisiert wurden (WERNER et al., 2008).

Bodensystematische Einheit: reliktsche Gley-Braunerde (rGG-BBrp)
Substratsystematische Einheit: Sand (Decksand) über Schmelzwassersand
Bodenform: rGG-BBrp: p-s(Sp)/f-s(Sf)
Humusform: feinhumusarmer Moder
Grundwasser: abgesenkt



Lage: Erkner, LK Oder-Spree, 35 m ü. NN
Relief/Reliefform: leicht wellig
Mittlere Niederschlagshöhe: 420 mm/a
Nutzung: revitalisierte Gewerbefläche
Vegetation: Pioniervegetation
Bodenklasse: Braunerden

Abb. 20: Bodenprofil Altstandort Teerwerk in Erkner (Profil 2)

Teere zeichnen sich durch unterschiedliche Anteile an Schwer-, Mittel- und Leichtölfractionen aus. Tabelle 17 gibt einen Überblick über Eigenschaften und Zusammensetzung einiger Teere. Da sich Teere überwiegend aus mehr oder weniger unpolare organischen Verbindungen zusammensetzen, weisen sie nur eine sehr geringe Wasserlöslichkeit auf. Derartige organische Phasen werden als NAPL bezeichnet. Je nachdem, ob sie eine geringere oder höhere Dichte als Wasser haben, wird zwischen L- (light) und D-NAPL (dense) unterschieden. Die Dichte der Teeröle liegt im Bereich von Wasser bzw. darüber, so dass an teerölbelasteten Standorten daher immer davon auszugehen ist, dass DNAPL vorliegen.

Tabelle 17: Eigenschaften und Zusammensetzung verschiedener Teere (COLLIN & HÖKE, 2002)

	Koksofenteer	Braunkohlenteer	Torfteer	Holzteer
Dichte (20°C) [gcm ⁻³]	1,14-1,25	0,95-1,05	0,94-0,98	1,08-1,20
Kohlenstoff [%]	90-93	81-85	78-82	60-65
Wasserstoff [%]	5-6	9-11	8-10	6-8
Naphthalin [%]	5-15	0-1	0-1	0-0,5
Phenole [%]	0,5-5	5-30	5-25	20-40
Feste Paraffine [%]	0 - Spuren	8-20	10-30	Spuren
Verkokungsrückstand [%]	10-40	4-9	4-10	10-18
Wasser [%]	<5	5	1-10	3-0
Destillationsanalyse (DIN 1995)				
Leichtöl (-180°C [%])	0,2-2	0-2	0-3	0-10
Mittelöl (180-230°C [%])	3-10	0-4	3-25	10-14
Schweröl (230-270°C [%])	7-15	2-18	5-20	7-12
Anthracenöl (270-300°C [%])	3-7	5-20	10-20	5-10
300°C bis Pech [%]	12-30	20-50	20-40	25-40
Pech [%]	45-65	20-60	20-35	20-30

Hauptkontaminanten am Standort sind demnach PAK (Naphthalin, Anthracen), BTEX-Aromaten und Phenole. Als besonders kontaminiert erwies sich der Boden auf dem gesamten Altstandort, da feste Abfälle aus dem Produktionsprozess als Material zur Auffüllung von Geländeunebenheiten genutzt wurden. Eine hohe Schadstoffbelastung zeigt auch der Vorfluter Flakenfließ, der, unmittelbar östlich an das Untersuchungsgebiet grenzend, langjährig als Entladestation genutzt wurde und wo rezente Stoffausträge in den Druckentlastungsbereich zu verzeichnen sind.

4.4.3 Standort 3 – ehemaliger Bitumenmischplatz in Bad Freienwalde (BFr BM)

Entsprechend KA 5 kann der Boden am Untersuchungsstandort in Bad Freienwalde als Acker-Auengley aus Schmelzwasserton über Schmelzwassersand angesprochen werden (Abb. 21).

Die Humusform in BFr-BM kann als Rohhumus bezeichnet werden. Unter einem reliktschen lehmigen Ackerhorizont folgt bis in eine Teufe von 0,25 m u. GOK ein stark humoser Ackerhorizont, der mit einem grundwasserbeeinflussten rostfleckigen Oxydationshorizont verzahnt ist. Darunter anschließend ist in einer Teufe von ca. 0,40 m u. GOK ein reliktsch beacketer Oxydationshorizont mit hellrostfarbenen Flecken aufgeschlossen worden. Unterhalb dieses Horizontes schließt sich bis in eine Teufe von 0,70 m u. GOK ein grundwasserbeeinflusster, oxydativer Horizont an, der helle mittelgroße Rostflecke aufweist. Das Substrat ist schluffig bis feinkiesig ausgeprägt.

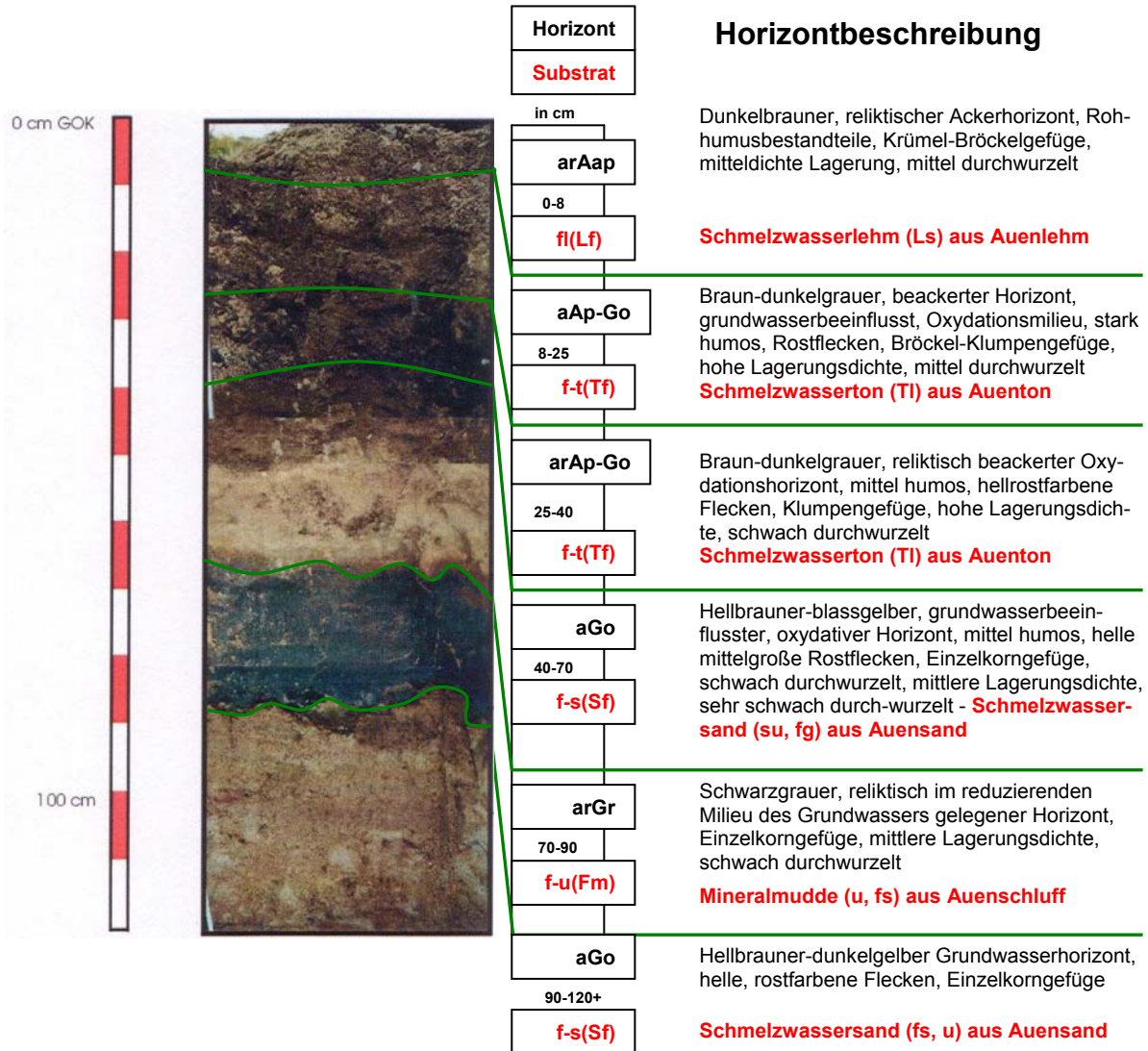
In einer Teufe bis 0,90 m u. GOK zeigt sich ein schwarzgrauer, reliktsch im reduzierenden Milieu des Grundwassers gelegener Bodenhorizont. Diese schluffig bis feinsandige Mineralmudde ist mitteldicht gelagert und schwach durchwurzelt.

Im Liegenden des angelegten Profils steht ein Grundwasserhorizont mit hellen, rostfarbenen Flecken an, dessen Substrat schluffig bis feinsandig ausgeprägt ist.

In der Karte der Grundwassergefährdung (HYK 50, LBGR Brandenburg) wurde eingeschätzt, dass aufgrund der als Geringleiter einzustufenden Auelehm- bzw. Torf- und Muddehorizonte in der Versickerungszone ein relativer Schutz des Hauptgrundwasserleiters gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen besteht.

Die Fließrichtung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet wird mit Nord bis Nordost (zur Alten Oder) angegeben. Im Ergebnis der Aufschlussarbeiten im Untersuchungsgebiet wurde Grundwasser in einer Tiefe von ca. 1,0 m bis 2,6 m unter GOK angetroffen. Lokal sind Grundwasserverhältnisse als leicht gespannt einzustufen.

Bodensystematische Einheit: Acker-Auengley (GGrap)
Substratsystematische Einheit: Schmelzwasserton (Auenton) über Schmelzwassersand (Auensand)
Bodenform: GGap: f-t(Tf)/f-s(Sf)
Humusform: Mull
Grundwasser: nah (1,15 m)



Lage: Bad Freienwalde, LK Märkisch-Oderland, 8 m ü. NN
Relief/Reliefform: plattig, gestreckt, schwach konkav
Mittlere Niederschlagshöhe: 510 mm/a
Nutzung: Brachland (hist. Ackerland)
Vegetation: Pioniervegetation
Bodenklasse: Gleye

Abb. 21: Bodenprofil Altstandort Bitumenmischplatz in Bad Freienwalde (Profil 3)

Das Bodengefüge wird in den Sanden vom Einzelkorngefüge dominiert, Verkittungen (Krümel-Bröckelgefüge) treten häufiger mit zunehmenden organischen (Torf) und Feinkornanteilen (Schluff) auf. Das Sorptionsvermögen und die Wasserkapazität des Bodens sind in den Lehm- und Schluffböden (Schluffanteil >50%, Tonanteil <30%) erhöht, letztere neigen jedoch zur Verschlammung. Die kapillare Steighöhe kann in mittleren bis feinen Sanden 0,1 bis 1,0 m betragen.

Zur zuverlässigen Einordnung des Bodens nach DIN 18196 wurden Trocken- und Nasssiebungen durchgeführt (Tab. 18; Anhang I, II).

Tabelle 18: Ermittelte Kornverteilungen am Standort ehemaliger Bitumenmischplatz Bad Freienwalde

Probe	Teufe [m]	Horizont	Bodenart	U [-]	K _r -Wert [ms ⁻¹] nach HAZEN (1892)
1	0,08 – 0,25	aAp-GO	gS, ms'	n.b.	1,4 · 10 ⁻³
2	0,25 – 0,40	arAp-GO	mS, fs, gs	4,5	1,4 · 10 ⁻⁴
3	0,40 – 0,70	AGO	mS, fs, gs, u'	5,6	7,8 · 10 ⁻⁵
4	0,70 – 1,20	arGr-aGO	mS, fs, gs'	3,8	1,5 · 10 ⁻⁴

Bitumen sind die bei der schonenden Aufarbeitung von Erdölen gewonnenen dunkel-farbigem, hochmolekularen Kohlenwasserstoffgemische und die in Schwefelkohlenstoff löslichen Anteile der Naturasphalte, den natürlich vorkommenden Gemischen aus Bitumen und Mineralstoffen. Sie sind komplexe kolloide Systeme, die je nach Herkunft und Herstellungsverfahren aus unterschiedlichen Mengen aliphatischer und aromatischer Kohlenwasserstoffe bestehen. Bei dem rein physikalischen Trennprozess entstehen nur wenige Schadstoffe. Teer dagegen entsteht bei der Verkokung (= Zersetzung unter Luftabschluss) von fossilen Brennstoffen. Durch die pyrolytische Zersetzung werden die Ausgangsstoffe chemisch stark verändert, es entstehen dabei auch schädliche Substanzen. Teer wird seit den 70er Jahren wegen seiner krebserregenden Wirkung nicht mehr eingesetzt. Für den Geruch von Bitumen sind hochsiedende, schwefelhaltige Kohlenwasserstoffe verantwortlich, die auch in großer Verdünnung wahrgenommen werden. Bitumen wirkt wärmeisolierend und wird aufgrund seiner Widerstandsfähigkeit gegenüber Luft, Wasser und Chemikalien in vielen Anwendungsbereichen als Abdichtungsmaterial verwendet. Der größte Teil wird als in einfachen Verfahrensschritten hergestellter Destillationsbitumen im Straßenbau eingesetzt. Bitumen-Heißklebemasse und Bitumenbahnen werden aus Oxidationsbitumen hergestellt, der durch Einblasen von Luft entsteht. Durch Veredelung mit Poly-

meren entsteht Polymerbitumen, aus dem Dachbahnen hergestellt werden. Im Baubereich findet Bitumen Verwendung für folgende Produkte:

- Dach- und Dichtungsbahnen
- Isolieranstriche
- Bautenschutzmittel
- Asphaltestrich
- Beschichtung von Papier und Weichfaserplatten

Früher wurde Bitumen auch zur Herstellung von Linoleumersatz (Stragula) verwendet. Durch eine langjährige Nutzung des Standortes in Bad Freienwalde als Bitumenmischplatz muss mit einem direkten Eintrag von organischen Schadstoffen in den Boden gerechnet werden. Zur Lagerung kamen überwiegend Straßenbaubitumen, Heizöl und Schalungsöl "Endschalon" bzw. Diesel-Öl-Gemische zur Verhinderung des Anhaftens von Bitumen. Hauptkontaminanten am Standort sind demnach aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe, Schwefelverbindungen und aus der historischen Nutzung auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

4.4.4 Standort 4 - ehemalige Alte Köhlerei in Bad Freienwalde (BFr AK)

Auf Grundlage der KA 5 kann der Boden im angelegten Profil am Untersuchungsstandort als pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde aus Decksand über Lehm/Geschiebemergel angesprochen werden (Abb. 22).

Unter einem stark humosen, feinsandigen Oberbodenhorizont (Ah) folgt bis in eine Tiefe von 0,30 m u. GOK ein verbraunter, humusverarmter Oberbodenhorizont (Bv-Ael), dessen Substrat feinsandiger Ausprägung ist. Bis zu einer Aufschlussteufe von 0,40 m u. GOK folgt ein stauwasserführender, ton- und humusverarmter Oberbodenhorizont (Sw-Ael). Dieser geringmächtige Horizont ist schwach humos und zeigt ein feinsandiges Substrat.

Im Liegenden des angelegten Profils steht ein wasserstauender tonangereicherter Unterbodenhorizont mit kleinen Kalkkonkretionen an (Sd-Bt). Das Substrat dieses Horizontes besteht aus Geschiebemergel.

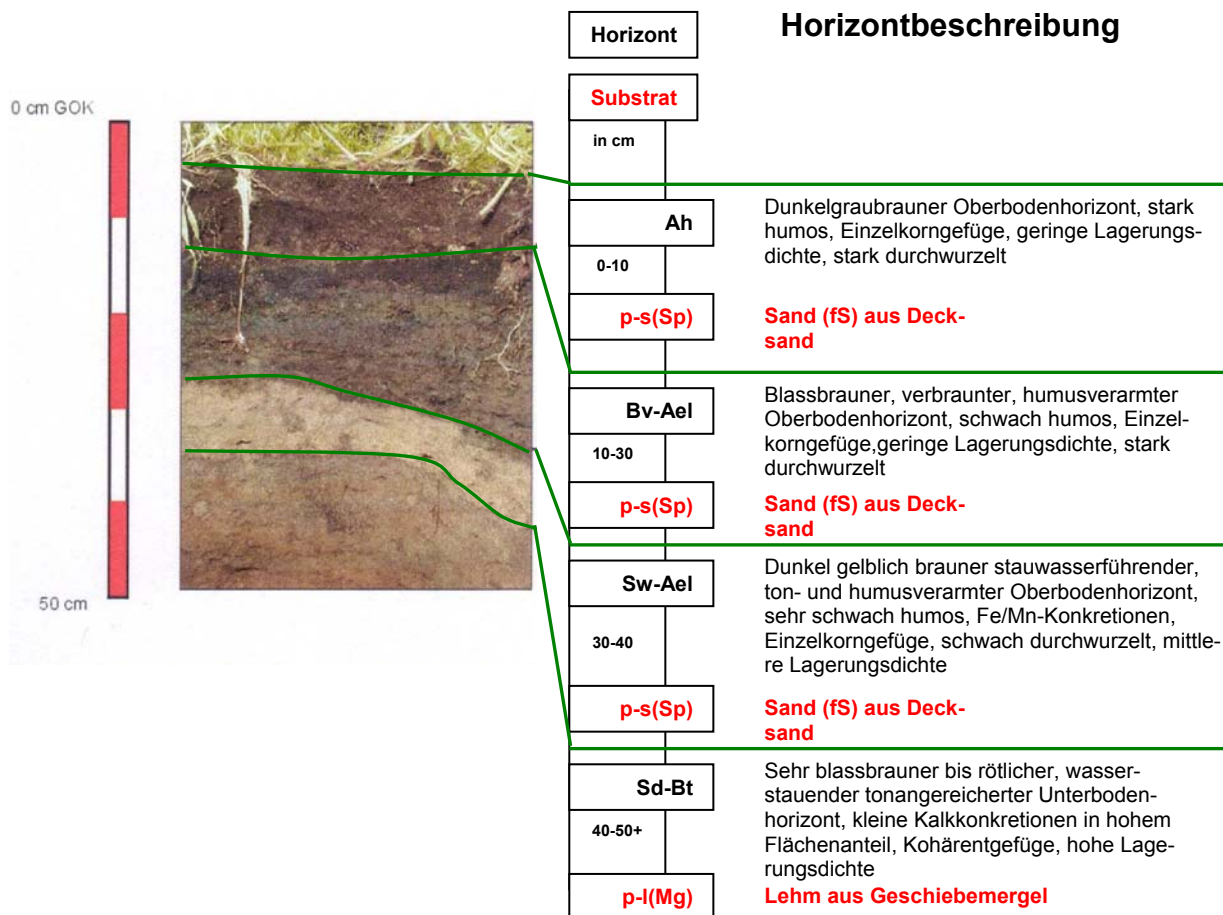
Bodensystematische Einheit: pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde (sBB-LF)

Substratsystematische Einheit: Sand (Decksand) über Lehm Geschiebemerg.

Bodenform: sBB-LF: p-s(Sp)/p-l(Mg)

Humusform: Mull

Grundwasser: fern



Lage: Bad Freienwalde, LK Märkisch-Oderland, 99 m ü. NN

Relief/Reliefform: schwach geneigt, gestreckt

Mittlere Niederschlagshöhe: 510 mm/a

Nutzung: Brachland

Vegetation: Hochwald

Bodenklasse: Lessivés

Abb.22: Bodenprofil Standort Alte Köhlerei, Bad Freienwalde (Profil 4)

Weiterführende Untersuchungen zur Einordnung des Bodens nach DIN 18196 sind aufgrund der geringen PAK-Belastung nicht interessant und somit nicht durchgeführt worden.

Holzkohle ist ein kompliziertes Gemisch organischer Verbindungen mit 81 bis 90 % Kohlenstoff, 3 % Wasserstoff, 6 % Sauerstoff, 1 % Stickstoff, 6 % Feuchtigkeit und 1 bis 2 % Asche. Die Holzkohle bildet ein lockeres, schwarzes Produkt mit der scheinbaren Dichte von 450 kg/m^3 (porös) und der wahren Dichte von 1.400 kg/m^3 (porenfrei). Wegen der vielen mikroskopisch kleinen Nischen, Vertiefungen, Kanäle usw. (Porenvolumen 70 bis 85 %, innere Oberfläche 50 bis $80 \text{ m}^2/\text{Gramm}$) kommt ihr ein hohes Adsorptionsvermögen zu. Sie lässt sich verhältnismäßig leicht entzünden (200 bis $250 \text{ }^\circ\text{C}$) und brennt ohne Flamme weiter, weil die flammenbildenden Gase bereits bei der Verkohlung entwichen sind. Pro kg Holzkohle werden bei der Verbrennung etwa 29 bis 33 MJ an Energie frei. Sie verbrennt schwefelfrei.

Holzkohle wird durch Erhitzen von Holz bei Luftabschluss hergestellt. Die älteste Methode der Holzkohlengewinnung (Kohlenbrennerei) ist der aus dem Altertum stammende Meilerbetrieb (Köhlerei), bei dem das Holz in annähernd halbkugel- oder kegelförmigen Haufen (Meilern) in großen Scheiten regelmäßig (und zwar stehend oder liegend) um drei in der Mitte errichtete Pfähle (Quandel) aufgesetzt und mit einer Decke von Rasen, Erde und Kohlenklein bedeckt wird. Unter dieser Decke leitet man die Verbrennung bei sorgsam geregelter Luftzutritt in der Weise, dass möglichst nicht mehr Holz verbrennt, als unbedingt erforderlich ist, um die gesamte Holzmasse auf die Verkohlungstemperatur zu erhitzen. Im Wesentlichen sollen nur die sich aus dem erhitzten Holz entwickelnden Gase und Dämpfe verbrennen. Holz gibt beim Erhitzen bis $150 \text{ }^\circ\text{C}$ nur hygroskopisches Wasser ab; dann entwickeln sich saure Dämpfe, von $300 \text{ }^\circ\text{C}$ ab immer dichter werdender gelber oder gelbbrauner Dampf und Gase. Beim Abkühlen der entweichenden Produkte erhält man Teer und Holzessig, der auch Methanol enthält. Die Ausbeute an Kohle sinkt mit steigenden Temperaturen. Zugleich wird die Kohle beständig reicher an Kohlenstoff und Asche und entsprechend ärmer an Wasserstoff und Sauerstoff. Das zwischen 270 und $300 \text{ }^\circ\text{C}$ entstandene Produkt ist braun-schwarz (Rotkohle, Röstkohle) und hat bei einer um die Hälfte größeren Ausbeute fast denselben Heizwert wie die über $340 \text{ }^\circ\text{C}$ entstehende Schwarzkohle. Rotkohle wird deshalb vielfach zu metallurgischen Zwecken und wegen gewisser Eigenschaften zur Schießpulverfabrikation hergestellt. Mit dem Steigen der Verkohlungstemperatur wachsen die Dichtigkeit und die Leitungsfähigkeit

der Kohle für Wärme und Elektrizität; zugleich aber sinken die Entzündlichkeit der Kohle und ihre Neigung, Feuchtigkeit anzuziehen. Bei längerem Liegen an der Luft verliert Holzkohle ihr Absorptionsvermögen, erlangt es aber wieder durch Ausglühen. Auch können der Kohle die aus Flüssigkeiten aufgenommenen Substanzen wieder entzogen werden (Wiederbelebung), so dass sie namentlich nach darauf folgendem Ausglühen von neuem benutzbar ist.

Hauptkontaminanten am Standort sind demnach aus der historischen Nutzung nur untergeordnet polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe zu erwarten. Die Alte Köhlerei in Bad Freienwalde, in der bis etwa 1980 Holzkohle produziert wurde, erwies sich nach Probenahme und Analytik als gering mit PAK belastet.

4.4.5 Standort 5 - ehemalige Kleingartenanlage in Berlin-Britz (BBr)

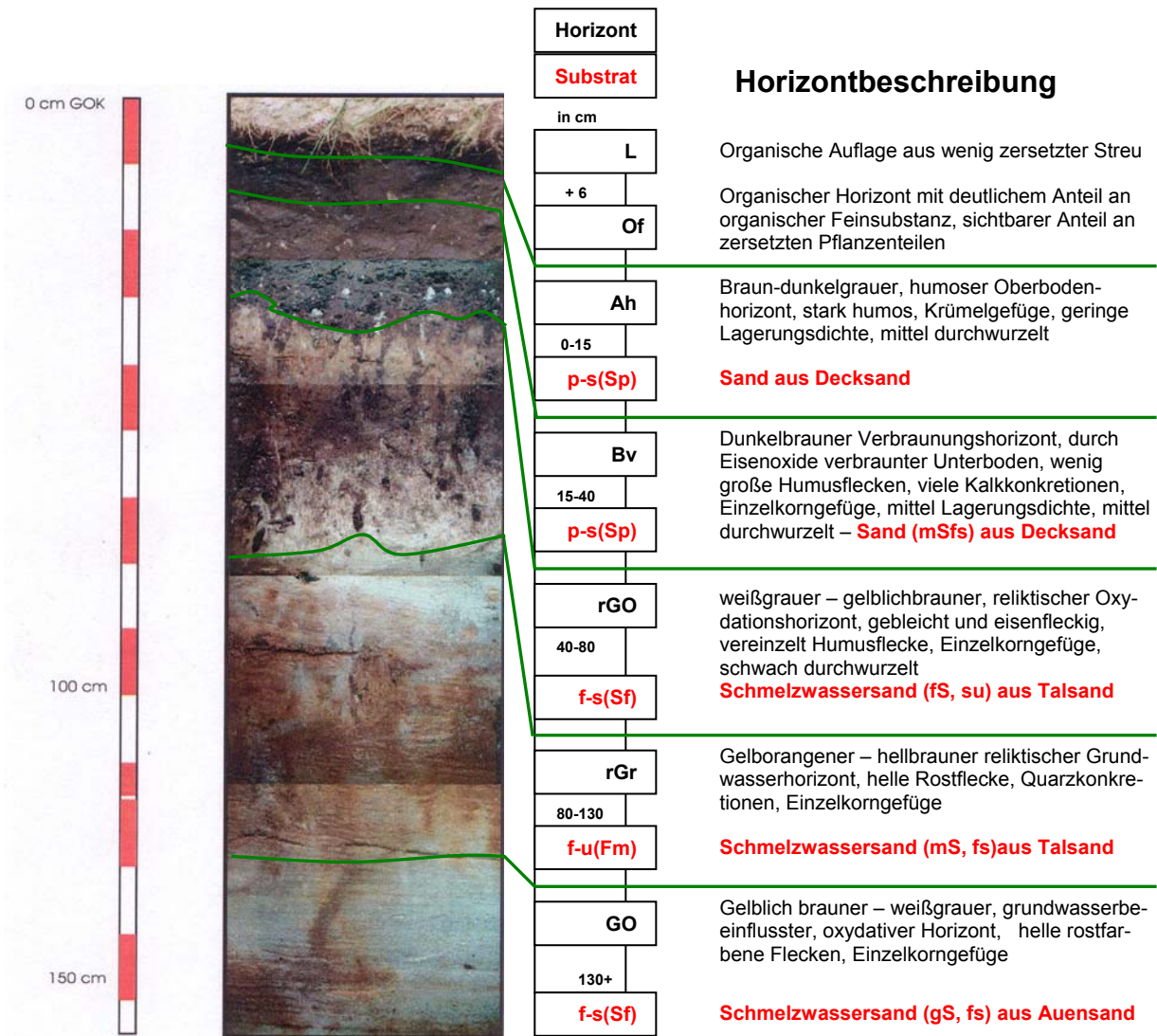
In Tabelle 19 sind die ermittelten Bodeneigenschaften des angelegten Profils in Berlin-Britz Koppel aufgeführt. Entsprechend KA 5 kann der Boden am Untersuchungsstandort als vergleyte Rostbraunerde aus Decksand über Schmelzwassersand bezeichnet werden (Abb. 23).

Unter einer organischen Auflage aus wenig zersetzter Streu mit verzahntem organischem Horizont folgt bis in eine Teufe von 0,15 m u. GOK ein humoser, sandiger Oberbodenhorizont (Ah). Darunter schließt sich bis in eine Teufe von 0,40 m u. GOK ein durch Eisenoxyde verbrauchter Unterbodenhorizont an (Bv). Dieser Verbraunungshorizont zeigt wenige große Humusflecken und viele Kalkkonkretionen; sein Substrat ist fein- mittelsandig. Unterhalb dieses Horizontes folgt bis in eine Teufe von 0,80 m u. GOK ein reliktscher, gebleichter und eisenfleckiger Oxydationshorizont (rGO) mit vereinzelt auftretenden Humusflecken. Das Substrat ist schluffig bis feinsandig ausgeprägt.

Bis in eine Teufe von 1,30 m u. GOK schließt sich ein grundwasserbeeinflusster, fein- bis grobsandiger oxydativer Horizont (GO) an, der helle rostfarbene Flecke aufweist.

Zur zuverlässigen Einordnung des Bodens nach DIN 18196 wurden Trocken- und Nasssiebungen durchgeführt (Tab. 19; grafische Darstellung im Anhang II).

Bodensystematische Einheit: vergleyte Rostbraunerde (gBB)
Substratsystematische Einheit: Sand (Decksand) über Schmelzwassersand
Bodenform: gBB: p-s(Sp)/f-s(Sf)
Humusform: feinhumusarmer Moder
Grundwasser: nah



Lage: Berlin, Stadtbezirk Neukölln, 31 m ü. NN
Relief/Reliefform: nicht geneigte, horizontal gestreckt
Mittlere Niederschlagshöhe: 580 mm/a
Nutzung: Dauergrünland (Koppel)
Vegetation: Gräser
Bodenklasse: Braunerden

Abb. 23: Bodenprofil Standort Berlin-Britz, Koppel (Profil 5)

Tabelle 19: Ermittelte Kornverteilungen am Standort Berlin-Britz, Koppel

Probe	Teufe [m]	Horizont	Bodenart	U [-]	K _r -Wert [ms ⁻¹] nach HAZEN (1892)
1	0,00 - 0,15	Ah	mS, fs, u', gs'	5,2	5,5 10 ⁻⁵
2	0,15 - 0,40	Bv	fS, u, ms', gs'	3,3	2,6 10 ⁻⁵
3	0,40 - 0,80	rGO	fS, ms, gs'	4,3	7,2 10 ⁻⁵
4	+ 1,30	GO	fS, ms, gs, u'	4,7	5,0 10 ⁻⁵

Die im besiedelten Bereich auftretenden Böden sind in ihrem Aufbau durch menschliche Einflüsse teilweise stark verändert. Diese Veränderungen sind durch Aufschüttungen natürlichen Bodenmaterials als auch nicht natürlicher Materialien (z.B. Trümmerschutt, Bauschutt, Schlacken) und Abträge natürlich gewachsener Böden gekennzeichnet. Neben der gegenwärtigen und ehemaligen Nutzung der Flächen ist der Grad der Versiegelung ein Zeichen für das Maß der anthropogenen Veränderung der Böden (RENGER et al., 1991; RENGER & MEKIFFER, 1997). Bei einigen Übergangsformen sind Einflüsse des Ausgangssubstrates, der Geomorphologie, der Grundwasserstände und teilweise natürliche Böden vorhanden. Das betrifft die Böden der Truppenübungsplätze, Kleingartenanlagen, ehemaliger Tagebaue, der Friedhöfe und eingeebener Rieselfelder (MÜLLER, 2001).

Im Untersuchungsgebiet einer ehemaligen Kleingartenanlage sind die natürlichen Böden zum Teil durch Hausbauten umgelagert oder durch anthropogen geschüttete Füllböden ersetzt, in Gärten wurden durch Zufuhr organischer Substanz und Umgraben die Böden erheblich verändert. Schadstoffbelastungen resultieren zum überwiegenden Teil aus dem eingebauten Auffüllmaterial, belastetem Wasser zur Bewässerung und dem diffusen Lufteintrag von Schadstoffen. Hauptkontaminanten sind somit Schwermetalle, anorganische und organische Salze und untergeordnet PAK.

5 Ergebnisse

5.1 PAK-Gehalte und Bodenparameter untersuchter Standorte

Tabelle 20: Ausgewählte Bodeneigenschaften und PAK-Gehalte der untersuchten Standorte

Profil	Horizont	Tiefe	Summe	TOC	Glühverlust	pH-Wert	k _f -Wert
		[m u. GOK]	[mg·kg ⁻¹]	[mg·kg ⁻¹]	[M %]	0,01 M CaCl ₂	[m·s ⁻¹]
1 (Bee)	Ahe	0,20	60,2	63,09	12,77	3,72	6,3 · 10 ⁻⁵
	Bhs	0,70	5,84	3,45	0	3,63	7,3 · 10 ⁻⁵
	Bs-ilCv	1,00	5,43	9,97	2	3,64	7,0 · 10 ⁻⁵
2 (Erk)	rAp	0,30	19,1	6 080	13,9	6,83	8,9 · 10 ⁻⁵
	Bv	0,70	67,1	6 081	13,2	7,05	8,3 · 10 ⁻⁵
	rGo	1,00	110	6 082	13,2	7,05	2,4 · 10 ⁻⁴
3 (BFr BM)	aAp-Go	0,20	1,28	11 200	2,2	7,52	1,4 · 10 ⁻³
	aGo ₁	0,50	0,141	2 072	3,8	7,44	1,4 · 10 ⁻⁴
	arGr	0,70	0,254	6 170	1,98	6,3	7,8 · 10 ⁻⁵
	aGo ₂	1,30	0,045	483	1,78	7,22	1,5 · 10 ⁻⁴
4 (BFr AK)	Ah	0,10	0,322	n.b.	2,2	n.b.	n.b.
	Bv-Ael	0,30	0,624	n.b.	3,8	n.b.	n.b.
	Sw-Ael	0,40	0,567	n.b.	1,98	n.b.	n.b.
	Sd-Bt	0,50	0,232	n.b.	1,78	n.b.	n.b.
5 (BBr)	Of	+0,05	18,5	28 300	10,1	7,05	5,0 · 10 ⁻⁵
	Ah	0,30	3,6	40 800	14,2	6,76	6,4 · 10 ⁻⁵
	Bv	0,55	39,4	5 270	3,0	7,34	5,5 · 10 ⁻⁵
	rGo	0,70	8,58	34 960	9,8	6,89	2,6 · 10 ⁻⁵
	rGr	0,95	2,59	6 970	3,7	7,15	7,2 · 10 ⁻⁵
	Go	1,30	0,225	5 450	0,87	7,43	5,0 · 10 ⁻⁵

In Tabelle 20 sind die PAK-Werte der Böden der Horizonte aus 5 Bodenprofilen den ausgewählten Bodenparametern gegenübergestellt. Weitere in die Auswertungen einbezogene Messdaten werden im Kap. 5 diskutiert.

Zur näheren Charakteristik des Mineralbestandes der Referenzprobe aus dem A-Horizont in Erk wurde die Korngrößenfraktion < 2 µm mittels Schlämmanalyse gewonnen und der Phasenanalyse mittels Röntgenbeugung unterzogen. Eine Darstellung und Diskussion der Ergebnisse erfolgt im Kap. 5.2.1.

In den Abb. 24 – 28 sind fünf typische Profile aufgezeichnet, welche die Abhängigkeit des PAK-Sorptionsverhaltens von den Bodeneigenschaften der einzelnen Horizonte verdeutlichen.

Das der Abb. 24 (Bee) zu Grunde liegende Bodenprofil eines Podsoles entstand auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerkes Beeskow. Podsole entwickeln sich vorrangig aus sandigen Substraten unter kühl-humiden Bedingungen und weisen dementsprechend hohe Quarzgehalte und hohe Sickerwasserraten auf. Sie haben einen stark sauren Auflagehumus mit geringer biologischer Aktivität und weitem C/N-Verhältnis (rohhumusartiger Moder oder Rohhumus). Während des Ab- und Umbaus der organischen Stoffe im Auflagehumus werden in großer Menge wasserlösliche organische Säuren gebildet. Diese zerstören nach ihrer Einwaschung in den mineralischen Oberboden die dort befindlichen Al^{3+} - und Fe^{2+} - (Hydr)oxide (Sesquioxide) sowie Tonminerale. Der Oberboden bleicht im Aeh-Horizont infolge des Verlusts an Eisenoxiden aus. Die mobilisierten Fe^{2+} - und Al^{3+} -Ionen werden, überwiegend in organisch komplexierter Form, mit dem Sickerwasser und den ausgespülten DOM in den Unterboden verlagert. Dort werden die ursprünglich wasserlöslichen organischen Stoffe zusammen mit den komplexierten Al- und Fe-Ionen durch Adsorptions-, Ausfällungs- und Polymerisationsprozesse festgelegt und angereichert. Es bilden sich durch organische Substanz dunkel gefärbte bzw. rostrote, sesquioxidreiche Illuviationshorizonte (Bhs). Darunter folgt der mit pedogenen Oxiden und Hydroxiden bzw. Tonmineralien angereicherte humusfreie Bs-Horizont. Pedogene Minerale werden hier ausgefällt. Unterlagert wird dieser Übergangsbereich durch einen verwitterten silikatischen Untergrundhorizont (ilCv).

Die Bodenhorizonte des angelegten Profils sind deutlich bis scharf profiliert. Auf Grund des oberflächigen Eintrages sind die PAK -Werte im Oberboden bis in den Bhs - Horizont deutlich über 50 mg/kg TS. In der darunter liegenden Schicht Bs sind die Konzentrationen auf unter 6 mg/kg TS und verändern sich kaum bis in die tiefer liegenden Horizonte. Die PAK - Messwerte gehen konform mit den gefundenen Glühverlusten und TOC-Gehalten, basierend auf den Humusanteilen in Ae und Bhs des anstehenden Humuspodsoles. Die pH - und k_f - Werte bleiben über das gesamte Profil annähernd konstant.

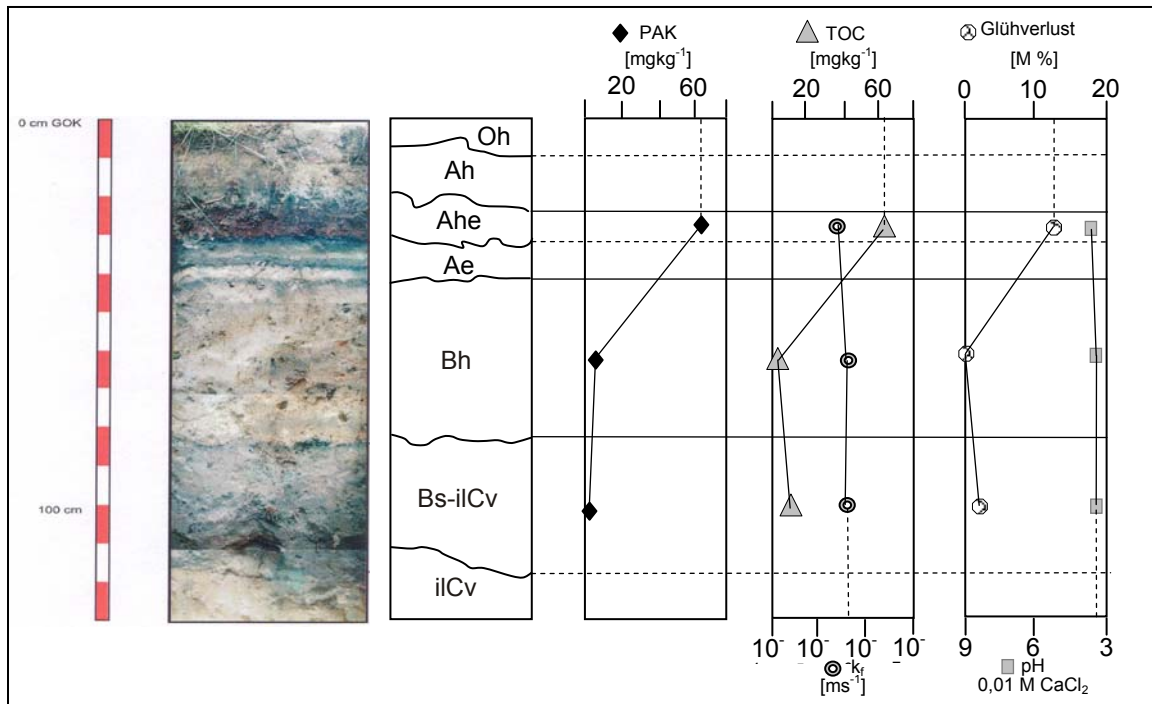


Abb. 24: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Beeskow

Eine Verlagerung löslicher organischer Verbindungen bzw. unter Lösungsvermittlung aus einer podsolierungsfördernder Humusform, kann nur unter sauren Verhältnissen, bei nährstoffarmer Streu und geringer mikrobiologischer Aktivität erfolgen (WIECHMANN, 2000). Die ermittelte geringe Wasserspeicherung am Standort Bee fördert die Verlagerung mit dem Sickerwasser. Die spezifische Ausprägung der Fließwege fördert die Schadstoffverteilung viel stärker als der Transport mittels DOM. Gerade diese Änderung der Profilmorphologie und die damit verbundene Verzögerung der Migration sind entscheidender als die stofflichen Eigenschaften des Kontaminanten im Profil. Das Ausmaß der Tiefenverlagerung bestimmt somit an diesem Standort überwiegend die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers in Abhängigkeit von der Körnung und der Sorption an die Feinsubstanz. Damit scheinen Standorte, die quarzreiche und silikatarme, sand- und skelettreiche Substrate (z.B. Lockersedimente) aufweisen, für die beschriebenen Verlagerungsszenarien prädestiniert.

Das der Abb. 25 (Erk) zu Grunde liegende Bodenprofil einer reliktschen Gley-Braunerde entstand im Gelände des ehemaligen Teerwerkes Erkner in unmittelbarer Nähe eines Oberflächengewässers, dem Flakenfließ. Diese Böden weisen humose A-Horizonte auf, die in den durch dispers verteilte pedogene Fe²⁺-(Hydr)oxide (v.a. Ferrihydrit, Goethit) braun gefärbten Bv-Horizont übergehen. Leicht verwitterbare

Minerale (z.B. Calcit) sind im feinsubstanzreichen Bv-Horizont meist gelöst und ausgewaschen sowie durch intensive Silikatverwitterung verlehmt. Die Körnung variiert von Sand bis Schluff, teilweise zu Lehm mit einem hohen Anteil an Grobporen, was eine hohe Wasserleitfähigkeit dieser Böden bewirkt. Es findet keine Verlagerung bzw. Dispergierung von pedogenen Mineralen statt. Bei einheitlichem Ausgangssubstrat steigt der Gehalt dieser Komponenten vom Liegenden zum Hangenden gleichmäßig an. Eine nennenswerte Lessivierung wird durch den raschen Durchlauf der pedogenen Minerale durch den relevanten pH-Bereich (5-6) verhindert. Der Unterboden wird durch reliktsche Grundwasserhorizonte geprägt. Kennzeichen dieser ehemaligen Grundwasserhorizonte sind eine zeitweilige Wasserführung, wobei das O₂-arme Wasser nur mäßig stagnierend verlief sowie periodische Wechsel von anaeroben (reduziertem) und aerobem (oxidiertem) Zustand. Teile der Poren (v.a. größere Poren) sind luftgefüllt. Der rGO-Horizont ist intensiv rostfleckig, wobei die Rostflecken vorzugsweise an der Aggregatoberfläche auftreten und sauerstoffreicher als unterliegender rGr-Horizont. Dieser permanent grundwasserführende Horizont ist O₂-arm und somit anaerob (reduzierend). Die Färbung ist durch reduzierte Fe- und S-Verbindungen grau-blau bis schwarz. Rostflecken sind kaum erkennbar.

Das Profil wurde bis zum Grundwasseranschnitt angelegt (1,30 m u. GOK). Die verschiedenen Horizonte sind diffus ausgeprägt, mit taschenförmigen bis welligen Horizontgrenzen. Eine differenzierte Beprobung der einzelnen Horizonte war nur schwer möglich. Interessant ist die ansteigende Tendenz der gefundenen PAK -Gehalte mit absinkender Teufe des Profils: rAp-Horizont (19,1 mg/kg TS); Bv-Horizont (67,1 mg/kg TS); rGo-Horizont mit deutlich sichtbarer Kontamination (110,0 mg/kg TS). Dieses geht konform mit den Bodeneigenschaften, die sowohl bezüglich des organischen Kohlenstoffgehaltes und Glühverlust als auch der pH-Werte monoton verlaufen. Die ermittelten pH-Werte im neutralen Bereich spielen für die Freisetzung der DOM und damit für die Verlagerung von PAK in den tieferen Untergrund keine entscheidende Rolle. Zwar hemmen hohe Schadstoffgehalte den Stoffabbau der organischen Substanz und schaffen somit günstige Voraussetzungen für eine DOM-Freisetzung, entscheidend für den Standort aber sind substratbedingte Bodeneigenschaften, die die Fließbedingungen und damit die DOM-Adsorption beeinflussen. Die aus der Luft bzw. direkt in den Boden eingetragenen PAK können somit durch Sickerwassertransport vermittels Schwerkraft ungehindert bis in den Grundwasseranschnitt migrieren. Hinzu kommt ein offensichtlich niedriger Tongehalt, wie Siebanaly-

sen und röntgenografische Untersuchungen übereinstimmend zeigen, der die sorptiven Prozesse minimiert.

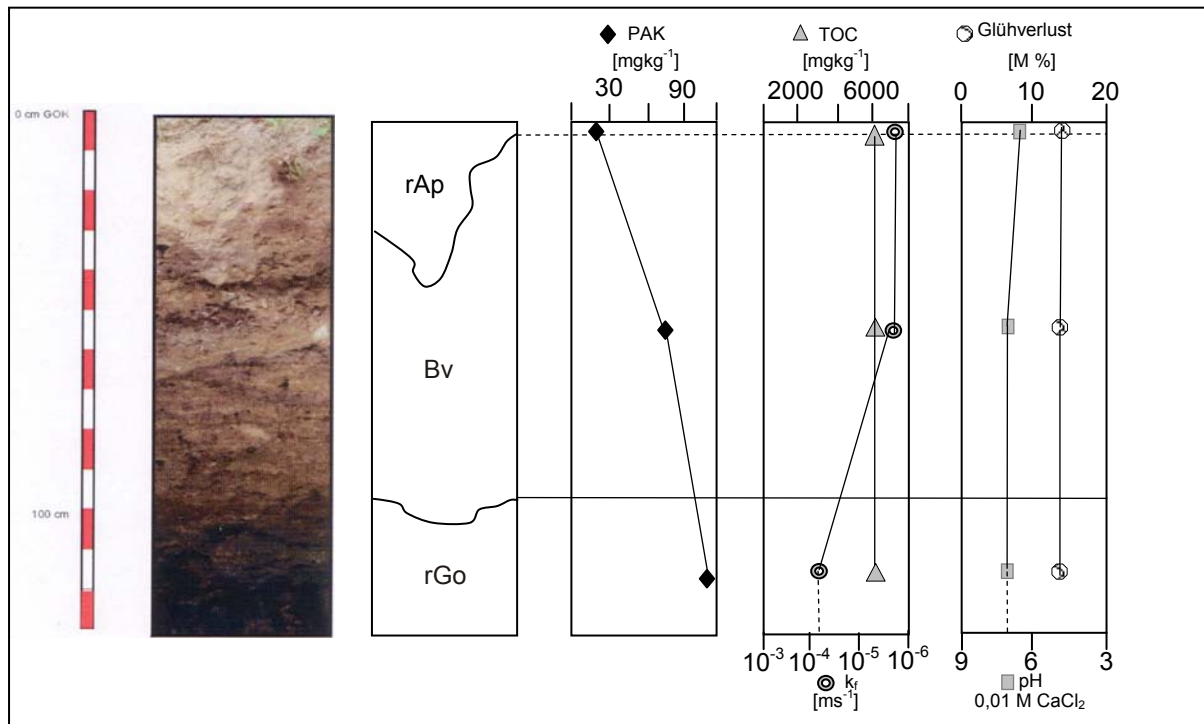


Abb.25: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Erkner

Schlussfolgernd für diesen Standort kann ausgesagt werden, dass zwar leichte sandige humusreiche Oberböden in Braunerdengebieten eine hohe DOM-Freisetzung und eine damit verbundene Mobilisierung von PAK fördern, jedoch hohe PAK-Konzentrationen an Altstandorten den Einfluss der organischen Substanz zurückdrängen. Die Ausprägung der substratbedingten Eigenschaften der Fließwege ist an den kontaminierten Standorten entscheidend für eine Schadstoffmigration.

Das der Abb. 26 (BFr BM) zu Grunde liegende Bodenprofil entstand im Gelände des ehemaligen Bitumenmischplatzes Bad Freienwalde. Das Gelände befindet sich im Oderbruchgebiet im Bereich eines alten Oderflussbettes. Gleyböden zeigen eine grundwassergeprägte Horizontfolge Ah-Go-Gr. Unterhalb des unbeeinflussten Ah-Horizontes folgen der oxidative Go-Horizont sowie der nasse, meist fahlgraue Reduktionshorizont. Sauerstoffmangel führt im Gr-Horizont zur Lösung von Fe^{3+} und Mn^{2+} , die durch Kapillarwirkung im Oxidationshorizont an den Oberflächen der Aggregate als Oxide ausgefällt werden können. Das Gefüge dieses Bodentyps ist in den nassen Horizonten meist krümelig und im Oberboden kohärent mit sehr unterschiedlicher Porengrößenverteilung.

Die Bodenhorizonte sind im Gegensatz zum Standort Erk deutlich bis scharf mit welligen Horizontgrenzen profiliert. Die PAK-Konzentration des A-Horizontes sinkt im aGo₁ zunächst ab, um dann im arGr-Horizont unerwartet wieder anzusteigen. Dieser Horizont ist offensichtlich ein auenbeeinflusster reliktscher Grundwasserhorizont, der nur schwache Wasserdurchlässigkeiten aufweist, sodass die DOM- und damit PAK-Verlagerung aus dem Oberboden durch Adsorptionsprozesse vergrößert wird. Die Folge ist, dass die PAK in diesem Horizont sorbiert und damit von den unterliegenden Bodenschichten ferngehalten werden. Im unterlagernden aGo₂-Horizont sind so folgerichtig nur noch Spuren an PAK gefunden worden.

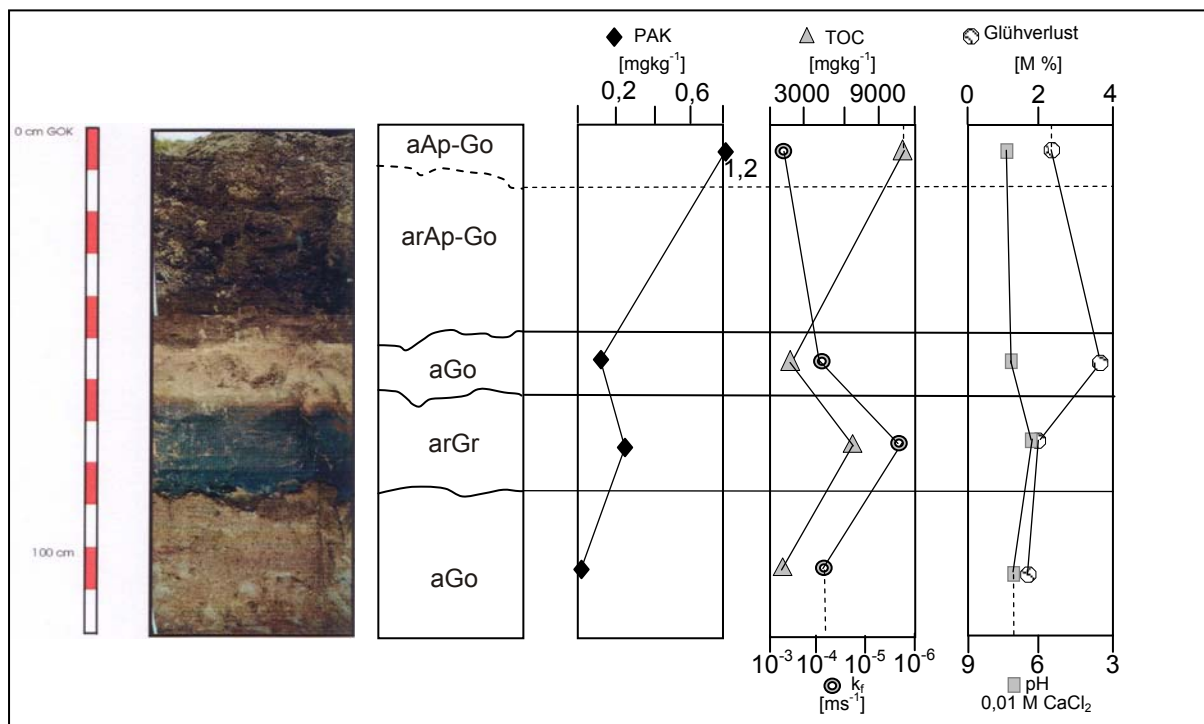


Abb.26: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Bad Freienwalde-Bitumenmischplatz

Der Verlauf der PAK-Konzentration im Profil wird auch von den Bodeneigenschaften des arGr-Horizontes widerspiegelt: So steigt der Glühverlust an und deutet auf erhöhten Gehalt an organischen Komponenten, z.B. Humusanteile, hin. Der Befund wird durch den gesunkenen pH-Wert, verursacht durch organische Säuren (Fulvo- und Huminsäuren), gestützt. Zusammenfassend für den Gley am Standort BFr BM weisen die Ergebnisse der Siebanalysen, TOC-Werte und Glühverlust auf das Auftreten von Ton- und Humusanteile in den untersuchten Horizonten hin. Die Tonpartikel und die stark aromatisch strukturierten, humosen Anteile bilden unter dem Einfluss

der Bodenfeuchtigkeit kolloidale Partikel, an denen die hydrophoben PAK-Moleküle sorbiert werden. Bei entsprechenden Bodenwassergehalten und bodenphysikalischer Ausprägung der Fließwege können bei Vorhandensein von Schichtlücken des arGr-Horizontes die PAK mit den kolloid-dispersen Teilchen bis in den Grundwasserhorizont migrieren.

Ein weiterer in Bad Freienwalde befindlicher Standort ist das Gelände der ehemaligen Köhlerei. Abb. 27 (BFr AK) zeigt das mit ausgewählten Untersuchungsergebnissen kombinierte Bodenprofil der Braunerde-Fahlerde. Diese Böden zeigen einen vertikalen Abwärtstransport von Tonmineralen, Fe-Oxiden und Humus aus dem A-Horizont in den Bt-Horizont. Der tonverarmte Oberboden ist humos ausgebildet und zeigt ein krümeliges Gefüge. Bei geringer Sättigung der Austauscher mit Ca^{2+} , Mg^{2+} und Al^{3+} neigen die Tonminerale zur Dispergierung (Zerfall von Aggregaten). Sie werden dann mit dem Bodensickerwasser in den Unterboden verlagert, wo sie aufgrund veränderter physiko-chemischer Bedingungen wieder koagulieren und sich aggregieren können. Diese Teile des Bv-Horizonts entwickeln sich hierdurch zu einem tonreichen, durch Eisenoxide und Humus intensiv braun gefärbten Bt-Horizont weiter, dessen Aggregatoberflächen (Ränder der Grob- und Mittelporen) sich mit Häutchen (Illuviationskutanen) aus eingewaschenem Ton, Humus und Eisenoxiden überziehen. Dadurch reduziert sich meistens das Volumen an Grob- und Mittelporen und es kommt zu einer Einlagerungsverdichtung. Im Oberboden entwickelt sich durch Verluste an Tonmineralen, Fe-Oxiden und Humus ein verfahlter, an Feinsubstanz verarmter, schluff- und sandreicher Al-Horizont. Im Gegensatz zum A(e)l-Horizont weist der Bt-Horizont meistens einen geringeren Anteil an Grobporen auf.

Der Standort befindet sich im Randbereich des Oderbruchs, wo die Bodenhorizonte deutlich bis scharf mit welligen bis geneigten Horizontgrenzen profiliert sind. Im Verzahnungshorizont zwischen verbrauntem B-Horizont und aufgehelltem Al-Horizont steigt die im humosen Oberboden gefundene PAK-Konzentration von 0,322 mg/kg leicht auf 0,624 mg/kg an. Diese Erhöhung des PAK-Befundes resultiert aus dem gegenüber dem Ah ansteigenden Ton-/Lehmanteil sowie erhöhte Glühverluste, die eine tiefere Verlagerung der organischen Kontaminanten hemmen. Im unterlagernden, zwischen verzahntem stauwasserleitenden Unterbodenhorizont (Sw) und humusverarmten, sauergebleichten Al-Horizont sind die Fließbedingungen aufgrund höherer Durchlässigkeiten gut ausgeprägt. Verantwortlich ist die Tonarmut des fahlgrauen Sw-Horizonts. Verarmte organische Substanz in diesem Bereich zeigt nur

eine geringe Bedeutung für die Sorption von PAK bzw. Voraussetzungen für eine mit der DOM-Freisetzung verbundene Tiefenverlagerung. In Folge dessen sind im Sw-Ael wiederum die Morphologie und Ausprägung der Fließwege entscheidend für die PAK-Verlagerung. Der Verlauf der PAK-Konzentration im Liegenden des Profils zeigt eine weitere Abnahme der Konzentration im Sd-Bt-Horizont.

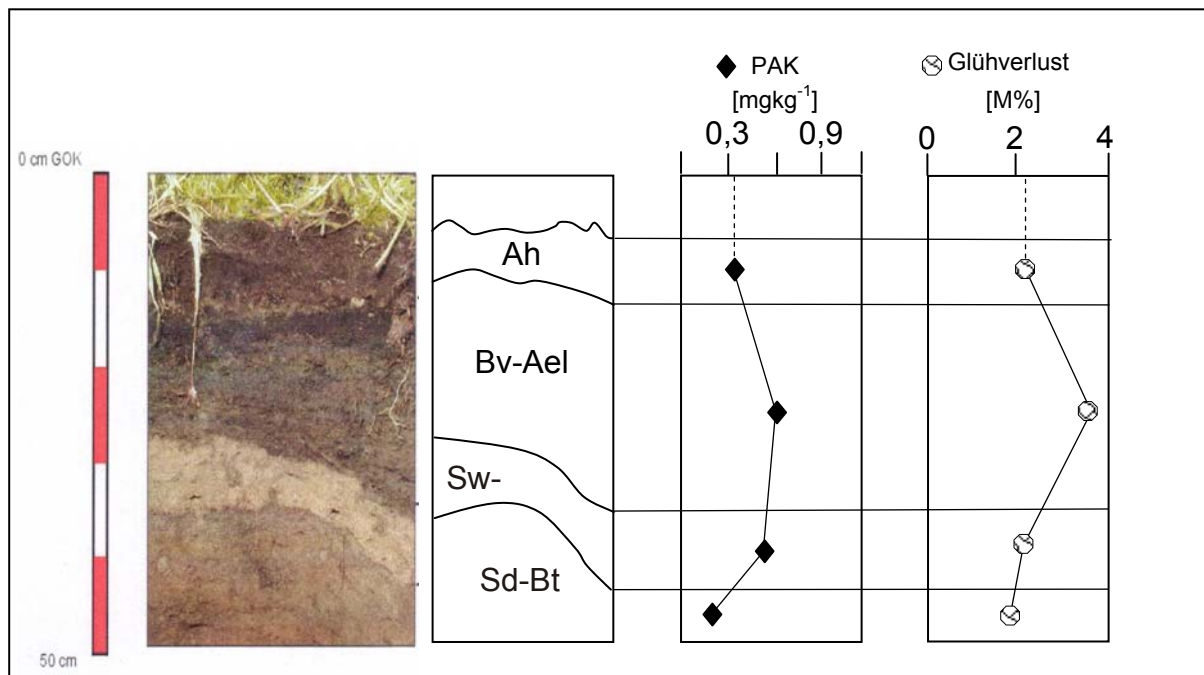


Abb.27: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Bad Freienwalde - Alte Köhlerei

Geringe organische Anteile in der Matrix, die jedoch tonreich ausgeprägt ist, erscheinen für eine PAK-Sorption in diesem Stauwasserkörper entscheidend. Auch die Verhinderung der mikrobiellen Aktivitäten für einen Abbau organischer Verbindungen in Folge des Stauwassereinflusses ist Beleg für die gefundene PAK-Konzentration.

Zusammenfassend für den Standort BFr Alte Köhlerei kann ausgesagt werden, dass für Pseudogleyböden als Stauwasserböden PAK-Konzentrationen aus dem humosen Oberboden unter Einfluss der DOM in den tieferen Untergrund verlagert werden können. Ansteigende Ton-/Lehmanteile im Bv-Ael-Verzahnungshorizont sowie angelagerte Huminstoffe sind Beleg für eine Erhöhung des PAK-Befundes. Wässrige DOM-Fractionen und die Ausprägung der Fließwege können im weiteren Tiefenverlauf PAK-Konzentrationen des durchlässigen, tonverarmten Sw-Horizonts begünstigen. Geringe organische Anteile in der tonreichen Matrix des Sd-Bt-Horizonts sind in Ver-

bindung geringer mikrobieller Aktivitäten für eine PAK-Sorption in diesem Stauwasserkörper entscheidend.

Das auf dem Gelände einer Koppel in Berlin-Britz, nahe dem Teltowkanal angelegte Bodenprofil zeigt eine vergleyte Rostbraunerde (Abb. 28 - BBr). Bei den Böden ist der Oberboden mäßig an Eisen verarmt, dem ein rostbrauner, schwach Fe-angereicherter Bv-Horizont folgt. Der weitere Profilaufbau und Chemismus ähnelt der Gley-Braunerde, nur dass der Unterbodenbereich einen ausgeprägten Horizont des Grundwasserschwankungsbereiches, einschließlich Kapillarsaum, der zeitweilig, jedoch nicht im ganzen Jahr grundwasserführend ist, zeigt.

Die Bodenhorizonte des angelegten Profils sind diffus bis deutlich mit welligen, teilweise taschenförmigen Horizontgrenzen ausgeprägt. Im Oberboden ist der organische Horizont durch humose Anteile der Pflanzenreste und organische Feinsubstanz gekennzeichnet. Hohe Durchlässigkeiten und gelöstes organisches Material begünstigen eine Verlagerung der PAK aus dem Oberboden mit dem Sickerwasser. Unterhalb des Ah folgt fast gleitend der Bv-Horizont, dessen Matrix schluffreicher ausgebildet ist und eine Sorption der PAK in diesem Horizont begünstigen. Die gefundene deutliche PAK-Konzentration von $39,4 \text{ mg kg}^{-1}$ TS im Bv-Horizont basiert allerdings auf einer anthropogen verursachten Vergrabung (Abb. 28). Abnehmende TOC-Gehalte und Glühverluste zeigen den geringen Anteil der organischen Substanz im Bv, so dass eine Verlagerung der PAK überwiegend aus der bodenphysikalischen Ausprägung der Fließwege resultiert.

Der Anstieg des organischen Kohlenstoffgehaltes und leichte Zunahme der Durchlässigkeiten im reliktschen Grundwasserschwankungsbereich zeigen eine Beeinflussung der DOM für eine weitere Tiefenverlagerung der PAK, bedingt auch durch wechselnde Wassergehalte. Im Grundwasserhorizont mit reduzierenden Verhältnissen (rGr) nimmt die PAK-Konzentration weiter ab, begleitet von einem geringen Humusanteil und abnehmenden Wasserleitfähigkeiten der Matrix.

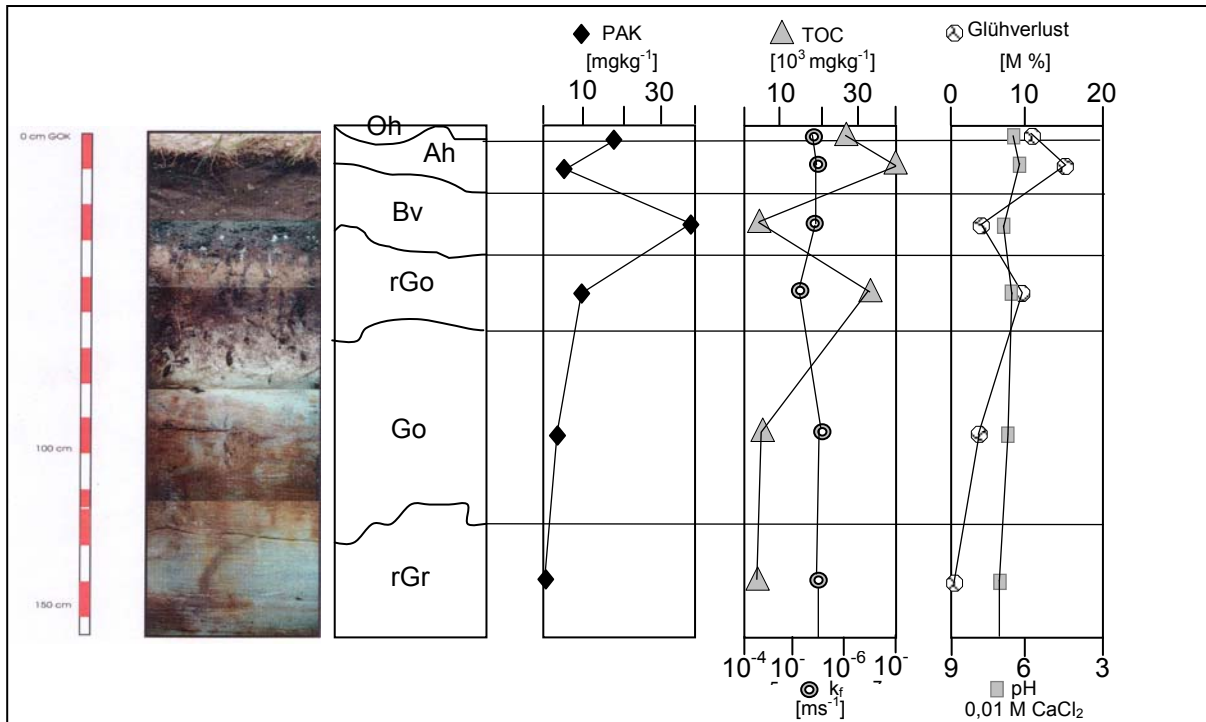


Abb.28: Einfluss von Bodeneigenschaften auf die PAK -Verteilung im Bodenprofil des Standortes Berlin-Britz

Mikrobielle Aktivitäten für einen Abbau der PAK haben nur einen geringen Einfluss in diesem Horizont. Tonpartikel und Reste der humosen Anteile bilden unter dem Einfluss des Wassergehaltes kolloidale Partikel, sodass auch nennenswerte PAK-Konzentrationen (2,59 mg/kg TS) zu verzeichnen sind. Die Basis des Profils wird durch einen oxydativen Grundwasserhorizont (Go) bestimmt, mit wenig organischer Substanz und schluffiger Ausprägung des Substrats. Gefundene PAK-Konzentrationen zeigen ihre Abhängigkeit von der Körnung und der Sorption an die Feinsubstanz.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in vergleyten Rostbraunerden hohe Durchlässigkeiten der sandigen Matrix und gelöstes organisches Material im Oberboden eine Verlagerung der PAK mit dem Sickerwasser begünstigen. Schluffreich ausgebildete Verbraunungshorizonte stellen dagegen durch Anlagerung der organischen Schadstoffe an die Feinfraktion einen PAK-Sorptionsbereich dar. Das Vorhandensein von organischer Substanz, die Körnung des Grundwasserschwankungsbereichs zeigen eine positive Beeinflussung der gelösten organischen Materialien für eine weitere Tiefenverlagerung der PAK, bedingt auch durch wechselnde Wassergehalte und geringe mikrobielle Aktivitäten.

Ergänzend zu den Profiluntersuchungen in BBr wurde auf dem Gelände der ehemaligen Kleingartenanlage ein Streckenprofil angelegt. In Abb. 29 wurden ausgewählte Bodenparameter den PAK-Messwerten gegenüber gestellt, die als Mischproben im sandigen Oberboden bis 0,50 m Tiefe gemessen wurden. Der Tiefenverlauf des Glühverlustes korreliert auch hier gut mit der im Boden enthaltenen gesamten organischen Substanz (TOC). Eine Korrelation zwischen der zunehmenden PAK-Kontamination von 6 Bodenproben und den ausgewählten Bodenparametern ist nicht zu erkennen. Die im Kap. 5.2.3 aus einer statistisch relevanten größeren Anzahl von Messdaten erstellten Korrelationen untermauern diese Vermutung. Eine horizontale Interpolation von PAK-Konzentrationen erscheint jedoch erwartungsgemäß nicht möglich. Einen rationellen Ausweg bietet der Einsatz einer schnellen PAK-Vor-Ort-Analytik-Methode, indem durch systematische Messnetzverdichtung verborgene Kontaminationen zeitnah und ökonomisch vertretbar verifiziert werden können.

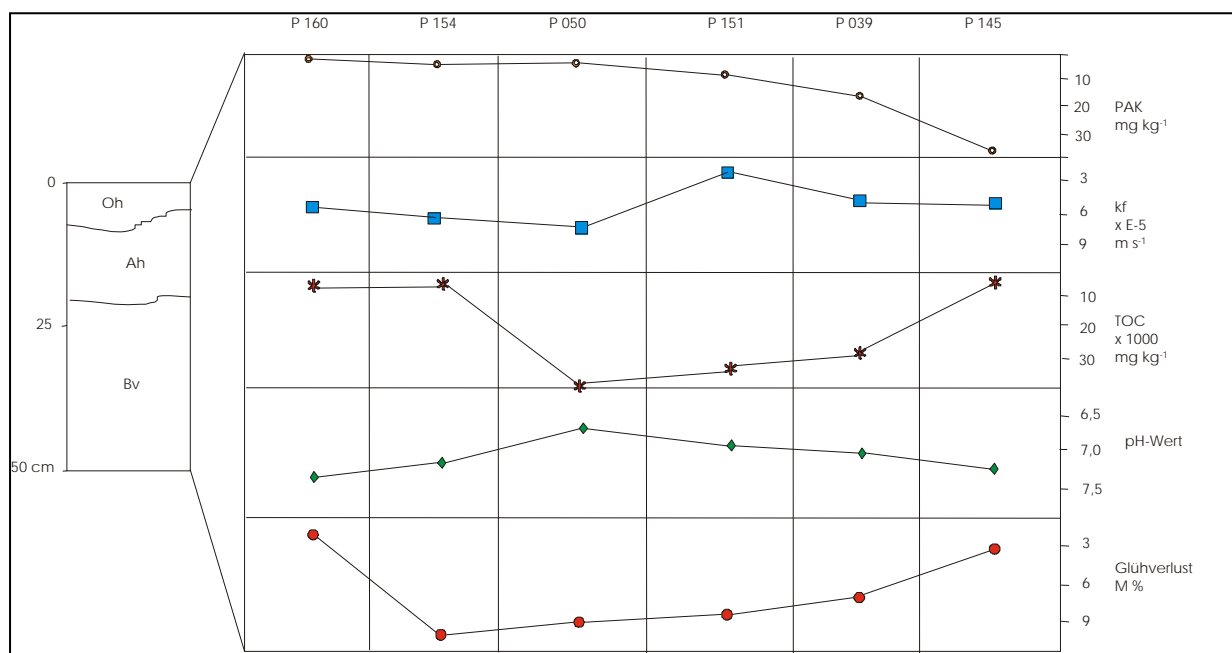


Abb.29: Gegenüberstellung der PAK-Messwerte und ausgewählten Bodenparametern in einem Streckenprofil über 1000 m in Berlin-Britz und einer Entnahmetiefe von 0,50 m

5.2 Einfluss wichtiger Bodeneigenschaften auf das Verhalten von PAK in unterschiedlichen Substraten

5.2.1 Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Verhalten von Umweltchemikalien im Boden wird aufgrund der starken Sorption weitestgehend von der organischen Bodensubstanz bestimmt. Wesentlichen Einfluss auf die Extraktionsfähigkeit der PAK nehmen Benetzungsverhalten und Sorptionsvermögen. Wichtig sind weiterhin auch Faktoren, wie bodenphysikalische Eigenschaften, Fließbedingungen der Bodenlösung, pH-Wert und Leitfähigkeit. Einen weiteren Einfluss auf das Extraktionsverhalten von PAK hat die Zusammensetzung der Einzelbestandteile der Kornfraktionen der untersuchten Substrate (BAERMANN, 1997). Zu unterscheiden ist hierbei zwischen inerten und reaktiven Bestandteilen. Die Ah-Horizonte der natürlichen Böden zeigen erhebliche Anteile an reaktiven feinen Pflanzenresten, die ähnlich auf die Extraktion und damit auf die Verweilzeit der PAK im oberen Teufenbereich wirken, wie die reaktiven Bestandteile der anthropogenen Auffüllungsbereiche (Holzreste, Papier, Teerbestandteile). Zeigt der Bestand der Grobfraction der Proben natürlicher Böden geringe Mengen an weniger reaktiv wirkenden Mineralen (Quarz, Feldspäte, Geschiebezerreißel) wird die Sorptionsfähigkeit der PAK durch die Ausprägung der Feinfraction, wie dispers verteilter organischer Kohlenstoff und mengenmäßig relevanter Anteil an aktiven quellfähigen Tonmineralen, bestimmt. Auch variiert das H/C-Verhältnis (Verhältnis zwischen Hydrolysierbarkeit und Aromatizität) bei Böden unterschiedlicher Herkunft, so dass Böden gleichen organischen Kohlenstoffgehaltes nicht zwangsläufig die gleiche Menge nichtionischer Moleküle sorbieren. Je nach Bodenart können somit unterschiedliche Intensitäten in den Wechselwirkungen zwischen den spezifischen Matrixeigenschaften und PAK-Konzentrationsverlauf auftreten. Dies wird in Gleichung 1 (Seite 23) veranschaulicht.

Aus den dargelegten Betrachtungen der terrestrischen und semiterrestrischen Böden ist zu erwarten, dass zwischen den 5 angelegten Bodenprofilen substratbedingte deutliche Unterschiede der bodenphysikalischen Eigenschaften bestehen, die entsprechenden Einfluss auf die Bodenwasserbewegung besitzen (Tab. 21).

Tabelle 21: Bodenphysikalische Parameter der aus den Bodenprofilen gewonnenen Bodenproben

Probe	Profil	Matrix	k_f [m s ⁻¹]	U [-]	U/S/G [%]	Summe PAK n. EPA [mg kg ⁻¹]
390	1	S, u'	6,3 E-5	4,7	6,0/94,0/-	60,2
391	(Bee)	fS, ms, gs'	7,3 E-5	3,6	3,8/96,2/-	5,84
392		fS, ms, gs'	7,0 E-5	3,9	4,7/95,3/-	5,43
288	2	S	8,9 E-5	4,5	2,5/97,5/-	19,1
289	(Erk)	fS, ms, gs'	8,3 E-5	3,6	2,1/97,9/-	67,1
291		mS, fs, gs	2,4 E-4	3,5	0,7/99,3/-	110
420	3	gS, ms'	1,4 E-3	5,2	0,8/99,2/-	1,28
421	(BFr BM)	mS, fs, gs	1,4 E-4	3,3	2,3/97,7/-	0,141
422		mS, fs, gs, u'	7,8 E-5	4,3	6,0/94,0/-	0,254
423		mS, fs, gs'	1,5 E-4	4,7	1,5/98,5/-	0,045
145	5	mS, fs, u', gs'	5,5 E-5	5,2	7,6/92,4/-	39,4
151	(BBr)	fS, u, ms', gs'	2,6 E-7	3,3	20,2/79,8/-	8,58
154		fS, ms, gs'	7,2 E-5	4,3	4,7/95,3/-	2,59
160		fS, ms, gs, u'	5,0 E-5	4,7	8,1/91,9/-	0,225

In der Regel sind die Körnung und die damit verbundene Wasserleitfähigkeit für den Wassergehalt im Boden verantwortlich. Die Sorption wird neben Wassergehalt auch über Korngröße und –form, den dadurch definierten Porenraum sowie über die Partikel-Oberfläche bestimmt. Dies gilt vor allem für Substrate, deren mineralische Bestandteile sorptiv wirken und Einlagerungseigenschaften aufweisen. Dies sind bestimmte Tonminerale, die in ihre Zwischenschichten organische Verbindungen einlagern können. Die Ergebnisse der Korngrößenuntersuchungen sind im Anhang für die Proben der Bodenhorizonte der untersuchten Profile zusammengestellt. Die Betrachtung der Kornsummenkurven lassen je nach Bodentyp unterschiedliche Kornformmuster erkennen. Die im Anhang II dargestellten Kornsummenkurven der Oberböden der ausgewählten Standorte sind durch ähnliche Korngrößenverteilungen charakterisiert. So zeigen die Oberbodenhorizonte der vergleyten Rostbraunerde (BBr), der Humuspodsol (Bee) sowie die reliktsche Gley-Braunerde (Erk) ähnliche Kurvenverläufe und der Acker-Auengley des Standortes BFr BM einen deutlich gröbere Körnung. Im mittleren Teufenbereich der Profile (0,50 – 0,70 m u. GOK) sowie in deren Liegenden (bis 1,30 m u. GOK) sind alle ermittelten Kurvenbereiche weitestgehend ähnlich charakterisiert. Danach nimmt der schluffige Anteil an der sandigen Fazies in den Bodenhorizonten im weiteren Tiefenverlauf zu.

Bei den errechneten k_f -Werten nach HAZEN (1892) kann es sich streng genommen nur um Annäherungswerte handeln, da unter den natürlichen Standortbedingungen die Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodentypen und den Heterogenitäten des Bodensystems deutlichen Einfluss auf die Fließbedingungen nehmen. Eine Ab-

schätzung der k_f -Werte in den Bodenhorizonten der verschiedenen Standorte zeigt trotz der Ähnlichkeit der Kornsummenkurven charakteristische Unterschiede (Anhang).

Die bei der Betrachtung des Verhältnisses der PAK-Konzentration zur Durchlässigkeit des Substrates einbezogenen 14 Wertepaaren ($n = 14$) bei $f = 12$ Freiheitsgrade zeigt die Tafel der Zufallshöchstwerte $t_{\text{Tab.}} = 0,536$. Der Vergleich mit dem berechneten Korrelationskoeffizienten $r = -0,1$ bei $\alpha = 0,05$ zeigt auf, dass keine (lineare) Abhängigkeit besteht ($| -0,1 | < 0,536$). Eine Verbesserung der Aussage kann erreicht werden, wenn das Wertepaar 420 aus dem reliktschen Ackerhorizont des Profils BFr BM mit einem k_f -Wert von $1,4 \cdot 10^{-3}$ m/s aus der Korrelation entlassen wird, da diese anthropogen verursachte gute Durchlässigkeit die Normalverteilung stört. Eine erneut durchgeführte Regressionsanalyse zeigte zwar mit $r = 0,5$ eine deutlich verbesserte Korrelation (Tab. 22, Abb. 30), wenngleich eine lineare Abhängigkeit zwischen den Parametern PAK und k_f nicht bestätigt wurde ($| 0,5 | < 0,553$).

Tabelle 22: Ergebnisse der linearen Regression der PAK-Konzentration auf die Durchlässigkeit

Standort	Anzahl der Wertepaare (n)	PAK-Konzentration (mg kg^{-1}) = $a + b \cdot k_f$ -Wert		
		r	a	b
4 Profile	13	0,5	- 1,7	293290

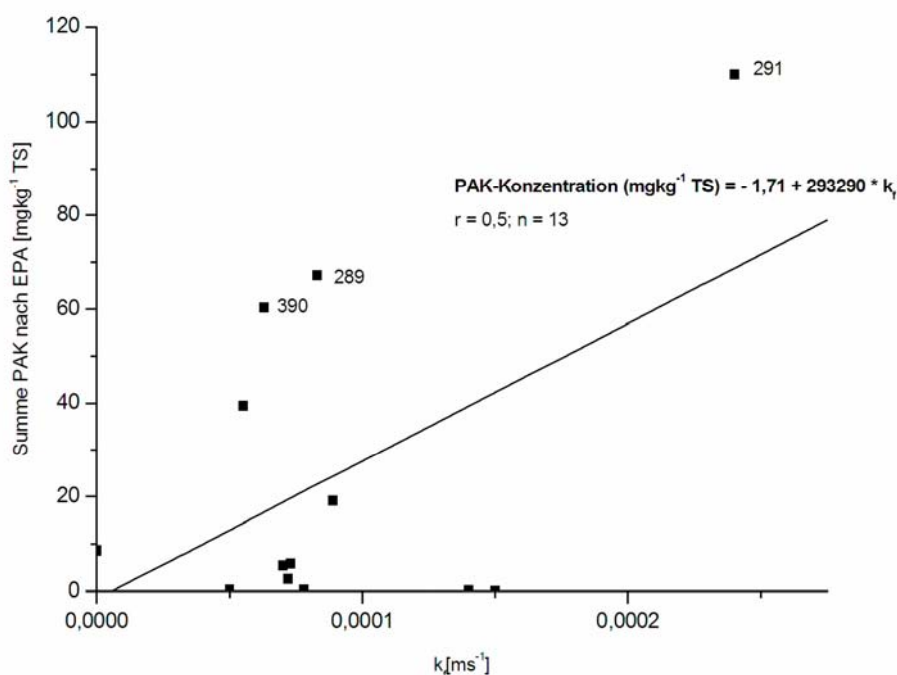


Abb. 30: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Durchlässigkeitsbeiwert in den Proben aller aufgeschlossenen Profile

Die Adsorption nimmt mit abnehmender Partikelgröße und der daraus resultierenden Vergrößerung der spezifischen Oberfläche zu, reicht aber nicht aus, den singulären Einfluss der Textur auf das Sorptionsverhalten der PAK zu begründen. Vielmehr sind Tonminerale und vor allem pedogene Eisen- und Aluminiumoxide bedeutende Sorbentien, deren Einfluss auf das Retentionsvermögen in der Literatur hauptsächlich auf das Vorhandensein meist schon geringer organischer Substanz zugeschrieben wird (CHIOU et al., 1979; CHIOU, 2002; KARICKOFF, 1984; ZHU et al. 2003; LEE, 2001). Besonders bedeutend sind Tonminerale in wenig humosen Unterböden, die geringste Gehalte an OBS aufweisen.

Der Ungleichförmigkeitsgrad U errechnet sich aus der Korngrößenverteilung und dient als Maß für die jeweilige Klassierung der Substrate (Anhang I). Ein U -Wert von < 3 kennzeichnet gleichförmige, gut klassierte Materialien, die hauptsächlich aus gleich großen Körnern bestehen. Ungleichförmig aufgebaute Substrate sind dagegen weitgestuft ($U = 3 \dots 15$). Je gleichförmiger ein Korngemisch aufgebaut ist, umso steiler ist die dazugehörige Verteilungskurve und umso kleiner ist U . Diese Größe U übt einen bestimmenden Einfluss auf den Parameter C und die wirksame Korngröße d_w aus. Porenräume zwischen größeren Körnern im Substrat werden durch kleinere Körner ausgefüllt, so dass dichte Kugelpackungen entstehen, die nur geringe Porenräume zulassen. Die ermittelten U -Werte in allen untersuchten Profilen zeigen über sämtliche Horizonte eine Ungleichförmigkeit von $U > 3$. Aufgrund dieser Porenraumgeometrie lassen sich für diese Standorte mit kleinen Porenräumen auch kleinere PAK-Wiederfindungsraten erwarten.

Die bei der Betrachtung des Verhältnisses der PAK-Konzentration zum Ungleichförmigkeitsgrad U des Substrates einbezogenen 14 Wertepaaren ($n = 14$) bei $f = 12$ Freiheitsgrade zeigt die Tafel der Zufallshöchstwerte $t_{Tab.} = 0,532$. Der Vergleich mit dem berechneten schwachen Korrelationskoeffizienten $r = 0,04$ bei $\alpha = 0,05$ zeigt auf, dass keine (lineare) Abhängigkeit besteht ($|0,04| < 0,532$). Eine Verbesserung der Aussage kann nicht erreicht werden, auch wenn die Wertepaare 291 (reliktischer Oxydationshorizont des Profils Erk), 288 und 289 (Verbraunungshorizont des Profils Erk), 390 (podsolierter Oberbodenhorizont des Profils Beeskow) und 145 aus der Korrelation entlassen werden. Diese relativ hohen PAK-Gehalte stören durch Verengung des Porenraumes die Normalverteilung. Eine erneut durchgeführte Regressionsanalyse zeigte mit $r = -0,59$ keinen verbesserten Korrelationskoeffizienten (Tab.

23, Abb. 31) mit einer lineare Unabhängigkeit zwischen den Parametern PAK und U ($|r| = 0,591 < 0,666$).

Tabelle 23: Ergebnisse der linearen Regression der PAK-Konzentration auf den Ungleichförmigkeitsgrad

Standort	Anzahl der Wertepaare (n)	PAK-Konzentration (mg kg^{-1} TS) = $a + b \cdot U$		
		r	a	b
4 Profile	9	-0,59	14,26	-2,79

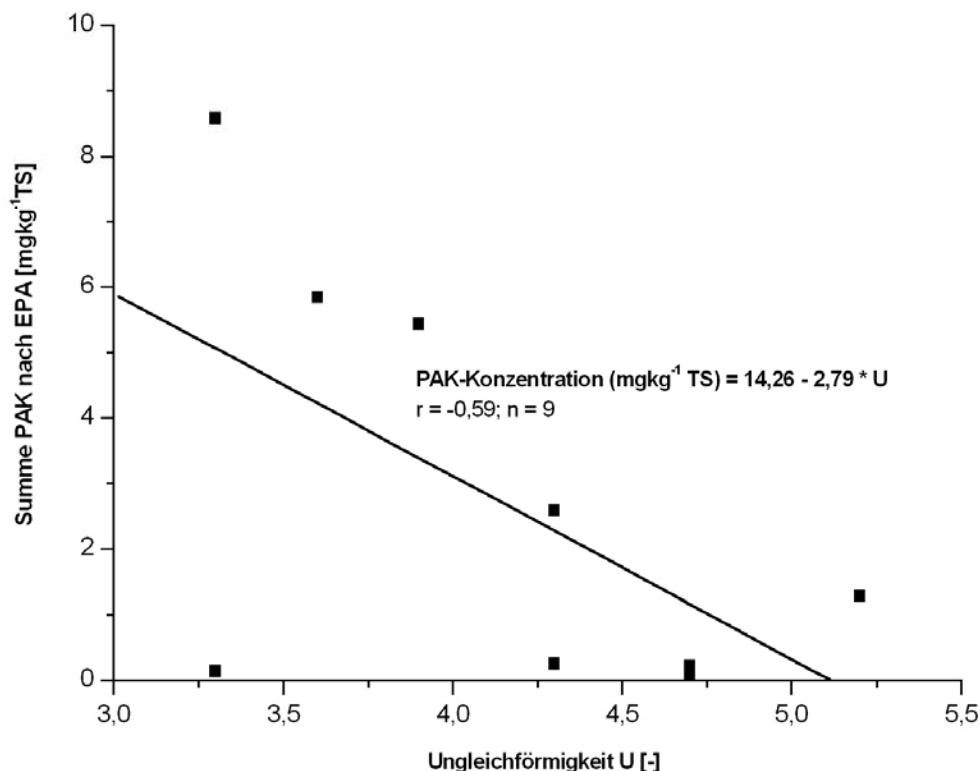


Abb. 31: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Ungleichförmigkeitsgrad in den Proben der aufgeschlossenen Profile

Die Sorptionsfähigkeit der PAK wird primär durch deren π -Elektronen-Systeme sowie durch die Art und Menge der adsorptionsrelevanten Bestandteile in den Feinfraktionen bestimmt. Neben dem dispers verteilten organischen Kohlenstoffgehalt wurden beispielhaft an einer Referenzprobe des Ah-Horizontes aus Erk röntgenografische Untersuchungen zum Nachweis der aktiven, quellfähigen Tonminerale, nicht quellfähigen Tone mit aktiven Oberflächen, amorphen Aluminiumoxide und Eisenhydroxide durchgeführt. Abb. 32 zeigt das Röntgendiffraktogramm, in dem Quarz, Calzit, Feldspäte und Reflexe von quellfähigen, aktiven Tonmineralen (Smektite) sowie Kaolinit und Illit zu erkennen sind.

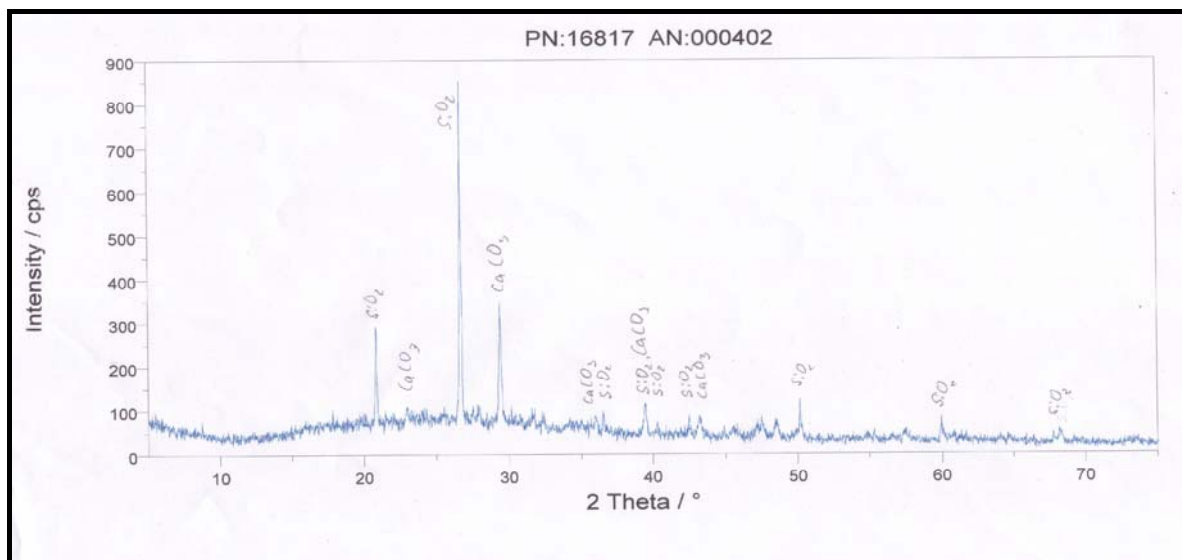


Abb.32: Röntgendiffraktogramm des Referenzbodens aus dem A-Horizont des Standortes Erkner mit Quarz, Calzit und Tonminerale (Übersichtsaufnahme aller Kornfraktionen)

Die Reflexe der Tonminerale sind aufgrund der Übersichtsaufnahme aller Fraktionen nur schwach ausgebildet, so dass eine im Anschluss daran durchgeführte Einzel-Elementanalyse zur Identifizierung weiterer Bestandteile den Nachweis vor allem von Gips, Titan- und Eisenmineralen erbrachte (Anhang III). Vor allem die nachgewiesenen quellfähigen Dreischichtsilikate lassen für humose Ah-Horizonte hohe Sorptionskapazitäten erwarten, da sie in ihren Zwischenschichten organische Verbindungen einlagern können. Dem gegenüber zeigen die Auffüllungssubstrate in BBr (Aschen, Bauschutt) niedrigere Sorptionskapazitäten.

Unter Betrachtung dessen kann abgeschätzt werden, dass Substrate mit hohen Anteilen an Feinstfraktionen und sorptiven Tonmineralen starke Sorptionskräfte aufweisen, wogegen inerte Quarz- und Feldspat-reiche Substrate nur ein schwaches Sorptionsverhalten zeigen. Eine deutlichere Identifizierung der Tonminerale lässt sich nur mit spezieller Präparation erreichen, was den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen würde.

5.2.2 Einfluss des pH-Wertes

Weiterhin wird das Ausmaß der Sorption von PAK durch die pH-Abhängigkeit der Dissoziation organischer Bestandteile, wie z.B. Huminsäuren und die pH-abhängigen Oberflächenladungen des Bodens beeinflusst. Mit der Veränderung des pH-Wertes ändert sich der Ladungszustand verschiedener anorganischer und organischer Bo-

denaustauscher (SCHACHTSCHABEL et al., 1998). Vor allem die variablen Ladungen der organischen Bodensubstanz und der pedogenen Eisen- und Aluminiumoxide sowie die der Tonminerale sind davon betroffen. Ausgewechselt werden anorganische sowie organische Kationen, jedoch mit Ausnahme der nicht komplexierten Ionen (MATTHEß & VOIGT, 1990). Mit sinkendem pH sinkt die Kationenaustauschkapazität, während die Anionenaustauschkapazität steigt. Ein Anstieg des pH-Wertes führt durch Deprotonierung (Salzbildung) vor allem der funktionellen Gruppen der Huminstoffe zu deren verbesserter Löslichkeit, d.h. zur Erhöhung der DOM-Anteile. Die an diesen DOM sorbierten PAK sind dadurch mit der Bodenwasserbewegung stärker migrierfähig. Niedriger pH-Wert, hohe KAK und das Vorhandensein von Tonmineralen fördern eine Adsorption der DOM (KALBITZ, 1996).

Tabelle 24: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und pH im Tiefenverlauf der angelegten Profile verschiedener Standorte

Proben-Nr.	Profil	Tiefe [m u.GOK]	Summe PAK [mg kg ⁻¹]	pH
391	1 (Bee)	0,70	5,84	3,63
392		1,00	5,43	3,64
288	2 (Erk)	0,30	19,1	6,83
145	5 (BBr)	0,30	39,4	7,34
151		0,55	8,58	6,89
154		0,70	2,59	7,15
160		1,30	0,225	7,43
420	3 (BFr BM)	0,20	1,28	7,52
421		0,50	0,141	7,44
422		0,70	0,254	6,30
423		1,30	0,045	7,00

Typische pH-Profile zeigen die Ergebnisse der Standorte BFr BM und BBr. Im oberflächennahen Ah- (BBr) bzw. aAp-Horizont (BFr BM) sind niederschlagswasserbeeinflusste neutrale pH-Werte ermittelt worden (Tab. 24). Durch Vorhandensein von Flavin- und Huminsäure in der Humusaufgabe sinkt der pH im arGr-Horizont auf 6,30 (BFr BM) bzw. im Bv-Horizont auf 6,89 (BBr) ab (Auslaugung von Metallionen; Aufnahme basischer Salze durch Pflanzenwurzeln im A-Horizont). Im Liegenden der Profile sind bedingt durch die beginnende Grundwasserbeeinflussung wieder neutrale pH-Werte ermittelt worden.

Die bei der Betrachtung des Verhältnisses der PAK-Konzentration zum pH-Wert des Substrates einbezogenen 11 Wertepaare ($n = 11$) bei $f = 9$ Freiheitsgrade zeigt die Tafel der Zufallshöchstwerte $t_{\text{Tab.}} = 0,602$. Der Vergleich mit dem berechneten schwachen Korrelationskoeffizienten $r = 0,09$ bei $\alpha = 0,05$ zeigt auf, dass keine (line-

are) Abhängigkeit besteht ($10,091 < 0,602$). Eine nur leichte Verbesserung der Aussage kann erreicht werden, wenn die Substrate mit sehr geringem pH (Wertepaare 391, 392 aus Bee) sowie die Wertepaare mit erhöhtem PAK-Gehalt aus der Korrelation entlassen werden ($n = 5$). Eine erneut durchgeführte Regressionsanalyse zeigte zwar mit $r = 0,37$ nur einen leicht verbesserten Korrelationskoeffizienten (Tab. 25, Abb. 33), wenngleich eine lineare Abhängigkeit zwischen den Parametern PAK und pH nicht bestätigt wurde ($10,371 < 0,811$).

Tabelle 25: Ergebnisse der linearen Regression der PAK-Konzentration auf den pH-Wert in den Proben der aufgeschlossenen Profile

Standort	Anzahl der Wertepaare (n)	PAK-Konzentration (mg kg^{-1}) = $a + b \cdot \text{pH}$		
		r	a	b
3 Profile	5	0,37	-2,20	0,36

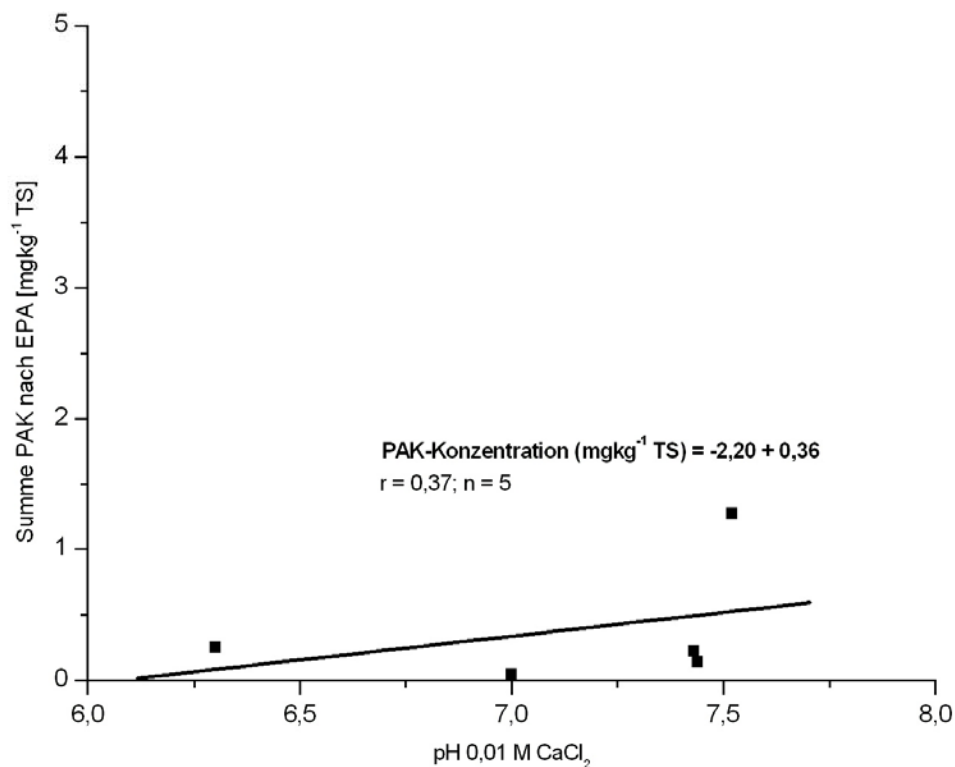


Abb. 33: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und pH-Werten in den Proben ausgewählter aufgeschlossener Profile

Ein direkter Einfluss des pH-Wertes auf die PAK-Konzentration lässt sich durch die durchgeführte lineare Regression nicht belegen (Tab. 25). Das Absolutglied der Regressionsgleichung (a) weist auf die PAK-Durchschnittskonzentration hin und der Ge-

radenanstieg (b) das Maß des pH-Wertes. Lineare Regressionsgleichungen sind daher zur Klärung der Beziehung PAK/pH nicht geeignet. Erfolgreicher erscheint die Anwendung von multiplen Regressionen, bei denen weitere Einflussgrößen (z.B. Glühverlust, TOC, kf, U) einbezogen werden können, zumal PAK als apolare Verbindungen undissoziiert vorliegen. VON OEPEN et al. (1991) bestätigen, dass ein direkter Einfluss des pH-Wertes auf die Sorption apolarer Verbindungen vernachlässigt werden kann.

5.2.3 Einfluss des organischen Kohlenstoffgehalts

Neben den beschriebenen bodenphysikalischen Eigenschaften Kornverteilung und den am Kornaufbau beteiligten Mineralien mit ihren spezifischen Oberflächen nimmt auch der organische Kohlenstoffgehalt starken Einfluss auf das Sorptionsverhalten der PAK (DELLE SITE, 2001). Im Gegensatz zu den natürlichen Böden sind anthropogen beeinflusste Böden als drei- oder mehrphasiges System zu betrachten. Neben dem Bodenwasser und der Bodenfestphase liegen feste oder nicht wässrige, flüssige Phasen vor, deren Eigenschaften die Mobilität und Verlagerung stark adsorbierter Verbindungen beeinflussen. PAK mit ihrer meist niedrigen Wasserlöslichkeit können an der Festphase des Bodens adsorbiert werden bzw. neigen aufgrund ihrer höheren Schmelzpunkte zur Bildung einer eigenen Festphase. Gelöste, kolloid verteilte bzw. suspendierte Huminstoffe als natürliche organische Wasserinhaltsstoffe, die in den vorliegenden Untersuchungen analytisch als Summenparameter TOC bestimmt wurden, beeinflussen Sorptionsprozesse an Feststoffoberflächen, wie z.B. Tonminerale. Bei den untersuchten Böden zeigen die Ah-Horizonte zwischen 63,09 mg/kg TS im Profil des Standortes Bee und 40.800 mg/kg TS in BBr erwartungsgemäß höhere TOC-Gehalte als die B-Horizonte. Hier wurden organische Kohlenstoffgehalte zwischen 3,45 mg/kg TS, Bee und 4.526 mg/kg TS in Erk gefunden. In den weiteren Tiefenverläufen der angelegten Profile sind Werte zwischen 9,97 mg/kg TS, Bee und 5.45 mg/kg TS in BBr zu verzeichnen.

Die Glühverluste bestätigen weitestgehend die elementaranalytisch gemessenen Kohlenstoffgehalte (Tab. 26, Abb. 34). Die enge Kopplung der PAK-Konzentration an die organische Substanz in den aufgeschlossenen Profilen, lässt sich mit linearen Korrelationen zwischen PAK und Glühverlust belegen (Tab. 27).

Tabelle 26: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und Glühverlust

Probe	Profil	Matrix	Teufe [m u. GOK]	Summe PAK [mg kg ⁻¹]	TOC [mg kg ⁻¹]	Glühverlust [Masse %]
145	5	mS, fs, u', gs'	0,30	39,4	5270	3,00
151	(BBr)	fS, u, ms', gs'	0,55	8,58	34960	9,80
154		fS, ms, gs'	0,70	2,59	6970	3,70
160		fS, ms, gs, u'	1,30	0,225	5450	0,87
420	3	gS, ms'	0,20	1,28	11200	2,2
421	(BFr BM)	mS, fs, gs	0,50	0,141	2072	3,8
422		mS, fs, gs, u'	0,70	0,254	6170	1,98
423		mS, fs, gs'	1,30	0,045	483	1,78
288	2	S	0,30	19,1	6080	13,9
289	(Erk)	fS, ms, gs'	0,70	67,1	6081	13,2
291		mS, fs, gs	1,00	110,0	6082	13,2
390	1	S, u'	0,20	60,2	63,09	12,8
391	(Bee)	fS, ms, gs'	0,70	5,84	3,45	0
392		fS, mS, gs'	1,00	5,43	9,97	2,0

Bei Betrachtung aller Profile in ihrer Gesamtheit (n = 14) wird mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,73 durchaus ein relevanter Zusammenhang gefunden, der verbessert wird, wenn die in der Tab. 28 aufgeführten anthropogenen Substrate (Asche, Auffüllungen) aus der Regressionsanalyse herausgefiltert werden. Der daraufhin mit n = 10 Wertepaaren ermittelte Korrelationskoeffizient von r = 0,85 weist einen verbesserten relevanten Zusammenhang auf. Einzelnen betrachtet, zeigen die sehr unterschiedlichen Koeffizienten jedoch, dass die Beziehung zwischen PAK-Konzentration und Glühverlust in unterschiedlichem Maße ausgeprägt und standortabhängig ist, und dass zur Verbesserung der Korrelation gemäß Gl. 1 weitere Bodeneigenschaften (Ton- und Wassergehalt, pedogene Oxide, Kornverteilung), die das Sorptionsverhalten beeinflussen, in die Rechnungen einbezogen werden sollten.

Tabelle 27: Ergebnisse der linearen Regression der PAK-Konzentration auf den Glühverlust in sämtlichen untersuchten Böden

Profil	Anzahl der Wertepaare (n)	PAK-Konzentration (mg kg ⁻¹ TS) = a + b · Glühverlust (M%)		
		r	a	b
BBr Streckenprofil	90	0,57	- 0,34	2,46
BBr, Profil 5	4	-0,04	13,54	-0,19
BFr BM – Profil 3	4	-0,16	0,68	-0,10
Erk – Profil 2	3	-0,88	1398,18	-99,21
Bee – Profil 1	3	0,98	1,51	4,5
Profile, gesamt	10	0,85	-0,26	1,15

Aus Tab. 27 geht auch eindeutig hervor, dass der Wert des Korrelationskoeffizienten durch die Anzahl der Wertepaare n beeinflusst wird. Im Vergleich mit dem kritischen Korrelationskoeffizienten (Zufallshöchstwert des Korrelationskoeffizienten) ergeben

sich für die in Tab. 27 angegebenen Profile folgende Werte bei 95% statistischer Sicherheit für $f = n - 2$ Freiheitsgrade (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$):

- a) $n = 90, f = 88, r_{\text{Tab.}} = 0,209, |r_{\text{ber.}}| > r_{\text{Tab.}}$
- b) $n = 4, f = 2, r_{\text{Tab.}} = 0,950, |r_{\text{ber.}}| < r_{\text{Tab.}}$
- c) $n = 4, f = 2, r_{\text{Tab.}} = 0,950, |r_{\text{ber.}}| < r_{\text{Tab.}}$
- d) $n = 3, f = 1, r_{\text{Tab.}} = 0,997, |r_{\text{ber.}}| < r_{\text{Tab.}}$
- e) $n = 3, f = 1, r_{\text{Tab.}} = 0,997, |r_{\text{ber.}}| < r_{\text{Tab.}}$
- f) $n = 10, f = 8, r_{\text{Tab.}} = 0,632, |r_{\text{ber.}}| > r_{\text{Tab.}}$

Diese Werte und Abbildung 34 verdeutlichen, dass im Fall a) eine Abhängigkeit zwischen X und Y existiert, ebenso im Fall f). In den Fällen b), c), d) und e) besteht allerdings keine (lineare) Abhängigkeit.

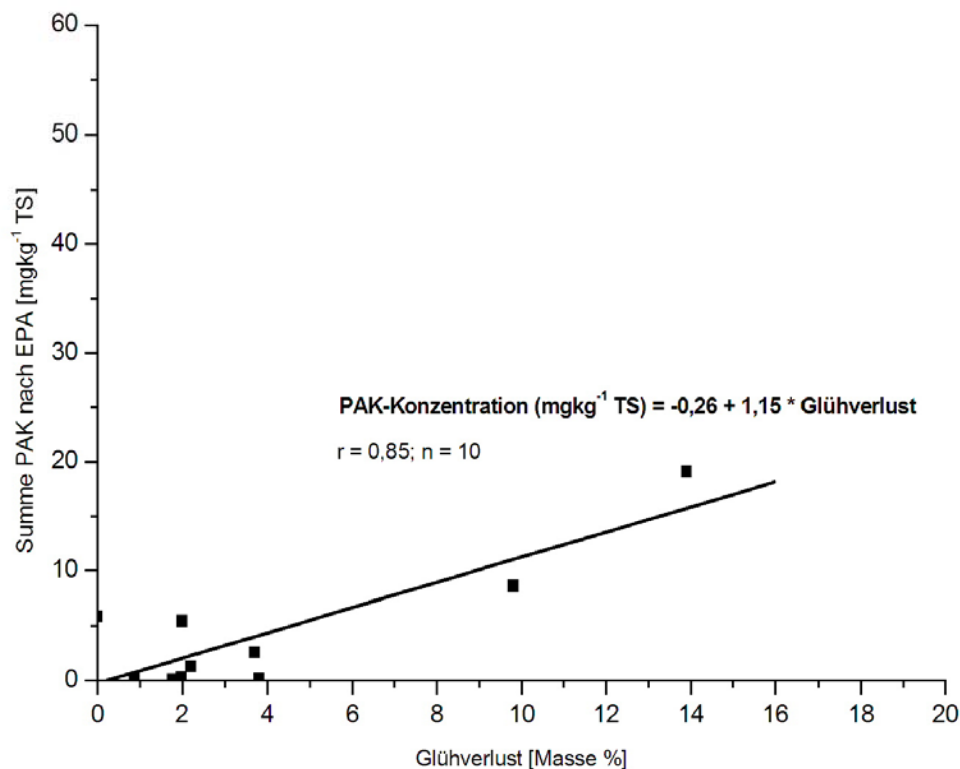


Abb. 34: Lineare Regression zwischen PAK-Konzentration und Glühverlust

Die Asche der Auffüllungsbereiche des Standortes BBr weist erwartungsgemäß den höchsten Kohlenstoffgehalt auf, welcher auch gut mit dem ermittelten Glühverlust korreliert (Tab. 28). Im Streckenprofil BBr (Teufe 0,50 m; $n = 90$) ist ein Korrelations-

koeffizient von 0,57 berechnet worden. Auffällige Abweichungen zeigen wiederum die Proben aus dem Auffüllungsbereich, die erheblich höher mit PAK belastet sind. Auch die Emissionsbelastung durch an den Standort angrenzenden Industriebereich spiegelt sich im oberen Teufenbereich wider.

Tabelle 28: Gehalte der verschiedenen Substrate an PAK und Glühverlust in einer Teufe bis 50 cm am Standort Berlin-Britz

Proben-Nr.	Matrix	Teufe [m u. GOK]	Summe PAK [mg kg ⁻¹ TS]	Glühverlust [Masse %]
145	Asche	0 – 0,50	39,4	2,54
450	Auffüllung	0 – 0,50	36,6	2,33
133	Auffüllung	0 – 0,50	33,8	1,96
316	Bauschutt	0 – 0,50	33,2	2,27
164	Auffüllung	0 – 0,50	28,2	7,17

Ein Einfluss des Glühverlustes auf den PAK-Konzentrationsverlauf im Tiefenprofil ist über die Korrelationskoeffizienten nicht bei allen Profilen erkennbar (BBr: $r = -0,04$; BFr: $r = -0,16$; Erk: $r = -0,88$). Der in Bee berechnete Korrelationskoeffizient von 0,98 zeigt allerdings einen sehr guten funktionalen Zusammenhang zwischen PAK-Konzentration und Glühverlust im Oberboden bis zum Liegenden des Profils mit stark abnehmenden Werten. Ursachen für die festgestellte Tiefenverteilung sind in dem Vorhandensein von Lösungsprozessen, standortabhängiger Sorption und mikrobiellem Abbau von unterschiedlichen wasserlöslichen PAK zu suchen. In Erk ist die Wirkung des kapillaren Aufstiegs von kontaminiertem Grundwasser deutlich erkennbar, was für eine Abschätzung des Sorptionsverhaltens von grundwasserbeeinflussten Auenböden bedeutend ist.

Der Vergleich der Höhe der Korrelationskoeffizienten zwischen PAK-Konzentration und TOC zeigen ein uneinheitliches Bild über die Auswirkung des TOC-Gehaltes auf das Extraktionsverhalten der PAK und eignen sich daher nur bedingt für Abschätzungen des PAK-Sorptionsverhaltens in unterschiedlichen Matrices. Praxis-relevante Ergebnisse liefern hier die multiplen Regressionen zwischen mehreren bodenphysikalischen Parametern und den pH-Werten. Diese Rechnungen liefern teilweise hohe Bestimmtheitsmaße und damit praktisch brauchbare Beziehungen, ein Befund, der bereits bei der Behandlung des pH-Einflusses beobachtet wurde. Die organische Bodensubstanz liefert danach einen wesentlich Beitrag zur Sorption der PAK im Boden, die jedoch erwartungsgemäß mit den physiko-chemischen Eigenschaften des Sorptivs sowie den bodenphysikalischen Eigenschaften des Substrats erheblich variieren kann (ZHU et al., 2002; LEE, 2003; ZHU, et al., 2004; HWANG & CUTRIGHT,

2004). In den Bodenhorizonten liegen Gemische verschiedenen Stoffbestandes vor, deren Eigenschaften sich durch Austrocknung und Wiederbefeuchtung sowie Temperaturschwankungen verändern können (KALBITZ, 1996; THIELE et al. 1998; SCHAUMANN, et al. 2003). In diese Richtung weiterführende Untersuchungen zur Modellierung des Transportvorganges der einzelnen PAK-Spezies unter Berücksichtigung von Retardationsfaktoren könnten für Sickerwasserprognosen Anwendung finden.

5.2.4 Zusammenwirken der untersuchten Eigenschaften

Die Adsorption von PAK an organische Bestandteile des Substrats wie z. B. Huminstoffe kann, abhängig vom pH-Wert, entweder zur Fixierung oder zur Mobilisierung des Schadstoffs führen. Liegen saure Böden vor, ist die Löslichkeit von Huminsäuren als Löslichkeitsvermittler aufgrund der Protonierung funktioneller Gruppen und damit die Migration der adsorbierten PAK vermindert. Ein pH-Wert-Anstieg dagegen fördert durch Deprotonierung der funktionellen Gruppen die Löslichkeit der Huminstoffe, die dann als DOM mit den adsorbierten PAK mit der Wasserphase in tiefere Bodenschichten transportiert werden können, was zudem durch eine schnelle Wasserperkolations begünstigt wird (CHIOU, 1986; JOHNSON & AMY, 1995; KALBITZ, 1996).

In den untersuchten Standorten bestehen teilweise erhebliche substratbedingte Unterschiede in den Bodeneigenschaften. Daher ist zu erwarten, dass eine Quantifizierung des PAK-Konzentrationsverlaufs im Boden nur unter Einbeziehung mehrerer Bodeneigenschaften, die Einfluss auf das Verhalten der PAK im Tiefenverlauf der Profile besitzen, erreichbar ist. Die durchgeführten Berechnungen multipler Regressionen untermauern diese Schlussfolgerung. Unterschiede in der PAK-Konzentration zwischen den Standorten sind das Ergebnis wechselnder Faktorkombinationen (Tab. 29). So zeigt der niedrige Wert von $R^2 = 0,13$ des ermittelten Bestimmtheitsmaßes, dass Wassergehalt und pH-Werte für sich offensichtlich mit 13 % nur einen geringen Einfluss auf die PAK-Konzentration haben (Abb. 35).

Eine deutliche Verbesserung von B wird jedoch gefunden, wenn zusätzlich k_f , TOC und Glühverlust in die Korrelationen einbezogen werden (Abb. 35).

Tabelle 29: Ergebnisse multipler Regressionen zur Erklärung der PAK-Konzentrationen in den Bodenprofilen in Abhängigkeit ausgewählter Bodeneigenschaften (n = 14)

Bodeneigenschaften	multipl. Bestimmtheitsmaß R² = B*
Wassergehalt, pH-Wert	0,13
Wassergehalt, pH-Wert, kf	0,20
Wassergehalt, TOC	0,40
kf, TOC, Glühverlust	0,59
TOC, Glühverlust	0,59
Wassergehalt, Glühverlust	0,61
Wassergehalt, pH-Wert, kf, TOC, Glühverlust	0,69

* signifikant bei $\alpha = 0,05$

Aus Gleichung (1) und Tab. 3 auf S. 24 wird ersichtlich, dass verschiedene physikochemische Einflussfaktoren die Bodeneigenschaften bestimmen. Dabei handelt es sich um empirische Korrelationen zwischen den Parametern und den Bodeneigenschaften, die umso komplexer werden, wenn die Messwerte unterschiedlichen Bodentypen entstammen. Die Ergebnisse der vier verschiedenen Standorte Beeskow, Erkner, Bad Freienwalde belegen diese These. Sie muss bei den Korrelationen berücksichtigt werden, um praktisch relevante Ergebnisse zu erhalten. Es erscheint demnach in der Erkundungspraxis kaum möglich, für einen bestimmten Bodentyp gefundene Messergebnisse auf einen anderen Bodentyp zu übertragen. Liegt jedoch eine größere, statistisch relevante Anzahl von Messwerten eines Bodentyps vor, so werden die theoretisch zu erwartenden Beziehungen zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und dem zu erwartenden PAK-Gehalt in der Korrelation deutlich sichtbar. Die Ergebnisse gestatten in jedem Fall dann auch Rückschlüsse auf die Mobilität der PAK, auch wenn die Auswertung der Einzelspezies im Hinblick auf die Vor-Ort-Messmethode ausgeblendet wurde. Je größer der Humusgehalt ist, desto geringer ist auch die PAK-Mobilität, da durch Adsorption an Huminstoffe die Konzentration der Verbindung in der Bodenlösung herabgesetzt wird. Umgekehrt begünstigen sandige Böden wegen der schwachen Sorptionskapazität die Aufnahme im Bodenwasser und damit die Mobilität von organischen Substanzen, speziell auch der PAK. Neuere Untersuchungen zeigen, dass auch das kolloidal gelöste Bodenmaterial (DOM und Tonanteile) als sehr sorptionsaktiv anzusehen ist und daher zum vertikalen Schadstofftransport der PAK im Profil beitragen kann.

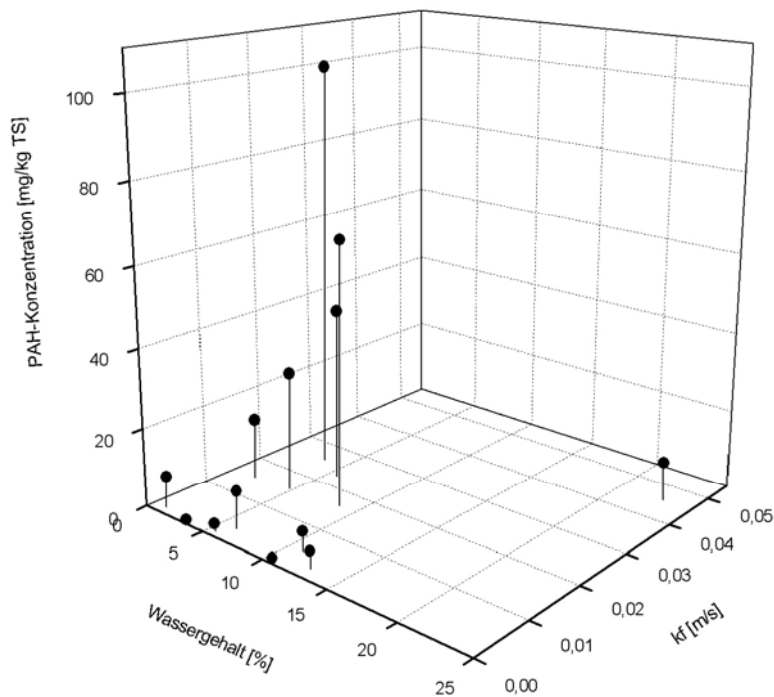


Abb.35: Abhängigkeit der PAK-Konzentration vom Wassergehalt und Korngerüst in Profilen der Standorte BBr, BFr, Bee und Erk

Mengenmäßig relevante Ton- und Schluffanteile mit reaktiven Tonmineralen und weiteren reaktiven Stoffen (organischer Kohlenstoff, Streu) führen zu Minderbefunden an PAK, während für inerte quarz- oder feldspatreiche Feinkornanteile hohe PAK-Wiederfindungsraten zu erwarten sind. Hinzu kommt zwangsläufig der Wassergehalt in den wasserungesättigten Böden, der sich auf die Mobilität der PAK von der Bodenoberfläche in den oberen Bodenhorizonten hinein auswirkt. Der für Migrationsprozesse zugängliche Anteil einer Substanz bezieht sich somit zwangsläufig auf die gelösten Anteile. Die gelöste organische Substanz im Bodenwasser, die je nach qualitativer und quantitativer Zusammensetzung stark variieren kann, kann den gelösten Anteil der Schadstoffe wesentlich erhöhen und somit zu einem verändertem Sorptionsverhalten beitragen. Differenzierte Matrixbeimengungen wie Asche, mineralische Abfälle und anthropogene Auffüllungsanteile unterstreichen den Einfluss der Bodenmatrix auf das Schadstoffverhalten im Boden. In jüngster Zeit wird zunehmend versucht, den mobilisierbaren Anteil organischer Substanz im Boden experimentell abzuschätzen. Dies scheint für die Wechselwirkung mit Schwermetallen prinzipiell möglich, für die Beurteilung von organischen Schadstoffen ist eine solche Differenzierung jedoch noch am Anfang. Die Einschätzung der Mobilität organischer Schad-

stoffe erfolgt in dieser Arbeit anhand der gefundenen Bodenparameter sowie substanzspezifischer Eigenschaften, wie Löslichkeit, Beitrag der zwischenmolekularen Wechselwirkungen, z.B. π -Elektronen-Systeme der Polyaromaten, auch Sorptionsisothermen, d. h. Verteilungskoeffizienten des Schadstoffes zwischen Boden und Bodenlösung und anderer sorptionsrelevanter Bodeneigenschaften. Andererseits wird das Verhalten von PAK im Boden stark durch die Oberflächenadsorption kontrolliert. Die PAK-Vertreter mit drei oder mehr Ringen werden besonders stark an die Bodenmatrix adsorbiert. Eine Verlagerung der PAK in der wasserungesättigten Zone des Bodens ist daher zumindest in humusreichen Böden nur von geringer Bedeutung. Eine Verflüchtigung aus dem Boden kann für PAK mit Ausnahme des Naphthalins und substituierter Naphthaline unberücksichtigt bleiben. Die PAK mit 3- und mehr-Ringsystemen bleiben, bedingt durch den niedrigen Dampfdruck sowie die starke Sorption an der Bodenmatrix fixiert. Da für die höheren PAK-Systeme auch abiotische Verluste praktisch unerheblich sind, sind bei PAK mit mehr als vier Ringen die Belastungen im Boden über lange Zeiträume stabil. Dies bedeutet andererseits eine langzeitige Gefahrenlatenz durch PAK z. B. gegenüber den grundwasserführenden Schichten. Diese Gefahrenlatenz erfordert eine ständige Kontrolle und ist nicht zuletzt ein weiterer Grund für den Bedarf an einer kostengünstigen schnellen PAK-Vor-Ort-Messmethode.

5.3 Messnetzoptimierung in der Erkundungspraxis - Anwendung von Origin[®] zur Visualisierung der PAK-Vor-Ort- Ergebnisse am Standort ehem. Gaswerk Beeskow – Testversuch II

Einheitlich erfasste und somit vergleichbare Ergebnisse sind wichtige Voraussetzung für die Bewertung von Schadstoffgehalten. Aus Sicht der BBodSchV und der damit verbundenen Erfordernisse nach Standardisierung einzelner Verfahren zur Probenahme und Schadstoffuntersuchung, ist eine den Feldbedingungen angepasste Untersuchungsstrategie für die DP-Verfahren durchaus erprobt und inzwischen Stand der Technik. Für reine analytische Vor-Ort-Messmethoden steht diese Entwicklung noch aus. Ziel dieser Untersuchungsstrategie ist die schnelle und kostengünstige Gewinnung von Daten direkt vor Ort zur effektiven Bearbeitung eines Schadensfalles. Um die umwelttechnische Auswertung der gewonnenen Daten zu optimieren, wurde die in der vorliegenden Arbeit angewendete PAK-Vor-Ort-Messmethode mit einer Visualisierung der Daten verknüpft, um zeitgleich mit dem Messergebnis über

Schadstoffprofile in einem Untersuchungsgelände verfügen zu können. Zwingend erforderlich ist dabei die Berücksichtigung des zukünftigen Nutzungsaspektes des Untersuchungsgebietes. Die aufgezeigte Verbindung von im Feld gewonnenen Messwerten mit den Darstellungen der Messnetzverdichtung demonstriert die Vorgehensweise bei der Erkundung von Altlastenverdachtsflächen und die Möglichkeit einer methodischen Entwicklung in den Aufbau einer Handlungsanleitung für Schadstoffuntersuchungen.

Die gefundenen Abhängigkeiten des PAK-Sorptionsverhaltens von den Matrixeigenschaften der Bodenproben aus den Profilen, die an Standorten mit unterschiedlichen bodenphysikalischen Eigenschaften angelegt wurden, liefern Erkenntnisse, die für eine anschließende Untersuchung der Homogenität der PAK-Verteilung im Profil genutzt werden können. Dabei ist die Anwendung multivariat-statistischer Methoden sinnvoll, die Fragestellungen zur Tiefenverlagerung von PAK, Beschreibung des komplexen PAK-Status in den verschiedenen Bodenhorizonten sowie objektiven Festlegungen anhand der analysierten Parameter TOC, Glühverlust, pH und U klären können. Dazu könnte zunächst die hierarchisch agglomerative Clusteranalyse nach WARD angewendet werden. Nach der mittels mehrdimensionalen Varianz- und Diskriminanzanalyse ermittelten optimalen Trennmenge ist Ziel der multivariaten Verfahren latente Zusammenhänge zwischen den Merkmalen aufzudecken. Für die praktische Anwendung wäre es von Vorteil Faktorkombinationen zu erhalten, die die realen Objekte exakt beschreiben.

Für die Untersuchungen auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerkes in Bee wurden von den bereits behandelten Möglichkeiten der Festlegung von Beprobungsrastern rechteckige und quadratische Raster gewählt. Durch schrittweise Verdichtung der Beprobungspunkte des in Abb. 36a, b dargestellten Messnetzes sollte eine systematische Beprobung mit in hohem Maße gesicherten Aussagen erreicht werden. Berücksichtigt wurden dabei frühere Erkundungsmessungen sowie die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Voruntersuchungen am Bodenprofil sowie an Testsondierungen. Dabei erwies es sich als vorteilhaft, dass die für die Matrix- Verdichtung notwendigen PAK-Konzentrationen im Boden mittels der vom UFZ entwickelten Messmethode der Feld-Dünnschichtchromatographie gewonnen werden konnten. Die Vor-Ort-Messdaten wurden mittels laborativer PAK-Messmethoden überprüft und bestätigt.

Die Messpunkte für den ersten Untersuchungsschritt wurden mit einer minimalen Anzahl von Messpunkten in einer rechteckigen Matrix angeordnet. Alle weiteren Untersuchungsschritte dienen der Matrixverdichtung zur Präzisierung des Kontaminationsprofils. Tabelle 30 zeigt die Aufstellung des Punktabstandes zwischen den Sondierungen. Das Bild der Schadstoffverteilung nach der ersten Erkundungsetappe ist in Abb. 37 dargestellt. Es zeigt zwei Zentren erhöhter PAK-Konzentrationen im Bereich der Sondierungen 4 und 7, wogegen die Bereiche der Sondierungen 1-3 sowie 6 scheinbar nicht erheblich kontaminiert sind.

Die Erhöhung der Aufschlusszahl auf 11 mit der Verdichtung des Messnetzes mittels Anlage einer zentralen Achse (RKS 9-11) zeigt die Verlagerung der Kontaminationschwerpunkte auf den zentralen Bereich (Abb. 38). Um diesen erkundeten Bereich näher einzugrenzen, wurde die zentrale Achse um weitere 4 Sondierungen erweitert (Abb. 39). Die Visualisierung der Ergebnisse zeigt zwischen den Sondierungen 9 und 10 mit der Sondierung 13 im Zentrum einen „Kontaminationsberg“ jedoch eine Konzentrationsausdünnung zum Bereich der Sondierung 7. Im nächsten Schritt der Präzisierung des Messnetzes wurden die Randbereiche zwischen Sondierung 1 und 7 sowie 2 und 8 mit jeweils 3 Sondierungen verdichtet, um den horizontalen Verlauf der Schadstofffahne zu ermitteln (Abb. 40). Das im Ergebnis erhaltene Bild zeigt eine Lokalisierung eines weiteren Konzentrationspikis im Bereich der Sondierung 16. Zur weiteren Einengung des Rasters wurde in der fünften Etappe die zentrale Achse des Untersuchungsfeldes im Sinne einer Dreiecksanordnung um jeweils 2 Sondierungen in Richtung der randlichen Aufschlüsse ergänzt (Abb. 41). Nach Auswertung der Messergebnisse und ihrer Visualisierung zeichnet sich neben den 3 inzwischen lokalisierten Zentren erhöhter PAK-Konzentration eine deutliche Konzentrationsabnahme unmittelbar westlich der Sondierungen 10, 26 und 27 ab.

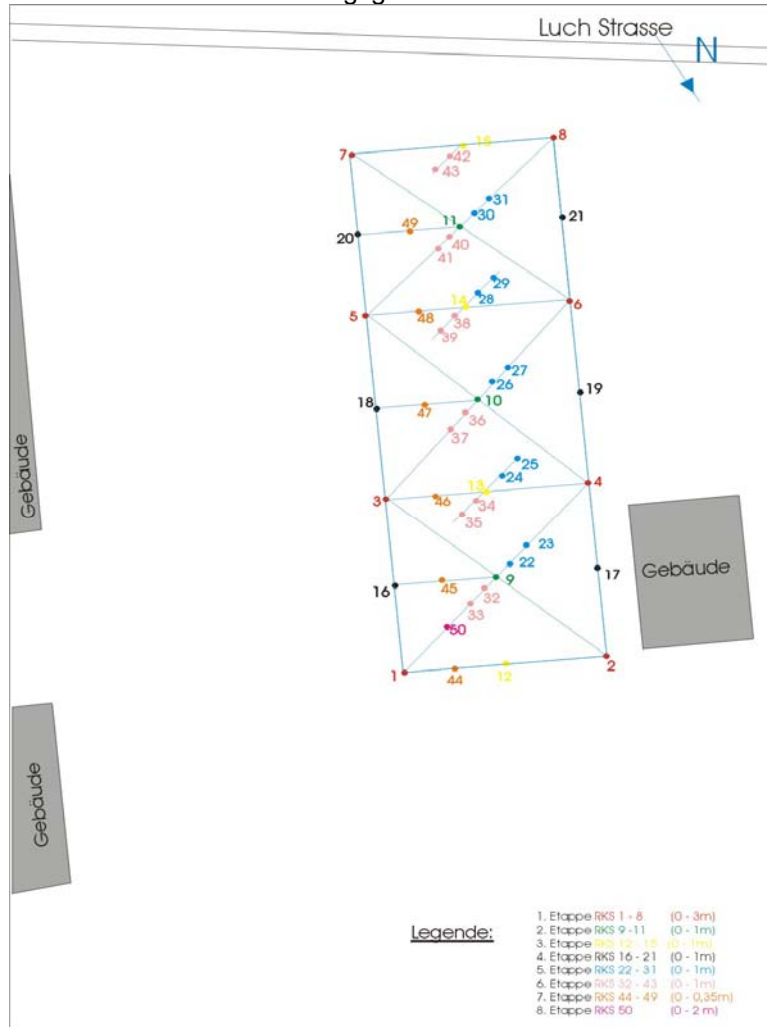
Darauf aufbauend, wurde in der sechsten Erkundungsetappe Dreiecksraster in der östlichen Verlängerung der Dreiecksseiten aus der vorhergehenden Etappe mittels 12 Sondierungen angelegt (Abb. 42). Es zeigt sich nun ein in zwei große Bereiche hoher PAK-Konzentration differenziertes Schadstoffbild, wogegen das Zentrum des Rasters ein Bereich niedriger PAK-Konzentration darstellt. Zwischen der zentralen Achse und der östlichen Berandung des Messnetzes wurden zur weiteren Einengung 6 Sondierungen abgeteuft, die jedoch mit einer Aufschlusstiefe von 0,30 m angelegt wurden (Abb. 43). Dies führte gegenüber den Mischproben der auf einem Meter ab-

geteufften Messpunkte P 02 bis P 43 zu überhöhten PAK-Konzentrationen. Abbildung 44 zeigt die Extrapolation der Messwerte von 0,30 m auf 1,0 m Teufe mit einem Wichtungsfaktor von 0,35. Abbildung 45 zeigt die Extrapolation derselben Messwerte mit einem Wichtungsfaktor von 0,88. P 01 und P 50 sind gemittelte Einzelproben aus den Sondierungen 1 und 50, die bis 4 m u. GOK abgeteufft wurden. Die visualisierten Messwerte zeigen letztendlich ein Schadstoffbild mit drei Bereichen erhöhter PAK-Konzentration, die durch Zonen geringer Schadstoffgehalte geteilt sind. Ein räumliches Bild der ermittelten Belastung ist in Abb. 46 dargestellt.

Tabelle 30: Gewählte Abstände zwischen den Rasterpunkten am Messnetz

Punktabstand	Rasterpunkte RKS
10,00 m	1-2; 1-3; 3-5; 5-7; 7-8
7,07 m	1-9; 2-9; 9-3; 9-4; 3-26; 4-26; 5-26;6-26;5-11; 6-11; 11-8; 7-11
5,00 m	1-12; 1-16; 12-9; 12-2;2-17;7-9; 9-13; 9-17; 17-4; 4-13; 13-3; 16-3; 3-18; 18-10; 10-19; 10-13; 13-4; 4-19; 10-14; 18-5; 5-14; 14-6; 6-19; 14-11; 5-20; 20-11; 11-21; 6-21; 20-7; 7-15; 11-15; 15-8; 21-8
3,54 m	1-50
2,50 m	1-44; 16-45;3-46; 18-47; 5-48; 20-49
1,00 m	9-23; 9-33; 13-25; 13-35; 10-27; 10-37; 14-29; 14-39; 11-31; 11-41; 15-43
0,30 m	9-22; 9-32; 13-24; 13-34; 10-26; 10-36; 14-28; 14-38; 11-30; 11-40; 15-42

a) Lage des Messnetzes auf dem Untersuchungsgelände



b) Auflösung des Messnetzes

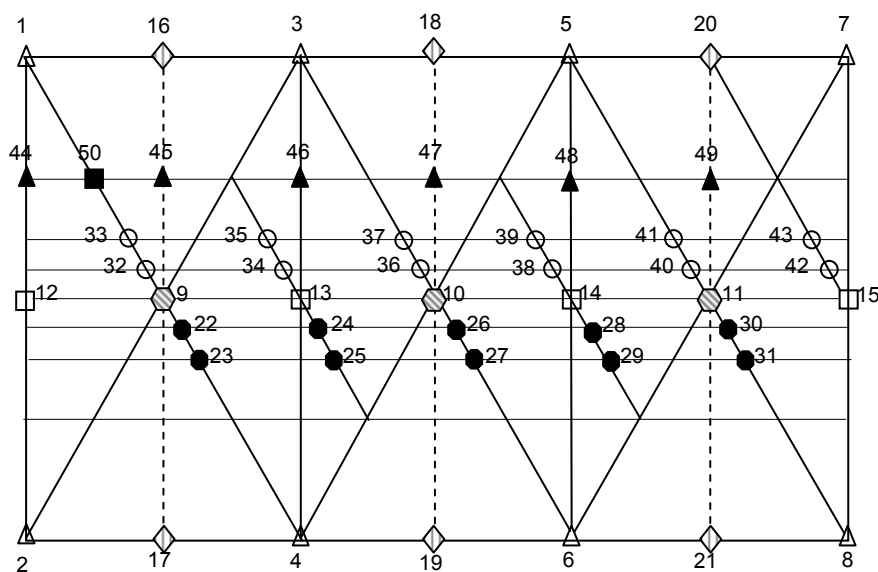


Abb. 36: Schematische Anordnung des Messnetzes für die PAK-Beprobung auf dem Gelände des ehem. Gaswerkes Beeskow – Lage im Gelände; nicht maßstabsgerecht

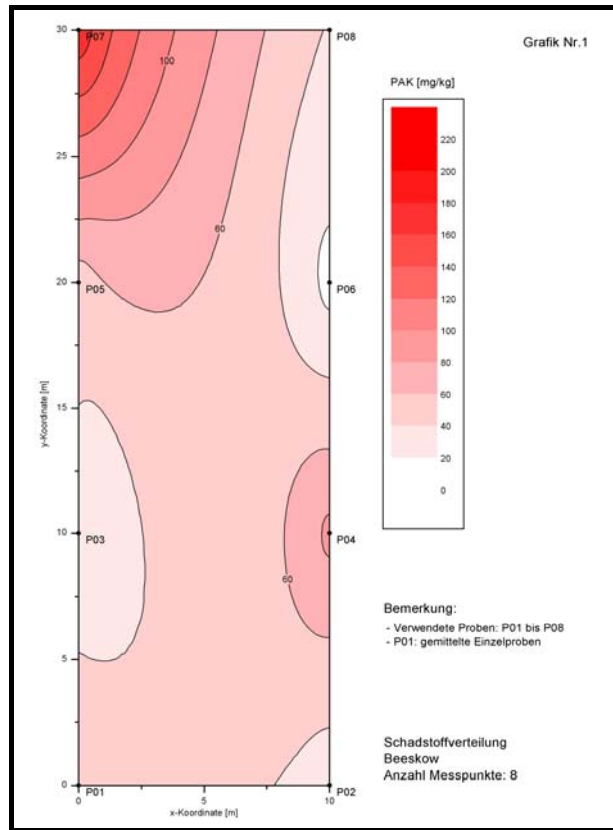


Abb. 37: Anordnung der Messpunkte im Rechteck-Raster mit 8 Sondierungen

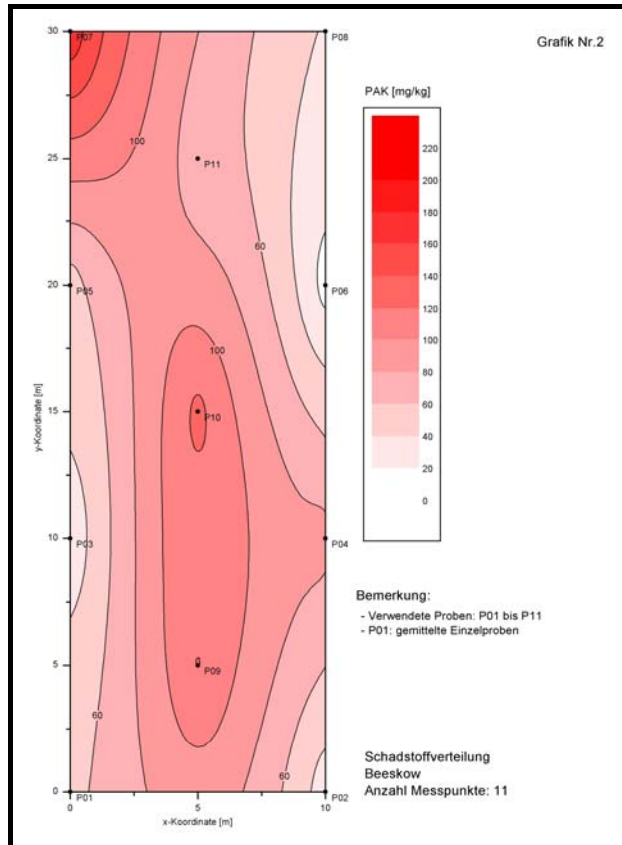


Abb.38: Verdichtung des Messnetzes auf 11 Messpunkte

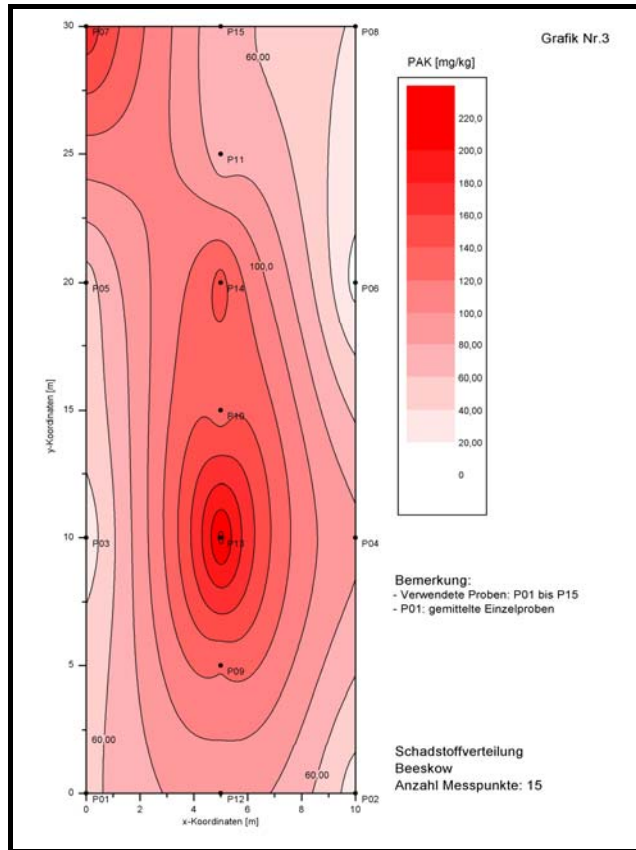


Abb.39: Verdichtung des Messnetzes auf 15 Messpunkte

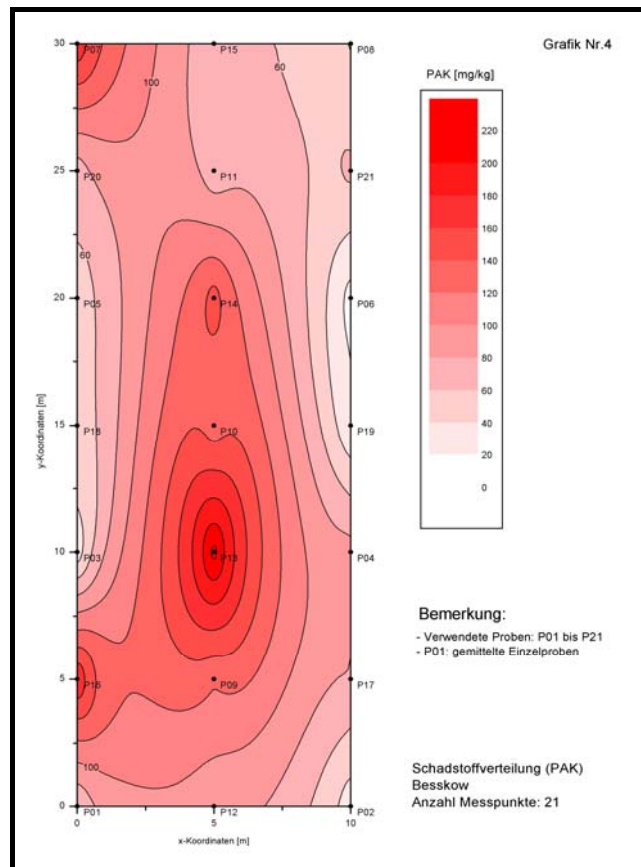


Abb.40: Verdichtung des Messnetzes auf 21 Messpunkte

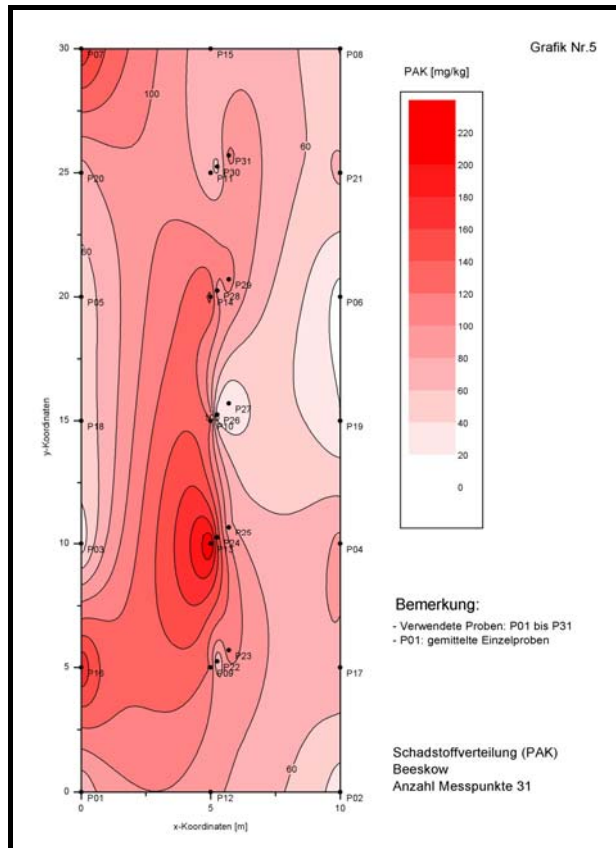


Abb.41: Verdichtung des Messnetzes auf 31 Messpunkte

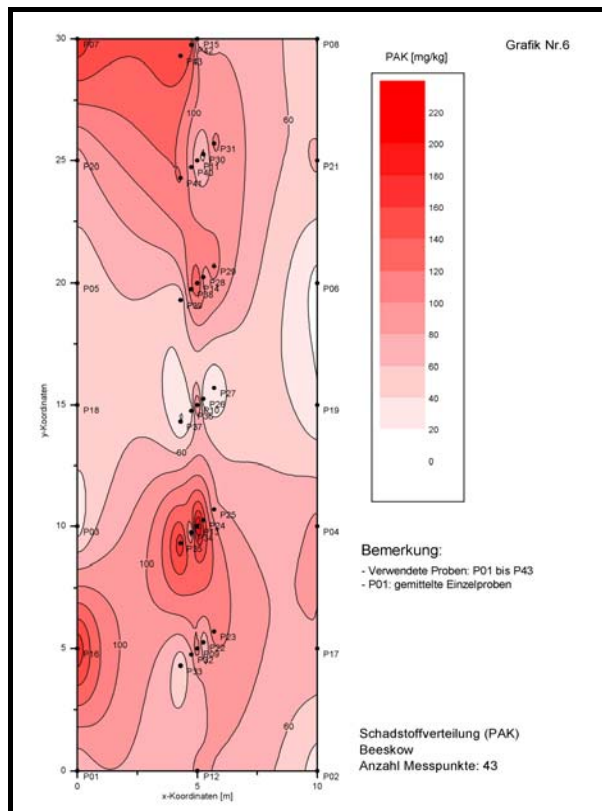


Abb.42: Verdichtung des Messnetzes auf 43 Messpunkte

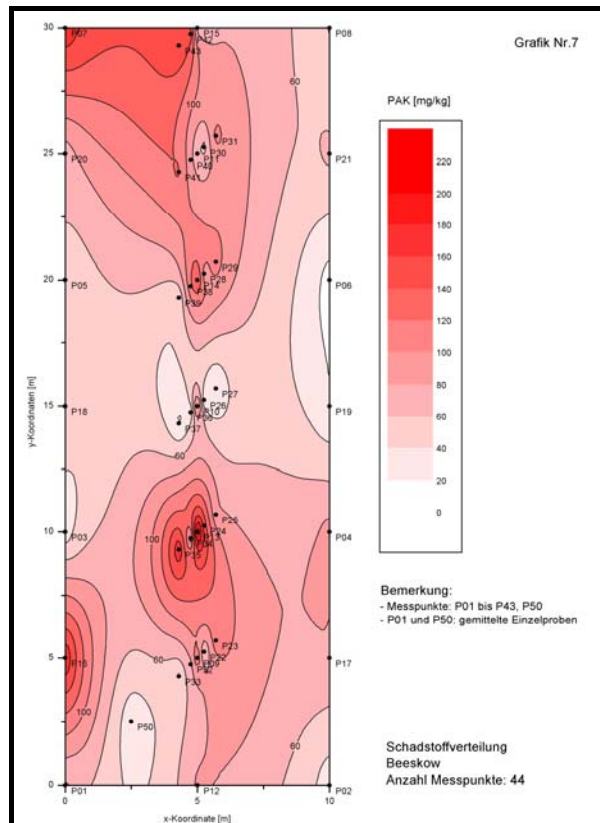


Abb.43: Verdichtung des Messnetzes auf 44 Messpunkte

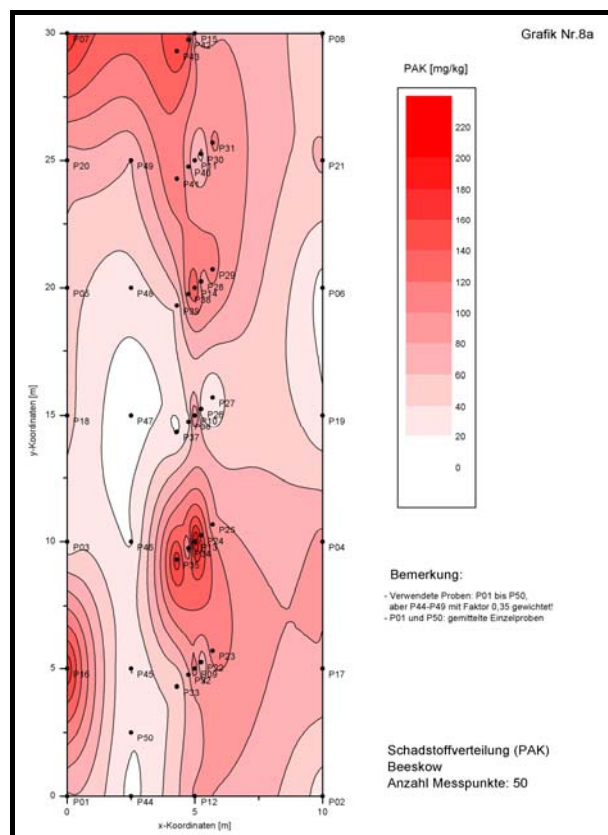


Abb.44: Verdichtung des Messnetzes auf 50 Messpunkte

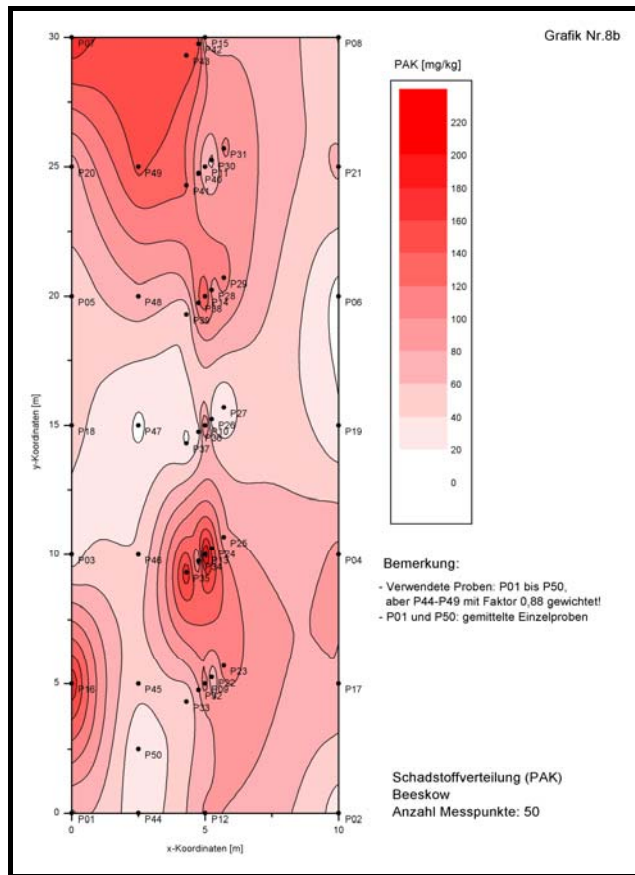


Abb.45: Veränderung der berechneten Isokonzen in Abhängigkeit von der Anzahl der Messpunkte durch abschließende Messnetzverdichtung auf 50 Sondierungen

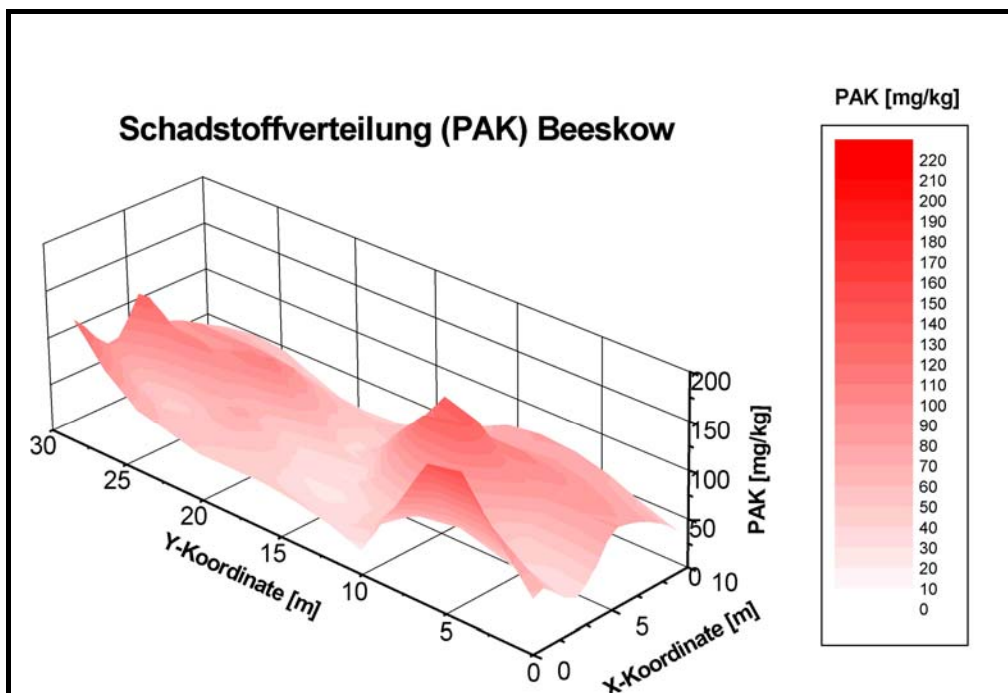


Abb.46: Vor-Ort gemessene PAK –Verteilung (Isokonzen) des Feldversuches auf dem Gelände des ehem. Gaswerk Beeskow in räumlicher Darstellung

In zwei Tagen wurden insgesamt mehr 80 DC-Messungen an Proben aus 50 Sondierungen durchgeführt. Inhalt weiterer Arbeiten im Feld war die Probensiebung auf < 2 mm, Einwaage, Extraktion und Auftrag auf die DC-Platten, Plattenentwicklung und Auswertung mit der Digitalkamera, wobei sich als der zeitintensivste Arbeitsschritt der Siebvorgang erwies (FLACHOWSKY et al., 2005). Bedarf an Optimierung der Verfahrensabläufe besteht in der Prüfung nach der Notwendigkeit dieses Schrittes. Die PAK-Kontamination am getesteten Standort befindet sich überwiegend im oberen Bodenbereich. Die vergleichende Auswertung mittels der DC und laborativ mittels Densitometer CD 60 (Desaga) der im Feld angefertigten DC-Platten ergeben insbesondere auf den äußeren Bahnen der Platten deutliche Unterschiede (Abb. 47). Ursache ist die Ausleuchtgeometrie der für die Digitalaufnahmen benutzten UV-Kammer. Weitere Einflüsse nehmen mögliche Auftragfehler beim Arbeiten im Feld. Zwingend erforderlich sind somit Parallelbestimmungen von jeder entnommenen Probe, was den zeitlichen Aufwand dieser Feldmethode deutlich erhöht.

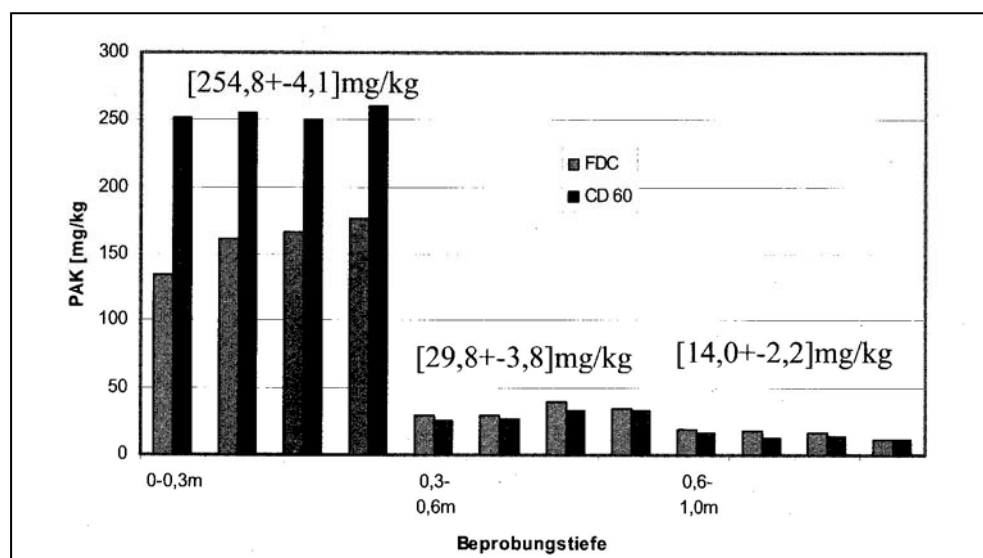


Abb. 47: Vergleich der Messergebnisse von DC und DESAGA CD 60 der PAK-Analysen am Profil 1 des Gaswerksstandortes Beeskow (FLACHOWSKY et al., 2005)

Die analytische Fehlerkomponenten und die Heterogenität der Korngrößenverteilung sind nicht primär für die beobachteten starken Abweichungen verantwortlich zu machen. Als einzige Fehlerquelle verbleibt eine sehr stark räumliche Heterogenität der Konzentration selbst in unmittelbarer Nähe eines jeden Sondierpunktes (UHLIG et al., 2005).

Da im Allgemeinen keine funktionell homogenen Veränderungen der Kontaminationsverteilung vorliegen, ist das Bild der Isokonzen erheblich von der Zahl der Probe-

nahmepunkte und deren Konzentrationsgradienten abhängig. Wegen fehlender Homogenitätskriterien der Schadquelle- und Schadstoffkonzentration zeigten die abgeleiteten Isokonzen nur formal den tatsächlichen Zustand der Schadstoffverteilung im Untergrund an. Die mit Origin[®] durchgeführte Visualisierung bietet jedoch ein Hilfsmittel für weitere Optimierungsschritte des gewählten Rasters unter Verwendung einer geeigneten Vor-Ort-Messmethode. Sie bildet Basis für die Ansatzpunkte zur Gewinnung von ungestörten Bodenproben für eine nachfolgende gerichtsfeste Laboranalytik, die so mit begrenztem monetärem Aufwand durchgeführt werden kann. Da gemäß LAGA nur die Summengröße der 16 EPA-PAK für eine abfallrechtliche Bewertung interessiert, ist diese Vor-Ort-Methode auch im rechtlichen Rahmen anwendbar.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die Untersuchungen zeigten, dass in den Böden der untersuchten Profile 1-5 mit einer PAK-Migration gerechnet werden muss. Von den 16 laborativ gemessenen Einzelsubstanzen wurden hauptsächlich Fluoranthren, Anthracen, Chrysen und Benzo(a)pyren identifiziert und quantifiziert. Die Benzo(a)pyren-Werte streuten so stark, dass eine sinnvolle Auswertung nicht möglich war. Pyren trat selten auf, während Benzo(k)fluoranthren und Indeno(1,2,3)pyren nur in einzelnen Proben nachweisbar waren. Für die Unterschiede des Verhaltens der PAK im Boden zwischen den Profilen in Erkner, Bad Freienwalde, Beeskow und Berlin-Britz sind mehrere Faktoren verantwortlich. Die als bedeutsam erkannten Eigenschaften der organischen Substanz treten in ihrem Einfluss auf die Höhe der PAK-Tiefenverlagerung dann deutlich in Erscheinung, wenn die untersuchten Standorte geringe Unterschiede in solchen substratbedingten Bodeneigenschaften aufweisen, die für Adsorptionsvorgänge und für die Fließbedingungen der Bodenlösung maßgeblich sind. Anderenfalls (Profil Bad Freienwalde) sind es vor allem diese substratbedingten Eigenschaften, die letztlich die stattfindende Freisetzung bestimmen. Es konnte gezeigt und bestätigt werden, dass hohe Ton- und Schluffgehalte, hohe Gehalte an pedogenen, wenig kristallinen Eisenoxiden (Standort Erkner), hohe Gehalte an austauschbarem Ca und Mg durch Adsorptions- und Ausfällungsprozesse zur Verringerung der Freisetzung von organischem Material beitragen. Es wird in den PAK-kontaminierten Böden trotz seiner nur geringen Wasserlöslichkeit unter Mitwirkung der organischen Substanz teilweise in großen Mengen PAK mobili-

siert. Die Möglichkeit einer an den organischen Kohlenstoff gekoppelten Tiefenverlagerung bis in das Grundwasser wurde in Erkner deutlich. Die qualitative Charakterisierung der organischen Substanz durch die Bestimmung der Gehalte des Bodens an organischem Kohlen- und Stickstoff als Gesamtgehalte liefert wertvolle Informationen zur Einschätzung der Freisetzung an löslichem organischem Material.

Zur Vorbereitung der Testversuche I und II zum Einsatz der im Rahmen des Verbundes neu entwickelten PAK-Vor-Ort-Messtechnik in der Feldanalytik wurden 8 Modellstandorte geprüft und von 5 ausgewählten Standorten vertikale Profilaufnahmen erstellt. An den Standorten sowie aus den einzelnen Horizonten der Profile wurden Bodenproben entnommen und die PAK-Belastung sowie ausgewählte Bodenparameter laborativ gemessen. Die Interpretation der Messergebnisse sowie die zwischen den verschiedenen Bodenparametern untereinander und zu den PAK aufgestellten Korrelationen erfolgten auf der Grundlage von theoretischen und empirischen bodenkundlichen Erkenntnissen. Die Profilsprachen wurden zur Messkonzeptentwicklung sowie zur matrixbezogenen Bewertung herangezogen. Eine fluometrische Auftrennung der 16 EPA-PAK als Vor-Ort-Methode ist nicht möglich, da einige PAK keine oder nur geringfügige Fluoreszenzeffekte bei den gewählten Messbedingungen zeigen. Da die Fluoreszenzausbeute von der PAK-Zusammensetzung abhängt, ist die Angabe eines mit Laborwerten vergleichbaren Summenwertes nur bedingt möglich, aber in allen Fragestellungen (z.B. Abfallrecht) auch nicht zwingend erforderlich.

Aus der Vielzahl von Standardmethoden zur Probenahme wurde im Hinblick auf die Aufgabenstellung die Probenahme in einem systematischen Gitternetz ausgewählt. Danach wurde ein regelmäßiges quadratisches Gitter über die Untersuchungsfläche gelegt. Der Abstand der Gitterpunkte wurde nach Vorliegen der ersten PAK-Vor-Ort-Messergebnisse des Feldversuches I bezüglich der Maschenweite von 8 auf 50 Messpunkte verdichtet (Rasteroptimierung).

Wesentlichste Erkenntnis der durchgeführten Vor-Ort-Messungen besteht darin, dass die Probenahmefehler bzw. aufgrund der räumlichen Heterogenität im Feld verursachte Messabweichung alle anderen Messabweichungen bei weitem dominieren. Dies bedeutet, dass ein sehr viel aufwendigeres und präziseres laboratives Verfahren kaum zu präziseren Ergebnissen führt, da aufgrund der Additivität der quadrierten Messunsicherheitskomponenten die Heterogenität im Feld dominiert. Eine rech-

nerische Korrektur der durch unterschiedliche Korngrößenverteilung verursachten Probenheterogenität ist möglich.

Die datentechnische Bearbeitung der Analysenergebnisse zur Rasteroptimierung und die statistische Auswertung erfolgten mittels Origin[®]. Dazu wurden die Proben nach Auflage-, mineralischen Oberboden- und Unterbodenhorizonten sortiert. Mit Hilfe der mathematischen Hilfsmittel von Origin[®] lassen sich aus der Flächenverteilung der Schadstoffkonzentration die Linien gleicher Konzentration (Schadstoffisokonzen) interpolieren. Nach dem gleichen Prinzip wurden die eine Kontamination eingrenzenden kritischen Isokonzen berechnet und als 2 D- bzw. 3 D-Darstellung veranschaulicht. Das getestete Rechenprogramm ist mittels Laptop im Feld leicht handhabbar, so dass die bei der PAK-Vor-Ort-Analytik anfallenden Messdaten verarbeitet und unmittelbar Schlussfolgerungen für eine Messnetzverdichtung gezogen werden können. Die Anwendung geostatistischer Verfahren zur Visualisierung von Parametern der Boden- oder Grundwasserbeschaffenheit ist eine zunehmend verbreitete Methode. Bei der Anwendung dieser Verfahren muss aber berücksichtigt werden, dass das „Überspringen“ geologischer oder hydraulischer Grenzen durch Interpolationen von z.B. Schadstoffkonzentrationen ein Problem darstellt. Der Anwender muss bei der Interpretation der Daten dieses Problem berücksichtigen.

Die fehlende breite Implementierung der analytischen Vor-Ort-Methoden ist vor allem auf Akzeptanzprobleme zurückzuführen. Während die herkömmlichen Erkundungstechniken und Analytikmethoden mit Standardarbeitsanweisungen, Richtlinien und Normen ausgestattet sind, existieren nur unzureichende Handlungsempfehlungen für den Einsatz von Vor-Ort-Messtechniken. Daher bestehen für eine behördliche Akzeptanz der Zwang nach Entwicklung von Richtlinien und Normen dieser Methoden sowie eine Verifizierungsstrategie.

Die gefundenen Abhängigkeiten des PAK-Sorptionsverhaltens von den Matrixeigenschaften der Bodenproben aus den Profilen, die an Standorten mit unterschiedlichen Bodentypen und bodenphysikalischen Eigenschaften angelegt wurden, liefern Erkenntnisse, die für eine anschließende Untersuchung der Homogenität der PAK-Verteilung im Profil genutzt werden können. Dabei zeigte sich, dass der Einfluss der äußeren Faktoren (Bodenparameter, wie z.B. Bodenart, Korngrößenverteilung, Ungleichförmigkeit, Schichtmächtigkeit, Gefüge, Gehalt an Humus und Tonmineralien)

das Verteilungsmuster stärker prägt als die inneren Faktoren (chemische Parameter). Weiterhin sollten die Untersuchungen an Altlastenstandorten mit gleichen Böden (z.B. flächig weit verbreitete Braunerden) fortgeführt werden. Dabei ist die Anwendung multivariat-statistischer Methoden sinnvoll, die Fragestellungen zur Tiefenverlagerung von PAK, Beschreibung des komplexen PAK-Status in den verschiedenen Bodenhorizonten sowie multivariaten objektiven Festlegungen anhand der analysierten Parameter TOC, Glühverlust, pH und U klären können.

Literatur

ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (1996): Anleitung zur Entnahme von Proben, In: Geologisches Jahrbuch Reihe G, Heft 1, Hannover.

Alef, K.; Kapitzki, L.; Gong, Z.; Wilke, B.-M.; Niebelschütz, H. (2003): Grundalgen zur Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ-Sanierung von PAK in Böden mit Pflanzenöl, altlasten-spektrum 2/2003.

Assmann, P. (1957): Der geologische Aufbau der Gegend von Berlin, Berlin.

Aull, John (2003): Real Time of Visualization of Soil Sampling, Westinghouse Savannah River Company, Aiken.

Bachmann et al. (1998): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Bachmann, G; Terytze, K; Rück, F; Bannick, C.-G. (1996): Vorsorgewerte zum Schutz des Bodens: Ableitung und Empfehlungen für einige Schwermetalle, PCB und PAK. UBA, Berlin.

Bachmann, G.H.; Grosse, S. (1989): Struktur und Entstehung des Norddeutschen Beckens – geologische und geophysikalische Interpretation einer verbesserten Bouguer-Schwerekarte, Nds. Akad. Geowiss. Veröff., Heft 2, Hannover.

Baermann, A. (1996): Mikroskopische und röntgenografische Bestimmung der Haupt- und Nebenkomponten in Boden-, Baustoff- und Reststoffproben. In: Umweltverträgliche Analytik von Mineralöl-KW in Böden. Workshop der Deutschen Bundesstiftung Umwelt; Osnabrück, 14.03.1996. S.42-50.

Barczewski, B., Batereau, K.; Flachowsky, J.; Franzius, J.; Hempel, M. (Hrsgb.) (2003): Vor-Ort-Analytik für die Erkundung von kontaminierten Standorten, 1. Aufl., Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Barczewski, B., Batereau, K.; Flachowsky, J.; Hempel, M.; Klaas, N. (Hrsgb.) (2005): Vor-Ort-Messtechnik zur Standorterkundung – Trends 2004, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Bekheit, H. K. M. et al. (1993): Development of an Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the B-Exotoxin of Bacillus thuringiensis. In: Journal of Agricultural and Food Chemistry, 41, 1530-1536.

Bekheit, H. K. M. et al. (1993): An Enzyme Immunoassay for the Environmental Monitoring of the Herbicide Bromacil. In: Journal of Agricultural Chemistry, 41, 2220- 2227.

Benckiser, G. (2000): Potentieller Beitrag von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau in der Dränzone, Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung von gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens, Mitteilung der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 92.

Bens, O.; Stock, O.; Hüttl (2003): Physikalische Bodeneigenschaften an Neulandstandorten aus pleistozänen Sedimenten – Das Phänomen der temporalen Substratverfestigung, Mitt. der Dt. Bodenkundl. Gesell., 102, 49-50.

Blum, P.; Kamkar, P.; Melzer R. (2007): Sensitivanalyse von Natural Attenuation anhand analytischer Transportmodelle, altlasten-spektrum 2/2007.

Blume, H.P. (1989): Kartierung von Stadtböden – Empfehlung des Arbeitskreises Stadtböden der Dt. Bodenkundl. Gesell. für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden), Texte UBA, 18, Berlin.

Blume, H.-P. et al (1996): Handbuch für Bodenkunde, ecomed-Verlag, Landsberg.

Bongartz, A.; Gail-Eller, R. (1995): Validierung und Felderprobung eines TNT-Schnelltests anhand von Altlastenuntersuchungen auf dem Gelände einer ehemaligen Munitionsanstalt. In: UTA 4/95.

- Borsdorf, H.; Flachowsky, J. (1997): Optimierung umweltverträglicher Analyseverfahren für Mineral-kohlenwasserstoffe im Boden. Statusseminar der Deutschen Bundesstiftung Umwelt vom 11.12.1996. UFZ-Bericht.
- Bruckner, A.E.; Schneider, W.H. (2001): Using Geospatial Models and 3-D Visualization to Advance Decisionmaking and Communication of Remedial Solutions to Environmental Problems, Roy F. Weston Inc., Orlando.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (2003) : Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden, 3. Aufl.
Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17.März 1998, BGBl I, S.502 (BBodSchG).
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.Juli 1999, BGBl 36, S.1554 (BBodSchV).
- Bunge, R. (1999): Auslegung von Probenahmeraster, Handbuch der Altlastensanierung, 2. Aufl., Müller Verlag, Heidelberg
- Buntin, D. (2007): Grundwassersondierung im Direct-Push-Verfahren; Tagung Innovative Felderkundung mit Direct Push, Leipzig.
- BUWAL (1994): Regional soil contamination surveying, Nr. 25, Soil, Bern.
- Caeiro, S.; Painho, M.; Goovaerts, P.; Costa, H.; Sousa, S. (2003): Spatial sampling design for sediment quality assessment in estuaries, Environ. Modelling and Software, 18, 853-859.
- California Military Environmental Coordination Committee (Hrsg.) (1996): Field Analytical Measurements Technologies, Application and Selection.
- Cepek, A.G. (1994): Stratigrafie und Lithofazies – In : Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg. Nr. 2, Bad Freienwalde, 26-39, Berlin.
- Chiou, C.T.; Kile, D.E.; Brinton, T.I.; Malcolm, R.L.; McCarthy, P.; Leenheer, J.A. (1987): A comparison of water solubility enhancements of organic solutes by aquatic humic materials and commercial humic acids, Environmental Sci. Techn., 21, 1231-1234.
- Chiou, C.T. (1989): Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter, SSSA Special Publication, 22, 1-29.
- Chiou, C.T.; Malcom, R.L.; Brinton, T.I.; Kile, D.E. (1986): Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids, Environ. Sci. Technol., 20, 502-508.
- Chiou, C.T. (2002): Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems, John Wiley & Sons Inc., New York.
- Crepin, L. R.; Johnson, L. (1993): Soil sampling for environmental assessment. In: Carter, M. L. (Hrsg.): Soil sampling and methods of analysis. Boca Raton (Florida), Lewis. S. 5.
- Dalton, R.(1975): Sampling techniques in geography, Georg Philip and Son Ltd, London.
- Csillag, F. (2002): Geographical Informationssystems and Environmental Modelling, Univers. of Toronto.
- Danzer, K.; Hober, H.; Fischbacher, C.; Jagemann, K.-U. (2001): Chemometrik – Grundlagen und Anwendungen, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- Davis, J. C. (1986): Statistics and Data Analysis in Geology, 2. Edition, John Wiley & Sons.
- Delle Site, A. (2001): Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants, Journal of Physical and Chemical Reference Data, 30, 187-439.

Delschen, T.; König W. (1991): Kartierung und Probenahme im Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden, Landesanstalt für Wasser und Abfall-Materialien, 1, Düsseldorf.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (1996): Umweltverträgliche Analytik von Mineralöl- Kohlenwasserstoffen in Böden. Proceedings eines Workshops. Osnabrück.

Derz, K. (2004): Mikrobieller Abbau von ¹⁴C-markiertem Pyren und Benzo(a)pyren durch eine erstmals beschriebene Mycobakterium-Spezies, Dissertation, Jülich.

Dobler, L.; Hinterding, A.; Müller, A.; Gerlach, N. & Gabel, F. (2004): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug. Teil 3, Abschlussbericht. - BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO).

Drinkwine, A.; Spurlin, S.; Van Emon, J. M.; Lopez-Avila, V. (1990): Immuno- Based Personal Exposure Monitors (PEMs). 6th Annual Waste Testing and Quality Assurance Symposium on Environmental Analytical Chemistry. Washington, D. C..

Eberhardt, C., Grathwohl, P. (2002): Time Scales for Organic Contaminant dissolution from complex source zones: coal tar pools vs. blobs, Journal of Contaminant Hydrology, 59.

Ebert, K.; Krämer, P.M.; Kettrup, A.A. (1997): A Field Screening Method for Contaminated Sites - Validation of Immunoassays for PAK. In: Gottlieb, J. et al (Hrsg.): Field Screening Europe. 189-192. 1997. Dordrecht/ Boston/ London. Kluwer Academic Publishers.

Ebert, K.; Krämer, P.M.; Kettrup, A.A.(1998): A Field Screening Method for Contaminated Sites - Validation of Immunoassays for PAK. Neuherberg. GSF.

Ecknig, W. (1985): Beziehungen zwischen Moleküleigenschaften und chromatographischer Retention Z. Chem. 25, S. 240.

Ecknig, W., Obst, R. (1998/99): Screeningmethoden zur Untersuchung von Böden, Texte, Umweltbundesamt, Berlin.

Ecknig, W., Obst, R. (2001): Influence of Soil Properties on Migration of Poly-Aromatic Hydrocarbons (PAK) and Visualisation, Field Screening Europe, Karlsruhe.

Ecknig, W., Richter, M. (1995/96): Aufbau eines Systems zur analytischen Qualitätssicherung für die Analytik von organischen Schadstoffen in Böden – incl. Ringversuch, Landesamt für Umwelt und Geologie, Freistaat Sachsen, Dresden.

Einax, J. (1995): Chemometrics in environmental chemistry, Statistical Methods, Handbook of environmental chemistry, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.

Einax, J. (1997): Repräsentative Probenahme, Chemometrische Werkzeuge, Canas, Freiberg.

Eiswirth, M. (1995): Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien, Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 38, Karlsruhe.

Emundts, J. (1996): Aspekte zur Optimierung der Wiederfindungsraten von Schadstoffen in Bodengemischen am Beispiel der Verteilung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dissertation, TH Aachen.

EPA (1982): Test Method, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-Method 610, 07, USA.

Ertel, Th. et al. (1997): Vor-Ort-Analytik bei der Altlastenbearbeitung, Ergebnisse eines Feldtests, In: Terratec, Heft 3, Mainz.

Ertel, T.; Kern, F. (1997): Vor-Ort-Analytik in der Altlastenaufbereitung - Einsatzbereiche und -strategien für am Markt verfügbare Geräte. In: Terratec, Heft 2, 24-26.

- EURACHEM/CITAC Guide (2000): Quantifying Uncertainty in Analytic Measurement, Laboratory of the Government Chemist, London.
- Eschenbach, A. et al. (1997): Bildung und Langzeitstabilität von nicht-extrahierbaren PAK-Rückständen im Boden, Altlasten-Spektrum, Heft 7, Berlin.
- Ferguson, B. S.; Van Emon, J. M.; Hammock, B. D. (1992): Biological Exposure Monitoring Using Immunochemical Techniques. Abstracts of Papers. San Francisco, CA. American Chemical Society. Washington, D. C.
- Flachowsky, J.; Huhn, W. et al. (1999): Vor-Ort-Analytik – Materialien zur Altlastenbehandlung, Lößnitz-Druck, Radebeul.
- Flachowsky, J. (1998): Visualisierte Multiparameterdünnenschichtchromatographie als Feldmethode, UFZ-Bericht, Leipzig.
- Flachowsky, J. (2003): Anwendung von Feldmesstechnik bei der Altstandorterkundung, Schriftenreihe DBU, 54, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Franzius, V. et al. (1995): Handbuch der Altlastensanierung, 2. Aufl., Bd. 1-4, Müller, Berlin.
- Fränzle, O. et al. (1995): Handlungsanleitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. UBA-Texte 26/95.
- Freudenberg, A. u. Niebelschütz, H. (1997): Untersuchungen zur Verbesserung der Bioverfügbarkeit von PAK in Böden, Altlasten-Spektrum, Heft 4, Berlin.
- Garner, F.C. et al (1988): Composite sampling for environmental monitoring, in: Keith, L.H. (Ed.), Principles of Environmental Sampling, 25, American Chemical Society, p. 363-374.
- Georgie, A. (1998): Sorption von hydrophoben organischen Verbindungen an gelösten Huminstoffen, UFZ-Bericht, Heft 4, Leipzig.
- Gerhold, K.-M. et al. (2002) : Flächendeckende Untersuchungen von Revitalisierungsflächen mit Hilfe fachübergreifender Vor-Ort-Analytik, Terratec, Mainz.
- Gerke, H.H. (2003): Wasserabsorptions- und Diffusionseigenschaften von Bodenaggregaten mit und ohne Randschichten, Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft 101, 17-18.
- Gerstner D, Scheytt T, Fälker, C. (2006): Untersuchungen von Altlasten - Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Direct-Push Technologien bei der Altlastenbearbeitung. Altlasten Spektrum 6: 316-330.
- Gieg, L. M., Sufliita, J. M. (2002): Detection of Anaerobic Metabolites of Saturated and Aromatic Hydrocarbons in Petroleum-Contaminated Aquifers. Environmental Science & Technology 36(17): 3755-3762.
- Gieg, L. M., Kolhatkar, R. V., McInerney, M. J., Tanner, R. S., Harris Jr., S. H., Sublette, K. L., Sufliita, J. M. (1999): Intrinsic bioremediation of petroleum hydrocarbons in a gas condensate-contaminated aquifer. Environmental Science & Technology 33: 2550-2560.
- Gilbert, J. C., J. C. Simpson (1992): Statistical methods for evaluating the attainment of cleanup standards. Vol. 3: Reference based standards for soils and solid media. Contract Nr. DE-AC 06-76 RLO 1830. EPA.
- Gisi, U. (1997): Bodenökologie, Thieme-Verlag, Stuttgart.
- GKW INGENIEURE (1994): Gefährdungsabschätzung und orientierende Erkundung für den Gaswerksstandort Beeskow, unveröffentlicht.
- Gottlieb, J.; Hötzl, H.; Huck, K.; Niessner, R. (Hrsg.) (1997): Field Screening Europe - Proceedings of the First International Conference on Strategies and Techniques for the Investigation and Monitoring. Dordrecht/ Boston/ London. Kluwer Academic Publishers.

- Gottlieb, J.; Huck, K. (1997): Field Screening - Neue Methoden und Strategien bei der Umweltanalytik vor Ort. In: GIT Labor-Fachzeitschrift 81/97. 48-50.
- Grathwohl, P.; Susset, b. (2001): Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe, Altlastenspektrum, 6, 285-293.
- Grathwohl, P. (1990): Influence of organic matter from soils and sediments from various origins on the sorptions of some chlorinated aliphatic hydrocarbons, *Environments Sci. Technol.*, 27.
- Grathwohl, P. (1998): Diffusion in natural porous media: Contaminant Transport, Sorption/Desorption and dissolution kinetics, *Topics in Environmental Fluid Mechanics*, Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht, London.
- Grathwohl, P. (2006): Langzeitverhalten organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser. *Grundwasser* 3: 157-163.
- Größmann, G., A. Paetz (1994): Problems and results in the development of international standards for sampling and pretreatment of soils. In: Markert, B. (Hrsg.): *Environmental sampling for trace analysis*, VCH. S. 321-334, Weinheim.
- Günther, K; Martens, J.; Schickedanz, M. (1984): Dünnschichtchromatographische Enantiomerentrennung mittels Ligandenaustausch, *Angewandte Chemie* 96 (1984) 514-515; *Angewandte Chemie – International Edition English* 23, 506.
- Günther, K; Schickedanz, M.; Martens, J. : Thin-Layer Chromatographic Enantiomeric Resolution, *Naturwissenschaften* 72 (1985) 149-150.
- Günther, K; Martens, J.; Schickedanz, M. (1985): Resolution of Optical Isomers by Thin-Layer Chromatography (TLC). Enantiomeric Purity of L-DOPA, *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* 322, S. 513-514.
- Gy, P.M. (1991): Sampling: The foundation-block of analysis, *Mikrochimica Acta*, 2.
- Hagenau, J; Borg, H. (2008): Bestimmung eines Proportionalitätsfaktors zur Berechnung des Dispersionskoeffizienten beim Transport konservativer Tracer durch Bodensäulen, *Altlastenspektrum*, 4.
- Hahn, S.; Poot, A.; Schultz-Sternberg, R., Wedde, D. (2000): Stoffliche Belastungen brandenburgischer Böden - ein Überblick, *Studien und Tagungsberichte Bd. 24*, 4-7. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- Hammel, W. (1999): Konzept zur ökotoxikologischen Bewertung stofflicher Belastungen von Böden-Expositionserfassung unter Einbeziehung der Bodeneigenschaften, In: *Ökotoxikologie*, ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- Hartge, K.H.; Horn, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden, 2. Aufl., Enke, Stuttgart.
- Hartwich, R. (1995): Zur Abgrenzung der Bodenlandschaften Brandenburgs auf der Grundlage quar-tärgeologischer Landschaftseinheiten, *Brandenburg. Geowiss. Beiträge*, Kleinmachnow, 79-88.
- Harvey, R.G. (1997): PAH, Wiley-VCH-Verlag, New York-Chicester-Weinheim-Brisbane-Singapore-Toronto.
- Heinisch, E. et al. (1997): Persistente organische Verbindungen in Oberflächengewässern, Sediment und Aalen des Ober-Spree-Systems, *Wasser & Boden*, Heft 4, Mainz.
- Heinrich, Kathrin (1998): Untersuchungen zum Boden/Pflanze-Transfer ausgewählter organischer Schadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, *UFZ-Bericht*, Heft 11, Leipzig.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie, Enke-Verlag, Stuttgart.

- Huesemann, M.H. (1991): Guidelines for the development of effective statistical soil sampling strategies for environmental applications, in: Hydrocarbon contaminated soils and groundwater, Massachusetts.
- Hwang, S.; Cutright, T.J. (2004): Preliminary evaluation of PAK sorptive changes in soil by Soxhlet extraction, *Environmental Int.*, 2, 151-158.
- Issaks, E.H. a. Srivastava, R.M.(1989): An introduction to applied geostatistics, Oxford University Press, Oxford.
- Janetzko, P; Schmidt, R. (1998): Norddeutsche Jungmoränenlandschaften, In: Handbuch der Bodenkunde, ecomed, Landsberg.
- Jessberger, H. L., T. Neteler (1991): Bewertungsmethodik für Sanierungsverfahren. In: Jessberger, H. L. (Hrsg.): Erkundung und Sanierung von Altlasten: 7. Bochumer Altlasten-Seminar, A. A. Balkema. S. 137-153, Rotterdam.
- Jordan, H.; Weder, H.-J. (1995): Hydrogeologie, 2. Aufl., F. Enke-Verlag, Stuttgart.
- KA 5 (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart.
- Kahle, P. (2003): Bodenphysikalische Eigenschaften anthropogener Böden im Stadtgebiet von Rostock, *Wasser & Boden*, Heft 4, Mainz.
- Kalbitz, K. (1998): Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluss der DOM auf die Mobilisierbarkeit ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften, *UFZ-Bericht*, Heft 23, Leipzig.
- Kalbitz, K.; Schweswig, D.; Schmerwitz, J. et al. (2003): Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation, *Soil Biology & Biochemistry* 35 (8), p. 1129-1142.
- Kaltenmaier, K. (2007): Möglichkeiten der Vor-Ort-Analyse; Tagung Innovative Felderkundung mit Direct Push, Leipzig.
- Karickhoff, S.W.; Brown, D.S.; Scott, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments, *Water res.*, 13, 241-248.
- Käss, W. (2002): Geohydrologische Markierungstechnik, Lehrbuch der Hydrogeologie, Borntraeger-Verlag, Berlin.
- Kästner, M.; Mahro, B.; Wienberg, R. (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der PAK, *Ecomedia*, Bonn.
- Katzenbach, R.; Vogler, M.; Fehsenfeld, A. (2000): Die Beeinflussung von Natural Attenuation durch die Kapillareigenschaften des Bodens, *DEHEMA-Tagungsband*, Frankfurt/M.
- Keith, L.H. (1990): Environmental sampling, *Envir. Sci. Tech.*, p. 610-617.
- Kern, F., Ertel, Th. (2000): Probenahmeplanung gemäß BBodSchV: Erkundungsstrategie mit Vor-Ort-Analytik, *Terratec*, Heft 5, Mainz.
- Kleinert, Th., Ecknig, W., Novak, J. (1984): Prediktion of Retention Data by Using Parameters of Intermolekular Interaction *J. Chromatogr.* 315, S. 85
- Klenk, I.; Grathwohl, P. (2000): Transport und Bioabbau leichtflüchtiger organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone, *Mitteilung der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft*, 92.
- Kloos, R. (1986): Das Grundwasser in Berlin, Besondere Mitteilungen zum gewässerkundlichen Jahresbericht des Landes Berlin, Hrsg.: Senator für Standortentwicklung und Umweltschutz, Berlin.
- Klöpffer, W. (1996): Verhalten und Abbau von Umweltchemikalien, ecomed-Verlag, Landsberg.

- Knödel, K.; Lange, G.; Voigt, H.-J. (2007): Environmental Geology, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- Köck, W. (2008): Bodenschutz- und Altlastenrecht unter europäischem Einfluss, Leipziger Schriften zum Umwelt- und Planungsrecht, Bd. 12, 1. Aufl., Nomos, Leipzig.
- Krahmer, U., Schrap, W.G. (1997): Kartierungstechnik, Handbuch für Bodenkunde, ecomed-Verlag, Landsberg.
- Kupke, S. (2002): Deterministische und stochastische Interpolationsverfahren, Friedrich-Schiller-Universität Jena (Institut für Geographie), Jena.
- Kurz, R. (1994): Mögliche Ursachen für falsche Analyseergebnisse. In: Fabian, H. (Hrsg.): Workshop Altlastenanalytik. Fachtagung des Forums Zukunft, AWL, München.
- LABO-LAGA-AG "Direktpfad" [Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz-Abfall](1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/ Altlasten - Mensch.
- LABO-ALA [Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz-Altlastenausschuss](2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen.
- LAGA (2003): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln 20, Teil II (TR Boden), Teil III (Probenahme und Analytik), E.Schmidt-Verlag, Berlin.
- Landesumweltamt Brandenburg (2000): Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe, Fachbeiträge, Heft 48, Potsdam.
- Landesumweltamt Brandenburg (2002): Umweltdaten aus Brandenburg, 181-183. Potsdam.
- Landesumweltamt Brandenburg (2003): Untersuchung und Bewertung von altlastenverdächtiger Flächen und Verdachtsflächen, Fachbeiträge, Heft 81, Potsdam.
- Landesumweltamt Brandenburg (2003): Fachinformation zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, LABO Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen, 1, Potsdam.
- Landesumweltamt Brandenburg (2004): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, Teilthema Sickerwasserprognose, Heft 86, Potsdam.
- Langguth, H.-R. u. Voigt, R.(1980): Hydrogeologische Methoden, 1. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Lee, B.B. (2003): Competitive Sorption of Pyrene and Pyridine to Natural Clay Minerals and Reference Clay Standards, Journal of Environmental Quality, 32, 260-268.
- Lewandowsky, J.; Leitschuh, S.; Koß, V. (1997): Schadstoffe im Boden, Springer-Verlag, Berlin, Tokyo.
- Liedl, R.; Teutsch, G. (2002): Statistische Absicherung der Probenahme bei der Gefahrenerkundung, LAG-Bericht 98-01/0460, LfU, Tübingen.
- Liedl, R.; Grathwohl, P.; Amankwah, E. (2006): TFQ-2: Quellstärkefunktionen für organische Schadstoffe, TU Dresden.
- Liedtke, H., Marcinek, J. (1994): Physische Geographie Deutschlands,
- Limberg, A; Thierbach, J. (1997): Gliederung der Grundwasserleiter in Berlin, Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge, Heft 2, Potsdam.

- Linnenberg, W. (Hrsg.) (1995): Einsatz von DV-Methoden im Umweltbereich – 4. Jahrestagung der Fachsektion Geoinformatik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Schriftenreihe der DBG, Heft 14, Bonn.
- Lippstreu, L. (1995): Brandenburg, In: Das Quartär Deutschlands, Bornträger Verlag, 116-147, Berlin.
- Luckner, L., Schestakow, W. (1991): Migration processes in the soil and groundwater zone, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Lühr, H.-P., Hefer, B., Scholz, R.W. (1991): Das Donator-Akzeptor-Modell (DAM). In: IWS-Schriftenreihe Band 13, Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden, 13, Erich Schmidt Verlag, S. 17-53, Berlin.
- Mahro, B. (1999): Natürliche Selbstreinigung von PAK-Altlasten, Symposium Natural Attenuation 27.-28.10.1999, DECHEMA, Frankfurt/M.
- Mahro, B.; Eschenbach, A.; Henke, J.; Kloth, K. (2006): Einfluss der Veränderung von Freilandbedingungen auf die Eluierbarkeit von PAK aus kontaminierten Boden- und Bauschuttmaterialien, In; altlasten spektrum, 4.
- Manz, M. (1997): Mobilität und Bioverfügbarkeit luftgetragener Schadstoffe in emittentennahen Agrarböden Sachsen-Anhalts, UFZ-Bericht, Heft 20, Leipzig.
- Marcinek, J.; Nitz, B. (1973): Das Tiefland der DDR, Herrmann Haack, Geographisch-Kartographische Anstalt, Gotha, 1973.
- Marschner, B.; Wilczynski, M.; Renger, M.; Stahr, K. (1989): Veränderungen von Humuszusammensetzungen und bodenchemische Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme, Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 59, 417-422.
- Marschner, B. (1997): Chemische und biologische Einflussfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden, Bodenökologie und Bodengenese, 25, 1-191.
- Matschullat, J.; Tobschall, H.-J.; Voigt, H.-J. (1997): Geochemie und Umwelt, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- Matthess, G.; Ubel, K. (1983): Allgemeine Hydrogeologie – Grundwasserhaushalt, Bornträger Verlag, Berlin/Stuttgart.
- May, T. W., Scholz, R.W., Nothbaum, N. (1991): Die Anwendung des Donator-Akzeptor-Modells am Beispiel Cadmium für den Pfad Boden -> Weizen -> Mensch. In: IWS-Schriftenreihe Band 13, Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden 13, Erich Schmidt Verlag, S. 99-182, Berlin.
- McCarthy, J.F.; Williams, T.M.; Liang, L. et al. (1993): Mobility of natural organic matter in a sandy aquifer, Environ. Sci. Technol., 27, 667-676.
- McCarthy, P.L.; Reinhard, M.; Rittmann, B.E. (1981): Trace organics in groundwater, Environ. Sci. Technol., 15, 40-48.
- McDonald, Patricia P.; Almond, Richard E.; Mapes, James P.; Friedman, Stephen B. (1994): PAK RIS Soil Test- a rapid, on-site screening test for PAK in soil. In: Journal of AOAC International Vol. 77, No 2.
- Meiler, H.; Plagemann, R.; Saring, U. (2002): Überprüfung von Methoden des Anhang I der BBodSchV zur Beurteilung der Bodenqualität, UBA, Berlin.
- Mersmann, P. (2003): Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und –ungesättigten Zone, Dissertation, TU Berlin.
- Miles, B.; Martac, E.; Peter, A.; Teutsch, G. (2007): Beurteilung von NA am Standort Niedergörsdorf, Teilabschlussbericht KORA.

- Miller, H.; Buttenfield, B.; Gahegan, M.; Yuan, M. (2002): Geospatial Data and Knowledge Discovery; UCGIS Research Committee.
- Munsell Soil Color Charts (1998): rev. Edition, Gretag Macbeth, New York.
- Mocker, D.; Eckart, M.; Roscher, M.; Volland, B.; Zurl, R. (2005): Modellgestützte quantifizierende Prognose der organischen und anorganischen Schadstoffeintrages mit dem Sickerwasser in das Grundwasser mittels des numerisch-diskreten Modells TENSIC, altlasten-spektrum 4/2005.
- Müller, L.; Schindler, U.; Kaiser, T.; Behrend, A.; Frielinghaus, M. (2003): Analyse von Standortbedingungen in der Flußaue der Oder als Grundlage für einen schonenden Umgang mit Boden und Landschaft, Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft 102, 787-788.
- Müller, P. u. Wellmann, J. (1995): Bestimmung von PAK in Böden, Bestandsaufnahme, Vergleichbarkeit, Zuverlässigkeit, Altlasten-Spektrum, Heft 6, Berlin.
- Murphy, E.M.; Zachara, J.M.; Smith, S.C. (1990): Influence of mineral bounds humic substances on the sorption of hydrophobic organic compounds, Environ. Sci. Technol., 24, 1507-1516.
- Neuhaus, M. (2007): Rapid optical screening tool (ROST); Tagung Innovative Felderkundung mit Direct Push, Leipzig.
- Nothbaum, N., Scholz, R.W., May, T.W. (1994): Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden, E. Schmidt Verlag, Berlin.
- Oppermann, A. (2007): Membran Interface Probe, Anwendungsmöglichkeiten, Grenzen, Beispiele; Tagung Innovative Felderkundung mit Direct Push, Leipzig.
- Peter, A.; Vigelan, L.; Dietrich, P. (2008): Frachtenbestimmung im Abstrom eines Schadensherdes, In:TerraTech, 3.
- Peter, A.; Miles, B.; Vigelan, L.; Teutsch, G. (2006): Gesamtbeurteilung von NA an Standort Niedergörsdorf, TFG Tübingen.
- Popp, P. et al. (1997): Vorkommen und Verteilung von toxisch relevanten organischen Komponenten und Schwermetallen in ausgewählten Untersuchungsgebieten, UFZ-Bericht, Heft 25, Leipzig.
- Preuß, R. (2005): Erarbeitung eines analytischen Verfahrens zum Biomonitoring von Naphthalin und dessen Anwendung in der umwelt- und arbeitsmedizinischen Diagnostik, Dissertation, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- Prinz, H. (1997): Abriss der Ingenieurgeologie, 3. Aufl., Enke, Stuttgart.
- Renger, M; Mekiffer, B. (1998): Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden, Schriftenreihe des FG Bodenkunde und Standorte Bodenschutz, TU Berlin.
- Renger, M.; Hoffmann, C.; Stoffregen, H.; Wessolek, G. (1998): Belastungen und Gefährdungspotential urbaner Böden, Mitt. der Dt. Bodenkundl. Gesellschaft, Heft 88.
- Rippen, G. (1997): Handbuch Umweltchemikalien, Stoffdaten-Prüfverfahren-Vorschriften, 41. Erg.Lfg., ecomed, Landsberg.
- Rittmann, B. E., P. L. McCarty, and P. V. Roberts (1980). Trace-organics biodegradation in aquifer recharge. Ground Water 18: 236-243.
- Rittmann, B. E. and S. J. Randtke (1980). Discussion of role of adsorption in biological extended activated carbon columns. J. Water Poll. Control Fedn. 52: 2816-2818.
- Rittmann, B. E., E. J. Bouwer, J. E. Schreiner, and P. L. McCarty (1980). Biodegradation of trace organic compounds in ground water systems. Technical Report No. 255, Dept. of Civil Engineering, Stanford Univ. Stanford, CA.

- Rohlf, F.H. (1996): Optimizing composite sampling protocols, *Environmental Scientist Technique*, 30, p. 2899-2905.
- Rubio, R. u. Vidal, M. (1995): *Quality Assurance in Environmental Monitoring: Sampling and Sample Pretreatment*, 7, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Rutherford, D.W.; Chiou, C.T.; Kile, D.E. (1992): Influence of soil organic matter composition on the partition of organic compounds, *Environ. Sci. Technol.*, 26, 336-340.
- Sachs, L. (1992): *Angewandte Statistik*, 7. Aufl., Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (1998): *Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten*, Materialien zur Altlastenbehandlung, 3.
- Schaumann, G. (1998): *Kinetische Untersuchungen an Bodenmaterial am Beispiel der Freisetzung von organischen Substanzen und Ionen*, Dissertation, TU Berlin, Heft 31, Berlin.
- Schaumann, G., Siewert Ch.; Marschner, B. (2000): Kinetics of the release of dissolved organic matter (DOM) from air-dried and pre-moistened soil material.- *J. Plant Nutr. a. Soil Sci.*, 163, 1-5.
- Schaumann, G., Hurrass, J., Müller, M.; Rotard, W. (2003): Swelling of organic matter in soil and peat samples: insights from proton relaxation, water absorption and PAK-Extraction, In: *Humic substances: Nature's Most Versatile Materials*, Ed. E.A. Ghabbour and G. Davis, 101-117, New York.
- Schäfer, K. (1997): *Untersuchungen zum Eintrag von PAK über den Luftpfad in ländlichen Gebieten des Raumes Halle/Leipzig*, UFZ-Bericht, Heft 14, Leipzig.
- Schachtschabel, P; Blume, H.-P.; Brümmer, G.W.; Hartge, K.H.; Schwertmann, U.: (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 13. Aufl., F. Enke-Verlag, Stuttgart.
- Schindler, U.; Behrend, A.; Müller, L. (2003): Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil development, *J. Plant Nutr. a. Soil Sci.*, 166, 357-363.
- Schindler, U.; Behrend, A.; Müller, L. (2003): Field investigations of soil hydrological properties of fen soils in North-East Germany, *J. Plant Nutr. a. Soil Sci.*, 166, 364-369.
- Schinner, F.; Sonnleitner, R. (1979): *Bodenökologie*, Bd. 3, Pflanzenschutz und organische Umweltchemikalien, Springer.
- Schlichting, E. et al (1995): *Bodenkundliches Praktikum*, 2. Aufl., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien.
- Scholz, R. W., Nothbaum, N., May, T.W. (1992b): *Starre und hypothesengeleitete Probenahmepläne: Grundlagen, Strategien und Fallbeispiele*. In: Ries, L., H. Fiedler, G. Wagner, O. Hutzinger (Hrsg.): *Ecoinforma*. 1992, 14. - 18.9.1992, Band 4, Ecoinforma-Press. S. 229-240, Bayreuth.
- Scholz, R.W.; Heitzer, A.; May, T.W.; Nothbaum, N.; Stünzi, J.; Tietje, O. (1995): *Datenqualität und Risikoanalysen – Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung*, working paper No. 6, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- Simonich, S.L.; Hites, R.A. (1994): Importance of vegetation in removing PAH from the atmosphere, *Residue Rev.*, 88.
- Sirocko, F. (1998): *Die Entwicklung der nordostdeutschen Ströme unter dem Einfluss jüngster tektonischer Bewegungen*, Brandenburgische geowissenschaftlicher Beiträge, Heft 1, Potsdam.
- Squire, S.; Ramsey, M.H.; Gardner, M.J.; Lister, D. (2000): Sampling proficiency test for the estimation of uncertainty in the spatial delineation of contamination, *Analyst*, 125, 2026-2031.
- Stackebrandt, W.; Manhenke, V. (2002): *Atlas zur Geologie von Brandenburg*, LGRB, Kleinmachnow.
- Steinberg, C.; McKnight, D. (2003): *Gelöste Huminstoffe*, In: *Wasser und Boden*, 55, S. 77-80, Berlin.

- Stieber, M.; Kraßnitzer, S.; Coutinho, C.; Thiem, A. (2007): Bedeutung biologischer Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone für die Sickerwasserprognose, In: *altlasten spektrum*, 4.
- Storm, R. (1995): *Wahrscheinlichkeitsrechnung, Mathematische Statistik, Statistische Qualitätskontrolle*; Fachbuchverlag, Leipzig.
- Stupp, H.D.; Püttmann, W. (2001): Migrationsverhalten von PAK in Grundwasserleitern – Hinweise für Anwendung von MNA bei sanierungsbedürftigen Grundwasserverunreinigungen durch PAK, *altlastenspektrum*, 6/2001.
- Sullivan, T.M.; Gitten, M.; Moskowitz, P.D. (1997): *Evaluation of Selected Environmental Decision Support Software*, BNL-66384.
- Teutsch, G. (2007): *KORA-Themenverbund 1 – Raffenerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE*; BMBF, Tübingen.
- Thamm, R.; Meinhardt, K.; Eckart, M.; Volland, B. (2003): Erfahrungen bei der Anwendung von Maßnahmen zur Prozessintensivierung von in-situ Verfahren im Rahmen der Sanierung eines ehemaligen Gaswerkstandortes, *altlasten spektrum* 2/2003.
- Thompson, M. a. Ramsey, M.H. (1995): *Quality Concepts and Practices Applied to Sampling*, Analyst, 120.
- Totsche, K.W.; Kögel-Knabner, I. (2000): Natural Attenuation - Spezifische Probleme in der ungesättigten Bodenzone, 2. Symposium Natural Attenuation, DECHEMA, Frankfurt/M.
- Tversky, A., Kahnemann, D. (1987): Rational choice and the framing of decisions. In: Hogarth, R. M., M. W. Reder (Hrsg.): *Rational choice*. Chicago, University of Chicago Press.
- Uhlig, S.; Simon, K. (2001): *Statistical Evaluation and QA Measures for On-Site*, Kluwer Academics, Dordrecht-Boston-London.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1995): *Handlungsanleitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden*, Texte, Heft 26, Berlin.
- Van Emon, J. L., Blume, L. J., Starks, T.H. (1990): *A rational for the assessment of errors in the sampling of soils*. Las Vegas (Nevada), Environmental Monitoring Systems Laboratory.
- Van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, In *Soil Sci. Soc.*, J. 44, S. 892-898.
- Voigt, H.-J. (1990) : *Hydrogeochemie*, Springer, Berlin-Heidelberg-New York.
- Voigt, H.-J.; Wippermann, Th. (1998): *Geochemie*, Bd. 6, *Handbuch zur Erkundung von Deponien und Altlasten*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Voigt, H.-J.; Zieschang, J. (1991): *Umweltschutz und Deponien – Geologische Aspekte*, *Z. angew. Geologie*, 37, Berlin.
- Voigt, H.-J.; Engelmann, F. ; Zayontz, M. (1992): *Laboruntersuchungen zum Migrationsverhalten von Schadstoffen in der wassergesättigten Zone*, *Z. angew. Geologie*, 38, Hannover.
- Vollmayr, H. (1997): *Dynamik von Wasser und Schadstoffen im Boden: Diskrete Simulationsmethoden*, UFZ-Bericht, Heft 1, Leipzig.
- Von Oepen, B. (1990): *Sorption organischer Chemikalien an Böden*, Wissenschaftsverlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt a.M.
- Von Oepen, B.; Koerdel, W.; Klein, W. (1991): Sorption of nonpolar compounds to soils. Processes, measurements and experiences with the applicability of the modified OECD-Guideline 106, *Chemosphere*, 22, 285-304.

- Wackernagel, H. (1994): *Multivariate geostatistics*, Springer, Berlin - Heidelberg -New York.
- Walter, R. (1990): *Geologie von Mitteleuropa*, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Weber, E. (1986): *Grundriss der biologischen Statistik für Naturwissenschaftler, Landwirte und Mediziner*, G. Fischer, Jena.
- Webster, R.; Oliver, M. (2001): *Geostatistics for Environmental Scientists*, p. 271, John Wiley & Sons, New York.
- Wecker, B.; Schaaf, W.; Gerke, H.H.; Hüttl, R.F. (2003) Einfluss kohligter Substanzen auf den Stoffaustrag gestörter Standorte, *Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft* 102, 145-146.
- Weigand, H. et al. (1997): Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Schadstoffbelastung eines ehemaligen Gaswerksstandort, *Grundwasser*, Heft 4.
- Werner, P. et al. (2008) : *Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölastlasten*, BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft, TU Dresden, Bd. 58, Dresden.
- Wieber, G. (2005): PAK-Anreicherungen in Hochflutsedimenten an einem Standort der Mittelmosel, *altlasten-spektum* 4/2005.
- Wiedemann, B.; Kerner, K. (1991): Kartierung der Standortbedingungen für Schadstoffausbreitung im Boden, In: *Wasser, Luft und Boden*, 9, Berlin.
- Winkler, M. (1995): Das Transportverhalten von PAK in der gesättigten Zone von Altlasten und Depo-nien, *Gewässerschutz Wasser Abwasser*, 153.
- Wittig, V. (2007): *Praktische Feldarbeiten mit bewährter Direct Push; Tagung Innovative Felderkun-dung mit Direct Push*, Leipzig.
- Woede, G. (1999): Probenahmeraster für Bodenuntersuchungen, *Bodenschutz*, Heft 4, 147-151.
- Wöllecke, B. ; Woche, S.; Bachmann, J.; Bens, O.; Hüttl, R.F. (2003): Einfluss der organischen Bo-densubstanz auf das Wasseraufnahmevermögen sandiger Böden bei unterschiedlicher Landnutzung, *Mitt. der Dt. Bodenkundl. Gesell.*, 102, 153-154.
- Wöstmann, U. (2007): *Natürliche Selbstreinigung und Immobilisierung bei schädlichen Bodenverände-rungen und Altlasten*, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Zabler, W. et al. (2000): Feldversuch zur tensidunterstützten In-situ-Sanierung eines PAK-Schadensfalles, *Terratec*, Heft 6, Mainz.
- Zamfirescu, D. (2000): Release and fate of specific organic contaminants at a former gasworks site, *Tübinger Geowiss. Arbeiten (TGA)*, 53, Tübingen.
- Zamfirescu, D.; Grathwohl, P. (2001): Occurrence and attanuation of specific organic compounds in the groundwater plume at a former gaswoks site, *J. contam. Hydrol.*, 53.
- Zhu, D.; Herbert, B.; Schlautmann, M.; Carraway, E. (2002): Spectroscopic Evidence for a Cation-II Sorption Mechanism for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on hydrated mineral surfaces, *Journal of Enviromental Quality*, 31, 145-152.
- Zhu, D.; Herbert, B.; Schlautmann, M. (2003): Molecular-Level investigation of monoaromatic com-pound sorption to Suspended Soil Particles by Deuterium Nuclear Magnetic Resonance, *Journal of Enviromental Quality*, 32, 232-239.
- Zhu, D.; Herbert, B.; Schlautmann, M.; Carraway, E.; Hur, J. (2004): A New Perspective on the Poly-clyc Aromatic Hydrocarbons to Mineral Surface, *Journal of Enviromental Quality*, 33, 1322-1330.

Normen und Richtlinien:

DIN 18 123 (11.96): Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung

DIN 19 683-2 (04.97): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau Physikalische Laboruntersuchungen, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat

DIN 19 683-12 (04.73): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau Physikalische Laboruntersuchungen, Bestimmung der Rohdichte

DIN 19 730 (06.97): Bodenbeschaffenheit - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung

DIN 32 645 (05.94). Chemische Analytik; Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze; Ermittlung unter Wiederholbedingungen, Begriffe, Verfahren, Auswertung

DIN 38 414-4 (10.84): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)

DIN 38 414-3 (10.84): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Gühverlustes - organische Substanz (S3)

DIN ISO 10 381-1 (02.96): Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 1: Anleitung zur Aufstellung von Probenahmeprogrammen

DIN ISO 10 381-2 (02.96): Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 2: Anleitung für Probenahmeverfahren

DIN ISO 10 381-3 (02.96): Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Anleitung zur Sicherheit

DIN ISO 10 381-4 (02.96): Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 4: Anleitung für das Vorgehen bei der Untersuchung von natürlichen, naturnahen und Kulturstandorten

DIN ISO 10 390 (05.97): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes

DIN ISO 10 694 (08.94): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse)

DIN ISO 11 464 (12.96): Bodenbeschaffenheit - Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen

DIN ISO 11466 (07.97): Bodenbeschaffenheit - Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente

E DIN ISO 11 272 (01.94): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockenrohddichte

E DIN ISO 11 277 (06.94): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren durch Sieben und Sedimentation nach Entfernen der löslichen Salze, der organischen Substanz und der Carbonate

DIN ISO 10 381-5 (12.98): Bodenbeschaffenheit - Probenahme - Teil 5: Anleitung für das Vorgehen bei der Untersuchung von Bodenkontaminationen auf urbanen und industriellen Standorten

DIN ISO 10 693 (1997): Bestimmung des Carbonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren (Hinweis: Ersatz für DIN 19 684 Teil 5, 1977)

DIN ISO 13 877 (01.01): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der PAK, HPLC-Verfahren

DIN ISO 18 287 (05.06): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der PAK, GC-MS-Verfahren

ISO/CD 19 258: Soil quality - Guidance on the determination of background values (Stand 10.01.2002)

DIN 19 6784-6: Bestimmung der amorphen Sesquioxide (Fe, Mn, Al) durch Extraktion mit NH_4 – Oxalat und Oxalsäure

Richtlinie 88/320/EWG über die Inspektion und Überprüfung des Guten Laborpraxis (GLP-Richtlinie), BMJ, Abl. EG L 145, S. 35 vom 11.06.1988, zuletzt geändert am 08.03.1999, GLP-Bestimmungen

Anhang

- Anhang I Siebanalysen an Bodenproben der untersuchten Standorte
- Anhang II Kornsummenkurven
- Anhang III Messergebnisse der Referenzprobe aus dem A-Horizont in Erk
(Feldversuch I)
- Anhang IV Messergebnisse der Vor-Ort-PAK-Bestimmung im Gaswerk Beeskow
(Feldversuch II)
- Anhang V PAK-Analysenprotokolle

Anhang I Siebanalysen an Bodenproben der untersuchten Standorte

Lokation	Probe Nr.	Einwaage [g]	Trocknung 105°C [g]	Siebrückstand bei Maschenweite						Korndurchlässigkeit nach HAZEN, 1892		
				0,02mm [g]	0,04mm [g]	0,063mm [g]	0,2mm [g]	0,63mm [g]	2mm [g]	U [-]	Kf [m s ⁻¹]	Siebzeit [min]
BFr	420	50	47,87	0,27	0,1	1,8	7,6	11,3	26,8	n.b.	1,4 E-3	15
BM	421	50	48,09	0,49	0,7	10,2	25	10,9	0,8	4,5	1,4 E-4	15
	422	50	44,34	0,64	2,3	10,7	21,5	8,7	0,5	5,6	7,8 E-5	15
	423	50	48,84	0,44	0,3	11,6	32,5	3,9	0,1	3,8	1,5 E-4	15
	424	50	48,75	0,55	0,1	10,8	31,1	4,4	1,8	3,8	1,6 E-4	15
Erk	287	50	48,53	0,23	1	21,8	19	5,1	1,4	3,9	8,5 E-5	15
(Teer)	288	50	47,74	0,24	1,1	18,9	18,9	5	3,6	4,5	8,9 E-5	15
	289	50	47,12	0,22	0,9	22,7	18,1	3,9	1,3	3,6	8,3 E-5	15
	290	50	46,92	0,22	0,8	21,2	18,6	4,5	1,6	4,0	8,8 E-5	15
	291	50	42,81	0,21	0,1	6,7	26,4	7,7	1,7	3,5	2,4 E-4	15
	292	50	43,53	0,23	0,7	14	21,6	6,2	0,8	4,4	1,1 E-4	15
Bees	381	50	45,30	0,00	2,5	23,1	17,8	1,4	0,5	3,2	6,5 E-5	15
(Gas)	382	50	46,60	0,00	1,2	25,6	18	1,6	0,2	2,8	7,7 E-5	15
	383	50	37,50	0,00	2,7	12,6	12,7	7,1	2,4	6,0	6,4 E-5	15
	384	50	48,30	0,00	3,1	21,9	17,7	4	1,6	4,0	6,3 E-5	15
	385	50	48,10	0,00	2,2	23,7	18,8	2,9	0,5	3,4	7,1 E-5	15
	386	50	48,50	0,00	2,5	21,6	21,4	2,4	0,6	3,9	7,0 E-5	15
	387	50	48,30	0,00	2,3	31,4	12,9	1,3	0,4	2,4	6,4 E-5	15
	390	50	42,20	0,00	2,9	16,5	17,5	5,3	0	4,7	6,3 E-5	15
	391	50	48,70	0,00	2,1	23,2	19,3	2,9	1,2	3,6	7,3 E-5	15
	392	50	48,70	0,00	2,6	21,3	22,2	2,5	0,1	3,9	7,0 E-5	15
	393	50	47,83	0,53	0,5	14,6	27,2	5	0	4,1	1,1 E-4	15
BBr	039	50	45,23	0,26	3,86	22,53	16,16	1,83	0,60	3,3	5,0 E-5	15
(KG)	050	50	48,41	0,12	2,30	29,31	8,59	5,43	2,64	2,5	6,4 E-5	15
	145	50	45,37	0,76	3,06	15,94	20,43	4,19	1,01	5,2	5,5 E-5	15
	151	50	46,97	1,98	8,63	25,34	7,29	3,19	0,53	3,3	2,6 E-5	15
	154	50	43,02	0,67	1,54	17,61	18,23	1,39	3,56	4,3	7,2 E-5	15
	160	50	47,59	0,57	3,78	19,75	17,43	2,87	3,19	4,7	5,0 E-5	15

Lokation	Probe Nr.	Einwaage [g]	Trocknung 105°C [g]	Siebrückstand bei Maschenweite					Korndurchlässigkeit nach HAZEN, 1892			
				0,04mm [g]	0,063m m [g]	0,2mm [g]	0,63mm [g]	2mm [g]	U [-]	Kf [m s ⁻¹]	Siebzeit [min]	
BBr	120	50	48,2	0,3	13,4	25,6	5,1	3		4,4	1,2 E-4	15
	121	50	48,1	0,8	13,9	27,2	4,4	1,8		4,1	1,2 E-4	15
	122	50	48	0,7	14	28,8	3,5	0,9		4,0	1,2 E-4	15
	123	50	48,2	0,5	11,9	31,8	3,2	0,5		3,8	1,4 E-4	15
	140	50	47	0,7	12	26,5	6	1,4		4,3	1,3 E-4	15
BBr	141	50	47,7	0,8	14,3	28	2,9	1,3		4,1	1,1 E-4	15
	142	50	46,9	0,8	13,7	28,6	3,3	0,5		4,0	1,2 E-4	15
	143	50	47,3	0,4	11,5	29	4,1	1,9		4,0	1,4 E-4	15
	144	50	47	0,8	13,9	26,1	4	1,6		4,3	1,1 E-4	15
	145	50	47,4	0,6	11	30,2	4,3	1,2		3,9	1,5 E-4	15
	146	50	47,8	0,9	11,7	29,6	3,7	1,7		4,1	1,3 E-4	15
BBr	147	50	46,2	0,9	8,1	24,6	6,5	5,9		4,3	1,7 E-4	15
	148	50	47,5	0,7	10,7	25,9	4,7	5,1		4,3	1,4 E-4	15
	149	50	47	0,6	9,6	30	4,6	1,7		3,9	1,5 E-4	15
	150	50	47,2	0,9	12,8	30,1	3,1	0,3		3,9	1,3 E-4	15
	155	50	46,9	1,2	15	28,1	2,3	0,2		4,1	1,0 E-4	15
	156	50	47,3	0,7	12	30,7	2,9	0,7		3,9	1,3 E-4	15
	157	50	46,9	0,9	15,3	28	2,2	0,3		4,0	1,1 E-4	15
	167	50	47,3	0,8	13,1	29,7	3,1	0,3		4,0	1,2 E-4	15
	168	50	47,5	0,9	13,6	29,9	2,4	0,4		4,0	1,1 E-4	15
	169	50	47,9	0,9	23,7	20,3	2,3	0,6		3,4	8,4 E-5	15
BBr	170	50	47,8	0,6	11,4	31,8	3,1	0,8		3,8	1,5 E-4	15
	171	50	47,7	0,6	15,2	28,9	2,4	0,5		3,9	1,2 E-4	15
	172	50	47,8	0,6	11,4	32,5	2,8	0,3		3,8	1,4 E-4	15
	173	50	47,2	0,6	11,3	29,3	3,9	1,9		4,0	1,4 E-4	15
	174	50	47,1	0,8	13,7	27,3	2,8	1,5		4,4	9,8 E-5	15
	175	50	47,5	0,7	15,2	28,3	2,5	0,6		4,0	1,1 E-4	15
	176	50	47,2	0,2	9,9	32	3,7	1,1		3,6	1,7 E-4	15
	177	50	47,2	1,1	17	26,4	1,9	0,7		4,0	9,7 E-5	15
	227	50	47,2	0,8	18,4	24,1	3	0,8		3,9	9,7 E-5	15
	228	50	47,4	0,8	18,7	22,8	3,8	1		4,0	9,3 E-5	15

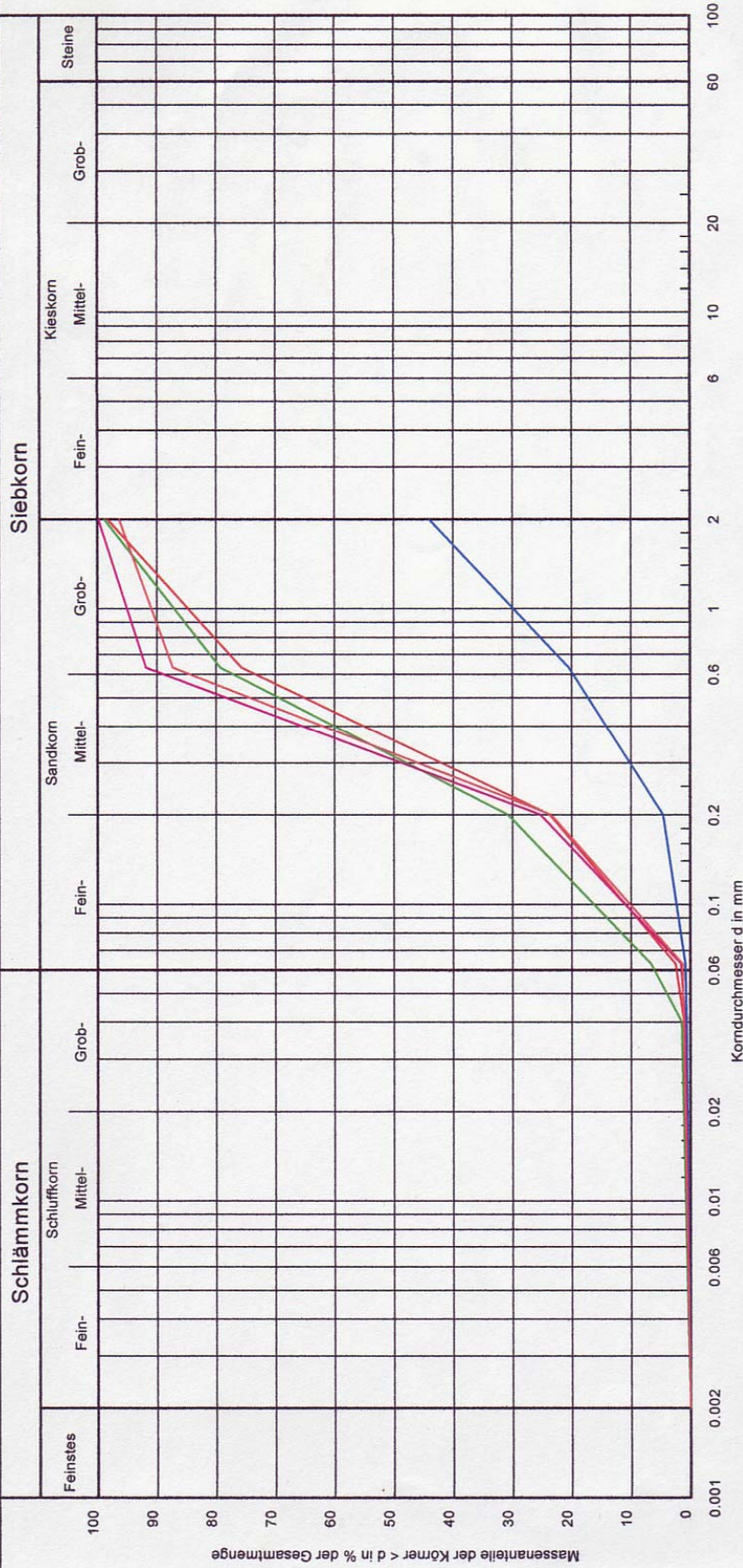
Lokation	Probe Nr.	Einwaage [g]	Trocknung 105°C [g]	Siebrückstand bei Maschenweite					Korndurchlässigkeit nach HAZEN, 1892		
				0,04mm [g]	0,063m m [g]	0,2mm [g]	0,63mm [g]	2mm [g]	U [-]	Kf [m s ⁻¹]	Siebzeit [min]
BBr	229	50	46,7	0,9	19,6	20,7	2,6	2,8	4,0	9,1 E-5	15
	230	50	47,6	0,9	26,9	17,6	1,6	0,3	2,6	7,6 E-5	15
	231	50	47,1	1,1	20,3	20,7	3,5	1,2	3,9	8,4 E-5	15
	232	50	47,3	0,8	25,8	17,7	2	0,6	2,9	7,8 E-5	15
	233	50	48,1	0,6	22,5	20,9	3,2	0,8	3,6	9,0 E-5	15
BBr	234	50	47,8	0,7	25,3	18,5	2,4	0,6	3,1	8,1 E-5	15
	235	50	48	0,5	18,6	21,9	3,2	2,8	4,2	8,8 E-5	15
	241	50	47,4	0,4	15,4	25	3,7	2,5	4,2	1,1 E-4	15
	402	100		2,1	40,4	41,7	12,2	2,9	4,3	8,9 E-5	15
	403	100		2,5	42,1	39,5	11,9	3,3	4,2	8,4 E-5	15
	404	100		2,1	41,4	40,9	12,8	2,3	4,2	8,9 E-5	15
BBr	405	100		2,8	42,1	38,9	12,4	3,2	4,3	8,3 E-5	15
	406	100		1,8	27,5	54,1	13,4	2,6	4,4	1,2 E-4	15
	407	100		1,9	38,1	44	12,7	2,6	4,3	9,3 E-5	15
	408	100		1,7	37,3	41,2	15,7	3,6	4,5	9,7 E-5	15
	409	100		2,5	38,2	41,8	13,7	3,2	4,5	8,9 E-5	15
	410	100		2,1	39,4	41,4	13,7	3,1	4,4	9,3 E-5	15
	411	100		1,1	19,2	60,3	15,2	3,6	3,9	1,7 E-4	15
	133	50	40,7	1,4	4,4	9,4	19,1	5,7	10,0	1,8 E-4	15
	134	50	39,2	7,7	13,2	9,6	5,8	2,6	6,0	3,0 E-5	15
	136	50	40,1	7,3	17,1	8,6	4,7	1,6	3,8	2,9 E-5	15
BBr	137	50	42,1	11,2	14,2	8,9	5,5	1,9	4,1	2,7 E-5	15
	139	50	43,1	11,9	13,3	8,7	7,9	1,1	4,6	2,7 E-5	15
	211	50	44,1	0,6	5,5	12,3	8,2	17,4	12,6	2,8 E-4	15
	390	50	39,1	2,6	12,4	13,4	8,8	1,6	6,2	6,4 E-5	15
	183	50	42,9	1,3	4,5	18,5	16,9	1,4	5,0	2,4 E-4	15
	184	50	44,8	0,7	2,1	23	17,8	1	3,1	6,0 E-4	15
	420	50	47,6	0,1	1,8	7,6	11,3	26,8	n.b.	1,5 E-3	15
	421	50	47,9	0,7	10,2	25	10,9	0,8	4,4	1,5 E-4	15
	422	50	44,4	2,3	10,7	21,5	8,7	0,5	5,6	7,7 E-5	15
	423	50	48,5	0,3	11,6	32,5	3,9	0,1	3,7	1,5 E-4	15

Lokation	Probe Nr.	Einwaage [g]	Trocknung 105°C [g]	Siebrückstand bei Maschenweite					Korndurchlässigkeit nach HAZEN, 1892			
				0,04mm [g]	0,063m m [g]	0,2mm [g]	0,63mm [g]	2mm [g]	U [-]	Kf [m s ⁻¹]	Siebzeit [min]	
BBr	424	50	48,5	0,1	10,8	31,1	4,4	1,8		3,7	1,7 E-4	15
	287	50	48,4	1	21,8	19	5,1	1,4		3,9	8,7 E-5	15
	288	50	47,7	1,1	18,9	18,9	5	3,6		4,4	9,0 E-5	15
	289	50	47,2	0,9	22,7	18,1	3,9	1,3		3,6	8,2 E-5	15
	290	50	46,9	0,8	21,2	18,6	4,5	1,6		3,9	8,7 E-5	15
BBr	291	50	43,6	0,1	6,7	26,4	7,7	1,7		3,8	2,0 E-4	15
	292	50	44,2	0,7	14	21,6	6,2	0,8		4,6	9,5 E-5	15
	247	50	44,7	1,1	10,9	23,1	7,8	1,8		4,9	1,1 E-4	15
	248	50	41,5	2,7	9,7	15,4	8,7	4,9		6,7	7,8 E-5	15
	249	50	34,3	3,6	12,8	7,9	6,7	3,1		6,9	4,3 E-5	15
	342	50	40,1	3,2	8	14,5	11,1	3,2		7,7	6,6 E-5	15
BBr	253	50	49,2	10,6	14,1	20	2,3	1,9		5,9	2,9 E-5	15
	297	50	47,3	3,3	17,7	19,9	5,6	0,5		4,9	6,0 E-5	15
	298	50	47,2	2,6	8,3	16,2	16,8	3		7,6	1,0 E-4	15
	299	50	48,2	2	8,1	26,4	9,2	2		4,9	1,2 E-4	15
	300	50	47,9	1,8	10	15,8	17,1	3,1		7,0	1,2 E-4	15
	301	50	47	0,1	9,3	15,7	19,5	1,9		6,6	1,8 E-4	15
	302	50	44	0,7	13,4	22,6	6,4	0,8		4,3	1,2 E-4	15
	303	50	45,9	0,1	2,7	12,7	28,8	1,4		4,7	7,5 E-4	15
	304	50	48,3	0	2,4	41,8	4	0		2,1	5,8 E-4	15
	305	50	47,9	2,7	14	27,8	2,8	0,2		4,8	7,3 E-5	15
BBr	306	50	42,2	0	2,2	11,2	27,6	1		4,5	8,4 E-4	15
	308	50	47,4	1,5	10,7	22	10,7	2,1		5,1	1,1 E-4	15
	309	50	47,1	1,8	12	24,8	7,3	0,7		4,9	9,5 E-5	15
	310	50	46,2	1,6	10,2	23,2	9,4	1,6		4,9	1,2 E-4	15
	311	50	46,4	1,4	10,6	25,2	8	0,9		4,6	1,2 E-4	15
	312	50	49,4	0,2	3,4	36,7	8,8	0,1		2,4	5,3 E-4	15
	313	50	48,4	0,1	3,1	41,1	3,9	0		2,2	5,4 E-4	15

Anhang II Kornsummenkurven

Körnungslinie

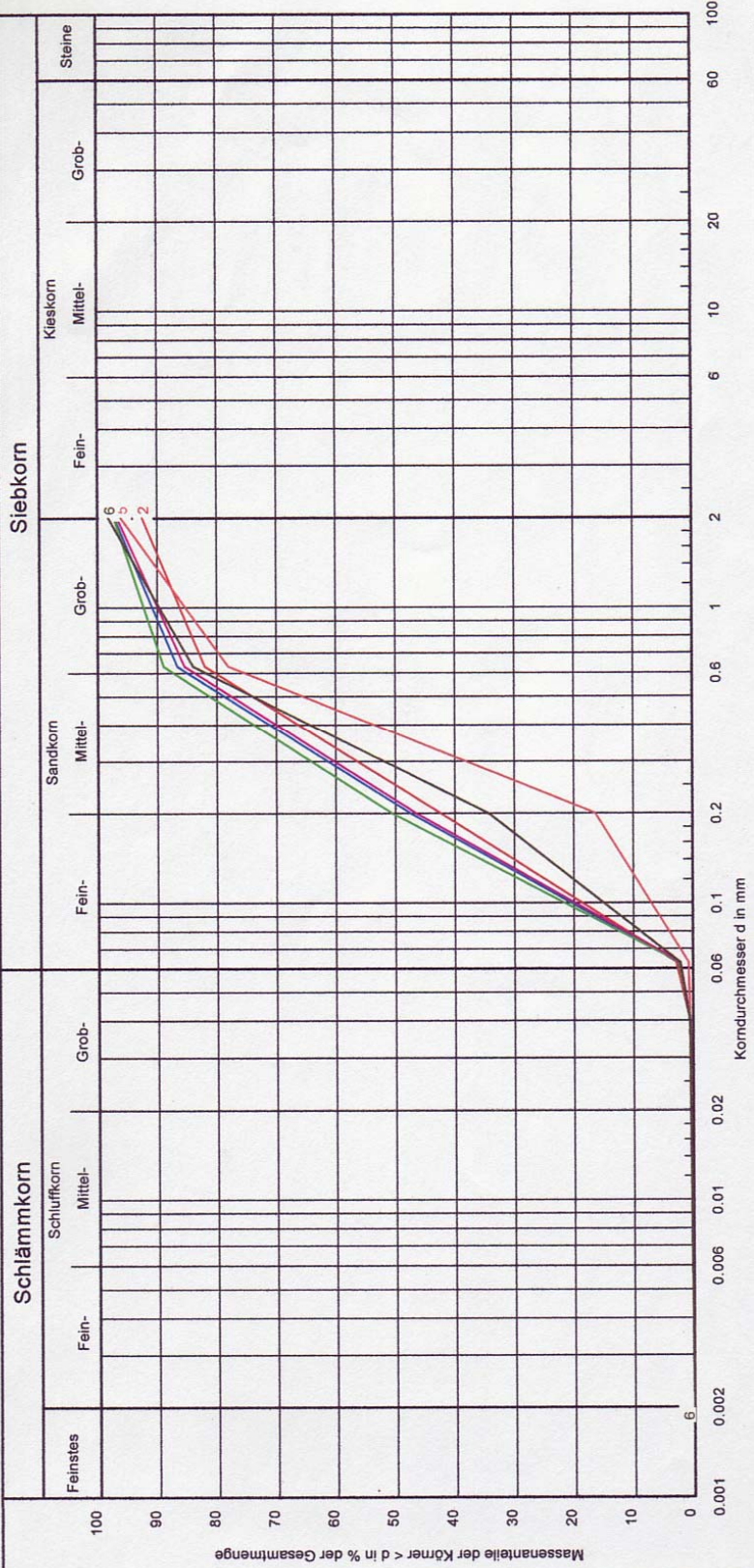
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	gS, ms'	mS, fs, gs	mS, fs, gs, u'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs	Bemerkungen:
Bodenart:	420	421	422	423	424	
Probenummer:	-/-	4.5/1.1	5.6/1.0	3.8/1.1	3.8/1.1	
U/C _s :	BFr BM	BFr BM	BFr BM	BFr BM	BFr BM	
Lokalisation:	1.4 * 10 ⁻³	1.4 * 10 ⁻⁴	7.8 * 10 ⁻⁵	1.5 * 10 ⁻⁴	1.6 * 10 ⁻⁴	
k [m/s] (Hazen):	-/0.8/95.2/-	-/2.3/97.7/-	-/6.0/94.0/-	-/1.5/98.5/-	-/1.3/98.7/-	
T/U/SIG [%]:						

Körnungslinie

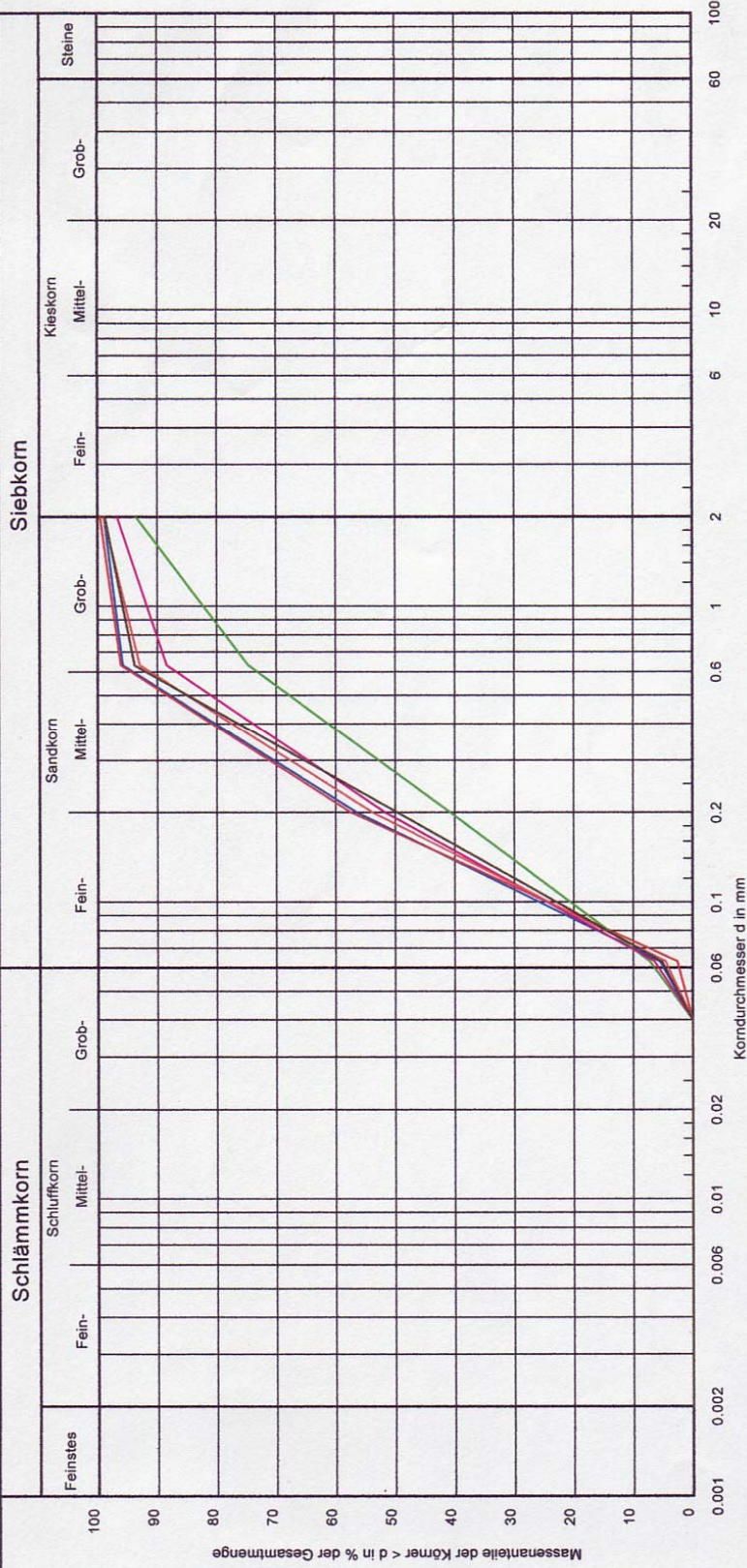
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	1	2	3	4	5	6	Bemerkungen:
Bodenart:	fs, ms, gs 287	S 288	fs, ms, gs' 289	fs, ms, gs 290	mS, fs, gs 291	mS, fs, gs 292	
Probenummer:	3.9/0.7	4.5/0.7	3.6/0.8	4.0/0.7	3.5/1.2	4.4/0.8	
U/C _s :	Erk (Teer)	Erk (Teer)	Erk (Teer)	Erk (Teer)	Erk (Teer)	Erk (Teer)	
Lokalisation:	8.5 * 10 ⁻⁵	8.9 * 10 ⁻⁵	8.3 * 10 ⁻⁵	8.8 * 10 ⁻⁵	2.4 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	
k [m/s] Hazen):	- /2.3/97.71-	- /2.5/97.51-	- /2.1/97.91-	- /1.9/98.11-	- /0.7/99.31-	- /1.9/98.11-	
T/U/S/G [%]:							

Körnungslinie

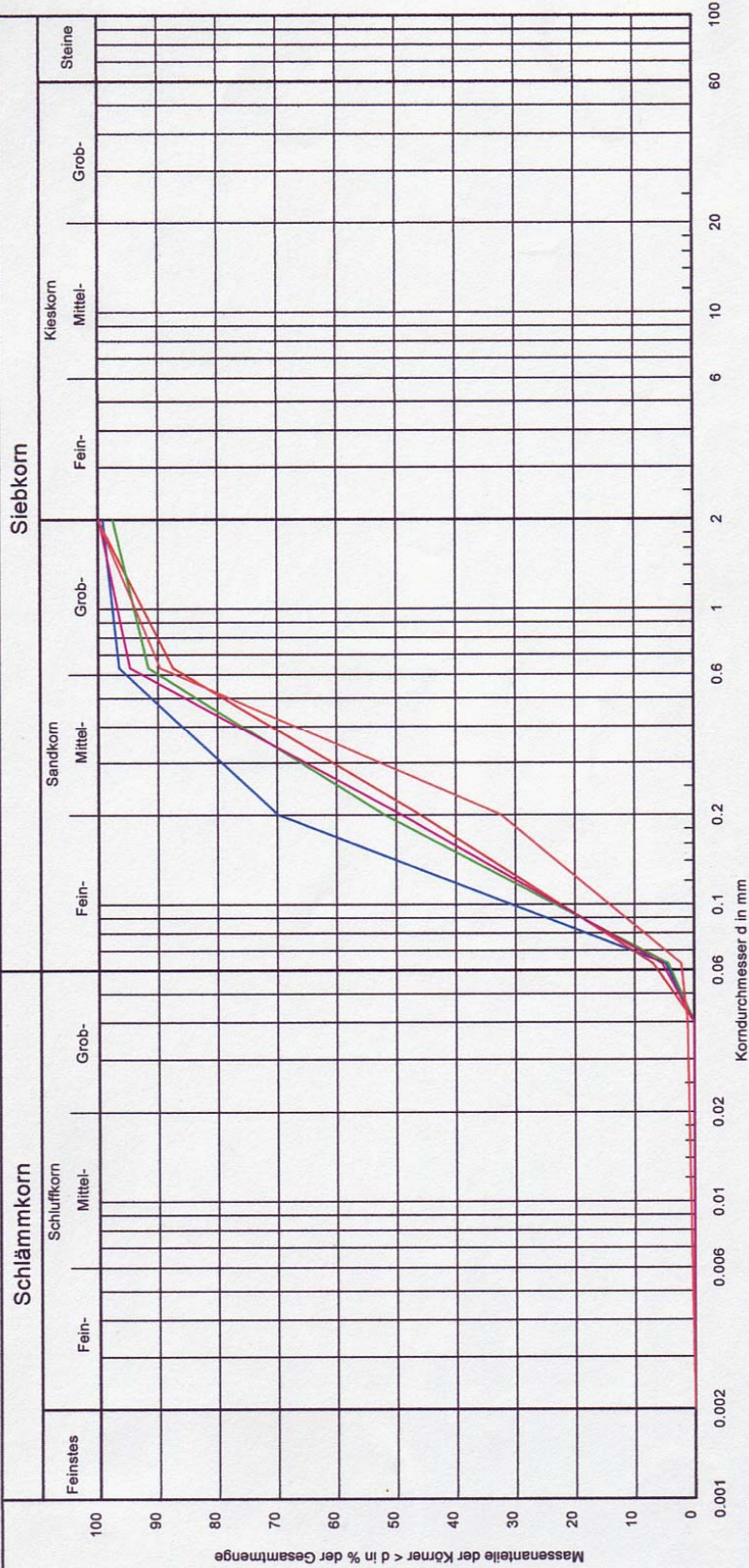
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	fs, mS, gs'	fs, mS, gs'	S, U'	fs, mS, U', gs'	fs, mS, gs'	fs, mS, gs'	Bemerkungen:
Bodenart:	381	382	383	384	385	386	
Probennummer:							
UC ₂ :	3.2/0.9	2.8/0.9	6.0/0.7	4.0/0.8	3.4/0.9	3.9/0.8	
Lokalisation:	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)	
k [m/s] (Hazen):	6.5 * 10 ⁻⁵	7.7 * 10 ⁻⁵	6.4 * 10 ⁻⁵	6.3 * 10 ⁻⁵	7.1 * 10 ⁻⁵	7.0 * 10 ⁻⁵	
T/U/S/G [%]:	- /4.8/95.2/ -	- /2.3/97.7/ -	- /6.3/93.7/ -	- /5.6/94.4/ -	- /4.0/96.0/ -	- /4.5/95.5/ -	

Körnungslinie

Arbeitsweise:



Schlammkorn		Sandkorn		Kieskorn		Steine
Fein-	Mittel-	Fein-	Mittel-	Fein-	Mittel-	
0.002	0.006	0.002	0.06	0.06	2	
0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	

Bezeichnung:	<u>fS, ms, gs'</u>	<u>S, u'</u>	<u>fS, mS, gs'</u>	<u>mS, fS, gs'</u>
Bodenart:	387	390	392	393
Probennummer:	2.4/1.0	4.7/0.8	3.9/0.8	4.1/0.9
U ₁₀ :	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)	Bees (Gas)
k [m/s] Hazen):	6.4 * 10 ⁻⁵	6.3 * 10 ⁻⁵	7.0 * 10 ⁻⁵	1.1 * 10 ⁻⁴
T ₁₀ /S ₁₀ [%]:	- /4,2/95,8/ -	- /6,0/94,0/ -	- /4,7/95,3/ -	- /2,0/98,0/ -

Bemerkungen:

Körnungslinie

Arbeitsweise:

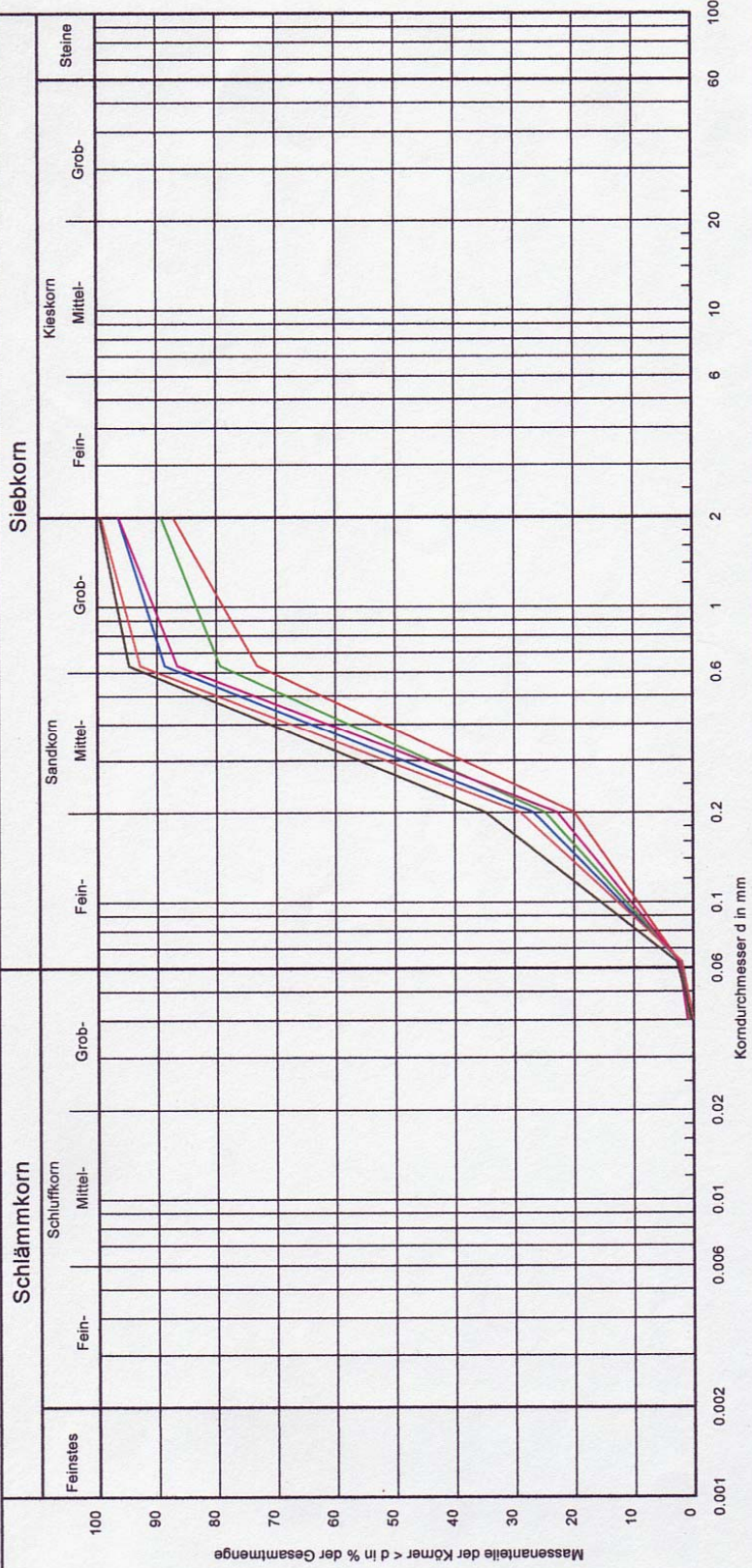


Bezeichnung:		mS, fs, gs		mS, fs, gs'		mS, fs, gs		mS, fs, gs	
Bodenart:	120	121	122	123	140				
Probennummer:	4.4/0.9	4.1/0.9	4.0/0.9	3.8/1.1	4.3/1.0				
U/C _c :	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne				
Lokalisation:	1.2 * 10 ⁻⁴	1.2 * 10 ⁻⁴	1.2 * 10 ⁻⁴	1.4 * 10 ⁻⁴	1.3 * 10 ⁻⁴				
k [m/s] (Hazen):	- / 2.2/87.8/ -	- / 1.5/88.5/ -	- / 1.5/88.5/ -	- / 1.5/88.5/ -	- / 2.1/97.9/ -				
TTU/S/G [%]:									

Bemerkungen:

Körnungslinie

Arbeitsweise:



Bezeichnung:	mS, fs, gs	mS, gs, fs	mS, fs, gs	mS, fs, gs	mS, fs, gs	mS, fs, gs	mS, fs, gs	Bemerkungen:
Bodenart:	146	147	148	149	150	155		
Probenummer:	4.1/1.1	4.3/1.2	4.3/1.1	3.9/1.2	3.9/1.0	4.1/0.9		
U/C _s :	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne		
Lokalisation:	1.3 * 10 ⁻⁴	1.7 * 10 ⁻⁴	1.4 * 10 ⁻⁴	1.5 * 10 ⁻⁴	1.3 * 10 ⁻⁴	1.0 * 10 ⁻⁴		
k [m/s] (Hazen):	- / 2.1/97.9/ -	- / 2.1/97.9/ -	- / 2.1/97.9/ -	- / 2.2/97.8/ -	- / 1.7/98.3/ -	- / 2.4/97.6/ -		
TU/S/G [%]:								

Körnungslinie

Arbeitsweise:



Bezeichnung:	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Bodenart:	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'
Probenummer:	156	157	167	168	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169
U/C _s :	3.9/1.1	4.0/0.9	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0	4.0/1.0
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
k (m/s) (Hazen):	1.3 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.2 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴	1.1 * 10 ⁻⁴
TN/SG [%]:	-/1.9/98.1/-	-/2.1/97.9/-	-/2.1/97.9/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-	-/2.3/97.7/-
Bemerkungen:															

Körnungslinie

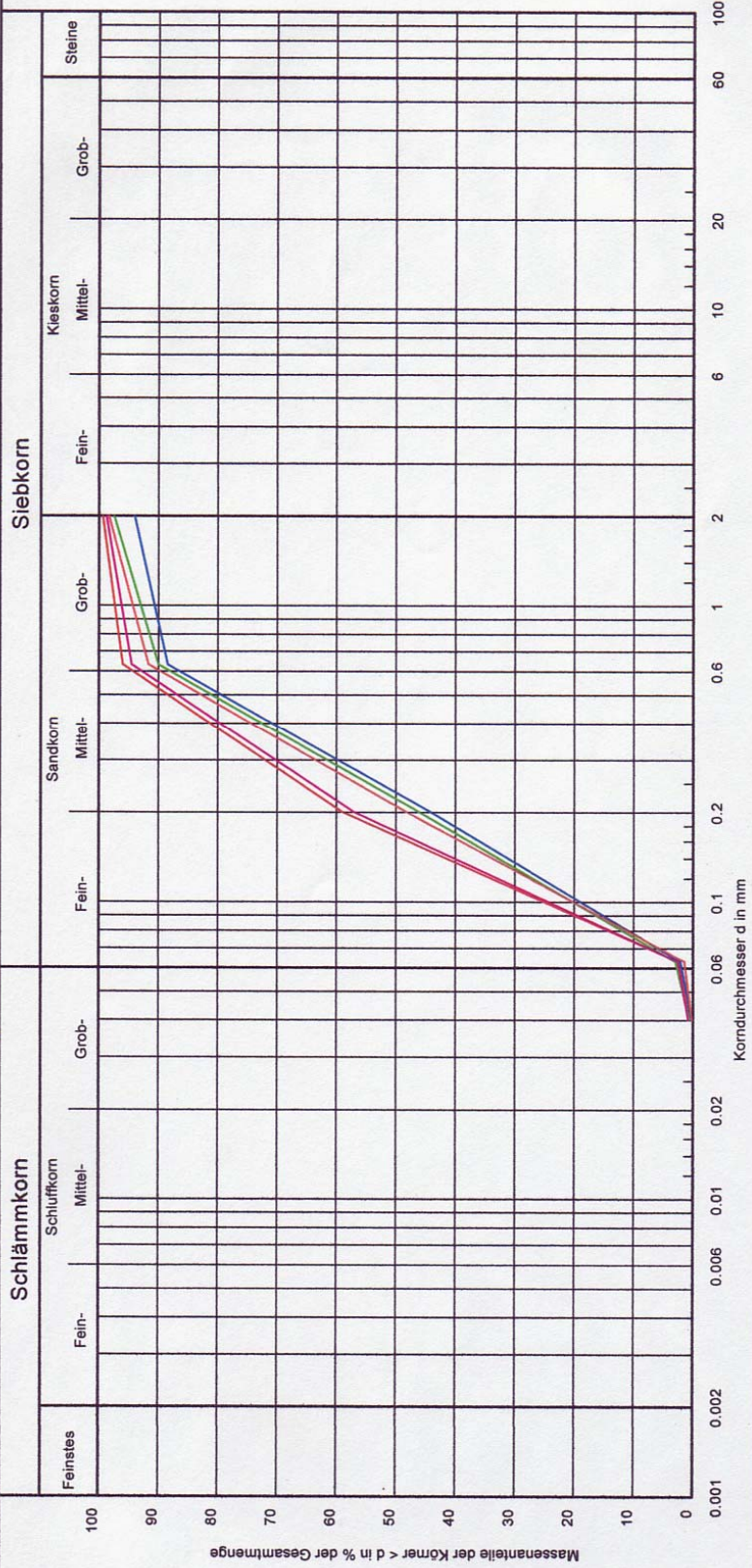
Arbeitsweise:



Bezeichnung:							
Bodenart:	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'	mS, fs, gs'
Probennummer:	175	176	177	227	228	228	228
U/C_c:	4,0/0,9	3,6/1,2	4,0/0,8	3,9/0,8	4,0/0,8	4,0/0,8	4,0/0,8
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
k (m/s Hazen):	1,1 * 10 ⁻⁴	1,7 * 10 ⁻⁴	9,7 * 10 ⁻⁵	9,7 * 10 ⁻⁵	9,3 * 10 ⁻⁵	9,3 * 10 ⁻⁵	9,3 * 10 ⁻⁵
TAU/SIG [%]:	-/1,7/98,3/-	-/1,0/99,0/-	-/2,2/97,8/-	-/1,7/98,3/-	-/2,1/97,9/-	-/2,1/97,9/-	-/2,1/97,9/-
Bemerkungen:							

Körnungslinie

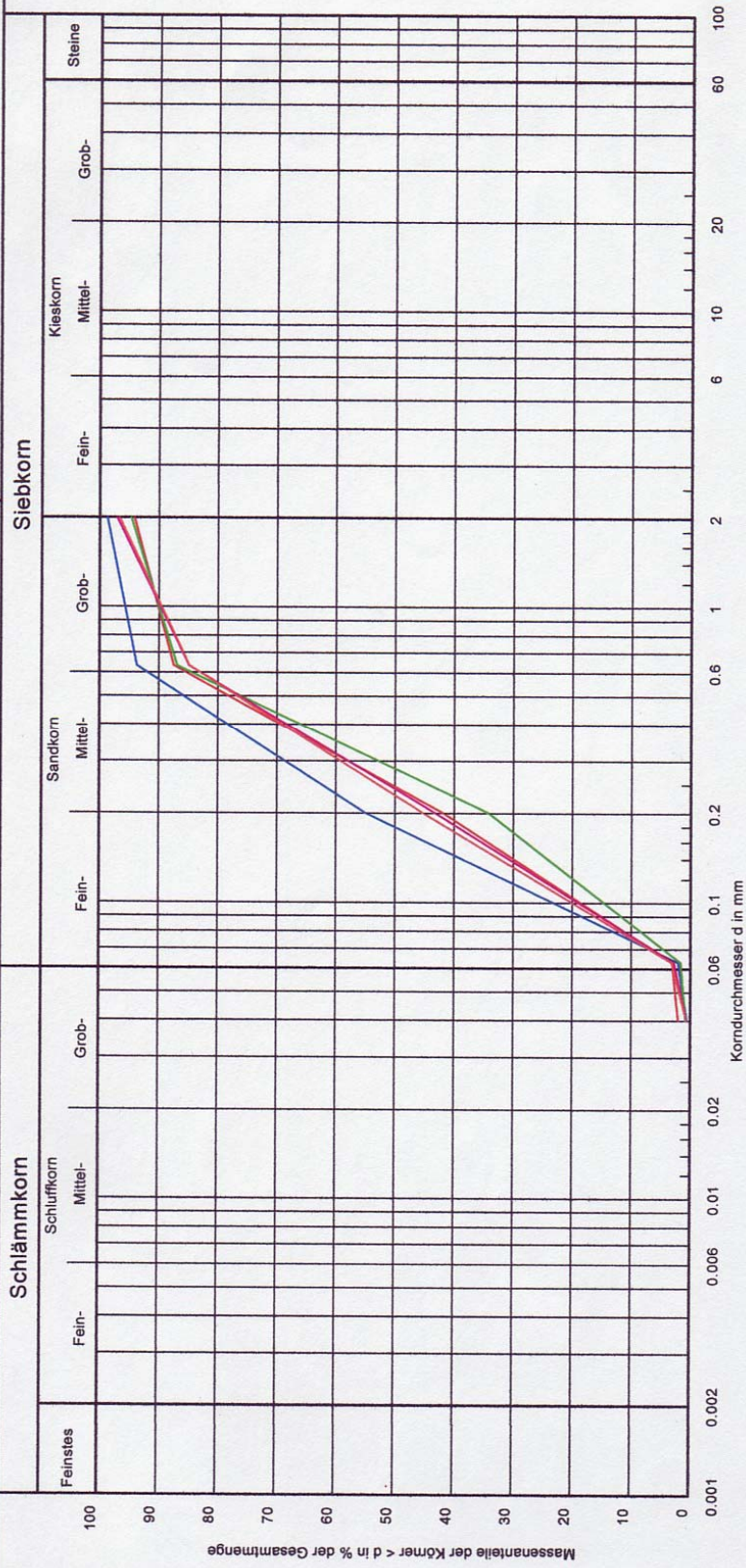
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	<u>fs, mS, gs'</u>	<u>fs, mS, gs'</u>	<u>fs, mS, gs'</u>	<u>fs, mS, gs'</u>	Bemerkungen:
Bodenart:	229	230	231	233	
Probenummer:	4.0/0.8	2.6/1.0	3.9/0.8	3.6/0.8	
U/C_s:	ohne	ohne	ohne	ohne	
Lokalisation:	9.1 * 10 ⁻⁵	7.6 * 10 ⁻⁵	8.4 * 10 ⁻⁵	9.0 * 10 ⁻⁵	
k [m/s] (Hazen):	- / 1.9/98.1/ -	- / 2.3/97.7/ -	- / 2.7/97.3/ -	- / 1.3/98.7/ -	
TU/S/G [%]:					

Körnungslinie

Arbeitsweise:



Schlammkorn		Sandkorn		Kieskorn		Steine	
Fein-	Mittel-	Fein-	Mittel-	Fein-	Mittel-	Grob-	Steine
0.002	0.006	0.002	0.06	0.06	0.2	2	100
0.002	0.006	0.002	0.06	0.06	0.2	2	100
0.002	0.006	0.002	0.06	0.06	0.2	2	100

Bezeichnung:							
Bodenart:	fS, mS, gs'	mS, fS, gs	fS, mS, gs	fS, mS, gs	fS, mS, gs	fS, mS, gs	fS, mS, gs
Probenummer:	234	235	241	402	403	403	403
U/C _u :	3.1/0.9	4.2/0.8	4.2/0.8	4.3/0.7	4.3/0.7	4.2/0.7	4.2/0.7
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
k [m/s] (Hazen):	8.1 * 10 ⁻⁵	8.8 * 10 ⁻⁵	1.1 * 10 ⁻⁴	8.9 * 10 ⁻⁵	8.9 * 10 ⁻⁵	8.4 * 10 ⁻⁵	8.4 * 10 ⁻⁵
TU/S/G [%]:	- / 1.9/88.1/ -	- / 3.0/87.0/ -	- / 1.6/88.4/ -	- / 2.5/87.5/ -	- / 2.5/87.5/ -	- / 2.9/87.1/ -	- / 2.9/87.1/ -

Bemerkungen:

Körnungslinie

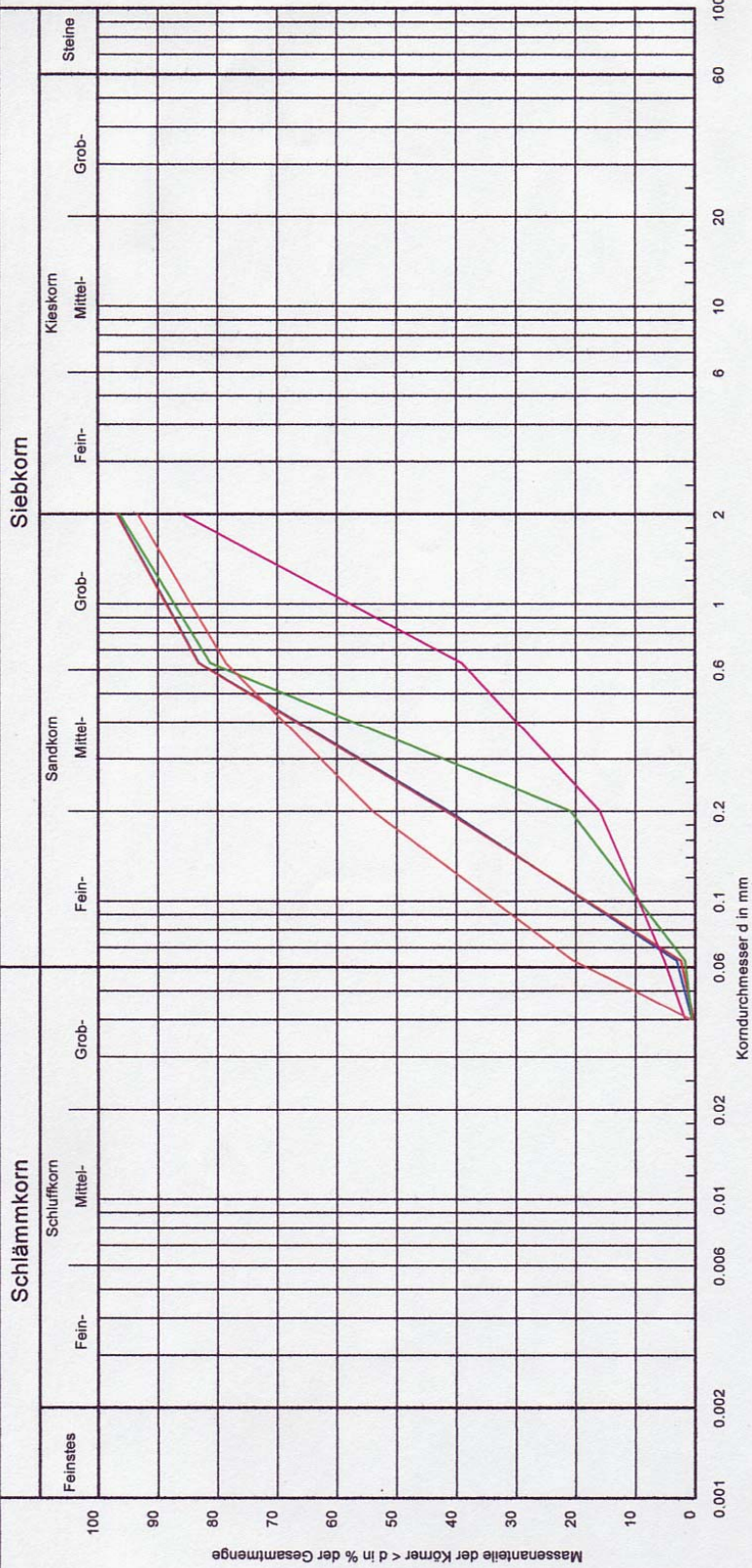
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	fs, ms, gs	fs, ms, gs	mS, fs, gs	fs, ms, gs	fs, ms, gs	S
Bodenart:	404	405	406	407	408	
Probennummer:	4.2/0.7	4.3/0.7	4.4/0.9	4.3/0.7	4.5/0.7	
U/C _u :	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	
Lokalisation:	8.9 * 10 ⁻⁵	8.3 * 10 ⁻⁵	1.2 * 10 ⁻⁴	9.3 * 10 ⁻⁵	9.7 * 10 ⁻⁵	
k [m/s] Hazen):	- / 2.3/97.7/ -	- / 3.0/97.0/ -	- / 2.2/97.8/ -	- / 2.4/97.6/ -	- / 2.0/98.0/ -	
TI/US/G [%]:						
Bemerkungen:						

Körnungslinie

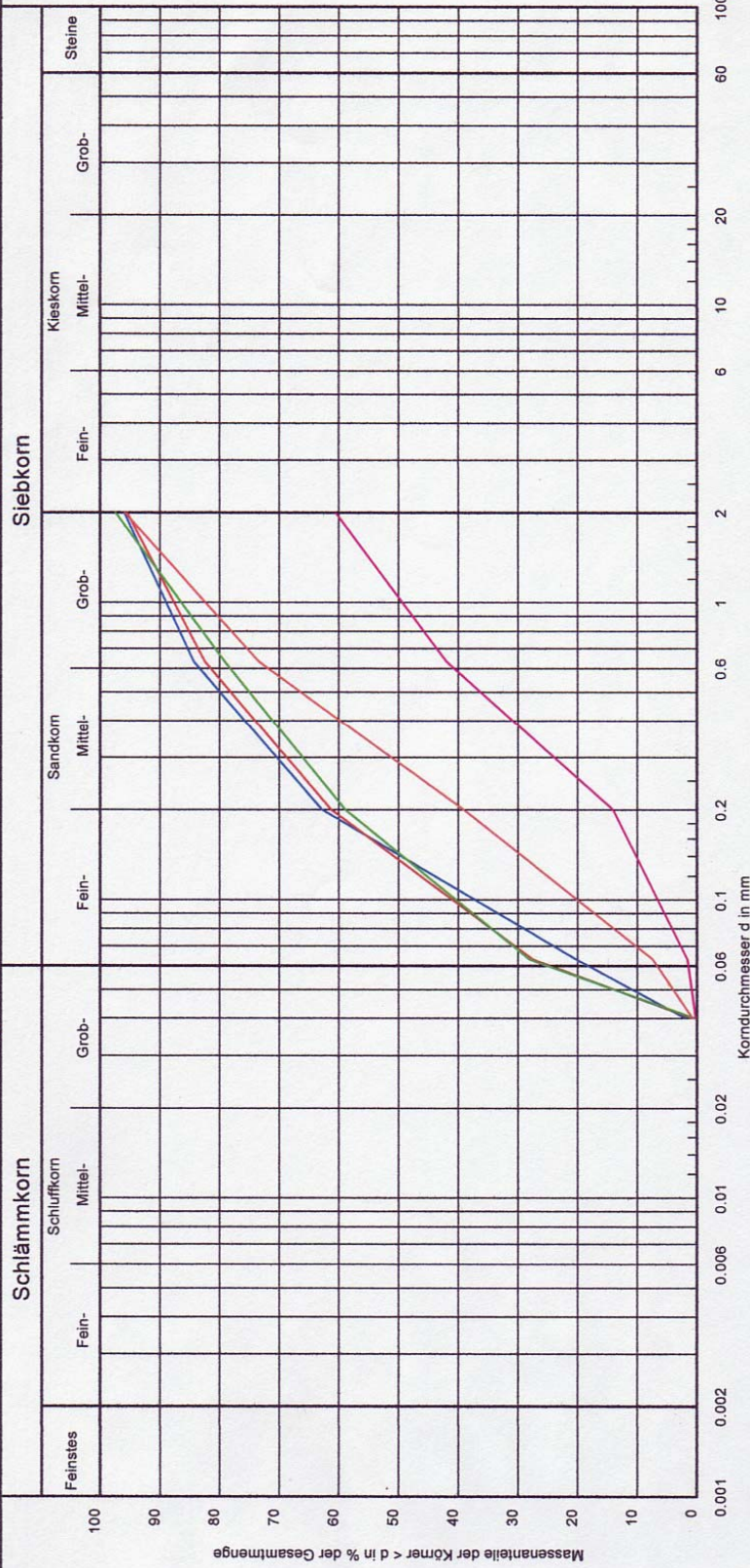
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	S	S	S	S, u
Bodenart:	409	410	133	134
Probenummer:	4.5/0.7	4.4/0.7	10.0/1.4	6.0/0.7
U/C _u :	ohne	ohne	ohne	ohne
Lokalisation:	8.9 * 10 ⁻⁵	9.3 * 10 ⁻⁵	1.8 * 10 ⁻⁴	3.0 * 10 ⁻⁵
k [m/s] Hazen):	-/2.8/97.2/-	-/2.1/97.9/-	-/1.6/98.4/-	-/17.8/92.2/-
TN/US/G [%]:				
Bemerkungen:				

Körnungslinie

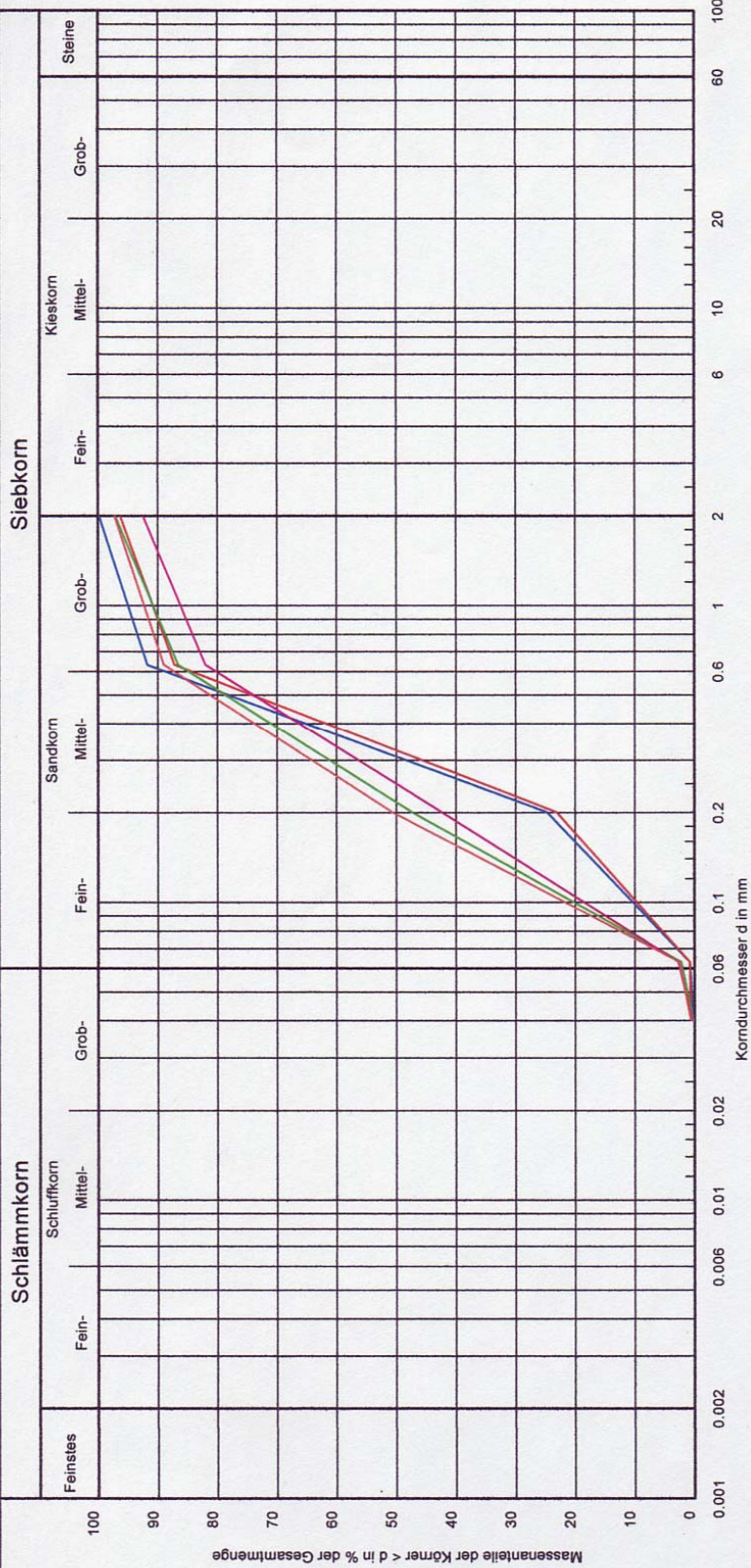
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	fS, u, ms, gs	S, u	gS, ms, fs	S, u'	Bemerkungen:
Bodenart:	136	137	211	390	
Probennummer:	3.9/0.9	4.1/0.6	12.6/0.7	6.2/0.8	
U/C _s :	ohne	ohne	ohne	ohne	
Lokalisation:	2.9 * 10 ⁻⁵	2.7 * 10 ⁻⁵	2.8 * 10 ⁻⁴	6.4 * 10 ⁻⁵	
k [m/s] (Hazen):	- /17.8/82.2/ -	- /24.1/75.9/ -	- /1.4/98.6/ -	- /6.5/93.5/ -	
TNUS/G [%]:					

Körnungslinie

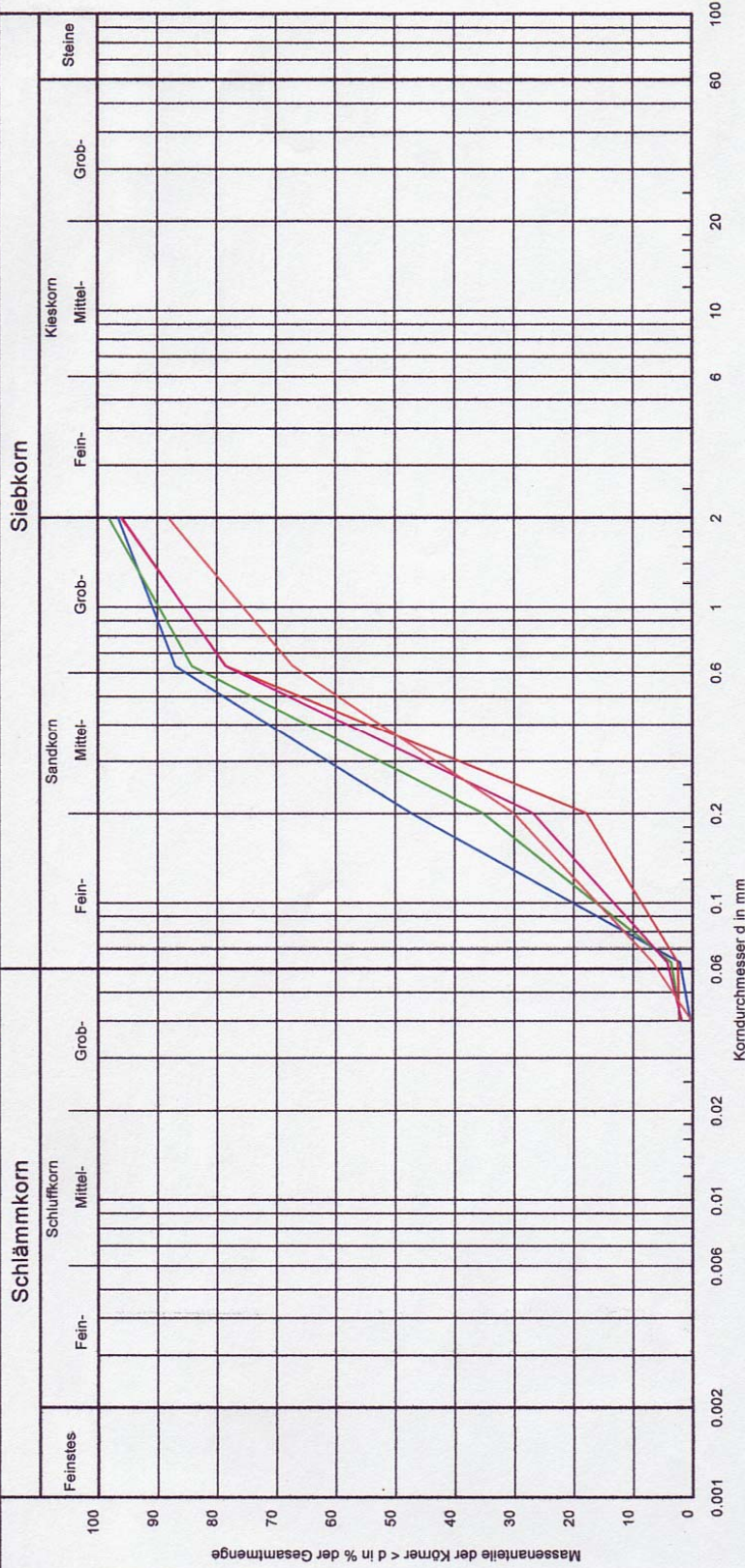
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	—	—	—	—	—	—	—	Bemerkungen:
Bodenart:	mS, fs, gs'	mS, fs, gs	fs, ms, gs	S	fs, ms, gs'			
Probenummer:	423	424	287	288	289			
U/C _s :	3.7/1.1	3.7/1.1	3.9/0.7	4.4/0.7	3.6/0.8			
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne			
k [m/s] (Hazen):	1.5 * 10 ⁻⁴	1.7 * 10 ⁻⁴	8.7 * 10 ⁻⁵	9.0 * 10 ⁻⁵	8.2 * 10 ⁻⁵			
TU/S/G [%]:	- / 0.7/99.3/ -	- / 0.8/99.2/ -	- / 2.0/98.0/ -	- / 2.4/97.6/ -	- / 2.3/97.7/ -			

Körnungslinie

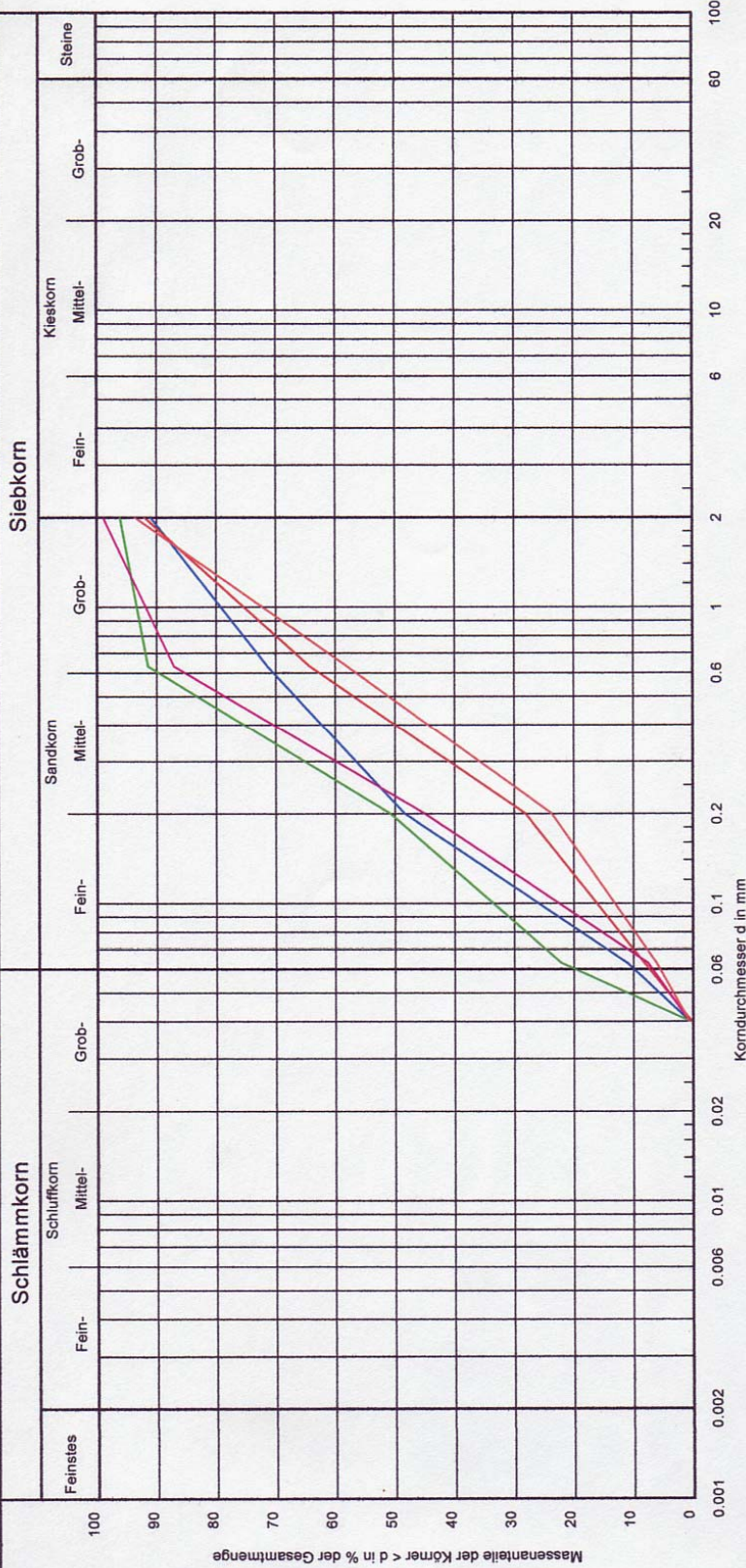
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	f_s, m_s, g_s	mS, f_s, g_s	S, u'
Bodenart:	290	247	284
Probennummer:	3.9/0.7	4.9/1.1	6.7/0.9
U _C :	ohne	ohne	ohne
Lokalisation:	8.7 * 10 ⁻⁵	1.1 * 10 ⁻⁴	7.8 * 10 ⁻⁵
k [m/s] Hazen):	- / 1.9/98.1/ -	- / 3.4/96.6/ -	- / 5.9/94.1/ -
T _U /S _G [%]:			
Bemerkungen:			

Körnungslinie

Arbeitsweise:

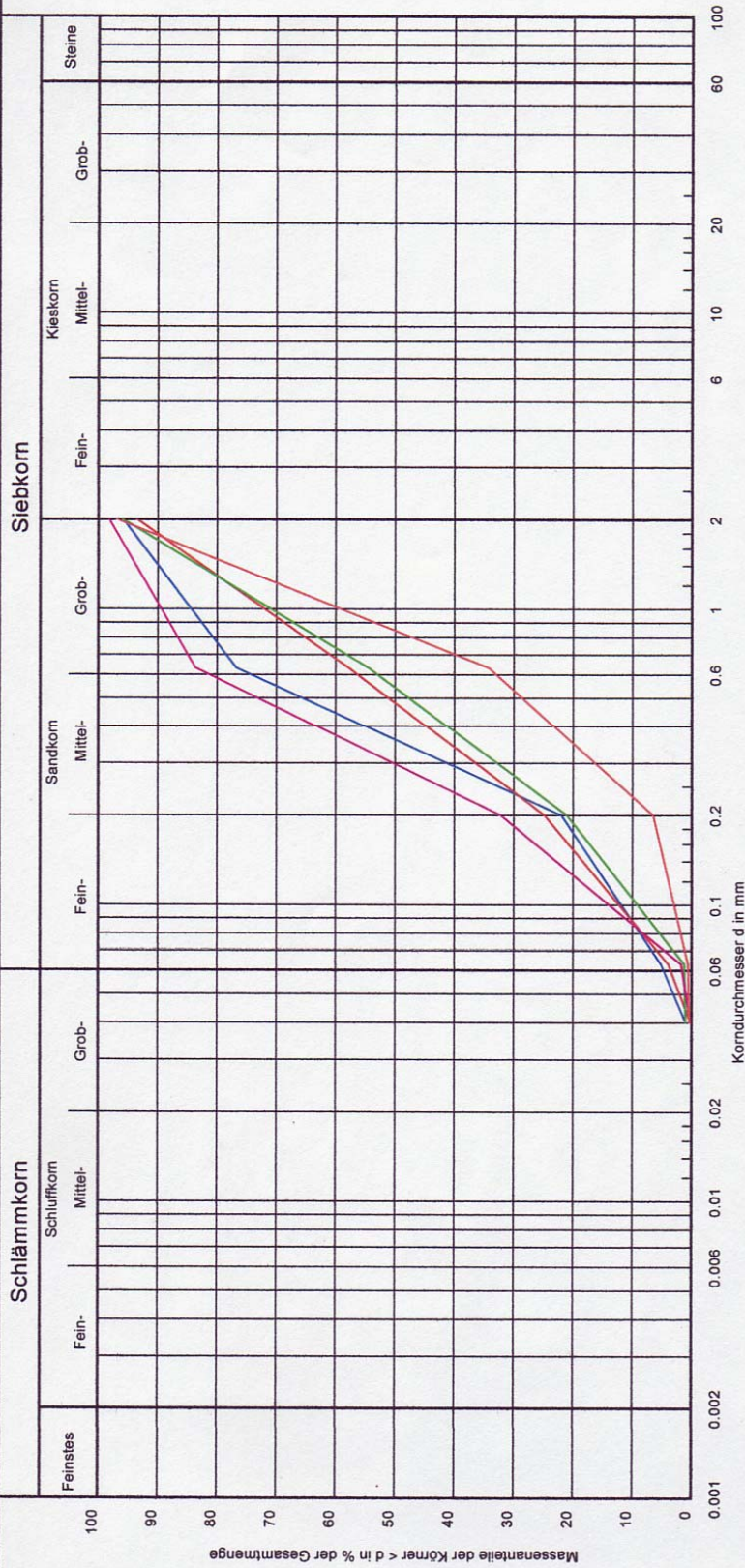


Bemerkungen:

Bezeichnung:	S, u'	S, u'	S, u	S, u'	S, u', mS, fs, u'
Bodenart:	249	342	253	297	298
Probennummer:	6.9/0.7	7.7/1.1	5.9/0.7	4.9/0.8	7.6/1.2
U/C:	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
Lokalisation:	4.3 * 10 ⁻⁵	6.6 * 10 ⁻⁵	2.9 * 10 ⁻⁵	6.0 * 10 ⁻⁵	1.0 * 10 ⁻⁴
k [m/s] (Hazen):	- /9.7/90.3/ -	- /7.2/92.8/ -	- /19.3/80.7/ -	- /6.7/93.3/ -	- /5.4/94.6/ -
TIU/SG [%]:					

Körnungslinie

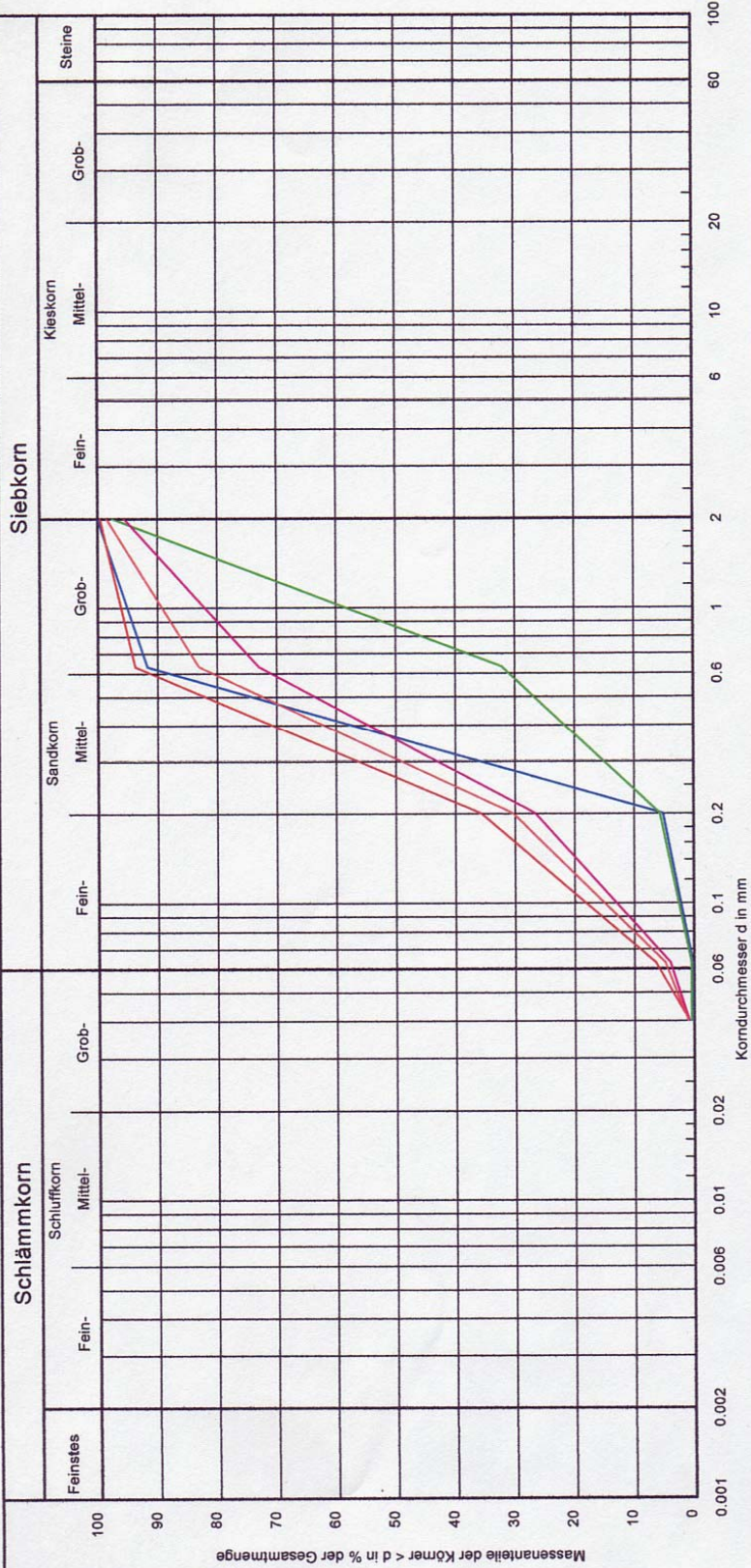
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	mS, fs, gs	gS, ms, fs	mS, fs, gs	gS, ms, fs	Bemerkungen:
Bodenart:	299	300	302	303	
Probennummer:	4.9/1.4	7.0/1.0	4.3/0.8	4.7/1.1	
U/C_c:	ohne	ohne	ohne	ohne	
Lokalisation:	1.2 * 10 ⁻⁴	1.2 * 10 ⁻⁴	1.2 * 10 ⁻⁴	7.5 * 10 ⁻⁴	
k [m/s] Hazen):	-/4.6/95.4/-	-/3.5/96.5/-	-/1.2/98.8/-	-/1.6/98.4/-	
TU/S/G [%]:					

Körnungslinie

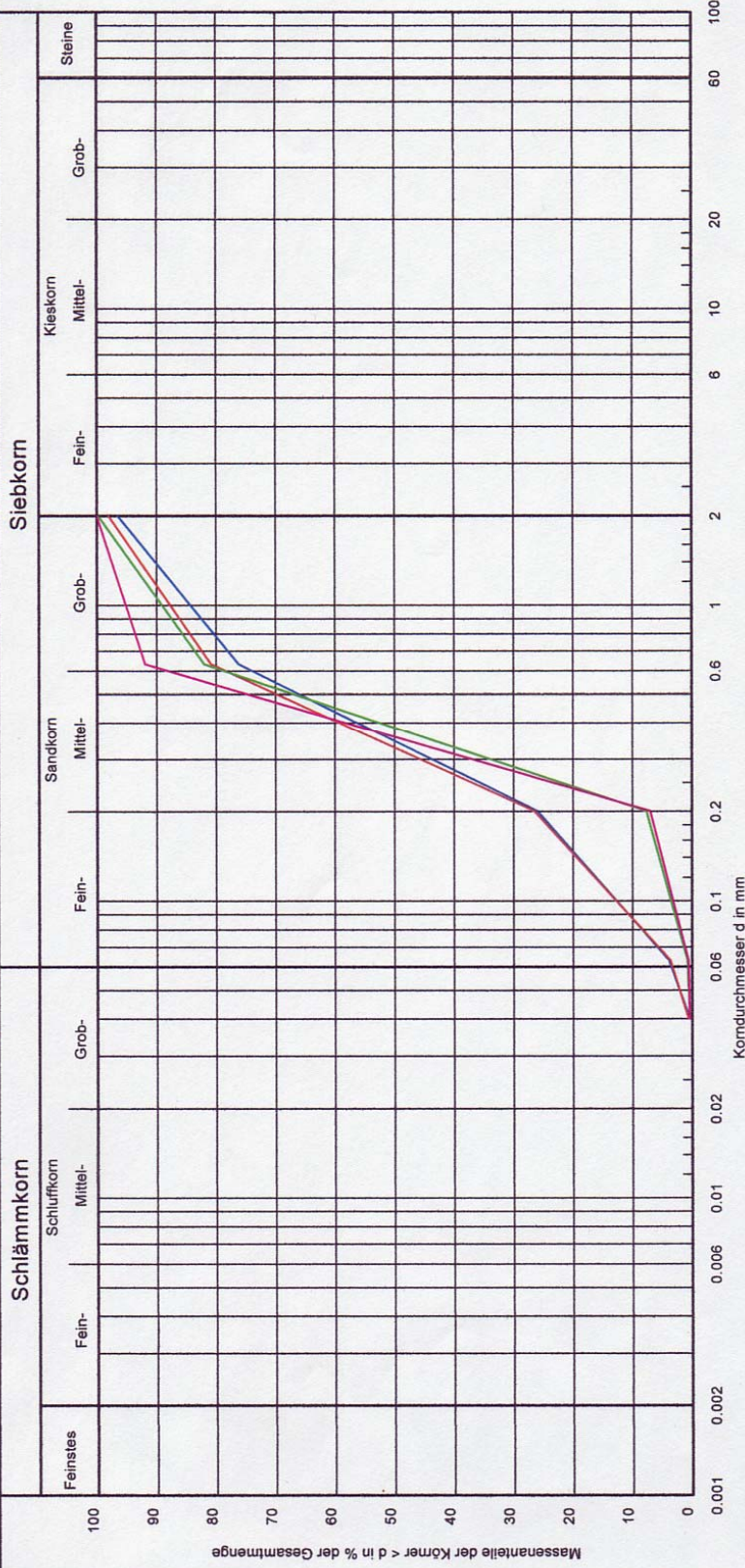
Arbeitsweise:



Bezeichnung:	mS, gs'	mS, fs, u', gs'	gS, ms, fs'	mS, fs, gs	Bemerkungen:
Bodenart:	304	305	306	309	
Probenummer:	2.1/1.0	4.8/1.0	4.5/1.1	4.9/1.0	
U/C_o:	ohne	ohne	ohne	ohne	
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	
k [m/s] Hazen):	5.8 * 10 ⁻⁴	7.3 * 10 ⁻⁵	8.4 * 10 ⁻⁴	9.5 * 10 ⁻⁵	
TU/IS/G [%]:	-/0.2/99.8/-	-/5.7/94.3/-	-/0.5/99.5/-	-/4.4/95.6/-	

Körnungslinie

Arbeitsweise:



Bezeichnung:	—	—	—	—	Bemerkungen:
Bodenart:	mS, fs, gs	mS, fs, gs	mS, fs, gs, fs'	mS, fs', gs'	
Probennummer:	310	311	312	313	
U/C,:	4.9/1.1	4.6/1.1	2.4/1.0	2.2/1.0	
Lokalisation:	ohne	ohne	ohne	ohne	
k [(m/s) Hazen]:	$1.2 \cdot 10^{-4}$	$1.2 \cdot 10^{-4}$	$5.3 \cdot 10^{-4}$	$5.4 \cdot 10^{-4}$	
TU/SG [%]:	- /3.496.6/ -	- /3.396.7/ -	- /0.899.2/ -	- /0.699.4/ -	

Anhang III: Messergebnisse der Referenzprobe aus dem A-Horizont in Erk (Feldversuch I)

Tabelle Bodenparameter der Referenzprobe aus dem A-Horizont des Standortes Erk

Standort:		TEWE Erkner; Planungsstandort Messnetz, Feldversuch		
Probe:		Haufwerk; Mischprobe; Boden		
Proben-Nr.:		000 402		
Prüfkriterium	Methode	BG	Prüfergebnisse	Dimension
Trockenmasse	IR-Trocknung, DIN ISO 11 465		97,7(98,2)	%
Glühverlust	DIN 19684-T3		14	% TS
Kohlenstoff, ges. (TOC)	IR-Detection Verbrennung unter O ₂ bei 1400°C		8820	mg/kg TS
PAK	EPA 610			mg/kg TS
Naphthalen		0,01	1,030	mg/kg TS
Acenaphthylen		0,1	0,666	mg/kg TS
Acenaphthen		0,12	2,483	mg/kg TS
Fluoren		0,01	2,654	mg/kg TS
Phenanthren		0,005	21,764	mg/kg TS
Anthracen		0,005	5,585	mg/kg TS
Fluoranthren		0,015	38,900	mg/kg TS
Pyren		0,015	49,190	mg/kg TS
Benz(a)anthracen		0,01	12,240	mg/kg TS
Chrysen		0,006	15,262	mg/kg TS
Benzo(b)fluoranthren		0,006	11,781	mg/kg TS
Benzo(k)fluoranthren		0,006	6,885	mg/kg TS
Benzo(a)pyren		0,01	12,470	mg/kg TS
Dibenz(a,h)anthracen		0,02	2,295	mg/kg TS
Benzo(g,h,i)perylen		0,035	7,191	mg/kg TS
Indeno(1,2,3,c,d)-pyren		0,01	10,442	mg/kg TS
Summe PAK			200,838	mg/kg TS
Metalle	ICP DIN EN ISO 11885			
Al		50	3600	mg/kg
Ca		50	6700	mg/kg
Fe		10	8700	mg/kg
K		1000	4200	mg/kg
Mg		15	1000	mg/kg
Na		50	390000	mg/kg
Si		10	6800	mg/kg
Ti		5	940	mg/kg

Anhang IV Messergebnisse der Vor-Ort-PAK-Bestimmung im Gaswerk Beeskow (Feldversuch II)

Tabelle Messmethode PAK - Bestimmung mittels Felddünnschichtchromatographie

Probenahme-Punkt	Probenahmetiefe [m]	X Koordinate [m]	Y Koordinate [m]	mg/kg PAK
1	0,00 - 3,00	0	0	55,9
2	0,00 - 1,00	10	0	26,1
3	0,00 - 1,00	0	10	23,6
4	0,00 - 1,00	10	10	88,8
5	0,00 - 1,00	0	20	47,5
6	0,00 - 1,00	10	20	9,8
7	0,00 - 1,00	0	30	178,9
8	0,00 - 1,00	10	30	38,1
9	0,00 - 1,00	5	5	122
10	0,00 - 1,00	5	15	127,6
11	0,00 - 0,65	5	25	65
12	0,00 - 1,00	5	0	84,5
13	0,00 - 1,00	5	10	230,9
14	0,00 - 1,00	5	20	151,3
15	0,00 - 1,00	5	30	63,8
16	0,00 - 1,00	0	5	185,8
17	0,00 - 1,00	10	5	79,1
18	0,00 - 1,00	0	15	48,7
19	0,00 - 1,00	10	15	19,1
20	0,00 - 1,00	0	25	67,3
21	0,00 - 0,65	10	25	66
22	0,00 - 1,00	5,25	5,25	53,1
23	0,00 - 1,00	5,7	5,7	114,8
24	0,00 - 1,00	5,25	10,25	149,9
25	0,00 - 1,00	5,7	10,7	82,5

Probenahmepunkt P 1: 0,0 - 1,00 m u. GOK durch lineare Mittelung: 55,9 mg/kg

Fortsetzung

Probenahme- punkt	Probenahme- tiefe [m]	X Koordinate [m]	Y Koordinate [m]	mg/kg PAK
26	0,00 - 1,00	5,25	15,25	18,7
27	0,00 - 1,00	5,7	15,7	20,5
28	0,00 - 1,00	5,25	20,25	88,8
29	0,00 - 1,00	5,7	20,7	111,1
30	0,00 - 1,00	5,25	25,25	50,8
31	0,00 - 1,00	5,7	25,7	108
32	0,00 - 1,00	4,75	4,75	73,4
33	0,00 - 1,00	4,3	4,3	39,3
34	0,00 - 1,00	4,75	9,75	80,8
35	0,00 - 1,00	4,3	9,3	184,7
36	0,00 - 1,00	4,75	14,75	20,5
37	0,00 - 1,00	4,3	14,3	15,5
38	0,00 - 1,00	4,75	19,75	117,5
39	0,00 - 1,00	4,3	19,3	39,2
40	0,00 - 1,00	4,75	24,75	85,3
41	0,00 - 1,00	4,3	24,3	124,1
42	0,00 - 1,00	4,75	29,75	154,5
43	0,00 - 1,00	4,3	29,3	155,1
44	0,00 - 0,35	2,5	0	32,4
45	0,00 - 0,35	2,5	5	52
46	0,00 - 0,35	2,5	10	47,7
47	0,00 - 0,35	2,5	15	16
48	0,00 - 0,35	2,5	20	85,4
49	0,00 - 0,35	2,5	25	166,4
50	0,00 - 1,00	2,5	2,5	21,3

Probenahmepunkt P 50: 0,00 - 1,00 m u. GOK durch lineare Mittelung: 21,7 mg/kg

Anhang V Prüfergebnisse der PAK-Analytik

Untersuchungsverfahren

Kriterium	Methode
PAK	EPA 610

Bestimmungsgrenzen

Parameter	Bodenproben
PAK	
Naphthalen	0,01 mg/kg
Acenaphthylen	0,1 mg/kg
Acenaphthen	0,1 mg/kg
Fluoren	0,01 mg/kg
Phenanthren	0,005 mg/kg
Anthracen	0,005 mg/kg
Fluoranthen ^{T)}	0,015 mg/kg
Pyren	0,015 mg/kg
Benz(a)anthracen	0,01 mg/kg
Chrysen	0,006 mg/kg
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	0,006 mg/kg
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	0,006 mg/kg
Benzo(a)pyren ^{T)}	0,01 mg/kg
Dibenz(a,h)anthracen	0,02 mg/kg
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	0,035 mg/kg
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	0,01 mg/kg
^{T)} nach TVO zu bestimmende PAK	

Prüfergebnisse

Parameter	000341 -013	000342 -014	000343 -015	000344 -016	Dimension
Summe PAK	0,322	0,624	0,567	0,232	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Fluoren	Spuren	0,013	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Phenanthren	0,104	0,245	0,252	0,041	mg/kg TM
Anthracen	Spuren	0,016	0,010	Spuren	mg/kg TM
Fluoranthen ¹⁾	0,068	0,124	0,128	0,067	mg/kg TM
Pyren	0,100	0,152	0,096	0,071	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	Spuren	0,012	0,011	Spuren	mg/kg TM
Chrysen	0,032	0,034	0,039	0,031	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ¹⁾	0,018	0,017	0,024	0,016	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ¹⁾	Spuren	Spuren	0,007	0,006	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ¹⁾	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ¹⁾	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ¹⁾	Spuren	0,011	Spuren	Spuren	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nicht verwendetes Probenmaterial wird an den Auftraggeber zurückgegeben.

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die oben genannten Prüfgegenstände. In den Normen festgeschriebene Abweichungen werden nicht überschritten.

Prüfergebnisse

Parameter	000183/B 1 -007	Dimension
Summe PAK	24,3	mg/kg TM
Naphthalen	0,027	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	0,274	mg/kg TM
Fluoren	0,536	mg/kg TM
Phenanthren	2,394	mg/kg TM
Anthracen	0,898	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	5,077	mg/kg TM
Pyren	2,698	mg/kg TM
Benzo(a)anthracen	1,774	mg/kg TM
Chrysen	1,772	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	1,782	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	1,080	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	2,086	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	0,372	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	1,587	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	1,969	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nicht verwendetes Probenmaterial wird an den Auftraggeber zurückgegeben.

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die oben genannten Prüfgegenstände. In den Normen festgeschriebene Abweichungen werden nicht überschritten.

Prüfergebnisse

Parameter	000133 -001	000137 -002	Dimension
Summe PAK	0,634	Spuren	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Fluoren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Phenanthren	0,046	Spuren	mg/kg TM
Anthracen	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	0,129	Spuren	mg/kg TM
Pyren	0,120	Spuren	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	0,048	Spuren	mg/kg TM
Chrysen	0,059	Spuren	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	0,064	Spuren	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	0,029	Spuren	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	0,016	Spuren	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylen ^{T)}	0,077	Spuren	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	0,046	Spuren	mg/kg TM

Parameter	000180 -003	000181 -004	000182 -005	000184 -006	Dimension
Summe PAK	0,087	0,060	0,170	272	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	Spuren	Spuren	Spuren	5,687	mg/kg TM
Fluoren	Spuren	Spuren	Spuren	28,553	mg/kg TM
Phenanthren	0,008	0,010	0,017	36,459	mg/kg TM
Anthracen	Spuren	Spuren	Spuren	17,463	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	0,021	0,026	0,040	69,791	mg/kg TM
Pyren	0,017	Spuren	0,024	36,755	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	Spuren	Spuren	0,011	18,406	mg/kg TM
Chrysen	0,011	0,008	0,013	15,338	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	0,022	0,006	0,020	7,492	mg/kg TM

Parameter	000180 -003	000181 -004	000182 -005	000184 -006	Dimension
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	0,008	Spuren	0,011	8,436	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	Spuren	Spuren	0,012	6,725	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	Spuren	Spuren	Spuren	3,270	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	Spuren	Spuren	Spuren	7,551	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	Spuren	Spuren	0,022	9,970	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nicht verwendetes Probenmaterial wird an den Auftraggeber zurückgegeben.

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die oben genannten Prüfgegenstände. In den Normen festgeschriebene Abweichungen werden nicht überschritten.

Prüfergebnisse

Parameter	000213 -001	Dimension
Summe PAK	98,4	mg/kg TM
Naphthalen	0,137	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	0,818	mg/kg TM
Fluoren	1,089	mg/kg TM
Phenanthren	12,012	mg/kg TM
Anthracen	1,767	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	19,641	mg/kg TM
Pyren	17,677	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	6,069	mg/kg TM
Chrysen	8,310	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	7,022	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	3,401	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	7,779	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	0,936	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	6,757	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	4,984	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nicht verwendetes Probenmaterial wird an den Auftraggeber zurückgegeben.

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die oben genannten Prüfgegenstände. In den Normen festgeschriebene Abweichungen werden nicht überschritten.

Parameter	000260 -001	000261 -002	000247 -003	000248 -004	000249 -005	000250 -006	Dimension
Summe PAK	226	187	170	21,8	2,00	1,32	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	Spuren	Spuren	Spuren	n.n.	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthylen	1,196	1,365	1,538	0,114	0,028	n.n.	mg/kg TM
Acenaphthen	2,921	2,743	0,335	0,391	0,041	n.n.	mg/kg TM
Fluoren	3,484	7,058	0,850	0,916	0,536	Spuren	mg/kg TM
Phenanthren	20,869	18,102	21,290	2,972	0,573	0,676	mg/kg TM
Anthracen	12,098	5,058	2,715	0,808	0,270	0,645	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	37,006	27,802	32,275	4,718	0,095	Spuren	mg/kg TM
Pyren	35,578	27,818	31,925	4,359	0,063	Spuren	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	17,901	14,659	11,050	1,360	0,160	Spuren	mg/kg TM
Chrysen	19,574	14,927	12,780	1,451	0,047	Spuren	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	16,929	15,435	13,385	1,101	0,049	n.n.	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	15,898	13,783	11,680	0,860	0,049	n.n.	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	14,843	13,509	9,255	0,929	0,041	n.n.	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	4,254	3,157	2,365	0,145	Spuren	n.n.	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	11,090	10,308	9,359	0,763	0,026	n.n.	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	12,122	10,896	9,645	0,862	0,020	n.n.	mg/kg TM

Parameter	000251 -007	000252 -008	000253 -009	000293 -010	000294 -011	000295 -012	Dimension
Summe PAK	0,992	1,05	2,55	19,1	67,1	110	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	Spuren	Spuren	0,064	1,610	3,679	mg/kg TM
Acenaphthylen	n.n.	n.n.	Spuren	0,153	0,087	0,013	mg/kg TM
Acenaphthen	n.n.	n.n.	0,037	0,211	0,935	1,233	mg/kg TM
Fluoren	Spuren	Spuren	0,298	0,461	0,978	1,321	mg/kg TM
Phenanthren	0,629	0,631	1,154	1,693	7,990	12,100	mg/kg TM
Anthracen	0,363	0,421	0,759	0,879	2,127	2,217	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	Spuren	Spuren	0,031	1,958	10,110	16,375	mg/kg TM
Pyren	Spuren	Spuren	0,174	1,563	9,590	17,185	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	Spuren	Spuren	0,092	1,124	5,225	8,460	mg/kg TM
Chrysen	Spuren	Spuren	Spuren	1,413	5,570	9,445	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	n.n.	n.n.	n.n.	1,869	4,664	8,565	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	n.n.	n.n.	n.n.	1,609	4,562	6,875	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	n.n.	n.n.	n.n.	1,589	5,264	9,375	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	n.n.	n.n.	n.n.	0,495	0,615	1,247	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylene ^{T)}	n.n.	n.n.	n.n.	1,765	3,773	5,985	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	n.n.	n.n.	n.n.	2,275	3,948	6,200	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Prüfergebnisse

Parameter	000423 -001	Dimension
Summe PAK	0,045	mg/kg TM
Naphthalen	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthylen	Spuren	mg/kg TM
Acenaphthen	Spuren	mg/kg TM
Fluoren	Spuren	mg/kg TM
Phenanthren	0,011	mg/kg TM
Anthracen	Spuren	mg/kg TM
Fluoranthen ^{T)}	0,016	mg/kg TM
Pyren	0,018	mg/kg TM
Benz(a)anthracen	Spuren	mg/kg TM
Chrysen	Spuren	mg/kg TM
Benzo(b)fluoranthen ^{T)}	Spuren	mg/kg TM
Benzo(k)fluoranthen ^{T)}	Spuren	mg/kg TM
Benzo(a)pyren ^{T)}	Spuren	mg/kg TM
Dibenz(a,h)anthracen	Spuren	mg/kg TM
Benzo(g,h,i)perylen ^{T)}	Spuren	mg/kg TM
Indeno(1,2,3,cd)-pyren ^{T)}	Spuren	mg/kg TM

Spuren - Meßwert liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nicht verwendetes Probenmaterial wird an den Auftraggeber zurückgegeben.

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die oben genannten Prüfgegenstände. In den Normen festgeschriebene Abweichungen werden nicht überschritten.

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erklärt der Unterzeichnende, dass die vorgelegte Arbeit selbständig und ausschließlich unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt wurde.

Ronald Obst

Schulzendorf im November 2008