

Fachinformation des Landesumweltamtes
(nur Internetpräsentation)

Nr. 4

**Altlastenbearbeitung
im Land Brandenburg**

Nationale und internationale Sachstandsrecherche

Praxiserprobte und innovative Direkt/in situ-Proben
nahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser und Bodenluft
im Rahmen der Altlastenbearbeitung



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Fachinformation des Landesumweltamtes (nur Internetpräsentation) - Nr. 4

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg
Berliner Straße 21 - 25
14467 Potsdam

Download:

Redaktion:

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

Potsdam, im Februar 2004

Die vorliegende Informationsschrift basiert auf dem Abschlussbericht „Praxiserprobte und innovative Direkt/in situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung (Sickerwasserprognose)“, welcher von der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden unter wissenschaftlicher Leitung der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg erarbeitet wurde.

Diese Internetpräsentation 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. 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.

Vorbemerkung

Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg
Berliner Straße 21- 25
14467 Potsdam

Auftragnehmer: BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden
Meraner Str. 10
01217 Dresden

Dr. Ing. Claus Nitsche
Dipl.-Hydrologe Kai Müller
Dipl.-Ing. Tobias Schelzig

**Wissenschaftliche
Begleitung:** Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Umweltgeologie
Karl-Marx-Straße 17
03013 Cottbus

Prof. Dr. Hans-Jürgen Voigt

Fachliche Begleitung: Landesumweltamt Brandenburg, Ref. A3
Michendorfer Chaussee 114
14473 Potsdam

Dipl. Dipl.-Ing. André Wunsch (Federführung)
Dr. Sabine Hahn
Dipl.-Ing. Matthias Feskorn

Inhaltsverzeichnis

	Seite	
1	Veranlassung	4
2	Vorbemerkungen	4
3	Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand	6
4	Nationale und internationalen Literaturrecherche	7
4.1	Bibliotheken	8
4.2	Datenbanken	8
4.3	Normen und Regelwerke	8
4.4	Allgemeine Internet-Recherche	8
4.5	Zusammenfassung der Rechercheergebnisse	9
4.5.1	Saugkerzen	10
4.5.2	Wick Sampler	14
4.5.3	Sickerwassermessstellen	16
4.5.4	Feldlysimeter	18
4.5.5	Direct Push	21

Anlagen

1	Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren Ergebnisauswertung – Kontaminanten -	23
2	Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren Ergebnisauswertung – Nutzbarkeit -	28
3	Recherche zum internationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren - Literaturverzeichnis -	31
4	Rechercheergebnis – Saugkerzen	41
5	Rechercheergebnis – Wick Sampler	56
6	Rechercheergebnis – Feldlysimeter	64
7	Rechercheergebnis – Direct Push	81

1 Einleitung

Zielstellung der nationalen und internationalen Sachstandsrecherche ist es, sowohl den zuständigen Behörden im Land Brandenburg als auch den mit der Aufgabenproblematik beauftragten Ingenieurbüros u.a. einen Überblick und eine Entscheidungshilfe für die Auswahl und sachgerechte Anwendung von Direkt/in situ-Untersuchungs-/Probennahmeverfahren zu geben.

Die Informationsschrift gliedert sich wie folgt:

Kapitel 2 – Vorbemerkungen

Hier erfolgt eine kurze Einführung in die Thematik unter dem Aspekt der Einordnung von Direkt/in situ-Untersuchungs-/Probennahmeverfahren in die Altlastenbearbeitung. Fachlicher Hintergrund ist u.a. die Beurteilung des Wirkungspfad des Boden - Grundwasser mittels Sickerwasserprognose nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.

Kapitel 3 - Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand

Hintergrund dieses Kapitels ist es, den aktuellen nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand zur Thematik anhand einer im Jahr 2002/2003 durchgeführten Umfrage (s.a. Anlage 1 – 2) zu erörtern.

Kapitel 4 - Nationale und internationalen Literaturrecherche

Auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche (Redaktionsstand 2003) wird hier der nationale und internationale Informationsstand zur Thematik vorgestellt. Die verschiedenen Untersuchungs- und Beprobungsverfahren werden in Kurzform (Technologie, Ergebnissicherheit, Einsatzgebiet, -grenzen und -kosten) dargestellt. Eine detailliertere Beschreibung erfolgt in den Anlagen 4 – 7. Das Ergebnis der Literaturrecherche ist in Form einer Liste der Veröffentlichungen in Anlage 3 dokumentiert.

2 Vorbemerkungen

Seit In-Kraft-Treten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) bestehen einheitliche Maßstäbe zur Bearbeitung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten.

Zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden - Grundwasser sieht die BBodSchV entsprechend § 4 (3) die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Allgemeine Hinweise zur Durchführung einer Sickerwasserprognose sind im Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV aufgeführt. Demnach können die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Beurteilung unter günstigen Umständen durch eine direkte Probennahme (Direktbeprobung) oder annäherungsweise auf der Grundlage einer Abschätzung (Sickerwasserprognose) ermittelt werden. Die Abschätzung kann i.d.R. auf der Grundlage folgender Verfahren durchgeführt werden:

- Bodenuntersuchungen
- In situ-Untersuchungen
- Grundwasseruntersuchungen
- Sickerwasserbeprobungen (oberhalb des Ortes der Beurteilung).

Eine weitere Konkretisierung hinsichtlich der in Frage kommenden Untersuchungsverfahren, insbesondere zur Thematik der Direkt- und in situ-Probennahmeverfahren, nimmt die BBodSchV nicht vor. Deshalb wird im Weiteren speziell auf die derzeit zur Verfügung stehenden Verfahren zur Beprobung von Sickerwasser:

- Saugkerzen
- Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche,
- Sondierverfahren (Direct-Push-Verfahren mit integriertem Probennahmesystem)
- Feldlysimeter

sowie in situ-Untersuchungsverfahren eingegangen und der nationale/internationale Erfahrungs- und Anwendungsstand vorgestellt.

Unter dem Begriff „in situ-Untersuchungen“ werden hier im Weiteren Verfahren (z.B. Direct-Push-Verfahren mit schadstoffdetektierenden Sonden) verstanden, welche eine indirekte Ermittlung (semi-quantitativen Ergebnisse) der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser durch Interpretation von in situ-Messungen (ohne Materialuntersuchung und anschließender ex situ-Analytik) ermöglichen.

3 Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand

Um den nationalen Anwendungsstand zu den Probennahme-/ Untersuchungsverfahren:

- Saugkerzen
- Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche (Entnahme erfolgt ohne Anlegen eines Unterdruckes)
- Feldlysimeter
- Sondierverfahren (Direct Push)

zu ermitteln, wurde ein Fragebogen entwickelt und an alle 16 Umweltbehörden der Bundesländer sowie an eine Auswahl von Anwendern verschickt. Weiterhin angefragt wurden auch das Umweltbundesamt Österreich und das schweizerische Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Folgender Rücklauf liegt vor:

Einrichtung	Erfahrungen	Entwicklungsarbeiten
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft	Ja	Nein
Senator für Bau, Umwelt und Verkehr der Freien Hansestadt Bremen	Nein	Nein
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie	Ja	Nein
Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein	Ja	Nein
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg	Nein	Nein
Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt	Ja	Nein
Landesumweltamt Brandenburg	Ja	Nein
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen	Nein	Nein
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie	Ja	Nein
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin	Ja	Nein
DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.	Nein	Nein
Fachhochschule Bochum	Ja	Ja
G.U.T. Gesellschaft für Umwelt-Sanierungstechnologien mbH, Merseburg	Ja	Nein
Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe	Ja	Nein

Die Ergebnisse dieser bundesweiten Umfrage zum Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren sind der **Anlage 1 und 2** beigefügt. Die in Anlage 1 zur Thematik - Erfahrungsstand: Beprobungsverfahren ↔ „Kontaminanten“ - enthaltenen Zahlen entsprechen der Anzahl der Befragten, welche in ihren Fragebogen die entsprechende Position gekennzeichnet hatten. Die in Anlage 2 zur Thematik - Einschätzung der „Nutzbarkeit“ - enthaltenen Zahlen sind Mittelwerte der von

den einzelnen Befragten angegebenen Wertungen. Werte mit 1,0 (sehr gut nutzbar); 2,0 (nutzbar) und 3,0 (nicht nutzbar) wurden nur dann eingetragen, wenn bei allen Befragten eine vollständige Übereinstimmung hinsichtlich der Beurteilung bestand.

Zusammenfassend können aus den vorliegenden Fragebögen folgende grundsätzlichen Aussagen getroffen werden:

- Die Beprobung des Grundwassers dominiert über der des Bodenwassers, des Bodens und der Bodenluft.
- Feldlysimeter und Saugkerzen werden sehr selten eingesetzt, wobei die Saugkerzen (unabhängig vom porösen Saugkerzenmaterial) für PAK-Untersuchungen nur bedingt einsetzbar und für MKW-Untersuchungen nicht einsetzbar sind (Ergebnis der gegenwärtig im DGFZ e.V. im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie durchgeführten Untersuchungen).
- Die Drucksondierung mit Sensorkopplung wird häufiger angewendet als das GeoWater[®] Verfahren oder das Multilevelpackersystem, das vom UfZ als innovatives Verfahren benannt wurde, wobei festzustellen ist, dass dies nur für den Grundwasserbereich einsetzbar ist.

Unter Berücksichtigung der Anzahl der bisherigen Anwender ist aus der in der Anlage 2 enthaltenen Aussagen zur Nutzbarkeit der Probennahme- und Messverfahren folgendes ableitbar:

- Für die Bewertung der Grundwassergefährdung sind nur Messstellen im Bereich der Grundwasser Oberfläche (Sickerwassermessstellen), Drucksondierung mit Direktmessung bzw. –analyse, Drucksondierung mit integrierter Grundwasserprobennahmeeinrichtung, die klassische Sondierung mit Grundwasserprobennahme, das Multilevelprobennahmesystem und die Drucksondierung mit Sensorkopplung sehr gut geeignet. Eine weitere Unterscheidung hinsichtlich der verwendeten Sensoren war nicht ableitbar.
- Für die Beurteilung der Eluierbarkeit von Schadstoffen aus der ungesättigten Zone altlastverdächtiger Flächen/Altlasten sind nur Feldlysimeter sehr gut geeignet.
- Für die Beurteilung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus der ungesättigten Zone altlastverdächtiger Flächen/Altlasten sind Feldlysimeter, Messstellen im Bereich der Grundwasser Oberfläche (Sickerwassermessstellen) und Drucksondierung mit Direktmessung bzw. –analyse sehr gut geeignet.
- Für die Quantifizierung des Austrages von Schadstoffen aus altlastverdächtigen Flächen/Altlasten sind nur Feldlysimeter und Messstellen im Bereich der Grundwasser Oberfläche (Sickerwassermessstellen) sehr gut geeignet.
- Für die Bewertung des Transportverhaltens von Schadstoffen aus altlastverdächtigen Flächen/Altlasten sind nur Messstellen im Bereich der Grundwasser Oberfläche (Sickerwassermessstellen), Drucksondierungen mit Direktmessung bzw. –analyse und das Multilevelprobennahmesystem sehr gut geeignet.
- Für die Sickerwasserprognose (Beprobung am Ort der Beurteilung) sind nur Messstellen im Bereich der Grundwasser Oberfläche (Sickerwassermessstellen) und die Drucksondierung mit Direktmessung bzw. –analyse sehr gut geeignet.

4 Nationale und internationalen Literaturrecherche

Um den gegenwärtigen Kenntnisstand zu den Felduntersuchungen abschätzen zu können, wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Die Datengrundlage hierfür lieferten Kataloge von Bibliotheken, diverse Datenbanken, Normen und Regelwerke entsprechender Institutionen und Suchmaschinen im Internet.

4.1 Bibliotheken

Neben der Benutzung des Online-Kataloges der Sächsischen Landes- und Universitätsbibliothek (SLUB) wurde die Recherche mit Hilfe des Karlsruher Virtuellen Kataloges (KVK) auf den gesamten deutschen Bereich ausgeweitet. Die dem KVK angeschlossenen Bibliotheksverbände sind in **Tab. 1** aufgeführt.

Tab. 1: Bibliotheksverbände (BV) im KVK

Südwestdeutscher BV	Gemeinsamer BV
Bayerischer BV	Deutsche Bibliothek (Frankfurt/Main)
Nordrhein-Westfälischer BV	Technische Informationsbibliothek Hannover
Hessischer BV	Zeitschriftendatenbank (ZDB)
Kooperativer BV Berlin-Brandenburg	

4.2 Datenbanken

Die Homepage der SLUB ermöglichte neben dem Bibliothekskatalog auch den Zugriff auf zahlreiche Datenbanken unterschiedlicher Themenbereiche – z.B. GEOL (Datenbank für die Geowissenschaften), ULIDAT und UFORDAT (Umweltbundesamt-Datenbanken) und WATER RESOURCES ABSTRACTS (Datenbank mit dem Schwerpunkt Wasser).

4.3 Normen und Regelwerke

Die Datengrundlage für die Ermittlung von themenbezogenen Normen und Regelwerken lieferten die Schriften des Deutschen Institutes für Normung e.V. (DIN), der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), des Verbandes Deutscher Ingenieure (VDI) und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Darüber hinaus fanden Vorschriften der Bundesländer Beachtung. Der Bereich außerhalb Deutschlands wird durch die Regeln der American Society for Testing and Materials (ASTM) und der International Organization for Standardization (ISO) repräsentiert.

4.4 Allgemeine Internet-Recherche

Das breite Feld des Internet ist mit der Suchmaschine GOOGLE (www.google.de) erschlossen worden. Die Eingabe von themenspezifischen Stichwörtern erbrachte zahlreiche Suchergebnisse, auch aus dem englischsprachigen Raum. Die Suchergebnisse umfassen zum überwiegenden Teil Forschungsberichte, (Auszüge von) Dissertationen und Diplomarbeiten aber auch Materialien von Behörden und Firmen, die sich auf entsprechende Probennahmeverfahren spezialisiert haben.

Die ermittelten Literaturstellen sind in **Anlage 3** dargestellt. Deren Umfang lässt bereits auf einen fundierten Kenntnisstand zur Thematik in den entsprechenden Fachkreisen schließen.

4.5 Zusammenfassung der Rechercheergebnisse

Nachfolgend werden die Rechercheergebnisse in Form von Verfahrensdatenblättern zusammengefasst. Die ausführlichen Berichte zu den Rechercheergebnissen wurden in folgenden Anlagen zusammengestellt:

- Saugkerzen: Anlage 4
- Wick Sampler: Anlage 5
- Feldlysimeter: Anlage 6
- Direct Push: Anlage 7 (mit integriertem Probennahmesystem/schadstoffdetektierenden Sonden)

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die oben genannten Verfahren entsprechend ihrer Zielstellung wie folgt einzuordnen sind:

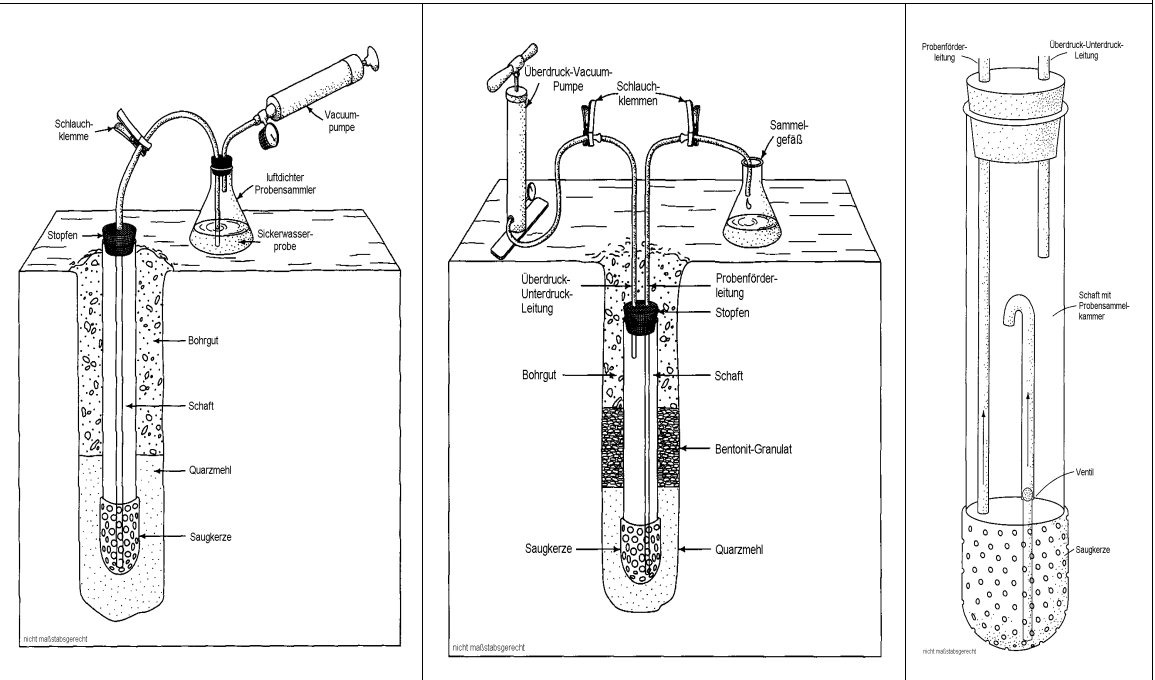
Verfahren	Zielstellung
Saugkerzen	Punktuelle Entnahme von Bodenwasserproben zur Aufnahme von einmaligen Istzuständen bzw. der zeitlichen Entwicklung der Bodenwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Kapillardruckes entlang eines vertikalen Strömungsprofils
Wick Sampler	Linienhafte bzw. kleinflächige Entnahme von Bodenwasserproben zur Aufnahme der zeitlichen Entwicklung der Bodenwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Kapillardruckes
Sickerwassermessstellen	Entnahme von frei perkolierenden Sickerwasserproben (ohne Anlegen eines Unterdruckes) oberhalb wasserhemmender/-wasserundurchlässiger Bodenschichten bzw. im Bereich der Grundwasseroberfläche
Feldlysimeter	<p>Bilanzierung des Zu- und Abstromes an einem Teilkörper des zu betrachtenden Untergrundes nach Menge und Beschaffenheit zur Aufnahme der zeitlichen Entwicklung der Boden- bzw. Sickerwasserbeschaffenheit entlang eines räumlich begrenzten Strömungsbereiches („Ausschnitt“ aus dem zu untersuchenden Bodenbereich) zur:</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Verbesserung des Verständnisses der im Bodenwasserbereich ablaufenden Migrationsprozesse (Prozessidentifikation) als Voraussetzung einer belastbaren Prognose der aus dem Bodenwasserbereich in den Grundwasserbereich eingetragenen Schadstofffrachten. ➤ modellgestützten Übertragung der im Labormaßstab unter naturnahen Bedingungen, jedoch unter stationären und wassergesättigten Versuchsbedingungen mittels Batch-/ Säulenversuchen ermittelten Migrationsparameter in den Feldbereich (Parameteridentifikation). ➤ Auswahl und Eignungsprüfung von numerischen Modellen, die zur Sickerwasserprognose verwendet werden sollen.
Sondierverfahren (Direct Push)	<p>Räumliche Erfassung der Schadstoffverteilung im Boden- und oberen Grundwasserbereich durch vertikal differenzierte:</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Beprobung des Bodens, der Bodenluft und des oberen Grundwasserbereiches mit integriertem Probennahmesystem oder/ und ➤ in situ-Messungen mit schadstoffdetektierenden Sonden

Daraus resultiert, dass aus der Anwendung der oben genannten Verfahren Mess- und Analysenwerte resultieren, die hinsichtlich einer Iststandsanalyse (Direct Push Verfahren) bzw. einer zeitlichen und räumlichen Beobachtung der Sickerwasserverteilung nach Menge und Beschaffenheit (Feldlysimeter) nutzbar sind.

4.5.1 Saugkerzen

Zielstellung: Punktuelle Entnahme von Bodenwasserproben zur Aufnahme von einmaligen Istzuständen bzw. der zeitlichen Entwicklung der Bodenwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Kapillardruckes entlang eines vertikalen Strömungsprofils

Varianten



Ein-Kammer-Saugkerze,

Probenförderung durch Unterdruck nach Perkolations durch die Kerzenwand sofort an die Oberfläche. Damit wirkt auf die zu entnehmende Bodenwasserprobe der zur Entnahme aus dem Bodenwasserbereich + der zur Förderung an die Oberfläche erforderliche Unterdruck. Die Entnahmetiefe wird durch den Dampfdruck des zu beprobenden Bodenwassers, des einzustellenden Entnahme- und Förderdruckes begrenzt. Praktisch dürfen diese - 7 mWs nicht unterschreiten.

Ein-Kammer-Saugkerze,

Probensammlung in der Saugkerze bzw. im Saugkerzenschaft; Probenförderung erfolgt durch Überdruck an die Oberfläche, wobei die Saugkerze als „Rückschlagventil“ wirkt. Dadurch wird die Entnahmetiefe durch den Lufttrittspunkt¹⁾ der Saugkerze und die einzustellende Förderdruckhöhe begrenzt (Lufttrittspunkt der Saugkerze in mWs > Förderdruckhöhe in mWs). Auf die zu entnehmende Bodenwasserprobe wirkt der zur Entnahme aus dem Bodenwasserbereich erforderliche Unterdruck und der zur Probenförderung an die Oberfläche erforderliche Überdruck, der in der Steigleitung + Probenahmegefäß auf den Wert des Luftdruckes abnimmt.

¹⁾ *Lufttrittspunkt: bei dem die Eigenschaft des porösen Kerzenmaterials, durchlässig gegenüber Wasser bei gleichzeitiger Undurchlässigkeit gegenüber Luft versagt und Luft durchgelassen wird, wodurch der zur Probenahme angelegte Unterdruck zusammenbricht.*

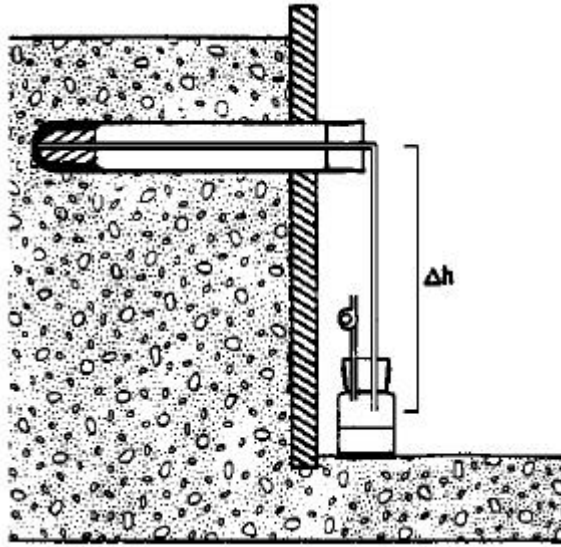
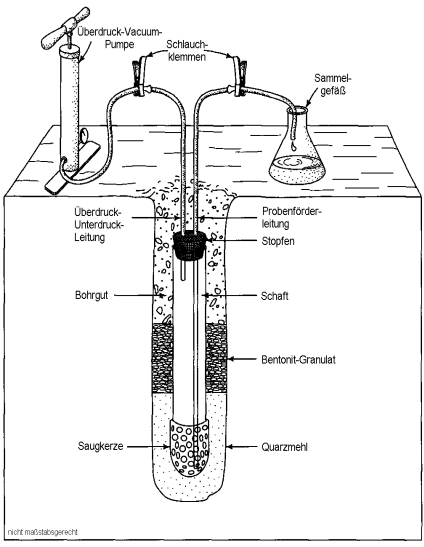
Zwei-Kammer-Saugkerze,

Saugkerze und Saugkerzenschaft wurden voneinander getrennt ausgebildet, die durch eine Rückschlagklappe hydraulisch verbunden sind. Probensammlung erfolgt im Saugkerzenschaft; Probenförderung erfolgt durch Überdruck an die Oberfläche. Da der Förderdruck nicht auf die Saugkerze wirkt, wird die Einbautiefe vom zulässigen Betriebsdruck des Bodenwassersammelgefäßes begrenzt. Auf die Bodenwasserprobe wirkende Druckwechsel sind analog der Ein-Kammer-Saugkerze.

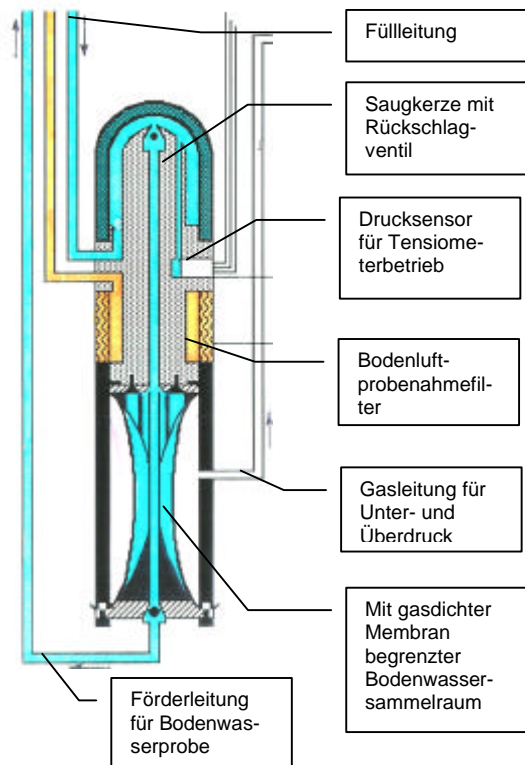
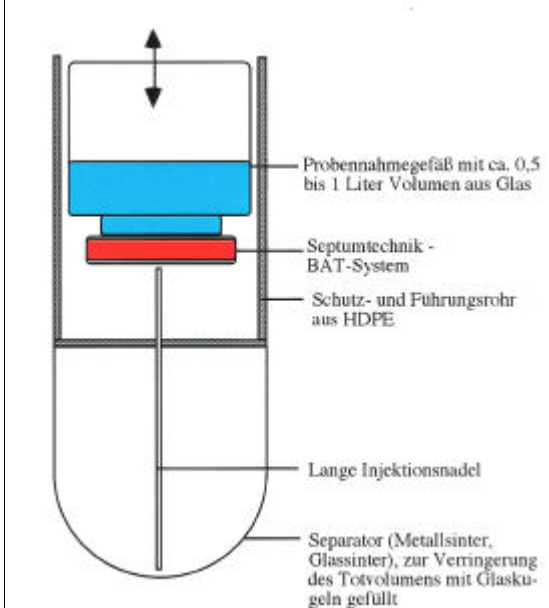
4.5.1 Saugkerzen - Fortsetzung

<p>Kerzenmaterial geeignet zum Nachweis von:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Keramik, Al₂O₃: Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium • Nickel: Natrium, Kalium, Calcium, Sulfat, org. Stoffe • Borosilikatglas: org. Stoffe (z.B. PSM, DOC), Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, bedingt Schwermetalle und LHKW • Prenart (Quarz, Edelstahl, Teflon): Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, Schwermetalle, DOC • Edelstahl: Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, PSM, org. Stoffe • Nylon: Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, Schwermetalle, PSM • Teflon und andere Kunststoffe (z.B. PVC, PE, PVDF), Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, Schwermetalle • Saugkerzen sind unabhängig vom Material für die Entnahme von Bodenwasserproben, die auf MKW analysiert werden sollen, nicht geeignet. 	
<p>Vorteile</p> <ul style="list-style-type: none"> • hoher Bekanntheitsgrad in Deutschland • langjährige Erfahrungen • hydrophiles Kerzenmaterial (z.B. Keramik, Al₂O₃) besitzt geringe Porendurchmesser → hoher Luftdurchtrittspunkt („bubble point“) → über großen Unterdruckbereich anwendbar • hydrophobes Kerzenmaterial → geringe Ad- und Desorption gelöster Stoffe • bei Stoffkonzentrationen > 1 mg/l Saugkerzen gut geeignet • relativ unkomplizierter Einbau • relativ luftdichte Probenförderung möglich • verschiedene Steuermechanismen für Probenahme einsetzbar: <ul style="list-style-type: none"> - einmalig Unterdruck anlegen (diskontinuierlicher Betrieb - nur für einmalige Beprobung sinnvoll) - automatische Drucksteuerung (kontinuierlicher Betrieb) - kapillardruckgesteuerte Vakuumanlage (kontinuierlicher Betrieb – wird besonders empfohlen) - niederschlagsgetriggerte Probenahme (kontinuierlicher Betrieb – wird besonders empfohlen) 	<p>Nachteile</p> <ul style="list-style-type: none"> • hohe Austauschkapazität von hydrophilem Kerzenmaterial • bei hydrophobem Kerzenmaterial weite Porendurchmesser nötig → niedriger Lufttrittspunkt (bubble point → nur geringe Unterdruckbereiche anwendbar (Quarzmehl zum Einschlämmen verwenden!)) • signifikante Al-Abgabe von Keramik- und Al₂O₃-Kerzen an Bodenlösung • signifikante Ni-Abgabe von Nickel-Sinter-Kerzen an Bodenlösung → Verstopfung der Kerze • bei Stoffkonzentrationen im Spurenbereich nicht geeignet • nur punktbezogene Ergebnisse • Saugkerzen aus Keramik oder Glas sind durch Krafteinwirkung bei Einbau besonders bruchgefährdet • Gefügeänderungen im Umkreis von 2 cm um die Kerze • Einzugsbereich: wenige cm um Kerze • Entgasung der Bodenwasserprobe bzw. Verlust leichtflüchtiger Inhaltstoffe durch den bei der Beprobung anzulegenden Unterdruck. Die entstehende Gasphase kann durch spezielle Saugkerzensysteme gesammelt und analysiert werden. • Druckbedingte Veränderung der Bodenwasserbeschaffenheit im Probensammelgefäß (Redoxspannung, pH-Wert, Ausfällungen,...) • Veränderung der Bodenwasserbeschaffenheit durch lange Probensammelzeiten (mikrobiologische Prozesse,...)

4.5.1 Saugkerzen - Fortsetzung

Einbauvarianten	
Horizontal	Vertikal
	
<p>Horizontaler Einbau aus einem Messschacht mit ausgefüllter Kerze, hängender Wassersäule zur Unterdruckerzeugung und Sammelgefäß mit Gärröhrchen (aus DVWK, 1990)</p> <p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Keine einbaubedingten bevorzugten vertikalen Fließwege + Minimale Störung des Bodens um die Saugkerze, bedingt durch minimalen Bohrdurchmesser und Einschwämmen der Saugkerze. + Einfache Möglichkeit der konstanten Unterdruckerzeugung durch eine hängende Wassersäule + Minimierung der auf die Bodenwasserprobe wirkenden Druckwechsel + Einfache Möglichkeit der gasdichten Bodenwasserprobennahme (kein Verlust an unterdruckbedingt gebildeten Gasen bzw. in die Gasphase übergegangenen leichtflüchtigen Inhaltsstoffen durch die Möglichkeit des Ersatzes der oben abgebildeten Schlauchleitung durch ein Metallröhrchen (Edelstahl) und des oben abgebildeten Sammelgefäßes mit Gärröhrchen durch z.B. gasdichte Beutel mit Septumtechnik ggf. in Kopplung mit Headspaceröhrchen mit Septumverschluss + Einfache Wartung und Betrieb der Anlage + Möglichkeit der wirtschaftlichen Installation mehrerer Saugkerzen in einem zu überwachenden Horizont <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Praktisch auf ca. 5 m unter Gelände begrenzte Installationstiefe 	<p>Vertikaler Einbau mit externer Unterdruckerzeugungseinheit (aus FETTER, 1993)</p> <p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Praktisch wird die Installationstiefe nur durch den Lufteintrittspunkt der Saugkerze (Ein-Kammer-System) bzw. den zulässigen Betriebsdruck des Sammelgefäßes (Zwei-Kammer-System) begrenzt. <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Möglichkeit der Entwicklung einbaubedingter bevorzugter vertikaler Fließwege - Jedes Saugkerzensystem sollte in jeweils einer Bohrung installiert werden - Im Vergleich zum horizontalen Einbau größere Störung des Bodens um die Saugkerze, bedingt durch größeren Bohrdurchmesser und Einschwämmen des Verfüllmaterials - Externe Anordnung einer Unterdruckerzeugungseinheit - Ein im Vergleich zum horizontalen Einbau auf die Bodenwasserprobe wirkender größerer Druckwechsel - Keine nachträgliche Möglichkeit des Umbaus des Saugkerzensystems für eine gasdichte Bodenwasserprobennahme. Dies erfordert andere technische Lösungen, wie z.B. die konstruktive Gestaltung des Bodenwassersammelraumes analog einer Membranpumpe oder durch Anwendung des BAT-Schöpfer-Prinzips

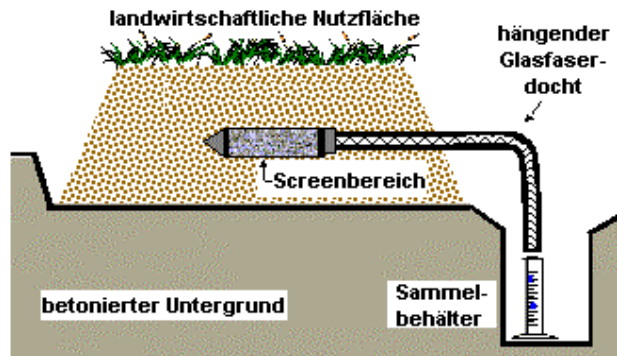
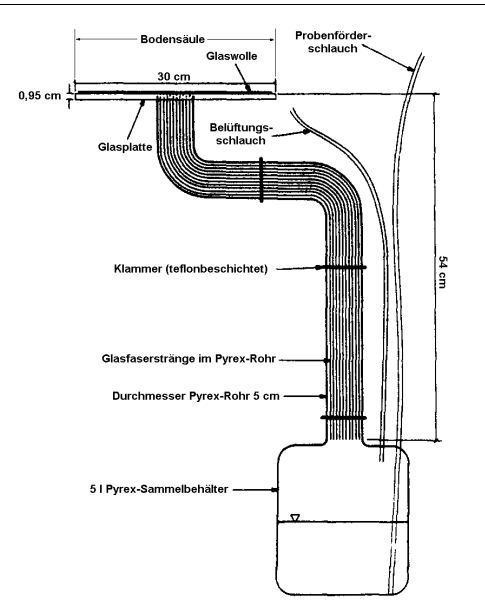
4.5.1 Saugkerzen – Fortsetzung

Vertikale Einbauvariante für gasdichte Probennahme (innovative Verfahren)	
Membranprinzip (LUCKNER u.a. 1992)	BAT-Schöpfer-Prinzip (LUCKNER u.a. 1992)
 <p>Fülleitung</p> <p>Saugkerze mit Rückschlagventil</p> <p>Drucksensor für Tensiometerbetrieb</p> <p>Bodenluftprobenahmefilter</p> <p>Gasleitung für Unter- und Überdruck</p> <p>Mit gasdichter Membran begrenzter Bodensammelsammelraum</p> <p>Förderleitung für Bodenwasserprobe</p>	 <p>Probennahmegefäß mit ca. 0,5 bis 1 Liter Volumen aus Glas</p> <p>Septumtechnik - BAT-System</p> <p>Schutz- und Führungsrohr aus HDPE</p> <p>Lange Injektionsnadel</p> <p>Separator (Metallsinter, Glassinter), zur Verringerung des Totvolumens mit Glaskugeln gefüllt</p>
<p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Gasdichte Bodenwasserprobennahme + Zusätzliche Verwendung als Tensiometer und zur Bodenluftprobennahme. <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Einbautiefe wird vom Totvolumen der Förderleitung begrenzt, da dadurch das zur Analyse verbleibende Bodenwasserprobenvolumen reduziert wird 	<p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Gasdichte Bodenwasserprobennahme, wobei das Probennahmegefäß auch das Transportgefäß ist – kein Umfüllen bis zum Labor + Keine Förderleitungen und damit zu berücksichtigendes Totvolumen, dadurch keine Reduzierung des Volumens der Bodenwasserprobe. <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Keine kapillardruckgesteuerte Bodenwasserprobennahme
Hersteller von Saugkerzensystemen	Kosten für Saugkerzen
<ul style="list-style-type: none"> • Zahlreiche Hersteller auf deutschem Markt z.B. (mit Materialauswahl): <ul style="list-style-type: none"> ○ Soil Moisture Equipment Corp. (Al₂O₃) ○ UMS (Keramik) ○ Haldenwanger (Al₂O₃) ○ Krebsöge (Nickel) ○ EcoTech (Borosilikatglas) ○ UIT (u.a. Vertrieb von Prenart) ○ UP (Nylon, Teflon, Edelstahl) 	<ul style="list-style-type: none"> • Preise abhängig vom Saugkerzenmaterial Preisvergleich (relativer Preis/Kerze): <ul style="list-style-type: none"> ○ Keramik 1 ○ Kunststoff ca. 1,5 bis 3 ○ Glas ca. 6 ○ Teflon ca. 3 bis 6

4.5.2 Wick Sampler (passive Kapillarsammler)

Zielstellung: Linienhafte bzw. kleinflächige Entnahme von Bodenwasserproben zur Aufnahme der zeitlichen Entwicklung der Bodenwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit des Kapillardruckes

Varianten



Wick Sampler mit waagerechter Platte

Funktionsweise

- Kontinuierliche Saugwirkung durch hängende Wassersäule
- Hängende Wassersäule in einem Docht aus Glas-, Nylon- oder Cellulose-Acetat-Fasern (Kapillarwirkung)
- Saugspannung steigt mit vertikaler Dochtlänge (max. – 600 hPa)
- Sickerwasser wird durch (Glas-)fasern an Oberfläche der Platte aufgenommen und in Sammelbehälter geleitet
- Bei einer gasdichten Bodenwasserprobennahme wird das Sammelgefäß durch einen gasdichten Beutel ersetzt

Wick Sampler mit und ohne sorbierendem Medium (Testfläche)

Funktionsweise

- Hängende Wassersäule in einem Docht aus Glas-, Nylon- oder Cellulose-Acetat-Fasern (Kapillarwirkung)
- Saugspannung steigt mit vertikaler Dochtlänge (max. – 600 hPa)
- Sorbierendes Medium (z.B. Aktivkohlengranulat, XAD-4-Harz) umschließt Docht
- Bodenwasser durch Docht angezogen durchdringt das sorbierende Medium (Aufnahme von Schadstoffen, z.B. PAK, PCB)
- Ableitung des Bodenwassers über Docht in Sammelbehälter, wobei das Wasservolumen zur Frachtermittlung messtechnisch zu erfassen ist.
- Ohne sorbierendes Medium ergeben sich analoge Eigenschaften wie bei der waagerechten Platte

Nachgewiesene Substanzen

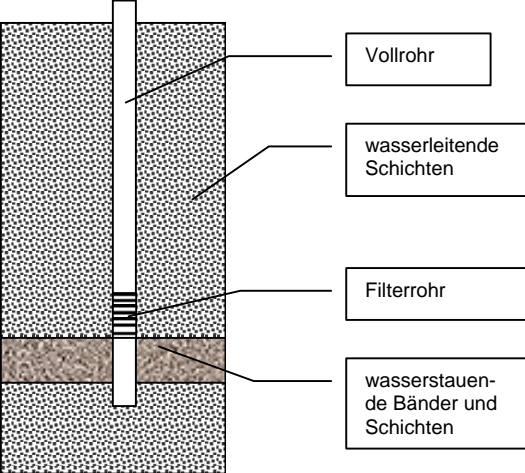
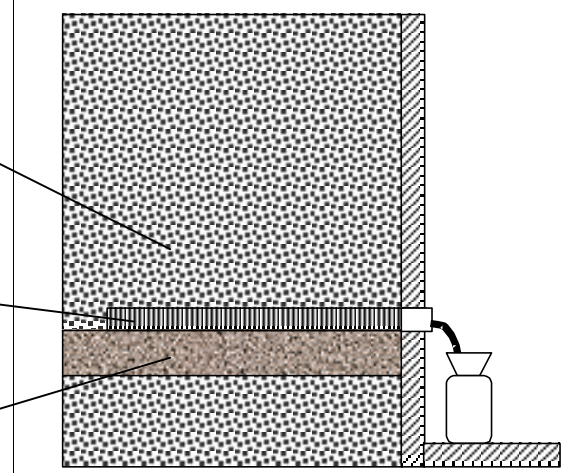
- MC NAMARA & LUTHY (1999): **HOC** (hydrophobic organic compounds, z.B. PAK, PCB), **Metalle, anorg. Ionen**; Labor und Testflächen
- DONLON & SCHERBATSKOY (1996): Quecksilber und weitere **Schwermetalle**; Nähe Mt. Mansfield, USA
- COX et al. (1999): **P, DOC, Ca, K, Mg, Cl, Na, NO₃, S, Al, Fe, Zn**; Mt. Lofty Ranges, South Australia
- SEJUNTJENS et al. (2001) : **Schwermetalle**; Lommel, Belgien

4.5.2 Wick Sampler (passive Kapillarsammler) - Fortsetzung

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> + „sanfte“ Saugwirkung durch hängende Wassersäule + gleichbleibende Saugspannung + Docht vergleichbar mit Bodenmatrix + einfache Konstruktion + geringe Materialkosten [s. Nachteil Einbaukosten] + keine Wechselwirkungen zwischen Docht und Bodenlösung + entgasungsarme Probenförderung + Wick Sampler mit waagerechter Platte: Gewinnung von Sickerwasser für bekannte Fläche (Bodensäule) + mittels Wick Sampler mit sorbierendem Medium Nachweis von HOC (hydrophobic organic compounds, z.B. PAK, PCB) und deren Menge in Relation zum Probenvolumen (keine Adsorption am Samplermaterial/ Entgasung/Biotransformation) + Preferential Flow nachweisbar (bei Verwendung mehrerer kleiner Plattensegmente) + einfache Dochtreinigung durch Erhitzen (ca. 400°C im Muffelofen) und Spülen (HCL, destilliertes Wasser) + zu vernachlässigender Lufteintrittspunkt (Docht) + Gewinnung von großem Probenvolumen (Wick Sampler mit waagerechter Platte) + für Monitoring sehr gut geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> - im deutschsprachigen Raum kaum bekannt - großer Aufwand bei Einbau (besonders Wick Sampler mit waagerechter Platte) - durch für den Einbau benötigten Graben erhebliche Störung des natürlichen Wasserhaushalts am Untersuchungsstandort - XAD-4-Harz in Trockenperioden nicht geeignet - Sickerwasserbypass möglich (bes. Wick Sampler mit sorb. Medium) - Abstimmung von Bodenmatrix und Docht u.U. schwierig - bei Platteneinsatz ganzflächiger Bodenkontakt schwer zu gewährleisten (Gegenmaßnahme: Einsatz von mehreren kleinen Plattensegmenten)

Hersteller	Kosten
<ul style="list-style-type: none"> • Bislang kein kommerzieller Anbieter für Komplettsystem • Zahlreiche Anbieter von Glasfaserdichten, z.B.: <ul style="list-style-type: none"> - Pepperell Braiding Co. (Pepperell, Massachusetts) - Mid-Mountain Materials Co. (Redmond, Washington) - Amatex Co. (Norristown, Pennsylvania) 	<ul style="list-style-type: none"> • Kosten für vollständigen Wick Sampler sind aus der Literatur nicht bekannt, jedoch sind sie als gering einzuschätzen, da die Kosten für Glasfaserdocht (z.B. 3/4" Glasfaserdocht, 25 Yard Rolle = \$39,60; Fa. Pepperell Braiding Co.(1 Yard = 0,914398 m) niedrig sind.

4.5.3 Sickerwassermessstellen

<p>Zielstellung: Entnahme von frei perkolierenden Sickerwasserproben (ohne Anlegen eines Unterdruckes) oberhalb wasserstauender Bänder und Schichten bzw. im Bereich der Grundwasseroberfläche</p>	
<p>Varianten</p>	
 <p>Vollrohr</p> <p>wasserleitende Schichten</p> <p>Filterrohr</p> <p>wasserstauende Bänder und Schichten</p>	
<p>Vertikaler Ausbau</p> <p>Funktionsweise</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sammlung des über der wasserhemmenden/wasserundurchlässigen Bodenschichten aufstauenden Sickerwassers im Vollrohrbereich (Sammelraum)] 	<p>Horizontaler Ausbau analog einer Dränageleitung</p> <p>Funktionsweise</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sammlung des über der wasserhemmende/wasserundurchlässigen Bodenschicht aufstauenden Sickerwassers in einem Probennahmegefäß • Analog einer Dränageleitung • Teilweise werden auch Trichterelemente bzw. Schalen, die mit einem Filter an der Kontaktfläche zum Boden ausgerüstet wurden, eingebaut
<p>Nachgewiesene Substanzen</p>	
<ul style="list-style-type: none"> • Analog Saugkerzen und Wick Sampler, jedoch ohne separatorbedingter Restriktionen (aus dem Material der Saugkerze resultierende Veränderungen der zu sammelnden Sickerwasserprobe). 	

4.5.3 Sickerwassermessstellen - Fortsetzung

<p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Praktisch wird die Installationstiefe nur durch das Fördersystem und das zur Verfügung stehende Sickerwasservolumen begrenzt. <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Möglichkeit der Entwicklung einbaubedingter bevorzugter vertikaler Fließwege - Im Vergleich zum horizontalem Einbau eine geringere räumlich integrale Beprobungsmöglichkeit des Sickerwassers - Hohe Anforderungen an die vertikale Abdichtung der Sickerwassermessstelle im Bereich der wasserhemmenden/wasserundurchlässigen Bodenschichten - Geringe Wartungsmöglichkeiten des Probensammelraumes - Hoher technischer Aufwand zur Verringerung von Beschaffenheitsveränderungen des Sickerwassers im Sammelraum (Oxidation, Fällung, mikrobieller Abbau,...) - Erhöhte Aufwendungen zur Absicherung einer gasdichten Sickerwasserprobennahme. Dies erfordert andere technische Lösungen, wie z.B. die konstruktive Gestaltung des Sickerwassersammelraumes analog einer Membranpumpe bzw. durch Anwendung des BAT-Schöpfer-Prinzips u.a. technischer Lösungen - Sind keine wasserhemmenden/wasserundurchlässigen Bodenschichten vorhanden, ist eine Sickerwasserbeprobung praktisch nicht möglich. 	<p>Vorteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> + Räumlich integrale Probennahme der Dränageleitung über einen im Vergleich zur Saugkerze und Wick-Sampler größeren Kontrollbereich + Keine einbaubedingten bevorzugten vertikalen Fließwege + Einfache Möglichkeit der gasdichten Sickerwasserprobennahme (kein Verlust an Gasen bzw. in die Gasphase übergegangenen leichtflüchtigen Inhaltsstoffen durch die Möglichkeit des Ersatzes der oben abgebildeten Schlauchleitung durch ein Metallröhrchen (Edelstahl) und des oben abgebildeten Sammelgefäßes durch z.B. gasdichte Beutel mit Septumtechnik ggf. in Kopplung mit Headspace-röhrchen mit Septumverschluss + Einfache Wartung und Betrieb der Anlage + Möglichkeit der wirtschaftlichen Installation mehrerer Sickerwassermessstellen in einem zu überwachenden Horizont <p>Nachteile:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Praktisch auf ca. 5 m unter Gelände begrenzte Installationstiefe - Sind keine wasserstauenden Schichten oder Bänder vorhanden, ist eine Sickerwasserbeprobung praktisch nicht möglich (Prinzip der Kapillarsperre)
---	--

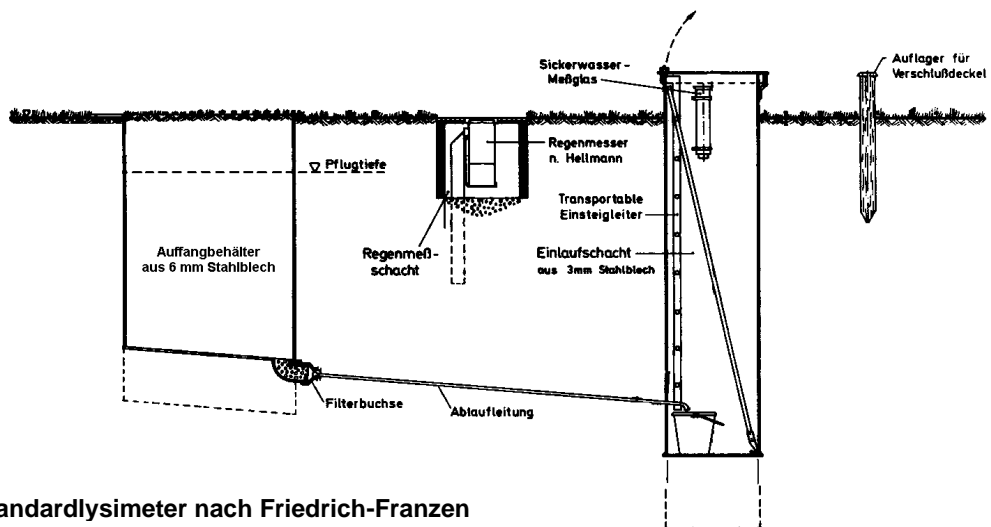
4.5.4 Feldlysimeter

Zielstellung:

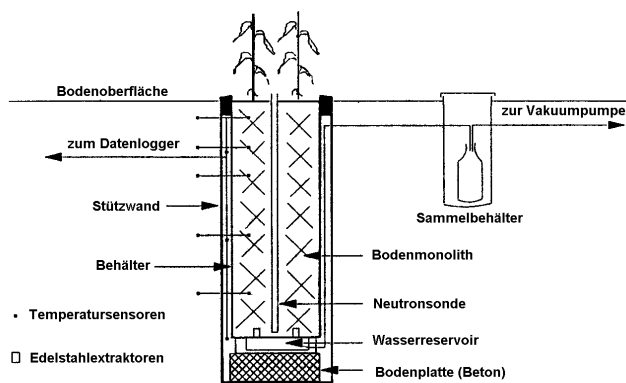
Bilanzierung des Zu- und Abstromes an einem Teilkörper des zu betrachtenden Untergrundes nach Menge und Beschaffenheit zur Aufnahme der zeitlichen Entwicklung der Boden- bzw. Sickerwasserbeschaffenheit entlang eines räumlich begrenzten Strömungsbereiches zur:

- Verbesserung des Verständnisses der im Bodenwasserbereich ablaufenden Migrationsprozesse (Prozessidentifikation) als Voraussetzung einer belastbaren Prognose der aus dem Bodenwasserbereich in den Grundwasserbereich eingetragenen Schadstofffrachten.
- modellgestützten Übertragung der im Labormaßstab unter naturnahen Bedingungen, jedoch unter stationären und wassergesättigten Versuchsbedingungen ermittelten Migrationsparameter in den Feldbereich (Parameteridentifikation).
- Auswahl und Eignungsprüfung von numerischen Modellen, die zur Sickerwasserprognose verwendet werden sollen.

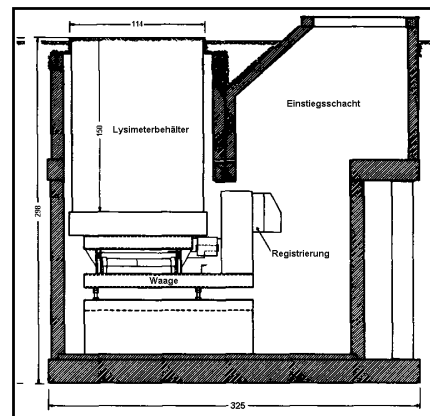
Varianten



Standardlysimeter nach Friedrich-Franzen



Unterdrucklysimeter mit Edelstahlextraktoren



Wägbare Lysimeteranlage

4.5.4 Feldlysimeter - Fortsetzung

Standardlysimeter

Am Behälterboden wird gravitativ abfließendes Sickerwasser, ohne Anlegen von Unterdruck in einen Sammelbehälter abgeleitet.

Vorteile:

- + Robuste Bauweise
- + Keine Verwendung von Saugkerzen, daher keine daraus resultierende Veränderung der Beschaffenheit in der Sickerwasserprobe.

Nachteile:

- Bei frei ausfließenden Lysimetern erfolgt eine rückgestaute Versickerung, d.h. das Sickerwasser fließt erst aus dem Lysimeter ab, wenn der untere Lysimeterbereich so weit aufgesättigt ist, dass die kapillare Steighöhe der betreffenden Porenradialen erreicht ist und das Porenwasser abfließt. Damit repräsentieren die Perkolatproben mehr den wassergesättigten Bereich des Lysimeters, der mit dem nicht wassergesättigten Bereich nicht vergleichbar ist. Derartig gewonnene Sickerwasserproben repräsentieren nur sehr selten die natürlichen Verhältnisse an dem Ort an dem der Lysimetermonolith entnommen wurde. Daraus resultieren auch oft fehlerhafte Wasserhaushaltskennwerte. Damit sind die Ergebnisse nicht mit denen aus Saugkerzenanlagen vergleichbar.
- Gasdichte Sickerwasserprobennahme erfordert umfangreiche Umbaumaßnahmen (Verringerung des Durchmessers der Ablaufleitung mit ggf. Änderung des Rohrmaterials, Anordnung von gasdichten Beuteln, o.ä. s. Saugkerzensysteme).
- Beschaffenheitsveränderungen in der Sickerwasserprobe durch lange Aufenthaltszeiten in der Filterbuchse und der Ablaufleitung sind nicht auszuschließen.
- Nicht geeignet für die Ermittlung von Wasserhaushaltskennwerten.

Unterdrucklysimeter

Mittels am Behälterboden angebrachter Separatoren (Saugkerzen, poröse Platte, Wick Sampler mit waagerechter Platte) und daran angelegten Unterdruck wird der Kapillardruck im unteren Bereich des Bodenmonolithen so eingestellt, dass der Wassergehalt den natürlichen Bedingungen entspricht. Das dabei gesammelte Sickerwasser wird beprobt und analysiert.

Vorteile:

- + Keine rückgestaute Versickerung.
- + Bei kapillardruckgesteuerter Sickerwasserentnahme sind die Ergebnisse aus Unterdrucklysimetern mit den aus kapillardruckgesteuerten Saugkerzensystemen vergleichbar.
- + Eine gasdichte Sickerwasserprobennahme erfordert geringe Umbaumaßnahmen (s. Saugkerzenanlagen in horizontaler Bauweise und Wick Sampler mit waagerechter Platte).
- + Bei einer gasdichten Sickerwasserprobennahme können die aus der langen Beprobungszeit resultierenden Beschaffenheitsveränderungen der Sickerwasserprobe minimiert werden.
- + Bei Substitution der bekannten Separatoren durch eine hinsichtlich der kapillaren Eigenschaften angepassten Schüttung können die Einschränkungen gegenüber Untersuchungen des MKW-Transportes aufgehoben werden.

Nachteile:

- Einsatzbereich wird durch die aus dem Separatorenmaterial resultierende Beschaffenheitsveränderung der Sickerwasserprobe begrenzt (s. Saugkerzen und Wick Sampler).

Wägbare Lysimeter

Wie Standardlysimeter bzw. Unterdrucklysimeter, jedoch kontinuierliche oder zeitweise Wägung des Behälters zur Ermittlung von Wasserhaushaltskennwerten. Weitere Vor- und Nachteile ergeben sich analog des verwendeten Lysimetertyps (Standard- oder Unterdrucklysimeter).

4.5.4 Feldlysimeter - Fortsetzung

Großlysimeter

Großflächige Versickerungsbecken mit Sickerwassersammlung durch Drainagerohre. Direkt vergleichbar mit den Standardlysimetern, wobei der sehr hohe finanzielle Aufwand für die Installation und den Betrieb zusätzlich zu berücksichtigen sind.

Lysimeter wurden bisher eingesetzt für die Untersuchung des Migrationsverhaltens von:

- BÖHM & HÖSCH (1996): **Nitrat**
- KLOCKE (1991): **Nitrat, Pestizide**
- WITTRICH & WILSON (1991): **el. Leitfähigkeit, pH-Wert, Chlorid, Gesamtstickstoff** (nach Kjeldahl), **Nitrat, Nitrit, Ammonium, Sulfat, CSB und TOC** (luftdichtes Probennahmesystem mit Ventilen)
- CEPUDER et al. (1996); RUPP et al. (1996); WITTRICH & WILSON (1991): Bestimmung **Stickstoffaus-trag**
- DOKOUPIL et al. (1996): Bestimmung **Nährstoffauswaschung**
- KLOCKE (1991), KRENN (1996): **Pestizide**
- SCHULZ & SEEGER (1996): **CKW**

Hersteller	Kosten
<ul style="list-style-type: none"> • Zahlreiche Anbieter in Deutschland, z.B.: <ul style="list-style-type: none"> ○ UGT GmbH, Müncheberg ○ Umwelt- und Ingenieurtechnik (UIT) GmbH, Dresden ○ Umweltanalytische Mess-Systeme (UMS) GmbH, München 	<ul style="list-style-type: none"> • abhängig von Art des Feldlysimeters <ul style="list-style-type: none"> ○ Standard- und Unterdrucklysimeter < ca. € 5.000,00 ○ wägbare Feldlysimeter ca. € 15.000 – 100.000,00 ○ grundwasserbeeinflusste Feldlysimeter > ca. € 25.000,00

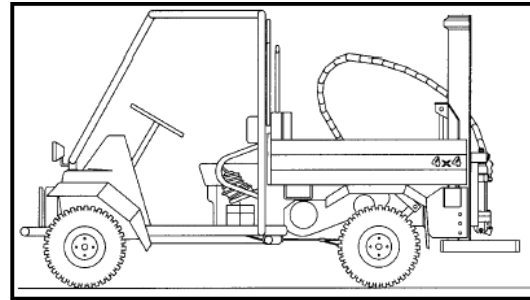
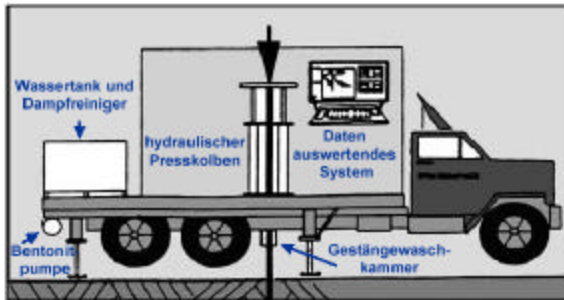
4.5.5 Direct-Push

Zielstellung:

Räumliche Erfassung der Schadstoffverteilung im Boden- und oberen Grundwasserbereich durch vertikal differenzierte:

- Beprobung des Bodens, der Bodenluft und des oberen Grundwasserbereiches oder/ und
- in situ-Messungen bzw. Analysen

Varianten



Cone Penetration Testing (CPT) – Fahrzeug

Funktionsweise

- Druckerzeugung durch hydraulischen Presskolben
- statischer Druck → Fahrzeugauflast (10 – 30 t) als Gegengewicht
- Sonden verschiedener Art werden mittels Druck in den Untergrund eingebracht
- Druckeinheit und auswertendes System im selben Fahrzeug

Fahrzeug mit dynamischem Perkussionshammer

Funktionsweise

- Druckerzeugung durch dynamische Kraftzufuhr
- Vortrieb: vibrierend, rotierend (optional)
- Fortbewegungsmittel für Perkussionshämmer: z.B. Kettenfahrzeuge, Transporter, Geländewagen, Anhänger
- Sonden verschiedener Art werden in den Untergrund eingebracht

Bisher verwendete Sondentypen

- **Geotechnische Sonden:**
 - Lithostatische Drucksonden: stratigraphischer Widerstand
 - Hydrostatische Drucksonden: Porenwasserdruck
 - Leitfähigkeitssonden: elektrische Leitfähigkeit
 - Seismische Sonden : akustische Wellen
 - Radioaktive Sonden: Strahlung
- **Schadstoffdetektierende Sonden:**
 - Membran-Interface-Probe – (MIP): MKW, LHKW und BTEX
 - Rapid Optical Screening Tool – (ROST®): MKW, PAK, Phenole und BTEX → basierend auf dem Prinzip der laserinduzierten Fluoreszenz (LIF)
 - X-Ray-Fluorescence – (XRF): anorganische Stoffe, z.B. Schwermetalle
 - Laser Induced Breakdown Spectroscopy – (LIBS): anorganische Stoffe
 - Explosivstoffsensoren – (ES): Sprengstoffe
- **Videosonde: optische Analyse**
- **Sonden zur Probennahme: Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben** (u.a. GeoWater©)

4.5.5 Direct-Push - Fortsetzung

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> + zunehmend praktische Erfahrungen in Deutschland + kombinierbar mit zahlreichen Sondier- und Probennahmetechniken + genaue Charakterisierung des Untergrundes möglich (3-D) + Ausbau eines Direct-Push-Kanals zur Sicker- bzw. Grundwassermessstelle möglich + große Mobilität + schnelle Sondierung / Probennahme → für große Flächen geeignet + minimale Störung der natürlichen Bedingungen vor Ort + geringer Sondendurchmesser (ca. 3 – 4 cm) + Perkussionshämmer auf kleinstem Raum einsetzbar (z.B. in Gebäuden) + schnelle Datengewinnung + hohe Probenqualität + genaue Lokalisierung des Probennahmepunktes (im Gegensatz zu herkömmlichen Bohrungen) + Technologien zur automatischen Versiegelung des D.-P.-Kanals nach Push-Vorgang + Perkussionshämmer besitzen Bohroption und Schrägstellung des Gestänges bis 37,5° möglich + kein Bohrgut an Erdoberfläche → keine kostenintensive Entsorgung des möglicherweise kontaminierten Bohrgutes nötig + genaue Lage des Grundwasserspiegels feststellbar (geotechnische Sonden) → lagegenaue Beprobung + gute Eignung zum qualitativen Nachweis flüchtiger organischer Substanzen (z.B. mittels ROST®- und MIP-Sonden) 	<ul style="list-style-type: none"> - nur im Lockergestein einsetzbar - technologiebedingte maximale Sondiertiefe zwischen 30 m (Perkussionshammer) und 60 m (CPT) - Heterogenität des Untergrundes (z.B. feste Zwischenschicht, größere Steine) kann Einsatz verhindern - relativ teuer (besonders für kleine Untersuchungsgebiete), jedoch nach Vergleich zum Erkenntnisgewinn meist wirtschaftlicher als alternative Verfahren - große Beanspruchung der Werkzeuge → hoher Verschleiß - CPT-Fahrzeug sehr schwer und groß → nicht in kleinflächigen Gebieten und auf sensiblen Oberflächen einsetzbar - Gefahr der Schadstoffverschleppung bzw. –verlagerung vor allem bei Schadstoffen in Phase (DNAPL bzw. LNAPL¹⁾) in einem Direct-Push-Kanal - bes. Perkussionshammer: Eintrag von Vibrationen während des Abteufens in den Untergrund und daraus resultierende Gefahr der Phasenmobilisierung (DNAPL bzw. LNAPL) - Kein Monitoringverfahren <p>¹⁾ DNAPL: Dense Non-Aqueous Phase Liquids Flüssige Schadstoffphasen mit einer Dichte größer als Wasser</p> <p>¹⁾ LNAPL: Light Non-Aqueous Phase Liquids : Flüssige Schadstoffphasen mit einer Dichte geringer als Wasser</p>

Hersteller	Kosten
<ul style="list-style-type: none"> • Direct-Push-Verfahren wurden in den USA entwickelt • Vermarktung erfolgt in Deutschland durch die Firmen: <ul style="list-style-type: none"> ○ FUGRO CONSULT GmbH, Markkleeberg (CPT-Technologie des gleichnamigen amerikanischen Mutterkonzerns) ○ ECOS Umwelt GmbH, Aachen (Einsatz von dynamischen Perkussionshämmern der amerikanischen Fa. GEOPROBE) 	<ul style="list-style-type: none"> • abhängig von den geologischen Bedingungen, dem Anwendungsgebiet und der einzusetzenden Sondiertechnik, z.B.: <ul style="list-style-type: none"> ○ CPT mit ROST®-Sonde: ca. 4.250 €/Tag (real time Analyse mit einer Pushlänge von 100 m bei 2 cm-Auflösung) • durchschnittliche Kosten: <ul style="list-style-type: none"> ○ CPT: ca. 1.000 – 2.000 €/Tag ○ Dynamischer Perkussionshammer: ca. 1.000 – 1.500 €/Tag

Anlage 1

Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Ergebnisauswertung Kontaminanten -

Bitte geben Sie in der nachfolgenden Tabelle die in Ihrem Wirkungskreis nach Anhang 1, Nr. 3.3 BBodSchV angewandten Verfahren an:

**Anlage 1: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand
Ergebnisauswertung: Kontaminant**

Kontaminant	Direktbeprobung											In situ-Untersuchung			
	Feldlysimeter	Saugkerzen	MIBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water® Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren	
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	Mit Beprobung von		mit Beprobung von								
					BW	GW	BL	BW	GW						BL
TOC / DOC	1	1	1			2			2			1			
Mineralölkohlenwasserstoffe	1	1	1	1		4	1		2	2		1		2	
BTEX	1		1	1		5	1		2	3		1	2	2	
MTBE			1	1		2	1		1	1		1	1	1	
chlorierte Benzolderivate			1	1		1	1		1	1				1	
LHKW			1	1		3	2		2	4	1		2	2	
PAK	1	1	1	1		3			2	1		1		3	
PCB/PCT			1			3	1		2	1					
Phthalsäureester			1			1									
Phenole			1	1		2			2					1	
Chlorphenole				1		1			1					1	
Pestizide			1			2			1						
Tenside						1									

**Anlage 1: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand - Fortsetzung
Ergebnisauswertung: Kontaminant**

Kontaminant	Direktbeprobung											In situ-Untersuchung			
	Feldlysimeter	Saugkerzen	MIBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water® Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren	
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	Mit Beprobung von			mit Beprobung von							
					BW	GW	BL	BW	GW						BL
Nitroaromaten			1			1			1						
aromatische Amine			1						1						
Nitramine															
cyclische Ether				2								1			
Ester und Ketone				2								1			
ein- u. mehrwertige Alkohole			1	2								1			
organische Säuren															
Nitrat	1	1	1			2			3		1				
Nitrit	1		1			2			3		1				
Ammonium	1	1	1			2			3		1				
Phosphat(e)			1			2			2		1				
Chlorid	1	1	1			2			2		1				
Fluorid			1			1			1		1				
Sulfat	1	1	1			2			3		1				
Sulfit			1			1					1				
Sulfide			1			2			3	1					

**Anlage 1: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand - Fortsetzung
Ergebnisauswertung: Kontaminant**

Kontaminant	Direktbeprobung										In situ-Untersuchung			
	Feldlysimeter	Saugkerzen	MiBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water© Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	mit Beprobung von		mit Beprobung von							
					BW	GW	BL	BW	GW					
Cyanide leicht freisetzb.			1		2			3						
Cyanide gesamt			1		2			2						
Bor			1		1			1						
Arsen(III, V)	1	2	1		2			3						
Blei	1	2	1		2			3						
Cadmium		1	1		2			3						
Chrom(III; VI)	1	1	1		2			3						
Kupfer	1	1	1		2			3		1				
Nickel	1	1	1		2			3		1				
Quecksilber		1	1		2			3						
Zink	1	1	1		2			3						
Barium														
Bromid	1								1					
Wasserstoff									1					

**Anlage 1: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand - Fortsetzung
Ergebnisauswertung: Kontaminant**

Kontaminant	Direktbeprobung										In situ-Untersuchung			
	Feldlysimeter	Saugkerzen	MiBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water® Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	mit Beprobung von		mit Beprobung von							
					BW	GW	BL	BW	GW					
Methan									2					
Kohlendioxid									1					
Stickstoff									1					
Sauerstoff									1					
Ammoniak						1								
Schwefelwasserstoff						1								
Antimon		1												
Phosphorwasserstoff						1								
Ethen						1		1		1				

Erläuterungen:

MiBGWO: Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche (Sickerwassermessstellen)
 BW: Bodenwasser
 BL: Bodenluft
 GW: Grundwasser

Anlage 2

Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Ergebnisauswertung Nutzbarkeit -

Wie bewerten Sie die Nutzbarkeit der von Ihnen im Rahmen der BBodSchV verwendeten Verfahren?

Bewertungsschlüssel: 1 (sehr gut nutzbar),
 2 (nutzbar),
 3 (nicht nutzbar)

**Anlage 2: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand
 Ergebnisauswertung: Nutzbarkeit**

Kontaminant	Direktbeprobung											In situ-Untersuchung			
	Feldlysimeter	Saugkerzen	MIBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water® Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren	
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	mit integrierter Probennahmeeinrichtun		mit Beprobung von								
					BW	GW	BL	BW	GW						BL
Bewertung der Grund- wassergefährdung	2,0	2,0	1,0	1,0		1,3	1,8		1,5	1,8		1,0	2,2	1,5	
Bewertung der Eluierbarkeit von Schadstoffen aus altlastverdächtigen Flächen/ Altlasten	1,0	2,0	3,0	2,0		2,8	3,0		1,8	2,6		3,0	2,8	2,5	
Bewertung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus altlastverdächtigen Flächen/ Altlasten	1,0	2,0	1,0	1,5		1,8	3,0		1,5	2,6		2,0	2,8	1,8	

**Anlage 2: Recherche zum nationalen Erfahrungs-/Anwendungsstand - Fortsetzung
Ergebnisauswertung: Nutzbarkeit**

Kontaminant	Direktbeprobung										In situ-Untersuchung				
	Feldysimeter	Saugkerzen	MiBGWO	Drucksondierung			Klassische Sondierung			Geo Water® Verfahren	Innovative Verfahren	Bodenluft	Druck- sondierung mittels Sensor	Innovative Verfahren	
				mit Direkt- messung bzw. -analyse	mit integrierter Probennahmeeinrichtung		mit Beprobung von								
					BW	GW	BL	BW	GW						BL
Quantifizierung des Austrages von Schadstoffen aus altlastenverdächtigen Flächen/ Altlasten	1,0	2,9	1,0	2,0		2,5	3,0		2,3	2,6		3,0	3,0	2,8	
Bewertung des Transportverhaltens von Schadstoffen aus altlastverdächtigen Flächen / Altlast	2,0	2,0	1,0	1,0		1,8	2,8		1,5	2,3		1,0	2,8	2,3	
Sickerwasserprognose für den Ort der Beurteilung	2,0	1,7	1,0	1,5		2,0	3,0		2,3	2,6		3,0	3,0	2,3	

Einschränkung für Saugkerzen: gut geeignet für PAK, völlig ungeeignet für MKW

Erläuterungen:

MiBGWO: Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche (Sickerwassermessstellen)
 BL: Bodenluft
 BW: Bodenwasser
 GW: Grundwasser

Anlage 3

Recherche zum internationalen Erfahrungs- /Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Literaturverzeichnis -

Literaturverzeichnis

Lfd. Nr.	Autor und Titel
1	AbfAnlÜbwTRVV NW (1999): Technische Regeln für die Überwachung von Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser sowie oberirdische Gewässer bei Abfallentsorgungsanlagen (WU 98 Teil 1: Deponien). Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen. veröffentlicht in: MBI NW.
2	AG Boden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Nachdr., Hannover.
3	Allen, R.G. and D.K. Fisher (1991): Direct load cell-based weighing lysimeter system. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
4	Allen, R.G. et al. (Ed., 1991): Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
5	Allen, R.G., M.E. Jensen, J.W. Wright and R.D. Burman (1989): Operational estimates of reference evapotranspiration. Agronomy J. 81(4), 650 – 662.
6	ASTM D 4696 (1992): Entnahme von Porenflüssigkeitsproben aus der vadosen Zone. Pittsburgh.
7	ASTM D 5126 (1990): Leitlinie für den Vergleich von Methoden zur Bestimmung der Durchlässigkeit in der vadosen Zone unter Einsatzbedingungen. Pittsburgh.
8	ASTM D 6001 (1998): Direct-Push water sampling for geoenvironmental investigations. Pittsburgh.
9	Ballester, T. et al. (1991): Monitoring and sampling the vadose zone. In: Practical handbook of ground-water monitoring (Ed. Nielsen, D.M.), 97-141.
10	Barbee, G.C. and K.W. Brown (1986): Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. Soil Sci., 141, 149-154.
11	Barcelona, M.J. and R.D. Morrison (1988): Sample collection, handling and storage: water, soils and aquifer solids. In: Methods for ground water quality studies, D.W. Nelson and R.H. Dowdy (Eds.), Proc. of a national workshop. A.R.D. Univ. of Nebraska Lincoln, NE, pp. 49-62.
12	Beckmann, T., K. Hasenpusch, M. Kücke u. H.-J. Altemüller (1991): Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 66, 107-108.
13	Beckmann, T., M. Kücke, u. K. Hasenpusch (1992): Einbaubedingte Gefügeänderungen in der Bodenzone um keramische Saugkerzen. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 155, 247-250.
14	Behrendt, A., G. Schalitz, D. Hölzel und G. Mundel (1996): Grundwasserlysimeter – unentbehrliche Instrumentarien zur nachhaltigen Nutzung von Niedermooren und ihren Nachfolgeböden. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
15	Benke, M. (1992): Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels der Saugkerzenmethode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide), der Nutzungshäufigkeit, der Bestandeszusammensetzung (mit/ohne Weißklee) und der Stickstoffdüngung. Diss., Kiel.
16	Bielert, U., H. Heinrichs u. K.-W. Becker (1999): Validierung von Bodeneluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Bodensickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk BbodSchG. Forschungsbericht Universität Göttingen, Umweltbundesamt, Berlin.
17	Bielert, U., K.W. Becker und H. Heinrichs (1996): Einfluss von Baumaterialien auf den Gehalt von Spurenmetallen in Lysimeterabläufen. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
18	Bischoff, W.A. und M. Kaupenjohann (1998): Passivsammler als neue Methode zur in situ-Bestimmung von Pestizidversickerung. Z. Pfl. Krankh. Pfl. Schutz, Sonderheft XVI, 779-786.
19	Bischoff, W.-A., J. Siemens u. M. Kaupenjohann (1999): Stoffeintrag ins Grundwasser – Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow. Wasser & Boden, 51/12, 37-42, Blackwell.
20	Bischoff, W.A., M. Kram und M. Kaupenjohann (1997): Passivsammler zum PSM-Monitoring. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 85/1, 209-212.
21	Böhm, K. und J. Hösch (1996): Anlagenzustand der Lysimeteranlage Hirschstetten am Beispiel einzelner Parameter. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
22	Boll, J., J.S. Selker, B.M. Nijssen, T.S. Steenhuis, J. Van Winkle and E. Jolles (1991): Water quality sampling under preferential flow conditions. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
23	Boll, J., T.S. Steenhuis and J.S. Selker (1992): Fiberglass wicks for sampling of water and solutes in the vadose zone. Soil Sci. Soc. Am. J., 56, 701-707.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

lfd. Nr.	Autor und Titel
24	Boll, J., T.S. Steenhuis, J.S. Selker, B.M. Nijssen and E.S. Ochs (1990): Fiberglass wicks for sampling water and solutes from the unsaturated zone. ASAE paper no. 90-2551. Am. Soc. Agricult. Engineers, St. Joseph, MI, 29 p.
25	Boman, B. and J. Syvertsen (1991): Drainage lysimeters for high water table citrus studies. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
26	Borsdorf, H. u. J. Flachowsky (Hrsg., 1997): Optimierung umweltverträglicher Analyseverfahren für Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) im Boden. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.
27	Borsdorf, H. u. J. Flachowsky (Hrsg., 1998): Schnelle Vor-Ort-Analytik – 12. Osnabrücker Umweltgespräch. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.
28	Bottcher, A.B., L.W. Miller and K.L. Campbell (1984): Phosphorus adsorption in various soil-water extraction cup materials – effect of acid wash. Soil Sci., 137, 239-244.
29	Boxberger, J., B. Amon und A. Pöllinger (1996): Flüssige und gasförmige Emissionen während der Festmistlagerung und -kompostierung. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
30	Bracke, R. (2001): Direct-Push-Technologien – Der Einsatz von DP-Verfahren für Geomonitorings und baugrundtechnische Fragestellungen. Umwelttechnische und -wissenschaftliche Publikationen. ECOS Umwelt GmbH, Aachen.
31	Brandi-Dohrn, F.M, R.P. Dick, M. Hess et al. (1996): Field evaluation of passive capillary samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 60, 1705-1713.
32	Brassington, R. (1998): Field hydrogeology. 2nd ed. Wiley, Weinheim.
33	Breh, W., J. Gottlieb, H. Hötzel, F. Kern, T. Liesch, and R. Niessner (Eds., 2001): Field Screening Europe 2001 – Proceedings of the second international conference on strategies and techniques for the investigation and monitoring of contaminated sites. Kluwer, Dordrecht.
34	Brown, K.W., J.C. Thomas and M.W. Holder (1986): Development of a capillary wick unsaturated zone water sampler. Cooperative agreement CR812316-01-0. US Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, Nevada, 105 p.
35	Cox, J., L. Spouncer and P. Davis (1999): Water and soil degradation in the Keynes catchment, South Australia. CSIRO Land and Water, Technical Report 42/99.
36	Creasey, C.L. and S.J. Dreiss (1985): Soil water samplers: Do they significantly bias concentrations in water samples? Proceedings of the NWWA conference on characterization and monitoring of the vadoze (unsaturated) zone, Water Well Publishing Company, Dublin, OH, pp. 173-181.
37	Creasey, C.L. and S.J. Dreiss (1988): Porous cup samplers: Cleaning procedures and potential sample bias from trace element contamination. Soil Sci., 145, no. 2, 93-101.
38	Czeratzki, W. (1971): Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforsch. Völkenrode, 21, 13-14.
39	de Rooij, G.H. (1996): Preferential flow in water-repellent sandy soils – Model development and lysimeter experiments. Wageningen.
40	De Smedt, F. and P.J. Wierenga (1984): Solute transfer through columns of glass beads. Water Resour. Res., 20, 225-232.
41	Debyle, N., V. Hennes, W. Robert and G.E. Hart (1988): Evaluation of ceramic cups for determining soil solution chemistry. Soil Sci, 146, pp. 30-36.
42	Demuth, N. u. A. Hiltbold (1993): Preferential flow – Eine Übersicht über den heutigen Kenntnisstand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 156, S. 479-484.
43	DIN 38 402-A13 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung Teil 13 – Probenahme aus Grundwasserleitern.
44	DIN 4021 (1990): Baugrund – Aufschluss durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben.
45	DIN 4094 (1990): Baugrund – Erkundung durch Sondierungen.
46	DIN 4094-1 (2002): Baugrund-Felduntersuchungen Teil 1 – Drucksondierungen.
47	DIN 4094-2 (2002): Baugrund-Felduntersuchungen Teil 2 – Bohrlochrammsondierung. (Entwurf)
48	DIN 4094-3 (2002): Baugrund-Felduntersuchungen Teil 3 – Rammsondierungen.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
49	DIN EN 25667-2 (1993): Wasserbeschaffenheit-Probenahme Teil 2 – Anleitung zur Probenahmetechnik. [dt. Übersetzung von ISO 5667-2]
50	DIN ISO 11276 (2001): Bodenbeschaffenheit-Bestimmung des Porenwasserdrucks – Tensiometerverfahren.
51	Donlon, A.F. and T.D. Scherbatskoy (1996): Methods development for sampling mercury in soil water in forested watersheds. (http://vmc.snr.uvm.edu/report/96Donlon.doc)
52	Driscoll, F. G. (1986): Groundwater and Wells. 2nd Edition, Johnson Division, pp 438-447.
53	DVGW (Hrsg., 1988): Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen. Merkblatt W 121, Eschborn.
54	DVGW (Hrsg., 2001): Entnahme von Wasserproben bei der Wassererschließung. Merkblatt W 112, Eschborn.
55	DVWK (Hrsg.): Merkblatt zur Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen. 203, Parey, Hamburg und Berlin.
56	DVWK (Hrsg., 1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. 114, Parey, Hamburg und Berlin.
57	DVWK (Hrsg., 1981): Nährstoffaustrag aus landbaulich genutzten Böden – Merkblatt zur Planung und Durchführung der Probenahme und Konservierung von Wasserproben. 110, Parey, Hamburg und Berlin.
58	DVWK (Hrsg., 1983): Probleme beim Einsatz von Neutronensonden im Rahmen hydrologischer Messprogramme. DVWK-Schriften, 50, Parey, Hamburg und Berlin.
59	DVWK (Hrsg., 1989): Grundwasserentnahmegeräte – Zusammenstellung von Geräten für die Grundwasserentnahme zum Zweck der qualitativen Untersuchung. DVWK-Schriften, 84
60	DVWK (Hrsg., 1990): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. Parey, Hamburg.
61	DVWK (Hrsg., 1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. 128, Parey, Hamburg und Berlin.
62	DVWK (Hrsg., 1994): Bewertung und Auswertung hydrochemischer Grundwasseruntersuchungen. Materialien Heft 1/1994, Bonn.
63	DVWK (Hrsg., 1997): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten – Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit. 243, Bonn.
64	DVWK (Hrsg., 1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen. 245, Bonn.
65	E DIN ISO 10381-2 (1996): Bodenbeschaffenheit-Probenahme Teil 2 – Anleitung für Probenahmeverfahren.
66	EI Bassam, N. (1975): Mobiles Gerät zur Probenahme von Bodenwasser. Landbauforsch. Völkenrode, 25, 17-20.
67	EPA (1997): Expedited site assessment tools for underground storage tank sites. (EPA 510-B-97-001), Pittsburgh.
68	EPA (1997): Verification statement – Rapid optical screening tool (ROST), VS-SCM-01, Washington.
69	Evans, R.G., M.W. Kroeger and M.O. Mahan (1991): Installation and operation of large drainage lysimeters on grapes. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
70	Everett, L. and L.G. Mc Million (1985): Operational ranges for suction lysimeters. Ground Water Monit. Rev., 5, pp. 51-60.
71	Everett, L.G., Mc Million, L.G. and L.A. Eccless (1988): Suction lysimeter operation at hazardous waste sites. In: Ground water contamination: Field methods. ASTM STP 963.
72	Fetter, C.W. (1992): Contaminant hydrogeology. Macmillan, New York.
73	Forster, F. et al. (1990): Stationäre Mess- und Probenahmesonden zur Beprobung von Bodenluft und Grundwasser – Reichweitenbestimmung einer Bodenluftabsaugung. In: Czurda, K. und H. Hötzel, 59-68.
74	• FUGRO: Umwelttechnik – Drucksondierung. (http://home.t-online.de/home/buero.stey/druck_s.htm)

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
75	Gee, G.W., M.D. Campbell and S.O. Link (1991): <i>Arid site water balance using monolith lysimeters.</i> In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
76	Geoprobe Systems (1996). A permeable Membrane Sensor for the Detection of Volatile Compounds in Soil. Presented at the National Ground Water Association's Outdoor Action Conference. Las Vegas.
77	Gottlieb, J. u. K. Huck (1997): Field Screening Europe 1997 – Wissenschaftlicher Bericht. Universität Karlsruhe, Forschungszentrum Umwelt.
78	Gottlieb, J., H. Hötzel, K. Huck and R. Niessner (Eds., 1997): Field Screening Europe – Strategies and techniques for on-site investigation and monitoring of contaminated soil, water and air. Kluwer, Dordrecht.
79	Grathwohl, P. u. C. Preisinger (1995): Bestimmung der Emission leichtflüchtiger organischer Schadstoffe aus kontaminierten Böden, Teil 1: Berechnung der Poren- bzw. Sickerwasserkonzentration aus der Schadstoffkonzentration in der Bodenluft. – Eberhard-Karls-Universität Tübingen (Zwischenbericht).
80	Grebet and R.H. Cuenca (1991): History of lysimeter design and effects of environmental disturbances. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
81	Grossmann, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. Diss. München.
82	Grossmann, J., G. Freitag, u. B. Merkel (1985): Eignung von Nylon- und Polyvinylidenfluorid-Membranfiltern als Materialien zum Bau von Saugkerzen. Z. Wasser- Abwasser-Forsch., 18, 187-190.
83	Grossmann, J., K.-E. Quentin u. P. Udluft (1987): Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen – eine Literaturstudie. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 150, 258-261.
84	Grossmann, J., M. Bredmeier und P. Udluft (1990): Sorption of trace metals by suction cups of Al ₂ O ₃ , ceramic and plastics. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 153, 359-364.
85	Hädrich, F., K. Stahr u. H.W. Zöttl (1977): Die Eignung von Al ₂ O ₃ -Keramikplatten und Nickel-Sinterkerzen zur Gewinnung von Bodenlösungen für die Spurenelementanalyse. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 25, 151-162.
86	Hahn, R. u. M. Dürr (1992): Bodenluftuntersuchungen auf CKW und BTX mit einem tragbaren Gaschromatographen. Wasser & Boden, 2, 71-74.
87	Haines, B.L., J.B. Waide and R.L. Todd (1982): Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero tension lysimeters: Report of discrepancies. Soil Sci. Soc. Am. J., 46, 658-661.
88	Harrold, L.L. and F.R. Dreibelbis (1958): Evaluation of agricultural hydrology by monolith lysimeters. Tech. Bull. No. 1367, U.S. Dept. of Agric., Washington, D.C. 166 p.
89	Heitmann, R. (2000): Anwendung von elektrischen Drucksonden mit laserinduzierten Fluoreszenzmessung (LIF) und Membrane Interface-Probe (MIP) zur Untersuchung kontaminierter Standorte. FUGRO Consult GmbH, Markkleeberg.
90	Hetsch, W., F. Beese u. B. Ulrich (1979): Die Beeinflussung der Bodenlösung durch Saugkerzen aus Nickel-Sintermetall und Keramik. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 142, 29-38.
91	Holder, M., K.W. Brown, J.C. Thomas, D. Zabcik and H.E. Murray (1991): Capillary-wick unsaturated zone soil pore water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 55, 1195-1202.
92	Holder, M., K.W. Brown, J.C. Thomas, D. Zabcik and H.E. Murray (1991): Capillary-wick unsaturated zone soil pore water sampler. Soil Sci. Soc. Am. J., 55, 1195-1202.
93	Hornby, W.J., J.D. Zabick and W. Crawley (1986): Factors which affect soil-pore liquid: A comparison of currently available samplers with two new designs. Ground Water Monit. Rev., 6, pp. 61-66.
94	Howell, T.A., A.D. Schneider and M.E. Jensen (1991): History of lysimeter design and use for evapotranspiration measurements. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
95	Howell, T.A., R.L. Mc Cormick and C.J. Phene (1985): Design and installation of large weighing lysimeters. Trans. ASAE 28, 106 – 112, 117.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
96	Hughes, S. and B. Reynolds (1990): Evaluation of porous ceramic cups for monitoring soil water aluminium in acid soils: Comment on a paper by Raulund-Rasmussen (1989). J. Soil Sci., 41, 323-328.
97	Husmann, M. (1996): Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Weiherbach-Gebietes – Quantifizierung des Einflusses stratigraphischer Einheiten mittels Tensiometer- und Neutronensonden-Messungen. Diss., Karlsruhe.
98	ISO 5667-11: Water quality-sampling part 11 – Guidance on sampling of groundwaters.
99	Jensen, M.E., R.D. Burman and R.G. Allen (1990): Evapotranspiration and irrigation water requirements. ASCE Manuals and reports on engineering practice No. 70, 332 pp.
100	Karklins, S. (1996): Groundwater Sampling Desk Reference. (PUBL-DG-037 96), Produced by the Wisconsin Department of Natural Resources Bureau of Drinking Water and Groundwater.
101	Keller et al. (2001): DNAPL Characterization Methods And Approaches; Part 1: Performance Comparisons. May.
102	Klocke, N.L., G.W. Hergert, R.W. Todd and D.G. Watts (1991): Percolation Lysimeters for water quality sampling. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
103	Klotz, D., K.-P. Seiler, I. Scheunert und R. Schroll (1999): Die Lysimeteranlagen des GSF-Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung.
104	Knighton, M.D. and D.E. Streblow (1981): A more versatile soil water sampler. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, S. 158-159.
105	Knuth, Friedhelm (1995): Quantifizierung von Stickstoffverlusten durch Auswaschung bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Cuvillier, Göttingen.
106	Knutson, J.H. and J.S. Selker (1994): Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 58, 721-729.
107	Knutson, J.H. and J.S. Selker (1994): Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 58, 721-729.
108	Knutson, J.H. and J.S. Selker (1996): Fiberglass wick sampler effects on measurements of solute transport in the vadose zone. Soil Sci. Soc. Am. J., 60, 420-424.
109	Knutson, J.H., S.B. Lee, W.Q. Zhang and J.S. Selker (1993): Fiberglass wick preparation for use in passive capillary wick soil pore-water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 57, 1474-1476.
110	Kobus, H., B. Barczewski and H.-P. Koschitzky (Eds., 1996): Ground-water and subsurface remediation – research strategies for in-situ technologies. Springer, Berlin u.a.
111	Koch, D. und M. Gruppe (1993): Schwermetall-Sorptionsverhalten einer Saugkerze aus porösem Borosilikatglas. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 156, 95-96.
112	Krenn, A. (1996): Die universelle Lysimeteranlage Seibersdorf – Konzeption. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
113	Kritzner, W. (1992): Verfahren und Techniken zur Entnahme repräsentativer teufenorientierter Grundwasserproben. Wasserwirtschaft, 82(1), 13-17.
114	Kruse, E.G. and Ch.M.U. Neale (1991): Hydraulic weighing lysimeter measurement errors. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
115	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg., 1990): Empfehlungen für die Probenahme und Analytik von Bodenluft. Karlsruhe.
116	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg., 1995): Verfahrensempfehlungen für die Probenahme bei Altlasten (Boden, Abfall, Grund-, Sickerwasser, Bodenluft). Karlsruhe.
117	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg., 1995): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle – Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren. Karlsruhe.
118	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg., 1997): Grundwasserüberwachungsprogramm – Einfluss der Probenahme auf die Ergebnisse von LHKW-Befunden. 1. Aufl., Karlsruhe.
119	Landesumweltamt NRW (Hrsg., 1996): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. Essen.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
120	Landon, M.K., G.N. Delin, S.C. Komor and C.P. Regan (1999): Comparison of the stable-isotopic composition of soil water collected from suction lysimeters, wick samplers and cores in a sandy unsaturated zone. <i>Journal of Hydrology</i> , 224, 45-54.
121	Landon, M.K.; G.N. Delin; S.C. Komor and C.P. Regan (1999): Comparison of the stable-isotopic composition of soil water collected from suction lysimeters, wick samplers and cores in a sandy unsaturated zone. <i>Journal of Hydrology</i> , v. 224, p. 45-54.
122	LAWA (1993): Grundwasser-Richtlinien für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit.
123	LAWA (1995): Probenahme von Grundwasser. AQS-Merkblatt P-8/2 zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung der Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen.
124	Lesage, S. and R. E. Jackson (Eds., 1992): Groundwater contamination and analysis at hazardous waste sites. Dekker, New York.
125	Lieser, U. u. B. Hudec (2001): Möglichkeiten und Grenzen von in-situ-Untersuchungen zur Gewinnung von Bodenwasser und oberflächennahem Grundwasser. In: <i>Altlasten-annual 2001</i> , Wiesbaden, 40-49.
126	Litaor, M.I. (1988): Review of soil solution samplers. <i>Water Resour. Res.</i> , 24, no. 5, 727-733.
127	Marrin, D.L. (1988): Soil-gas sampling and misinterpretation. in: <i>Ground Water Monit. Rev.</i> , 8(2), 51.
128	Materialien der United States Environmental Protection Agency (EPA) unter: www.epa.gov und http://fate.clu-in.org/ Themen : <ul style="list-style-type: none"> • Education (http://fate.clu-in.org/trainingmod.htm) • Platforms (http://fate.clu-in.org/dpp.asp?techtpeid=41) • GW (Groundwater)-Sampling (http://fate.clu-in.org/direct_push/dpgroundwater.asp) • Geotechnical Sensors (http://fate.clu-in.org/direct_push/dpgeotech.asp) • Analytical Systems (http://fate.clu-in.org/direct_push/dpanalytical.asp) • LIF (Laser Induced Fluorescence) (http://fate.clu-in.org/LIF.asp?techtpeid=93) • Soil/Soilgas (http://fate.clu-in.org/direct_push/soilandsoilgassamp.asp)
129	McNamara, S.W. and R.G. Luthy (1999): A sorbent wicking device for sampling HOCs in unsaturated soil pore-water. (http://www.ce.cmu.edu/~mcmamara/PhD/Dissertation_Chapters/)
130	McNamara, Sean W. (2002): PCB Partitioning and Availability in Land Biotreatment Systems. Dissertation, Department of Civil and Environmental Engineering Carnegie Institute of Technology Carnegie Mellon University Pittsburgh, PA.
131	Merkel, B. and R. Proemper (1984): Eine Kunststoff-Sugkerze in Sandwichbauweise zur Gewinnung von Sickerwasserproben. <i>Z. Wasser- Abwasser-Forsch.</i> , 17, 204-205.
132	Merkel, B., G. Nemeth, P. Udluft und W. Grimmeisen (1982): Hydrologische und hydrochemische Untersuchungen in der ungesättigten Zone eines Kiesgrubenwasserleiters. Teil 1: Entwicklung und Erstellung eines begehbaren Probenahmeschachtes zur Boden-, Wasser- und Luftuntersuchung. <i>Z. Wasser- Abwasser- Forsch.</i> , 15, 191-195.
133	Morrison, R.D. (1982): A modified vacuum-pressure lysimeter for soil water sampling. <i>Soil Sci.</i> , 134, 206-210.
134	Morrison, R.D. and B. Lowery (1990): Sampling radius of a porous cup sampler: Experimental results. <i>Ground water</i> , 28, no. 2, pp. 262-267.
135	Parizek, R.R. and B.E. Lane (1970): Soil water sampling using pan and deep pressure-vacuum lysimeters. <i>J. Hydrology</i> , 11, no. 1, pp. 1-21.
136	Peters, C.A. and R.W. Healy (1988): The representativeness of pore water samples collected from the unsaturated zone using pressure-vacuum-lysimeters. <i>Ground Water Monit. Rev.</i> , 8, no. 2, pp. 96-101.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
137	Pitkin, S., R.A. Ingleton and J. A. Cherry (1994): Use of a drive point sampling device for detailed characterization of a PCE plume in a sand aquifer at a dry cleaning facility. In: Proceedings of the 8th national outdoor action conference. National Ground Water Association, Columbus, OH. BP Corporation North America Inc., and The Underground Storage Tank (UST) Programs of U.S. Environmental Protection Agency (2002): Monitoring well comparison study: An evaluation of Direct-Push versus conventional monitoring wells.
138	Poletika, N.N., K. Roth and W.A. Jury (1992): Interpretation of solute transport data obtained with fiberglass wick soil solution samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 56, 1751 - 1753.
139	Potschin, M. (1999): Bodenwassergewinnung mittels Saugkerzen an extremen Standorten – Möglichkeiten und Grenzen. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 162, 193-199.
140	Pruitt, W.O. and D.E. Angus (1960): Large weighing lysimeters for measuring evapotranspiration. Trans ASAE 3(2), 13 – 15, 18.
141	Raulund-Rasmussen, K. (1989): Aluminium contamination and other changes of acid soil solution isolated by means of porcelain suction-cups. J. Soil Sci., 40, 95-101.
142	Reyenga, W., F.X. Dunin, B.C. Bautovich, C.R. Rath and L.B. Hulse (1988): A weighing lysimeter in a regenerating eucalypt forest: design, construction and performance. Hydrological processes 2, 301 – 314.
143	Richard, T.L. and T.S. Steenhuis (1988): Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. J. Contam. Hydrol., 3, 307-325.
144	Riekerk, H. and L.A. Morris (1983): A constant-potential soil water sampler. Soil Sci. Soc. Am. J., 47, 606-608.
145	Rimmer, A., T.S. Steenhuis and J.S. Selker (1995): One-dimensional model to evaluate the performance of wick samplers in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 59, 88-92.
146	Rimmer, A., T.S. Steenhuis, J.S. Selker and G.J. Albrecht (1994): Wick samplers: An evaluation of solute travel times. Soil Sci., 159, 235-243.
147	Robbat, A., Jr. (1997): A dynamic site investigation adaptive sampling and analysis program for operable unit 1 at Hanscom Airforce Base Badford, Massachusetts. (X991631-01); EPA, Boston.
148	Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg., 1997): Merkblätter zur Grundwasserbeobachtung – Grundwasserprobenahme. Radebeul.
149	Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg., 1998): Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten. Dresden.
150	Schneider, A.D. and T.A. Howell (1991): Large, monolithic weighing lysimeters. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
151	Schulz, E. und J. Seeger (1996): Untersuchungen zur Wasser- und Schadstoffbewegung (CKW) in der wasserungesättigten Bodenzone. 7. Lysimeter-Tagung: „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“.
152	Selent, K.-D. und A. Grupe (Hrsg., 1998): Die Probenahme von Wasser – ein Handbuch für die Praxis. Oldenbourg, München.
153	Seuntjens, P., D. Mallants, N. Toride, C. Cornelis and P. Geuzens (2001): Grid lysimeter study of steady state chloride transport in two spodosols types using TDR and wick samplers. J. of Contam. Hydrol., 51, 13-39
154	Shaffer, K.A., D.D. Fritton and D.E. Baker (1979): Drainage water sampling in a wet dual pore system. J. Environ. Qual., 8, 241-246. → Halle/S. ZwB Landwirt. Sto.: Zd IV 113 Ha 4
155	Shibuya, K. (1991): Lysimeter-based water balance study in Japan. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
156	Silkworth, D.R. and D.F. Grigal (1981): Field comparison of soil solution samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 45, 440-442.
157	Smith, C.N., and R.F. Carsel (1986): A stainless-steel soil solution sampler for monitoring pesticides in the vadose zone. Soil Sci. Soc. Am. J., 50, 263-265.
158	Smolley, M. and J. C. Kappmeyer (1991): Cone penetrometer tests and hydropunch sampling: A screening technique for plume definition. Gr. Water Mon. Rev., vol. 11, no. 3: 101-6.
159	Steenhuis, T.S. and E.Z. Harrison (2001): Improved sampling methodes for soil water and groundwater. http://water.usgs.gov/wrri/00grants/NYsampling.html

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
160	Steenhuis, T.S., J. Boll, E. Jolles and J.S. Selker (1994): Field evaluation of wick and gravity pan samplers. In: L.G. Wilson et al. (ed.) Handbook of vadose zone characterization and monitoring. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
161	Straub, H., P. Udluft u. L. Weil (1988): Neues System der Sickerwassergewinnung zur Bestimmung leichtflüchtiger organischer Spurenstoffe. Z. Wasser- Abwasser-Forsch., 21, 155-157.
162	Strebel, O., M. Renger und W. Giesel (1973): Bestimmung des vertikalen Transports von löslichen Stoffen im wassergesättigten Boden. Wasser u. Boden, 25, 251-253.
163	Tanner, C.B. (1967): Measurement of evapotranspiration. pp. 534 – 574. In: R.M. Hagan, H.R. Haise and T.W. Edminster (Eds.) "Irrigation of agricultural lands", Agron. Monograph No. 11, Am. Soc. Agron., Madison, WI.
164	Umwelt- und Ingenieurtechnik (UIT) GmbH Dresden: http://www.uit-gmbh.de/
165	Umweltanalytische Produkte (UP) – GmbH: http://www.upgmbh.com/
166	Van Bavel, C.H.M. (1961): Lysimetric measurements of evapotranspiration in the eastern united states. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 25, 138 – 141.
167	VDI 3865-1 (1992): Messen organischer Bodenverunreinigungen; Messen leichtflüchtiger halogenerter Kohlenwasserstoffe; Messplanung für Bodenluft-Untersuchungsverfahren. Beuth.
168	VDI 3865-2 (1998): Messen organischer Bodenverunreinigungen – Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben. Beuth.
169	VDI 3865-3 (1998): Messen organischer Bodenverunreinigungen – Gaschromatische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel. Beuth.
170	VDI 3865-4 (2000): Messen organischer Bodenverunreinigungen – Gaschromatische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft durch Direktmessung. Beuth.
171	Voigt, H.-J. u. G. Voigt (2000): Zielorientierte Grundwasserprobenahme bei der Erkundung und Bewertung von organischen Kontaminationen mit freier Phase auf dem Grundwasser. In: 6. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme“ – Probenahme und Qualitätssicherung bei biologischen Stoffsystemen, Abfällen und im Umweltbereich – Tagungsbeiträge, Gesellschaft für Aufbereitungstechnik und Recycling e.V., TU Bergakademie, Freiberg.
172	Warrick, A.W. and A. Amoozegar-Fard (1977): Soil water regimes near porous cup water samplers. Water Resour. Res., 13, pp. 203-207.
173	Wasser & Boden (12/1999): Schwerpunkt: BBodSchG., Blackwell.
174	Webster, C.P., M.A. Shepherd, W.W.T. Goulding and E. Lord (1993): Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. J. Soil Sci., 44, 49-62.
175	Wenzel, W.W., R.S. Sletten, A. Brandstetter, G. Wieshammer und G. Stinger (1997): Adsorption of trace metals by tension lysimeters: Nylon membrane vs. porous ceramic cups. J. Environ. Qual., 26, 1430-1434.
176	Wessel-Bothe, S., S. Pätzold, C. Klein, G. Behre und G. Welp (2000): Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 163, 53-56.
177	Wilson, L.G. (1990): Methods for sampling fluids in the vadose zone. In: Ground water and vadose zone monitoring. ASTM STP 1053, Philadelphia, pp. 7-24.
178	Wilson, N. (1995): Soil water and ground water sampling. Lewis Publishers, London, Toronto, 188 p.
179	Wittrich, C.D. and Ch. R. Wilson (1991): Use of lysimeters to monitor a sanitary landfill. In: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Honolulu, Hawaii.
180	Wolf, M. (2001): Elutionsverfahren im Vergleich. In: Altlasten-annual 2001, Wiesbaden, 26-33.
181	Wood, A.L., J.T. Wilson, R. Cosby, A.G. Hornsby and C.B. Basuin (1981): Apparatus and procedure for sampling soil profiles for volatile organic compounds. Soil Sci. Soc. Am. J., 45, 442-444.
182	Zemo, D.A., T.A. Delfino, J.D. Galinatti, V.A. Baker, and L.R. Hilpert (1995): Field comparison of analytical results from discrete depth groundwater sampling. Gr. Water Mon. and Remed. vol. 15, no. 1: 133-41.

Literaturverzeichnis – Fortsetzung

Lfd. Nr.	Autor und Titel
183	DGFZ e.V.: Anwendungstauglichkeit von Saugkerzen für die Untersuchung von Sickerwasser im Altlastenbereich – Forschungsbericht im Auftrag des HLUG; Proceedings Fachgespräch Saugkerzen vom 25.02.2003 am Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG)
184	Nitsche, C. (1981): Beitrag zur mathematischen Modellbildung und digitalen Simulation von Stofftransport-, -austausch-, -speicher- und –umwandlungsprozessen in der Aerationzone. Diessertation, Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen der TU Dresden.
185	Nitsche, C. (1991): Verfahren und Vorrichtungen zur Erfassung von Systemzuständen im Boden- und Grundwasserbereich auf der Grundlage von Bodenwasserproben. 31. Darmstädter Wasserbaukolloquium an der TU Darmstadt,
186	Nitsche, C. (1992): Laborative Verfahren und Vorrichtungen zur Zustandsbewertung strukturierter Böden; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 67 (1992), S. 111 – 114
187	Nitsche, C., Luckner, L. (1999): Bewertung der nachhaltigen Wirkung von Kapillarsperren; Die Kapillarsperre – Innovative Oberflächenabdichtung für Deponien und Altlasten, Springer-verlag Berlin Heidelberg New York; ISBN 3-540-65590-5
188	Luckner, L. (1986): Migrationsprozesse in der Boden- und Grundwasserbereich. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1986, VLN 152-915/62/86.
189	Luckner, L., Nitsche, C. und D. Eichhorn (1992): Das SGM-System; eine neue Technik und Technologie zur Boden- und Grundwasserüberwachung in Deutschland. Die Geowissenschaften/ 10. Jahrg. 1992/ Nr.2, S. 37 - 44
190	Nitsche, C. u.a; BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH (2003): Studie Anforderungen an Lysimeteruntersuchungen zur Sickerwasserprognose im Bereich ausgewählter kontaminierter Flächen der BSL Böhlen. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Anlage 4

Recherche zum Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Saugkerzen -

Saugkerzen

Funktionsweise von Saugkerzen und Materialien

Saugkerzen werden etwa seit 1960 zur Gewinnung von Bodenlösungen eingesetzt. Die Funktionsweise von Saugkerzen beruht auf der Kapillarität poröser Feststoffe. Die engen Poren des Kerzenmaterials verfügen über die Eigenschaft, Wasser aufzunehmen und sind auf Grund der hohen Kapillarspannung normalerweise ständig mit Wasser gefüllt (DVWK, 1990; **Abb. 1**). Neben dem Porendurchmesser besitzt die Oberflächenbeschaffenheit des verwendeten Kerzenmaterials großen Einfluss auf die Adsorption von Bodenwasser in den Poren. So verfügen hydrophile Feststoffe über eine hohe Ladungsdichte an ihrer Oberfläche. Metalle, Metalloxide und Siliziumoxid sind demnach gut benetzbar. Dagegen ist die Ladungsdichte der meisten Kunststoffe sehr gering – sie sind schlecht benetzbar (hydrophob). Demzufolge muss der Porendurchmesser solcher Kunststoffkerzen größer sein als bei hydrophilen Materialien, um Sickerwasser den Zugang zum Porenraum zu ermöglichen.

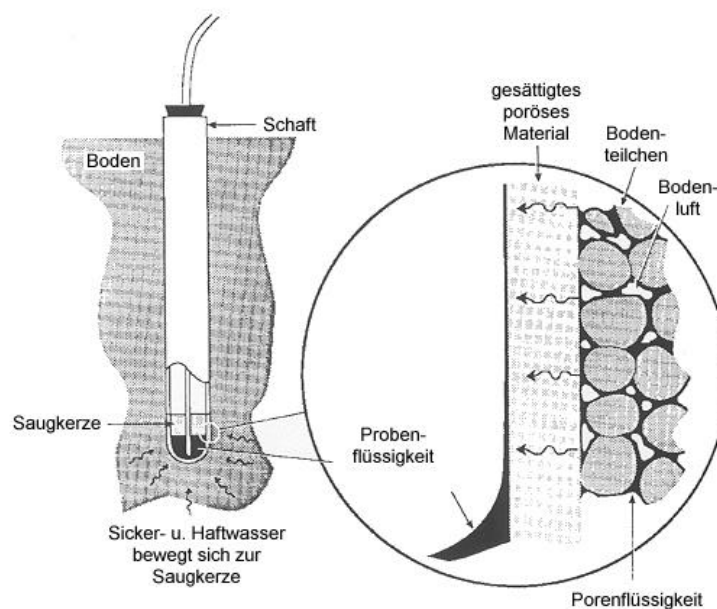


Abb. 1: Wechselwirkung zwischen Saugkerze und Boden (aus ASTM, 1992)

Wird an der mit den Bodenporen in Verbindung stehenden Saugkerze ein Unterdruck angelegt, gelangt Sicker- und teilweise Haftwasser durch die Kapillaren in das Innere der Kerze (**Abb. 1**). GROSSMANN (1988) geht nicht davon aus, dass in Abhängigkeit vom angelegten Unterdruck auf unterschiedlich große Bodenporen „zugegriffen“ werden kann. Je geringer der Porendurchmesser und je vollkommener die Benetzbarkeit, desto größer kann der Unterdruck in der Saugkerze gewählt werden, ohne dass der Luftdurchtrittspunkt („bubble point“) überschritten wird. Eher hydrophobe Kunststoffkerzen benötigen bereits einen Unterdruck, damit Wasser überhaupt in die Poren gelangt. Andererseits darf der Unterdruck für die Sickerwassergewinnung nicht zu hoch gewählt werden, da der Luftdurchtrittspunkt wegen des relativ großen Porendurchmessers und der schlechten Benetzbarkeit der Kunststoffkerzen gering ist.

Mit einer hohen Ladungsdichte der Kerzenoberfläche ist aber auch eine hohe Austauschkapazität und damit die Ad- und Desorption von gelösten Stoffen verbunden. Kunststoffe mit geringer Ladungsdichte weisen somit zwar einen niedrigen Lufttrittspunkt auf, neigen aber nur geringfügig zur Ad- und Desorption gelöster Stoffe. In **Tab. 1** sind derzeit verwendete Saugkerzenmaterialien, deren Eignung für die Beprobung bestimmter im Sickerwasser enthaltener Stoffgruppen und mögliche Störungen durch das Kerzenmaterial zusammengefasst. Saugkerzen werden entweder als Sinter, niedrigebrannte Keramik oder Membranfilter angeboten. Membranfilter finden bei Kunststoffen Verwendung. Denn die Membran aus feinporigem Kunststoff (z.B. Nylon oder PVC) soll den Luftdurchtritt verhindern und andererseits auf Grund der geringeren Dicke dem Wasser nur einen geringen Widerstand bieten (MERKEL und PRÖMPER, 1984). **Tab. 2** stellt die ungefähren Kosten für Saugkerzen unterschiedlicher Materialien zusammen.

Tab. 1: Bekannte Saugkerzenmaterialien

Material	Hersteller (z.B.)	mittl. Poren-Ø (µm) ¹	geeignet ³	nicht geeignet ³
Keramik	UMS	1	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium	Al, P, Fe, Na, anorg. Spurenstoffe, Phosphat, C _{org} , Schwermetalle
Al₂O₃	Haldenwanger	0,5	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium	Al, P, Fe, Na, anorg. Spurenstoffe, Phosphat, C _{org} , Schwermetalle
Nickel	Krebsöge	n.b.	Na, K, Ca, S, org. Stoffe	Phosphat, Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, pH, Schwermetalle
Borosilikatglas	EcoTech	1	org. Stoffe (z.B. PSM, DOC), Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, bedingt für Schwermetalle und LHKW	n.b.
Prenart (Quarz, Edelstahl, Teflon)	PRENART (bei UIT)	3	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium; Phosphat; Schwermetalle, DOC	n.b.
Edelstahl	UP	0,8*	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium; Phosphat; PSM, org. Stoffe	n.b.
Nylon	UP	abh. v. Wickeltechnik ²	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, Schwermetalle, PSM	n.b.
Teflon	UP	3*	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Phosphat, Schwermetalle	org. Stoffe
weitere Kunststoffe (z.B. PVC, PVDF, PE, PP)	meist Prototypen	n.b.	Nitrat, Chlorid, Bromid, Sulfat, Natrium, Schwermetalle, Phosphat	org. Stoffe

¹ nach Herstellerangaben ² bei GROSSMANN (1988): 0,45 µm

³ nach Angaben von Herstellern, DVWK-Merkblatt 217/1990, HLOG 2001

* bei Wilson et al. (1995): Edelstahl = 6-14 µm, Teflon = 25-35 µm

n.b. = nicht bekannt

Saugkerzen sind unabhängig vom Material für die Entnahme von Bodenwasserproben, die auf MKW analysiert werden sollen nicht geeignet (DGFZ, 2003).

Keramik und Al_2O_3 verfügen über eine rel. hohe Austauschkapazität und wirken daher in Abhängigkeit vom pH-Wert mehr oder weniger stark sorbierend besonders auf Phosphat und die Kationen Fe, Cu, Pb, Be (DVWK, 1990). Bei hohem Huminstoffgehalt bleibt die Adsorption von anorganischen Spurenstoffen jedoch gering. Daher ist das Absaugen organisch gebundenen Bleis mit Keramikkerzen möglich (GROSSMANN et al., 1987). Aus dem gleichen Grund kann auch in organischen Böden (Mooren) die P-Erfassung mittels Keramikkerzen durchgeführt werden. BLANKENBURG (1983) hat in Lösungen aus Moorböden mit mehr als 1 mg/l P die Phosphatkonzentration zu 98 % in den Saugkerzen wiedergefunden. Wie aus **Tab. 1** zu entnehmen ist, sind Saugkerzen aus Keramik und Al_2O_3 auf Grund der Abgabe von Aluminiumionen an die Bodenlösung nicht zum Nachweis von Al-Ionen geeignet, jedoch geht die Lösung von Al aus dem Kerzenmaterial bei pH-Werten unter 5,0 nach einigen Monaten deutlich zurück. Die heute kaum noch verwendeten Ni-Sinter-Kerzen besitzen zwar eine hohe mechanische Stabilität, weisen aber auch große Unterschiede in der Porenraumverteilung auf. Darüber hinaus geben sie ständig Ni ab, was zur Bildung von $Ni(OH)_2$ führt. Verstopfung der Kerze und pH-Verfälschung sind die Folge.

Befinden sich große Mengen von Kolloiden und Makromolekülen ($FeOH$, Huminstoffe, org. Spurenstoffe) in der Bodenlösung, muss von einem Filtereffekt der Kerze in Abhängigkeit von ihrer Porenweite ausgegangen werden. Um die Vergleichbarkeit verschiedener Untersuchungsergebnisse zu gewährleisten, sollten daher nur Kerzen mit einheitlicher Porenweite benutzt werden. GROSSMANN (1988) schlägt eine Porenweite von 0,45 μm vor, die sich an der Trennung von fester und flüssiger Phase orientiert. Dies hätte auch den Vorteil, dass die gewonnene Bodenlösung nicht nachträglich gefiltert werden braucht. Jedoch ist die Wahl der Porenweite stark vom Ziel der Untersuchung abhängig. Daher ist zu beachten, dass neben den Untersuchungsergebnissen auch die Porenweite der verwendeten Saugkerzen dokumentiert wird.

Tab. 2: Preisfaktoren – Saugkerzen

Glas	ca. 6
Keramik	1
Kunststoff	ca. 1,5 bis 3
Teflon	ca. 3 bis 6

In Böden mit starken lateralen Wasserbewegungen ist der Einsatz von Saugkerzen unzuweckmäßig (DVWK, 1990). Bei Stoffkonzentrationen im Spurenbereich ist ebenfalls auf die Saugkerzenmethode zu verzichten, da z.T. gravierende Fehler durch das Kerzenmaterial möglich sind (CREASEY und DREISS, 1985; PETERS und HEALY, 1988). Liegen die Stoffkonzentrationen dagegen über 1 mg/l, erbringen Saugkerzen gute Resultate (DVWK, 1990). SILK-WORTH und GRIGAL (1981) belegen, dass große Saugkerzen (\varnothing ca. 4,6 cm) auf Grund der größeren Probenmenge geringere Ergebnisverfälschungen verursachen.

Saugkerzen liefern punktbezogene Ergebnisse. Wenn mit Hilfe von Saugkerzen Stoffbilanzen für größere Flächen erstellt werden sollen, sind die einzelnen Messplätze (mit jeweils mehreren Saugkerzen) so anzulegen, dass eine gesicherte Hochrechnungen möglich ist (DVWK, 1990).

Da bis 1990 kaum Erfahrungen für die Gewinnung von Bodenlösungen mit organischen Schadstoffen vorhanden waren, rät das DVWK-Merkblatt 217 (1990) von der Verwendung poröser Kerzen ab, da Kunststoffschläuche, Weichmacher und andere organische Begleitstoffe Einfluss auf das Unter-

suchungsergebnis nehmen könnten. In der neueren Literatur wird die Verwendbarkeit von Saugkerzen für organische Schadstoffe ausdrücklich bestätigt (WESSEL-BOTHE et al., 1999; HLUG, 2001; UP-GmbH). WOOD et al. (1981) haben schon 1981 leichtflüchtige CKW mit der Saugkerzenmethode gewonnen.

Einbau von Saugsondenanlagen

Die komplette Saugsondenanlage besteht aus Saugkerze, Schaft, Probensammelbehälter, Unterdruckapparat und diversen Schläuchen und Ansaugkapillaren. **Tab. 3** dient als Entscheidungshilfe bei der Wahl der im Gelände einzusetzenden Saugsondenanlage. Als Schaftmaterialien stehen Acrylglas (PMMA), Polyvinylidenfluorid (PVDF), Edelstahl, Polyethylen (PE) und Polyvinylchlorid (PVC) zur Auswahl. Die Entscheidung für ein Schaftmaterial hängt von den Anforderungen an die chem. Beständigkeit sowie den Belastungen beim Einbau ab. Gleiches gilt für die Wahl der Schläuche (z.B. Teflon (PTFE), PE oder Polyurethan (PUR)) als auch für die Sammelbehälter (Braunglasflaschen, kunststoffummantelte Flaschen, PE- oder PTFE-Flaschen) [UP-GmbH].

Tab. 3: Auswahlkriterien für Saugsondenanlagen (nach Wilson et al., 1995)

1.	Beprobungstiefe
2.	Probenvolumen
3.	Bodeneigenschaften
4.	Chemische und Biologische Eigenschaften des Sickerwassers (vgl. Tab. 1)
5.	Sickerwasserregime
6.	Haltbarkeit
7.	Zuverlässigkeit
8.	Klima des Einsatzortes
9.	Installationsanforderungen
10.	Betriebsanforderungen
11.	Verfügbarkeit
12.	Kosten

Vor dem Einsatz im Gelände ist die Saugkerze auf Tauglichkeit zu prüfen. Da neue Kerzen Stoffe an die perkolierende Bodenlösung abgeben können, sind sie entsprechend dem Kerzenmaterial zu reinigen. Im DVWK-Merkblatt 217 (1990) wird dazu die Verwendung von 100 ml HCL mit einer Konzentration von $c = 1 \text{ mol/l}$ für Keramik und $c = 0,1 \text{ mol/l}$ für Kunststoffe bei anschließender Spülung mit chlorfreiem destilliertem Wasser empfohlen. FETTER (1993) empfiehlt, die Salzsäure 24 Stunden einwirken zu lassen. Für Ni-Sinter-Kerzen darf keine Säure Verwendung finden, da Ni in Lösung geht. Der Reinigung sollte sich eine Konditionierung (Spülung) der Saugkerze anschließen, um starken Sorptionserscheinungen vorzubeugen. Hierfür verwendet man eine Lösung, die den Erwartungen an das Sickerwasser am Probenstandort gleicht. Ist mit Stoffkonzentrationen $< 1 \text{ mg/l}$ zu rechnen, sollten die Sorptionseigenschaften der zur Anwendung kommenden Saugkerzen im Labor mit wässrigen Lösungen bekannter Stoffkonzentrationen geprüft werden (DVWK, 1990).

Auf die Konditionierung folgt das Verkleben von Kerze, Schaft, Schläuchen und Ansaugkapillaren. GROSSMANN (1988) empfiehlt dazu den Zweikomponentenkleber Araldit (AW 136N + HY 994) und UHUplus Endfest 300. Die Wahl des Klebers muss jedoch am zu verklebenden Material ausgerichtet sein. So finden für PVC Spezialkleber Verwendung, Nylon ätzt man mit konzentrierter Ameisensäure

und PE wird üblicherweise geschweißt. Die verwendeten Kleber müssen wasserfest und beständig sein. Wechselwirkungen zwischen Kleber und Bodenlösung sind zu vermeiden. Bei der Untersuchung auf DOC oder TOC ist beispielsweise auf Teile aus Gummi, Klebstoffe etc. unbedingt zu verzichten, da diese signifikante Auswirkungen auf das Messergebnis haben können (UP-GmbH). Nach dem Aushärten des Klebers muss die Saugsondenanlage auf Dichtigkeit geprüft werden.

Um die Saugkerze mit Schaft in den Boden einzubauen, wird ein Bohrloch abgeteuft. Je nach Kerzendurchmesser und Beprobungstiefe kann dabei mit dem Bohrstock oder maschinellm Bohrgerät gearbeitet werden. Bei schwierigen Bodenverhältnissen und größeren Tiefen ist die Verwendung eines Mantelrohres ratsam. Bei vertikalem Einbau sollte der Bohrl Lochdurchmesser etwas größer als der Kerzen- und Schaftdurchmesser gewählt werden. Nach dem Abteufen der Bohrung wird die befeuchtete Saugkerze mit Schaft in das Bohrloch eingesetzt. Um den Kontakt zur Bohrlochwand herzustellen, müssen Kerze und Schaft eingeschlämmt werden. Dazu kann das fein gesiebte (< Grobsandfraktion) Bohrgut (Einbau nach Entnahmetiefe) oder Quarzmehl dienen (**Abb. 3**). EVERETT et al. (1988) empfehlen bei Teflonkerzen wegen deren niedrigem Lufteintrittspunkt immer Quarzmehl zu verwenden. Die geringen Korngrößen des Quarzmehls bewirken eine Reduktion der Porenweite der (grobporigen) Teflonsaugkerze.

Durch Bentonit-Granulat kann das Quarzmehl vom überlagernden Bodenmaterial isoliert werden (FETTER, 1993; **Abb. 4**). Erreicht der Schaft die Geländeoberfläche, muss dieser zum Schutz vor oberirdischem Zufluss abgedichtet werden (z.B. Gummimanschette).

Der Einbau von Kerze und Schaft kann auch horizontal erfolgen (**Abb. 2**). Hierbei ist jedoch das Einschlänmen der Kerze kaum möglich. Daher ist der Bohrl Lochdurchmesser ca. 2 mm kleiner zu wählen, als der Kerzen- und Schaftdurchmesser (DVWK, 1990). Aus diesem Grund muss beim Einbau mit entsprechenden Kräfteinwirkungen auf Kerze und Schaft gerechnet werden. Die Wahl des Kerzenmaterials soll diesem Umstand Rechnung tragen. Mittels hängender Wassersäule (Schlauchdurchmesser < 2 mm) kann schließlich ein Unterdruck erzeugt werden, der die perkolierende Bodenlösung aus der Saugkerze fördert. Die Kombination mit zusätzlichem Unterdruck (Vakuumpumpe) ist darüber hinaus möglich. Zur besseren Probenentnahme sollte der Hohlkörper der Kerze bis auf wenige Drainagekanäle ausgefüllt sein.

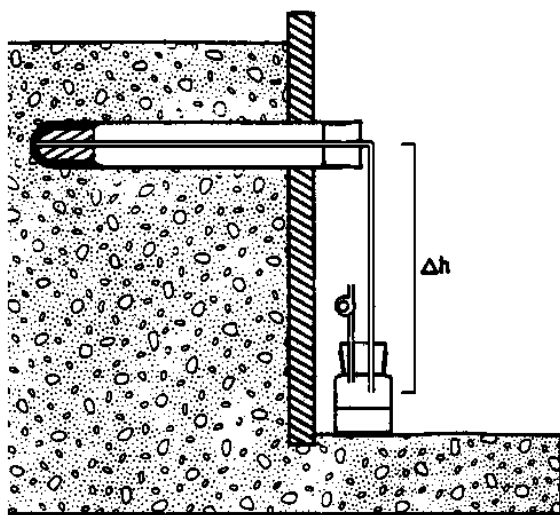


Abb. 2: Horizontaler Einbau mit ausgefüllter Kerze und Sammelgefäß mit Gärrohrchen (aus DVWK, 1990)

Bis zu 2 cm im Umkreis der Kerzen werden Gefügeänderungen durch den Bohrvorgang hervorgerufen. Vormalig vorhandene Aggregatzwischenräume und Röhrensysteme verschwinden (Verdichtung). Tonbeläge werden schlierenartig verschmiert. In lehmigen und tonigen Böden entstehen konzentrisch um die Kerze angeordnete feine Rissysteme. Sandböden zeigen kaum Beeinträchtigungen (BECKMANN et al., 1991).

Um Sickerwasserfronten bestimmen zu können, ist die Installation von Saugkerzen in verschiedenen Tiefen nötig. Soll der Sickerwassereinfluss ausschließlich auf das Grundwasser festgestellt werden, müssen die Saugkerzen unterhalb des Wurzelraumes eingebracht werden. Auf genügend Abstand ist bei Verwendung mehrerer Saugkerzen zu achten, um Überlagerungseffekte zu vermeiden (DVWK, 1990). Jedoch begrenzen MORISSON und LOWERY (1990) den Einzugsbereich einer Saugkerze auf nur wenigen cm.

Nach erfolgten Sickerwasserentnahmen können Saugsondenanlagen wieder relativ leicht ausgebaut werden. Die Reinigung und Dekontamination der verwendeten Materialien insbesondere der Saugkerzen erweist sich allerdings als sehr aufwendig. Eine Neuanschaffung ist somit ratsam. Für Überblicksuntersuchungen ist der Einsatz von mobilen Saugsondenanlagen möglich (EL-BASSAM, 1975). Für die Probenahme sollte jeweils eine neue Kerze verwendet werden (DVWK, 1990).

Saugsondentypen

Saugsonden, bestehend aus Saugkerze, Schaft, Ansaugkapillaren und Schläuchen, werden im englischsprachigen Raum nach 3 Kategorien unterschieden – single-chamber, vacuum operated samplers; single-chamber, vacuum-pressure operated samplers und dual-chamber, vacuum-pressure operated samplers (WILSON et al., 1995). Ihr Einsatz hängt vor allem von der Probennahmetiefe ab.

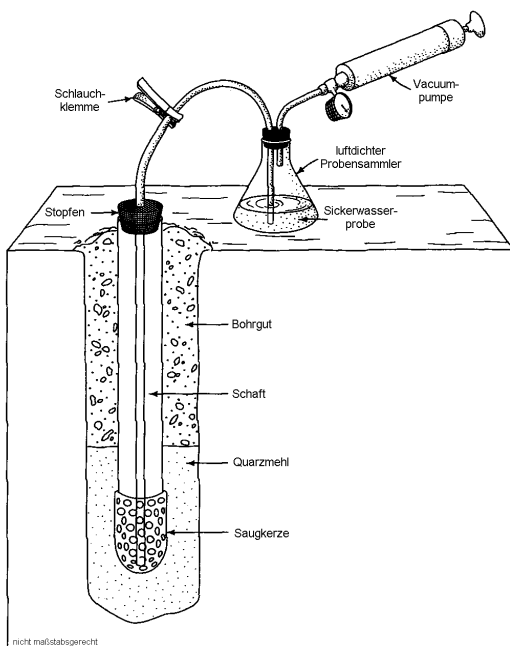


Abb. 3: Single chamber, vacuum operated sampler (aus FETTER, 1993)

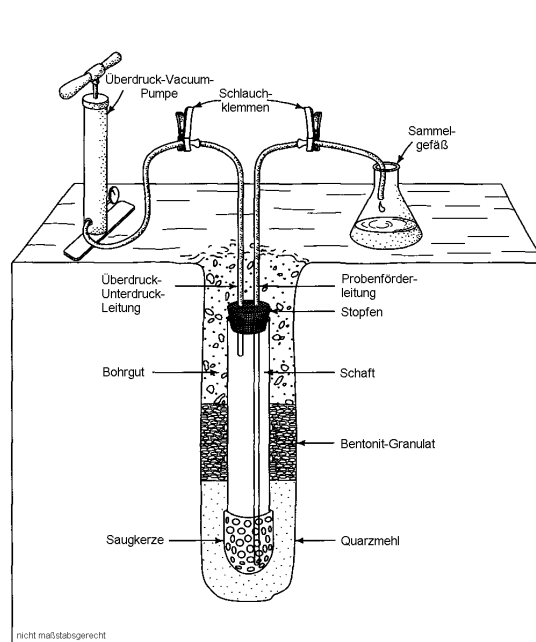
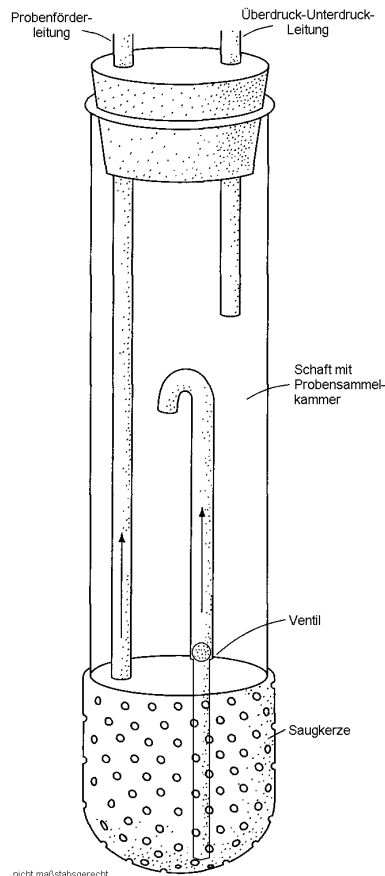


Abb. 4: Single chamber, vacuum-pressure operated sampler (aus FETTER, 1993)

In single-chamber, vacuum operated samplers (Abb. 3) wird die Bodenlösung durch den angelegten Unterdruck in die Kerze und von dort weiter in eine Sammelflasche abgesaugt. Zum Erzeugen des

Unterdrucks dient eine Handpumpe oder ein Unterdruckbehälter. Diese Art der Probengewinnung kann nach WILSON et al. (1995) für Keramikerzen bis 1,80 m, für Teflonkerzen bis 1,0 m und für Edelstahl bis 1,50 m Bodentiefe eingesetzt werden. Im ASTM-Standard D 4696 (1992) werden Einsattiefen von bis zu 6 m unter idealen Bedingungen angegeben.

Single-chamber, vacuum-pressure operated samplers (**Abb. 4**) gewinnen die Sickerwasserprobe ebenfalls durch Unterdruck, diese wird aber in Kerze und Schaft gesammelt. Erst am Ende der Probenahme kann der Kerzeninhalt mittels Überdruck durch einen Schlauch, der bis zum Boden der Saugkerze reicht, in die Sammelflasche überführt werden. Die maximalen Entnahmetiefen für Saugkerzen dieser Bauart liegen nach WILSON et al. (1995) für Keramik bei 15 m, für Teflon bei 1 m und für Edelstahl bei 3 m.



Dual-chamber, vacuum-pressure operated samplers (**Abb. 5**) ermöglichen die Probennahme in großen Tiefen. Für eine Keramikerze ist eine Einsattiefe von 91 m nachgewiesen (WILSON et al., 1995). Eine Kammer im Schaft dient dem Sammeln der Probe. Diese ist von der zweiten Kammer im porösen Kerzenteil durch ein Ventil abgegrenzt. Strömt Sickerwasser durch den angelegten Unterdruck in den porösen Kerzenteil, ist es im Stande das Ventil zu passieren und sich in der oberen Kammer (im Schaft) anzureichern. Wird nun zur Evakuierung der Probe ein Überdruck angelegt, schließt sich das Ventil und ein Rückfluss in die untere Kammer ist nicht mehr möglich. Das gewonnene Sickerwasser wird in einer Steigleitung hinauf in die Sammelflasche gedrückt. Diese Anlage hat den Vorteil, dass die Porengröße und damit verbunden der Luftdurchtrittspunkt des Kerzenmaterials keine Rolle bei der Förderung der Probenflüssigkeit an die Oberfläche spielt. Somit können unabhängig von der Tiefe beliebige Saugkerzenmaterialien eingesetzt werden (ASTM, 1992). Ein weiterer Vorteil dieser Anlage ist der Schutz der Probenflüssigkeit vor Zurückfließen bei steigender Saugspannung im Boden (Austrocknung).

Abb. 5: Dual chamber, vacuum-pressure operated sampler (aus FETTER, 1993)

Probensammlung

Je nach Art der verwendeten Saugkerzen wird das gewonnene Sickerwasser entweder in einem externen Sammelbehälter (**Abb. 2, 3**) oder in Kerze und/oder Schaft gesammelt (**Abb. 4, 5**) Letzteres hat den Vorteil, dass die Probe automatisch bei Bodentemperatur ohne Lichteinfall aufbewahrt wird. Daher ist bei der Verwendung von externen Sammelbehältern auf vergleichbare Bedingungen wie am

Ort der Probennahme zu achten. Eine abgedeckte Erdmulde bietet sich hierfür an. Die Schlauchverbindungen zwischen Kerze und Sammelbehälter sind unterirdisch zu verlegen und durch ein Schutzrohr vor Schaden zu bewahren (**Abb. 6**). Dies ermöglicht zugleich auch die (eingeschränkte!) Bearbeitung der Untersuchungsfläche.

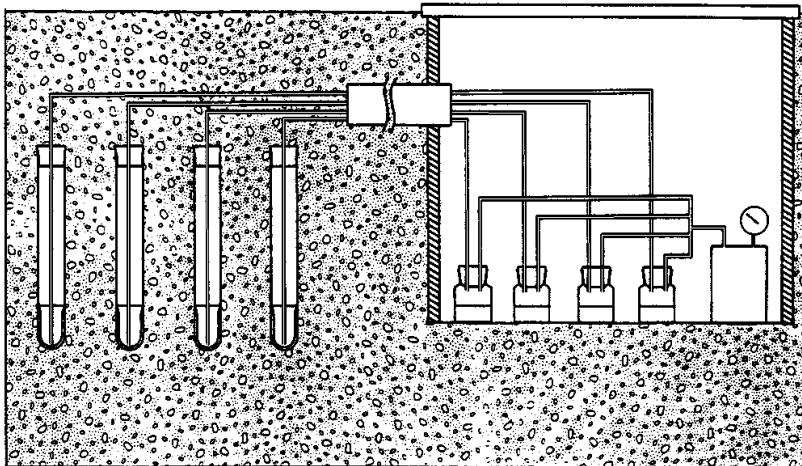


Abb. 6: Probennahmeverbundsystem mit Probensammlung im abgedeckten Schacht (aus DVWK, 1990)

Mit dem Einströmen des Sickerwassers in die Saugkerze nimmt der angelegte Unterdruck ab, bei der Probensammlung in Kerze und/oder Schacht um den Gehalt der gewonnenen Sickerwassermenge. Findet ein externes Sammelgefäß Anwendung, nimmt der Unterdruck mit der Probenförderhöhe (Δh) im Schlauch ab (**Abb. 2**).

Durch eine systembedingte Entgasung der Probe sind deren Eigenschaften Veränderungen unterworfen. Bei dem Nachweis leichtflüchtiger organischer Schadstoffe fällt dies besonders negativ auf. Die Freisetzung von CO_2 bewirkt z.B. auch den Anstieg des pH-Wertes in der Probenlösung (GROSSMANN, 1988). In jedem Fall findet eine erste spontane Entgasung beim Durchtritt der Lösung durch den porösen Kerzenteil statt (EVERETT et al., 1988). Das Ausmaß der spontanen Entgasung hängt von katalytischen Eigenschaften des Kerzenmaterials ab, die vermutlich von der Porengröße, ihrer Form und den Oberflächeneigenschaften des Materials bestimmt werden (GROSSMANN, 1988). MERKEL (1984) führt das Ausmaß der spontanen Entgasung auch auf die Höhe des Angelegten Unterdrucks zurück. Weitere Entgasungsvorgänge können jedoch eingeschränkt werden, wenn man die Verbindung von Saugkerze und Sammelbehälter durch eine zwischengeschaltete Kammer unterbricht. Eine weitere Möglichkeit ist die Probenförderung mittels hängender Wassersäule. Dabei muss das Probensammelgefäß durch ein Ventil (z.B. Gärröhrchen) luftdicht verschlossen werden – es liegt somit ein geschlossenes System vor (**Abb. 2**). Die Entgasung kann nur soweit fortschreiten, bis sich ein Gleichgewicht im Sammelbehälter eingestellt hat. Ersetzt man das Probensammelgefäß durch eine flexible Kunststofftasche, die sich mit der einströmenden Sickerflüssigkeit ausdehnt, wird eine Entgasung nahezu ausgeschlossen. Durch Förderung der Probe mit einer gasdichten Spritze kann die Entgasung ebenfalls weitgehend vermieden werden (GROSSMANN, 1988). Leichtflüchtige organische Verbindungen können also mit Hilfe eines geschlossenen Systems gewonnen werden. Muss jedoch ein neuer Unterdruck angelegt werden, gehen diese verloren (EVERETT, 1988).

Unterdruck

Das DVWK-Merkblatt 217 empfiehlt bei längeren Untersuchungsreihen den Unterdruck konstant zu halten [DVWK, 1990]. In Abhängigkeit von Bodenart, erforderlicher Probenmenge, aktuellem Wassergehalt und vorgegebener Ansaugzeit soll der Unterdruck zwischen 0,3 und 0,7 bar liegen. Bei der kontinuierlichen Betriebsweise wird eine ca. 0,1 – 0,2 bar höhere Saugspannung in der Kerze gegenüber dem Boden als ideal angesehen. Dafür sind jedoch Tensiometer erforderlich. Die Druckkontrolle erfolgt über Unterdruckmanometer. Bei sehr trockenen Böden besteht die Gefahr des Lufteintritts in die Saugkerze. In einem Verbundsystem von mehreren Probensammelbehältern erweist sich ein groß dimensioniertes Unterdruckgefäß als zweckmäßig, um Druckschwankungen gering zu halten (**Abb. 6**).

Betrieb von Saugsondenanlagen

Der Betrieb von Saugsondenanlagen sollte erst 4-6 Wochen nach dem Einbau aufgenommen werden (Hädrich, 1977; Hetsch et al., 1979). Bis dahin sollte entschieden sein, ob ein kontinuierlicher (ständige Sickerwasserabsaugung) oder ein diskontinuierlicher Betrieb (Absaugung in unregelmäßigen Zeitabständen) aufgenommen wird. **Tab. 4** ist dabei als Entscheidungshilfe gedacht.

Tab. 4: kontinuierlicher/diskontinuierlicher Betrieb – Vor- u. Nachteile (nach DVWK, 1990)

kontinuierlicher Betrieb	diskontinuierlicher Betrieb
+ große Zeitintervalle erfassbar	+ Bodenwasserhaushalt kaum gestört
+ vollständige Erfassung durchlaufender „Sickerfronten“	+ geringer Wartungs- /Messaufwand
+ ständige Durchströmung des Kerzenmaterials	- Sorptionsprozesse an Kerze und Schlauchmaterial hoch, da keine ständige Durchströmung
+ geringe Unterdrücke (da keine Zeitbeschränkung)	- Erstfiltrat unbrauchbar (altes Standwasser)
- personalintensiv (häufige Probenahme)	- kurzfristige Ereignisse u.U. nicht erfassbar (Starkregen)
- permanentes Druckgefälle (Entstehung bestimmter Fließwege)	
- Verweilzeiten des Probenwassers im Auffangbehälter lang	
→ für umfangreiche Langzeitprojekte	→ für Messungen mit geringem Probenwasserbedarf (z.B. Tracerversuche) → Zeitabstände an Erfordernissen anpassen, bei gleitende Tensiometerbeobachtungen

Für die Gewinnung repräsentativer Bodenwasserproben ist neben der Auswahl einer geeigneten Saugkerze (einschl. Material) auch die gesicherte Zuordnung der Bindungsform der zu entnehmenden bzw. der entnommenen Bodenwasserprobe (kapillar gebundenes Wasser, Gravitationswasser usw.) und damit auch die Wahl des zur Bodenwasserprobennahme erforderlichen Unterdruckes (Saugspannung) erforderlich. In Luckner u.a. 1989 wurde am Beispiel des Nitrates im Rahmen der Untersuchung von Stoffverlagerungsprozessen unter Rieselfeldflächen nachgewiesen, dass die in den mittels Saugkerzen entnommenen Bodenwasserproben analysierten Konzentrationen vom verwendeten Unterdruck abhängig sind. In **Abb.7** wurde der Nitratkonzentrationsverlauf beim Durchgang einer Sickerfront in 1 m unter Geländeoberkante dargestellt, wobei die Bodenwasserproben mit zwei hinsichtlich Entnahmeraum und technischer Lösung vergleichbaren Saugkerzenanlagen entnommen wurden (s.

Abb.8). Während die Bodenwasserproben, die mit 5 kPa Unterdruck entnommen wurden vor allem das gravitativ fließende Bodenwasser widerspiegeln, repräsentieren die mit 60 kPa Unterdruck entnommenen Bodenwasserproben vor allem das kapillar gebundene Bodenwasser. Da das kapillar gebundene Bodenwasser im thermodynamischen Gleichgewicht mit den am Boden gebundenen bzw. in Phase vorliegenden Schadstoffen steht, werden in diesen Bodenwasserproben stets höhere Konzentrationen nachgewiesen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass auf Grund der bei jeder Grundwasserneubildungsphase stattfindenden „Auswaschung“ die in der kapillar gebundenen Phase befindlichen Stoffkonzentration (charakterisiert durch den Konzentrationspeak) den Wert der in dem kapillar gebundenen Bodenwasser vorhandenen Gleichgewichtskonzentration erreicht (s. **Abb.7**).

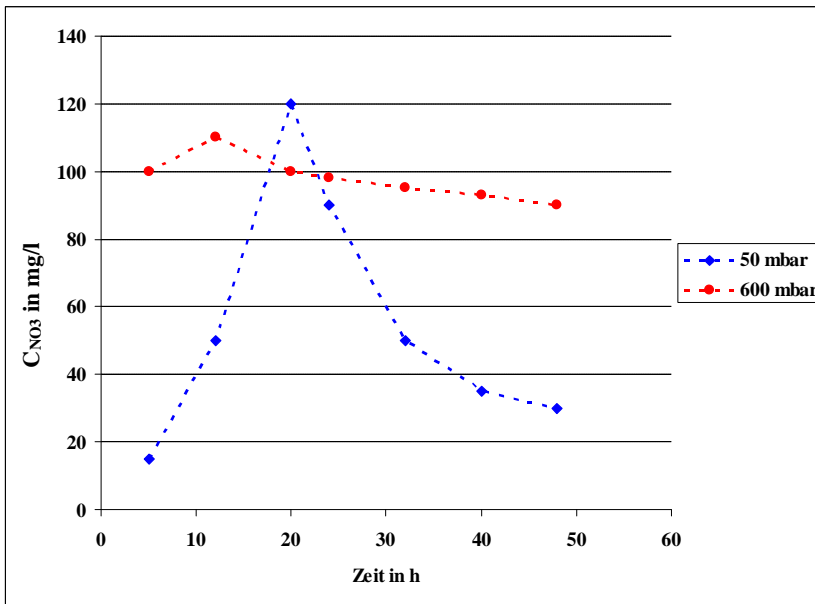


Abb.7: Einfluss des zur Entnahme von Bodenwasserproben mittels Saugkerzen verwendeten Unterdruckes von 50 mbar und 600 mbar auf die in der Bodenwasserprobe analysierte Stoffkonzentration.

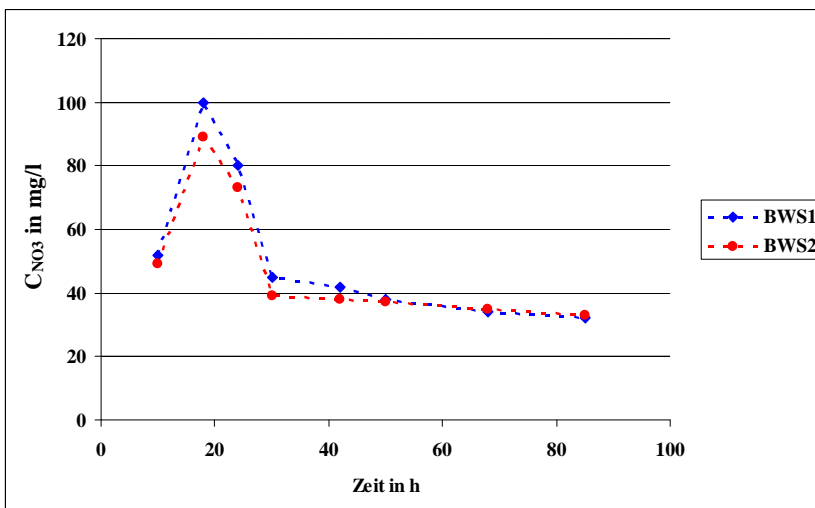


Abb.8: Durchgang einer Sickerfront in 1 m unter Geländeoberkante, wobei die Bodenwasserproben mit den für Abb.2 verwendeten vergleichbaren Saugkerzenanlagen bei einem Unterdruck von 50 mbar entnommen wurden

Der Differenzbetrag zwischen dem aktuellen Kapillardruck in dem zu beprobenden Boden und dem über die Saugkerze zur Bodenwasserprobennahme angelegten Unterdruck ist von wesentlicher Bedeutung für den beprobenden Kontrollraum. Die in **Abb.9** dargestellten Ergebnisse, die an einem Computertomografen durchgeführten Untersuchungen verdeutlichen z.B. den Einfluss der über eine im Zentrum der Bodenprobe angeordnete Keramikkerze angelegten Druckdifferenz auf die Bodenfeuchteverteilung im Untersuchungsraum (Nitsche, 1991). Untersucht wurden ein Sandboden und ein bindiger Boden (Hanford). Als Extraktionsdruck (p_e) wurde sowohl die von Nitsche empfohlene sanfte Bodenwasserextraktion mit $p_e = p_c - 20$ mbar (p_c : aktueller Kapillardruck in der Bodenprobe), als auch der gewöhnlich zur Bodenwasserprobennahme verwendete Extraktionsdruck von z.B. $p_e = -600$ mbar realisiert. Deutlich erkennbar sind die mit $p_e = -600$ mbar für beide Bodenarten erzielte inhomogene Bodenfeuchteverteilung, die beim HANFORD Boden zur zusätzlichen frühzeitigen Bildung von Schrumpfungsrissen geführt hat. Diese Untersuchungen unterstützen unsere Forderung nach einer bezüglich der verwendeten Unterdrücke (Extraktionsdrücke) zu planenden und zu steuernden Bodenwasserprobennahme.

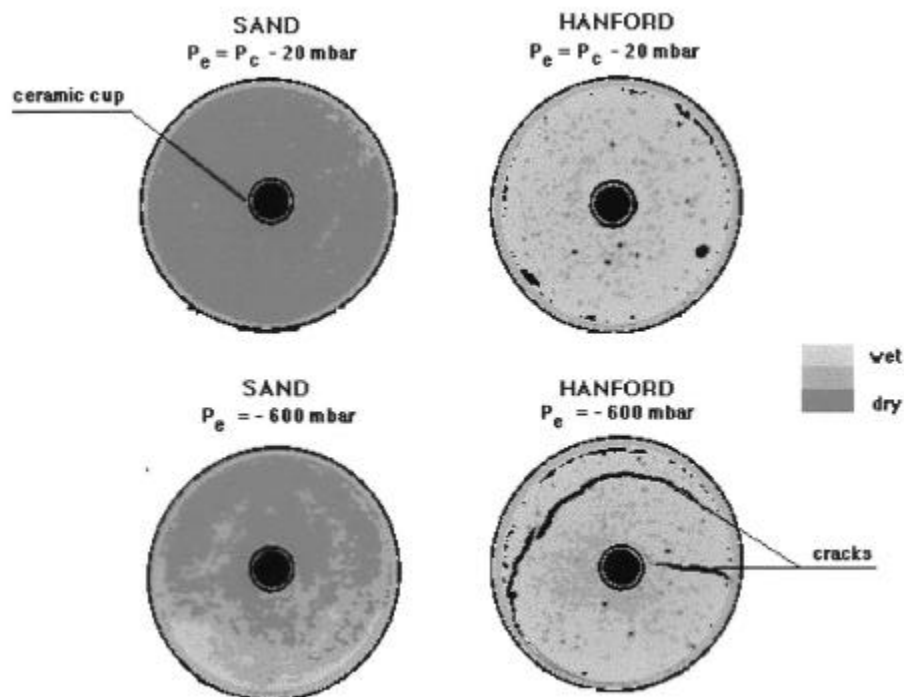


Abb.9: Darstellung des Einflusses des zur Bodenwasserprobennahme verwendeten Unterdruckes (Extraktionsdruckes p_e) auf den erzielbaren Entnahmeraum der Bodenwasserprobe (Kontrollraum) mittels Computertomografieaufnahmen (Nitsche, 1991)

Die dargestellten Ergebnisse sind in der Patentschrift „Verfahren zur Steuerung bzw. Regelung der Fluidprobennahme“ dokumentiert (s.a. **Anlage 4.3**)

Zur Dokumentation von Saugsondenuntersuchungen empfiehlt das DVWK-Merkblatt 217 (1990) die Verwendung der in **Anlage 4.1** und **4.2** aufgeführten Protokolle.

Anlage 4.1 – Betriebsprotokoll Saugsondenmessplatz (DVWK, 1990)

Projekt: Jahr:		Betriebsprotokoll Saugsondenmessplatz				
Name der Messstelle:		Koordinaten: Rechtswert: Hochwert:				
Kerzenmaterial: Vorbehandlung: Sondentiefe:			Betriebsweise: kontinuierlich diskontinuierlich			
Messergebnisse						
	1. Unters.	2. Unters.	3. Unters.	...		
Beprobungsbeginn						
Unterdruck (bar)						
Probennahme						
Entnahmemenge (cm ³)						
Klim. Wasserbilanz (N – V (mm))						
Messungen vor Ort (z.B. pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, Säurekapazität (HCO ₃))						
Messungen im Labor						

Anlage 4.2 – Beschreibung des Saugsondenmessplatzes (DVWK, 1990)

Datum:	Beschreibung	
Bearbeiter:	Saugsondenmessplatz	
Lage der Entnahmestelle (Ort, Straße etc.):		
TK 25 Nr.:		
- Koordinaten: Rechtswert:	Hochwert:	
- Bezeichnung der Messstelle:		
- Bodenkarten:		
I. Allgemeine Kenndaten:		
Datum des Einbaus:	Messzeitraum Beginn:	
	Ende:	
Kerzenmaterial:		
Größe der Kerze:	Porendurchmesser (µm)	
Schlauchmaterial:	Schlauchlänge (m):	
Einbautiefe (cm):	Sondenlage:	
	(z.B. horizontal)	
Anzahl der Sonden pro Einbautiefe:		
II. Bodenkennwerte:		
Bodenart in Einbautiefe:	Bodenhorizont:	
Überlagernde Bodenhorizonte:		
Bodentyp:		
eff. Durchwurzelungstiefe (dm):		
nutzbare Feldkapazität (mm/dm):	nach Verfahren:	
Wasserdurchlässigkeit bei		
wassergesättigtem Boden (m/s):	nach Verfahren:	
Humusanteil (%):		
	Kalkgehalt (%):	
	pH (CaCl ₂):	
III. Mittlerer Grundwasserstand (m) unter Gelände:		
IV. Bodennutzung:		
V. ggf. Düngung und Düngungstermine:		

Anlage 4.3:

Patentschrift DD 294 616 A7 „Verfahren zur Steuerung bzw. Regelung der Fluidprobenahme“

Gegenwärtig wird der in der o.g. Patentschrift enthaltene Verfahrensgrundsatz in der Praxis angewendet. So schlägt z.B. die UIT GmbH bzw. die UP GmbH bzw. die UGT GmbH für den Betrieb von Saugsondenanlagen 4 Systeme vor:

System 1: einfach

Je eine Saugkerze wird an eine Vakuumflasche angeschlossen und diese in regelmäßigen Intervallen (1-2 Wochen) manuell evakuiert.

Vorteil: Einfach, kostengünstig, keine langen Schläuche, keine Energieversorgung nötig.

Nachteil: Schon ein kleines Leck verhindert die Probenahme, betreuungsintensiv.

System 2: automatische Pumpenansteuerung

Alle Saugkerzen in einem Horizont sind über die Sammelflaschen hinweg an einen Unterdruckschalter angeschlossen, der bei Bedarf eine Vakuumpumpe einschaltet, so dass der gewünschte Unterdruck (mit einer kleinen Hysterese) während der gesamten Probennahmezeit konstant bleibt.

Vorteil: Konstanter Unterdruck während der gesamten Probenahmezeit, kleine Lecks werden über die Pumpe ausgeglichen.

Nachteil: Der angelegte Unterdruck wird manuell vorgegeben. Bei starken Niederschlägen kann es dazu führen, dass die Sammelflaschen schnell gefüllt werden. Das System kann durch manuelle oder elektronische Vakuumregler verbessert werden, die eine Einstellung unterschiedlicher Unterdruckregime pro Horizont ermöglichen; ein Schwimmerschalter schaltet ggf. die Vakuumanlage rechtzeitig aus.

System 3: tensionsgesteuerte Vakuumanlage

Zusätzlich zu den Saugkerzen werden Tensiometer installiert. Je nach der gemessenen Wasserspannung wird nach einem vorgegebenen Protokoll (Bodenfeuchte + absoluter Unterdruck; Bodenfeuchte + rel. Erhöhung des Unterdrucks (z.B.20%); Auswahl aus einer Wertetabelle) der Unterdruck in den Sammelflaschen nachgeregelt.

Vorteil: Die Berücksichtigung der Wasserspannung ermöglicht eine zielgerichtete Probenahme über einen bestimmten Zeitraum. Die gewünschte Probenmenge kann besser vorherbestimmt und eingestellt werden.

Nachteil: Energieintensiv und relativ teuer, da Tensiometer und Steuerung benötigt werden.

System 4: Niederschlagsgetriggerte Probenahme

Eine vorgegebene Niederschlagsmenge löst nach einer Wartezeit t eine Probenahme aus. Mit hohem Unterdruck wird dann eine kurze Zeit evakuiert, bis die vorgegebene Wassermenge (ca. 30ml) erreicht ist (Kontrolle über Füllstandsmessung). Dann schaltet sich die Vakuumpumpe automatisch wieder ab. Das Probenwasser wird im Schaft der Saugkerze gespeichert und damit auch gleich temperiert. Ein Rückfluss in den Boden ist mit einer 2-Kammer-Saugsondenanlage nicht möglich. Das Ein- und Abschalten des Unterdrucks wird von der Anlage protokolliert und kann ausgewertet werden.

Vorteil: Der Wasserhaushalt des Bodens wird nur geringfügig gestört, weil nur kurzzeitig wenig Wasser entnommen wird.

Nachteil: Es steht nur wenig Wasser für Analysen zur Verfügung; relativ teuer und energieintensiv wegen größerem Hardwareaufwand.

Anlage 5

Recherche zum Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Passive Kapillarsammler - (Wick Sampler)

Passive Kapillarsammler (Wick Sampler)

Passive Kapillarsammler sind im deutschsprachigen Raum kaum bekannt. Diese Technologie zur Entnahme von Bodenwasser aus dem ungesättigten Bereich (vadose Zone) wurde in den USA entwickelt. Daher findet im Folgenden auch der englische Begriff Wick Sampler Anwendung.

Funktionsweise

Die Funktionsweise eines Wick Samplers beruht auf der kontinuierlichen Saugwirkung, die eine hängende Wassersäule auf Flüssigkeiten in einem bestimmten Bodenbereich ausübt. Dabei nutzt man die Kapillarkraft von geflochtenen Glas- oder Nylonfasern (Brown et al., 1986). Im ASTM-Standard D 4696 (1992) finden in diesem Zusammenhang Cellulose-Acetat-Hohlfasern mit Porengrößen $< 2,8 \mu\text{m}$ Erwähnung. Die Höhe der Saugspannung steigt mit zunehmender vertikaler Docht- (Wick) Länge. Auf diese Weise kann Wasser, welches mit einer Saugspannung von bis zu $- 600 \text{ hPa}$ im Boden gebunden ist, gefördert werden (Holder et al., 1991). Eine Saugspannung von $- 600 \text{ hPa}$ wird von weiten Mittelporen (Mittelporen- \emptyset : $10 - 0,2 \mu\text{m}$) erzeugt und entspricht einem pF-Wert von ca. 2,8 (KA 4, 1996).

Man kann prinzipiell 2 Typen von passiven Kapillarsammlern (engl. passive capillary sampler – PCAPS) unterscheiden – Wick Sampler mit einer waagerechten Platte zum Unterbrechen des Sickerwasserstroms und Wick Sampler mit einem sorbierenden Medium.

Wick Sampler mit waagerechter Platte

Vorrichtungen dieses Typs benutzen Glasfasern in Kombination mit einer Platte aus Glas (HOLDER et al., 1991), Plexiglas (BOLL et al., 1992), Plastik (POLETIKA et al., 1992), Acryl (STEENHUIS et al., 2001), Edelstahl (BRANDI-DOHRN et al., 1996) oder vergleichbarem Material. In ihrem Zentrum besitzt die Platte eine Bohrung, durch die der Glasfaserdocht hindurch reicht. Oberhalb der Platte ist der Docht entflochten und ausgefranst. Seine Fasern sind gleichmäßig über die gesamte Oberfläche verteilt. Mitunter überdeckt man die Fasern mit Glaswolle oder ähnlichen Geotextilen hoher hydraulischer Leitfähigkeit, um eine homogene Saugwirkung zu gewährleisten (HOLDER et al., 1991). Die quadratische Platte des Wick Samplers von HOLDER et al. (1991) verfügte über eine Kantenlänge von 30 cm (**Abb. 1**). KNUTSON & SELKER bestätigen, dass ein einziger Glasfaserdocht ($\emptyset < 5 \text{ cm}^2$) den Sickerwasserstrom einer Bodensäule von bis zu 900 cm^2 aufnehmen kann. Daraus ergibt sich ein $20 - 180$ mal stärkerer Wasserfluss im Docht als im Boden. Dafür spricht auch der von BROWN (1986) verwendete Fiberglasdocht mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von 10^{-2} cm/s bei einem Kapillaraufstieg von 54 cm . Je nach Größe der zu verwendenden Platte (G_f), hydraulischer Leitfähigkeit des Bodens (L_b) und des Wickstranges (L_w) lässt sich nach HOLDER et al. (1991) die Anzahl der benötigten Glasfaserdochte (A_w) mit der Gleichung $A_w = G_f \times L_b / L_w$ ermitteln.

Bei der Verwendung einer einzigen größeren Platte (z.B. 30 cm x 30 cm) benötigt die Bodenlösung von den Außenbereichen der Platte wesentlich länger bis zum Zentrum (Bohrung mit Docht) und dadurch bedingt bis in das Probennahmegefäß, als Flüssigkeit, die im zentralen Bereich der Platte von den Wicksträngen aufgenommen wird. Die gewonnene Probenmenge würde sich dementsprechend aus Bodenlösungen verschiedener Sickerwasserfronten zusammensetzen. Diesem Umstand kann durch die Unterteilung der Plattenfläche in einzelne kleinere Sektionen (z.B. 6 cm x 6 cm), die jeweils mit einem Glasfaserdocht versehen sind, entgegengewirkt werden (BOLL et al., 1991). Mit einer solchen Konstruktion ist Preferential Flow nachweisbar, wenn die Probenlösungen jeder Sektion in einem separaten Gefäß gewonnen werden (STEENHUIS et al., 1995) [vgl. auch Abb. 5]. Denn die Sektionen mit vom Sickerwasser bevorzugten Bahnen weisen ein höheres Probenvolumen auf.

Wick Sampler mit einer waagerechten Platte kombinieren die Eigenschaften von Lysimetern und Saugkerzen (HORNBY et al., 1986). Durch die horizontal im Boden installierte Platte wird der Sickerwasserstrom unterbrochen und über die Glasfasern in das Sammelgefäß abgeleitet. Die Saugkraft der Glasfaserstränge ermöglicht darüber hinaus auch den Zugriff auf porengelockertes Wasser (siehe oben) in unmittelbarer Nähe der Vorrichtung. Im Gegensatz zu den Saugkerzen geschieht dies ohne Verwendung von Unterdruck, der immer mit einer mehr oder weniger starken Entgasung der Probe verbunden ist (GROSSMAN, 1988).

Durch Kenntnis der Kantenlängen der verwendeten Platte(n) kann man das Probenvolumen in Bezug zu einer definierten Probennahmefläche setzen. Dies erlaubt eine Massenbilanz für die Stoffe, die sich im Sickerwasserstrom zum Grundwasserleiter bewegen (STEENHUIS et al., 1995).

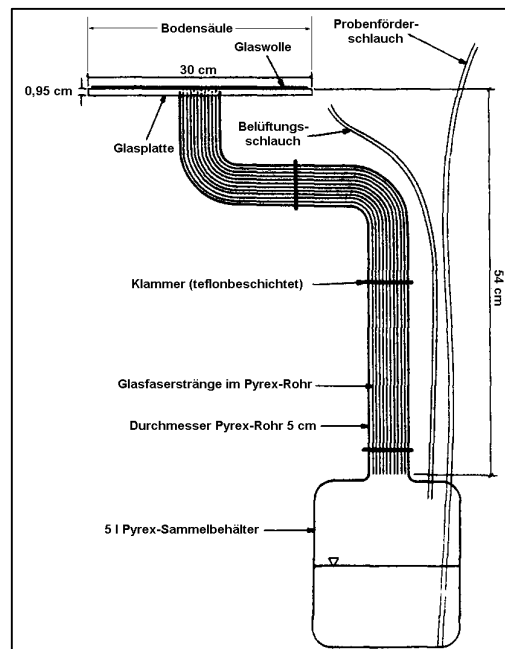


Abb. 1: Wick Sampler mit waagerechter Platte (aus HOLDER et al., 1991; verändert)

Wick Sampler mit sorbierendem Medium

Wick Sampler mit einem sorbierendem Medium wurden von MC NAMARA & LUTHY (1999) zum Nachweis hydrophober Komponenten (HOC – hydrophobic organic compounds) entwickelt. Zu den HOC's zählen die organische Substanzen PAK und PCB. Während Nährstoffe oder Pestizide eine relativ hohe Löslichkeit (mg/l Bodenlösung) besitzen, kommen HOC's im Bodenwasser nur in geringen Konzentrationen (µg/l bzw. ng/l) vor. Je nach verwendeter Probennahmetechnologie wird der Nachweis solcher Substanzen durch Adsorption, Entgasung und/oder Biotransformation zusätzlich erschwert. Passive Kapillarsammler mit einem sorbierendem Medium sollen diesen Prozessen entgegenwirken.

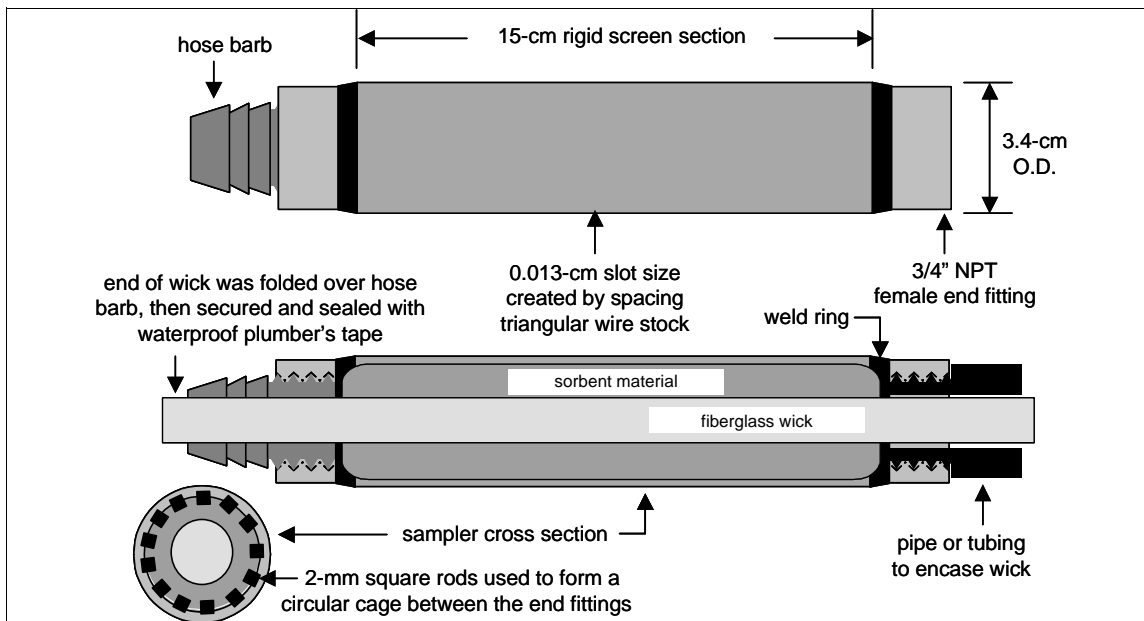


Abb. 2: Screenbereich eines Wick Samplers mit sorbierendem Medium (aus MC NAMARA, 2002)

Der Screeningbereich eines Samplers dieser Art ist aus einer starren Hülle in der Form eines Rohres aufgebaut (Abb. 2). Dies kann z.B. aus Edelstahl bestehen und ist mit Poren (z.B. 100 µm) oder Schlitzten (z.B. 0,013 cm breit) versehen. Die starre Hülle umschließt das sorbierende Medium, welches aus Aktivkohlengranulat (GAC) oder XAD-4-Harz bestehen kann. Im Zentrum der Röhre verläuft der Glasfaserdocht (z.B. Ø 1,45 cm). Während des Geländeeinsatzes wird Bodenwasser durch den Docht angezogen. Über die perforierte Außenhülle kommt die Flüssigkeit mit GAC oder XAD-4 in Kontakt (Sorptions von HOC's) und dringt weiter bis zum Docht vor, der sie aufnimmt und in ein Sammelgefäß überführt. Somit kann der Schadstoffmenge im sorbierenden Medium eine genaue Wassermenge (Sammelgefäß) zugeordnet bzw. der Grad der Schadstoffkonzentration in der gewonnenen Probenmenge bestimmt werden.

XAD-4-Harz nimmt nach mehreren Tagen der Austrocknung an Dichte ab und wird gelatineartig mit relativ hydrophoben Eigenschaften. GAC kann selbst langzeitige Austrocknung nichts anhaben. Dieses Material ist daher auch für geringe Wassersättigungen gut geeignet.

Reinigungsmethoden für Glasfaserdochte

Vor dem ersten Geländeeinsatz müssen mögliche Produktionsrückstände von dem zu verwendenden Glasfaserdocht entfernt werden. Diese Rückstände können u.U. Einfluss auf die Kapillareigenschaften der Glasfasern und die Zusammensetzung der Probenflüssigkeit nehmen. Ist der Geländeeinsatz abgeschlossen, muss die Reinigung wiederholt werden, um den Docht von Probenrückständen zu befreien. KNUTSON et al. (1993) haben 3 Reinigungsmethoden getestet – waschen und spülen mit einem Reinigungsmittel, Extraktion mit Aceton und Erhitzung im Muffelofen. Letztere erwies sich als zuverlässigste Reinigungsmethode, bei der 98 – 100 % aller Rückstände entfernt werden konnten. Temperatur und Dauer wurden dabei vom Grad der Kontamination abhängig gemacht. Die Untersuchungsergebnisse veranlassten die Autoren zu der Empfehlung, Glasfaserstränge für eine gründliche Reinigung 4 Stunden lang bei 400°C im Muffelofen zu belassen. Nach der ersten Wärmebehandlung weisen Glasfaserdochte eine, abhängig von den verwendeten Materialien bei der Herstellung, mehr

oder weniger deutliche Gewichtsreduzierung auf. Diese kann bis zu 3,4 % betragen und ist auf das Vorhandensein organischer Komponenten zurückzuführen (KNUTSON et al., 1993). COX et al. (1999) unterscheiden bei dem Reinigungsvorgang zwischen der Entfernung organischer Verunreinigungen (4h á 400°C) und anorganischer Verunreinigungen (Spülen mit HCL). Abschließend erfolgt eine Spülung mit destilliertem Wasser. Jede Art der Reinigung bewirkt eine Vergrößerung des kapillaren Aufstiegs im Glasfaserdocht (KNUTSON et al., 1993).

Eigenschaften von Glasfaserdochten

Untersuchungen haben keine nennenswerten Wechselwirkungen zwischen Glasfasern und organischen und anorganischen Bestandteilen des Bodenwassers ermittelt (HOLDER et al., 1991; BOLL et al., 1992; BROWN, 1986; POLETIKA et al., 1992). Dochte aus Glasfasern weisen des weiteren nur eine minimale Rückhaltewirkung beim Transport von Wasser und gelösten Stoffen auf. Dies verdeutlichen Tracerversuche mit Brom und organischen (Farb-) Stoffen (BOLL et al., 1992; POLETIKA et al., 1992). HOLDER et al. (1991) legen den Lufteintrittspunkt für den von ihnen verwendeten Glasfaserdocht mit -5,4 kPa fest. KNUTSON & SELKER (1994) halten dagegen den Lufteintrittspunkt eines Glasfaserdochts für nicht genau definierbar, aber auf Grund seines offensichtlich geringen Ausmaßes für vernachlässigbar. Die Autoren begründen diese Aussage mit der sich verringernden Abflussmenge bei sinkendem Wasserdruck im Docht, hervorgerufen durch einen abnehmenden Bodenwassergehalt. Die Abnahme der Probennahmegeschwindigkeit bei sinkendem Bodenwassergehalt bestätigen auch KNUTSON & SELKER (1996). Sie führen den Wasserfluss im Docht darüber hinaus auf die Fläche der überlagernden Bodensäule (Wick Sampler mit Platte), den Sickerwasserstrom und den Querschnitt des Dochts zurück.

Um Veränderungen des Bodenwasserhaushalts als Folge des Einbaus von passiven Kapillarsammlern gering zu halten, wird von verschiedenen Autoren die Angleichung des Matrixpotenzials von Wick Sampler und überlagerndem Boden gefordert (z.B. KNUTSON & SELKER, 1994; RIMMER et al., 1995). Bei starkem Anstieg des Bodenwassergehaltes über dem Wick Sampler kann es beispielsweise zur Ausbildung eines Bypasses (Sickerwasserstrom am Wick Sampler vorbei) kommen. Auch BOLL et al. (1992) machen die optimale Kombination von Dochtdurchmesser und -länge von den Bodeneigenschaften abhängig. BRANDI-DOHRN et al. (1996) fügen der Länge und dem Durchmesser noch die Plattenfläche hinzu. RIMMER et al. (1994) schlagen vor, dass die Kapillarlängen von Glasfaserdocht und Boden annähernd gleich sein sollen und die Länge des Dochtes etwa 3x länger als seine Kapillarlänge, um Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes über dem Kapillarsammler zu minimieren. Dies ist allerdings in der Praxis durch limitierte Kapillarlängen im Docht und die geringe Eigenschaft von langen Glasfasersträngen schwer umzusetzen.

In Sandböden haben sich senkrechte Dochtlängen von 30 – 40 cm als optimal erwiesen (RIMMER et al., 1995). Ein Kapillarsammler hat hier nur wenig Einfluss auf den Porenwasserdruck im Boden. Die hydraulischen Eigenschaften eines fein-texturierten Bodens erfordern dagegen einen längeren Docht (> 100 cm bei Schlufflehm) und eine große Probennahmefläche, um eine ungestörte Zone über der Platte zu gewährleisten (RIMMER et al., 1995).

Bei verschiedenen Versuchen und Geländeeinsätzen haben Wick Sampler sehr gute Ergebnisse erzielt (HOLDER et al., 1991; BOLL et al., 1992; POLETIKA et al., 1992; RIMMER et al., 1994; KNUTSON & SELKER, 1996; DONLON & SCHERBATSKOY, 1996; LANDON et al., 1999). Modelle mit einer waagerechten Platte taten sich vor allem durch große gewonnene Wassermengen hervor (LANDON et al., 1999; DONLON & SCHERBATSKOY, 1996). STEENHUIS et al. (1995) haben mit einer

solchen Vorrichtung nahezu 100 % des induzierten Wassers gesammelt. Sie verweisen auf die besonders gute Eignung von Wick Samplern mit waagerechter Platte in lehmigen Böden.

Kapillarsammler mit einem sorbierenden Medium fördern konstruktionsbedingt geringere Probenmengen. Sie unterliegen stärker der Gefahr von Bypässen. MC NAMARA (2002) gewann Proben von 8 – 14 ml/h unter nahezu gesättigten Bedingungen und 2 – 5 ml/h bei Wasserdrücken von -10 bis -45 cm WS in einem tonigen Lehm Boden. Für einen groben Sand halbieren sich diese Werte.

Einbau von PCAPS

Der Einbau von passiven Kapillarsammlern gestaltet sich als relativ aufwändig. Bei Wick Samplern mit Platte ebenso wie bei solchen mit sorbierendem Medium muss vor dem Einbau in den Boden ein Graben angelegt werden. In die Seitenwand des Grabens ist das entsprechende Probennahmegerät nun so einzubringen, dass der überlagernde Boden ungestört bleibt.

Im Fall des Kapillarsammlers mit einem sorbierenden Medium erweist sich dies als unkompliziert. Mit einem waagrecht eingebrachten Hohlbohrer wird ein Bohrkern aus der Seitenwand entnommen, dessen Durchmesser etwas kleiner als der des Wick Samplers ist. Nun drückt man den Screenbereich (Edelstahlhülle inkl. sorbierendes Medium und Glasfaserdocht) bis zum Anschlag in das Bohrloch. Der Glasfaserdocht außerhalb des Screenbereichs erhält eine Schutzhülle aus PVC, Edelstahl oder ähnlichem Material und wird bis zum Probennahmegeräß, das sich im Graben befindet, verlegt (**Abb. 3**). Wick Sampler dieser Bauart weisen dementsprechend einen waagerechten und einen senkrechten Dochtbereich auf. Der senkrechte Dochtbereich erzeugt die Saugspannung mittels hängender Wassersäule. Mit zunehmender Länge des horizontalen Glasfaserdochts verringert sich jedoch die Probennahmegeschwindigkeit exponentiell (MC NAMARA, 2002).

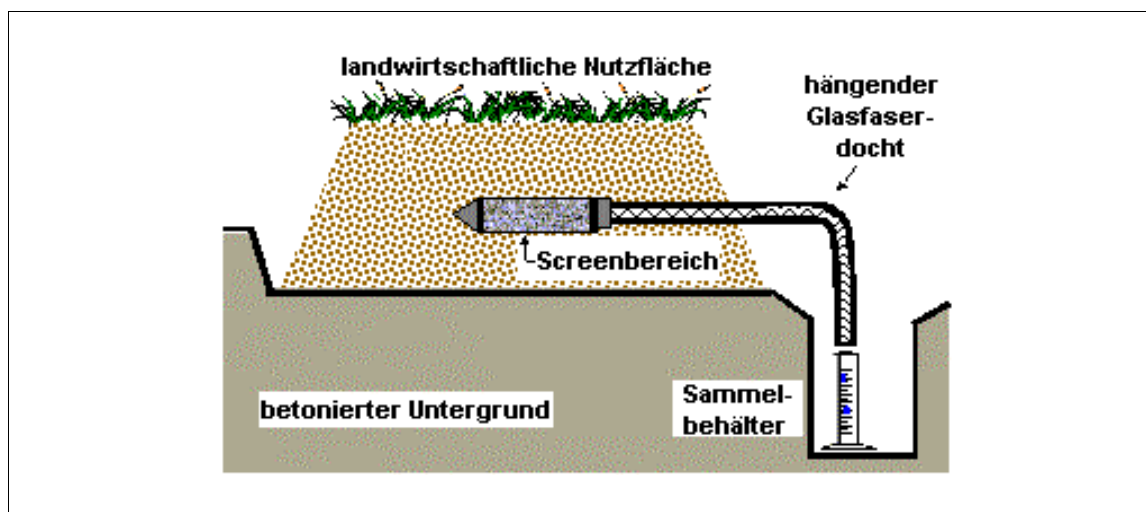


Abb. 3: Eingebauter Wick Sampler mit sorbierendem Medium (aus MC NAMARA, 2002; verändert)

Der Einbau eines Kapillarsammlers mit waagerechter Platte ohne den überlagernden Boden zu stören ist komplizierter (**Abb. 4**). Stück für Stück muss sich in die Seitenwand des Grabens vorgearbeitet werden. Dabei ist auf die ausreichende Abstützung der Platte von unten zu achten. Das Probennahmegeräß wird entweder im Graben oder direkt unterhalb der Platte installiert. Bei der Verwendung mehrerer kleiner Platten mit jeweils einem Glasfaserdocht anstatt einer großen Platte sorgt eine Feder

unter jeder Platte für guten Kontakt mit dem überlagernden Boden (STEENHUIS et al., 1995) [Abb. 5, 6].

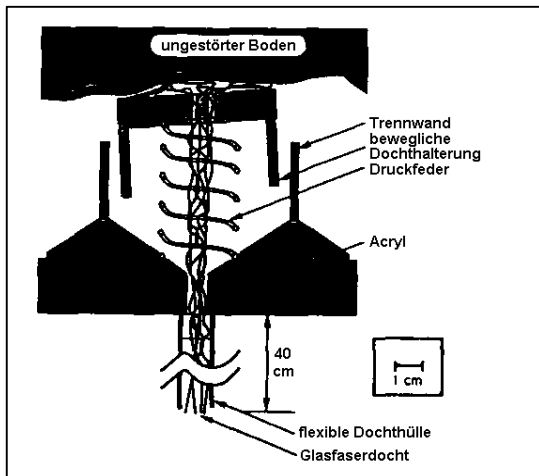
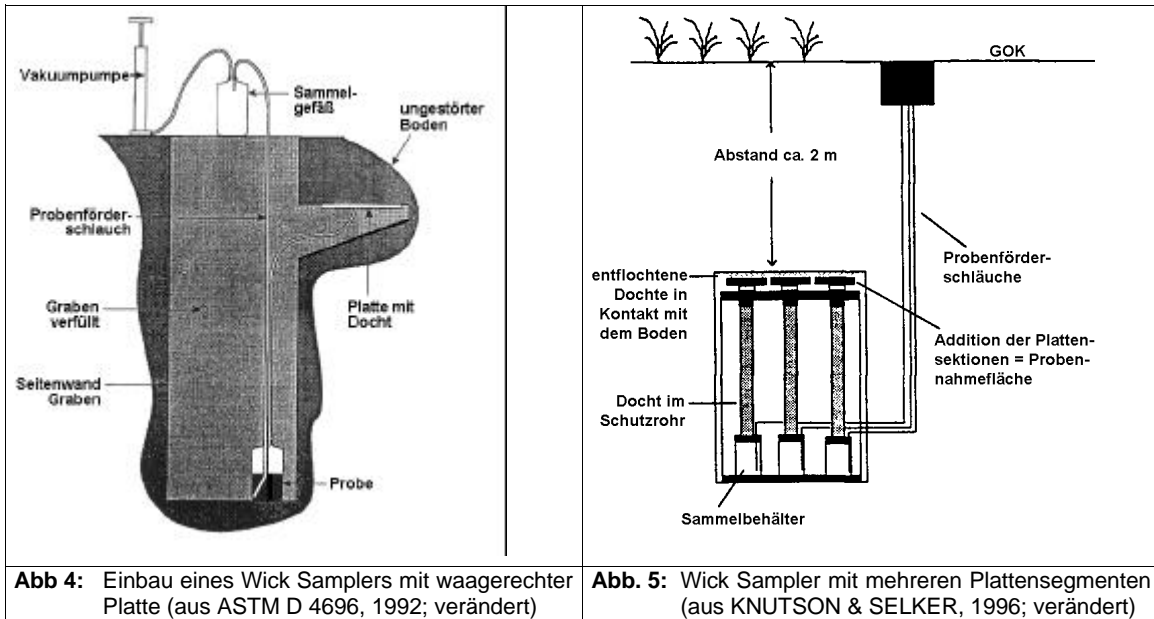


Abb. 6: Nahaufnahme eines einzelnen Plattensegments (BOLL et al., 1991; verändert)

Abschließend ist der Graben wieder zu verfüllen. BRANDI-DOHRN et al. (1996) haben besonders im ersten Jahr nach dem Einbau starke Störungen des natürlichen Wasserhaushaltes – hervorgerufen durch den Graben – festgestellt. Um die Veränderung des Wasserregimes gering zu halten und unnatürlichen seitlichen Zufluss zu vermeiden, sollte daher die Grabenwand, in die der Sammler installiert wurde, mit Folie abgedichtet werden. Der Grabenboden wird zusätzlich mit Kies gefüllt (Drainage). Vor dem Geländeeinsatz ist der Glasfaserdocht zu befeuchten (BRANDI-DOHRN et al., 1996)

Mit Wick Samplern nachgewiesene Substanzen (Tab. 1)

Tab. 1: Einsatzbereiche von Wick Samplern

Substanz	Einsatzort	Literatur
Quecksilber und weitere Schwermetalle	Nähe Mt. Mansfield, USA	DONLON & SCHERBATSKOY, 1996
PAK, PCB, Metalle, anorganische Ionen	Labor	MC NAMARA & LUTHY, 1999
P, DOC, Ca, K, Mg, Cl, Na, NO ₃ , S, Al, Fe, Zn	Mt. Lofty Ranges, South Australia	COX et al., 1999
Schwermetalle	Lommel, Belgien	SEJUNTJENS et al., 2001

Hersteller und Kosten

Passive Kapillarsammler werden bislang noch nicht in größeren Mengen industriell hergestellt. Die bis jetzt verwendeten Geräte sind Prototypen, die von o.g. Autoren gefertigt worden. Die zur Anwendung gekommenen Glasfaserdochte stellen jedoch zahlreiche Firmen in vielen verschiedenen Größen her. In der Literatur, die diesem Text zugrunde liegt, werden 3 Hersteller genannt – Pepperell Braiding Co. (Pepperell, Massachusetts), Mid-Mountain Materials Co. (Redmond, Washington) und Amatex Co. (Norristown, Pennsylvania) – alle USA. In **Tab. 2** sind Glasfaserdochte verschiedener Größen und Preise der Pepperell Braiding Co. aufgeführt.

Tab. 2: Auswahl von Glasfaserdochten der Fa. Pepperell Braiding Co.

Durchmesser / Flechtart	Packung	Preis
1/16" Braided	400 Yard Rolle	\$65,00/ Rolle
1/8" Braided	200 Yard Rolle	\$49,00/ Rolle
3/16" Braided	100 Yard Rolle	\$34,00/ Rolle
1/4" Braided	75 Yard Rolle	\$32,20/ Rolle
1/4" Braided /Ext Knit	75 Yard Rolle	\$32,20/ Rolle
3/8" Braided	50 Yard Rolle	\$27,00/ Rolle
7/16" MonoKnit	25 Yard Rolle	\$26,40/ Rolle
1/2" Braided	25 Yard Rolle	\$26,40/ Rolle
1/2" MonoKnit	25 Yard Rolle	\$26,40/ Rolle
3/4" MonoKnit	25 Yard Rolle	\$39,60/ Rolle
~1/8" Unbraided Wick	10 Yard Rolle	\$4,99/ Rolle

Braided – geflochten

MonoKnit – sehr steifer Docht

1 Yard = 0,914398 m

Anlage 6

Recherche zum Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Lysimeter -

Lysimeter

1. Übersicht

Die Bodenwasseruntersuchungen von Van Helmont im Jahr 1620 in den Niederlanden gelten als ältester Nachweis für den Einsatz von Lysimetern (HOWELL et al., 1991). Seit den 1940er Jahren werden Lysimeter in größerem Umfang zur Untersuchung von Sickerwasserbewegungen in der ungesättigten Zone des Bodens eingesetzt. Sie liefern je nach Art ihrer Konstruktion neben den Versickerungsmengen auch Informationen über die Grundwasserneubildung, die aktuelle Evapotranspiration, Wasservorratsänderungen im ungesättigten und gesättigten Bereich, den kapillaren Aufstieg sowie den Transport und Austrag gelöster Stoffe im Sickerwasserstrom. Die Eignung von Lysimetern zur Gewinnung von Sickerwasserproben für chemische Analysen bildet den Schwerpunkt des vorliegenden Textes.

Der Oberflächenabfluss ebenso wie laterale Fließvorgänge sind mit herkömmlichen Lysimetern nicht erfassbar. Für diese kommen nur ebene Standorte ohne Überlandabfluss in Frage. Die Einsatztiefe kann sich je nach Untergrundbeschaffenheit von der Erdoberfläche bis maximal zum ersten Grundwasserstockwerk erstrecken. Aus dem japanischen Raum sind sog. Hanglysimeter bekannt, die den Oberflächenabfluss, das Sickerwasseraufkommen, Wasserverluste (z.B. durch Evapotranspiration) und den Gesamt-Wasser-Input für geneigte Flächen ermitteln (SHIBUYA, 1991).

Lysimeter liefern punktuelle Informationen, die nicht ohne weiteres auf deren Umgebung übertragen werden können. Bei einer signifikanten Übereinstimmung der Merkmale von Analysestandort(en) und Umgebung sind jedoch flächenhafte Aussagen möglich und natürlich wichtiges Anliegen der Untersuchung (vgl. Kap. 6).

2. Standortwahl

Die Wahl des Standortes für eine Untersuchung mit Lysimetern ist von natürlichen aber auch organisatorischen Voraussetzungen abhängig. Letztere äußern sich z.B. im Vorhandensein guter Zufahrtswege oder eines Stromanschlusses – wenn es die einzusetzenden Lysimeter erfordern. Eine Stromzufuhr über Solarzellen ist jedoch denkbar (GEE et al., 1991). Personal, welches sich durch umfangreiche Kenntnis von Funktionsweise und Fehlermöglichkeiten der Geräte auszeichnet, muss täglich zur Wartung und Datenerfassung mit begleitender Auswertung zur Verfügung stehen. Da Lysimeteruntersuchungen lange Zeiträume in Anspruch nehmen, sind entsprechende Nutzungsverträge mit den Eigentümern der Flächen abzuschließen. Man beachte auch eventuell vorhandene Bebauungs- und Flächennutzungspläne.

Die natürlichen Voraussetzungen für einen Lysimeteereinsatz werden durch den Bodenaufbau und Bewuchs, das lokale Klima und den Flurabstand zum Grundwasser bestimmt. Da der Messstandort repräsentativ für ein größeres Untersuchungsgebiet sein soll, müssen die natürlichen Bedingungen für die gesamte Fläche entsprechend gleichförmig ausgeprägt sein. Standorte mit lokalklimatischen Besonderheiten, wie z.B. windgeschützte Lagen (durch Bebauungen) oder vom Wind bevorzugte Schneisen, Kaltluftsenken, von der Gesamtfläche signifikant abweichende Albedowerte und Flächennutzung u.a., eignen sich nicht zur Installation von Lysimetern. Den größten Limitationsfaktor für den Lysimeteereinsatz stellt der Untergrund dar. Nur im ausreichend mächtigen Lockergestein kann der Einbau erfolgen. Größere Steine (Faustgröße) können die Gewinnung von Bodenmonolithen (ungestörter Boden) unmöglich machen (vgl. Kap. 3).

Um einen optimalen Untersuchungsstandort zu finden und die spätere Interpretation der Messwerte zu ermöglichen, ist vor dem Lysimeteereinbau eine umfangreiche Charakterisierung des in Frage kommenden Gebietes durchzuführen. Geologische und Bodenkarten liefern hierbei nützliche Informatio-

nen zur Charakterisierung des Untergrundes. Anhand von topographischen Karten, Luftbildern oder Ähnlichem lassen sich Geomorphologie und Flächennutzung schon vor dem Betreten des möglichen Untersuchungsgebietes bewerten. Aus Bodenkarten und – wenn vorhanden – nahen Grundwassermessstellen können Rückschlüsse auf die Höhe des Grundwasserspiegels gezogen werden. Bei Untersuchungen mittels Lysimeter sollte der Grundwasserspiegel so tief liegen, dass Grundwasser nicht in den Wurzelraum aufsteigen kann (**vgl. Kap. 4**).

Hat man sich für ein bestimmtes Untersuchungsgebiet entschieden, sind zahlreiche Bodenkennwerte zu erfassen. Diese sollen ein detailliertes Bild des Untergrundes aufzeigen. Schürfe und Bohrstocksondierungen dienen zur Beschreibung des Bodenprofils (Horizonte, mittlere Durchwurzelungstiefe, Ausbildung von Wurmkanälen, Höhe des Kapillarbereiches u.a.). Von charakteristischen Bodenproben in aussagekräftiger Menge werden die Korn- und Porengrößenverteilung, Gefüge, nutzbare Feldkapazität, pF-Wert, Wasserleitfähigkeit im gesättigten und ungesättigten Zustand und andere Eigenschaften ermittelt. Textur und Gefüge beeinflussen wesentlich das Verhalten des Sickerwassers im Boden. Die Vorgehensweise bei der Untersuchung des Untergrundes sollte sich an der KA 4 (Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl.) orientieren.

Parallel zur Datengewinnung mit Lysimetern sind Messreihen von lokalklimatischen Kennwerten aufzunehmen. Dazu gehören der Niederschlag, die Temperatur und Sonnenstundenzahl. Diese Daten erfordern den Vergleich mit denen von nahegelegenen Klimastationen. Signifikante Abweichungen können auf fehlerhafte Messgeräte hinweisen. Im Untersuchungsgebiet müssen lokale Veränderungen des Windfeldes (Richtungsbündelung durch Waldränder, Windschutz oder Strahlströmung durch Bebauungen usw. sowie lokale Temperatur- (Frostgefahr in Mulden, Waldlichtungen) und Feuchtebeeinflussungen (benachbarte Seen, Moore, Beregnungsanlagen) ermittelt werden, um die Lysimeterdaten (Durchschnittsstandort) auf diese Sonderstandorte entsprechend extrapolieren zu können. Die Wahl des zu verwendenden Lysimetertyps ist vom Untersuchungszweck (z.B. den zu messenden Parametern, Maß der Genauigkeit der Datenerfassung), den Standortbedingungen (z.B. Bodenbeschaffenheit), den Herstellungs- und Installationskosten sowie möglichen Störungen der Umgebung durch den Einbau abhängig (GREBET, 1991).

3. Differenzierung

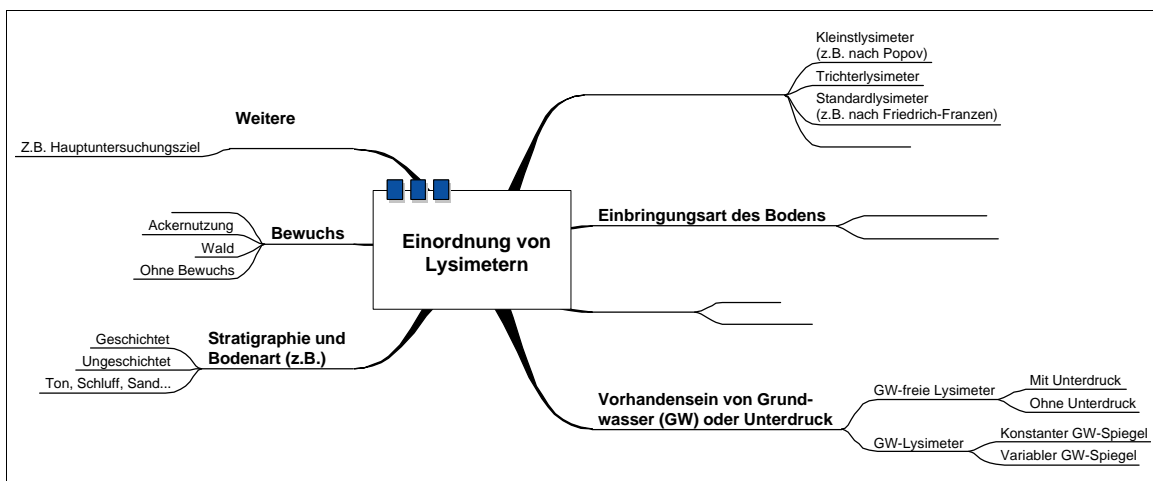


Abb. 1: Kriterien zur Unterscheidung von Lysimetern

Lysimeter können nach zahlreichen Kriterien unterschieden werden (Abb. 1). Die vorliegende Arbeit differenziert Lysimeter nach 4 Merkmalen – Größe der Auffangfläche, Berücksichtigung des Grundwassers, Einsatz von Unterdruck und Wägbarkeit.

3.1 Nicht wägbare Lysimeter ohne Grundwassereinfluss

3.1.1 Lysimeter nach Friedrich & Franzen (1960)

Das Lysimeter nach Friedrich & Franzen gilt als Standardlysimeter in Deutschland (DVWK, 1980). Sickerwasser durchdringt den Bodenmonolithen und sammelt sich am Boden des Auffangbehälters. Von dort gelangt es über eine Ablaufleitung zum Messgefäß im Einlaufschacht (Abb. 2). Lysimeter, die auf diesem Prinzip beruhen, gewinnen Bodenwasser aus Makroporen (BARCELONA & MORRISON, 1988; BOLL et al., 1991). Die Anlage wird durch einen Regenschirm komplettiert. Der Auffangbehälter (Ø 1,13 m → Auffangfläche: 1 m²) besteht gewöhnlich aus feuerverzinktem Stahlblech (Dicke: 6 mm). An seinem unteren Ende befindet sich entweder ein geneigtes (ca. 10 %) Bodenblech (ebenfalls Stahl) mit einer Ablauföffnung oder eine Bodenwanne, welche mit dem Behälter verschweißt sind (Abb. 3). An die Ablauföffnung wird eine Filterbuchse angeschlossen (Abb. 4). Diese enthält grobes Filtermaterial (Kies), das durch eine Plastikscheibe mit 5 – 10 mm Öffnungen fixiert wird. Behälter und Bodenblech aus Stahl sollten vor dem Einbau einen Schutzanstrich erhalten (DVWK, 1980). Aus der Literatur sind neben feuerverzinktem Stahl zahlreiche andere Materialien zum Bau des Auffangbehälters bekannt – z.B. verstärktes Fiberglas und Plastik (PRUITT & ANGUS, 1960), Edelstahl (KLOTZ et al., 1999), PE (BOMAN & SYVERTSEN, 1991), Sperrholz mit PVC-Folie ausgelegt (EVANS et al., 1991) und Beton (Gumpensteiner Lysimeteranlage, BOXBERGER et al., 1996)

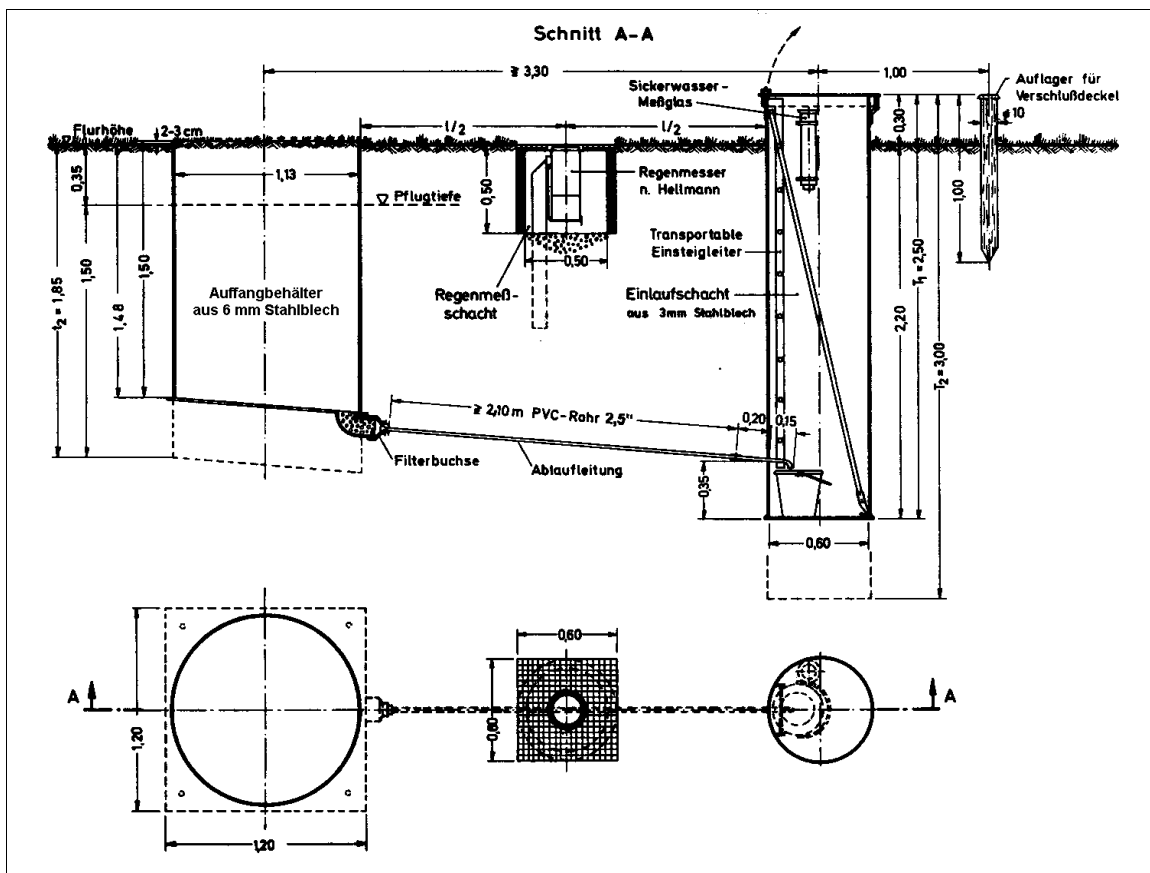


Abb. 2: Lysimeter nach Friedrich-Franzen (aus DVWK, 1980; verändert)

gen und danach wieder herabgelassen. Eine kontinuierliche Registrierung des Ablaufs kann mittels Schreibpegel stattfinden. Die Entleerung muss dann über eine besondere Vorrichtung erfolgen. Ein Beispiel für ein geschlossenes Probennahmesystem befindet sich in **Kap. 7**.

Die Vorgehensweise beim Einbau eines Standardlysimeters veranschaulicht **Abb. 5**. Neben den o.g. Lysimeterkomponenten wird ein Dreibock mit Flaschenzug (Tragkraft = 500 kg), eine Wagenwinde oder hydraulische Presse (Hubkraft = 10 t) und Ballastgut benötigt. Nachdem der Auffangbehälter auf der Geländeoberfläche abgesetzt wurde, ist die Pflanzendecke an der Innenseite des Behälters mit einem scharfen Spaten sauber abzu-

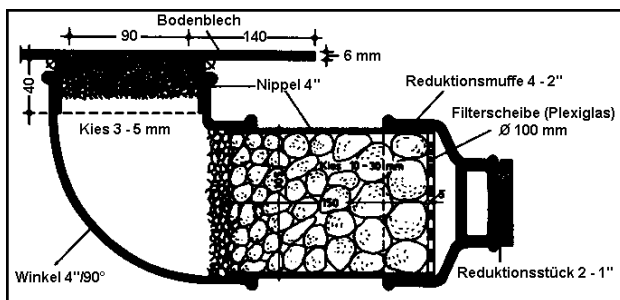


Abb. 4: Filterbuchse (aus DVWK, 1980, verändert)

stechen. Nun erfolgt die weitere Absenkung durch Freigraben des Auffangbehälters. Dabei dürfen keine Hohlräume im Lysimeter zugelassen werden. Größere Steine müssen demnach entweder eingedrückt oder herausgenommen werden. Letzteres erfordert die Verfüllung des entstandene Hohlraums mit Bodenmaterial. Bei sehr großen Hindernissen ist die Wahl einer neuen Versuchsfläche unumgänglich. Innerhalb der Schneiden des Behälterfußes darf der Boden keinesfalls entfernt werden. Der Durchmesser der Bodensäule (**Abb. 5b**) soll einige cm über den des Lysimeters hinausragen. Die freistehende Bodensäule darf im sandigen Substrat nicht höher als 10 cm, in lehmig-tonigem Substrat höchstens 20 cm über die Sohle der Bodengrube aufragen (DVWK, 1980). Mit einer Waserswaage ist der lotrechte Absenkprozess des Auffangbehälters zu überprüfen.

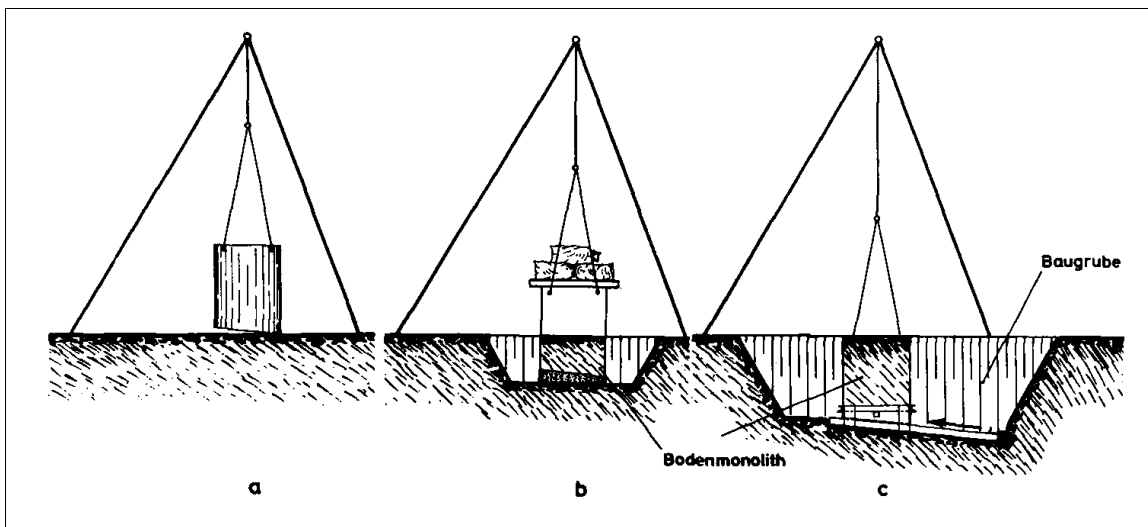


Abb. 5: Absenkung des Lysimeterbehälters zur Gewinnung eines Bodenmonolithen (aus DVWK, 1980)

Mit dem Erreichen der Solltiefe wird die Baugrube in Richtung Einstiegsschacht erweitert, um den Einschiebrahmen einbauen zu können (**Abb. 5c, 6**). Dieser muss mit Bohlen und ähnlichen Gegenständen gegen die Grubenwand abgesteift werden, damit es nicht zur Verschiebung des Auffangbehälters kommt. Mit Hilfe der Wagenwinde oder hydraulischen Presse (Ansatzpunkt: verstellbarer Drucksteg) ist nun das Bodenblech so weit unter den Behälter zu schieben, bis die Einlauföffnung der Filterbuchse innerhalb des Lysimeters liegt. Anschließend kann der Ausbau des Einschiebrahmens und das Verschrauben von Bodenblech und Lysimeterbehälter erfolgen. Der Einschiebrahmen ist zerlegbar und dadurch leicht zu transportieren.

Um eine wasserdichte Verbindung zu gewährleisten, werden Behälter und Bodenblech miteinander verschweißt oder mit Bitumen umhüllt. Nun bringt man die kiesgefüllte Filterbuchse an der Einlauföffnung an und verlegt die Ablaufleitung mit ggf. dem Siphon (bei Verockerungsgefahr) bis zum Einlaufschacht. Findet eine Filterwanne Verwendung, muss der Lysimeterbehälter mitsamt Bodenmonolith und Bodenblech angehoben werden, um die gefüllte Kieswanne unter den Behälter schieben zu können. Nach dem Absenken des Lysimers und Lösen der Verschraubungen ist das Bodenblech mit der Wagenwinde oder hydraulischen Presse zu entfernen. Abschließend erfolgt das Verschweißen bzw. die Abdichtung mit Bitumen von Auffangbehälter und Filterwanne.

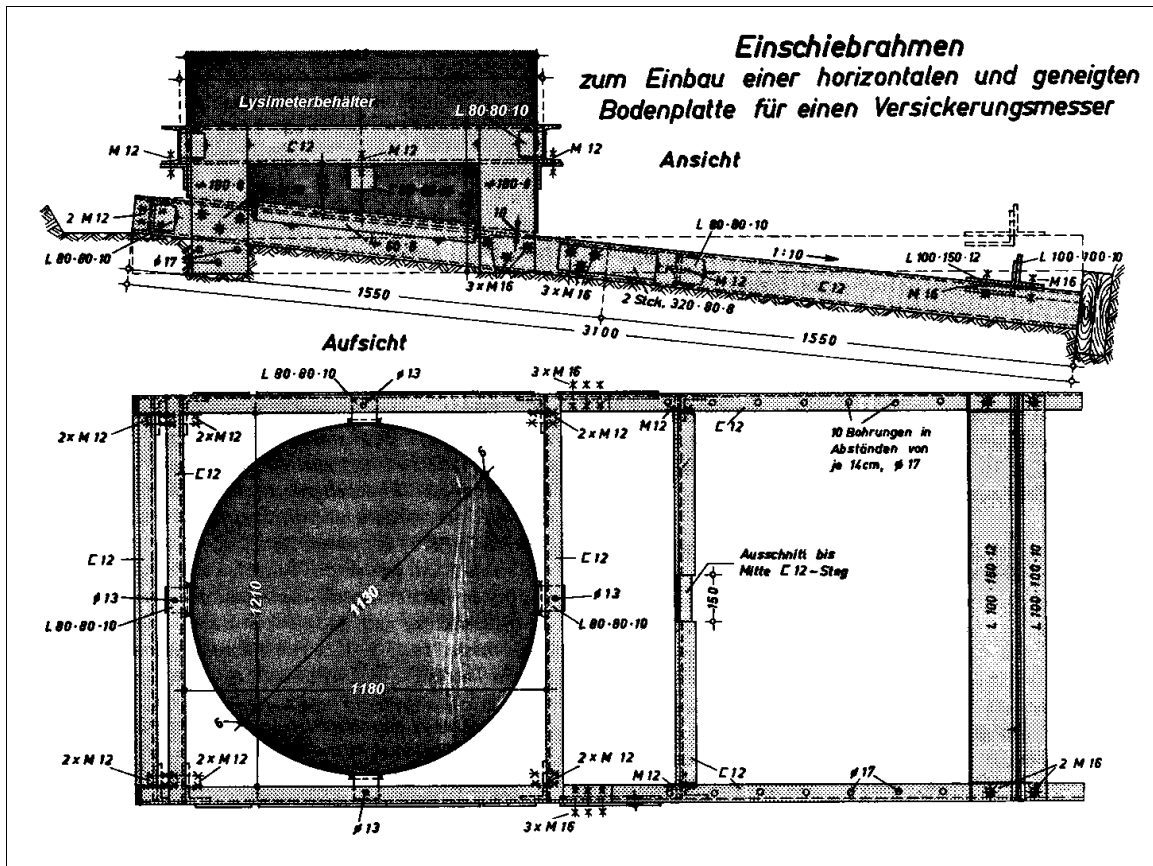


Abb. 6: Einschiebrahmen für die Bodenplatte eines Lysimeters (aus DVWK, 1980; verändert)

Üblicherweise wird ein Lysimeterbehälter so tief eingebracht, bis seine Oberkante mit der Geländeoberfläche abschließt. Für Untersuchungen unter Ackernutzung (Pflugeinsatz) muss sich die Behälteroberkante mindestens 35 cm unter GOK befinden. Hierdurch besteht aber die Gefahr von unkontrollierbaren lateralen Zu- und Abflüssen.

Ein Regenmesser (Fläche: 200 cm²) in Erdbodenhöhe dient zur Ermittlung der tatsächlichen Niederschlagsmengen, da Regenmesser in 1 m Höhe Defizite von 5 – 10 % aufweisen (DVWK, 1980). Um die Bildung von Spritzwasser und Luftwirbel zu vermeiden, kommt zur Abdeckung des Regenmesserschachtes ein Gitterrost zum Einsatz (Abb. 7).

Für die Messung des Bodenwassergehaltes können Neutronensonden oder sog. Gamma-Doppelsonden und – zur Bestimmung der Wasserspannung – Tensiometer im Auffangbehälter verwendet werden.

Um die Dichtigkeit der Lysimeteranlage zu überprüfen, pumpt man eine bekannte Wassermenge über die Ablaufleitung in den Auffangbehälter. Dieses Wasser wird dann 2 – 3 Tage am Zurückfließen ge-

hindert. Nach dieser Zeit erfolgt das Ablassen und erneute Messen der Wassermenge. Haben sich Verluste von mehr als 2 l eingestellt, besteht die Gefahr der Undichtigkeit (DVWK, 1980).

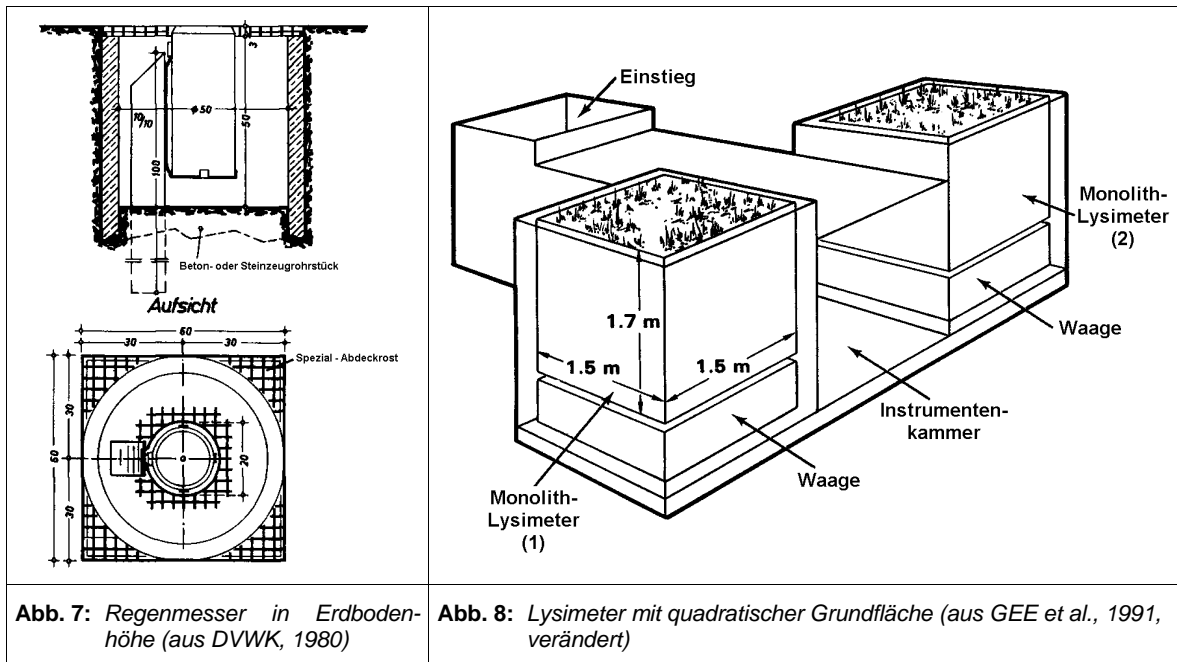


Abb. 7: Regenmesser in Erdbodenhöhe (aus DVWK, 1980)

Abb. 8: Lysimeter mit quadratischer Grundfläche (aus GEE et al., 1991, verändert)

Bodenmonolithen können auch mittels Einschalen gewonnen werden. REYENGA et al. (1988) haben Lysimeter mit einem Durchmesser von 3,70 m und einer Tiefe von 1,50 m installiert, indem sie den Auffangbehälter aus 3 gebogenen Schalungswänden zusammensetzten (genietet / versiegelt). Der Kontakt zwischen Monolith und Schalungswand ist mit einer Sand-Zement-Mischung realisiert worden. Neben Auffangbehältern mit kreisförmiger Grundfläche sind auch Lysimeter mit quadratischer Grundfläche bekannt (**Abb. 8**; GEE et al., 1991).

Mit Einsetzen des Betriebs der Lysimeteranlage sind deren Stammdaten aufzunehmen. In **Anlage 6.1** ist ein solches Formular abgebildet. Vom Personal, welches die Daten sammelt ist zusätzlich eine Beobachtungsliste anzufertigen, die neben der täglichen Erfassung des Sickerwasserabflusses auch den Niederschlag, ggf. die Schneehöhe und außergewöhnliche Wettererscheinungen (z.B. Starkregen) sowie Veränderungen bei der Flächennutzung (Bearbeitung, Aussat, Düngung, Welkeerscheinungen, Ernte etc.) erfasst. HOWELL et al. (1985) beschreiben eine computerisierte Erfassung von Lysimeter- und meteorologischen Daten. Wenn die Anlage zur Untersuchung der Eigenschaften des Sickerwassers dienen soll, sind entsprechende Proben vom Beobachter ins Labor zu überführen bzw. bestimmte Untersuchungen an Ort und Stelle durchzuführen.

3.1.2 Großlysimeter

Von Großlysimetern oder Versickerungsbecken spricht man ab einer Grundfläche von 100 m². Sie dienen im Besonderen zur Ermittlung des Einflusses großwüchsiger Vegetation auf die Grundwasserneubildung. Üblicherweise wird erst der Boden Horizont für Horizont abgetragen und zwischengelagert. Daran schließt sich der Einbau einer Wanne aus wasserdichtem Beton an. Dann erfolgt die Verlegung eines engen Dränsystems am Beckenboden und die Installation einer Hebevorrichtung für die relativ großen Sickerwassermengen. Schließlich kann der gestörte Boden wieder schichtweise in das

Becken eingefüllt und verfestigt werden. Zur Erfassung der Schichtung des Bodens sind vor Baubeginn und nach Beendigung umfangreiche Untersuchungen (Schürfe, Bohrstock) durchzuführen.

Großlysimeter mit ungestörtem Boden sind die Ausnahme, können aber bei Vorhandensein einer dichten Schicht im Untergrund installiert werden. Dazu sind nur die Wände abzudichten (Folie, Spundwände, Lehmschürzen u.ä.). Großlysimeter besitzen gewöhnlich kein Grundwasser (z.B. St. Arnold). Aus den Niederlanden ist jedoch ein Großlysimeter mit konstantem Grundwasserspiegel bekannt (Castricum) [DVWK, 1980].

Großlysimeter sind sehr kostenintensiv, da beim Einbau ein großer Aufwand (Bodenbewegung usw.) betrieben werden muss und setzen einen Stromanschluss (Hebevorrichtung) voraus. Ihre Kombination mit Klimastationen zur Bestimmung des Niederschlages, der Schneehöhe (bzw. Wasseräquivalent), Boden-, Luftfeuchte, Lufttemperatur, Globalstrahlung, Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit hat sich als zweckmäßig erwiesen. Bei Baumbewuchs ist zusätzlich der durchtropfende Niederschlag und Stammabfluss zur Bestimmung der Interzeptionsverluste aufzunehmen (WEIHE, 1974 u. 1975). Wie bei den Standartlysimetern müssen tägliche Messungen durchgeführt werden. Brauchbare Messwerte können aber erst nach einer längeren Anlaufphase (Ausbildung von Sickerwasserbahnen im gestörten Boden, Setzung usw.) gewonnen werden. Jedoch sind die Auswirkungen eines langsam hochwachsenden Vegetationsbestandes messbar und Fehler auf Grund von Randeffekten und der Inhomogenität des Bodens geringer als bei kleinflächigen Lysimetern (vgl. 4.).

3.2 Nicht wägbare Lysimeter mit Grundwassereinfluss

Diese Art von Lysimetern dient zur Untersuchung der Auswirkungen von Grundwasser auf den Wasserhaushalt des Bodens. Sie sind nicht zur Gewinnung von Sickerwasserproben geeignet und finden daher nur der Vollständigkeit halber Erwähnung.

3.2.1 Nicht wägbare Lysimeter mit konstantem Grundwasserspiegel

Den Grundwasserspiegel kann man einerseits durch Wasserzufuhr oder Wasserentnahme über ein Standrohr mit Filter (VINCK, 1957) oder andererseits über eine Abableitung in Sollhöhe (Grundwasserspiegel) und eine Zugabevorrichtung zum Ausgleich von Wasserverlusten konstant halten. Wasserverluste ereignen sich durch den kapillaren Aufstieg, der um so stärker ausgeprägt ist, je größer die kapillare Leitfähigkeit des Bodens ist, oder den Wurzeleinfluss, welcher mit abnehmender Grundwasserspiegeltiefe wächst (BAHR, 1971).

3.2.2 Nicht wägbare Lysimeter mit variablem Grundwasserspiegel

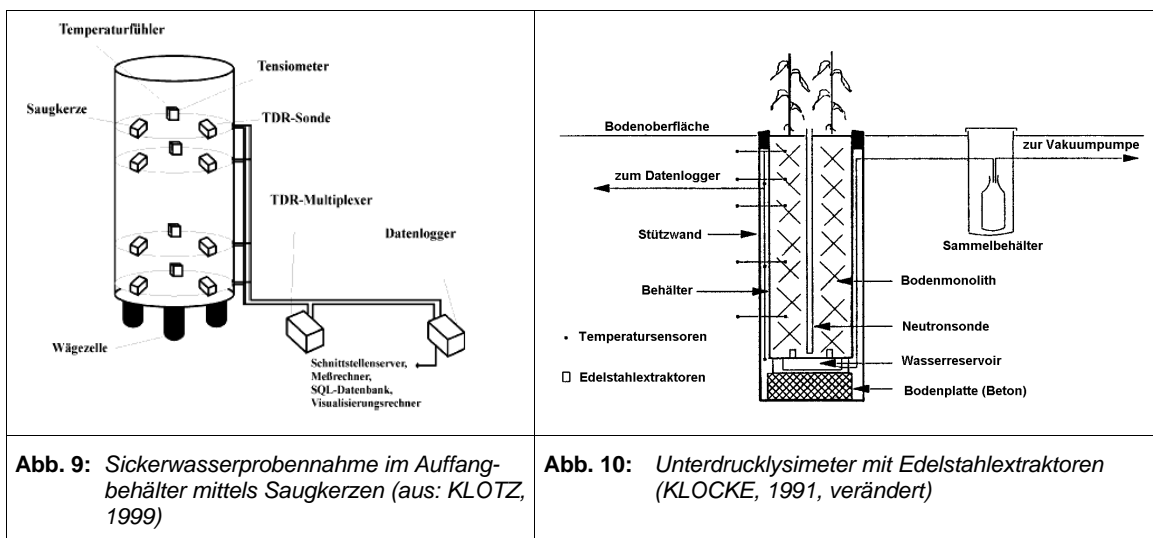
Ein variabler Grundwasserstand spiegelt die natürlichen Verhältnisse am besten wider. Je nach dem Untersuchungszweck sind verschiedene Lysimetertypen mit variablem Grundwasserstand entwickelt worden. Stellvertretend seien hier die Lysimeter nach Eskuche (zur Bestimmung der Differenz aus seitlichem Zu- und Abfluss), Rakosi I (Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg) und Rakosi II (Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg, Differenz aus seitlichem Zu- und Abfluss) genannt.

3.3 Unterdrucklysimeter

Man unterscheidet wägbare und nicht wägbare Unterdrucklysimeter. Beide sollen einen Wasserstau am Behälterboden verhindern. Hierbei finden poröse Keramikplatten (kleine Lysimeterfläche) oder Saugkerzen (größere Lysimeterfläche, Abstand 5 – 10 cm) Verwendung, an die ein Unterdruck angelegt wird. Bei der Verwendung von Keramikplatten ist auf die sorgfältige Abdichtung der Ränder zu achten. Zeichnet sich der Boden durch eine niedrige Wasserspannung aus (25 – 150 cm Wassersäule) kann der Unterdruck mittels hängender Wassersäule erzeugt werden (CZERATZKI, 1966). Ist die Saugspannung im Boden entsprechend hoch, besteht die Gefahr des Rückflusses des bereits gewonnenen Sickerwassers. In diesem Zusammenhang erweist sich die Kopplung des anzulegenden Unterdrucks an ein Tensiometer im Auffangbehälter als sehr nützlich (je höher die Saugspannung im Boden, je höher der anzulegende Unterdruck).

Um mit einer Keramikplatte Wasserproben vom Boden des Lysimeters gewinnen zu können, muss der kapillare „Anschluss“ zwischen Boden und Platte gegeben sein. Dieser ist bei Bodenmonolithen nur selten vorhanden. Daher erweist sich die Verwendung von gestörtem Bodenmaterial als günstiger (DVWK, 1980). Lysimeter mit gestörten Füllungen benötigen jedoch u.U. Jahre, bis sie zur Datengewinnung verwendet werden können. Soviel Zeit ist nötig, damit sich die ehemaligen Bodeneigenschaften und Vegetation zumindest ansatzweise wieder einstellen (SCHNEIDER & HOWELL, 1991). BÖHM & HÖSCH (1996) haben festgestellt, dass in gestörten Böden zu Beginn von Lysimetermessungen höhere Stoffausträge insbesondere beim Nitrat zu verzeichnen sind als bei späteren Messungen. Unterdruckanlagen zur Sickerwassergewinnung bieten sich in Lysimetern mit Schluff- und Lehmböden, die leicht zu Wasserstau neigen, an. Sie sind dort geeignet, wo keine Bodenmonolithe benötigt werden oder keine tief reichenden Lysimeter (< 1,5 m) einsetzbar sind (PRUITT & ANGUS, 1960; VAN BAVEL, 1961; TANNER, 1967, HOWELL et al., 1991).

BOMAN (1991) kombiniert die Probennahme über ein perforiertes PVC-Rohr mit Nylon-Screen und Schutzgewebe (Höhe: 2 cm über dem Behälterboden) mit Saugkerzen in verschiedenen Horizonten des Auffangbehälters. In der Lysimeteranlage Neuherberg (Österreich) werden Sickerwasserproben ausschließlich mittels Saugkerzen aus wägbaren Lysimeterbehältern gewonnen (Abb. 9; KLOTZ et al., 1999).



KLOCKE (1991) hat Quantitäts- und Qualitätsmessungen (Nitrat, Pestizide) mittels Unterdrucklysimeter durchgeführt. **Abb. 10** zeigt die dafür verwendeten Komponenten. Poröse Edelstahl-Extraktoren

mit einer durchschnittlichen Porenweite von 0,5 µm nehmen Sickerwasser am Behälterboden auf. Über eine Edelstahlleitung gelangt die Probenflüssigkeit in ein Sammelgefäß, an welches eine Vakuumpumpe angeschlossen ist.

3.4 Wägbare Lysimeter

Mit wägbaren Lysimetern sind Bodenwasservorratsänderungen bestimmbar. Seit ca. 1940 ist der Gebrauch von wägbaren Lysimetern unterschiedlicher Größen (1,0 – 29,0 m²) nachgewiesen (HOWELL et al., 1991). Wird das Gewicht des Lysimeters kontinuierlich registriert, können Niederschlag und Evaporation direkt gemessen werden (z.B. LIEBSCHER, 1970; ALLEN et al., 1989; JENSEN et al., 1990). Kontinuierlich wägbare Lysimeter sind seit 1958 bekannt (HARROLD & DREIBELBIS, 1958)

3.4.1 Wägbare Lysimeter ohne Grundwassereinfluss

Bei diesen Geräten steht die Verdunstungsbestimmung im Vordergrund (Kombination mit gut ausgestatteter Klimastation!). Sie sind aber darüber hinaus für die gleichen Zwecke wie Standardlysimeter geeignet. Der Behälter mit dem Bodenmonolith befindet sich frei beweglich in einem Waagenschacht, der über einen Keller zugänglich ist (**Abb. 11**). FRANK & SCHMIDT (1966) beschreiben eine weitere Variante, bei der eine fahrbare Waage auf Gleisen zur Gewichtsbestimmung der Lysimeterbehälter benutzt wird. Diese Methode eignet sich besonders für zahlreiche nebeneinander angeordnete Lysimeter.

Die Gewinnung von Bodenmonolithen erfolgt wie bei den Standardlysimetern. Wägbare Auffangbehälter benötigen jedoch einen Waagenschacht und ggf. einen Messkeller. Zwischen Waagenschacht und Behälter muss ständig ein schmaler Schlitz freigehalten werden. Um dies zu gewährleisten, sind regelmäßige Kontrollgänge durchzuführen, bei denen Störungen (z.B. Eisbrücken) früh erkannt und beseitigt werden können. Während der Messungen ist die Luke zum Messkeller geschlossen zu halten, um Turbulenzen zu vermeiden. Aus der ehemaligen UdSSR und den USA sind Lysimeterbehälter bekannt, die in Wassertanks schwimmen. Die Gewichtsbestimmung findet dort über die Eintauchtiefe statt (DVWK, 1980).

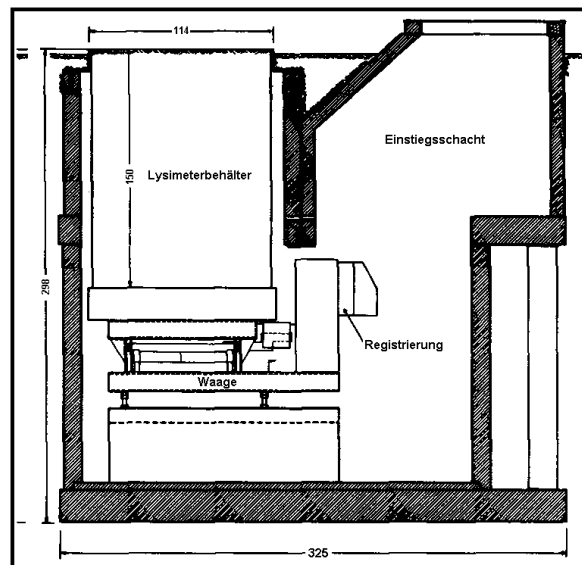


Abb. 11: Wägbare Lysimeteranlage (aus DVWK, 1980)

Hydraulische Lysimeter sind auf Kissen, die mit Flüssigkeit gefüllt sind, gelagert. Vom Grad der Kissenkompression wird das Gewicht des Auffangbehälters abgeleitet. Störende Einflüsse wie die variierende Größe der Kontaktzone zwischen Behälter und Kissen, Temperaturänderungen in den Komponenten und Hysterese tragen zur Ungenauigkeit dieses Systems bei (KRUSE et al., 1991).

3.4.2 Wägbare Lysimeter mit Grundwassereinfluss

Wägbare Lysimeter mit Grundwassereinfluss sind eine Kombination aus wägbaren Lysimetern ohne Grundwassereinfluss und nicht wägbaren Lysimetern mit konstantem Grundwasserspiegel. Sie gelten für Sickerwasserprobennahmen als ungeeignet.

4. Störfaktoren beim Einsatz von Lysimetern

Mit dem Einbau von Lysimetern sind immer Veränderungen der natürlichen Bedingungen durch z.T. beträchtliche Bodenverlagerungen, die Verdichtung des lysimeternahen Untergrundes und den relativ große Platzbedarf (horizontal und vertikal) verbunden (GREBET et al., 1991).

Grundwasserfreie und Unterdrucklysimeter verursachen eine Unterbrechung des natürlichen Bodenprofils. Grundwasserfreie Lysimeter bergen darüber hinaus die Gefahr, am Auffangbehälterboden eine Grenzschicht Boden – Atmosphäre auszubilden. Erst wenn der hydraulische Druck mindestens so hoch wie der Luftdruck ist, kann Sickerwasser die Grenzschicht überschreiten. Bis dies der Fall ist, kommt es zur Aufsättigung bzw. zum Sickerwasserstau im unteren Kapillarbereich des Bodens. Da das Wasser, was normalerweise über die Ablaufleitung abfließen müsste, im Auffangbehälter zurückgehalten wird, kann ein verstärkter kapillarer Aufstieg in den Wurzelraum erfolgen. Dort bewirkt das Kapillarwasser eine bessere Pflanzenversorgung – die Verdunstung steigt bei fallenden Sickerwasser-raten (vgl. Oaseneffekt). Um einer solchen Verfälschung der Messergebnisse entgegenzuwirken, können tiefer reichende Lysimeter eingesetzt werden. Diese würden die Obergrenze des Kapillarbereiches so tief unter den Wurzelraum verlagern, dass kein nennenswerter kapillarer Aufstieg mehr möglich ist (RENGER et al., 1974). Als weitere Gegenmaßnahme wäre der Einsatz von Unterdrucklysimetern denkbar, mit denen das Stauwasser abgesaugt werden könnte.

Die erforderliche Lysimetertiefe hängt somit von der Durchwurzelungstiefe (ca. 0,5 – 1,5 m), der Höhe des Kapillarbereiches über der Sohle des Auffangbehälters (0,5 m (Sand) – 2,5 m (Löß)) und der Mächtigkeit der Haftwasserzone (immerfeucht, nicht durchwurzelt, ohne nennenswerte kapillare Nachlieferung – 0,5 m) ab (DVWK, 1980). Nimmt man für einen Sandboden eine Wurzelzone von 1,0 m, einen Haftwasserbereich von 0,5 m und einen Kapillarbereich von ebenfalls 0,5 m an, ergibt sich die erforderliche Lysimetertiefe von 2,0 m. Für einen Lößboden benötigt man nach dieser Rechnung ein Lysimeter, das 4 m tief in den Boden reicht. Die Herstellung eines solchen Gerätes ist aus technischen Gründen kaum vorstellbar. Dementsprechend ist der Einsatz von Unterdrucklysimetern in feinkörnigen Böden eine gute Möglichkeit, um die Tiefe des Auffangbehälters reduzieren zu können. In flachen Lysimetern ist jedoch der Wasservorrat bei längeren Trockenperioden auf Grund des fehlenden Kapillaranschlusses früher ausgeschöpft als bei tiefer reichenden Lysimetern.

Aus o.g. Grund (große Tiefe) sollte in Tonböden auf den Einsatz von Lysimetern verzichtet werden (DVWK, 1980). Hinzu kommt der schnell einsetzende oberflächige Abfluss bei Starkregenereignissen und das Auftreten von Schrumpfungen und Quellungen, welches nur schwer erfassbare inhomogene und variable physikalische Eigenschaften des Tonbodens hervorruft. MEYER (1991) beschreibt jedoch Lysimeterstudien in Böden mit hohen Tongehalten (Riverine Plane, Australien).

Der Gebrauch von grundwasserfreien Lysimetern in Böden mit niedrigem Grundwasserspiegel (Niedermoore, Anmoore, Gleye) würde zu einer starken Verfremdung der natürlichen Bedingungen führen und ist daher abzulehnen (BEHRENDT et al., 1996).

Weichen die Bedingungen innerhalb des Auffangbehälters signifikant von denen der nahen Umgebung ab (z.B. höhere / geringere Evapotranspiration (kapillarer Aufstieg), Unterschiede in Temperatur, Belüftung (Verockerung), Nährstoffversorgung und Bewuchs) spricht man vom sog. Oaseneffekt. Die-

ser ist zu vermeiden, da er Einfluss auf den Austrag gelöster Stoffe nimmt. Der Oaseneffekt wird nach ALLEN et al. (1991) zu einem hohen Maß durch die Behälteroberkante (Strahlungsreflektion, Windschutz usw.) verursacht, wenn diese über die GOK ragt (bei Grünland üblich). Die systembedingte Isolierung des Bodenblocks von seiner Umgebung muss jedoch zwangsläufig zur Ausprägung unterschiedlicher Bedingungen in den beiden Bereichen führen (GREBET et al., 1991).

Die Grundfläche von Lysimetern sollte 1 m² nicht unterschreiten, um die Auswirkungen von lokalen Unregelmäßigkeiten und Randeffekten gering zu halten. Randeffekte, hervorgerufen durch die Behälterwand, äußern sich z.B. in der Verhinderung des seitlichen Wurzelwachstums und lateraler Fließwege, in unkontrollierten Wasserbewegungen, Rostschäden oder der bevorzugten Versickerung von Niederschlagswasser.

Tab. 1: Abgabe von Spurenelementen durch das Lysimetermaterial (BIELERT et al., 1996)

Lysimetermaterialien	Spurenelementabgabe
Edelstahl	Chrom, Nickel, Wolfram
Zinkrostschutzbeschichtung	Zink, Nickel, Blei, Cadmium
Kupfer- und Stahlleitungen	Kupfer, Cadmium, Zinn, Kobalt, Blei, Chrom, Nickel, Zink

Einflüsse der Lysimetermaterialien auf die Zusammensetzung der Sickerwasserproben sind zu prüfen.

Tab. 1 zeigt mögliche Spurenelementabgaben verschiedener Lysimetermetalle. Kunststoffbeschichtungen oder Kunstharzbehälter sollten als Alternative zu herkömmlichen Metallbehältern in Erwägung gezogen werden (BIELERT et al., 1996)

THEURETZBACHER (1996) hält die Repräsentativität von Lysimeterergebnissen für fragwürdig, da in natürlichen Böden z.T. signifikante kleinräumige Variabilitäten ausgeprägt sind. Er belegt dies mit Farbmarkierungsversuchen im Kleineinzugsgebiet Höhenhansl (Österreich).

5. Kosten

Die Kosten für die Installation von Lysimetern sind insbesondere von der Anlagengröße, des einzusetzenden Lysimetertyps und der Messtechnik abhängig. Standard- und Unterdrucklysimeter ohne Gewichtsmessung gehören mit < 10.000 DM (DVWK, 1980) [ca. 5.000 €] zu den preisgünstigsten Varianten. EVANS et al. (1991) beziffert die Kosten für den o.g. Sperrholzlysimeter mit PVC-Folie inklusive Probennahmesystem mit 1.970, 00 US\$.

Wägbare Lysimeter können je nach verwendeter Messtechnologie bis zu 100.000,00 US\$ (Wägebalken und Gegengewichte, Elektronik) kosten. ALLEN & FISHER (1991) schlagen daher die Verwendung von sog. Load Cells vor, welche die Ausgaben drastisch verringern. Zwei Lysimeter mit einer Grundfläche von jeweils 1 m² (2 m²) würden dementsprechend einen Preis von 15.000 US\$ (25.000 US\$) haben.

Komplexe grundwasserbeeinflusste Lysimeter (z.B. vom Typ Rakosi II) und Großlysimeter rufen mit > 50.000 DM (DVWK, 1980) [ca. 25.000 €] die größten Kosten hervor.

6. Auswertung von Lysimeterdaten

Zur Auswertung von Lysimeterdaten in Bezug auf Mengenbetrachtungen (Grundwasserneubildung, Verdunstung u.a.) sei auf die DVWK-Schrift „Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern“ (1980) und OLBRISCH (1975) verwiesen.

Stimmen der Niederschlag und weitere Klimafaktoren, Bodenkennwerte, Bewuchs bzw. Flächennutzung, Grundwasserstand und Oberflächenabfluss von Lysimeterstandort und Umgebung weitestgehend überein, kann bei ausreichend langen Datenreihen ein Flächenbezug für die Messwerte (Lysimeter) hergestellt werden. Dies gilt aber hauptsächlich für die Komponenten des Wasserhaushaltes (z.B. Grundwasserneubildungsrate). Die Analysenergebnisse von mit Lysimetern gewonnenen Sickerwasserproben können nicht ohne weiteres auf eine Fläche übertragen werden.

7. Lysimeter zur Bodenwassergewinnung – Anwendungsbeispiele

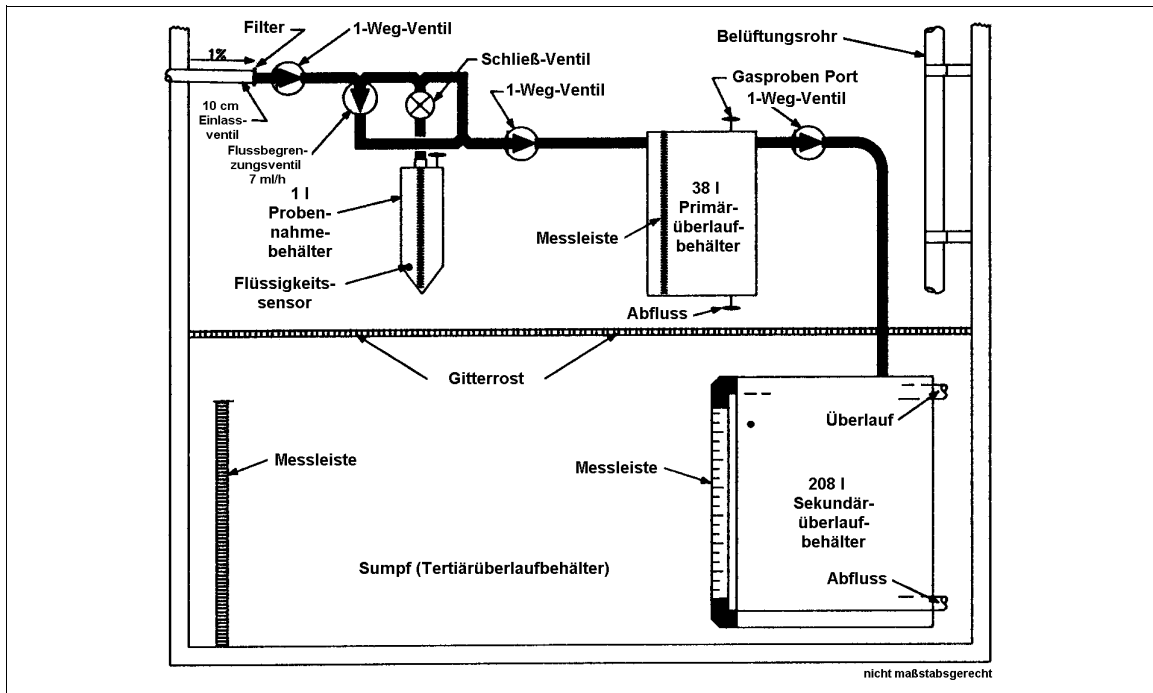


Abb. 12: Probennahmesystem (WITTRICH & WILSON, 1991, verändert)

WITTRICH & WILSON (1991) haben ein Probennahmesystem für qualitative Lysimeteruntersuchungen entwickelt (Abb. 12). Dieses verfügt über Ventile (Luftabschluss), eine automatisch geregelte Probensammlung (relativ geringer Personalbedarf) und einen Mechanismus zur Verhinderung von Probenverweilzeiten > 72 Stunden. Die Begrenzung der Verweilzeit soll eine Veränderung der Bestandteile (z.B. Ausfällung von gelöstem Metall) in der Probenlösung durch pH-Änderung oder Luftzutritt minimieren. Die Autoren empfehlen die Messung von elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Chlorid, Gesamtstickstoff (nach Kjeldahl), Nitrat, Nitrit, Ammonium, Sulfat, CSB und TOC (Mindestprobenmenge: 300 ml). Hinzu kommen weitere dem jeweiligen Untersuchungsziel dienende Parameter. Das gewinnbare Probenvolumen ist von Häufigkeit, Intensität und Dauer der Niederschlagsereignisse abhängig.

Lysimeter sind in der Vergangenheit hauptsächlich zur Bestimmung des Stickstoffaustrages (z.B. CEPUDER et al., 1996; RUPP et al., 1996; WITTRICH & WILSON, 1991) und allgemein der Nährstoffauswaschung (DOKOUPIL et al., 1996) verwendet worden. Jedoch sind auch Untersuchungen von Pestiziden (KLOCKE, 1991; KRENN, 1996) und CKW (SCHULZ & SEEGER, 1996) im Sickerwasser mittels Lysimeter durchgeführt worden.

Mess- und Probennahmekomponenten für den Lysimeteereinsatz werden in Deutschland von zahlreichen Firmen angeboten. Die Produktpalette der UIT GmbH in Dresden soll einen Überblick über die zur Zeit erhältliche Technik liefern (**Tab. 2**).

Tab. 2: Mess- und Probennahmetechnik für den Lysimeteereinsatz (UIT GmbH, Dresden)

<ul style="list-style-type: none"> • Tensiometer (Saugspannung) • FDR/TDR-Bodenfeuchtemesstechnik • Bodentemperaturfühler • Bodenredoxmesssystem • Bodenluftentnahmelanzen 	<ul style="list-style-type: none"> • Auslaufsensorik (Messparameter: pH, Redox, Lf, T, O₂, Nitrat, Ammonium) • Waagen zur Erfassung der Masse einer Tagesprobe bzw. der Lysimetermasse • Datenlogger, Software • Saugkerzen, Vakuum(steuere)technik
---	--

Anlage 6.1 (aus DVWK, 1980)

1. Allgemeine Angaben
Name und Nr. der Anlage
Typ
Versuchsziel
Anzahl der Bodenbehälter
Betreiber
Beobachter
Weitere Dienststellen
2. Angaben zum Aufstellungsort und seiner Umgebung
Aufstellungsort (Gemeinde)
Messtischblatt-Nr.
Hoch- und Rechtswert
Geländeform der Umgebung
Naturraum, Landschaftseinheit, Geologie
Mittlere Geländehöhe NN + m
Flussgebiet
Bodenbewuchs und Bewirtschaftung
Hauptbodentyp
Hauptbodenart
Mittlerer GW-Stand unter Flur (m)
Mittlerer NS (mm - aus Klimakarten)
Mittlere Lufttemperatur (°C - aus Klimakarten)
3. Angaben zum Behälter und Bewuchs
Nummer und/oder Bezeichnung des Behälters
Zeitpunkt des Baus und der Inbetriebnahme
Behälterform, -material
-auffangfläche (m ²)
-tiefe (m)
Behälteroberkante unter Flur (m)
Art der Behälterfüllung
Bewuchs und Bewirtschaftung
Grundwasserstand im Behälter unter Flur (m)
Bodentyp
Hauptbodenart
Bodenuntersuchungen u. Verbleib der Ergebnisse
Korngrößenverteilung
pF
k _f
nFK
Andere Bestimmungen
Art und Häufigkeit der Messungen
Sickerwasserablauf
Gewicht
Bodenwassergehalt
Bodenwasserspannung

Andere Messungen
4. Angaben zu den durchgeführten meteorologischen Messungen
Niederschlag
Temperatur
Luftfeuchte
Sonnenscheindauer
Strahlung
Evaporimeter
Andere Messungen
5. Art der Datenerfassung
6. Sonstige Angaben
Veränderungen an der Anlage
Störungen
Sonstiges
7. Berichte, Veröffentlichungen, in denen wesentliche Angaben zur Anlage zu finden sind

Anlage 7

Recherche zum Erfahrungs-/Anwendungsstand von Direkt-/in situ-Probennahmeverfahren

- Direct-Push-Technologie -

Direct-Push-Technologie

Die Direct-Push-Technologie wurde in den 1920er Jahren in Holland zur Ermittlung bodenmechanischer Kennwerte entwickelt und während der 1970er Jahre in den USA kommerziell nutzbar gemacht. Seit Beginn der 1990er Jahre gewinnt Direct-Push auch in Deutschland zunehmend an Bedeutung.

1. Einsatzbereiche und Grundlagen

Direct-Push (D.-P.) ermöglicht eine beprobungslose Erkundung des geologischen Untergrundes mittels unterschiedlicher geotechnischer Sonden. Darüber hinaus dient die Technologie zunehmend umweltrelevanten Untersuchungszwecken. Grundwasser-, Boden- und Bodenluftproben können gewonnen werden, aber auch beim Einbau von Saugkerzen (Sickerwasserprobennahme) und der Installation von Grundwassermessstellen findet D.-P. Verwendung. Mit Hilfe schadstoffdetektierender Sonden ist es möglich, die Lage verschiedener Kontaminationen im Untergrund zu erkunden. Ist die Art des Schadensfalles bestimmt worden, kann mittels D.-P. auch eine passive in situ-Sanierung in Form von Suspensionsinjektionen durchgeführt werden. Die Injektion einer O₂-freisetzenden Suspension würde beispielsweise aerobe Prozesse verstärken, die wiederum zum beschleunigten Abbau von Kohlenwasserstoffen (z.B. aus MKW) führen (BRACKE, 2001).

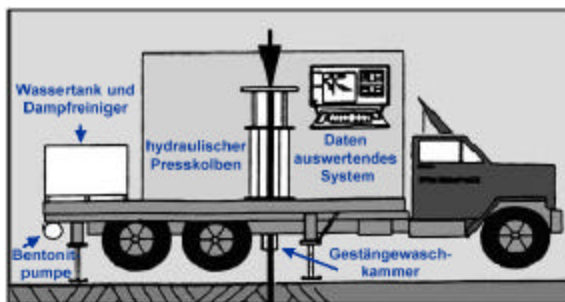


Abb. 1: CPT-Fahrzeug (aus EPA_Education, verändert)

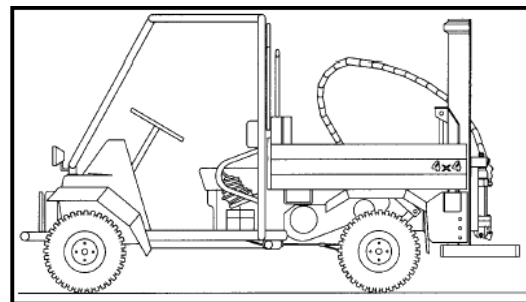


Abb. 2: Fahrzeug mit Perkussionshammer (aus BRACKE, 2001)

Generell sind zwei D.-P.-Verfahren zu unterscheiden – **Cone Penetration Testing (CPT)** und **dynamische Perkussion**. Beide bringen Sonden durch Druck über ein Gestänge in den Untergrund ein. Das CPT ist in einem 10-30 t (inkl. Zusatzgewichte) schweren Fahrzeug untergebracht (**Abb. 1**). Der Druck wird durch einen hydraulischen Presskolben erzeugt, der ausschließlich die Masse des Fahrzeugs als Gegenkraft benutzt (EPA_Platforms). 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. Jedoch werden mit letzterem höhere Drücke erzielt.

Die Fortbewegungsmittel für Perkussionshämmer reichen von leichten Kettenfahrzeugen über Transporter und Geländewagen bis hin zu Anhängern, die auch von Hand bewegt werden können (**Abb. 2**). 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 (EPA_Platforms). Im Gegensatz dazu sind die Einsatzbereiche für CPT-Fahrzeuge auf Grund ihrer Größe und ihres hohen Gewichts eingeschränkt. Für kleinflächige Areale und sensible Oberflächen ist CPT ungeeignet.

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, die mit einer Geschwindigkeit von ca. 5 cm/s in den Boden eingerammt und mit ca. 10 cm/s wieder herausgezogen werden (EPA_Platforms). Nach dem Herausziehen muss das Gestänge dekontaminiert werden. Im Fall des CPT funktioniert dies automatisch beim Einholen der Stangen mit heißem Wasser oder Wasserdampf.

Sondierlängen von bis zu 180 m (8-Stunden-Tag) hält die amerikanische Umweltschutzbehörde Environmental Protection Agency (EPA, 2001) mit dem Perkussionshammer für möglich. LIESER und HUDEC (2001) beschreiben mit 3 Abteufungen á 20 m signifikant geringere Tagesleistungen, allerdings ausschließlich für den Fall der Probennahme. HEITMANN (2000) veranschlagt für das CPT eine Tagessondierstrecke von 80 – 150 m. Zu dem würde auch in etwa die von der EPA (Education) angegebene Vortriebsgeschwindigkeit von ca. 1 – 2 cm/s passen.

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 üblicherweise mit Bentonit versiegelt (**vgl. 4.**). Auf Grund des höheren Drucks können mit dem CPT durchschnittlich größere Tiefen erreicht werden. Die Literatur gibt hierfür einen weiten Rahmen von 30 – 60 m an (HEITMANN, 2000; EPA_GW-Sampling). Für Perkussionshämmer reichen die Angaben über die maximale Sondiertiefe von 20 – 30 m (EPA, Platforms u. Geotechnical_Sensors). Ungeachtet dessen sind D.-P.-Verfahren immer an einen lockeren Untergrund gebunden. Perkussionshämmer bieten jedoch die Möglichkeit, geringmächtige härtere Schichten zu durchbohren. Da aber gewöhnlich beim Direct Push 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. Beschädigungen der Werkzeuge (Verbiegen, Bruch) können die Folge sein.

Mit dem CPT liegt eine sehr komplexe Technik vor, die den Einsatz eines erfahrenen Personals erfordert. Die Besatzung eines CPT-Fahrzeugs setzt sich üblicherweise aus vier Personen zusammen – zwei sind zuständig für die Druckwerkzeuge und den Druckvorgang, eine bedient das Sensorsystem und ein Geologe überwacht den gesamten Vorgang und wertet die Untersuchungsergebnisse vor Ort aus (EPA, Platforms). Zum Bedienen eines Perkussionshammers ist weniger Erfahrung nötig. Natürlich muss ein umfangreiches Wissen über die einzusetzenden Werkzeuge und Einschränkungen des Verfahrens vorhanden sein. Üblicherweise genügen 1 – 2 Techniker. Ihre Anzahl ist auch von der einzusetzenden Sondier- bzw. Probennahmetechnik abhängig.

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

Kosten von 1.000 – 2.000 € (EPA_Education) und für Perkussionshämmer von 1.000 – 1.500 € (EPA_Platforms; LIESER und HUDEC, 2001) pro Tag zu rechnen. Dieser Betrag kann durch kostenintensive Sondiertechnik noch um ein mehrfaches steigen (**vgl. 2.2**). Mobilitäts- und Personalkosten erhöhen den Betrag um ein weiteres.

2. Sondiertechnik

Man unterscheidet geotechnische und schadstoffdetektierende Sonden. Geotechnische Sonden dienen der Charakterisierung des geologischen Untergrundes. Dies beinhaltet vordergründig die Ausweisung von Bodenarten und damit die Herleitung der Schichtenfolge (Stratigraphie) und die Lokalisierung des/der Grundwasserleiter. Die Aufgabe von schadstoffdetektierenden Sonden besteht im Nachweis von Kontaminanten, welche MKW, PAK, Phenole, BTEX, LHKW, Schwermetalle und Explosivstoffe sein können.

2.1 Geotechnische Sonden

Zu den geotechnischen Sonden gehören die Drucksonden. Man unterscheidet **lithostatische Drucksonden**, welche den stratigraphischen Widerstand messen und **hydrostatische Drucksonden**, die den Porenwasserdruck ermitteln. 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 das Vorhandensein von Grundwasserleitern möglich. Zu beachten ist, dass die Sonde beim Eindringen einen relativ hohen Druck auf den benachbarten Bodenbereich ausübt. Die Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit kann die Folge sein (EPA, 1997).

Die lithostatische Sonde ist die Standardsonde für geologische Erkundungen des Untergrundes. Sie misst den Spitzenwiderstand und die Mantelreibung mittels Dehnmessstreifen, die eine Kraftaufnahme ermöglichen (**Abb. 3**). Zusätzlich wird meist die Neigung der Sonde durch ein Inklinometer festgestellt, um das Verbiegen oder Brechen des Gestänges zu vermeiden. Dem Verhältnis von Spitzenwiderstand (logarithmisch) zum Reibungsverhältnis (Quotient aus Mantelreibung und Spitzenwiderstand in %) können verschiedene Bodenarten zugeordnet werden (DIN 4094-1; **Abb. 4**). So weisen sandige Böden einen hohen Spitzenwiderstand und ein geringes Reibungsverhältnis, tonige Böden dagegen einen geringeren Spitzenwiderstand und ein höheres Reibungsverhältnis auf (EPA_Platforms). Ein möglicher Grundwassereinfluss ist zu beachten! Drucksonden sind für den Gebrauch mit CPT (gleichmäßiger Druck) entwickelt worden. Modifizierungen sollen aber zunehmend auch mit Perkussionshämmern zur Anwendung kommen (EPA, Geochemical_Sensors).

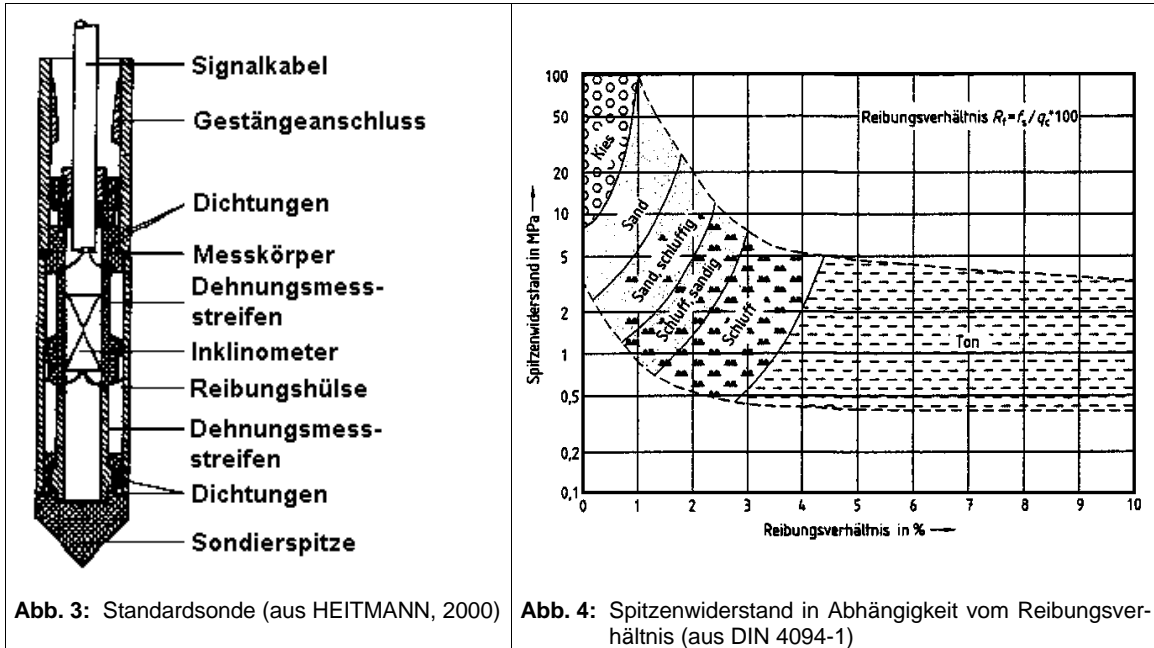


Abb. 3: Standardsonde (aus HEITMANN, 2000)

Abb. 4: Spitzenwiderstand in Abhängigkeit vom Reibungsverhältnis (aus DIN 4094-1)

Leitfähigkeitssonden sind schon heute in Kombination mit Perkussionshämmerern einsetzbar. Mittels einer Dipol-/Dipol-Anordnung am Sondenkopf wird in Abhängigkeit von der angelegten Spannung ein Stromfluss im Boden erzeugt und die elektrische Leitfähigkeit gemessen. 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, Ionenengehalt in der Porenflüssigkeit und Art des Tonmineralbestandes finden ihren Niederschlag im Messergebnis. Auch Kontaminationen von Ölprodukten führen zu einer drastischen Veränderung des elektrischen Widerstandes (EPA, Geochemical_Sensors). Zusammen mit Thermo-Response-Messungen, die effektive Wärmeleitfähigkeit und thermischen Bohrlochwiderstand ermitteln, kann die Lage von Grundwasserleitern, -geringleitern und -nichtleitern bestimmt werden (BRACKE, 2001).

Seismische Sonden messen Länge und Amplitude akustischer Wellen, die an der Erdoberfläche durch einen Signalgeber („Beam“) erzeugt wurden. Ändert sich die Dichte des Untergrundes, werden die akustischen Wellen teilweise reflektiert oder gebrochen. Mit den Messungen der seismischen Sonden ist man im Stande Reflektions- und Brechungswinkel für die seismischen Wellen abzuleiten und damit die Position entsprechender geologischer Formationen festzustellen.

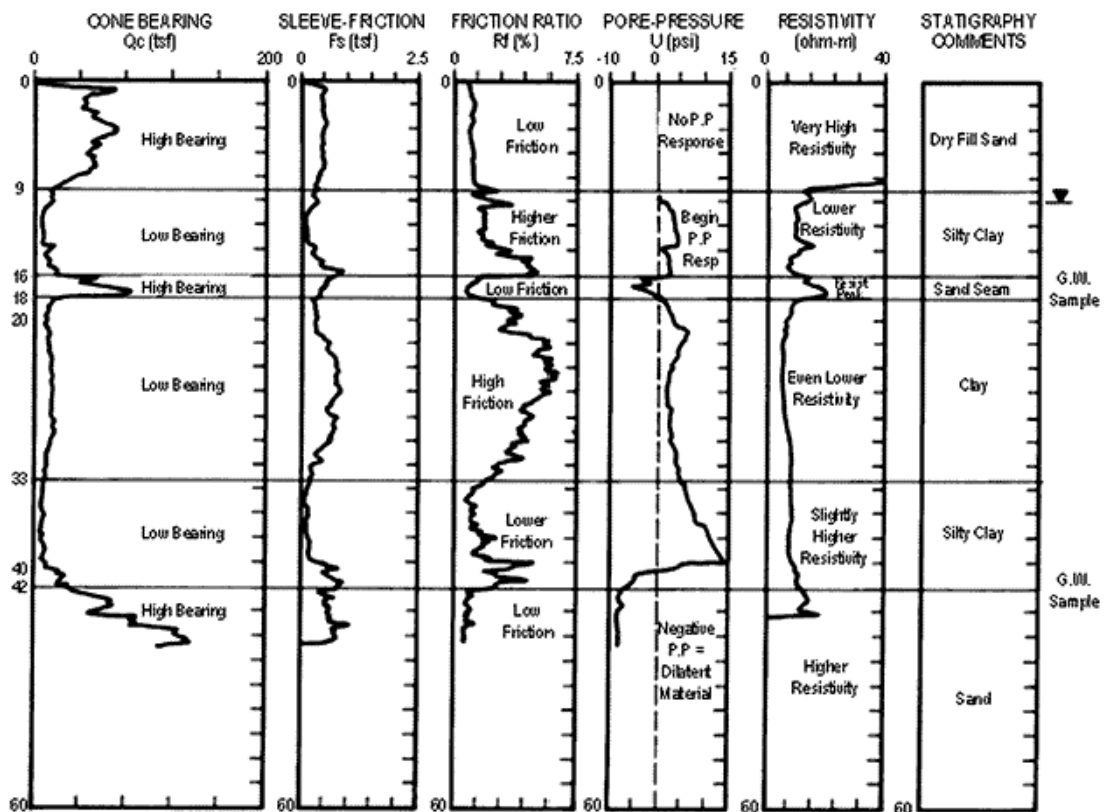


Abb. 5: Gegenüberstellung von Messergebnissen geotechnischer Sonden (aus EPA, Geochemical_ Sensors)

Radioaktive Sonden verwenden drei verschiedene Methoden. Bei der natürlichen Gammamethode wird die natürliche Gammastrahlung der Sedimente gemessen. Dabei nutzt man den Umstand, dass z.B. Ton eine höhere Gammastrahlung abgibt als Sand. Dies ist auf die höhere Ionenzahl von Ton (größere Oberfläche) gegenüber Sand (kleinere Oberfläche) zurückzuführen (EPA, 1997). Aussagen über die Stratigraphie sind daraus ableitbar. Die Gamma-Gamma-Methode beruht auf der Ausstrahlung und dem Empfang von Gammastrahlung. Die Resonanz ist abhängig von der Bodendichte. Wiederum kann man auf die Stratigraphie aber auch die Porosität schließen. Auf Ausstrahlung und Empfang beruht auch die Neutronen-Methode. Die Reflektion von Neutronen ist vom Feuchtegehalt des Bodens abhängig. Sonden, die nach diesem Prinzip funktionieren, können die Position des Grundwasserspiegels lokalisieren, aber erst, wenn Stratigraphie und Feuchtegehalt des Untergrundes bekannt sind (Kombination mit anderen geotechnischen Sonden)!

Die EPA empfiehlt zur Kalibrierung geotechnischer Sonden den Vergleich der Sondierergebnisse eines Direct-Push-Kanals mit einem auf herkömmliche Weise (Liner) analysierten Bohrloches in unmittelbarer Nähe (EPA, 1997). 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. **Abb. 5** leitet aus den Messergebnissen geotechnischer Sonden die Stratigraphie des Untergrundes ab.

2.2 Schadstoffdetektierende Sonden

Diese Art von D.-P.-Sonden sollen die Ausbreitung von Schadstofffahnen aufzeigen. Ihre höchstens semiquantitativen Ergebnisse gelten gewöhnlich für Summenparameter und sind demzufolge nicht zum Nachweis von Schadstoffmengen und speziellen Einzelstoffen gedacht.

Membran-Interface-Probe (MIP) dient zum Nachweis von leicht- bis mittelflüchtigen Substanzen (MKW, LHKW und BTEX) nahezu in Echtzeit. Sie wurde ursprünglich für den Einsatz mit Perkussionshämmern konstruiert, ist aber mittlerweile auch für das CPT im Sickerwasser- wie im Grundwasserbereich einsetzbar. Standardgeräte sind für Teufen bis ca. 20 m ausgelegt. Spezialanfertigungen ermöglichen Sondierungen bis 30 m (Perkussionshammer) bzw. 45 m (CPT) [EPA_Analytical_Systems].

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 verdampfenden Verbindungen. Über eine beheizte hydrophobe Polymermembran, z.B. aus Teflon und Metall in einer Edelstahlhülle (EPA_Analytical_Systems), 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. Ergebnis ist eine semiquantitative Messung des „Gesamtschadstoff-Summenparameters“ (Bracke, 2001). Die FID- und PID-Ergebnisse werden als elektrische Resonanz in μV angegeben. Die Auswertung der Ergebnisse erfordert einige Erfahrung, denn ähnliche Kontaminanten weisen oft ein breites Resonanzspektrum auf. Im Fall von Benzin-Kraftstoff-Kohlenwasserstoffen kann sich der Bereich von 4.000 – 50.000 μV erstrecken, abhängig von der Bodenart (GEOPROBE, 1996).

Zur Kalibrierung der FID- und PID-Detektoren findet ein Standard aus bekannten Schadstoffen (MKW, chlorierte KW) in 0,5 l Wasser Verwendung. Zuerst hält man die Sonde in wassergesättigten sauberen Sand, dann 45 s in die Schadstofflösung. Anschließend folgt die Resonanzkontrolle (EPA_Analytical_Systems). Zur Qualitätskontrolle ist eine Reihe von Kontaminationskonzentrationen (frei über niedrig bis hoch kontaminiert) als Bodenproben verschiedener Sondierstandorte und Tiefen zu nehmen und in einem Labor off site zu analysieren. Abweichungen der Laborergebnisse von den MIP-Ergebnissen bis zu 5 % sind zulässig (EPA_Analytical_Systems).

Um so höhersiedender die nachzuweisenden Schadstoffe sind, desto höher liegt die Nachweisgrenze. So wird Tetrachlorethen als relativ hochsiedender chlorierter KW erst ab einem Gehalt von 100 – 500 $\mu\text{g/l}$, dagegen das dechlorierte niedrigsiedende Methan schon bei < 10 $\mu\text{g/l}$ nachweisbar, jedoch nicht als Einzelstoff sondern im Rahmen einer Stoffgruppe (BRACKE, 2001). Die EPA gibt Nachweisgrenzen für typische chlorierte KW von 5 ppm (FID/PID) an (EPA_Analytical_Systems)!

Derzeit befinden sich wasserunempfindliche, halogensensitive DELC-Detektoren in der Testphase. Sie sollen die Nachweisgrenzen höhersiedender Ausgangssubstanzen auf < 20 $\mu\text{g/l}$ senken (BRACKE, 2001). In der amerikanischen Literatur wird von einem ionenabscheidenden Massenspektrometer (DSITMS – Direct Sampling Ion Trap Mass Spectrometer) berichtet, welches in Verbindung mit MIP eingesetzt werden kann und Nachweisgrenzen von ca. 1 ppm für Kohlenwasserstoffe

erlangt. Mit DSITMS sollen qualitative und (semi-)quantitative Messungen möglich sein! Es benötigt eine Analysezeit von 2 – 3 min und ist damit in der Lage große Probenzahlen in kurzer Zeit zu analysieren. Ionen mit ähnlicher Masse und Ladung führen jedoch möglicherweise zu höheren Konzentrationsangaben des entsprechenden Schadstoffs (EPA_Analytical_Systems). Die Kombination der MIP-Sonde mit einem Gaschromatographen (über Bypass) lässt Einzelstoffe nachweisbar werden (so geschehen bei der Sondierung der Hanscom Air Force Base, USA; ROBBAT, 1997), ebenfalls der in der Erprobung befindliche chlor-sensitive Detektor XSD (Halogen Specific Detector), welcher Unterscheidungen von leichtflüchtigen organischen Komponenten (VOC) vornimmt (BRACKE, 2001).

Die Fa. ECOS hat in einem glazialen Aquifer (Fein- und Mittelsand, geringmächtige Schluffhorizonte – mit Standard- und Leitfähigkeitssonde) in Brandenburg MIP-Sondierungen durchgeführt. Der zu detektierende Schadstoff war das chlororganische Lösungsmittel Trichlorethen. Am unmittelbaren Schadstoffherd in 3,50 m Tiefe wurden deutliche PID-, aber nur geringe FID-Signale gemessen. Am gleichen Standort zwischen 7 und 12 m war das Ergebnis umgekehrt (deutliche FID, geringe PID-Signale). 16 m vom Schadstoffherd entfernt in etwa 3,50 m Tiefe fand man das gleiche Resultat. In 60 m Entfernung in einer Tiefe um 7 m (Schadstofffahne verlagert sich in tiefere Regionen) konnten keine PID-, dagegen aber hohe FID-Werte gemessen werden. Aus den Untersuchungsergebnissen wird deutlich, dass chlorierte KW für eine signifikante PID-Detektion verantwortlich sind. Mit zunehmender Dechlorierung der KW (mit der Tiefe und der horizontalen Entfernung) und steigenden Dampfdrücken vergrößern sich die FID-Werte. MIP ist also in der Lage den Abbau- und Ausbreitungsprozess von chlorierten KW zu visualisieren, wobei dechlorierte Metabolite im Gegensatz zur herkömmlichen Probennahmetechnik gut nachweisbar sind. Daher sind die leicht- bis mittelflüchtigen BTEX von FID und PID erfassbar, die leichtflüchtigen halogenierten KW aber nur von FID (BRACKE, 2001). Mit dem Wissen über das genaue Ausmaß der Schadstofffahne und Konzentrationen entsprechender Schadstoffe wird eine gezielte Positionierung von Messstellen und Sanierungsbrunnen möglich.

Auf dem Prinzip der laserinduzierten Fluoreszenz (LIF) beruht die Funktionsweise der ROST® (Rapid Optical Screening Tool) Sonde. Sie dient zum Nachweis von MKW, PAK, Phenolen und BTEX, wurde von den Firmen Loral Corporation und Dakota Technologies, Inc. entwickelt und findet heute durch die Fa. FUGRO kommerzielle Anwendung. Um die Lagerungsverhältnisse zu ermitteln, ist die ROST®-Sonde mit einer Standardsonde kombiniert worden. 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 (EPA_Analytical_Systems). 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. Bei konstanter Laserwel-

lenlänge bleibt die Fluoreszenzwellenlänge variabel. Länge und Intensität des Peak lassen auf den Schadstofftyp schließen, sofern dessen „Fingerabdruck“ (charakteristisches 3-D-Bild) bekannt ist (EPA_LIF).

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 (EPA_Analytical_Systems). Geringe PAK-Gehalte in Kraftstoffkontaminationen bewirken höhere Nachweisgrenzen, ebenso Additive (z.B. Farbstoffe), welche die Fluoreszenzstrahlung zurückhalten (EPA_LIF).

Zur Kalibrierung und Qualitätskontrolle kann ein Verschnitt aus synthetischen Motorölen eines bekannten Fluoreszenzspektrums (Fluoreszenzküvette) dienen. Eine Neueinstellung der Wellenlängen sollte ab einer Abweichung von 20 % oder > 5 nm erfolgen (EPA_LIF). Die Kalibrierungskurve bildet die durchschnittliche maximale Fluoreszenzintensität gegenüber der MKW-Konzentration in der Referenzlösung ab. Beim Einsatz in der Dover Luftwaffen Basis (USA) konnte ein deutlicher Memory Effekt und damit verbunden eine Ergebnisverfälschung durch Verschmieren des Saphirfensters nachgewiesen werden. Daher sollte das Saphirfenster vor und nach jedem Push mit sauberem feinkörnigem Sand gereinigt werden (EPA_Analytical_Systems).

Um die Genauigkeit des ROST®-Verfahrens festzustellen, hat die EPA 1994 charakteristische Standorte off site im Labor (Hohlbohrerproben) und im Gelände mit ROST® untersuchen lassen. Es handelte sich um drei Untersuchungsgebiete mit Teer-Abfällen und MKW, die unterschiedliche Bodenarten aufwiesen. Die Ergebnisse belegten eine Übereinstimmung bei der Identifizierung von gering, mittel und hoch kontaminierten Zonen. Die relative Fluoreszenzintensität korrelierte mit den Gesamt-MKW- und -PAK-Konzentrationen. Jedoch konnten gute, quantitative Übereinstimmungen zwischen der Fluoreszenzintensität und individuellen MKW bzw. MKW-Klassen nicht gefunden werden. Dies ist jedoch auch nicht Anspruch der ROST®-Technologie. Nur in einem Fall trat bei dem Vergleich der Gelände- und Labordaten ein false-negative-Ergebnis auf, d.h. im Labor wurde eine Kontamination im 100er ppm-Bereich und mittels ROST® keine Kontamination festgestellt (EPA_LIF).

Neuere Vergleiche von Labor- mit ROST®-Ergebnissen für zwei Untersuchungsgebiete in Kalifornien und New Mexico ergaben Übereinstimmungen von 89,2 % bzw. 93,4 %. Die false-negativ-Rate betrug dagegen nur 5,4 % bzw. 3,3 %. Ergebnisunstimmigkeiten waren immer auf die Nähe von Nachweisgrenzen zurückzuführen (EPA_VS-SCM-01, 1997). Das California Military Environmental Coordination Committee (CMECC) hat LIF zu einem geeigneten Sondierwerkzeug erklärt, das aber nicht zum Erbringen absoluter Daten geeignet ist (EPA_LIF).

Befinden sich neben den zu detektierenden Kontaminanten noch andere fluoreszierende Stoffe wie Calcit, natürliche organische Substanz oder künstlich hergestellte Produkte starker Fluoreszenz wie Frostschutz-, Enteisungs- und Reinigungsmittel im Boden, besteht die Gefahr der Ergebnisverfälschung. Einem erfahrenen Fachmann sollte aber eine Unterscheidung möglich sein (EPA_Analytical_Systems). Die übliche ROST®-Crew besteht aus 3 Personen und benötigt eine relativ lange Einarbeitungszeit, da Erfahrung Grundbedingung für die Anwendung des Verfahrens ist.

Wurde ROST® ursprünglich für CPT entwickelt, ist es mittlerweile auch für Perkussionshämmer anwendbar. Die Fa. FUGRO gibt Kosten von ca. 4.250 €/Tag (CPT) an. In diesem Zeitraum kann eine Push-Länge von etwa 100 m mit einer Auflösung von bis zu 2 cm in real time analysiert werden (EPA_VS-SCM-01, 1997). Für große Schadensflächen geht die EPA von etwa gleichen Kosten für das ROST®-Verfahren und herkömmliche Untersuchungs- und Analysemethoden aus. ROST® ist

aber in der Lage, in der gleichen Zeit ein Vielfaches an Untersuchungsstandorten zu analysieren und liefert somit ein genaueres Bild des Untergrundes und der Schadstoffverteilung (EPA_Analytical_Systems). Für kleine Untersuchungsgebiete erscheint ROST® unrentabel.

Zum Nachweis anorganischer Substanzen (z.B. Schwermetalle) sind zwei Technologien in Kombination mit D.-P. 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.

Abb. 6 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 (EPA_Analytical_Systems). Darüber hinaus besteht die Gefahr, dass die Bodenmatrix die Röntgenstrahlung absorbiert und damit eine XRF-Analyse verhindert. Tritt fluoreszente Röntgenstrahlung auf, kann jedoch auch deren Auswertung Probleme bereiten. Liegen z.B. zwei Peaks nur 240 eV (Elektronenvolt) auseinander, können sie bei einer Auflösung des Detektors von > 240 eV nicht unterschieden werden.

XRF kann Schwermetalle mit Konzentrationen ab ca. 100 ppm nachweisen (EPA_Analytical_Systems). Zur Kalibrierung dient ein Standard Referenz Material bzw. eine Bodenprobe mit bekannten Metallkonzentrationen. Die Messungen werden 3 – 5 mal in einem strahlengeschützten Behälter wiederholt und dauern jeweils ca. 100 s. Das Ergebnis ist eine Kalibrierungskurve, die man mit einer Standardkurve vergleicht. Nur Personal, dass im Umgang mit radioaktiven Materialien geschult wurde, darf Untersuchungen mit XRF durchführen!

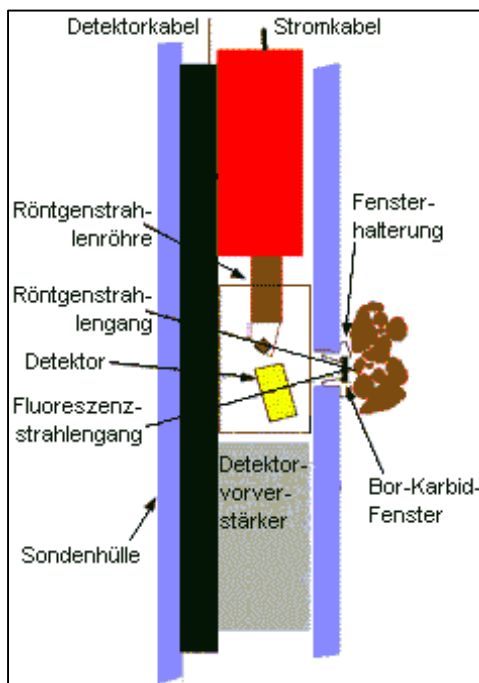


Abb. 6: XRF-Sonde (aus EPA_Analytical_Systems, verändert)

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. Sowohl qualitative als auch quantitative Analysen sind – wie schon beim XRF – durchführbar. Die LIBS-Sonde ist auch für oberirdische Bodenuntersuchungen geeignet, birgt dort aber ein erhöhtes Gefahrenpotenzial auf Grund des leicht zugänglichen Lasers. Daher sind besonders Augen und Haut zu schützen!

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_Analytical_Systems). Zur Kalibrierung dient eine kontaminationsfreie Bodenprobe möglichst aus dem Untersuchungsgebiet. Diese versetzt man mit Metallen bekannter Konzentration, die sich an den Erwartungen an das Untersuchungsgebiet orientieren sollten. Die Messergebnisse der „sauberen“ und der kontaminierten Probe werden schließlich verglichen.

Da es sich bei XRF und LIBS um Field-Screening-Methoden handelt, ist zur Qualitätskontrolle ein Vergleich der Geländedaten mit den Ergebnissen repräsentativer Laborproben unverzichtbar. Dazu sollten aus dem angrenzenden Bereich von 5 – 10 % der Sondierstandorte Bodenproben für die nachfolgende Laboranalyse genommen werden. Wenn sich Gelände- und Labordaten signifikant unterscheiden, aber ein klarer Trend ablesbar ist, kann man die Felddaten dementsprechend anpassen (EPA_Analytical_Systems).

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 in Verbindung mit geotechnischen Sonden ist üblich.

Speziell zum Nachweis flüchtiger organischer Substanzen (VOC) sind **Hydrosparge** (Grundwasser) und der **Thermische-Desorptions-Probennehmer** (TDS – für Bodenproben des Sickerwasserbereiches) konzipiert worden (EPA_Analytical_Systems, **Abb. 7 u. 8**). Beide Systeme können sowohl mit CPT als auch mit dem Perkussionshammer bis in 30 m Tiefe eingesetzt werden, sind jedoch nicht mit geotechnischen Sonden kombinierbar, so dass eine vorausgehende stratigraphische Sondierung nötig ist.

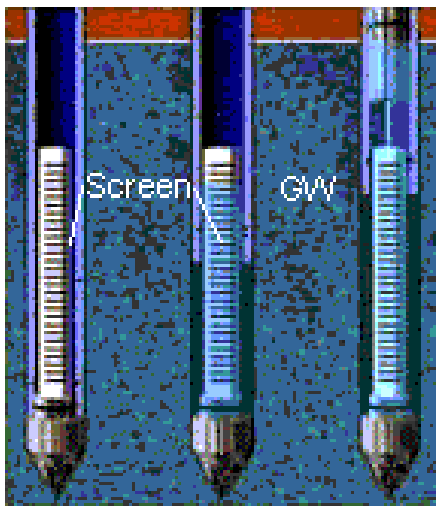


Abb. 7: Hydrosparge (aus EPA_Analytical S., verändert)

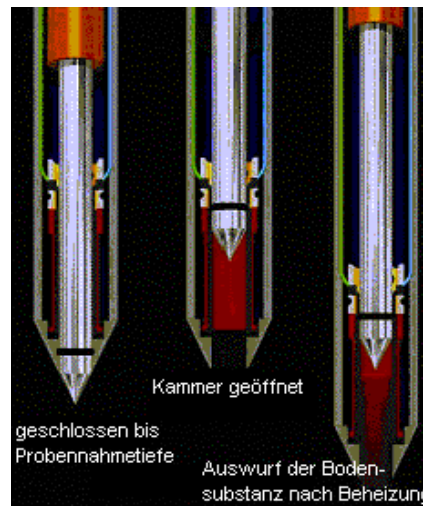


Abb. 8: TDS (aus EPA_Analytical S., verändert)

Bei der amerikanischen **Hydrosparge-Technologie** wird ein Probennehmer mittels D.-P. in die gewünschte Tiefe gebracht. Etwa 45 cm unterhalb des Grundwasserspiegels erfolgt die Freilegung des wasserdurchlässigen Sondenbereichs (Screen). Grundwasser dringt daraufhin in das Sondeninnere ein, bis nach ca. 15 – 20 min ein Gleichgewichtszustand erreicht ist. Anschließend leitet man ein inertes Trägergas (Helium) durch die Flüssigkeit, welches die VOC mobilisiert und an die Oberfläche trägt. Die darauf folgende Analyse findet mit DSITMS (vgl. MIP-Sondierung) statt. Das System ist auf Luftdichtheit zu prüfen! Zur täglichen Kalibrierung dienen 250 ml destilliertes Wasser mit einer bekannten Schadstoffkonzentration (VOC).

Die **TDS-Sonde** findet ebenfalls im amerikanischen Raum Verwendung. Sie nimmt eine Bodenprobe von ca. 5 g auf und erhitzt diese. Die frei werdenden Gase gelangen mit einem Trägergas an die Oberfläche, wo die Analyse mittels DSITMS durchgeführt wird. Um Kondensation zu vermeiden, muss die Steigleitung beheizt werden. Tiefe Probenahmen (lange Steigleitung) und sehr kalte Horizonte können in diesem Zusammenhang zu Problemen führen. Abschließend schiebt ein Kolben die Probe aus der Probenkammer. Eine nochmalige Erhitzung der Probenkammer hat deren Reinigung und die Beseitigung von Spurenstoffen zum Zweck. Nun können weitere Bodenprobe aus tieferen Bereichen untersucht werden. Auch dieses System muss luftdicht gehalten werden! Es ist mit einigen Modifikationen auch zur Untersuchung von Bodenluft verwendbar. Erfahrungen zeigen, dass besonders Di-

(DCE) und Trichlorethene (TCE) sehr gut mit TDS nachweisbar sind. TDS- und Laborergebnissen korrelieren relativ deutlich (DCE = 0,83; TCE = 0,97; EPA_Analytical_Systems).

Eine vermittelnde Stellung zwischen geotechnischen und schadstoffdetektierenden Sonden nimmt die

Videosonde ein. Sie dient zur optischen Analyse des D.-P.-Loches und kann sehr schmale Bodenmerkmale ebenso wie Kontaminationsschichten erkennen. Zur Ausstattung von Videosonden gehören Miniaturkameras mit Vergrößerungs- (bis zu 100x) und Fokussierlinsensystemen, durch die Objekte von 20 µm betrachtbar werden. Das für die Betrachtung nötige Licht gelangt über Dioden in den Boden. Gelegentlich nutzt man auch die laserinduzierte Fluoreszenz, um kontaminierte Teilchen sichtbar zu machen (EPA_GW_Sampling).

3. Probennahme mit Direct Push

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

Gewöhnlich besitzen das Gestänge und die verwendete Sonde bei D.-P.-Verfahren annähernd den gleichen Durchmesser. Beim Vortrieb ist somit eine Kontaminationsverlagerung in die Tiefe kaum möglich – dies trifft nicht bei der Verwendung von Reibungsminderern (größerer Durchmesser als Sonde und Gestänge) zu. Wird beim Zurückziehen das Loch sofort mit Dichtungsmaterial (z.B. Bentonit) gefüllt (**vgl. 4.**), besteht ebenfalls kaum Gefahr der Schadstoffverschleppung. Soll z.B. eine Probennahmesonde mehrmals in ein und das selbe Loch eingebracht werden, wächst die Gefahr der Kontaminationsverlagerung. Dieser kann man durch Verwendung eines Schutz- oder Mantelrohres (Ø 3 – 10,5 cm) begegnen. Der Vortrieb von Sonde, Gestänge und Schutzrohr erfolgt gleichzeitig. Die Sondenspitze muss dabei den gleichen Durchmesser wie das Schutzrohr aufweisen, um das Eindringen von Bodenmaterial zu verhindern (EPA, 1997). **Tab. 1** stellt Vor- und Nachteile von **Einfach-Gestänge** und **Gestänge mit Schutzrohr** dar. Auf die Verwendung beider Varianten in Abhängigkeit vom Probenmedium wird nachfolgend Bezug genommen.

Tab. 1: Vor- und Nachteile von Einfach-Gestänge und Gestänge mit Schutzrohr

Einfach-Gestänge	Gestänge mit Schutzrohr
<ul style="list-style-type: none"> • schneller • gut geeignet für nur <u>eine</u> Probennahme im Loch • bei Mehrfachbenutzung: <ul style="list-style-type: none"> - Einsturzgefahr - Materialverlagerung aus Lochwand - Kontaminationsverschleppung - Versiegelungsschwierigkeiten 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Materialverlagerung im Loch • keine Probenmischung aus versch. Tiefen • optimal für Probennahme aus kontaminierten Bereichen • größerer Durchmesser, deshalb mehr Druck nötig → geringere Tiefen erreichbar • Ausbau zur Grundwassermessstelle möglich

Die zur Probennahme dienenden Utensilien sind meist aus (Edel-) Stahl, Messing, PVC, PE, PP oder Teflon gefertigt. Der Sondenkörper besteht gewöhnlich aus (Edel-) Stahl, um die hohe Druckbelastung

beim Push aufnehmen zu können. Bei der Kombination mehrerer verschiedener Materialien muss auf mögliche Wechselwirkungen geachtet werden! Zum Schutz vor ungewolltem Wasserzutritt sind zwischen Einzelteilen Dichtungsringe zu verwenden. Findet eine Sondenspitze mit einem größeren Durchmesser als der restliche Sondenkörper und das Gestänge Verwendung (größere Tiefen erreichbar), besteht die Gefahr der Kontaminationsverschleppung. Neues Gerät ist vor Benutzung zu reinigen (ASTM, 1998)!

3.1 Bodenprobennahme

Es gibt zwei Varianten von **Bodenprobennehmern – unversiegelte 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 (**Abb. 9 u. 10**). Dementsprechend müssen unversiegelte Werkzeuge sooft in das Loch eingebracht und mit Kernen geborgen werden, bis die nötige Tiefe erreicht ist (EPA, 1997). Die Probennahme kann in beiden Fällen mit Linern erfolgen.

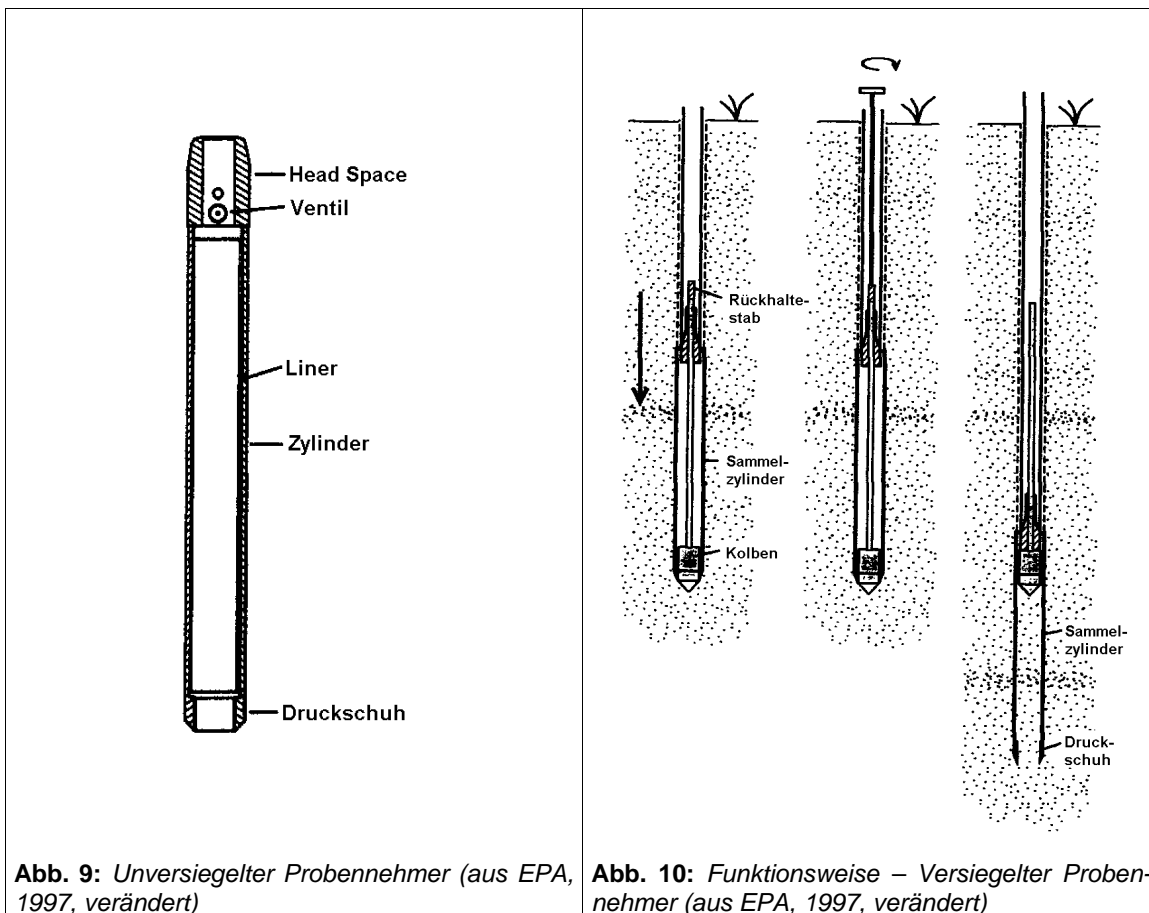


Abb. 9: Unversiegelter Probennehmer (aus EPA, 1997, verändert)

Abb. 10: Funktionsweise – Versiegelter Probennehmer (aus EPA, 1997, verändert)

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. An der Oberfläche erfolgt die Entnahme und Versiegelung des Liners (HEITMANN, 2000).

Unversiegelte Probennehmer mit Einfach-Gestänge sollten nicht in lockeren grobkörnigen Sedimenten Verwendung finden, da es bei dem mehrfach nötigen Eindringen des Werkzeugs zu Materialverlagerungen im Loch kommen kann. Kontaminierte Böden sollten mit diesem Verfahren ebenfalls nicht beprobt werden, weil dessen Einsatz leicht zur Verschleppung von Schadstoffen führt. Die Verwendung eines Schutzrohres würde dem entgegenwirken (EPA, 1997). Versiegelte Probennehmer bieten einen guten Schutz vor Kontaminationsverschleppung. Beide Verfahren lassen bei späteren Laboruntersuchungen der Liner Porenwassergewinnung und VOC-Analyse zu (HEITMANN, 2000).

3.2 Probennahme von Bodenluft

Durch die Untersuchung von Bodenluft können flüchtige Substanzen festgestellt werden, welche auf die Art der vorliegenden Kontamination hinweisen. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die weiterführenden Untersuchungen. Die Probenförderung findet entweder durch das Gestänge/Schutzrohr oder Schläuche mit Hilfe von Pumpen oder in Form eines gasdichten Behälters, der sich in der Sonde befindet, statt. Für die Bergung der Bodenluft über das Gestänge oder Schutzrohr ist keine zusätzliche Ausstattung nötig. Jedoch besitzen Gestänge bzw. Schutzrohr ein großes Luftvolumen, welches erst einmal mit der Bodenluft ausgetauscht werden muss. Hinzu kommen chemische Reaktionen von atmosphärischer Luft und Bodenluft, die zur Bildung von Umwandlungsprodukten führen. Durch ein undichtes Gestänge kann Bodenluft aus unterschiedlichen Tiefen eindringen und das Ergebnis für eine bestimmte Tiefe verfälschen. Bei der Verwendung von Schläuchen sind die Materialien PE und Teflon zu bevorzugen. Diese Schläuche sind sehr dicht und bedingen durch ihren relativ geringen Querschnitt im Vergleich zum Gestänge/Schutzrohr ein reduziertes Austauschvolumen. Das wirkt sich besonders vorteilhaft bei Probenahmen in Feinböden (geringer Luftzustrom) aus. Gasdichte evakuierte Behälter in der Sonde gewinnen Proben unter Standortbedingungen. Diese Methode ist zeitintensiv und erbringt nur geringe Probenmengen.

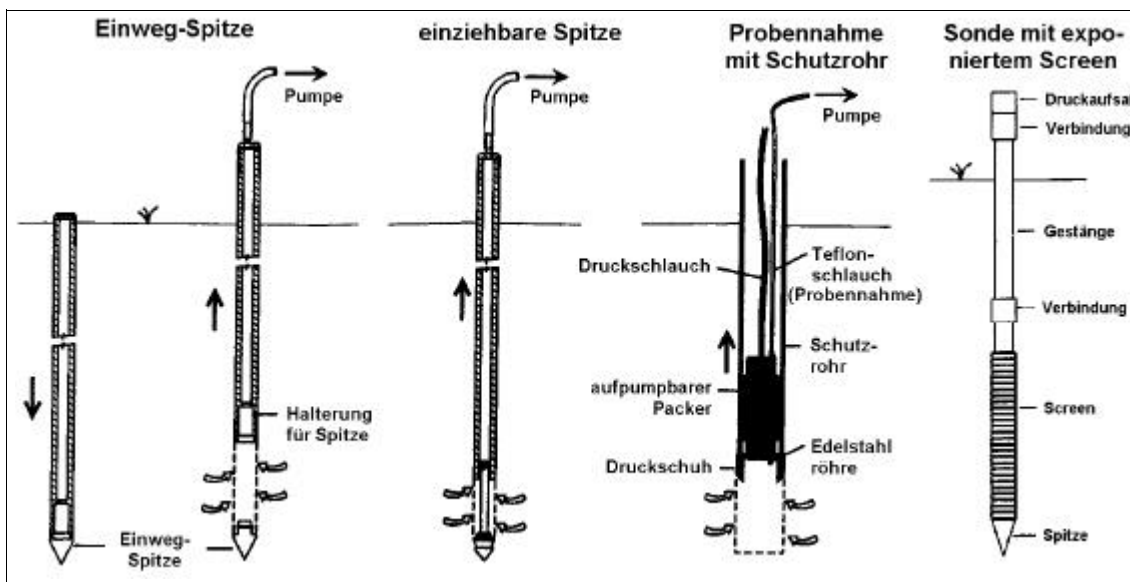


Abb. 11: Sonden zur Beprobung von Bodenluft (aus EPA, 1997, verändert)

In Verbindung mit D.-P. kommen vier Verfahren zur Bodenluftbeprobung zum Einsatz (Abb. 11). Probennahmesonden mit einer **Einweg-Spitze** dringen in die gewünschte Tiefe vor und wird dann einige

cm zurückgezogen. Die Spitze aus Aluminium oder Stahl verbleibt am tiefsten Punkt. Es hat sich ein Hohlraum gebildet. Nun erfolgt die Probennahme mittels Vakuumbehälter (Headspacephiole + Injektionsnadel) oder Saugleitung (Kanister an Oberfläche) [EPA_Soil/Soilgas]. 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 Loch (wenn stabil) in größerer Tiefe anschließen. Dabei wird die verbliebene Spitze einfach aus dem Weg geschoben. Dies kann in dichten Tonen Probleme bereiten (EPA, 1997).

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 Probenahmen 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).

3.3 Probennahme von Grundwasser

Zur Förderung des Grundwassers an die Oberfläche stehen 3 Verfahren zur Auswahl. Ist das Grundwasser mit mittel- bis schwerflüchtigen Substanzen kontaminiert kann es mit einer Membranpumpe (bis 8 – 9 m) abgesaugt oder mit einer Hydroliftpumpe gehoben werden. Letztere verwendet ein Fußventil in der Probennahmesonde, welches sich zyklisch öffnet und schließt. Dadurch steigt die Wassersäule in der Steigleitung (Teflonschlauch) zunehmend bis die Probe schließlich sukzessive die Oberfläche erreicht und dort in einem geeigneten Behälter gesammelt wird. Mit leichtflüchtigen Substanzen kontaminiertes Grundwasser sollte man zum Schutz vor Entgasung luftdicht bergen. Dazu muss die Probennahmesonde ein luftdichtes evakuiertes Gefäß enthalten, das bei Grundwasserzutritt geöffnet werden kann. Nach der Probennahme erfolgt der gasdichte Verschluss des Gefäßes und das Zurückziehen der Sonde an die Oberfläche. Die Fa. ECOS verwendet für die gasdichte Grundwasser-

beprobung eine druckluftgesteuerte Hülse mit zwei Ventilen (BRACKE, 2001; **Abb. 12**), die Fa. FUGRO dagegen ein evakuiertes Probenröhrchen (ca. 130 ml) mit Verschlusskappe und Dichtung (Septum), welche bei der Probennahme von einer Injektionsnadel durchstoßen wird (HEITMANN, 2000; **Abb. 13**). Das Probenvolumen ist bei beiden Verfahren relativ gering (KARKLINS, 1996).

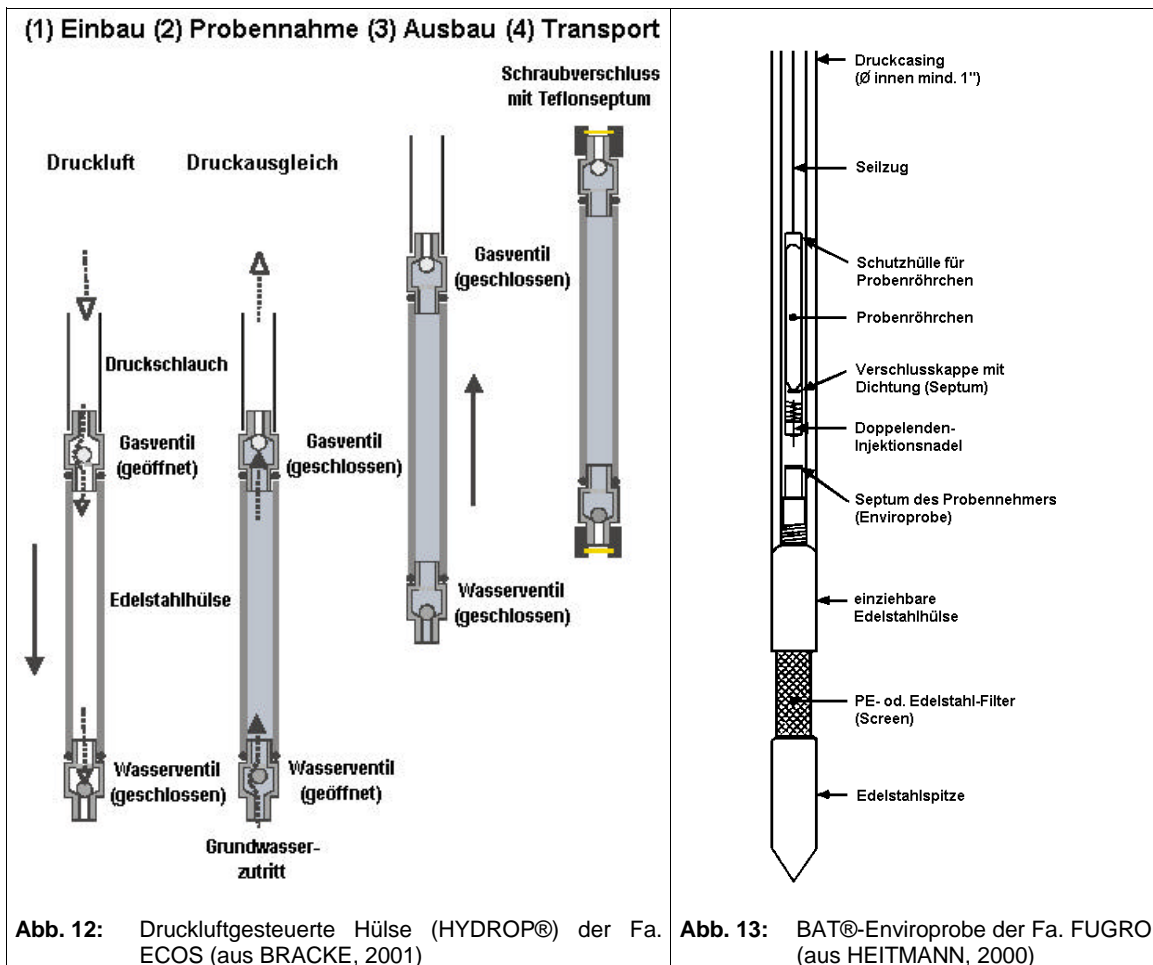
Die luftdichte Probennahme ermöglicht die Beibehaltung der Druckverhältnisse des Grundwasserleiters (ASTM, 1998). Die Bewahrung der leicht flüchtigen Komponenten durch den Einsatz geeigneter Probennahmeverfahren in Kombination mit D.-P. stellt einen großen Vorteil gegenüber der Beprobung herkömmlicher Grundwassermessstellen dar.

Direkte Grundwasserprobennahmen mit D.-P. sind nur bis zu einer minimalen hydraulischen Leitfähigkeit von 10^{-4} cm/s (typischer Schluff) des zu beproben Horizontes ökonomisch, da bei geringeren hydraulischen Leitfähigkeiten relativ lange Zeiträume zur Probennahme benötigt werden (EPA, 1997). Unter solchen Bedingungen sind Monitoring-Installationen, wie Grundwassermessstellen, die über Wochen bis Jahre im Boden verbleiben, besser geeignet.

Probennahmesonden für Grundwasser sind in drei Kategorien einzuteilen. Die erste Kategorie bilden Sonden mit **exponierten Filtern** (Material: z.B. Sinter-PE), die sehr den Sonden zur Bodenluftbeprobung ähneln (**vgl. Abb. 11**). Filterlängen von 15 – 90 cm sind üblich. Der Einsatz dieser Sonden ermöglicht die Beprobung unterschiedlicher Tiefen ohne Ausbau des Gerätes sowie eine kontinuierliche Probennahme des gesamten Grundwasserleiters mit der Erfassung sowohl von aufschwimmenden MKW als auch von CKW, an der Aquiferbasis (BRACKE, 2001). Da der Filterbereich während des gesamten Pushvorganges frei liegt, besteht beim Durchfahren schadstoffbelasteter Horizonte die Gefahr der Kontaminationsverschleppung. Ebenso neigen die Filter bei der Passage von Feinmaterial (Schluff, Ton) zur Verstopfung. Der Filterbereich ist gegenüber den starken Druckeinwirkungen am wenigsten widerständig und dadurch relativ schadensanfällig (EPA, 1997). Die negativen Eigenschaften exponierter Filter können reduziert werden, indem beim Abteufen deionisiertes Wasser durch den Filter gepumpt wird. Bei der Probennahme ist dann die Pumprichtung umzukehren und die geförderte Probe solange zu verwerfen bis sich die elektrische Leitfähigkeit nicht mehr signifikant ändert. Das im Boden verbleibende Spülwasser kann sich u.U. nachteilig auf die Probennahme auswirken (PITKIN et al., 1994). Sonden mit exponierten Filtern sind laut ASTM (1998) nur zur Übersichtsgewinnung geeignet.

Bei der Verwendung exponierter Filter in Kombination mit CPT kann Inertgas mit hohem Druck durch den Filter gepresst werden, um eine Verstopfung oder Kontaminationsverschleppung zu vermeiden. Die Verwendung deionisierten Wassers ist ebenfalls möglich.

Die zweite Kategorie grundwasserbeprobender Sonden besitzt einen **versiegelten Filter**, der erst in der gewünschten Tiefe freigelegt wird (**Abb. 14**, links). Ein Metallmantel bewahrt den Filter vor Beschädigung und dem Zusetzen durch Feinmaterial, darüber hinaus bietet er einen guten Schutz vor Kontaminationsverlagerung.



Die Sonden diesen Typs werden üblicherweise nach jeder Probennahme ausgebaut, dekontaminiert und in die nächste Tiefe bzw. das nächste Loch eingebracht (tiefenbezogene Probennahme). Die Mischung von Proben aus verschiedenen Tiefen (Multi-Level) ist daher nahezu ausgeschlossen, jedoch kostet die Multi-Level-Probennahme mit versiegelten Filtern mehr Zeit als mit exponierten (EPA_GW). Die zusätzliche Verwendung eines Mantelrohres bietet dem D.-P.-Kanal einen optimalen Schutz vor Kontaminationsverlagerung.

Ein **Schutzrohr** macht sich auch die dritte Kategorie von D.-P.-Grundwasserprobennehmern zunutze (**Abb. 14**, rechts). Nach erfolgtem Pushvorgang werden Drucksonde und Gestänge durch ein Rohr mit Filter am unteren Ende (z.B. PVC-Sinter) ersetzt. Nun zieht man das Schutzrohr etwas zurück, sodass Grundwasser von den Seiten zum PVC-Rohr strömen kann. Die Probennahme erfolgt durch eine Pumpe.

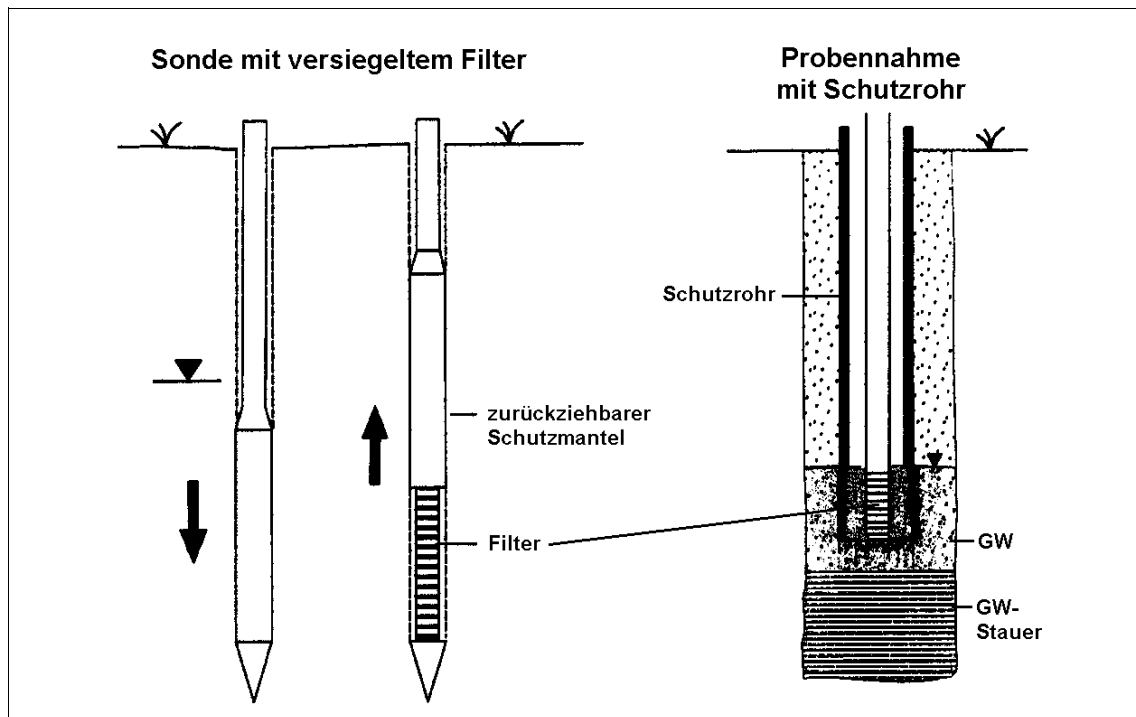


Abb. 14: Sonden zur Beprobung von Grundwasser (aus EPA, 1997, verändert)

Multiport-Probennnehmer kombinieren die Funktionalität von versiegelten Filtern (bis zur Probenahme verschlossene Öffnungen) mit der höheren Probennahmerate (mehrere Öffnungen in verschiedenen Tiefen) von exponierten Filtern. Zusätzlich kann dieses Verfahren durch mit Wasser oder Luft füll- und ablassbaren Dichtungen zur Abgrenzung von Grundwasserleitern ergänzt werden (keine Kontaminationsverschleppung; EPA_GW).

D.-P.-Sonden zur Grundwasserprobennahme können schnell und kostengünstig zu Grundwassermessstellen ausgebaut werden. Wenn es der Untergrund zulässt (bindiges Substrat), wird das Gestänge mit Drucksonde nach dem Push einfach durch ein Rohr (aus PVC o.ä.) mit Filterbereich (etwas kleinerer Durchmesser als Drucksonde und Gestänge) ersetzt (BP CORPORATION_&_EPA, 2002). Bei der Verwendung eines Schutzrohres während des Push-Vorganges ist neben dem Rohr der späteren Messstelle das Einbringen von Fiter- (Sand) und Dichtungspackungen (Bentonit) möglich. Filterpackungen tragen zur Verbesserung der hydraulischen Leitfähigkeit bei und sollen Feinmaterial (Trübung der Probe) fern halten (DRISCOLL, 1986). Der für D.-P.-Verhältnisse relativ große Durchmesser des Schutzrohres reduziert jedoch die Eindringtiefe. D.-P.-Grundwassermessstellen sind systembedingt kleiner dimensioniert als herkömmliche Grundwassermessstellen. Dementsprechend liefern sie auch ein weit geringeres Probenvolumen bzw. erfordern eine längere Probennahmezeit (BP CORPORATION_&_EPA, 2002).

Vergleiche von Proben aus D.-P.- und herkömmlichen Grundwassermessstellen haben sehr gute Übereinstimmungen ergeben. Fehlende Filterpackungen bewirken bei D.-P. allerdings eine stärkere Trübung der Probe und geringere hydraulische Leitfähigkeit. Flüchtige organische Komponenten sind mit herkömmlichen Messstellen kaum nachzuweisen. SMOLLEY et al. (1991) und ZEMO et al. (1994) bescheinigen den D.-P.-Messstellen geringere VOC-Verluste!

Sonden zur Gewinnung von Bodenluft und solche zur Gewinnung von Grundwasser ähneln sich (vgl. **Abb. 11**). Dementsprechend sind Probennahmesonden verfügbar, die im Sickerwasserbereich Bodenluft- und im wassergesättigten Bereich Grundwasserproben nehmen können. Darüber hinaus sind kombinierte Boden- und Bodenluftprobennahmesonden bekannt, die auf dem Prinzip eines 2-Röhren-Systems beruhen (EPA_Soil/Soilgas).

4. Versiegelung von Direct-Push-Kanälen

Offene D.-P.-Kanäle bergen die Gefahr der vertikalen Kontaminationsverlagerung. Um dies zu vermeiden, sind verschiedene Verfahren zur Versiegelung der Hohlräume entwickelt worden (**Abb. 15**). Als Füllmaterial findet meist Bentonit Verwendung, da diese Substanz höchst feinkörnig ist (Ton) und damit über eine sehr geringe hydraulische Leitfähigkeit verfügt.

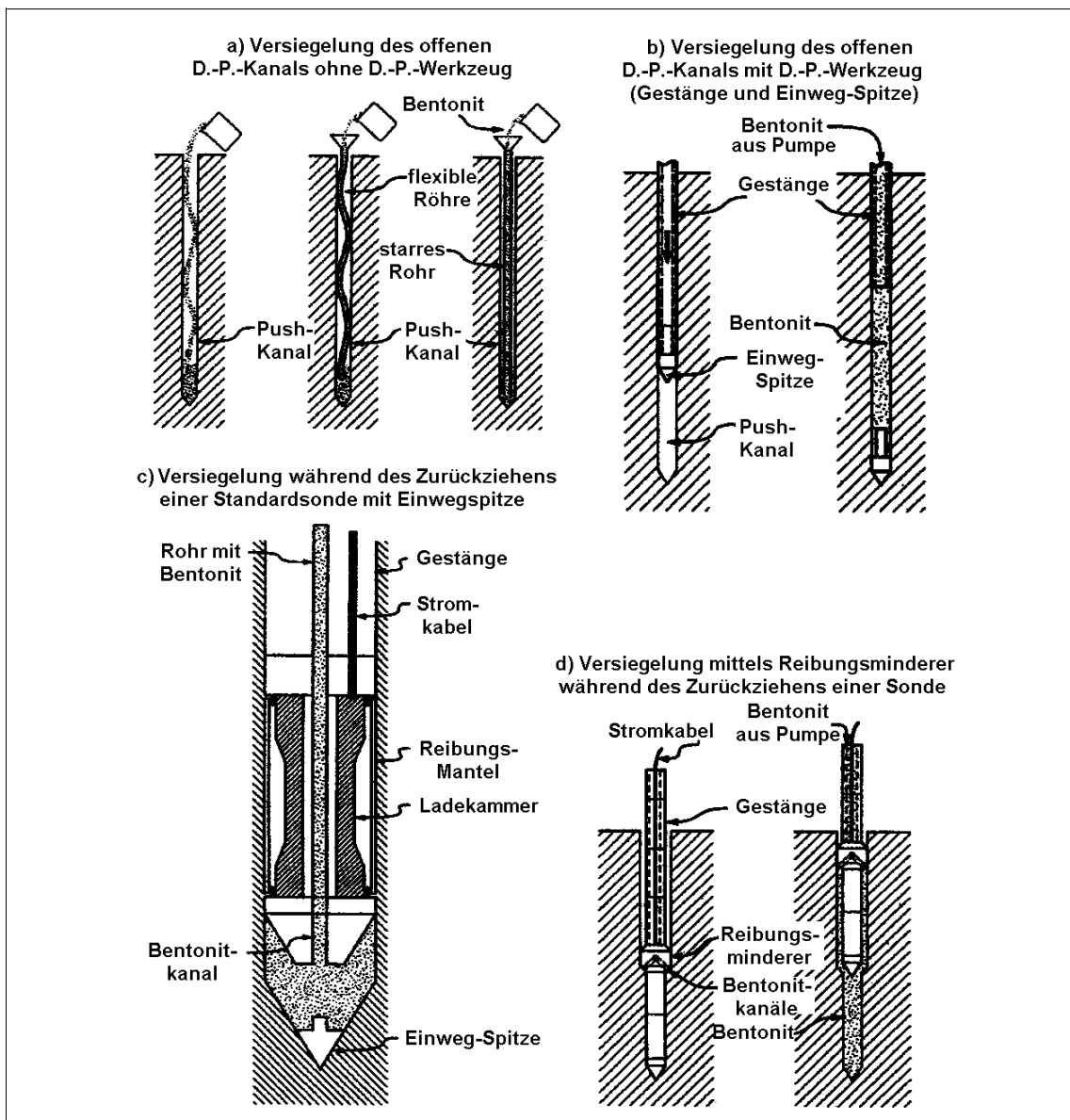


Abb. 15: Verfahren zur Versiegelung von Direct-Push-Kanälen (aus EPA, 1997)