

**Fachbeiträge des Landesumweltamtes
Heft-Nr. 90**

**Altlastenbearbeitung
im Land Brandenburg**

Teilthema: Sickerwasserprognose II

**Weiterbildungsseminar am 07.06.2004
in Potsdam**



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Tagungsbericht

über die Weiterbildungsveranstaltung am 07.06.2004 in Potsdam
„Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, Teilthema: Sickerwasserprognose II“

Veranstalter

Brandenburgische Universität Cottbus, Fakultät 4, Lehrstuhl Umweltgeologie
Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Referat Altlasten

Der Bericht, einschließlich aller Abbildungen, ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Bearbeitung in elektronischen Systemen.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in der Veröffentlichung geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit den Meinungen des Herausgebers übereinstimmen.

Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe - Heft-Nr. 90

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg
Berliner Straße 21 - 25
14467 Potsdam
Tel.: 0331/23 23 259
Fax: 0331/29 21 08
E-Mail: info@lua.brandenburg.de

Redaktionelle Bearbeitung der Vorträge:

LUA, Referat Altlasten, Dipl. Dipl.-Ing. André Wünsch
Tel.: 0331/ 2776 -138 (144)
Fax.: 0331/ 2776 -306
E-Mail: andre.wuensch@lua.brandenburg.de
Internet: <http://www.brandenburg.de/lua>

Potsdam, im September 2004

Diese Publikation erfolgt im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbenden zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden.

Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers gestattet.

Inhalt

Weiterbildungsveranstaltungen zur Thematik „Sickerwasserprognose“ - Ausblick – (Stand Juni 2004) Herr Dipl. Dipl.-Ing. André Wunsch, Landesumweltamt Brandenburg, Ref. A3	4
Datengewinnung im Gelände (Rammkernsondierung/ Drucksondierung/ Probennahme – geologische Modelle) Herr Prof. Dr. Hans-Jürgen Voigt, Brandenburgische Universität Cottbus, Fakultät 4, Lehrstuhl Umweltgeologie	7
Datengewinnung im Labor (Parameteridentifikation: Saugspannung- Sättigungsverhalten/ Batch- und Säulenversuche) Herr Dr. Claus Nitsche, Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden	31
Datenauswertung und Prognose Herr Dr. R.-J. Michel, Ing.-büro Boden und Bodenwasser Bad Freienwalde	50

Weiterbildungsveranstaltungen zur Thematik „Sickerwasserprognose“ - Ausblick - (Stand Juni 2004)

Herr Dipl. Dipl.-Ing. André Wunsch
Landesumweltamt Brandenburg, Ref. Altlasten

Seit In-Kraft-Treten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Jahr 1999 bestehen bundeseinheitliche Vorschriften für die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. Zur Beurteilung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser sieht die BBodSchV die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor, welche aus heutiger Sicht bezüglich des fachlichen Anspruchs und der technischen Realisierbarkeit zu den anspruchsvollsten und am schwierigsten nachvollziehbaren Aufgaben des Bodenschutzrechtes gehören dürfte. Wie die bisherige Praxis zeigt, lässt die Gesetzgebung in zahlreichen Punkten einen erheblichen Interpretationsspielraum zu. Dieser ist für den Vollzug zu konkretisieren um deren Anwendung zu erleichtern und zu vereinheitlichen.

Um den aktuellen Diskussions- und Erkenntnisstand aus Forschung und Praxis einem breiteren Fachpublikum zugängliche zu machen möchte das Landesumweltamt Brandenburg eine Informationsreihe zur Gesamtproblematik mit folgenden Themenkomplexen initiieren.

Informationsveranstaltung 1:

➤ *Allgemeine Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose*

- Grundlagen und Ziele („Orientierende Untersuchung“ / „Detailuntersuchung“)
- Ablauf der Sickerwasserprognose (Standortcharakterisierung, Konzepterstellung und Ermittlung des Untersuchungsbedarfs, Durchführung von Untersuchungen, verbal-argumentative Abschätzung bzw. quantifizierende Abschätzung von Konzentrationen und Frachten)
- Verfahrensweisen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV (Bodenuntersuchungen, Sickerwasserbeprobungen, In situ-Untersuchungen, Grundwasseruntersuchungen)
- Anwendung der Prüfwerte nach Anhang 2 BBodSchV bzw. Prüfwertvorschlägen, orientierenden Hinweisen auf einen Prüfwert und Orientierungswerten

Informationsveranstaltung 2:

➤ *Verfahrensweisen: „Bodenuntersuchungen“*

- Bodenprobengewinnung (wirkungspfadspezifischer Ort der Probenahme, Stand der Technik Probennahmesysteme - Sondierungen, Bohrungen, etc., ungestörte/gestörte Bodenproben) “
- Untersuchungsmethoden – Ermittlung der Schadstoff-Gesamtgehalte zur Abschätzung der Gesamtmenge des kontaminierten Bodens (Verfahren s. Anhang 1, Nr. 3.1.2 und 3.3 BBodSchV) Stand der Technik, Anwendungshinweise
- Untersuchungsmethoden – Ermittlung des Freisetzungsverhalten mittels Elutions-/ Extraktionsuntersuchungen (Verfahren s. Anhang 1, Nr. 3.1.2 und 3.3 BBodSchV)
- Vergleichbarkeit von Elutions-/Extraktionsverfahren

Informationsveranstaltung 3:

- **Verfahrensweisen: „Direkt-/in situ-Untersuchungen“**
 - Einführung in die Thematik der Sickerwasserbeprobung und in situ-Untersuchung
 - Saugkerzen (Stand der Technik, Vor- und Nachteile, Kosten)
 - Sickerwassermessstellen (Stand der Technik, Vor- und Nachteile, Kosten)
 - Drucksondierungen (Stand der Technik, Vor- und Nachteile, Kosten)
 - Feldlysimeter (Stand der Technik, Vor- und Nachteile, Kosten)
 - Nationaler Erfahrungs-/Anwendungsstand

Informationsveranstaltung 4:

- **Verfahrensweisen: “Grundwasseruntersuchungen”**
 - Grundwassermessstellen (GWMS) - Art, Ausbau, Material (Stand der Technik, Normen/ Regelwerke)
 - Grundwasserprobennahmesysteme (Pumpen, Schöpfgeräte, Problematik Probennahme aufschwimmender Schadstoffphase)
 - Feldtestversuche an GWMS zur Gewinnung von geohydraulischer Parameter (Stand der Technik, Vor- und Nachteile)
 - Rückschluss-/rechnung nach BBodSchV

Informationsveranstaltung 5:

- **Sickerwasserprognose**
 - Standortbeschreibung (klimatische Wasserbilanz, Relief, Bodenbedeckung, Untergrunderbau - bodenkundliche und geologische Schichtbeschreibung, Sickerwasserrate, Durchlässigkeit der ungesättigten Zone,..)
 - Beschreibung der Schadstoffquelle (Schadstoffinventar und -freisetzung, Schadstoffmasse und räumliche Verteilung)
 - Transportbetrachtung von der Schadstoffquelle bis zum Ort der Beurteilung

Informationsveranstaltung 6:

- **Räumlich und zeitliche Integration der Untersuchungsergebnisse sowie Plausibilitätsprüfung**
 - Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse
 - Statistische Verfahren
 - Plausibilitätsprüfung

Informationsveranstaltung 7:

➤ - **Beurteilung/Bewertung der Untersuchungsergebnisse**

▪ Fachliche Beurteilung

- Darstellung/Beurteilung der Untersuchungsergebnisse
- Anwendung von Prüf-/Orientierungswerten
- Ableitung von Prüfwertvorschlägen nach BBodSchV

▪ Behördliche Bewertung

- Bewertung der Untersuchungsergebnisse
- Verhältnismäßigkeitsprüfung bzgl. weiterer Maßnahmen

Datengewinnung im Gelände

(Rammkernsondierung/Drucksondierung/Probennahme – geologische Modelle)

Herr Prof. Dr. Hans-Jürgen Voigt, Brandenburgische Universität Cottbus,
Fakultät 4, Lehrstuhl Umweltgeologie

1. Zielstellung und Regelungen

Alle in der Praxis der Altlastenerkundung angewandten Geländeverfahren zur Untersuchung der Versickerungszone haben folgende Zielstellungen:

- Feststellung der Abfolge, Mächtigkeit, und räumlichen Verteilung der einzelnen Schichten;
- Feststellung der lithologischen Ausbildung und Zusammensetzung der einzelnen Schichten;
- Feststellung der Verteilung und räumlichen Ausbreitung der Schadstoffe in den einzelnen Schichten;
- Ermittlung der Lage des Grundwasserspiegels unter Gelände, der Mächtigkeit des Kapillarsaumes und des Wassergehaltes der einzelnen Schichten;
- die Gewinnung von Bodenproben für nachfolgende bodenmechanische, petrophysikalische und geochemische Untersuchungen.

In der von dem Altlastenausschuss (ALA) der LABO 2002 erarbeiteten „Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung“ werden sowohl Hinweise für die Auswahl der entsprechenden Aufschluss- und beprobungsverfahren, als auch zu ihrem Mindestumfang auf den unterschiedlichen Untersuchungsetappen und bei unterschiedlichen Wirkungspfaden und Nutzungsbedingungen gemacht. Die Arbeitshilfe verweist bei der Auswahl der entsprechenden Aufschlussverfahren im Wesentlichen auf die nachfolgenden einschlägigen DIN-Vorschriften und Regelungen der Fachverbände:

- DIN 4020: Geotechnische Untersuchungen für bautechnische Zwecke (1990),
- DIN 4021: Aufschluss durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben (1990), (Gelbdruck 2002),
- DIN 4022: Benennung und Beschreibung von Boden und Fels, Teil1 (1987), Teil 3 (1982),
- DIN 4094: Erkundung durch Sondierungen (1990),
- DVWG Merkblatt W 115: Bohrungen bei der Wassererschließung (1977),
- DVWG Merkblatt W 121 Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen (1988),
- ITVA Fachausschuss F2 „Probennahme“: Entwurf der Arbeitshilfe „Aufschlussverfahren zur Probengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsflächen und Altlasten“ (1994),
- Bodenkundliche Kartieranleitung (1996).

2. Konventionelle Untersuchungsverfahren (direkte Verfahren)

Bei konventionellen Aufschlüssen in Form von Schürfen und Bohrungen ist eine visuelle Begutachtung des anstehenden Bodens bzw. des Bohrgutes teufenbezogen möglich.

2.1 Schürfe

Schürfe sind manuell oder durch Bagger ausgehobene, begehbare Gräben oder Gruben, die die oberflächlich anstehenden Sedimente aufschließen. Der Vorteil von Schurfgräben besteht insbesondere darin, dass die Lagerungsverhältnisse der einzelnen Schichten einfach erkannt und dokumentiert werden können (Bild 3). Gleichzeitig ist eine Entnahme ungestörte Bodenmonolithe einfach möglich (Bild 4). Wenn man den relativ großen Zeit- und Kostenaufwand eines Schurfes in Kauf nimmt, sollte man von vornherein seine Nutzung zur tiefenorientierten Sickerwasserprobennahme mit ins Auge fassen (Bild 5).

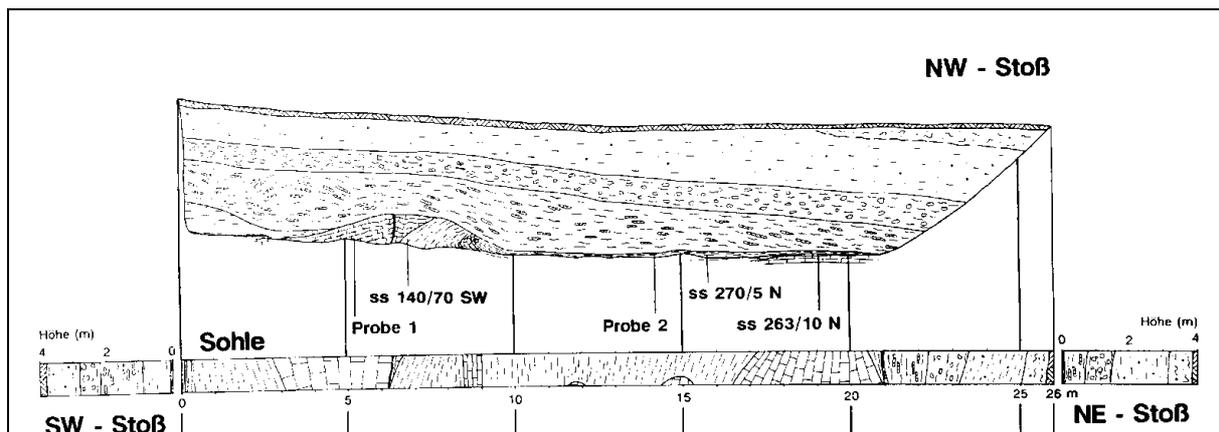


Bild 3: Beispiel einer Aufnahmeskizze eines Schurfgrabens (GEOS Jena, aus Schreiner/Kreysing, 1998)

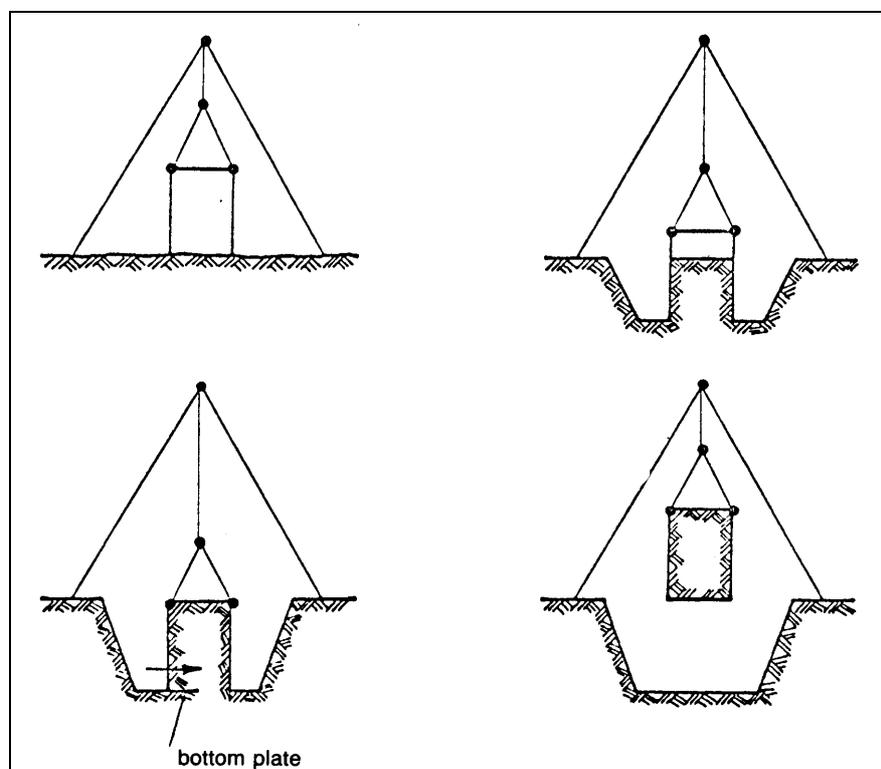


Bild 4: Gewinnung eines Bodenmonolithen aus einem Schurf, beispielsweise für einen Lysimeterbau (nach Luckner, Schestakow, 1991)

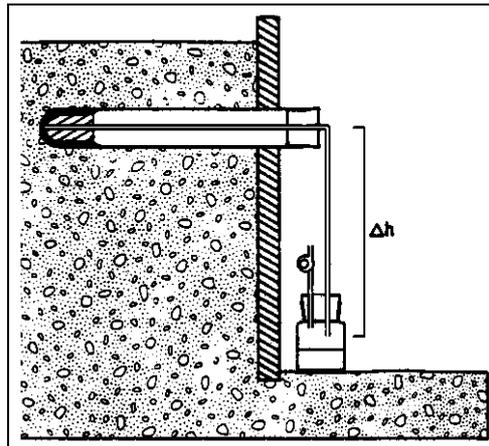


Bild 5: Horizontaler Einbau einer Saugkerze zur Sickerwassergewinnung (aus DVWK, 1990)

2.2 Bohraufschlüsse

In Abhängigkeit von den geologischen Bedingungen, dem Flurabstand des Grundwassers sowie und insbesondere von den Anforderungen an die Qualität der Probennahme können unterschiedliche Aufschlussverfahren zur Anwendung kommen. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der bei der Altlastenerkundung eingesetzten Aufschlussverfahren.

Tabelle 1: Übersicht über direkte Aufschlussverfahren bei der Altlastenerkundung (nach ITVA, 1994)

Verfahren	Durchmesser in mm		Güteklasse		Nachteile	Fehlerquellen	Erkundungs-phase
Handbohrung	15 - 80	D/5	5 oder schlechter	sehr schnell und kostengünstig	nicht immer repräsentativ, nur bis max. 2m	Randkontaminationen ungenaue Profilansprache, Verluste flüchtiger Stoffe	Orientierung, Abgrenzung
Kleinrammbohrung	35 - 80	D/5	bestenfalls 2 in bindigem, bis 3 in rolligem Boden	kostengünstig, schnell, auch in Kellern, Häusern etc.	Kernverluste durch Stauchungen, Nachfall, Ausgasung	Ungenauigkeit im Profil, Randkontamination, Verluste flüchtiger Stoffe,	Orientierung, Abgrenzung
Rammkernbohrung	80 - 300	D/3	2 in bindigem, 3-2 in rolligen Böden	gute Kerne, auch unter Grundwasser einsetzbar	Erwärmung in festen Böden, Vermischung beim Auspressen in nichtbindigen Böden	Verluste flüchtiger Stoffe, Verschleppung von Schadstoffen	Orientierung, Abgrenzung, Detailuntersuchung, Sanierung
Rotationskernbohrung	65 - 200	D/3	bestenfalls 4 über Gw, 5 unter Gw	kostengünstig, große Probenmengen	Störung der Proben, Entmischung rolliger Böden, Erwärmung in festen Böden	Vermischung von Probengut, Verlust von Feinkorn unter Gw-Oberfläche, Verlust leichtflüchtiger Schadstoffe	Abgrenzung, Sanierung
Greiferbohrung	400 - 2500	D/2	3 über Gw, 5 bis 4 unter Gw	große Durchmesser, große Probenmengen, auch größtes Material	ungenauere Profile, Störung der Proben, Entmischung unter Gw, Entsorgung	Vermischung von Probengut, Verlust von Feinkorn unter Gw-Oberfläche	Detailuntersuchung, (Sanierung)
Schlauchkernbohrung	80 - 200	D/3	2 bis 1	exakte Profile, kein Luft- und Wasserzutritt zum Probenmaterial, Schutz vor Entgasung	aufwendiges Verfahren, anfällig gegen Störkörper	Wechselwirkung mit Schlauchmaterial	Detailuntersuchung, Sanierung
Schurf (begehrbar)	beliebig		2 bis 1	exakte Profile, Lagerung erkennbar, jede Probenmenge und -güte	Arbeitsschutz, Verbau, Entsorgung, Platzbedarf	Luftzutritt, Ausgasung	Abgrenzung, Detailuntersuchung, Sanierung
Sonderprobe (ungestörte Probennahme)	50 - 200	D/3	1	hydraulische und bodenmechanische Parameter	aufwendiges Verfahren		Detailuntersuchung, Sanierungsplanung

Die in der Tabelle 1 aufgeführten Güteklassen der zu gewinnenden Bodenproben müssen die in Tabelle 2 geforderten inhaltlichen Anforderungen erfüllen.

Tabelle 2: Güteklassen für Bodenproben nach DIN 4021 (1990)

Güteklasse	Bodenproben unverändert in
1	Korngefüge, Schichtgefüge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt, Dichte des feuchten Bodens, Wasserdruchlässigkeit, Steifenmodul, Scherfestigkeit
2	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt, Dichte des feuchten Bodens, Wasserdruchlässigkeit
3	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt
4	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung
5	Schichtenfolge (unvollständige Bodenprobe)

Wie aus beiden Tabellen ersichtlich ist der Einsatz von Handbohrern, Bohrstöcken und Peilstangen, die üblicherweise unter **Handbohrverfahren** zusammengefasst werden, auf orientierende Untersuchungen und eine Aufschlusstiefe von 2 m beschränkt. Dagegen sind **Kleinrammbohrungen** die wichtigsten und kostengünstigsten, direkten Aufschlussverfahren zur Untersuchung der Versickerungszone.

Nach der LABO-Arbeitshilfe sollten zur Gewinnung repräsentativer Bodenproben sowie einer detailgetreuen Aufnahme des Schichtenprofils nach Möglichkeit Kernrohre mit einem Außendurchmesser von 80 mm (Innendurchmesser 70 mm) und einer Länge von 1 m verwendet werden. (Bild 8)



Bild 8: Kleinrammbohrung mit Wackerhammer und Bohrkerne (Quelle: Siebenborn, 1998)

Mit dem Verfahren der leichten Rammkernbohrung werden Erdbohrungen mit einem Durchmesser von bis zu 80 mm und bis in eine Tiefe von 15 Meter durchgeführt. Die Flexibilität der Bohrausrüstung erlaubt auch Bohrungen in Gebäuden und an schwer zugänglichen Orten sowie Schrägbohrungen sowie die Gewinnung gestörter Proben.

Für die Aufnahme exakter Bohrprofile haben sich in der Versickerungszone **Hohlschneckenbohrungen mit Schlauchkerngewinnung** besonders in Kombination mit einem anschließenden Messstellenausbau bewährt (Bild 9).

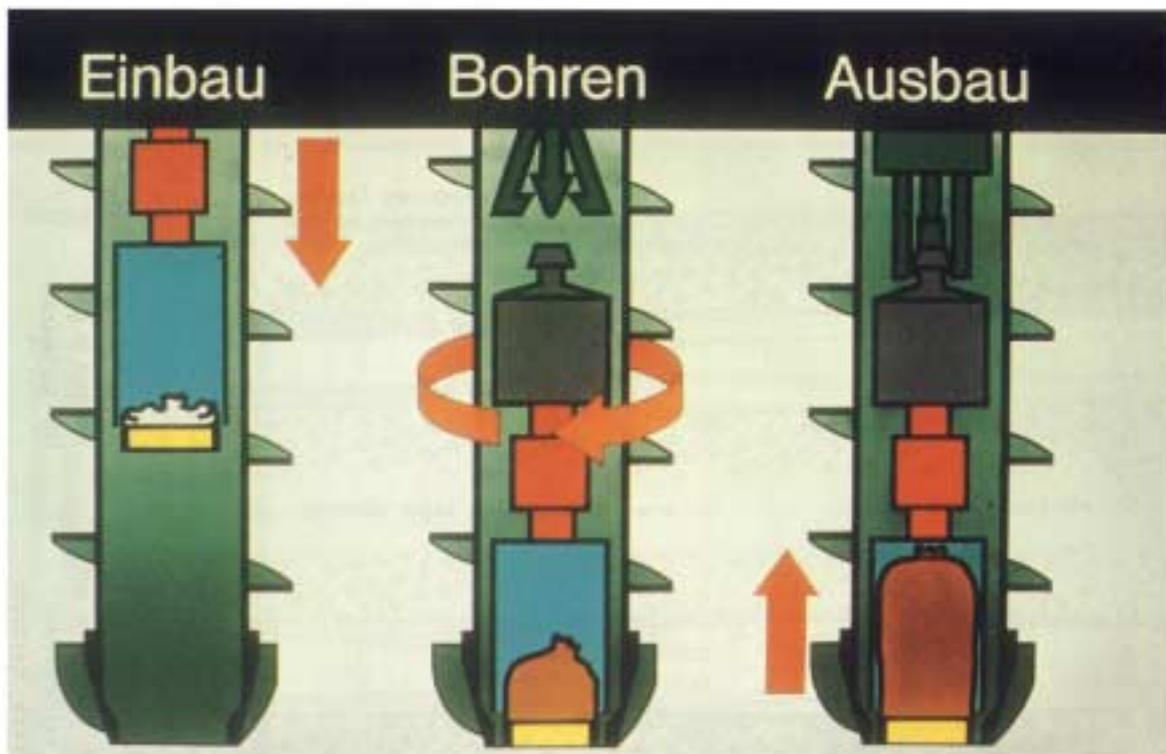


Bild 9: Hohlschnecken Kernbohrsystem nach Noack/Wazlawik (Baugrund Berlin, 1987)

Sonderproben werden normalerweise nach DIN 4021 mit speziellen Entnahmegerten in bindigen und organischen Böden gewonnen. In der Altlastenerkundung müssen Sonderproben mit hohem Qualitätsstandard auch aus sandigen und kontaminierten Erdstoffen zur Durchführung von Säulenversuchen sowie zur Ermittlung geohydraulischer Kennwerte gewonnen werden. Bild 10 zeigt ein Kernrohr zur Sonderprobengewinnung sowie die Konservierung der Sonderprobe.



Bild 10: Kernrohr Sonderproben (Quelle: Siebenborn, 1998) Sonderprobe verpacken

Die einfachste Form einer Sonderprobe ist die Stechzylinderprobe, wobei der Stechzylinder mittels Hammer in das Erdreich geschlagen wird. In Verbindung mit Trocken- und Spülbohrverfahren kommen unterschiedliche Kerngewinnungsrohre zur Anwendung.

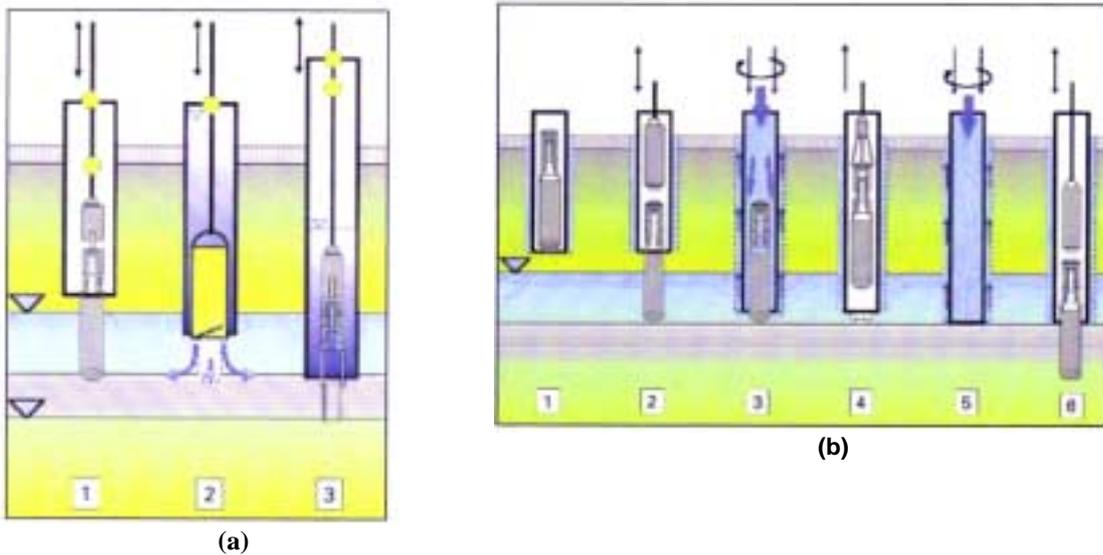


Bild 11: Sonderprobenentnahme (a) im Trocken- und (b) Spülbohrverfahren (nach Siebenborn, 1998)

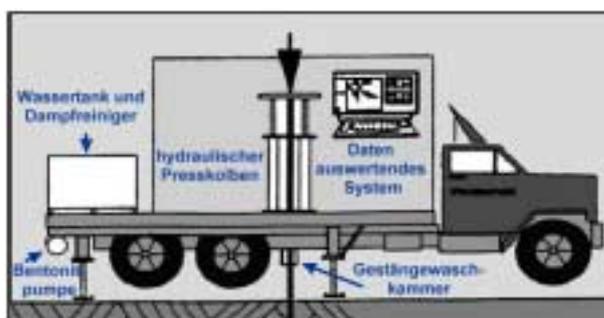
Im Trockenbohrverfahren (Bild 11a) werden die Kerne in einen PVC-Liner eingezogen, der unterhalb der Verrohrung 1m in den Untergrund eingerammt wird. Anschließend wird die Bohrung bis zur Unterkante der erfolgten Kernentnahme aufgebohrt und die Kerngewinnung kann im nächsten Teufenintervall erfolgen. Beim Spülbohrverfahren (Bild 11b) wird die Sonderprobe ebenfalls durch Rammen des Kernrohres durch die Bohrkronen gewonnen. Im Grundwasserbereich hat sich gezeigt, dass im Gegen-

satz zu der in der in der LABO-Arbeitshilfe vertretenen Meinung, Sonderproben ,die aus Spülborungen mit mitgeführter Verrohrung gewonnen wurden, die natürlichen Milieubedingungen wesentlich besser widerspiegeln als vergleichbare Proben aus „Trockenbohrungen“. Bei letzteren verfälscht das zur Verhinderung eines Grundbruchs zugegebene Fremdwasser entscheidend die geochemischen Verhältnisse in der Probe (Voigt/ Wippermann,1998).

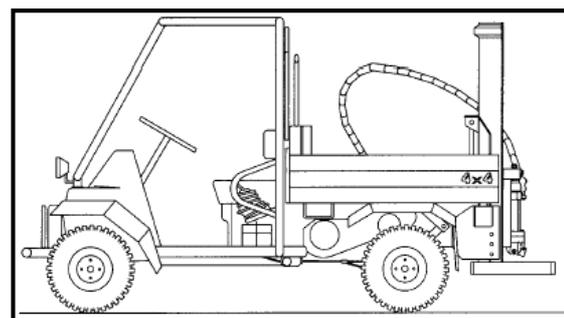
3. Direct Push- Verfahren (indirekte Verfahren durch Penetrations-sondierungen)

3.1 Einsatzbereiche und Grundlagen

Penetrationssondierungen werden seit Jahrzehnten in der ingenieurgeologischen Praxis zur Ermittlung bodenmechanischer Kennwerte erfolgreich genutzt. Die DIN 4094 regelt den Einsatz von Sondierverfahren für geotechnische Untersuchungen. Seit Ende der 1970er Jahre wurden sie in den USA im Rahmen des Superfund –Programms der USEPA auch für Altlastenuntersuchungen kommerziell nutzbar gemacht und sind dort inzwischen Standard (ASTM D5778-95, D6001-96, D6187-97, D6282-98). Seit Beginn der 1990er Jahre gewinnen die Sondierungsverfahren auch in Deutschland bei der Altlastenerkundung zunehmend an Bedeutung. Im Rahmen des COST- Programms 629 der Europäischen Union wird gegenwärtig ein Regelwerk für den Einsatz der Sondiertechnologien zur Altlastenerkundung und –überwachung erarbeitet. Konventionelle Penetrationssondierungen nach DIN 4094 ermöglichen eine beprobungslose Erkundung des geologischen Untergrundes mittels unterschiedlicher geotechnischer Sonden, d.h. die Ermittlung des Schichtenaufbaus, ihrer Lithologie und Mächtigkeit, der Lagerungsdichte bzw. der Konsistenz der einzelnen Schichten sowie der Bestimmung bodenmechanischer Parameter. Darüber hinaus dient die Technologie zunehmend umweltrelevanten Untersuchungszwecken. Grundwasser-, Boden- und Bodenluftproben können gewonnen werden, beispielsweise die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden, aber auch beim Einbau von Saugkerzen (Sickerwasserprobennahme) und der Installation von Grundwassermessstellen finden Direct Push- Verfahren (DP-Verfahren) Verwendung. Mit Hilfe schadstoffdetektierender Sonden bzw. der Anwendung bohrlochgeophysikalischer Messverfahren ist es möglich, die Lage verschiedener Kontaminationen im Untergrund zu erkunden und ergänzende Informationen zu Untergrundparametern (beispielsweise den aktuellen Wassergehalt) zu gewinnen. Ist die Art des Schadensfalles bestimmt worden, kann mittels D.-P- Verfahren auch eine passive in-situ-Sanierung in Form von Suspensionsinjektionen durchgeführt werden. (BRACKE, 2001).



A: CPT-Fahrzeug (aus EPA_Education, verändert)



B: Fahrzeug mit Perkussionshammer (aus BRACKE, 2001)

Bild 12 : Direkt Push – Verfahren

Generell sind zwei D.-P.-Verfahren zu unterscheiden (Bild 12)– *Drucksondierungen (Cone Penetration Testing - CPT)* und *dynamische Perkussion (Standard Penetration Testing – SPT)*. Beide bringen Sonden durch Druck über ein Gestänge in den Untergrund ein.

Die **CPT** ist in einem 10 - 30 t (inkl. Zusatzgewichte) schweren Fahrzeug untergebracht (Bild 12a.). Der Druck wird durch einen hydraulischen Presskolben erzeugt, der ausschließlich die Masse des Fahrzeugs als Gegenkraft benutzt.

Dem statischen Druck des CPT steht die dynamische Kraftzufuhr des **Perkussionshammers** gegenüber. Vibrierend oder gelegentlich auch rotierend (abhängig vom Untergrund) werden Gestänge und Sonde in den Boden gerammt, wenn das Eigengewicht des Fahrzeugs auf Grund von größeren Tiefen oder schwerer zu durchdringenden Schichten (z. B. Frost, Schotter) nicht für den weiteren Vortrieb ausreicht. Daher kommt dieses Verfahren auch mit bedeutend leichteren Fahrzeugen (durchschnittlich < 4 t) als das CPT aus. Diese Flexibilität macht Perkussionshämmer zu vielseitig einsetzbaren Geräten, welche in Gebäuden ebenso wie in schwerem Gelände nutzbar sind und darüber hinaus Sonde und Gestänge mit einer Schrägstellung von bis zu 37,5° in den Untergrund rammen können.

Um den hohen Druckbelastungen beim Abteufen widerstehen zu können, sind Druckgestänge und äußerer Sondenkörper meist aus Stahl bzw. Edelstahl gefertigt. Das CPT-Druckgestänge wird aus Einzelstangen (durchschnittlich 1 m lang), die jeweils über einen Flansch verbunden sind, zusammengesetzt. Beim Perkussionsverfahren finden Stangen mit Längen von 1,50 m – 3,50 m Anwendung, Nach dem Herausziehen muss das Gestänge dekontaminiert werden. Im Fall des CPT funktioniert dies automatisch beim Einholen der Stangen mit heißem Wasser oder Wasserdampf.

Tägliche Sondierleistungen von bis zu 180 m (8-Stunden-Tag) hält die amerikanische Umweltschutzbehörde Environmental Protection Agency (EPA, 2001) mit dem Perkussionshammer für möglich. HEITMANN (2000) veranschlagt für das CPT eine Tagessondierstrecke von 80 – 150 m.

Die einzubringenden Sonden sind mit einer kegelförmigen Druckspitze versehen. Diese ist für CPT-Sondierungen etwa 10 cm lang. Ihr Durchmesser liegt meist zwischen 3 und 4 cm. Die mit Perkussionshämmern verwendeten Sonden und Druckspitzen sind etwas kleiner, weil mit diesem Verfahren nicht so hohe Drücke erzielt werden können wie mit dem CPT. Der beim D.-P. allgemein schmale Durchmesser der Sonden bewirkt, dass das zurückbleibende Loch entsprechend klein und somit der Eingriff in das Ökosystem Boden gering ausfällt. Um mögliche Kontaminationsverlagerungen zu vermeiden, wird der Hohlraum nach dem Sondiervorgang mit Bentonit versiegelt. Da bei den Direct Push Verfahren nicht gebohrt wird, gelangt kein Bohrgut an die Oberfläche, welches im Falle einer Kontamination mit Schadstoffen kostenintensiv zu entsorgen wäre.

Befindet sich im Liegenden einer sehr weichen Schicht eine harte, besteht die Gefahr der Richtungsabweichung des Gestänges, aus diesem Grunde wird bei CPT-Verfahren automatisch die Vertikalabweichung registriert. Dazu wird die Neigung der Sonde durch ein Inklinometer festgestellt, um das Verbiegen oder Brechen des Gestänges zu vermeiden. Mit dem CPT liegt eine sehr komplexe Technik vor, die den Einsatz eines erfahrenen Personals erfordert, da alle gewonnenen Informationen sofort im Gelände vorliegen und ausgewertet werden. Die Besetzung einer Sondieranlage setzt sich üblicherweise aus zwei Personen zusammen.

Die Kosten für das jeweilige D.-P.-Verfahren orientieren sich ebenfalls an der einzusetzenden Technologie aber auch an den geologischen Bedingungen vor Ort. Grundsätzlich wird für den CPT-Einsatz

in den USA nach Angaben der EPA mit Kosten von 1.000 – 2.000 € und für Perkussionshämmer von 1.000 – 1.500 € pro Tag gerechnet.

Grundsätzlich ist der Einsatz von D.-P.-Verfahren immer an einen lockeren Untergrund gebunden.

3.2 Sondiertechnik

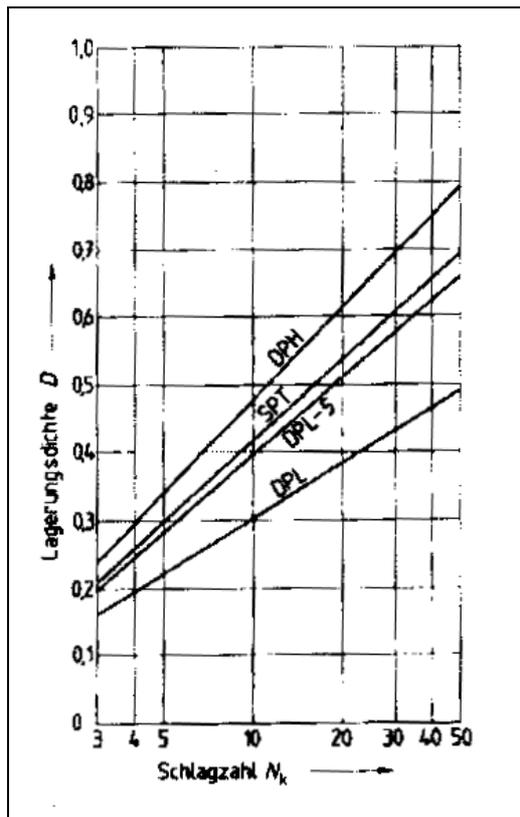
Man unterscheidet *geotechnische und schadstoffdetektierende* Sonden, sowie Techniken zur Entnahme von Boden-, Wasser- und Bodenluftproben.

Geotechnische Sonden dienen der Charakterisierung des geologischen Untergrundes. Dies beinhaltet in der Altlastenerkundung vordergründig die Ausweisung von Substrattypen und damit die Herleitung der Schichtenfolge (Stratigraphie), die Lokalisierung der Grundwasseroberfläche und des Kapillarsaums. Die Aufgabe von schadstoffdetektierenden Sonden besteht im Nachweis von Kontaminanten im Schichtenprofil.

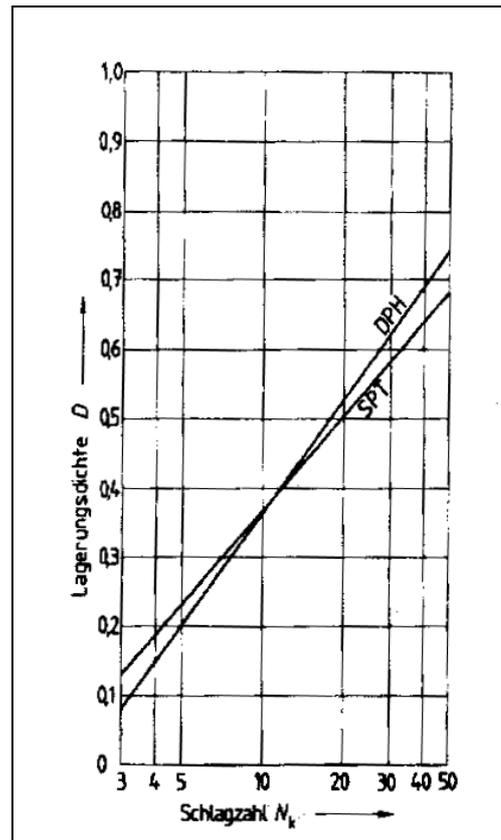
3.2.1 Geotechnische Sonden

Die Ermittlung des Schichtenaufbaus bei *Perkussionssondierungen* erfolgt über die Bestimmung der Lagerungsdichte der Sedimente. Der Widerstand des Untergrundes gegen das Einrammen einer Sondiersonde wird nach DIN 4094 durch die Registrierung der Schlaganzahl bestimmt, die notwendig ist um die Sonde um ein vorgegebenes Maß in den Untergrund zu rammen. Entsprechend dem Spitzenquerschnitt (A) der Sondenspitze, der Masse der Eintreibvorrichtung, der vorgegebenen Fallhöhe und Masse des Rammjärens unterscheidet die DIN zwischen leichten Rammsonden ($A = 5 - 10 \text{ cm}^2$, DPL- 5 bzw. DPL), mittelschweren ($A = 10 \text{ cm}^2$, DPM) und schweren Rammsonden ($A = 15 \text{ cm}^2$, DPH). Grundlage der Auswertung ist die Schlagzahl N_k je 10 cm Eindringtiefe ($N_k = N_{10}$).

Bei den in der deutschen Norm dargelegten Sondierverfahren wird bei einer Sondierung von einer Arbeitsebene (Erdoberfläche, Schurfboden) ausgegangen, im Unterschied zum amerikanischen Standard-Sondierverfahren (SPT), bei dem die Anzahl der Schläge ab einer Eindringtiefe von 15 cm innerhalb der nachfolgenden 30 cm ($N_k = N_{30}$) ausgewertet wird. Letzteres Verfahren wird jedoch verstärkt auch Deutschland eingesetzt. Für unterschiedlich heterogene Substrate existieren Auswertekurven, die heute meist computergestützt die Ermittlung der Lagerungsdichte rolliger Sedimente erlauben (Bild 13).



(a)



(b)

Bild 13 : Beispiele für die Ermittlung der Lagerungsdichte D
 (a) für enggestufte Sande ($U \leq 3$) und
 (b) für weitgestufte Sand-Kies-Gemische ($U \geq 6$) über dem Grundwasser (nach DIN 4094, Beiblatt 1)

Bei *Drucksondierungen* (CPT) wird der Widerstand der Erdstoffe gegen eine mit gleichbleibender Geschwindigkeit von 1 bis 2 m/min in den Untergrund gedrückte Sondierspitze gemessen.

Man unterscheidet **lithostatische Drucksonden** und **hydrostatische Drucksonden**. Letztere besitzen eine flüssigkeitsgefüllte Kammer mit durchdringbarer Membran und Drucksensor, der die Veränderungen des Porenwasserdrucks beim Eindringen der Sonde in den Untergrund registriert. Diese Messung beruht auf der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens. Tone bedingen z. B. einen hohen Porenwasserdruck, da das Wasser nur schwer verdrängt werden kann. Neben der Bodenart sind Rückschlüsse auf die Wasserführung der Schichten möglich. Die lithostatische Sonde ist die Standardsonde für geologische Erkundungen des Untergrundes. Sie misst den Spitzenwiderstand und die Mantelreibung mittels Dehnmessstreifen, die eine Kraftaufnahme ermöglichen (Bild 14).

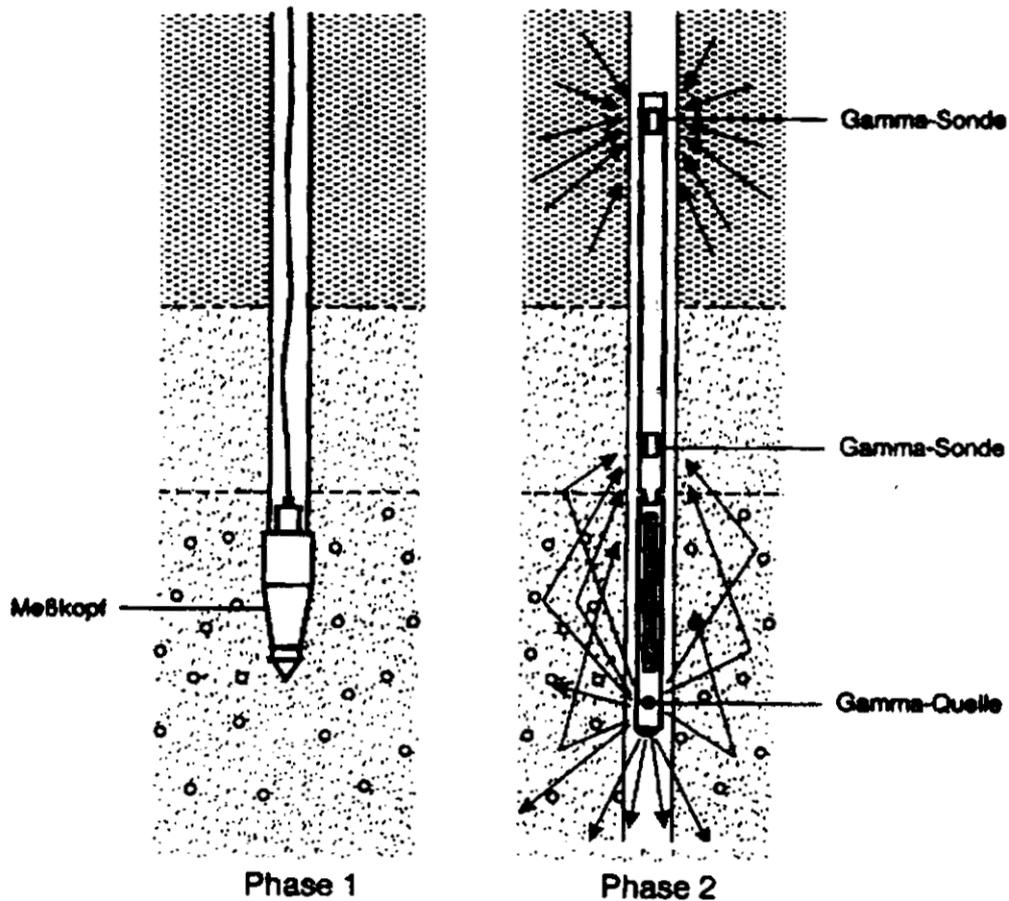
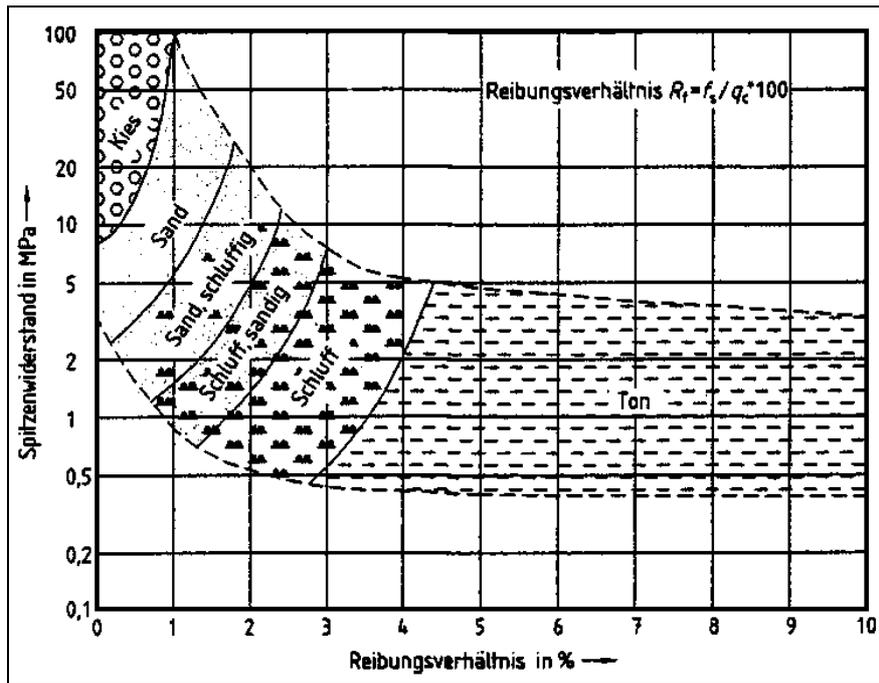
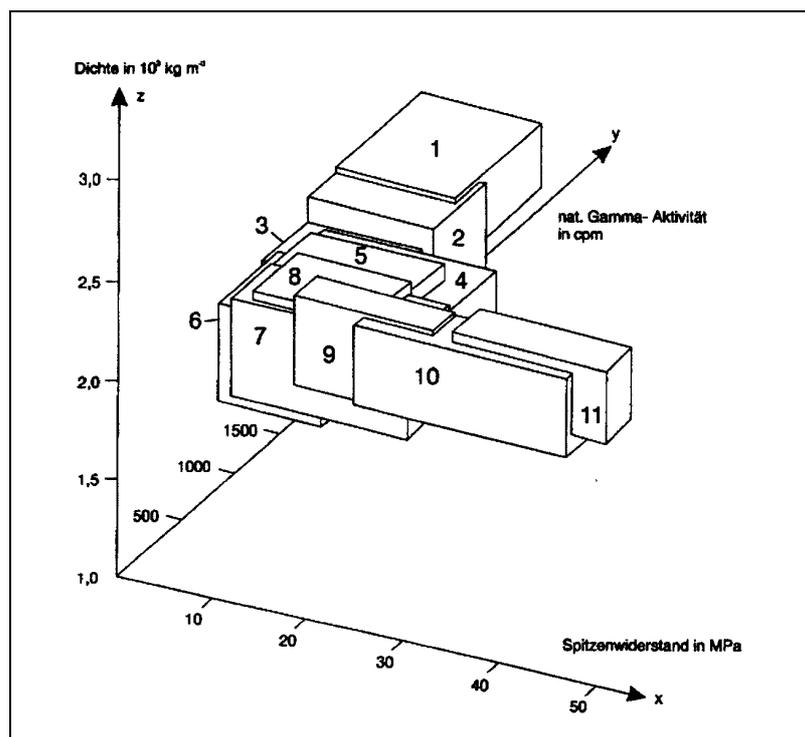


Bild 14 : Penetrationssondierung mit Messung des Spitzenwiderstandes und des Reibungsverhältnisses in Phase 1 während des Hinunterdrückens und Messung der Gamma-Aktivität und Gamm-Gamma-Dichte im Sondiergestänge in einer zweiten Phase (Quelle: Fejes, I. et al., 1997)

Dem Verhältnis von Spitzenwiderstand zum Reibungsverhältnis (Quotient aus Mantelreibung und Spitzenwiderstand in %) können verschiedene Bodenarten zugeordnet werden (Bild 15). So weisen sandige Böden einen hohen Spitzenwiderstand und ein geringes Reibungsverhältnis, tonige Böden dagegen einen geringeren Spitzenwiderstand und ein höheres Reibungsverhältnis auf.



(a)



(b)

Bild 15: Lithologische Zuordnung rolliger Sedimente basierend auf der Messung von:
 (a) Spitzenwiderstand und Reibungsverhältnis (nach DIN 4094),
 (b) Spitzenwiderstand, natürlicher Gamma-Aktivität und Dichte aus der Gamma-Gamma-Messung (Fejes et al, 1997)

1	Ton	7	schluffiger Sand
2	magerer Ton – schluffiger Ton	8	Sand
3	toniger Schluff – Schluff	9	Grobsand
4	feinsandiger Schluff	10	kiesiger Sand – kiesiger Grobsand
5	schluffiger Feinsand	11	sandiger Kies - Kies
6	Feinsand		

Wie aus den Abbildungen 14 und 15 ersichtlich können durch kleinkalibrige Bohrlochmessverfahren, die im Sondiergestänge durchgeführt werden können, sehr detaillierte Schichtenprofile ermittelt werden. Bild 16 und 17 zeigen beispielhaft Auswertprofile der Ergebnisse von CPT-Messungen.

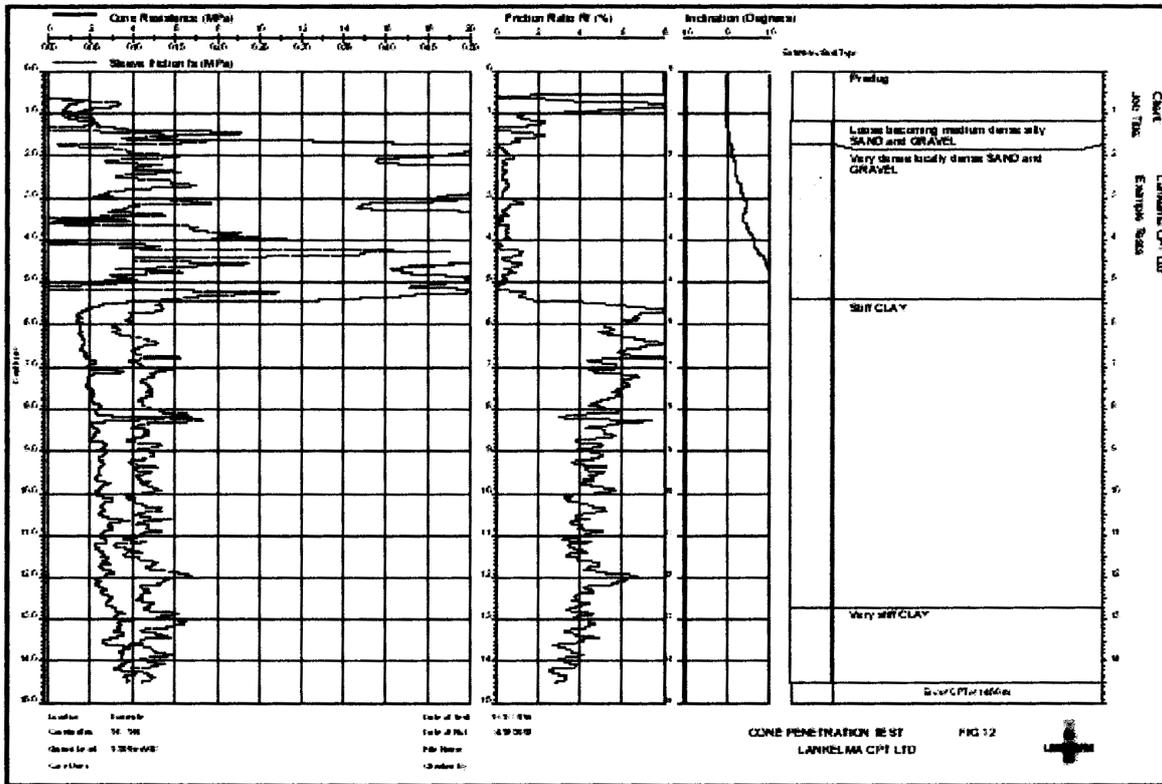


Bild 16: Schichtenprofilauswertung nach CPT (Quelle: LANKELMA CPT Ltd)

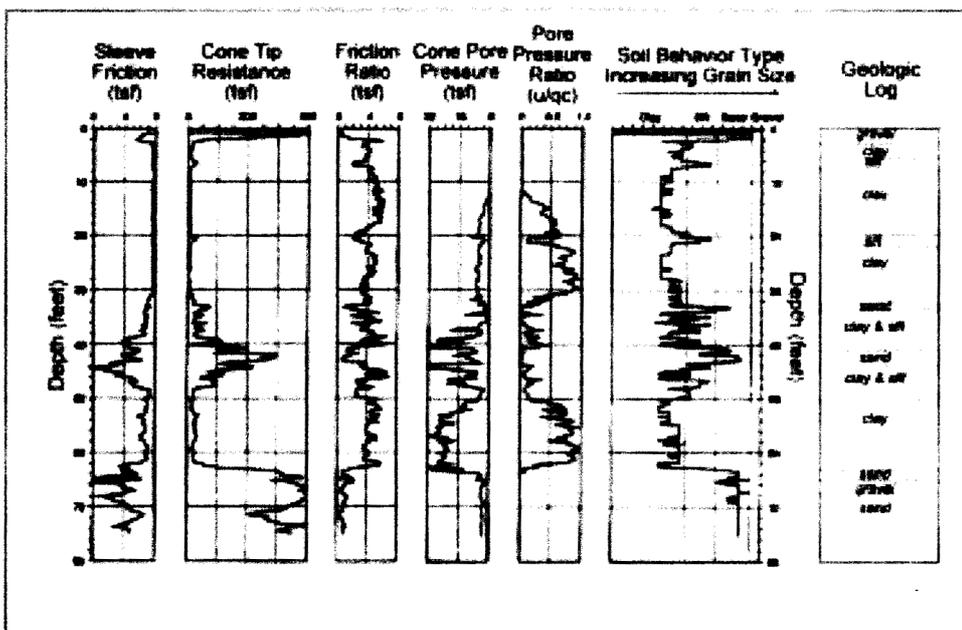


Bild 17: Schichtenprofilauswertung mittels CPT (Quelle: ECOS, 2001)

Gegenwärtig wird neben den genannten **Gamma-Messverfahren** insbesondere die **Neutron-Neutronmessung** zur Ermittlung des Wassergehaltes in der ungesättigten Zone erfolgreich eingesetzt. Es wurden spezielle Kalibrierungsverfahren entwickelt, die eine Korrektur der durch die Stahlverrohrung des Sondiergestänges gedämpften Messimpulse möglich macht. Bild 18 zeigt die komplexe Anwendung der Drucksondiertechnologie mit Bohrlochgeophysik bei der Beurteilung einer Kippe.

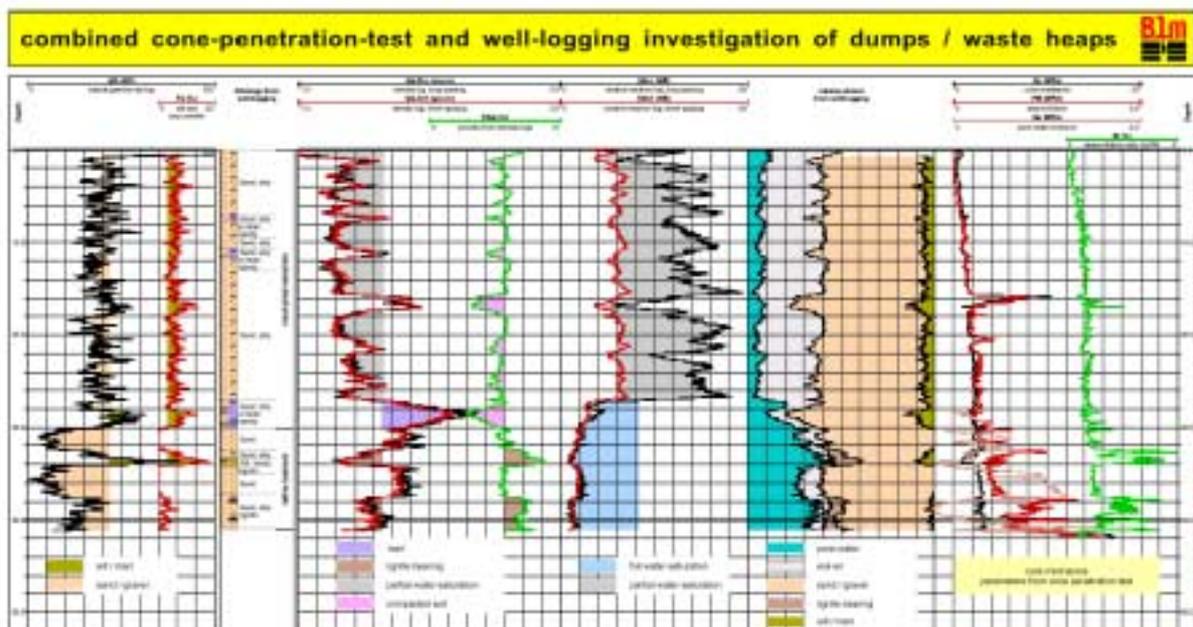


Bild 18: Schichtenprofil und Wassergehaltsverteilung in einer Braunkohlenkippe (Bohrlochmessung Storkow)

Die meisten CPT-Sonden gewährleisten auch eine Kombination mit anderen Sensoren, beispielsweise zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit. **Leitfähigkeitssonden** sind heute bereits in Kombination mit Perkussionshämmern einsetzbar. Beim Durchfahren unterschiedlicher Bodenarten wechselt auch die elektrische Leitfähigkeit auf charakteristische Weise. Sande, Kiese und Schotter definieren sich über eine geringe elektrische Leitfähigkeit, während sich Schluffe und Tone durch eine hohe elektrische Leitfähigkeit auszeichnen. Faktoren wie Porosität, Ionengehalt in der Porenflüssigkeit und Art des Tonmineralbestandes finden ihren Niederschlag im Messergebnis. Kontaminationen von Ölprodukten führen ebenso zu Veränderung des elektrischen Widerstandes wie Abwasser oder Gülle. Ebenso wie mit seismischen Sonden kann mittels **Thermo-Response-Messungen**, die die effektive Wärmeleitfähigkeit und den thermischen Bohrlochwiderstand ermitteln, die Lage von wasserleitenden bzw. -geringleitenden Schichten bestimmt werden.

Geotechnische Sonden sind in der Lage, innerhalb kürzerer Zeit als herkömmliche Erkundungsmethoden ein 3-dimensionales Bild vom Untergrund des Untersuchungsgebietes mit hoher Genauigkeit zu erstellen.

3.2.2 Schadstoffdetektierende Sonden

Schadstoffdetektierende Sonden zeigen die Ausbreitung von Schadstofffahnen auf. Sie werden heute sowohl bei Perkussions- als auch bei Drucksondierungen erfolgreich eingesetzt. Ihre semiquantitativen Ergebnisse gelten gewöhnlich für Summenparameter und sind demzufolge nicht zum Nachweis von qualitativen Schadstoffmengen und speziellen Einzelstoffen gedacht.

Membran-Interface-Probe (MIP) dient zum Nachweis von leicht- bis mittelflüchtigen Substanzen (MKW, LHKW und BTEX) nahezu in Echtzeit.

Für die MIP-Sondierung wird neben dem D.-P.-Werkzeug ein Feldlabor, welches im CPT-Fahrzeug bzw. in einem extra Laborfahrzeug (Perkussionshammer) untergebracht ist, benötigt. Das Labor verfügt über eine Rechneranlage, Steuergeräte für die D.-P.-Messtechnik, einen Flammen- (FID) und einen Photoionisationsdetektor (PID).

Während die Sonde in den Boden gerammt wird, erhitzt sie die nahe Umgebung mittels Heizblock auf ca. 130°C (BRACKE, 2001). Dies bewirkt eine Mobilisation der verdampfbaren Verbindungen. Über eine beheizte hydrophobe Polymermembran, z. B. aus Teflon und Metall in einer Edelstahlhülle, werden die Gase ins Innere der Sonde überführt. An der Rückseite der Membran strömt ein Trägergas (Stickstoff oder Helium), das vom Laborfahrzeug aus durch ein Kapillarschlauchsystem in das Gestänge und die Sonde und wieder an die Erdoberfläche geleitet wird, mit einer Flussrate von ca. 40 ml/min vorbei. Es überführt die diffundierten Gase bis ins Laborfahrzeug, wo sie mittels FID und PID ionisiert und analysiert werden. Bild 19 zeigt schematisch das Wirkungsprinzip einer MIP – Sonde.

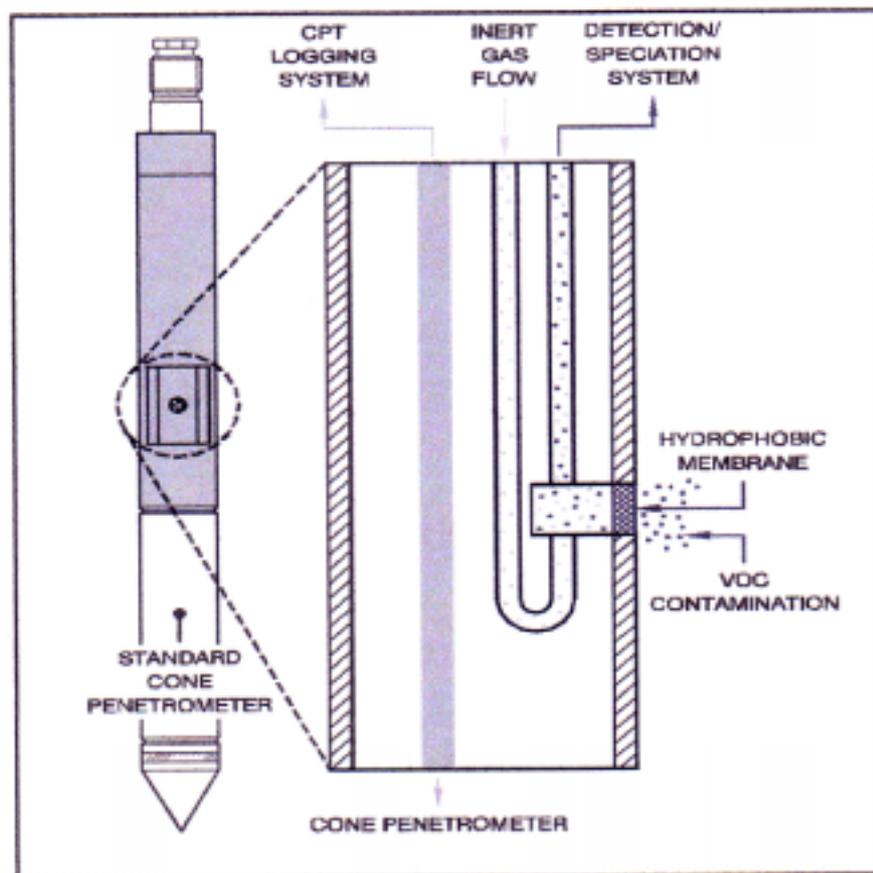


Bild 19: Wirkungsprinzip der MIP – Sonde (Quelle: FUGRO -Consult, 2002)

Die Kombination der MIP-Sonde mit einem Gaschromatographen (über Bypass) lässt Einzelstoffe nachweisbar werden, ebenfalls der in der Erprobung befindliche chlorensensitive Detektor XSD (Halogen Specific Detector), welcher Unterscheidungen von leichtflüchtigen organischen Komponenten (VOC) vornimmt (BRACKE, 2001).

Auf dem Prinzip der **laserinduzierten Fluoreszenz (LIF)** beruht die Funktionsweise der ROST® (Rapid Optical Screening Tool) Sonde und der FMG-Sonde (Feldmessgerät zum Nachweis fluoreszierender Schadstoffe). Sie dienen zum Nachweis von MKW, PAK, Phenolen und BTEX im Untergrund. Über ein Lichtleiterkabel gelangt ein Laserstrahl oder UV-Licht (Quelle: Quecksilberlampe) vom Drucksondierfahrzeug zur Sonde und durch ein Saphirfenster in den Untergrund (Sickerwasser-, Grundwasserbereich). Die Höhe der Quellenenergie bestimmt, welche Schadstoffe emittiert werden können (KELLER et al., 2001). Das UV-Licht der Quecksilberlampe bewirkt beispielsweise die Fluoreszenz von MKW.

Fluoreszenz bedeutet, dass Elektronen durch die energiereiche Bestrahlung ein höheres Energieniveau erreichen und bei der Rückkehr in das Ausgangsniveau Lichtenergie größerer Wellenlänge (Fluoreszenzemission) abgeben. Diese wird mit Hilfe eines zweiten Lichtleiterkabels zur Auswerteeinheit im Fahrzeug geleitet und dort gemessen. Das Analysesystem besteht aus einem Monochromator zum Filtern der Wellenlängen naher Bandbreiten, einem Wandler, der Licht in elektrische Signale transformiert, und einem Oszillographen zur Darstellung und Speicherung der Signale.

ROST®-Sondierungen werden gewöhnlich in 2 Betriebsmodi durchgeführt. Zum einen lässt man sich die Fluoreszenzintensität in Abhängigkeit von der Tiefe anzeigen, dabei werden Laser- und Fluoreszenzwellenlänge während des Push konstant gehalten, um den Kontaminationsbereich festzustellen. Und zum anderen kann die Abhängigkeit der relativen Fluoreszenzintensität von Fluoreszenzdauer und -wellenlänge in einer 3-dimensionalen Darstellung verdeutlicht werden (Bild 20). Bei konstanter Laserwellenlänge bleibt die Fluoreszenzwellenlänge variabel. Länge und Intensität des Peak lassen auf den Schadstofftyp schließen, sofern dessen „Fingerabdruck“ (charakteristisches 3-D-Bild) bekannt ist (Bild 21).

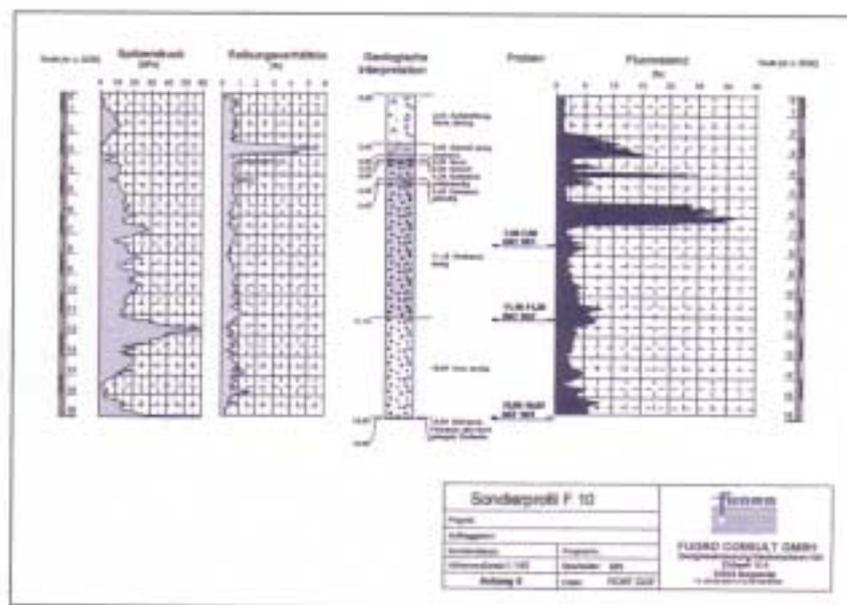


Bild 20: Sondierprofil mit kombinierter ROST- und geotechnischer Sonde (Quelle: FUGRO -Consult, 2002)

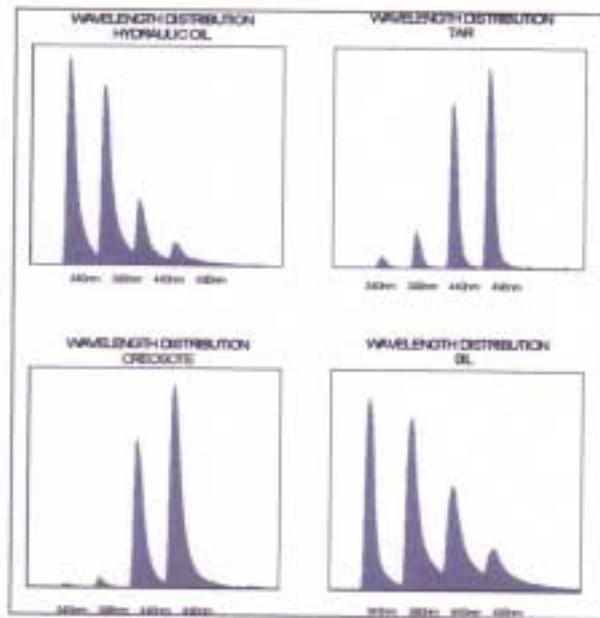


Bild 21 : Wellenlängenverteilung von Hydrauliköl, Teer, Creosot und Altöl (Quelle: FUGRO -Consult, 2002)

Aus den unterschiedlichen Wellenlängen lassen sich zum Beispiel auch die Anteile an gelöste MKW, in Ölphase und als Residualsättigung vorliegender MKW-phase unterscheiden (Bild 22).

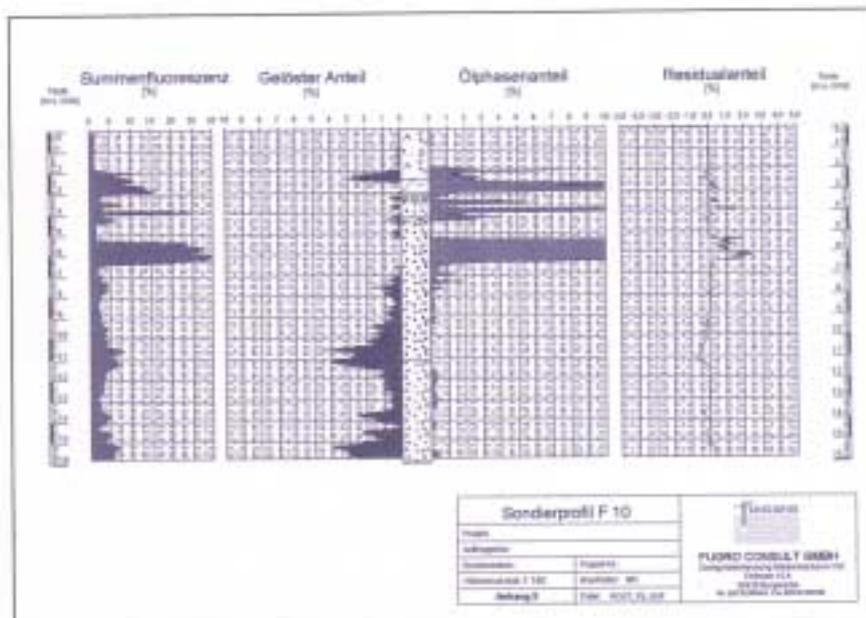


Bild 22: Interpretiertes ROST-Profil nach gelösten MKW-anteilen, Ölphasenanteilen und Ölanteilen in Residualsättigung (Quelle: FUGRO -Consult, 2002)

Die ROST®-Nachweisgrenzen für Schadstoffe im Boden beziffert HEITMANN (2000) mit einigen mg/kg und für Grundwasser mit 10er µg/l. Einfluss nehmen vor allem Boden- und Schadstoffart. So liegt die Nachweisgrenze für MKW in sandigen Böden bei ca. 100 ppm. Tonböden haben durchschnittlich größere Schadstoffmengen gespeichert und weisen daher niedrigere Nachweisgrenzen auf. Da Tone jedoch größere Oberflächen besitzen, geht ein Teil des induzierten Lichtes verloren. Sie bewirken somit eine Verringerung der Fluoreszenzintensität. Geringe PAK-Gehalte in Kraftstoffkontami-

nationen bewirken höhere Nachweisgrenzen, ebenso Additive (z.B. Farbstoffe), welche die Fluoreszenzstrahlung zurückhalten (EPA).

Zum Nachweis anorganischer Substanzen (z.B. Schwermetalle) sind zwei Technologien in Kombination mit D.-P.-Verfahren bekannt – **XRF (X-Ray-Fluorescence)** und **LIBS (Laser Induced Breakdown Spectroscopy)**. XRF macht sich den sog. fotoelektrischen Effekt zu Nutze. Durch Röntgenbestrahlung wird den Atomen Energie zugeführt. Dies bewirkt, dass Elektronen von der inneren Elektronenschale verdrängt werden. Ersatz stellen Elektronen äußerer Schalen dar, die über ein höheres Energieniveau verfügen als Elektronen der inneren Schale. Bei der Eingliederung der höherenergetischen Elektronen in die innere Schale kommt es zu einer Energieabgabe in Form von Röntgenstrahlung (Röntgenstrahlenfluoreszenz). Da jedes Element einen einzigartigen Schalenaufbau besitzt, sind auch Energiegehalt und Wellenlänge der emittierten Röntgenstrahlung einzigartig. Somit lässt sich durch Messen des Energiegehaltes der Röntgenstrahlung auf die Art des Elements und durch Messen der Intensität auf seine Konzentration schließen. Die in der Sondenspitze aufgefangene fluoreszente Röntgenstrahlung wird in elektrische Signale (Peaks) umgewandelt, welche in das Fahrzeug weitergeleitet werden. Dort findet der Vergleich der Peaks mit vorhandenen charakteristischen Daten statt.

Bild 23 zeigt den typischen Aufbau einer XRF-Sonde. Da die Eindringtiefe der Röntgenstrahlen nur 0,1 – 1 mm beträgt, muss der direkte Kontakt zwischen Fenster und Bodenteilchen gewährleistet sein. XRF kann Schwermetalle mit Konzentrationen ab ca. 100 ppm nachweisen (EPA).

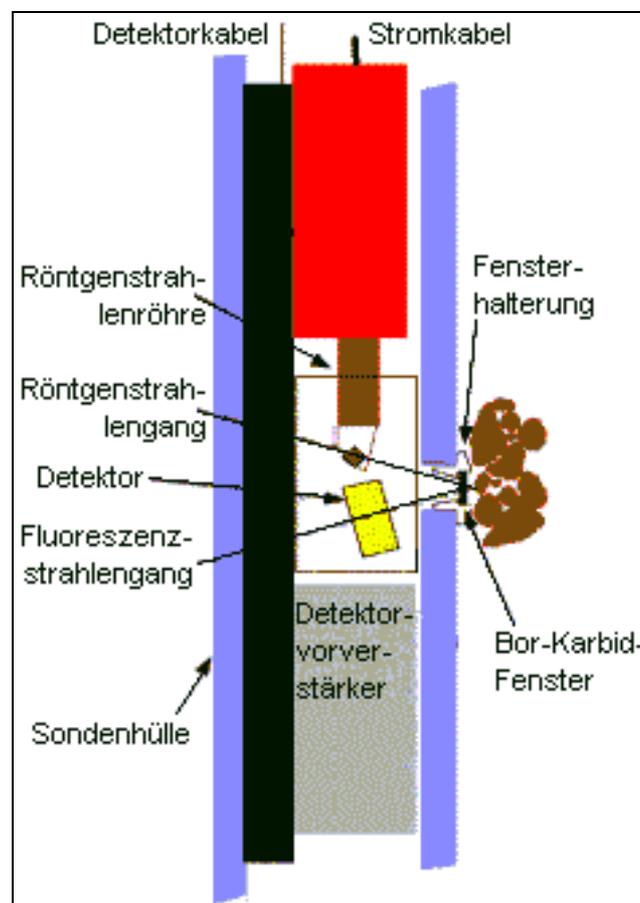


Bild 23 : XRF-Sonde (aus EPA_Analytical_Systems, verändert)

Eine weitere Methode zum Schwermetallnachweis stellt die **LIBS (Laser Induced Breakdown Spectroscopy)-Methode** dar. Mittels eines energiereichen pulsierenden Lasers wird im Boden unter hohen Temperaturen Plasma erzeugt. Dieses emittiert Licht in Form von Funken. Deren Wellenlängen bzw. Spektralfarben ermöglichen die Identifizierung der entsprechenden Schwermetalle. Während des Vortriebs werden periodische Laserimpulse durch ein Fenster in der Sonde ausgesendet. Die resultierenden Lichterscheinungen registriert ein Detektor und wandelt sie in elektrische Signale (Peaks) um, deren Auswertung findet im Fahrzeug statt. LIBS besitzt allgemein niedrigere Nachweisgrenzen als XRF. So kann Blei schon bei einer Konzentration von 10 – 40 ppm mit LIBS nachgewiesen werden. Für den Chromnachweis ist für den Bereich von 30 – 1.200 ppm eine große Übereinstimmung mit Laborwerten bezeugt (EPA). Die LIBS-Methodik ist nicht im wassergesättigten Bereich anwendbar. XRF funktioniert dagegen im Sickerwasser- wie im Grundwasserbereich. XRF und LIBS werden üblicherweise in Kombination mit geotechnischen Sonden (z. B. Standardsonde) eingesetzt. Die Oberflächenbeschaffenheit der Bodenteilchen, ihre Inhomogenität und die Bodenart beeinflussen die Ergebnisse beider Verfahren. Ein besonderes Problem stellt dabei die Heterogenität der Konzentrationsverteilung von Schwermetallen im Boden dar. Denn im Unterschied zu Laboranalysen sind Schwermetalle bei in-situ-Untersuchungen (XRF und LIBS) nicht von der Bodenmatrix ablösbar.

Der Explosivstoffsensor (ES) ist zum Nachweis von TNT (Trinitrotoluol), RDX (Cyclotrimethylen-trinitramin), HMX (Cyclotetramethylen-tetranitramine) und deren Zwischen- und Zerfallsprodukte konzipiert worden, um Kosten und Zeit gegenüber der traditionellen Methode (Probennahme, Transport, Extraktion, anspruchsvolle Laboranalyse) zu sparen. Explosivstoffe liegen im Boden gewöhnlich in kristalliner Form vor. Zur Analyse mit ES müssen sie jedoch in die gasförmige Phase umgewandelt werden. Dies geschieht mittels eines 20 cm langen Heizdrahts aus Platin, der auf 900°C erwärmt wird. Die Temperatur des, die Sonde umgebenden, Bodens (ca. 0,15 – 0,25 cm) steigt daraufhin signifikant an (125 – 150°C) und bewirkt die Abspaltung der schwach gebundenen NO₂-Gruppen vom Rest der Explosivstoffmoleküle (EPA_Analytical_Systems). Hauptbestandteile des entstehenden Gasgemisches sind CO, CO₂, H₂O und NO₂, welches aber rasch zu NO reduziert wird. Über spezielle Kanäle unterhalb des Heizdrahtes gelangt Luft aus der Sonde in den Boden. Sie nimmt das Gasgemisch auf und gelangt über Kanäle oberhalb des Heizdrahtes wieder zurück in die Sonde. Zwei elektrochemische Sensoren nehmen Unterschiede der NO- bzw. CO-Konzentration auf und wandeln diese in elektrische Signale um, die im Rechner des Laborfahrzeuges ausgewertet werden. Der CO-Sensor hilft zwischen organischem N und anorganischem N zu differenzieren, denn anorganische N-Komponenten geben bei Erwärmung kein CO ab (EPA_Analytical_Systems). Die Auswertung der Sensorergebnisse ermöglicht auch die Unterscheidung von Explosivstoffen und Stoffen ähnlicher Zusammensetzung, wie z. B. Düngemittel.

Erst wenn sich die Sonde im Bereich der Untersuchungstiefe befindet, wird eine Schutzhülle geöffnet, die Heizdraht und Kanäle freilegt. Auf 30 s Erwärmung folgt die Einleitung der Luft in den Boden und das Absaugen der gleichen und Weiterleitung zu den Sensoren. Danach kann die Sonde zur nächsten Analysetiefe zurückgezogen werden (tiefst gelegene Untersuchung zuerst). Auf Grund der Sondenlänge, muss die minimale Einsatztiefe 1,20 m betragen. Es ist z. Z. noch nicht kommerziell nutzbar, findet aber schon durch amerikanische Behörden Verwendung. Der ES-Einsatz erfolgt üblicherweise in Verbindung mit geotechnischen Sonden.

3.3 Probennahme mit Direct – Push - Verfahren

D.-P.-Verfahren finden auch bei der Entnahme von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben Verwendung. Nachdem mit geotechnischen und schadstoffdetektierenden Sonden die Stratigraphie des Untergrundes und Art und Verteilung der Schadstoffe festgestellt wurde, ist eine tiefenorientierte Probennahme mit D.-P.-Verfahren möglich.

Im Folgenden sollen wesentliche Eigenschaften von Probennahmeverfahren mittels D.-P.-Verfahren in Abhängigkeit von deren Verwendungszweck dargestellt werden, ohne die Vielfältigkeit der auf dem Markt angebotenen Geräte aufzeigen zu wollen.

3.3.1 Bodenprobennahme

Es gibt zwei Varianten von **Bodenprobennehmern** – **unversiegelte** (siehe oben) und **versiegelte**. Unversiegelte Probennehmer rammt man offen bis in die gewünschte Probennahmetiefe, während versiegelte bis zur entsprechenden Tiefe verschlossen bleiben und erst dann geöffnet werden.

Bei der versiegelten Variante erfolgt in der gewünschten Tiefe die Entriegelung der Sondenspitze und der Probennehmer (Hohlrohr), der den Liner enthält, dringt tiefer in den Untergrund ein. Dabei füllt sich der Liner, welcher aus Messing, Edelstahl, Acryl, Teflon oder PVC bestehen kann, mit Bodenmaterial (Bild 25). An der Oberfläche erfolgt die Entnahme und Versiegelung des Liners (HEITMANN, 2000). Versiegelte Probennehmer bieten einen guten Schutz vor Kontaminationsverschleppung. Sie lassen bei späteren Laboruntersuchungen der Liner Porenwassergewinnung, die Bestimmung geohydraulischer Parameter, Eluationsversuche und geochemische Analysen zu.

Speziell zum Nachweis flüchtiger organischer Substanzen (VOC) im Boden wurde der *Thermische-Desorptions-Probennehmer* (TDS – für Bodenproben des Sickerwasserbereiches) konzipiert (Bild 24). Er kann sowohl mit CPT als auch mit dem Perkussionshammer bis in 30 m Tiefe eingesetzt werden, ist jedoch nicht mit geotechnischen Sonden kombinierbar.

Weltweite Anwendung finden der MOSTAP Bodenprobennehmer für CPT (Bild 26) und der Geoprobe Soil Probing Tool (Geoprobe) für Perkussionshammer.

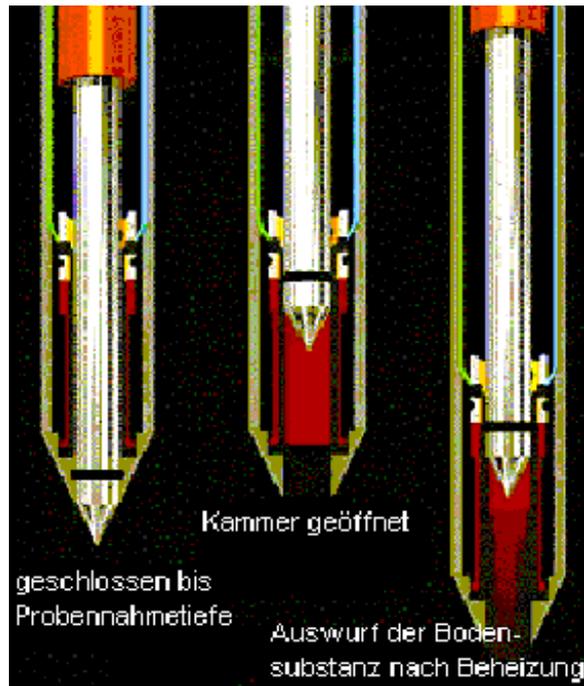


Bild 24: Thermischer-Desorptions-Probennehmer; TDS – für Bodenproben des Sickerwasserbereiches (Quelle: EPA Analytical_Systems)

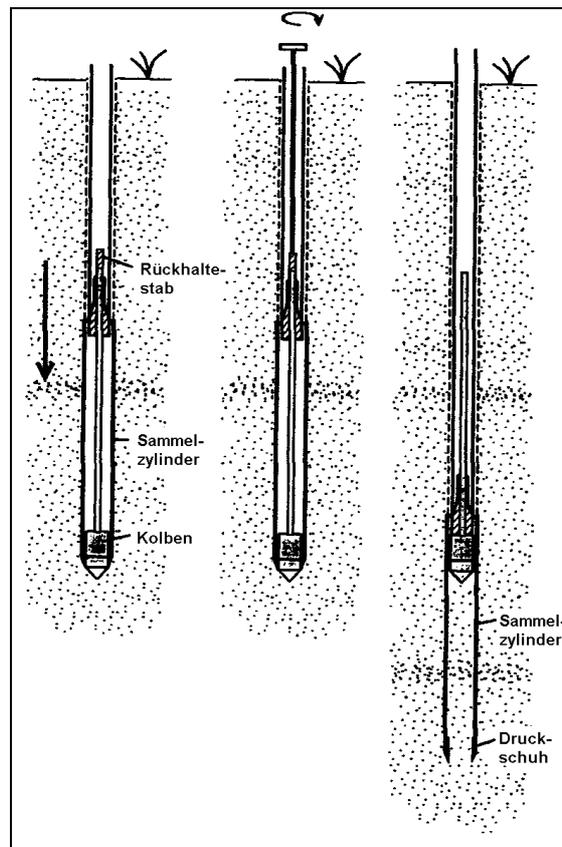


Bild 25 : Funktionsweise – Versiegelter Probennehmer (aus EPA, 1997, verändert)



Bild 26 : MOSTAP –Probennehmer (Quelle: FUGRO -Consult, 2002)

3.3.2 Probennahme von Bodenluft

In Verbindung mit D.-P.-Techniken kommen vier Verfahren zur Bodenluftbeprobung zum Einsatz (Bild 27).

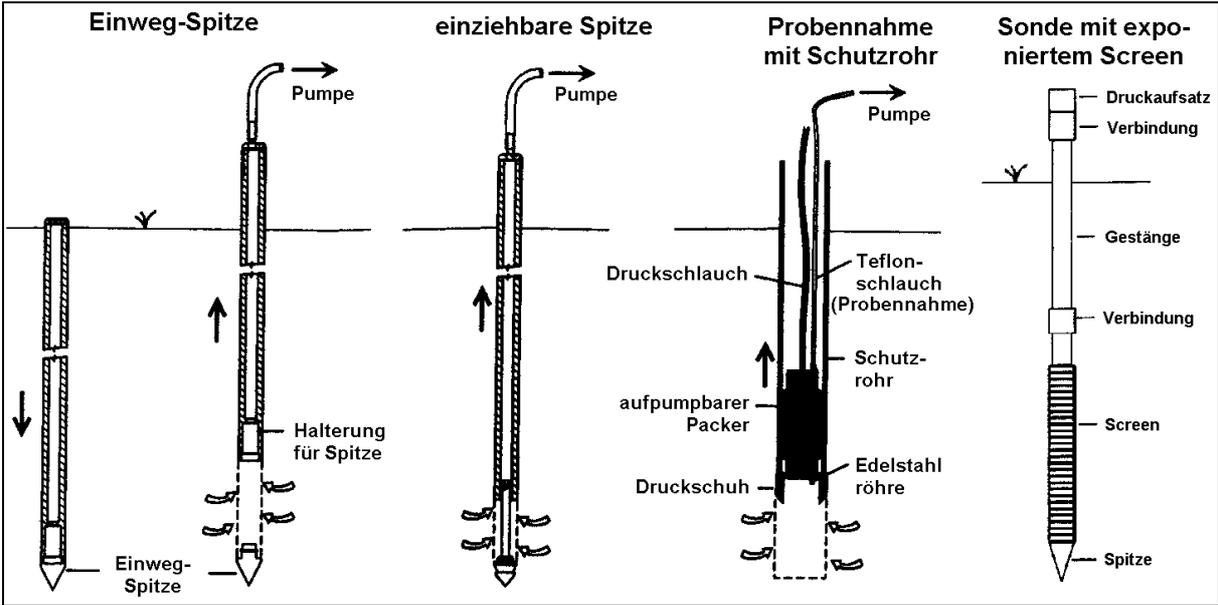


Bild 27: Sonden zur Beprobung von Bodenluft (aus EPA, 1997, verändert)

Eine Probennahmesonde mit einer **Einweg-Spitze** wird in die gewünschte Tiefe vorgedrückt und wird dann einige cm zurückgezogen. Die Spitze aus Aluminium oder Stahl verbleibt am tiefsten Punkt. Danach erfolgt die Probennahme mittels Vakuumbehälter (Headspacephiole + Injektionsnadel) oder Saugleitung (Kanister an Oberfläche). Anschließend wird die Sonde bis zur Oberfläche zurückgezogen, wo das Personal den Vakuumbehälter entnimmt und das Gerät dekontaminiert. Mit neuer Spitze und neuem Vakuumbehälter kann sich die nächste Probennahme im selben Sondierloch (wenn stabil) in größerer Tiefe anschließen. Dabei wird die verbliebene Spitze einfach aus dem Weg geschoben. Dies kann in dichten Tonen Probleme bereiten.

Muss aus o.g. Grund auf Einweg-Spitzen verzichtet werden, sind Sonden mit **einziehbarer Spitze** eine Alternative. Die Spitze bleibt mit der Sonde verbunden, wird jedoch in der gewünschten Tiefe ausgefahren und gewährt so der Bodenluft den Zugang zur Headspacephiole oder Saugleitung. Anschließend muss die Spitze wieder eingezogen werden. Hier liegt das größte Gefahrenpotenzial dieses Verfahrens. Lässt sich die Spitze nicht vollständig einziehen, kann sich die Sonde im Boden verhaken und u. U. nicht geborgen werden.

Die dritte Variante der Bodenluftbeprobung mittels D.-P. stellen Sonden mit **exponierten Screens** (durchlässiges Filtermaterial, z. B. Edelstahl, PVC) dar. Sie ermöglichen die schnelle kontinuierliche Probennahme (kein Ausbau nötig) aus unterschiedlichen Tiefen. Da der Screen während des Abteufens frei liegt, ist die Gefahr groß, dass Kontaminationen in tiefere Bereiche verlagert und die dortigen Probennahmen beeinflusst werden können. Einen weiteren Mangel dieses Verfahrens stellt das mögliche Zusetzen des Screens beim Durchfahren von Feinmaterial dar (EPA, 1997). Verbleibende VOC in der Steigleitung können zu einer Art Memory Effekt führen (EPA_Soil/Soilgas).

Einen sehr guten Schutz vor Kontaminationsverschleppungen bietet die **Probennahme mit einem Schutzrohr**. Die Bodenluft kann entweder über das Schutzrohr oder Saugleitungen gewonnen werden. Die Verwendung von Headspacephiole ist ebenfalls denkbar. Die Probennahme aus verschiedenen Tiefen ist ohne Ausbau der Sonde möglich, jedoch benötigt dieses Verfahren mehr Zeit als die Varianten mit Einfach-Gestänge.

BRACKE (2001) beschreibt Bodenluftsonden, die zu festen Messstellen ausbaubar sind. Diese können entweder mit 0,5 m langen Edelstahl- (0,145 mm Siebweite) oder HDPF-Filtern (Screens) (1“) bestückt sein. Ein Filter- (Quarzsand) und Tubing- (Bentonit) System erlaubt Mehrfachmessstellen (verschiedene Probennahmehorizonte).

Auf die Probennahme von Grundwasser mittels D.P.-Verfahren wird in einem gesonderten Beitrag eingegangen.

4 Literatur

ASTM D5778-95 (Reapproved 2000): Standard Test Method for Performing Electronic Friction Cone and Piezocone Penetration Testing of Soils.- American Society for Testing and Materials; ASTM International West Coshohocken, PA, USA.

ASTM D 6001-96: Standard Guide for Direct Push Water Sampling for Geoenvironmental Investigations. - American Society for Testing and Materials; ASTM International West Coshohocken, PA, USA.

ASTM D 6187-97: Standard Practice for Cone Penetrometer Technology Characterization of Petroleum Contaminated Sites with Nitrogen Laser-Induced Fluorescence. - American Society for Testing and Materials; ASTM International West Coshohocken, PA, USA.

ASTM D 6282-98: Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations. - American Society for Testing and Materials; ASTM International West Coshohocken, PA, USA.

Bracke, R. (2002): Direct-Push-Technologien – Der Einsatz von DP-Verfahren für Geomonitorings und Baugrunduntersuchungen.- ecos-Verlag; Umwelttechnische und wissenschaftliche Schriften; Aachen und Kiel. ISBN-Nr.: 3-932485-05-X

Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) – Altlastenausschuß (ALA); Unterausschuß „Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung“, 2002.

DIN 4020 (1990): Geotechnische Untersuchungen für bautechnische Zwecke.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

DIN 4021 (1990): Aufschluß durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

DIN 4094 (1990): Erkundung durch Sondierungen.- Normenausschuß Bauwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

ECOS-Umwelttechnische und wissenschaftliche Berichte (August 2001): Geotechnische Erkundungen mittels Drucksondierung (CPT) nach DIN 4094

Fejes, Imre, Szabdvary, Laszlo, Vero, Laszlo (1997): Geophysikalische Penetrationssondierungen, in Knödel, Klaus, Lange, Gerhard, Geophysik ,Band 7 des Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten“, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Schreiner, Matthias, Kreysing, Klaus (Hrsg) (1998): Geotechnik- Hydrogeologie, Band 4 des „Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten“, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Siebenborn, Gerd,(1998): Baugrundaufschlussbohrungen nach DIN 4021 in Böden, bbr, 12/98, 49. Jahrgang, S.22- 29,

Voigt, Hans-Jürgen, Wippermann, Thomas (Hrsg) (1998): Geochemie, Band 6 des „Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten“, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Datengewinnung im Labor (Parameteridentifikation: Saugspannung-Sättigungsverhalten/Batch- und Säulenversuche)

Herr Dr. Claus Nitsche, Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden

1 Einleitung

Die reale Beurteilung der Gefährdung von Grundwasserressourcen, die von Altlasten und Substraten (u.a. Recyclingmaterial, Klärschlämme, Sedimente aus Vorsperren) ausgeht bzw. ausgehen kann, ist ein Problem mit steigender wirtschaftlicher Bedeutung. Dabei wird zunehmend berücksichtigt, dass bei einer realen Gefährdungsbeurteilung von der tatsächlichen Verfügbarkeit der Schadstoffe auszugehen ist und nicht, wie bisher, von dem potenziellen Schadstoffgehalt (Gesamtgehalt, der durch Aufschlüsse ermittelt wird).

Im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) bzw. der zugehörigen Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) ist festgelegt, dass das Beurteilungskriterium für die Gefährdung von Grundwasserressourcen die Sickerwasserkonzentration an der Stelle ist, an der das Sickerwasser das Grundwasser erreicht ("Ort der Beurteilung"). Hierbei wird der Wirkungspfad: Regenwasser → Durchsickerung von kontaminiertem Material → Lösen von Schadstoffen im Sickerwasser → Migration des schadstoffbeladenen Sickerwassers (in der nicht bzw. gering kontaminierten Bodenwasserzone → Grundwasser-oberfläche betrachtet. Gemäß der im BBodSchG und in der BBodSchV enthaltenen grundlegenden Forderung, dass die natürlichen Strömungsbedingungen zu berücksichtigen sind, ergibt sich im Gegensatz zur Grundwasserzone die Besonderheit, dass die Bodenwasserströmung diskontinuierlich verläuft. Dies erfolgt in Abhängigkeit von Regenereignissen und der daran gekoppelten Infiltration. Dementsprechend sind bei den Untersuchungen zur Sickerwasserprognose folgende Randbedingungen zu beachten:

- Lange Kontakt- bzw. Reaktionszeiten zwischen den Phasen Boden, Bodenwasser und Bodenluft. Für die Verteilung und das Migrationsverhalten der Schadstoffe dominieren folglich Gleichgewichtsreaktionen, sowohl im Quellterm als auch im Transportterm.
- Durch den Wechsel zwischen Transport und Stagnation des infiltrierenden Regenwassers sind in Abhängigkeit von der hydraulischen Durchlässigkeit des zu betrachtenden Bodenbereiches wechselnde aerobe und anaerobe Milieubedingungen zu berücksichtigen. Bei den Untersuchungen zum biologischen Abbau ist zu beachten, dass bei gering durchlässigen Bodenbereichen nur unter anaeroben Bedingungen untersucht wird (s. Pseudogley). Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die versuchstechnisch gewählte Kombination von Quellterm- und Transporttermreaktor die realen Verhältnisse optimal widerspiegeln.

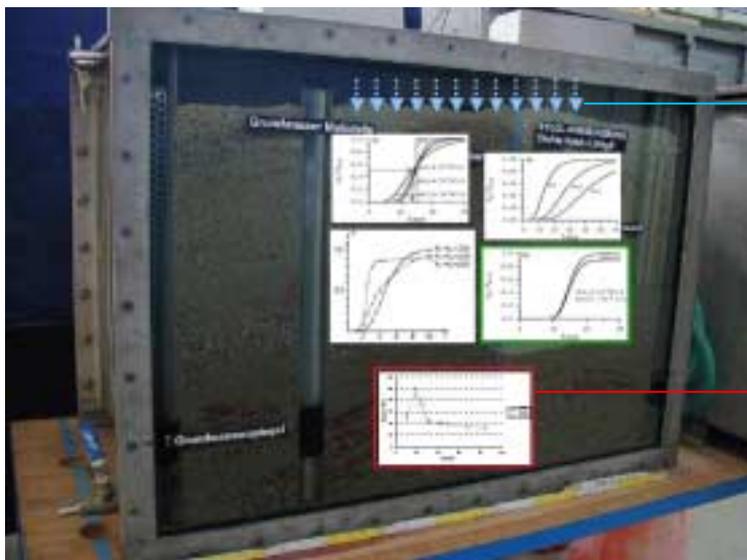
Um die an der Stelle des Eintrittes von Sickerwasser in das Grundwasser bestehende Stoffkonzentration prognostizieren zu können, werden digitale Simulationsprogramme eingesetzt, deren Anwendung die Kenntnis der entsprechenden modellbezogenen Migrationsparameter voraussetzt. Für die Ermittlung von Migrationsparametern werden spezielle laborative Untersuchungen durchgeführt, von denen einige in der Bundesbodenschutzverordnung erwähnt sind. Eine breite Anwendung dieser laborativen Untersuchungsverfahren wird gegenwärtig vor allem durch fehlende Erfahrungen bei der Auswahl geeigneter laborativer Verfahren sowie der Planung, Durchführung und Auswertung laborativer Untersuchungen zur Ermittlung von Migrationsparametern behindert.

Um letztendlich eine Gefahrenbeurteilung für die einzelnen Wirkungspfade durchführen zu können, ist es aus der Sicht des Bearbeiters erforderlich, sich ein entsprechendes Prozessverständnis zu erarbeiten. Dieses dient letztendlich zur Beantwortung der 6 W-Fragen: **warum** laufen **welche** Prozesse in **welchem** Umfang unter **welchen** Limitierungen in **welchem** Raum und in **welcher** Zeit ab. Aus der Sicht des Bearbeiters hat dies am besten Herr Dr. W. Pinther im Rahmen seines Vortrages „Anforderungen an das Monitoring und die Analysetechnik aus der Sicht des Landes Bayern“ zusammengefasst:

„Es bleibt daher die Hoffnung, dass wir von einer Konzentrationsgläubigkeit, die die bisherige Altlastenbearbeitung geprägt hat, hin zu einem Prozessverständnis kommen, ohne in eine Simulationseuphorie bzw. einen Prognosetaumel zu geraten und dann in einer Modellhörigkeit zu enden.“

(veröffentlicht in den Proceedings des ersten Fachgespräches „Monitoring und Analysetechnik“ am 20.11.2001 in Berlin; BMBF-Förderschwerpunkt KORA; www.natural-attenuation.de; S.13 - 19).

Um die 6 W-Fragen beantworten zu können, ist es erforderlich, die Prozesse zu quantifizieren, die zu einer nachhaltigen Schadstoffverringerung führen. Die einzelnen Prozesse führen ausgehend von der Infiltration von Regenwasser in den kontaminierten Bodenwasserbereich letztendlich zu der im Bereich des Ortes der Beurteilung wirkenden komplexen Antwortfunktion (s. Abb.1).



Infiltrierendes Regenwasser

Kontaminationsinputfunktion bzw. Impulsantwortfunktion

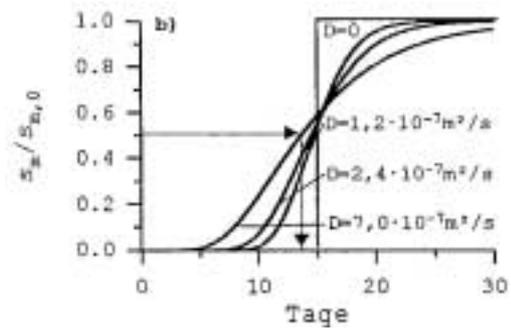
Abb.1: Grafische Darstellung der Wirkung der Migrationsprozesse auf die Infiltration von Regenwasser im Quell- und Transporttermbereich

Nachfolgend werden die einzelnen Migrationsprozesse hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Schadstoffmigration betrachtet.

Transportprozesse wirken über die

- Konvektion,
- hydrodynamische Dispersion und
- molekulare Diffusion

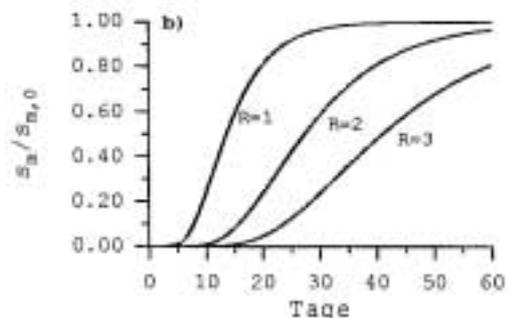
Durch die hydrodynamische Dispersion wird der aus der Konvektion resultierende „Kolbentransport“ ($D=0$) in eine S-Funktion mit einem Wendepunkt bei 50% der „Startkonzentration“ transformiert. Mit abnehmender Konvektion steigt die Bedeutung der molekularen Diffusion. **Transportprozesse bringen keinen Anteil für eine nachhaltige Schadstoffreduzierung**



Speicherprozesse beinhalten die

- Adsorption und
- Desorption

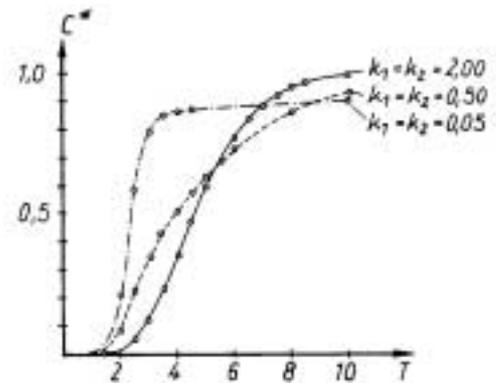
z.B. zwischen Wasser und Boden. Diese werden als Gleichgewichtsprozesse betrachtet. Die Adsorption bewirkt eine Retardation des Schadstofftransportes. **Speicherprozesse bringen nur in den Fällen, bei denen die eluierbare Stoffmenge kleiner als die Speicherkapazität ist einen Anteil für eine nachhaltige Schadstoffreduzierung.**



Austauschprozesse finden zwischen fluiden Phasen statt

z.B. zwischen Gas und Wasser bzw. Wasser und MKW-Phase. Diese werden als Nicht-Gleichgewichtsprozesse betrachtet. Austauschprozesse bewirken neben einer Retardation (Überlagerung mit der Wirkung von Speicherprozessen) eine teilweise ausgeprägte Verzögerung des Schadstoffdurchbruchs auf 100% der „Startkonzentration“. Dies wird als tailing bezeichnet. Somit besteht die Gefahr der Fehlinterpretation des Migrationsverhaltens, das z.B. als biologischer Abbau interpretiert werden könnte (s. z.B. $k_1=k_2=0,05$).

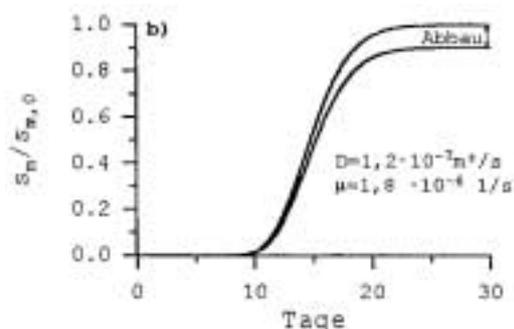
Austauschprozesse bringen keinen Anteil für eine nachhaltige Schadstoffreduzierung.



Interne Reaktionen beinhalten:

- Komplexierung,
- Säure-Basen-Reaktionen,
- Oxidation/ Reduktion, Lösung und Fällung
- Biologischer Abbau

Interne Reaktionen bewirken eine Verringerung der "Startkonzentration". **Interne Reaktionen sind damit die einzigen Prozesse, die eine nachhaltige Schadstoffreduzierung bewirken können.**



2 Laborative Versuchsverfahren

Für die Ermittlung der Parameter der einzelnen Teilprozesse sind unterschiedliche laborative Verfahren und Vorrichtungen verfügbar. Im Rahmen der laborativen Untersuchungen werden prinzipiell zwei Versuchsverfahren und daraus resultierende Vorrichtungen unterschieden. Diese, als *Batch- und Säulenversuche* bezeichneten Verfahren, unterscheiden sich durch die damit zu untersuchenden Teilprozesse der Migration von Kontaminanten im Mehrphasensystem "Untergrund".

Die nachfolgende Ausführungen wurden unter der Zielstellung einer Einführung in die Problematik der Planung, Durchführung und Auswertung von repräsentativen Laborversuchen zur Prozess- und Parameteridentifikation bearbeitet.

2.1 Batch-Versuche

Für die Bewertung des Schadstofftransportes in der fluidungesättigten Bodenzone ist die Ermittlung der Kapillardruck-Fluidsättigungs-Verteilungsfunktion (auch als pF-Kurve bezeichnet) eine wesentliche Grundlage. Aus dieser Funktion werden die van GENUCHTEN – Parameter sowie die relative hydraulische Durchlässigkeit ermittelt, die für eine deterministische Modellierung des Wasser- und damit Stofftransportes in der Bodenwasserzone unerlässlich sind. Die hierfür verwendeten Batchversuche werden in Tab. 1a zusammengefasst.

Die für Untersuchungen von Transport- und Speicherprozessen (Gleichgewichtsreaktionen) sowie internen Reaktionen (z.B. biologische Abbaubarkeit und Mobilisierung bzw. Immobilisierung von Schadstoffen) und externen Senken/Quellen verwendbaren Batchversuche wurden in Tab.1b zusammengestellt.

Tabelle 1a: zur Ermittlung der van Genuchten Parameter verwendbare Batchversuche

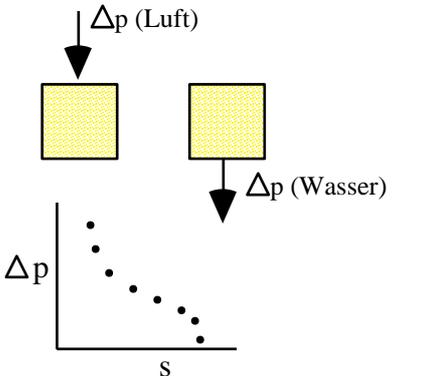
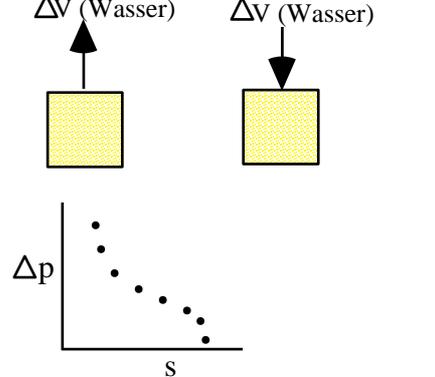
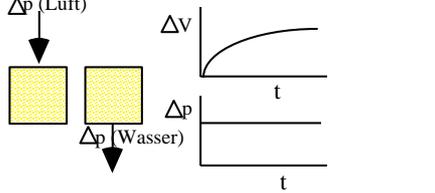
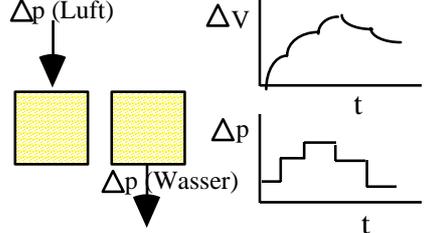
Verfahren	Schemata	Bemerkungen
<p>Klassischer Batch-Test</p> <p>(Auswertung des Gleichgewichtszustandes)</p> <p>Drucktopfapparatur</p> <p>pF-Wertanlage (Sandbett-Kaolinbett-Drucktopfanlage)</p>		<p>Teilweise gestörte Struktur und Textur (US-Standard), hohe Anforderungen an die Probenteilung; bei mehrfacher Entkopplung der Bodenprobe vom Separator (Keramikplatte; Sandbett) entstehen Unstetigkeitsstellen in der pF-Funktion</p>
<p>dynamischer Batch-Test</p> <p>(Auswertung der Nicht-Gleichgewichts-Phase)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verdunstungsmethode • Infiltrationsmethode 		<p>Praktisch geringer Arbeitsbereich</p>
<ul style="list-style-type: none"> • one-step outflow test 		<p>Einsetzbar für nicht bis schwach bindige Erdstoffe,</p>
<ul style="list-style-type: none"> • multi-step outflow/ inflow test 		<p>Einsetzbar für nicht bindige bis bindige Erdstoffe</p>

Tabelle 1b: zur Ermittlung von Migrationskennwerten verwendbare Batchversuche

Verfahren	Schemata	Bemerkungen
KLASSISCHER BATCH-TEST z.B. DIN-S4-Test		bewegte Feststoffphase bewegte fluide Phase
BIOREAKTORTEST/ FESTBETTREAKTOR-TEST		bewegte bzw. stark aufge- lockerte Feststoffphase bewegte fluide Phase
STATISCHER BATCH-TEST z.B. BSE		nicht bewegte Feststoffphase nicht bewegte fluide Phase
DYNAMISCHER BATCH-TEST REV-FLUID-PERKOLATIONSTEST (KLOTZ)		nicht bewegte Feststoffphase; mittels Perkolation bewegte flui- de Phase
REV-FLUID-ZIRKULATIONSTEST (LUCKNER)		nicht bewegte Feststoffphase; mittels Pumpe bewegte fluide Phase

REV - repräsentatives Elementarvolumen (entspricht einer Bodenkernprobe)

BSE - Bodensättigungsextrakt

2.2 Säulenversuche

Säulenversuche ermöglichen die Erweiterung des Untersuchungsspektrums der Batchversuche. Sie ermöglichen:

- die Ermittlung **transportabhängiger Prozessgrößen** (z.B. der hydrodynamischen Dispersion, der mit mobilen Fluid gefüllten Porosität - hydraulisch wirksame Porosität),
- die Ermittlung von **Prozesskennwerten von Austauschprozessen** (Geschwindigkeitskonstanten z.B. der Austauschkinetik 1.Ordnung),
- die Ermittlung von **Prozesskennwerten von internen Reaktionen** (Geschwindigkeitskonstanten z.B. der Austauschkinetik 1.Ordnung),
- die **Verifizierung und Validierung eindimensionaler Migrationsmodelle** und
- die **demonstrative Prognose der Migration** von Kontaminanten

In Tab. 2 wurden die zur Sickerwasserprognose einsetzbaren Säulenversuche zusammengefasst.

Tabelle 2: zur Ermittlung von Migrationskennwerten verwendbare Säulenversuche

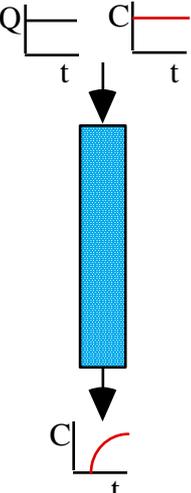
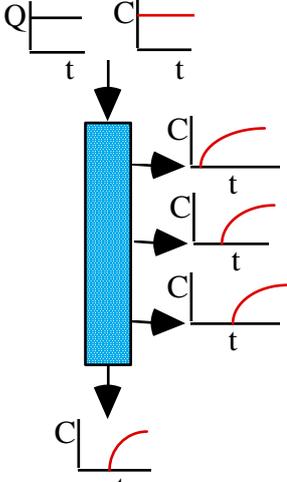
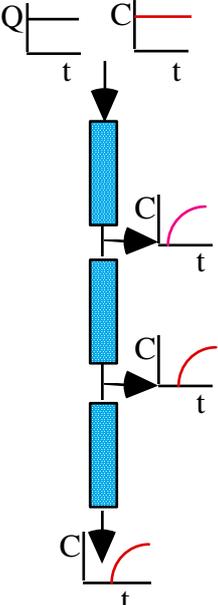
Verfahren	Schemata	Bemerkungen
<p>KLASSISCHE SÄULEN-ANLAGE</p> <p>Einsäulensystem mit einem Entnahmeport für die Wasserproben</p> <p><i>z.B. DIN V 19736</i></p>		<p>keine vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben;</p> <p>hydraulisch stabil;</p>
<p>Einsäulensystem mit mehreren, entlang des Strömungsweges seitlich angebrachten Entnahmeports für Wasserproben</p>		<p>vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben – daraus bedingte Veränderung der Filtergeschwindigkeit entlang des Gesamtströmungsweges;</p> <p>hydraulisch instabil;</p>

Tabelle 2: zur Ermittlung von Migrationskennwerten verwendbare Säulenversuche

Verfahren	Schemata	Bemerkungen
<p>DISKRETISIERTE SÄULEN-ANLAGE (NITSCHKE)</p> <p>Mehrsäulensystem mit je einem Entnahmeport für die Wasserproben</p>		<p>vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben, ohne Veränderung der Filtergeschwindigkeit entlang des Gesamtströmungsweges;</p> <p>hydraulisch stabil;</p> <p>Möglichkeit einer hydraulisch gesteuerten "Verlängerung" des Fließweges;</p>

Eine Zuordnung der gegenwärtig verfügbaren Laborversuchverfahren in Batch- und Säulenversuche, sowie deren Einordnung hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit zur Ermittlung bzw. Abschätzung von Parametern ist dem Materialienband des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie zur Altlastenbehandlung: „Laborative Vorversuche im Rahmen der Sanierungsuntersuchung und Sanierung (Batch- und Säulentests)“; Löbnitz-Druck GmbH; November 1999 zu entnehmen.

2.3 Vergleichbarkeit zwischen Batch- und Säulenversuchen am Beispiel des DIN V 19736 und DIN 38414 Teil 4 DEV S4

Die DIN V 19736 wurde für den Ersatz der DIN 38414 Teil 4 DEV S4 bearbeitet, d.h. eine Säulenversuch soll einen Batchversuch ersetzen. Folgende Zielstellungen werden durch die Bearbeiter der DIN V 19736 angestrebt:

- Ein einfacher, billiger Versuch, dessen Ergebnisse gerichtsfest sind.
- Der Grund, weshalb der S4-Batchtest abgelöst werden soll besteht nur aus dem Problem, dass die im S4 gewonnenen Eluate mehr oder weniger Trübstoffe beinhalten und dementsprechend vor der Analyse filtriert bzw. zentrifugiert werden müssen. Deshalb erfolgt auch die Probenahme während des DIN V 19736 – Säulenversuches erst dann, wenn das aus der Säule ausströmende Wasser Trübstofffrei ist.

Aus der Sicht des Bearbeiters ergeben sich folgende grundsätzlichen Probleme:

- Grundsätzlich dienen Batchversuche zur Ermittlung von Kennwerten und Parametern, die auf der Grundlage des thermodynamischen Gleichgewichtes zwischen der Wasserphase und den an der Bodenphase angelagerten sowie den in Phase vorliegenden Inhaltsstoffen (Kontaminanten). Deutlich wird dies z.B. in den Adsorptionsisothermen, die mittels Batchversuche, wie z.B. dem S4-Test ermittelt werden und stets nur Konzentrationsbezogen sind (s. Abb. 2). Demgegenüber widerspiegeln Säulenversuche bedingt durch den Gradientenbezug stets alle, in dem natürlichen Betrachtungsraum ablaufenden Prozesse, wie:
 - Konvektion, hydrodynamische Dispersion und molekulare Diffusion.

- Speicherprozesse (Adsorption/ Desorption), die als Gleichgewichtsprozesse wirken.
- Austauschprozesse zwischen einzelnen fluiden Phasen, die als nicht Gleichgewichtsprozesse wirken.
- Interne Reaktionen, wie biologischer Abbau, Komplexbildung/ Dekomplexbildung, Lösung/ Fällung, u.a.

Dementsprechend werden die Ergebnisse aus Säulenversuchen auch als Funktion der Zeit oder der ausgetauschten Porenvolumen (die die Versuchszeit beinhalten) ausgewertet (s. Abb. 3).

Damit sollte ein Verfahren (S4 - Batchversuch) durch ein völlig unterschiedliches Verfahren (DIN V 19736 – Säulenversuch) mit dementsprechend unterschiedlicher Zielstellung ersetzt werden.

- Da die Temperatureinwirkungen in der DIN V 19736 völlig unberücksichtigt bleiben, ist eine Reproduzierbarkeit auf Grund der thermodynamischen Grundregeln praktisch nicht erzielbar.
- Das Ergebnis des DIN V 19 736 besteht in einem Analysenwert, der an einer Perkolatprobe ermittelt wurde. Alle weiteren Auswertungen werden auf diesen einzigen Analysenwert begründet.

In Abb. 4 wird der Einfluss des Probenahmezeitpunktes auf die Ermittlung der Freisetzungsrates bzw. der Bodenwasserkonzentration dargestellt. Daraus ist ableitbar, dass mit einer willkürlichen Festlegung eines Probenahmezeitpunktes sehr große Fehleinschätzungen verbunden sind.

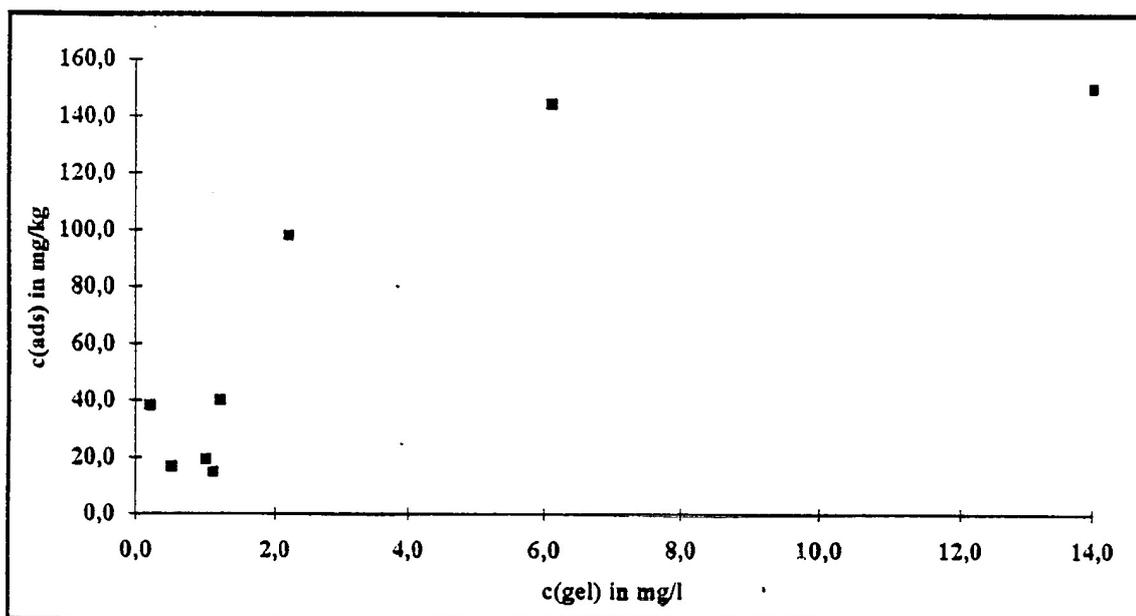


Abb. 2: Typische Darstellung der in Batchversuchen ermittelten Stützstellen einer Adsorptionsisothermen

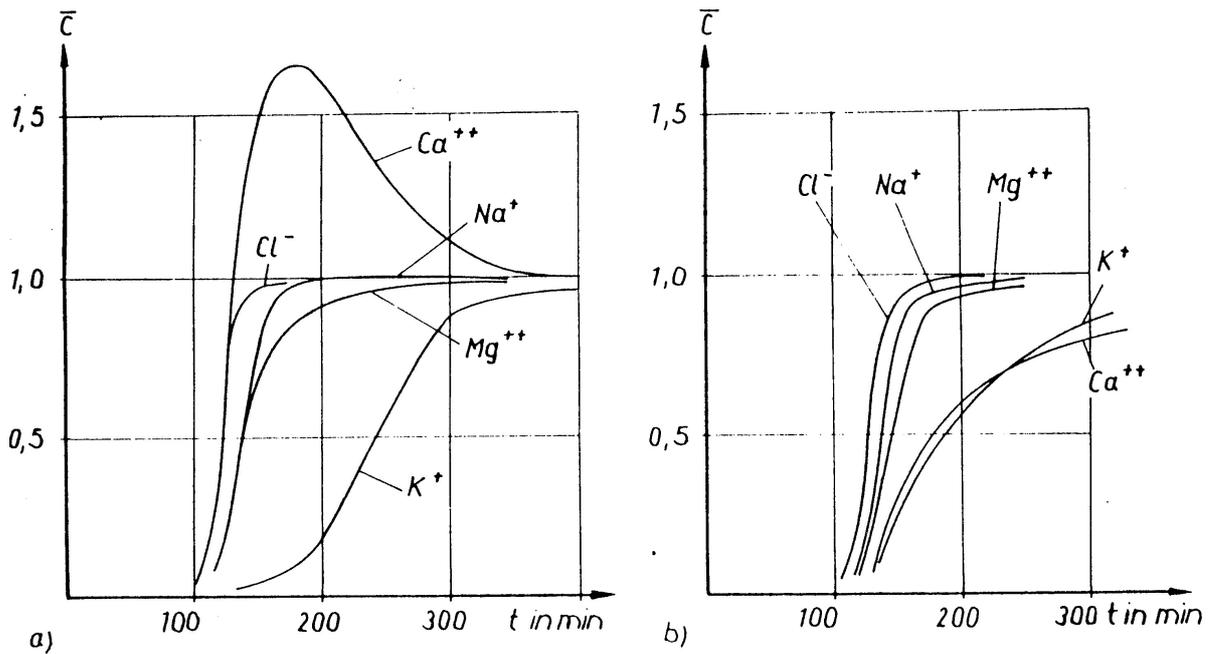


Abb. 3: Typische Auswertung von Analyseergebnissen, die in Perkolatproben aus Säulenversuchen ermittelt wurden. Abb. II 3b zeigt die Durchbruchkurven für die Einzelmigration; Abb. II 3a zeigt die Durchbruchkurven der Migranten, wenn diese als „Paketmigrant“ untersucht werden.

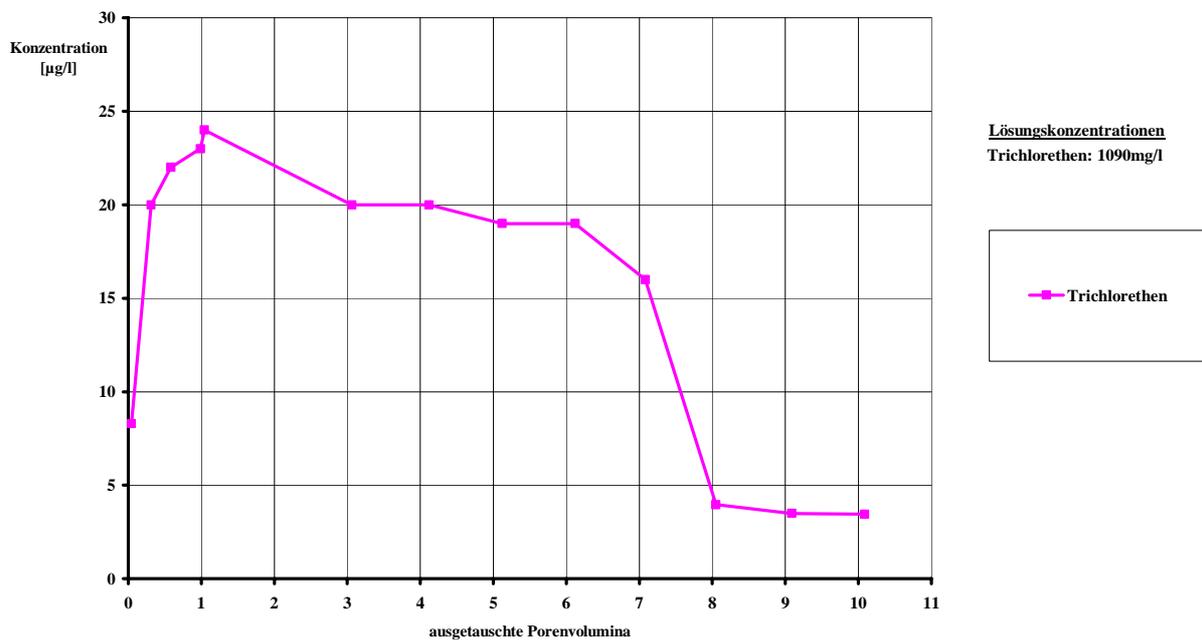


Abb. 4: Darstellung der im Säulenperkolat analysierten Trichlorethenkonzentration als Funktion der ausgetauschten Porenvolumina. Säulenanlage mit ungestört entnommener Kernprobe in Edelstahlröhre (s. Kap.)

Daraus ist ableitbar, dass mit einer willkürlichen Festlegung eines Probennahmezeitpunktes sehr große Fehleinschätzungen verbunden sind.

Betrachtet man jedoch den Konzentrationsverlauf des Trichlorethen in Abbildung 4, so sind folgende Aussagen ableitbar:

- Der Konzentrationsanstieg bis zum ersten ausgetauschten Porenvolumen verdeutlicht, dass die Trichlorethenkontamination nur im mittleren Bereich der ungestört entnommenen Linerkernprobe vorhanden ist, da bei einer Verteilung der Trichlorethenkontamination über den gesamten Linerkern bereits vor Erreichen des ersten Porenvolumens im Perkolat die Maximalkonzentration analysiert werden müsste.
- Da der Linerkern vor Beginn des Säulenversuches ca. 48 Stunden gekühlt gelagert wurde ist davon auszugehen, dass die im erste ausgetauschte Porenvolumen analysierte Trichlorethenkonzentration die Gleichgewichtskonzentration ist, die sich zwischen Porenwasser und dem zu betrachtenden Kontaminanten eingestellt hat.

Um die zweite Aussage zu untersetzen, wurde in Abbildung 5 das Ergebnis eines Säulenversuches dargestellt, der zu zwei Zeitpunkten für 25 Tage unterbrochen wurde, wobei die Versuchsanlage (einschl. Temperatur: 10°C) unverändert blieb. Die im ersten ausgetauschten Porenvolumen nach einer Stillstandszeit analysierte Konzentration ist die Gleichgewichtskonzentration, die sich zwischen Porenwasser und dem zu betrachtenden Kontaminanten eingestellt hat.

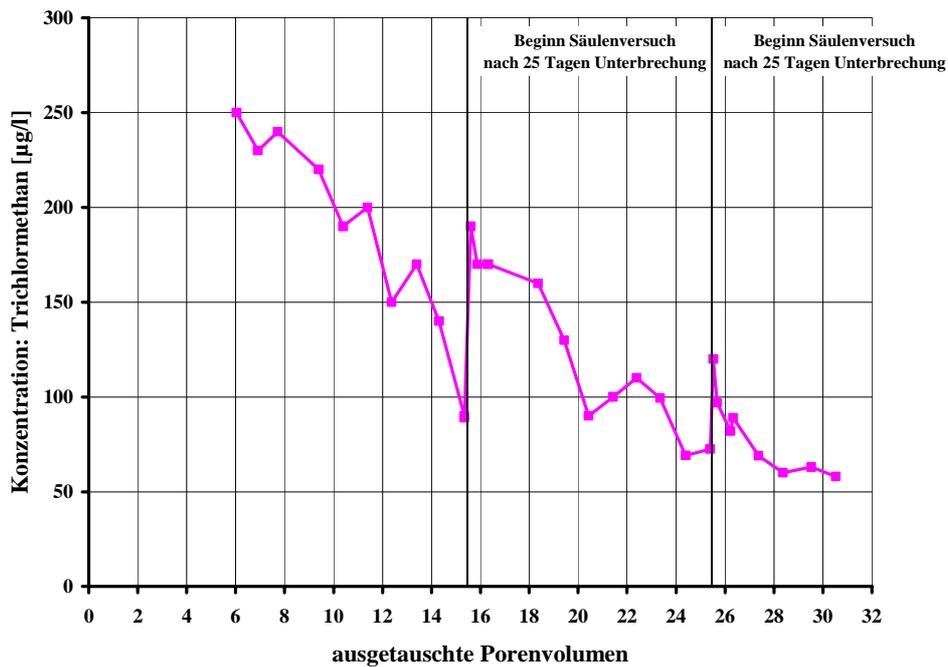


Abb. 5: Darstellung der in einem zu zwei Zeitpunkten über 25 Tage unterbrochenen Säulenversuch im Säulenperkolat analysierten Trichlormethankonzentration als Funktion der ausgetauschten Porenvolumen. Säulenanlage mit ungestört entnommener Kernprobe in Edelstahlröhre

In Abbildung 6 wurde der Konzentrationsverlauf für Nitrat dargestellt, der unter einem einmal wöchentlich mit Klarwasser betriebenen Rieselfeld in 1,5 m Tiefe ermittelt wurde.

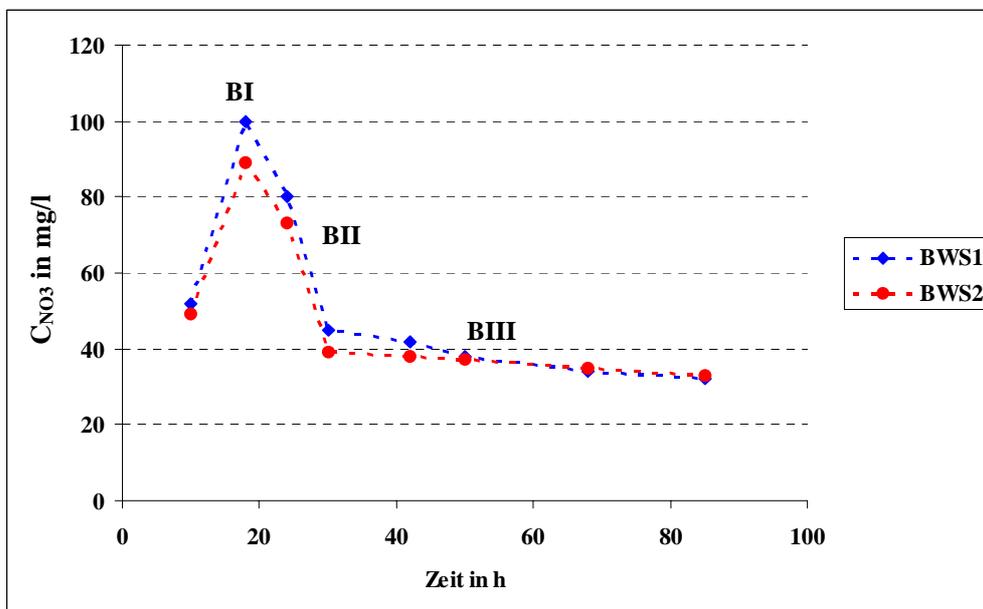


Abb. 6: Konzentrationsverlauf für Nitrat unter einem Rieselfeld in 1,5 m Tiefe mit den Bereichen der thermodynamischen Gleichgewichtskonzentration (BI) und Nicht-Gleichgewichtskonzentration (BII und BIII)

Wird der Konzentrationsverlauf in den Abbildungen 4, 5 und 6 verglichen, so wird die Analogie der im Labor und Feld beobachteten Prozesse deutlich.

Hinsichtlich der Prozesse, die durch die einzelnen Abschnitte der in den Abbildungen 4, 5 und 6 dargestellten Konzentrationsganglinien ist somit folgendes ableitbar:

- Das in der Bodenwasserzone im Bereich bis zur Feldkapazität entnommene Porenwasser reflektiert zu Beginn die Stoffkonzentration im thermodynamischen Gleichgewichtszustand und im weiteren Strömungsverlauf die durch Austauschprozesse geprägte Stoffkonzentration. Je nach zu betrachtenden Inhaltsstoff sind zusätzlich die internen Reaktionen zu berücksichtigen.
- Durch Batchversuche, die unter naturnahen Bedingungen durchgeführt werden (Beachtung des natürlichen Wasser : Feststoffverhältnisses und Temperatur: z.B. BSE, statische oder dynamische Batchversuche) werden die maximalen Porenwasserkonzentrationen ermittelt, die mit dem Sickerwasser bis zum Grundwasser transportiert werden (s. Abb. 6 Bereich BI). Bei mehrfacher Wiederholung der Batchversuche wird das Elutionsverhalten der zu untersuchenden Schadstoffe ermittelt (s. in Abb. 6 die Konzentration im jeweils ersten Perkolat nach der Stillstandsphase).
- Durch Säulenversuche werden die mittleren und minimalen Porenwasserkonzentrationen ermittelt, die mit dem Sickerwasser bis zum Grundwasser transportiert werden (s. Abb. 6 Bereich BII und BIII). Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei Säulenversuche die ersten zwei bis drei ausgetauschten Porenvolumen nicht berücksichtigt werden können, da diese Proben durch die Probenahme und den Transport der Linerkernproben bzw. ggf. zusätzlich durch den gestörten Einbau der zu untersuchenden Substratproben in die Säulenversuchsanlage nicht den natürlichen Bedingungen entsprechen. Dies trifft auch für statische und dynamische Batchversuche zu, nur durch Wiederholungen (Austausch des Porenwassers an einer Probe) werden diese Effekte eliminiert.

3 Nutzbarkeit von Literaturwerten zur Sickerwasserprognose

Im Rahmen der Sickerwasserprognose wird sehr häufig auf Laborversuche verzichtet und statt dessen Literaturwerte verwendet, ohne die Randbedingungen und Gültigkeitsgrenzen unter denen diese Werte ermittelt wurden zu kennen. Die daraus resultierenden Probleme sollen nachfolgend an zwei Beispielen verdeutlicht werden.

3.1 Einfluss kontaminierter Böden auf die Parameter zur Ermittlung des Sickerwassertransportes

Von grundlegender praktischer Bedeutung für die Sickerwasserprognose ist die repräsentative Ermittlung der Parameter für den Sickerwassertransport, die aus der Kapillardruck-Fluidanteils-Funktion (auch als pF-Kurve oder Saugspannungs-Sättigungs-Verteilungsfunktion bezeichnet) abgeleitet werden. Die Kapillardruck-Fluidanteils-Funktion (KFF) ist eine Hysterese, d.h. von der Prozessrichtung abhängige Systemzustandsfunktion. Aus ihr werden u.a. folgende Kennwerte und Parameter ermittelt:

- Feldkapazität (FK),
- nutzbare Feldkapazität (nFK),
- Porengrößenverteilung,
- Parameter nach van GENUCHTEN/ LUCKNER zur geschlossenen Darstellung der KFF [Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone)],

- hydraulischer Durchlässigkeitskoeffizient als Funktion des Bodenwassergehaltes [$k(\theta)$ - Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone)] und
- kapillarer Speicherkoeffizient als Funktion des Bodenwassergehaltes [$c(\theta)$] - Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone)]

Für diese Kennwerte und Parameter wurden bisher vor allem die in der Literatur und Normen enthaltenen Werte verwendet. Dabei blieb bisher unberücksichtigt, dass diese an Bodenproben ermittelt wurden, die nicht kontaminiert waren. Die daraus resultierenden Änderungen auf die zu prognostizierenden Schadstofffrachten werden nachfolgend erläutert.

Nachfolgend wird auf den Einfluss von Kontaminationen auf den Verlauf der KFF eingegangen. Grundsätzlich ist im Bereich der Bodenphysik der Einfluss der Konzentration von den im Bodenwasser gelösten Kontaminanten und von Temperaturveränderungen auf den Verlauf der KFF bekannt (s. Abb. 7 bzw. Abb. 8). Demgegenüber wurde die Bedeutung der in der Bodenwasserzone in Phase lagernden Schadstoffe zu wenig berücksichtigt. Da diese vor allem die Grobporenbereiche blockieren, ist von einer gravierenden Veränderung der substrattypischen KFF auszugehen. Daraus leitet sich prinzipiell eine für kontaminierte Böden zu erwartende Veränderung der KFF ab (s. Abb. 9). Würde eine an einer kontaminierten Grobsandprobe ermittelte KFF mit den für die Bodenart Grobsand typischen KFF verglichen, so ist zu erwarten, dass diese sich nicht in die an nicht kontaminierten Grobsandproben ermittelte typischen KFF einfügt, sondern einer Bodenprobe mit kleineren Porenradien typischen KFF entspricht (z.B. für schluffigen Sand). Daraus resultiert jedoch, dass von einer Veränderung der Grundwasserneubildungsrate auszugehen ist. Dementsprechend wurde davon ausgegangen, dass Grundwasserneubildungsraten, die auf der Grundlage substrattypischer KFF ermittelt werden nicht auf kontaminierte Bodenbereiche übertragen werden sollte, um eine möglicherweise Überbewertung der Grundwasserneubildungsrate und damit der Schadstofffrachten zu vermeiden.

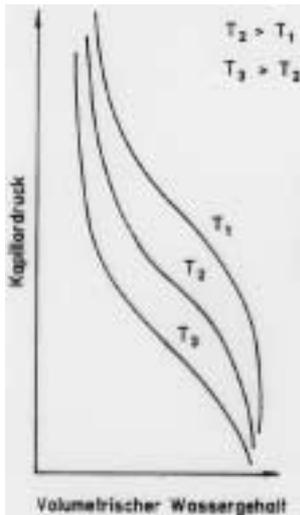


Abb.7: Einfluss der Temperatur auf die KFF

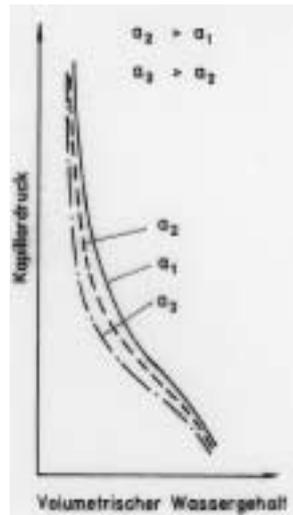


Abb.8: Einfluss Schadstoffkonzentration auf die KFF

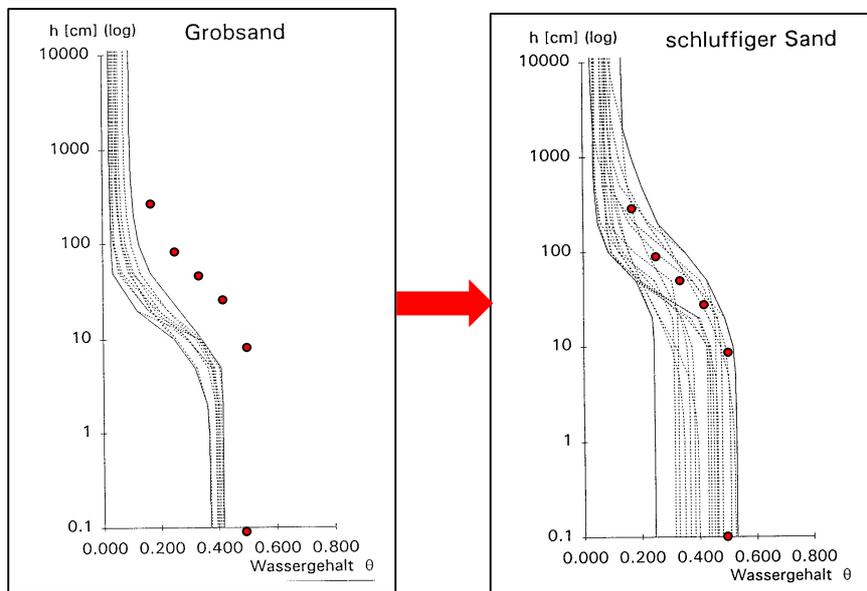


Abb.9: Erwarteter Einfluss einer kontaminierten Probe auf die veränderte Form und Verschiebung der KFF

Ergebnisse von Untersuchungen zur Ermittlung der KFF an kontaminierten Substratproben

Die nachfolgenden Ausführungen wurden aus der in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung von Nitsche, C., Beerbalk, H.-D. u.a.: „Beitrag zum Einfluss kontaminierter Böden auf die Parameter zur Ermittlung des Sickerwassertransportes“ entnommen.

Die an den zu untersuchenden Proben auf der Grundlage einer Korngrößenanalyse ermittelten Bodenarten wurde in Tabelle 1 zusammengestellt, wobei der PAK-Kontaminationsgrad ebenfalls vermerkt wurde.

Tabelle 1: Zusammenstellung der untersuchten Proben

Probennummer	1	2	3
Bodenart	mS, gs	mS, fs	mS, fs
PAK-Kontaminationsgrad	sehr gering	sehr gering	hoch

In den nachfolgenden Abbildungen werden die Ergebnisse der KFF aller untersuchten Proben, der untersuchten Proben im Vergleich zu den für die Bodenart typischen KFF und der für die kontaminierte Probe 3 ermittelte Verschiebung der bei der Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate zu verwendende Bodenart.

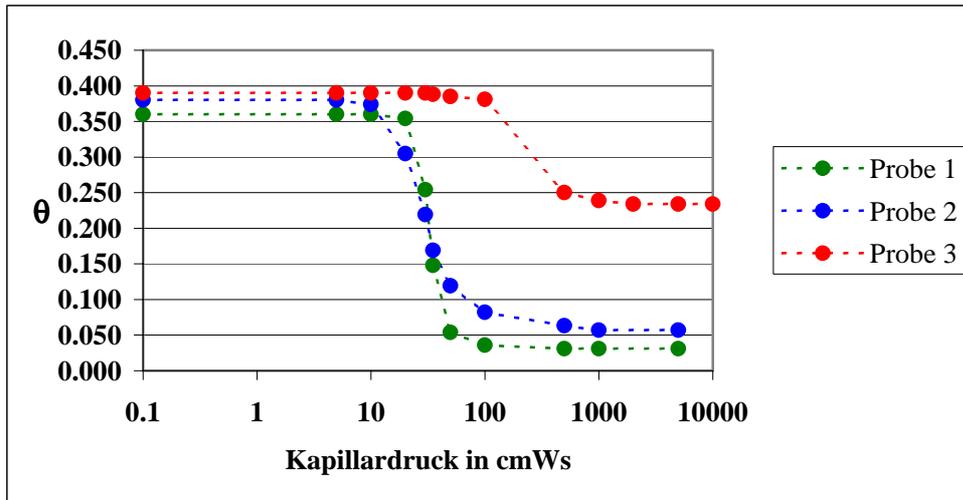


Abb.10: Vergleich der an den Proben 1, 2 und 3 ermittelten KFF

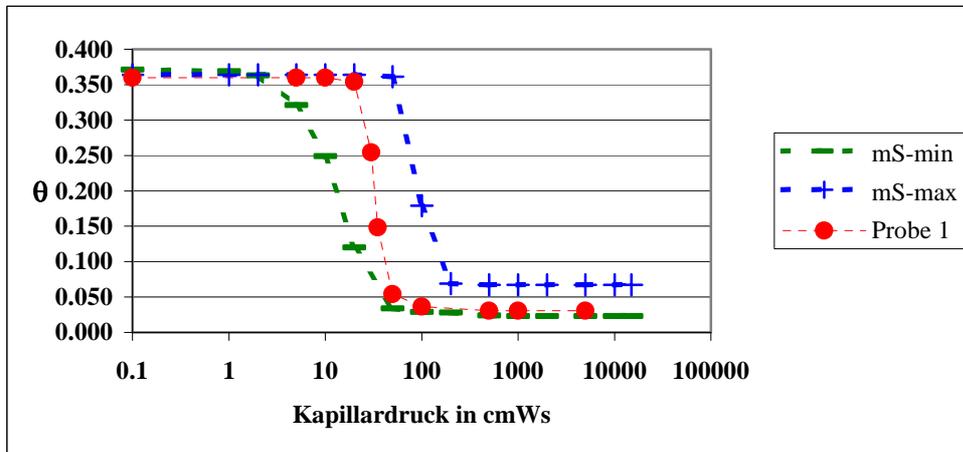


Abb.11: Vergleich der an den Proben 1 ermittelten KFF zu den für die Bodenart mS,gs typischen KFF

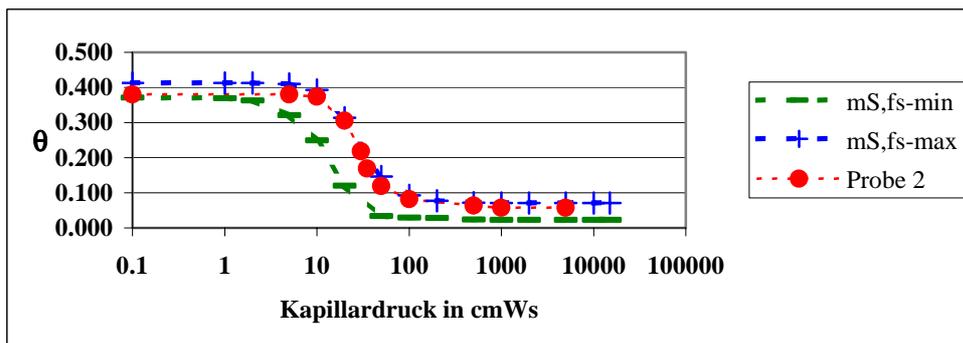


Abb.12: Vergleich der an den Proben 2 ermittelten KFF zu den für die Bodenart mS,fs typischen KFF

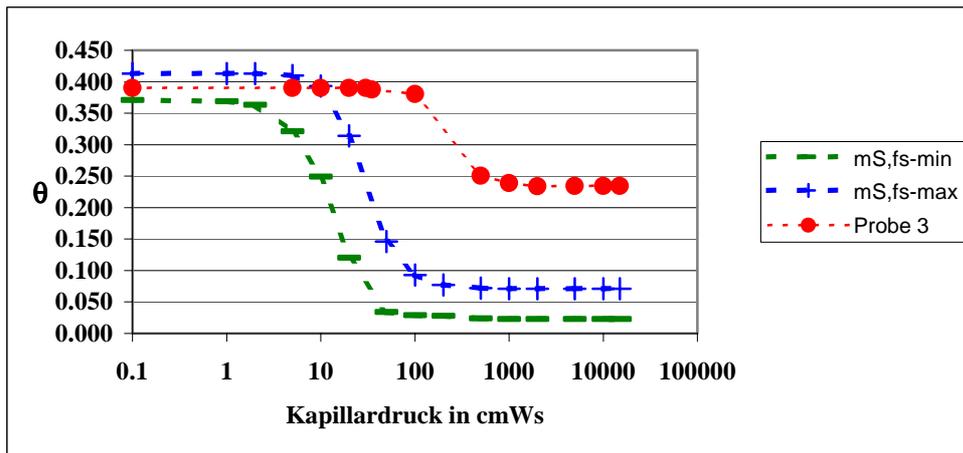


Abb.13: Vergleich der an den Proben 3 ermittelten KFF zu den für die Bodenart mS,fs typischen KFF

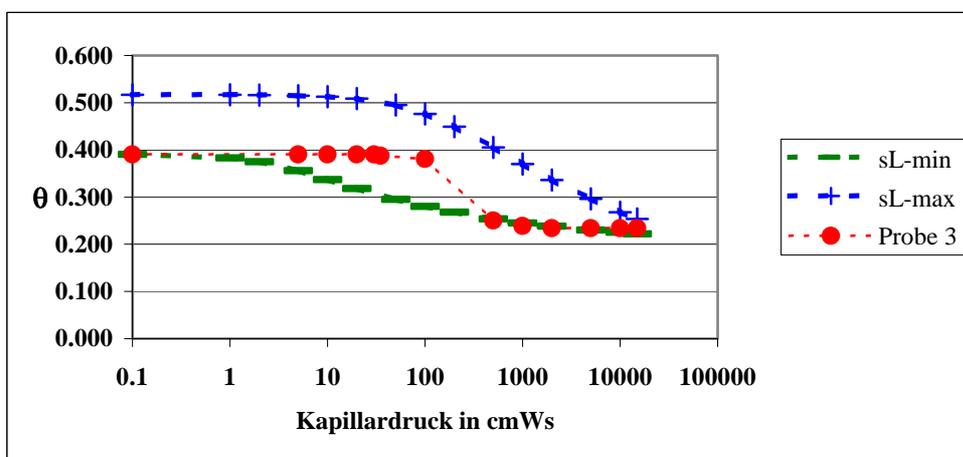


Abb.14: Vergleich der an den Proben 3 ermittelten KFF zu den für die Bodenart sL (sandiger Lehm) typischen KFF

Daraus resultiert, dass die Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate für den Bereich aus dem die Probe 3 entnommen wurde, für die Bodenart „sandiger Lehm“ durchzuführen ist.

Werden die für den „mS,fs“ und „sL“ ermittelten Grundwasserneubildungsraten verglichen, so würde ohne Berücksichtigung der kontaminationsbedingten Veränderung der KFF eine 1,5-fach höhere Schadstofffracht aus der Schadstoffquelle als real vorhanden prognostiziert werden.

4.2 Nutzbarkeit von Literaturwerten zur Ermittlung bzw. Prognose von Schadstofffrachten aus dem Quellterm

Sehr häufig erfolgt eine Prognose der aus dem Quellterm resultierenden Schadstofffrachten vor allem auf der Grundlage von Literaturangaben zur Wasserlöslichkeit und weiterer Kennwerte der zu untersuchenden Kontaminanten. Diese werden sowohl für:

- eine Rückrechnung der aus den Erkundungsdaten resultierenden räumlichen Schadstoffverteilung mit der Zielstellung, die zeitliche Entwicklung der Kontaminationsausbreitung vom Zeitpunkt der Entstehung bis zum Zeitpunkt der Erkundung hinreichend genau simulieren zu können, um darauf aufbauend die zukünftige Entwicklung der Sickerwasserkonzentration prognostizieren zu können (Sickerwasserprognose) als auch
- für eine Sickerwasserprognose auf der Grundlage der im Rahmen des Betriebes von Saugkerzen bzw. Sickerwassermessstellen bzw. Lysimetern erzielten Mess- und Analysenwerte verwendet.

Es ist jedoch zu prüfen, ob derartige Literaturangaben der tatsächlichen, objektspezifischen Wasserlöslichkeit entsprechen. Diese Fragestellung soll auf der Grundlage eines von den Mitarbeitern der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH erzielten Ergebnisses beantwortet werden. An einem Altlastenstandort wurde unter anderem eine Toluolkontamination festgestellt. Um die Entwicklung der aus der Schadstoffquelle resultierenden Sickerwasserkonzentration prognostizieren zu können, wurden statische Batchtests unter Verwendung ungestört entnommener Linerkernproben und synthetischem Regenwasser nach einer von den Bearbeitern entwickelten Methode bei 10°C durchgeführt. In der Abb. 15 wurde das zu untersuchende Substrat nach Versuchsende und in Abb. 16 die Versuchsanlage dargestellt.



Abb.15: Substratprobe



Linerkernproben

Gasdichte Probennahmesysteme

Abb.16: Versuchsanlage für statische Batchtest

Im Vergleich zu den Literaturangaben wurde folgendes Ergebnis erzielt:

Wasserlöslichkeit für Toluol

- entsprechend der Literaturangaben: 550 mg/l
- entsprechend Laborversuch: 85 mg/l

Daraus folgt, gegenüber dem Literaturwert ist die objektspezifische Wasserlöslichkeit von Toluol ca. 7-fach geringer. Würde in dem betrachteten Fall der Literaturwert zur Sickerwasserprognose verwendet werden, so würde die Gefährdung überschätzt, eine Sanierung geplant werden, die nicht erforderlich ist bzw. eine Sanierungsanlage geplant und gebaut werden, die in ihrer Leistung zu groß ist und in der Sanierungszeit (Betriebskosten) zu kurz geplant wird. Der Grund für die Abweichungen zwischen Laborwert und Literaturangaben besteht darin, dass Literaturangaben nur für Reinstoffe (keine Mischkontaminationen, keine Matrixeffekte) gelten, deren Wasserlöslichkeit unter idealen Bedingungen (teilweise Raumtemperatur) ermittelt wurde.

Literaturhinweise

- 1 Luckner, L. & Schestakow, W.M.
Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone
Lewis Publishers, Inc. 1991 (ISBN 0-87371-302-8)
- 2 Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung; 2. Teilbericht des interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie - Boden“; DECHEMA, 1992
- 3 Chemie und Biologie der Altlasten, Hrsg. Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh, 1997
- 4 Autorenkollektiv
Sanierung kontaminierter Böden
DVWK-Schriften, Heft 116, 1997
- 5 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)
Bestimmung der Eluierbarkeit von festen und schlammigen Abfällen mit Wasser
LAGA-Richtlinie EW/77, 1977
- 6 Nitsche, C., Guderitz, I. und V. Neumann
Studie zur Nutzung von laborativen Vorversuchen bei Sanierungsuntersuchungen
Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1998
Beziehungsweise:
Materialienband zur Altlastenbehandlung „Laborative Vorversuche im Rahmen der Sanierungsuntersuchung und Sanierung (Batch- und Säulentests)“; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Lößnitz-Druck GmbH; November 1999
- 7 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)
Bestimmung der Eluierbarkeit von festen und schlammigen Abfällen mit Wasser
LAGA-Richtlinie EW/77, 1977

Datenauswertung und Prognose

Herr Dr. R.-J. Michel, Ing.-büro Boden und Bodenwasser Bad Freienwalde R.-J. Michel

Bei den Untersuchungen in Gelände und Labor werden hydrogeologische, bodenkundliche und klimatische Randbedingungen, konkrete zeitbezogene stoffliche Belastungssituationen sowie Parameter des Untergrundes und der Wechselwirkung des Bodens mit Stoffen untersucht. Aus den Ergebnissen werden Einschätzungen der momentanen Belastungssituation und Prognosen erstellt. Neben Erfahrungswissen werden hierzu Ergebnisse weiterer Labouruntersuchungen, wie z.B. Säulenversuchen, herangezogen. Darüber hinaus können Modellrechnungen das Verständnis der Prozesse am Standort vertiefen und bei der Prognose der Stoffausbreitung helfen.

Im Zusammenhang mit dem wassergebundenen Schadstofftransport in der Sickerwasserzone geht es im Rahmen der Modellierung darum

- die Bedingungen der Verlagerung des Sickerwassers einzuschätzen und
- die Wechselwirkungen Boden – Stoff zu betrachten.

An Beispielen soll nachfolgend gezeigt werden, wie am Standort und im Labor gemessene Parameter in die Modellierung eingehen und die Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser beeinflussen.

1. Bewertung der vertikalen Sickerwasserverlagerung.

Grundlage der Modellrechnungen sind hierbei:

- Ermittlungen der Sickerwasserrate: ist vor allem von der Bodennutzung (z.B. Pflanzenbestand), dem Bodenaufbau im Wurzelraum und klimatischen Einflußgrößen beeinflusst, daneben auch in manchen Fällen von punktuellen Speisungen oder lateralen Zu- und Abflüssen; in welcher zeitliche Auflösung die Sickerwasserrate zu ermitteln ist, hängt von den konkreten Bedingungen ab
- das bei der Geländeerkundung ermittelte Schichtenverzeichnis einschließlich daraus abgeleiteter bodenphysikalischer Parameter
- im bodenphysikalischen Labor ermittelte Parameter, vor allem Saugspannungs-Sättigungsfunktion ($h_s(T)$), Leitfähigkeits-Saugspannungs-Funktion ($K_u(T)$), Bodendichte

An einigen Beispielen, die in Tab. 1 kurz charakterisiert sind, soll gezeigt werden, wie sich unterschiedliche Standortbedingungen auf die Prozesse der Sickerwasserbewegung auswirken.

Tabelle 1: Charakterisierung der Standortbedingungen für vergleichende Modellrechnungen

<p>Bodenaufbau: Betrachtet wird die Aerationzone ab Untergrenze der von der Verdunstung beeinflussten Schicht bis 2,5 Meter unter diesem Punkt; das Grundwasser liegt deutlich tiefer (kein Einfluß Kapillarsaum)</p>		
<p>Profil 1 Einschichtig: Feinsand (fS)</p>	<p>Profil 2 mehrschichtig: 8 dm Feinsand (fS), 8 dm lehmiger Ton (IT), darunter Feinsand (fS)</p>	<p>Profil 3a mehrschichtig: 8 dm Feinsand (fS), 8 dm stark lehm Sand (I-S), darunter Mittelsand (mS)</p>
		<p>Sonderprofil 3b 3 dm Feinsand, 4 dm stark lehmiger Sand darunter Mittelsand</p>
<p>Versickerungsraten: Die in den Berechnungen verwendeten Versickerungsraten sind relativ hoch, und unter Brandenburger Bedingungen nur selten zu erwarten (lateraler Zufluß)</p>		
<p>Variante 1 Mit hoher Sickerrate (1,6 mm / d)</p> <p>und</p> <p>Variante 2 Mit geringerer Sickerrate (= 0,8 mm / d)</p>	<p>Variante 1 mit hoher Sickerrate (1,6 mm / d)</p>	<p>für Profil 3a: Variante 1 mit hoher Sickerrate (1,6 mm / d)</p> <p>für Sonderprofil 3b: Variante mit hoher Sickerrate (1,6 mm / d) und kurzzeitiger Stark- sickerung (27 mm in 3 Tagen)</p>

Im Profil 1 (Abb. 1) erfolgt die Versickerung in einem einheitlich aufgebauten Bodenprofil unter tiefenmäßig einheitlichen Saugspannungs- und Wassergehaltsverhältnissen. Die Sickerwassergeschwindigkeit wird bei der Versickerung unter Feldkapazitätsbedingungen von der Sickerwasserrate deutlich mitbestimmt.

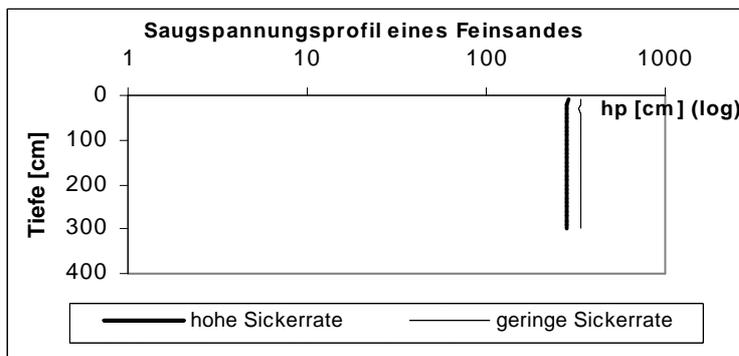


Abbildung 1a: Ergebnisse der Berechnungen Profil 1: Feuchtbedingungen bei der Versickerung

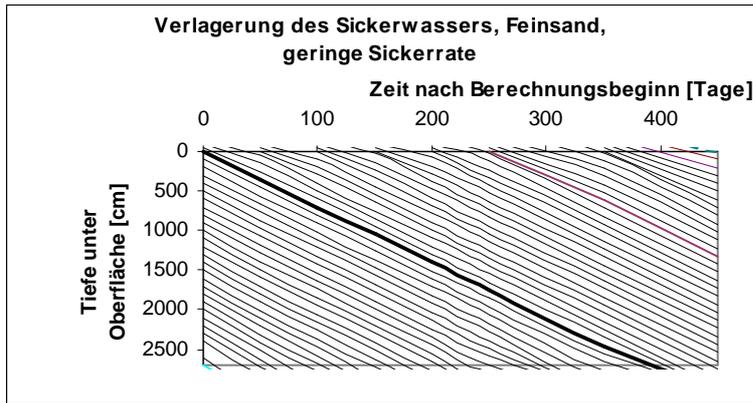


Abbildung 1b: Ergebnisse der Berechnungen Profil 1: Sickerwasserverlagerung bei geriger Sickerwasserrate

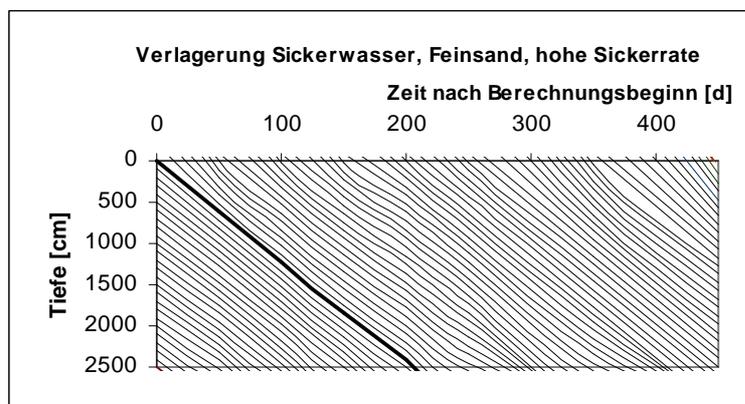


Abbildung 1c: Ergebnisse der Berechnungen Profil 1: Sickerwasserverlagerung bei hoher Sickerwasserrate

Bei geschichteten Profilen sind die Bedingungen wesentlich komplexer. Auch hier stellt sich bei relativ gleichmäßiger Sickerate ein „Feldkapazitätsprofil“ ein, jedoch aus der Wechselwirkung der unterschiedlichen Schichten heraus.

Für das Profil 2 (lehmig-toniges Substrat unterlagert ein sandiges Substrat, Bodentyp z.B. Pseudogley) sind die Feuchtebedingungen (s. Abb. 2a oben Saugspannung; s. Abb. 2b unten Wassergehalt) bei der Sickerwasserverlagerung sehr verschieden von dem einschichtig sandigen Profil. Die Feuchtebedingungen im oberen sandigen Teil des Profiles werden, wie auch die Versickerungsgeschwindigkeit geprägt durch den unterlagernden Stauhorizont (lehmiger Ton). Die Saugspannungen liegen hier z.T. nahe der Wassersättigung, woraus die bei Pseudogleyen typischen Wechsel zwischen oxischen und anoxischen Bedingungen resultieren. Unter entsprechenden Standortbedingungen ist mit lateraler Wasserbewegung auf dem Stauhorizont zu rechnen.

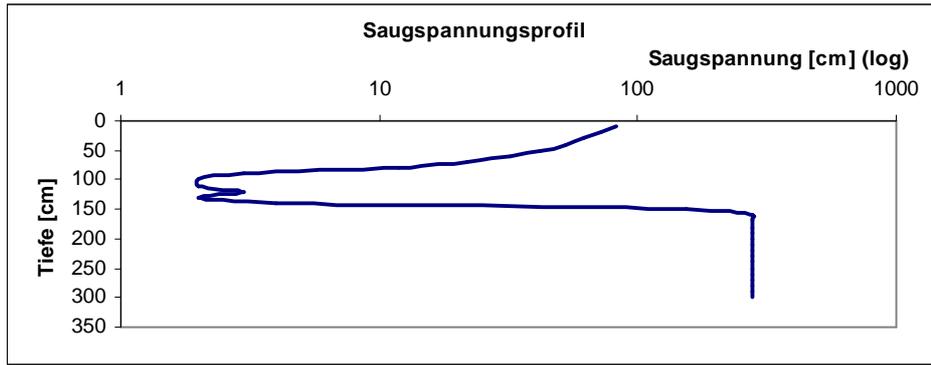


Abbildung 2a: Ergebnisse der Berechnungen Profil 2: Feuchtbedingungen bei der Versickerung

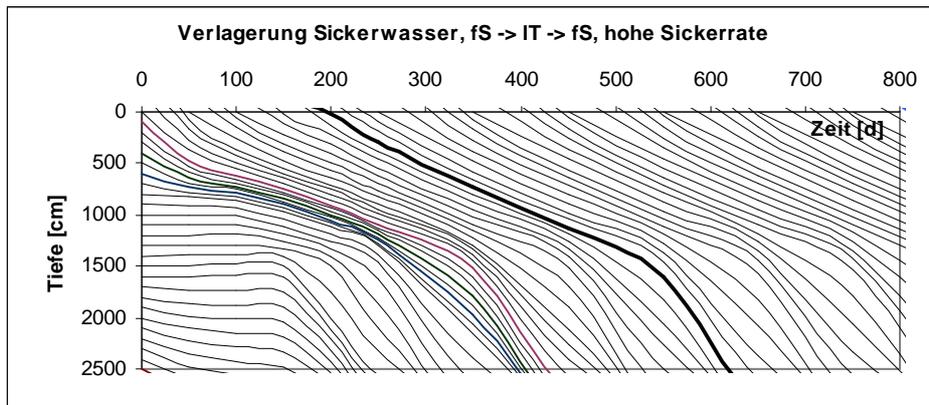


Abbildung 2b: Ergebnisse der Berechnungen Profil 2: Sickerwasserverlagerung bei hoher Sickerwasserrate

Der Einfluß des unterlagernden Bodens auf die Versickerung im oberen Profiltteil besteht aber u.U. auch dann, wenn feinkörniges Material von sehr grobkörnigem unterlagert wird. Grobkörnige Bodenschichten (Kies, Grob- bis Mittelsand) weisen zwar hohe k_f Werte, aber oft sehr geringe hydraulische Leitfähigkeiten im ungesättigten Feuchtebereich auf. Das führt zu Sprüngen in der hydraulischen Durchlässigkeit an Schichtgrenzen; ein mögliches, daraus resultierendes Saugspannungsprofil zeigt Abb. 3a.

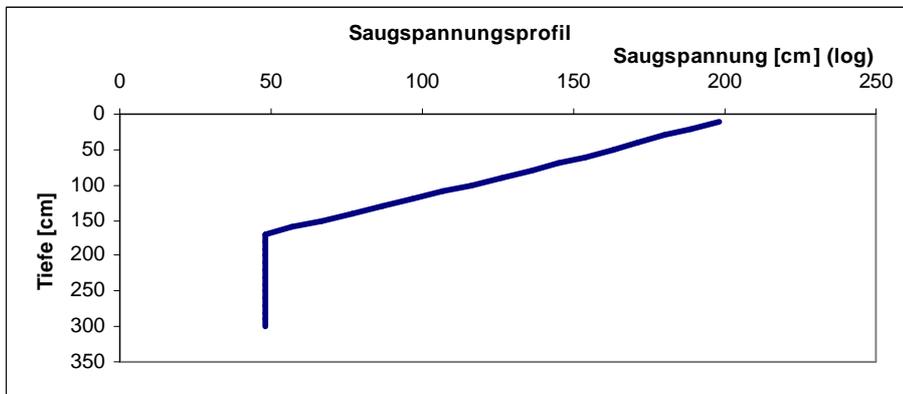


Abbildung 3a: Ergebnisse der Berechnungen Profil 3: Feuchtbedingungen bei der Versickerung

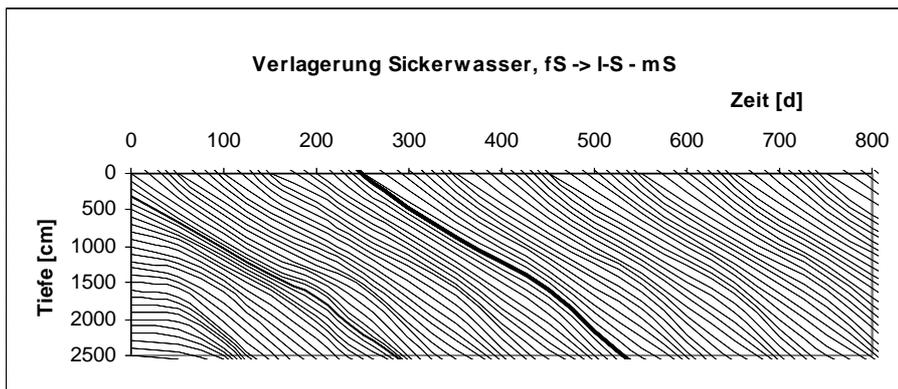


Abbildung 3b: Ergebnisse der Berechnungen Profil 3: Sickerwasserverlagerung bei hoher Sickerwasserrate

Besonders deutlich wird der Einfluß dieser Schichtgrenzen aber z.B. nach Regenereignissen mit kurzzeitigen, starken Infiltrationen (Abb. 4.). Hierbei kommt es zu temporären Staueffekten, die den Staueffekten bei sandigem über tonigem Material ähnlich sein können und die ebenfalls zu lateralen Wasserbewegungen führen können (ALFNES, KINZELBACH a. AAGAARD). Das Spezifikum der Staueffekte bei der Schichtung ‚fein- über grobkörnig‘ ist jedoch, das sie nur kurzzeitig wirksam bleiben, was ebenfalls an Abb. 4 deutlich wird.

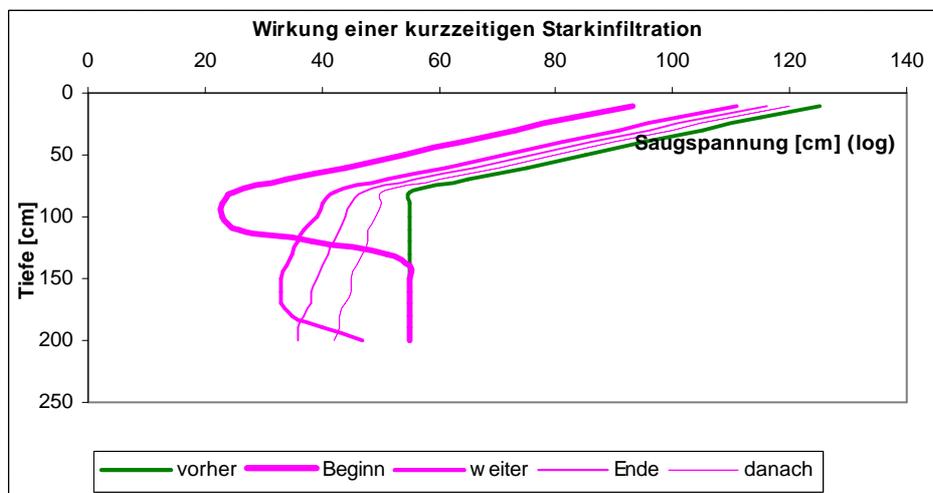


Abbildung 4: Wirkung einer kurzzeitigen Starkinfiltration auf die Feuchtebedingungen im Profil 4

Insgesamt zeigen die vorgestellten Berechnungsergebnisse, das Modellberechnungen oft ein geeignetes Mittel sind, um auf der Grundlage von Profilsprache und bodenphysikalischen Laboruntersuchungen die Versickerungsprozesse im Boden beurteilen zu können.

2. Bewertung der Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser

Bei einheitlichen Bedingungen der Sickerwasserbewegung und unter Gleichgewichtsbedingungen (schneller Stoffaustausch zwischen Bodenmatrix, Bodenwasser und Bodenluft, s. R. Michel, Teil 1 dieses Lehrganges) wird die Stoffverlagerung durch die Eigenschaften des Schadstoffes beeinflusst; bei organischen Schadstoffen vor allem durch

- Wasserlöslichkeit,
- Sorptionseigenschaften und
- Abbaubarkeit.

Die Wirkung dieser Eigenschaften auf die Stoffverlagerung soll nachfolgend wieder in Fallbeispielen (s. Tab. 2) vergleichend gezeigt werden.

Tabelle 2: Standortbedingungen und stoffbezogene Randbedingungen für Berechnung der Verlagerung von organischen Schadstoffen

Standortbedingungen		
<ul style="list-style-type: none"> - Sickerwasserverlagerungsgeschwindigkeit: = 0.33 cm/d (bei Sickerrate 182 mm/a und FK des Bodens 15Vol.-%) - Boden: lehmiger Sand, Dichte 1,7 g/cm³ - Abstand der Schadstoffanreicherung vom Ort der Beurteilung (Grundwasseroberfläche) = 3 m - Corg- Gehalt des Bodens wie folgt unterschieden 		
Charakterisierung der Schadstoffbelastung		
<p>Fall 1: <u>Toluol</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - C org = 0,05 % - in Residualsättigung - Konzentration an Schadstoffquelle: 520 mg/l (Sättigungskonz.) - Retardationskoeffizient: R = 2 - Abbaufaktor T_{1/2} = 12 d 	<p>Fall 2: <u>Pentachlorphenol</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - C org = 0,05 % - in Residualsättigung - Konzentration an der Schadstoffquelle: 14 mg/l (Sättigungskonz.) - Retardationskoeffizient (entsprechend Corg): R = 74 - Abbaufaktor T_{1/2} = 5 Jahre 	<p>Fall 3: <u>Pentachlorphenol</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Corg = 0.005 % - in Residualsättigung - Konzentration an der Schadstoffquelle: 14 mg/l (Sättigungskonz.) - Retardationskoeffizient (entsprechend Corg): R= 8 - Abbaufaktor T_{1/2} = 5 Jahre

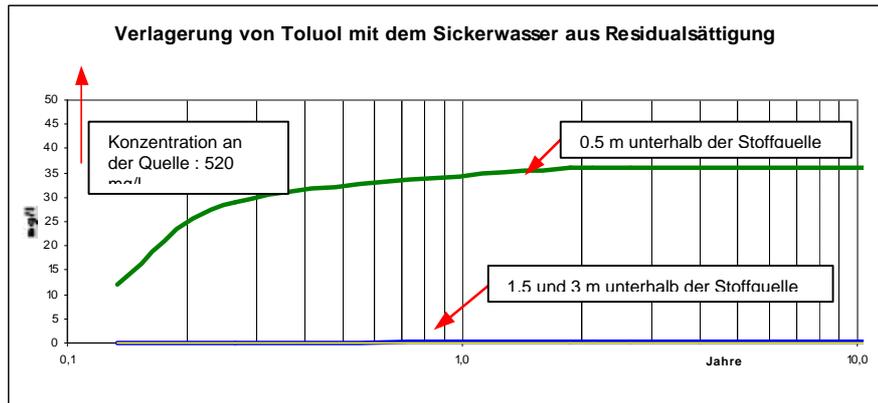


Abbildung 5: Konzentrationsverlauf in unterschiedlichen Tiefen (Fall 1)

Der Konzentrationsverlauf von Toluol ist dadurch gekennzeichnet, daß sich einerseits bereits nach etwa 2 Jahren gleichbleibende Konzentrationen in unterschiedlichen Tiefen einstellen. Der Grund liegt in der relativ geringen Sorption des Toluols an den Boden unter den gegebenen Standortbedingungen (niedriger Retardationskoeffizient). Entscheidend ist jedoch, das der Stoff Toluol bei der Verlagerung sehr stark abgebaut wird (geringe Halbwertszeit $T_{1/2}$); die Konzentration des Sickerwassers unmittelbar vor dem Eintritt in das Grundwasser beträgt nach der Berechnung nahezu 0 mg/l.

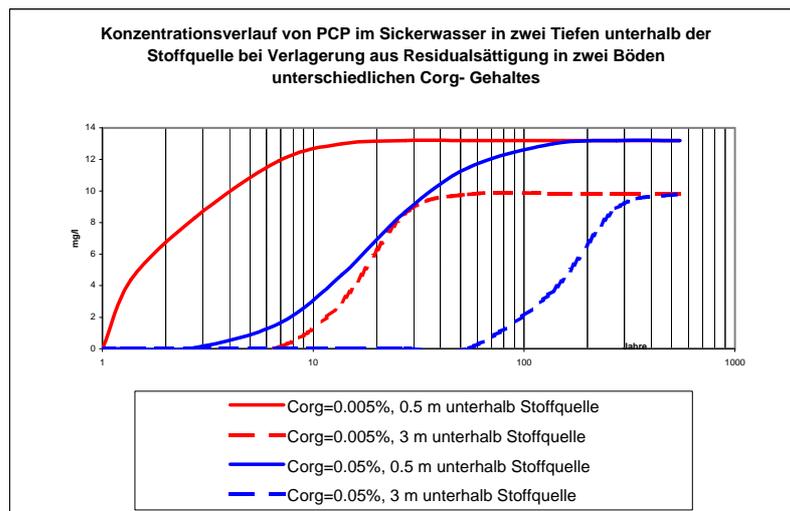


Abbildung 5: Konzentrationsverlauf in unterschiedlichen Tiefen (Fall 2 und 3)

Demgegenüber wird Pentachlorphenol lt. den Berechnungen im Sickerwasserbereich bei gleichen Standortbedingungen infolge der starken Retardation nur sehr langsam verlagert, wobei hierauf der Gehalt an organischer Substanz im Bodensubstrat besonderen Einfluß hat. Der Abbau ist jedoch nur sehr begrenzt.

Literatur

ALFNES, E; W. KINZELBACH a. P. AAGAARD: Investigations of hydrogeologic processes in a dipping layer structure : The flow barrier effect. Journal of Contaminant Hydrology, 69 (2004), 157 – 172