



**Christian A. Gillbricht**

# **Hydrogeologische Arbeitsmethoden**

**in der ingenieurtechnischen Praxis  
der Porengrundwasserleiter**

**Version 1.1; 30.10.2006**

**Hamburg, 2006**

**copyright: Christian Gillbricht, 2006**

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ohne Zustimmung des Verfassers ist unzulässig. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Speicherung in und Verarbeitung durch elektronische Systeme.

**Inhalt**

<b>Symbol- und Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>0 - 5</b>
<b>Vorwort</b>	<b>0 - 11</b>
<b>1. Der sogenannte Stand der Technik</b>	<b>1 - 1</b>
<b>2. Abschätzung von Wasserhaushaltsgrößen</b>	<b>2 - 1</b>
<b>2.1 Niederschlag - Evapotranspiration – Grundwasserneubildung</b>	<b>2 - 1</b>
2.1.1 Erfahrungswerte und Schätzverfahren	2 - 1
2.1.2 regionale Informationen	2 - 3
2.1.3 lokale Erhebungen	2 - 4
<b>2.2 Abfluss</b>	<b>2 - 10</b>
2.2.1 regionale Informationen	2 - 10
2.2.2 lokale Erhebungen	2 - 11
<b>3. Erkundung der geologischen Struktur</b>	<b>3 - 1</b>
<b>3.1 Informationsquellen</b>	<b>3 - 1</b>
<b>3.2 Aufschlussbohrungen / Bau von Grundwassermessstellen</b>	<b>3 - 2</b>
3.2.1 Bohrverfahren	3 - 2
3.2.2 Entnahme von Bodenproben	3 - 19
3.2.3 Messstellenbau	3 - 24
3.2.3.1 Dimensionierung	3 - 24
3.2.3.2 Ausbaumaterialien	3 - 35
3.2.3.3 Qualitätssicherung	3 - 44
3.2.3.4 Betrieb und Wartung	3 - 54
3.2.4 Bohrlochgeophysik	3 - 60
3.2.4.1 Elektrische Messverfahren	3 - 61
3.2.4.2 Passive kernphysikalische Verfahren	3 - 65
3.2.4.3 Aktive kernphysikalische Verfahren	3 - 66
3.2.4.4 Sonstige Verfahren	3 - 68
3.2.4.5 Planung von Bohrlochmessungen	3 - 72
<b>3.3 Geophysikalische Methoden</b>	<b>3 - 74</b>
<b>4. Bestimmung hydraulischer Parameter</b>	<b>4 - 1</b>
<b>4.1 Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes</b>	<b>4 - 1</b>
4.1.1 Erfahrungswerte	4 - 1
4.1.2 Schätzverfahren	4 - 3
4.1.3 Labormethoden	4 - 6
4.1.4 Feldversuche	4 - 9
4.1.4.1 Pumpversuche	4 - 9
4.1.4.1.1 Versuchsdurchführung	4 - 9
4.1.4.1.2 Auswertung	4 - 16
4.1.4.2 Slug- und Bail-Tests	4 - 20
4.1.4.3 Versickerungsversuche	4 - 23
4.1.4.4 Sonstige Verfahren	4 - 24

<b>4.2 Bestimmung der Porosität und des Speicherkoeffizienten</b>	<b>4 – 26</b>
4.2.1 Erfahrungswerte	4 – 26
4.2.2 Schätzverfahren	4 – 29
4.2.3 Labormethoden	4 – 31
4.2.4 Feldversuche	4 – 32
<b>4.3 Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit</b>	<b>4 – 33</b>
4.3.1 Erfahrungswerte	4 – 33
4.3.2 Rechnerische Verfahren	4 – 34
4.3.3 Feldversuche	4 – 36
4.3.3.1 Kartierung der Potenzialverteilung	4 – 36
4.3.3.2 Messung der Grundwasserstände	4 – 41
4.3.3.3 Kartierung der Stoffausbreitung	4 – 50
4.3.3.4 Markierungsversuche	4 – 52
4.3.3.5 Flowmetermessungen	4 – 58
<b>5. Brunnenbau</b>	<b>5 – 1</b>
<b>5.1 Brunnenhydraulik</b>	<b>5 – 1</b>
5.1.1 Brunnendimensionierung	5 – 1
5.1.2 Reichweite der Absenkung	5 – 18
<b>5.2 Ausbaumaterialien</b>	<b>5 – 22</b>
<b>5.3 Brunnenentwicklung</b>	<b>5 – 27</b>
<b>5.4 Qualitätssicherung</b>	<b>5 – 32</b>
<b>5.5 Betrieb und Wartung</b>	<b>5 – 37</b>
<b>6. Grundwasserprobenahme</b>	<b>6 - 1</b>
<b>6.1 Allgemeine Aspekte</b>	<b>6 - 1</b>
<b>6.2 Probenahme zur Ermittlung mittlerer Stofffrachten</b>	<b>6 - 13</b>
<b>6.3 Tiefenorientierte Probenahme</b>	<b>6 - 16</b>
<b>6.4 Low-flow sampling</b>	<b>6 - 20</b>
<b>7. Hydro(geo)chemie</b>	<b>7 - 1</b>
<b>7.1 Untersuchungsparameter</b>	<b>7 - 1</b>
<b>7.2 Interpretation chemischer Daten</b>	<b>7 - 7</b>
7.2.1 Plausibilitätsprüfungen	7 - 7
7.2.2 Charakterisierung von Grundwässern	7 - 11
7.2.3 Prüfung auf anthropogene Einflüsse	7 - 13
7.2.4 Prüfung auf chemische Reaktionswege	7 - 17
<b>7.3 Isotopenmethoden</b>	<b>7 - 18</b>
<b>7.4 Geochemische Prognosen, Sickerwasserprognose</b>	<b>7 - 20</b>
<b>8. Mathematische Verfahren zur Dateninterpretation</b>	<b>8 - 1</b>
<b>8.1 Verfahren der klassischen Statistik</b>	<b>8 - 1</b>
<b>8.2 Geostatistische Verfahren</b>	<b>8 - 9</b>
<b>8.3 Grundwassermodelle</b>	<b>8 - 12</b>
<b>8.4 Geografische Informationssysteme</b>	<b>8 - 16</b>
<b>9. Spezielle ingenieurtechnische Fragestellungen</b>	<b>9 - 1</b>
<b>9.1 Baugrubenwasserhaltungen</b>	<b>9 - 1</b>
<b>9.2 Grundwasser und Standsicherheitsprobleme</b>	<b>9 - 3</b>
<b>9.3 Historische Bauwerke</b>	<b>9 - 6</b>
<b>9.4 Vegetationsschäden</b>	<b>9 - 6</b>
<b>9.5 Versickerung von Oberflächenwasser</b>	<b>9 - 8</b>

**Literatur**

**10 - 1**

## Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

- $a_0, a_1$ : Konstanten der linearen Regression  
 $A_O$ : oberirdischer Abfluss, Direktabfluss [ $m^3/s$ ]  
 $A_g$ : gesamter oberirdischer Abfluss [ $m^3/s$ ]  
 $A_{Gw}$ : Grundwasseranteil des Abflusses [ $m^3/s$ ]  
AOX: adsorbierbare organisch gebundene Halogene (Fluor, Chlor, Brom, Jod), bestimmt als Chloräquivalente  
API: American Petroleum Institute, Herausgeber verschiedener Normungen für Bohrtechnik und Bohrlochgeophysik
- B: Breite [m]  
B: Leakagekoeffizient [m]  
B: Konstante  
BBodSchV: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung  
Br: Index zur Kennzeichnung von Brunnen  
BoSE: Bodensättigungsextrakt  
BTEX: einkernige aromatische Kohlenwasserstoffe, insbesondere Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole
- c: Stoffkonzentration [ $kg/m^3$ ], meist angegeben in [ $mg/l$ ] oder [ $\mu g/l$ ]  
c: inverser Leakagekoeffizient [s]  
C: Konstante  
CAL: Kaliber - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik  
CKW: chlorierte Kohlenwasserstoffe, oft äquivalent zu LCKW gebraucht  
CMC: Carboxymethylcellulose, Zuschlagstoff für Bohrspülungen  
CPT: "cone penetrometer test" oder "cone penetration test", Drucksondierung zur Baugrunderkundung  
CSB: chemischer Sauerstoffbedarf; Größe für oxidierbare Wasserinhaltsstoffe, Bestimmung durch Oxidation mit Kaliumpermanganat oder (heute meistens) Kaliumdichromat. Die beiden Verfahren sind nicht gleichwertig.
- d: Korndurchmesser [mm]  
 $d_n$ : Korndurchmesser beim n %-Durchgang der Korngrößensummenkurve [mm]  
 $d_w$ : hydraulisch wirksamer Korndurchmesser [mm]  
D: Konstante  
 $D_L$ : longitudinaler Dispersionskoeffizient [ $m^2/s$ ]  
 $D_T$ : transversaler Dispersionskoeffizient [ $m^2/s$ ]  
DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Regelwerk der Gruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh); überwiegend in DIN-Normen übernommen  
DGGT: Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, früher Deutsche Gesellschaft für Erd- und Grundbau (DGEG)  
DGU: Danmarks Geologiske Undersøegelse  
DIN: Deutsches Institut für Normung e.V.  
DN: Normdurchmesser von Rohren und Schläuchen [mm], nicht identisch mit der tatsächlichen lichten Weite  
DNAPL: "dense non aqueous phase liquid", organische Phasen mit Dichte über  $1 g/cm^3$ , z. B. LCKW und Teeröle  
DOC: "dissolved organic carbon", gelöster organisch gebundener Kohlenstoff  
DPT: "dual pumping technique", Verfahren zur tiefenorientierten Probenahme  
DVGW: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.

DVWK:	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., heute vereinigt mit der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) zum ATV-DVWK
DWD:	Deutscher Wetterdienst
EDTA:	Ethylendiamintetraessigsäure
EKS:	"electro – kinetic sounding", geophysikalisches Messverfahren
EL:	Elektro – Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
EMI:	elektromagnetische Induktion, geophysikalisches Messprinzip
EN:	Euro-Norm
EPA:	Environmental Protection Agency; Bundesumweltamt der USA
ET:	Evapotranspiration [ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$ ], oft angegeben in [ $\text{mm}/\text{d}$ ]
F:	Fläche [ $\text{m}^2$ ]
f():	mathematische Funktion
FCKW:	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FD:	Finite Differenzen
FDR:	"frequency domain reflectometry", elektromagnetisches Verfahren zur Bestimmung der Bodenfeuchte
FE:	Finite Elemente
FEL:	fokussiertes Elektro - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
FHH:	Freie und Hansestadt Hamburg
Fr:	Froudezahl [-]
FTU:	"formazin turbidity units" [-], Einheit der Trübungsmessung
G:	Gewicht [kg]
GFK:	glasfaserverstärkter Kunststoff
GIS:	geografisches Informationssystem
GOK:	Geländeoberkante
GPS:	"global positioning system", Satellitennavigationssystem
GR:	"gamma ray log", Gammastrahlungs - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
Gw:	Grundwasser
GWBM:	Grundwasserbeschaffenheitsmessstelle
GWM:	Grundwassermessstelle
GWMS:	Grundwasserstandsmessstelle
GWN:	Grundwasserneubildungsrate [ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$ ], oft angegeben in [ $\text{mm}/\text{a}$ ] oder [ $\text{l}/\text{s}/\text{km}^2$ ], $1 \text{ l}/\text{s}/\text{km}^2 \approx 32 \text{ mm}/\text{a}$
h:	Index zur Kennzeichnung der Horizontalen
h:	Abstand [m] in der Geostatistik
H, h:	Höhe [m]
i:	hydraulischer Gradient [-]
i:	natürliche Zahl
IDM:	induktive Durchflussmesser
IEL:	Induktives Elektro – Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
IES:	"inductive electric survey", Induktions – Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
IL:	Induktions – Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
ISO:	International Standardization Organisation
k:	Rauhigkeitsbeiwert [m], oft angegeben in [mm]

k <sub>f</sub> :	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
KGS:	Kansas Geological Survey
KW:	Kohlenwasserstoffe
L:	Länge [m]
LAWA:	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, beratendes Gremium der Fachbehörden der Bundesländer
LCKW:	leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe, überwiegend als Lösemittel verwendet
Lf:	elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]
LHKW:	leicht flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, insbesondere chlorierte Lösemittel (LCKW), Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) und Trihalomethane (THM)
LV:	Leistungsverzeichnis
M, m <sub>GW</sub> :	Grundwassermächtigkeit [m]
m <sub>i</sub> :	Mächtigkeit einer Einzelschicht [m]
MAL:	Magnetik – Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
MKW:	Mineralölkohlenwasserstoffe
M.P.:	Messpunkt [m ü. NN]
MS:	Massenspektrometer
MTBE:	Methyl-tertiär-Butylether
mWS:	Meter Wassersäule; in der Hydraulik gängige operative Einheit für Druck bzw. Potenzial ( $1 \text{ mWS} = 9,81 \cdot 10^3 \text{ Pa} \approx 1/10 \text{ bar}$ )
n:	Gesamtporosität [-]
n, N:	natürliche Zahl
n <sub>f</sub> :	durchflusswirksame Porosität [-]
n <sub>fc</sub> :	durchflusswirksame Porosität der ungesättigten Zone, Feldkapazität [-]
n <sub>sp</sub> :	speicherwirksame (gravitativ entwässerbare) Porosität [-]
n.b.:	nicht bestimmt
NGWA:	National Ground Water Association
NN:	Normal Null, konventioneller Höhenbezugspunkt
n.n.:	nicht nachgewiesen, Stoffkonzentration unterhalb der analytischen Nachweisgrenze
N - N – Log:	Neutron-Neutron-Log (Porositätslog), Verfahren der Bohrlochgeophysik
NTU:	„nephelometric turbidity units“ [-], Einheit der Trübungsmessung
P:	Niederschlag [ $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$ ], oft angegeben in [mm/d] oder [mm/a]
P:	Druck [Pa], oft angegeben in [hPa] oder [mWS]
PAK:	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBSM:	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel; früher auch als Pestizide oder Pflanzenschutzmittel (PSM) bezeichnet
PCB:	polychlorierte Biphenyle
PCP:	Pentachlorphenol, bis 1989 wichtiger Bestandteil von Holzschutzmitteln
PE:	Polyethylen, thermoplastischer Kunststoff
PE-HD:	Polyethylen hoher Dichte
pF:	Saugspannung, Wasserspannung [Pa], oft angegeben in [hPa] oder [mWS]
pH-stat:	Versuch mit konstanten pH-Verhältnissen
PTFE:	Polytetrafluorethylen, Handelsname: Teflon
PVC:	Polyvinylchlorid, thermoplastischer Kunststoff
PVC-U:	weichmacherfreies Polyvinylchlorid

- Q: Volumenstrom, Förderrate [m<sup>3</sup>/s], für Brunnen oft angegeben in [m<sup>3</sup>/h] oder [l/s], für größere Wassergewinnungsanlagen auch in [m<sup>3</sup>/d] oder [m<sup>3</sup>/a]
- r: Radius [m]
- r: Index zur Kennzeichnung der radialen Richtung
- R: hydraulische Reichweite [m]
- r<sub>hy</sub>: hydraulischer Radius [m]
- RRK: Ringraumkontroll - Log ( $\gamma$  -  $\gamma$  - Log), Verfahren der Bohrlochgeophysik
- s: Absenkung des Wasserspiegels gegen Ausgangslage [m]
- s: Standardabweichung
- s<sub>i</sub>: Absenkung des Wasserspiegels gegen Ausgangslage in einer Einzelschicht [m]
- S: Speicherkoeffizient [-]
- S<sub>s</sub>: spezifischer Speicherkoeffizient [1/m]
- SAK: spektraler Absorptionskoeffizient
- SAL: Salinitäts- Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
- SP: "spontaneous potential", Eigenpotential, Verfahren der Bohrlochgeophysik
- Sw: Index zur Kennzeichnung von Sickerwasser, z. B. c<sub>sw</sub>
- sw: Schlitzweite [mm]
- T: Transmissivität [m<sup>2</sup>/s]
- T<sub>i</sub>: Transmissivität einer Einzelschicht [m<sup>2</sup>/s];  $T_i = k_{fi} * m_i$
- t: Zeit [s]
- TDR: "time domain reflectometry", elektromagnetisches Verfahren zur Bestimmung der Bodenfeuchte
- TEMP: Temperatur - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik
- TOC: "total organic carbon", gesamter organisch gebundener Kohlenstoff
- TrinkwV: Trinkwasserverordnung, früher auch: TVO
- U: Ungleichförmigkeit [-];  $U = d_{60}/d_{10}$
- u: dimensionslose Zeit [-];  $u = \frac{r^2 * S}{4 * T * t}$
- UPM : Umdrehungen pro Minute
- v: Index zur Kennzeichnung der Vertikalen
- v: Geschwindigkeit [m/s]
- V<sub>P</sub>: Porenvolumen [m<sup>3</sup>]
- V<sub>G</sub>: Gesamtvolumen [m<sup>3</sup>]
- v<sub>G</sub>: Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
- v<sub>f</sub>: Filtergeschwindigkeit (Darcy-Geschwindigkeit) [m/s]
- v<sub>sp</sub>: spezifischer Abfluss [m/s]
- VDI: Verein Deutscher Ingenieure
- VOB: Verdingungsordnung Bau
- VOC: "volatile organic compounds", leicht flüchtige organische Stoffe, z. B. LCKW, BTEX
- W: Wasserspiegel [m]

$W(u)$ : Brunnenfunktion nach THEIS (1935) [-];  $W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-y}}{y} dy$

Wsp.: Wasserspiegel [m u. M.P.] oder [m ü. NN]

$x$ : Raumkoordinate [m]

$x$ : beliebige Variable

$y$ : Raumkoordinate [m]

$y$ : beliebige Variable

$z$ : vertikale Raumkoordinate [m]

$z$ : beliebige Variable

$\alpha$ : Dämpfungsfaktor der Schwingungsausbreitung [-]

$\alpha$ : barometrische Effizienz [-]

$\gamma$ : Wichte [ $\text{N/m}^3$ ], meist angegeben in [ $\text{kN/m}^3$ ]

$\gamma$ : Variogramm-Funktion

$\gamma$ -Log: Gammastrahlungs - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik

$\gamma$ - $\gamma$ -Log: Gamma-Gamma - Log, Verfahren der Bohrlochgeophysik

$\delta, \Delta$ : Differenzbeträge

$\eta$ : Sicherheitsfaktor

$\pi$ : Kreiszahl, 3,14...

$\rho$ : Dichte [ $\text{kg/m}^3$ ], oft angegeben in [ $\text{g/cm}^3$ ]

An dieser Stelle nicht aufgeführte Symbole und Abkürzungen sind in den jeweiligen Abschnitten definiert.

## Vorwort

Auf dem deutschen Markt gibt es aktuelle Lehr- und Handbücher der Hydrogeologie (HÖLTING & COLDEWEY, 2005; BALKE et al., 2000; Matthess & Ubell, 2003; LANGGUTH & VOIGT, 2004). Dabei handelt es sich um umfassende Darstellungen des Fachs, die aber von ihrem Ansatz her in weiten Teilen an der Arbeitssituation der Mehrheit der in der ingenieurtechnischen Praxis tätigen Hydrogeologen vorbeigehen. Eine Ausnahme bildet nur das Buch von ENTENMANN (1998), das stärker an der Praxis orientiert ist. Im internationalen Schrifttum sieht es nicht viel besser aus. Auf die Praxis ausgerichtete Lehrbücher finden sich dort mit BRASSINGTON (1998) und WEIGHT & SONDEREGGER (2001).

Die Aufgabe der Praktiker ist es häufig, mit einfachen Mitteln, d. h. ohne besonderen wissenschaftlichen Überbau, technisch und wirtschaftlich tragfähige Entscheidungen zu treffen. Diese „kleine“ Hydrogeologie wird in den genannten Lehrbüchern (und weiteren) entweder nicht, oder in einer Art behandelt, die eine unmittelbare Anwendung erschwert. Im übrigen hat sich manche Unsauberkeit, aber auch mancher erhebliche Fehler, über die Jahrzehnte im Bodensatz dessen angesammelt, was wir den „Stand der Technik“ nennen müssen (Abschn. 1).

Dieses Buch stellt keine Einführung in die Hydrogeologie dar. Dafür gibt es ausreichend aktuelles Schrifttum. Es befasst sich vielmehr im wesentlichen mit den „einfachen“ Methoden des hydrogeologischen Tagesgeschäfts und strategischen Überlegungen zur Anwendung dieser Verfahren, wird aber an einigen Stellen auch darüber hinaus weisen. Bei jeder der vorgestellten Arbeitsmethoden wird ihr Wert für die Praxis beim Arbeiten in Porengrundwasserleitern (speziell des norddeutschen Flachlandes) im Vordergrund der Darstellung stehen. Bezüglich der theoretischen Hintergründe wird auf das jeweilige Fachschrifttum verwiesen. Wo Widersprüche zum „Stand der Technik“ bestehen oder aus verschiedenen Verfahren einzelne ausgewählt werden, wird dies begründet. Dabei habe ich selber naturgemäß nicht alle Verfahren im praktischen Einsatz erproben können. Da der Leser ein Anrecht darauf hat, sich ein Bild von der Qualifikation eines Autors zu machen, habe ich in den folgenden Abschnitten eine Kennzeichnung nach meinen persönlichen Erfahrungsbereichen vorgenommen:

- A – In diesem Bereich habe ich umfassende Erfahrungen. Aber Vorsicht, hier reite ich manchmal auch meine Steckenpferde.
- B – Mit diesen Verfahren hatte ich gelegentliche Berührung.
- C – Diese Verfahren habe ich bislang nicht oder sehr selten angewendet. Sie werden der Vollständigkeit halber nach der Literatur bzw. anderweitigem Hörensagen referiert.

Der Umfang der einzelnen Abschnitte richtet sich dabei sowohl nach meinen eigenen Erfahrungen als auch nach meiner Einschätzung der Bedeutung der einzelnen Techniken für den durchschnittlichen Praktiker. Gebiete, die in den weit verbreiteten Lehrbüchern aus unterschiedlichen Gründen zu kurz kommen, werden dabei ausführlicher behandelt.

Die Veröffentlichungen in den Geowissenschaften werden seit einigen Jahrzehnten vom englischsprachigen Schriftgut bestimmt. Zum Teil werden prägnante englische Ausdrücke auch unverändert in deutschsprachige Texte übernommen. Ich habe daher in vielen Fällen die englischsprachigen Fachbegriffe in Klammern beigefügt.

An einigen Stellen dieses Buches werden Produktnamen erwähnt. Dies geschieht ausschließlich zu dem Zweck der Kennzeichnung spezieller technischer Lösungen und in Fällen, in denen der Produktname in der Branche üblicherweise an Stelle einer neutralen Bezeichnung verwendet wird. Er bedeutet keine Präferenz meinerseits für das genannte Produkt.

Es ist nur natürlich, dass man im Laufe vieler Jahre eine ausgeprägte Meinung zu manchen Dingen entwickelt, auch (oder gerade?) wenn man mit ihnen eher wenig Berührung hatte. Ich bin daher allen Kolleginnen und Kollegen zu Dank verpflichtet, mit denen ich im Laufe der Zeit kritische Diskussionen zu unserem Handwerk führen konnte und die meinen Horizont erweiterten. Konkret zu danken habe ich den Kollegen und Institutionen, die mir Unterlagen und Abbildungsoriginale für dieses Buch zur Verfügung gestellt haben. Mein besonderer Dank aber richtet sich an Frau Reichert und Frau Schafmeister sowie die Herren Beißner, Brenner, Cron, Muckelmann, Ptak, Radmann, Roth, Schulze, Strahlendorff und Zimmermann, die Abbildungsmaterial zur Verfügung stellten, Teile des Manuskripts kritisch durchgesehen haben, und viele wertvolle Verbesserungsvorschläge gemacht haben. Nicht in jedem Punkte bin ich den Vorschlägen gefolgt. Die Verantwortung liegt daher allein beim Autor.

Hamburg, im August 2006

## 1. Der sogenannte Stand der Technik (A)

„Je mehr auf bewährte Verfahren und Methoden zurückgegriffen werden kann, um so geringer ist letztendlich das Risiko.“ (LICHT et al., 2001)

"Es erscheint jedoch zweifelhaft, ob diese Regelwerke privater Verbände und Ausschüsse wirklich den Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren etc. wiedergeben. [...] Damit ist diesen privaten Regelwerken im Ergebnis eine direkte Konkretisierungsfunktion bezüglich des Standes der Technik abzusprechen." (SEIBEL, 2003)

Eine ominöse Größe für jeden praktisch tätigen Ingenieur stellt der sogenannte Stand der Technik dar. Treten in einem Projekt Schwierigkeiten auf, so hat man schnell Probleme, wenn man gegen diesen verstoßen haben soll. Mit leicht schwankenden Nuancen wird der Stand der Technik meist auf folgende Komponenten zurückgeführt:

- was die Mehrheit der Fachleute für gut und richtig hält;
- was in einschlägigen Lehr- und Handbüchern dargestellt ist;
- was in Normen und Richtlinien Eingang gefunden hat.

Es ist offensichtlich, dass es sich hierbei nicht um unabhängige Kriterien handelt, da die Fachleute sich aus Büchern und technischen Regelwerken informieren und diese später möglicherweise ihrerseits fortschreiben. Es ist auch durchaus nicht sicher, ob es sich in jedem Fall um eine echte Mehrheit handelt, oder nur um eine hinreichend lautstarke Minderheit, die sich die öffentliche Meinungsführerschaft („Lufthoheit über den Stammtischen“) angeeignet hat. Damit wird klar, dass es sich nicht um ein allzu objektives Gebilde handelt, sondern eher um ein in durchaus wesentlichen Teilen soziologisch begründetes Rückkoppelungssystem. Die Frage, wer denn überhaupt zur Gruppe der „Fachleute“ gehört, wird im Grunde stets subjektiv entschieden. Dies erkennt man sehr deutlich, wenn Bauingenieure aus dem Bereich der Bodenmechanik und Hydrogeologen bei Fragestellungen des Grundwassers aufeinander stoßen. Hier zeigt sich schnell, dass über das, was „gut und richtig“ ist, über Jahrzehnte hinweg erhebliche Meinungsdivergenzen zwischen größeren Gruppen bestehen können. Dies beginnt damit, dass vielfach schon die Begrifflichkeiten verschieden besetzt werden. Diese Konflikte werden zum Teil scheinbar durch Normsetzungen, insbesondere des DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.), reguliert. Aus der Frage nach der Richtigkeit wird damit in letzter Instanz eine Abstimmung zwischen Parteien.

Der Stand der Technik kann vor diesem Hintergrund über Jahrzehnte wissenschaftliche Fehler fortschreiben. Eine Änderung tritt erst ein, wenn die Generation, die diese Fehler in Person trägt (weil sie mit den falschen Lehrbüchern und Lehrern aufgewachsen ist) ausstirbt („biologische Lösung“, vgl. KUHN, 1967), oder aus anderen Gründen eine andere Clique die Meinungsführerschaft übernimmt.

Dabei ist es wichtig, festzuhalten, dass es ein Missverständnis ist, das bloße Exekutieren gültiger Normen schon als ausreichendes Handeln nach dem Stand der Technik anzusehen. In manchen Fällen werden gültige Normen von der Mehrheit oder einer qualifizierten Minderheit der Fachleute als überholt und nicht mehr anzuwenden angesehen. Ein planmäßiger Verstoß gegen Normen kann aber böse Folgen haben, wenn sich (aus welchen Gründen auch immer) Misserfolg einstellt. Wenn wir den „Stand der Technik“ in diesem Sinne als soziologisch begründeten „kleinsten gemeinsamen Nenner“ innerhalb der Gruppe der Fachleute betrachten, so müssen wir immer gewärtig sein, auf diesen zurückgeworfen zu werden. Es ist daher nur ebenso kon-

sequent wie ärgerlich, dass eine Norm über die Qualifikation von Sachverständigen im Wesentlichen aus einer Auflistung der zu exekutierenden Regelwerke besteht (DVGW, 1999). Allerdings ist andererseits auch nicht einzusehen, warum ohne Not gegen die international vereinbarten und gesetzlich vorgeschriebenen Konventionen über die physikalischen Einheiten verstoßen wird (UTERMANN, 2000).

Für den Bereich der Hydrogeologie anwendbare technische Regelwerke werden herausgegeben von den folgenden Institutionen:

- Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN),
- Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW),
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), ehemals Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK),
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA),
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI),
- Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (DGGT, früher Deutsche Gesellschaft für Erd- und Grundbau, DGEG).

In den folgenden Abschnitten wird vielfach vom Stand der Technik abgewichen, oder er wird im Einzelfall auch völlig in Frage gestellt. Die Gründe hierfür werden jeweils benannt. Der Leser muss dann für seine Projekte entscheiden, ob er mit einer fraglichen Mehrheit der Fachleute gehen oder meiner Argumentation folgen will.

Die Hydrogeologie hat in den letzten 20 Jahren eine so schnelle Entwicklung durchlaufen, dass formalisierte Regelwerke und Lehrbücher zwangsläufig mit ihr nicht Schritt halten konnten. Für eine qualifizierte Tätigkeit in diesem Bereich ist daher eine ständige Weiterbildung erforderlich. Diese muss sich eher an den Fortschritten der wissenschaftlichen Forschung als am gesicherten Stand der Technik orientieren.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass die Abgrenzung des Standes der Technik im juristischen Sinn gegen benachbarte Begriffe, insbesondere die „anerkannten Regeln der Technik“, durchaus strittig ist (SEIBEL, 2003).

## 2. Abschätzung von Wasserhaushaltsgrößen

### 2.1 Niederschlag - Evapotranspiration – Grundwasserneubildung

„Der Veitl, der Brunnenmacher, hat sich den Fuß brochen, und es muß wo anders fehlen. Seit gestern ist's Wasser beim Nachbarn auch ausgeblieben. Das macht das trockene Jahr und ist eine Straf' Gottes, wie der Herr Pfarrer am vorigen Sonntag gepredigt hat, weil die Wirt' so viel Wasser ins Bier schütten - “  
(VON POCCL, 1855)

"Climate surprises are to be expected." (NAS Committee on Abrupt Climate Change, zitiert nach WEART, 2003)

Die hydrologischen Größen Niederschlag, Evapotranspiration (Verdunstung) und Grundwasserneubildung werden hier recht cursorisch und gemeinsam abgehandelt, da sie in den meisten Anwendungsfällen entweder von untergeordneter Bedeutung sind oder anderenfalls durch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen von entsprechenden Fachdienststellen oder Forschungseinrichtungen bereit gestellt werden (z. B. TETZLAFF et al., 2004). Im Sinne einer derartigen Übersichtsdarstellung wird der Begriff Evapotranspiration undifferenziert beibehalten (SAVENIJE, 2004).

#### 2.1.1 Erfahrungswerte und Schätzverfahren (C)

Niederschlag (P) und Evapotranspiration (ET) stellen Eingangsgrößen für die Abschätzung der Grundwasserneubildung (GWN) dar. Die Wasserhaushaltsgleichung

$$P = A_o + ET + \Delta S \quad (2.1.1.1)$$

mit  $A_o$  = oberirdischer Abfluss, Direktabfluss

$\Delta S$  = Änderung des Wassergehalts des Bodens einschließlich des Grundwassers

ist in den meisten Bereichen zu vereinfachen zu

$$P = ET + GWN \quad (2.1.1.2a)$$

da der direkte oberirdische Abfluss  $A_o$  in den Verbreitungsgebieten der Porengrundwasserleiter mit überwiegend schwacher Morphologie oft zu vernachlässigen ist und Änderungen des Bodenwasserhaushalts sich mittelfristig ausgleichen. Bei einer detaillierten Betrachtung kurzer Zeiträume sind diese jedoch zu berücksichtigen. In diesen Fällen muss ggf. auch der Wassergehalt der Vegetation bzw. dessen Änderungen einbezogen werden. Es ergibt sich also für die meisten praktischen Fälle

$$GWN = P - ET \quad (2.1.1.2b)$$

Während es sich beim Niederschlag um eine meteorologische Größe handelt, die durch Messungen an vielen Stationen erhoben wird (Abschn. 2.1.2), muss die Evapotranspiration als standortspezifische Größe abgeschätzt werden. In diese gehen folgende Faktoren ein:

- potenzielle Evapotranspiration = Sättigungsdefizit der bodennahen Luftschichten;
- Luftbewegung (Windgeschwindigkeit) in Bodennähe;
- Art der Vegetation bzw. Oberflächengestaltung;
- Flurabstand der Grundwasseroberfläche;
- Bodenart.

Es ist leicht verständlich, dass sich ein derart vielgestaltiges System einfachen Schätzverfahren entzieht. Dennoch werden gelegentlich krude Abschätzungen vorgenommen. Eine oft genannte Regel für grundwasserferne Standorte mit sandigen Böden ist die Gleichsetzung der Grundwasserneubildung mit der Summe der Niederschläge im Winterhalbjahr. Für feinkörnigere Böden, z. B. Geschiebemergel, werden Abminderungen um 20 – 40 % angenommen. Für grundwassernahe Standorte, bei denen zumindest zeitweilig im Sommerhalbjahr eine Evapotranspiration aus dem Grundwasservorrat angenommen werden muss, wird in dieser Abschätzung keine Neubildung angesetzt. Diese Grobschätzung ist im Hinblick auf die gewinnbare Wassermenge (= langfristige mittlere Grundwasserneubildungsrate) konservativ, d. h. die Größe des für eine Wassergewinnungsanlage benötigten Neubildungsgebietes wird überschätzt. Für kurzfristige Betrachtungen ist diese Herangehensweise auf jeden Fall abzulehnen, da einerseits auch im Sommerhalbjahr, insbesondere in Folge von Starkregenereignissen, Grundwasserneubildung stattfindet, andererseits im Winterhalbjahr bei gefrorenem Boden ein erheblicher Teil der festen Niederschläge (Schnee) unmittelbar verdunstet (Sublimation, z. B. BAUMGARTNER & LIEBSCHER, 1990).

Kern aller hydrologischen Erfahrungswerte ist die Auswertung repräsentativer langjähriger Messreihen der Klimabedingungen. Üblicherweise werden 30-jährige Messreihen zu Grunde gelegt. Dieses Verfahren ist kritisch zu sehen, da mit längerfristigen natürlichen Veränderungen zu rechnen ist (THOMSEN, 1990, 1993; BWK, 2003). Thomsen schätzt auf der Grundlage einiger über mehrere Jahrhunderte geführter Klimadatenreihen die langfristig zuverlässig zur Verfügung stehende effektive Neubildung (nutzbare Grundwassermenge) in Europa deutlich geringer ein, als dies den Verhältnissen der jüngeren Vergangenheit entspricht. GLASER (2001) bestätigt diese Einschätzung. Über die Ursachen dieser langfristigen klimatischen Veränderungen und Fluktuationen ist wenig bekannt und daher eine Prognose der künftigen Verhältnisse nicht möglich (BWK, 2003). Vor diesem Hintergrund sind die gegenwärtig vielfältigen Bemühungen der Prognose möglicher anthropogen bedingter klimatischer Veränderungen („Treibhauseffekt“) für praktische Belange von geringer Bedeutung (vgl. FLOHN, 1988; LAMB, 1989; BERNER & STREIF, 2004).

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Grundwasserneubildungsrate sind in großer Zahl an verschiedenen Standorten durchgeführt worden. Für eine erste Abschätzung können daher die Ergebnisse derartiger Untersuchungen herangezogen werden, soweit sie sich auf vergleichbare Standortverhältnisse, insbesondere hinsichtlich klimatischer Bedingungen, Bodenart, Bewuchs bzw. Nutzung und orografischer Situation, beziehen. Das jeweilige geologische Landesamt hat diese Untersuchungen entweder selbst durchgeführt oder kann Hinweise auf entsprechende Veröffentlichungen oder unveröffentlichte Quellen geben.

Für einzelne Arbeitsgebiete sind empirische Regressionsbeziehungen der Grundwasserneubildungsrate in Abhängigkeit vom Niederschlag, der potenziellen Evapotranspiration, der Bodenart und der Vegetation bzw. Nutzung aufgestellt worden (z. B. JOSOPAIT & LILLICH, 1975; RENGER & STREBEL, 1980; RENGER & WESSOLEK, 1990).

### 2.1.2 regionale Informationen (B)

Regionale Informationen zu Klimadaten, insbesondere zum Niederschlag und zur potenziellen Evapotranspiration, sind durch die Dienststellen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) gegen Gebühr zu beziehen. Standardmäßig verwendet dieser die Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration von Grünland als Monatssummen modifiziert nach HAUDE (1954). Dieser Wert wird oft auch auf landwirtschaftliche Kulturen übertragen. Es können aber auch differenzierte Werte für andere Situationen (Brachland, Wald, offene Gewässer, Deponien) bezogen werden (DVWK, 1996).

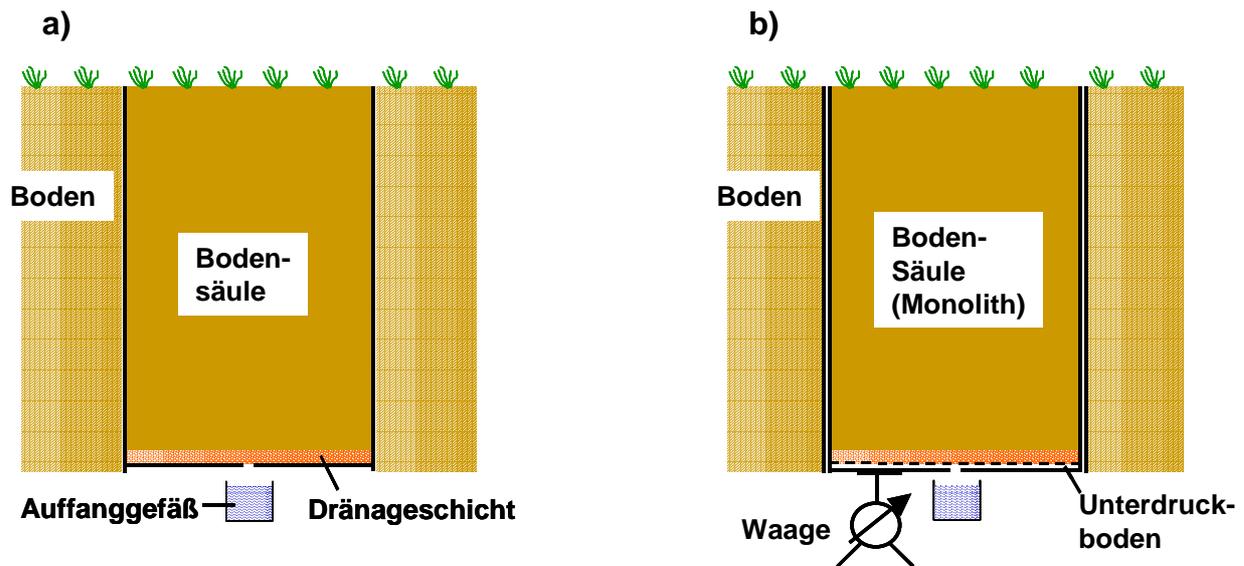
Außer dem Messnetz des DWD bestehen weitere Stationen zur Erhebung klimatischer Daten. Wasserwerke, Kläranlagen und die Betreiber von Deponien erfassen im Regelfall zumindest die Basisparameter Niederschlag, relative Luftfeuchte, Luftdruck und Temperatur. Die Qualität dieser Daten ist jedoch vom Pflegezustand der Messeinrichtungen und der Erfahrung des Personals abhängig und entspricht nicht immer den Standards des DWD. Daneben gibt es zahlreiche Klimastationen landwirtschaftlicher Institutionen, diverser Hochschulinstitute und auch privater Betreiber. Die Daten dieser Wetterstationen werden in vielen Fällen für wasserwirtschaftliche Untersuchungen bereitwillig zur Verfügung gestellt. Insbesondere von Hochschulinstituten liegen oft langjährige zuverlässige Messreihen vor.

In einigen Regionen liegen Übersichtskarten der Grundwasserneubildung vor, die für eine erste Einschätzung geeignet sind (z. B. HENNINGS, 1994, JOSOPAIT & LILLICH, 1975; GROSSMANN, 1997). Diese bauen neben klimatischen auf geologischen und bodenkundlichen Kartenwerken auf, so dass ihre Genauigkeit von der Qualität dieser Eingangsdaten abhängt. Zum Teil werden zur Erstellung der Karten mehr oder weniger vollständige Bodenwasserhaushaltsmodelle berechnet (GROSSMANN, 1997; ARMBRUSTER et al., 2000; FINCH, 2001). Insbesondere in stark anthropogen überprägten Siedlungsgebieten mit erheblichem und in den letzten Jahren zum Teil verändertem Versiegelungsgrad können derartige Karten jedoch keine exakten Aussagen liefern.

### 2.1.3 lokale Erhebungen (C)

Für kleinräumige Betrachtungen ist der Rückgriff auf regionale Klimadaten mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, da insbesondere der Niederschlag sehr engeräumigen Variationen unterliegt und auch im langjährigen Mittel von den regionalen Verhältnissen abweichen kann. Bei Untersuchungen, in denen die lokale und vor allem kurzzeitige Grundwasserneubildung abgeschätzt werden muss, ist daher die frühzeitige Installation einer **lokalen Klimastation** sinnvoll. Aber auch bei Pumpversuchen (Abschn. 4.1.4.1), bei denen meteorologische Einflüsse, insbesondere Luftdruck und Niederschlag, eine Rolle spielen können, ist dies eine zu erwägende begleitende Maßnahme. Preiswerte Kompaktstationen mit einer Vielzahl von erfassbaren Messparametern und elektronischer Datenaufzeichnung oder Datenfernübertragung werden von zahlreichen Herstellern angeboten. Diese Stationen sind in der Regel auf eine ständige Energieversorgung angewiesen, da der Niederschlagsmesser elektrisch beheizt werden muss. Kann auf die Erfassung von Winterniederschlägen verzichtet werden, ist aber auch ein autarker Betrieb über Batterien bzw. Akkus, ggf. auch Sonnenkollektoren, möglich. Für den Aufstellungsort ist neben dem Schutz gegen Vandalismus die Repräsentativität, insbesondere im Hinblick auf Niederschlag und Windverhältnisse, Ausschlag gebend. Hierzu sowie zum Betrieb ist im Einzelfall der Rat eines erfahrenen (agrar-) meteorologischen Praktikers einzuholen.

Eine direkte Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate ist mit Hilfe von **Lysimetern** möglich. Diese Einrichtungen, die als Einzelstücke überwiegend im Rahmen wissenschaftlicher Forschungsarbeiten errichtet wurden (DVWK, 1996), können sehr unterschiedlich ausgeführt sein. Die einfachste Bauform besteht aus einer Bodensäule, die in einem Stahlkasten künstlich eingebaut und verdichtet wird. Am unteren Ende der Säule in einer Tiefe von meist 1 – 2 m wird das passiv austretende Sickerwasser aufgefangen und quantitativ bestimmt (Abb. 2.1.3.1a). Moderne Anlagen sind dagegen komplizierte technische Einrichtungen. Die Bodensäule wird als ungestörte Probe (sogenannter Monolith) gewonnen. Zur Bestimmung von Wassergehaltsänderungen ist die Säule auf einer Waage aufgestellt, die das Gesamtgewicht über einen Datensammler regelmäßig aufzeichnet. Am unteren Ende der Säule wird der Sickerwasserablauf nicht passiv (gravitativ) über eine Filterschicht abgeführt, sondern ein Unterdruck (Saugspannung) entsprechend den natürlichen Verhältnissen in gleicher Tiefe angelegt. Die Saugspannung wird in benachbarten Saugkerzen ermittelt und der Unterdruck an der Filterschicht automatisch über Regelkreise oder regelmäßig manuell eingestellt (Abb. 2.1.3.1b).



a) Lysimeter einfacher Bauart

b) wägbares Monolith-Unterdruck-Lysimeter (vgl. c)



c) wägbares Monolith-Lysimeter der Universität Hohenheim (Testfeld Horkheimer Insel), von links nach rechts: Bodenmonolith von 2 m<sup>2</sup> Fläche und 2 m Höhe; Lysimeterkeller im Bau; in die Umgebung eingepasstes Lysimeter mit frischer Einsaat

Abb. 2.1.3.1: Lysimeter zur Bestimmung des Bodenwasserhaushalts

Bei Lysimetern handelt es sich um komplizierte Messeinrichtungen, die erst nach einer Einarbeitungszeit von vielen Monaten nach ihrer Einrichtung stabile und naturnahe Messwerte liefern. Für ingenieurtechnische Anwendungen sind sie daher im Regelfall nicht wirtschaftlich oder praktikabel. Im übrigen stellt das Messsystem immer einen erheblichen Eingriff in die lokalen Verhältnisse dar, so dass die Repräsentativität der Messungen in jedem Einzelfall durch weitere Untersuchungen und Plausibilitätsbetrachtungen abgesichert werden muss. Randeffekte können durch Vergrößerung der Fläche reduziert werden. Während die meisten Lysimeter eine Fläche von 1 – 2 m<sup>2</sup> aufweisen, sind auch schon wesentlich größere Anlagen errichtet worden (KITCHING et al., 1980). Ein wesentlicher Vorteil der Lysimeter liegt in der Gewinnbarkeit von größeren Mengen standorttypischen Bodensickerwassers. Dies ist insbesondere für chemische Untersuchungen auf organische Spurenstoffe, z. B. Pestizide, von Interesse.

Sehr viel einfachere Methoden zur Untersuchung des Bodenwasserhaushalts stellen Saugkerzen, Messungen der Bodenfeuchte mittels TDR oder FDR ("time domain reflectometry" bzw. "frequency domain reflectometry") und Neutron-Neutron-Messungen in Bodenwassermessstellen dar.

Mit Hilfe der **Saugkerzen** (Tensiometer) (Abb. 2.1.3.2) lassen sich die Saugspannungen im Boden und damit die Bodenwasserbewegungen messen, aber auch Proben des Sickerwassers zur chemischen Untersuchung gewinnen. Bei Kenntnis der Saugspannungs-(pF-)kurve des Bodens lässt sich aus den Änderungen des Wassergehaltes die Sickerwassermenge ableiten (SCHACHTSCHABEL et al., 1998). Für dieses Verfahren sind Saugkerzen oder andere Messsysteme in unterschiedlichen Tiefen einzubauen und regelmäßig zu messen. Da der Anschluss der Kerzen an den Boden trotz sorgfältigen Einbaus nicht immer gelingt, sollte jede Saugkerzengruppe mehrfach ausgestattet werden. Bei den geringen Kosten für Saugkerzen und Einbau (Handbohrgerät) bestehen die wesentlichen Kosten im Personaleinsatz zur Messung der Saugspannungen. Hierfür gibt es mittlerweile Datensammler oder die Möglichkeit eines Anschlusses des Druckmesselements an den Datensammler einer automatischen agrarmeteorologischen Messstation (siehe oben).



- a) Bauschema
- b) Saugkerzen aus Sonderstahl mit Keramikspitze

Abb. 2.1.3.2: Saugkerzen zur Bestimmung der Saugspannung des Bodens und Entnahme von Bodenwasser

Die seit rund 10 Jahren eingeführten Messungen der Dielektrizitätskonstante des Bodens mittels **TDR** oder **FDR** erlauben die Abschätzung des Wassergehalts auf der Grundlage einer standortspezifischen Eichung. Die Messelektroden werden hierzu als ortsfeste Einrichtung in unterschiedlichen Bodentiefen installiert. Die Messungen können in kurzen Zeitabständen über Datensammler vorgenommen werden.

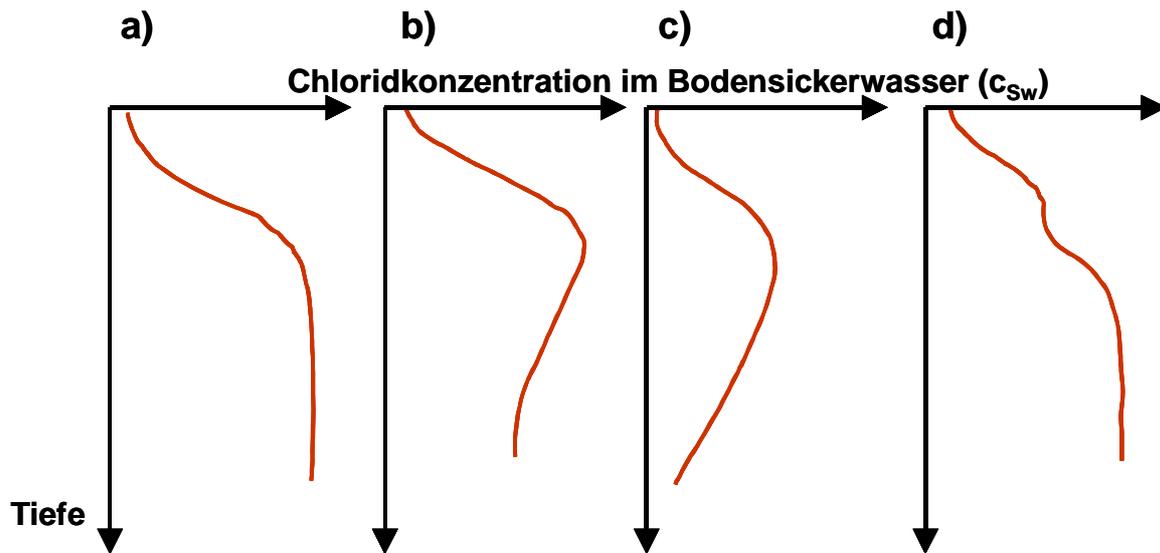
Mit Hilfe von Wiederholungsmessungen mittels **Neutron-Neutron-Sonde** (vgl. Abschn. 3.2.4) in einem Messrohr (üblicherweise PVC DN 50) kann die Entwicklung des Bodenwassergehalts über die Zeit festgestellt werden. Bei hinreichend geringem zeitlichen Abstand der Messungen und Berücksichtigung besonderer meteorologischer Ereignisse (Starkregen, Schneeschmelze etc.) kann hieraus die Grundwasserneubildung abgeschätzt werden. Die Messungen können nicht automatisiert werden, son-

dem erfordern Messpersonal vor Ort. Wegen der Verwendung einer radioaktiven Quelle unterliegt das ausführende Unternehmen bzw. die wissenschaftliche Einrichtung atomrechtlichen Auflagen und Sicherheitsbestimmungen.

Weite Verbreitung zur Bestimmung der mittleren Grundwasserneubildungsrate hat die **Chloridmethode** gefunden (z. B. LERNER et al., 1990; WOOD, 1999). In unserem Klimabereich sind in oberflächennahen Schichten natürlicherweise keine löslichen Chloride vorhanden. Ausnahmen bilden anthropogene Einträge durch landwirtschaftliche Düngung, Abwasser oder Abfälle (Abb. 2.1.3.3 d). Das Chlorid des Bodensickerwassers stammt auf Standorten ohne anthropogen bedingte Einträge ausschließlich aus dem Niederschlag. Durch die Evapotranspiration, bei der ein Teil des Wassers an die Atmosphäre abgegeben wird, erfolgt eine Aufkonzentrierung. Die Grundwasserneubildungsrate lässt sich damit direkt aus dem Verhältnis der Chloridgehalte von Bodensickerwasser ( $c_{sw}$ ) und Niederschlag ( $c_p$ ) bestimmen:

$$GWN = \frac{c_p}{c_{sw}} * (P - A_o) \quad (2.1.3.1)$$

Voraussetzung ist, dass sich ein stabiles Gleichgewicht eingestellt hat und keine weitere Evapotranspiration stattfindet (Abb. 2.1.3.3 a). Dies ist im Bereich unterhalb der maximalen Durchwurzelungstiefe, d. h. unterhalb 4 m u. GOK, an den meisten Standorten gegeben. Außerdem muss die Durchsickerung homogen sein, d. h. es darf keine bis in die Messtiefe reichenden bevorzugten Wegsamkeiten geben (Abb. 2.1.3.3 c). Für die regionale Verteilung des Chloridgehaltes der Niederschläge gibt es aus verschiedenen Untersuchungen Angaben (MATTHESS, 1994). Grundsätzlich nimmt der Gehalt mit der Entfernung vom Meer ab. So beträgt er in Schleswig-Holstein rund 5 mg/l mit starken witterungsbedingten Schwankungen im Küstenraum (Erhöhung des Chloridgehaltes der Luft durch Gischtbildung), im Raum Hamburg und im niedersächsischen Binnenland rund 2 – 3 mg/l, allerdings auch hier mit starken jahreszeitlichen und ereignisgesteuerten Schwankungen (KAMINSKI & WINKLER, 1994). Es ist zu empfehlen, bei Verwendung der Chloridmethode zur Bestimmung der Neubildungsrate den Chloridgehalt des lokalen Niederschlags zu recherchieren und zumindest an Stichproben analytisch zu bestimmen. An die Analytik sowohl des Niederschlags als auch der Sickerwasserproben sind gegenüber der Routineanalytik an Grundwasserproben erhöhte Qualitätsanforderungen zu stellen, da möglichst genaue Bestimmungen im unteren Messbereich gefordert sind. Auf jeden Fall sind alle Ergebnisse durch Mehrfachbestimmungen bezogen auf das Gesamtverfahren abzusichern. Es sind also mehrere Saugplatten bzw. -kerzen zur Sickerwassergewinnung zu verwenden und mehrfach zu untersuchen oder mehrere Proben des Porenwassers durch andere Methoden zu gewinnen. Die Chloridfreiheit aller eingesetzten Geräte und Materialien ist durch entsprechende Vortests und Blindproben nachzuweisen. Gegebenenfalls sind die Geräte vor ihrem Gebrauch zur Entfernung des freisetzbaren Chlorids zu behandeln.



- a) Idealfall zur Bestimmung der Neubildungsrate, Erhöhung der Chloridkonzentration innerhalb der Durchwurzelungszone bis zur Einstellung eines Gleichgewichts
- b) zeitlich variierende Bedingungen, schwankende Neubildungsraten oder Chloridgehalte des Niederschlags
- c) inhomogene Bodenverhältnisse mit bevorzugten Wegsamkeiten
- d) stoffliche Quellen im Boden, z. B. Düngemittel

Abb. 2.1.3.3: Zur Anwendung der Chloridmethode zur Bestimmung der Grundwasserneubildung (nach LERNER et al., 1990)

Die Grundwasserneubildungsrate lässt sich weiterhin experimentell durch **ubiquitäre Tracer** ermitteln. Hierfür eignen sich insbesondere mit dem Niederschlag eingetragene anthropogene Isotope und Spurenstoffe, die eine Datierung des Sickerwassers bzw. des oberflächennahen Grundwassers erlauben. Die wichtigsten Verfahren beruhen auf der Bestimmung des Tritiums (Abschn. 7.3). Diese Verfahren sind dort einsetzbar, wo auf Grund des Grundwasserflurabstandes eine Sickerzeit von mindestens einigen Jahren anzunehmen ist. Die Neubildungsrate ergibt sich zu (ZOELLMANN et al., 2001):

$$GWN = \frac{z \cdot n_{fc}}{t} \quad (2.1.3.2)$$

mit der Probenahmetiefe  $z$ , der Feldkapazität des Bodens  $n_{fc}$  und dem Modellalter  $t$  des Sickerwassers.

Allerdings ergeben die Tracerverfahren wie die Chloridmethode nicht oder nur mit Einschränkungen verwertbare Ergebnisse, wenn der Transport in der ungesättigten Zone erheblich durch bevorzugte Wegsamkeiten, z. B. Klüfte in bindigen Bodenarten, beeinflusst ist. Diese bevorzugten Wegsamkeiten können bis zu 30 % des Sickerwassers kurzfristig in den Unterboden abführen (KLOTZ, 1999). Unter derartigen Bedingungen müssen Proben sowohl aus den bevorzugten Fließwegen als auch der geringer durchlässigen Matrix untersucht werden, um den gesamten Wasserhaushalt zu erfassen.

Im Bereich langjährig betriebener Grundwassergewinnungsanlagen (Wasserwerke) lässt sich die mittlere Grundwasserneubildungsrate über eine **großräumige Wasserhaushaltsbetrachtung** aus der Förderrate  $Q$  und der Größe des Einzugsgebietes  $F$  ermitteln:

$$GWN = \frac{Q}{F} \quad (2.1.3.3)$$

Das Einzugsgebiet wird hierzu aus einem Grundwasserhöhengleichenplan (Abschn. 4.3.3.1) ermittelt. Dieses Verfahren ist nur für oberflächennahe Grundwasserleiter anwendbar, die auf Grund der geologischen und hydraulischen Verhältnisse keinen wesentlichen Austausch mit unterlagernden Wasserleitern aufweisen. In tieferen Wasserleitern erfolgt die Speisung mittelbar aus anderen (überlagernden) Wasserleitern über lokale Verbindungen (geologische Fenster) oder in der Fläche (als Leakage). Ein Rückschluss auf die Neubildung ist damit nur über Modellbetrachtungen möglich, die den Wasserhaushalt des Gesamtsystems behandeln. Die Neubildung wird damit zu einem Parameter einer Modellkalibrierung. Eine unabhängige Abschätzung ist nicht mehr möglich.

Steht keine Grundwasserförderung zur Verfügung, so kann eine entsprechende Abschätzung, allerdings regelmäßig mit geringerer Genauigkeit, für das Einzugsgebiet eines Oberflächengewässers (natürliche Vorflut des Grundwassers) durchgeführt werden (Abschn. 2.2).

## 2.2 Abfluss

Naturgemäß sind für Abflusswerte keine globalen Erfahrungswerte oder einfache Schätzverfahren anzugeben, da es sich bei den betrachteten Gewässern um Unikate handelt.

### 2.2.1 regionale Informationen (C)

In der Wasserhaushaltsgleichung

$$P = A_o + ET + GWN \quad (2.2.1.1)$$

wird die Grundwasserneubildung (GWN) vom Oberflächenabfluss ( $A_o$ ) abgetrennt. Im Zuge des Wasserkreislaufs tritt aber das Grundwasser letztlich wieder zu Tage und wird damit zu Oberflächenabfluss. Für den Abfluss eines Gewässers lässt sich damit folgende Beziehung aufstellen:

$$A_g = A_o + A_{Gw} \quad (2.2.1.2)$$

Der Grundwasseranteil des Abflusses ( $A_{Gw}$ ) entspricht hierbei der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet des Gewässers. Die mittlere Grundwasserneubildung lässt sich somit aus dem Abfluss eines Oberflächengewässers mit bekanntem unterirdischen Einzugsgebiet bestimmen, wenn der Anteil des Direktabflusses bekannt ist:

$$GWN = \frac{A_g - A_o}{F} \quad (2.2.1.3)$$

Dies ist am besten für Zeiten ohne relevanten Oberflächenabfluss (Trockenwetterperioden:  $A_o = 0$ ) gegeben. Im Bereich der Porengrundwasserleiter Norddeutschlands kann in Gebieten ohne erhebliche wasserwirtschaftliche Eingriffe in das Grundwasser im Regelfall davon ausgegangen werden, dass die unterirdischen Wasserscheiden auch für die tieferen Grundwasserleiter mit den oberirdischen übereinstimmen (vgl. Abschn. 4.3.1). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate lässt sich also aus Abflussmessungen bestimmen, soweit das Gewässer tatsächlich als Vorflut für das gesamte Grundwassersystem wirkt. Eine Untergliederung der Abflussanteile auf einzelne Grundwasserleiter ist nicht möglich.

In Gebieten mit erheblicher Wasserförderung muss das Einzugsgebiet aus einem aktuellen Grundwassergleichenplan abgeschätzt werden. Die Bestimmungsgleichung muss in diesem Fall um die Entnahmen ergänzt werden (vgl. Abschn. 2.1.3):

$$GWN = \frac{A_{Gw} + Q}{F} \quad (2.2.1.4)$$

Abflussdaten aller wesentlichen und zum Teil auch untergeordneter Gewässer liegen bei den Wasserwirtschaftsverwaltungen vor und können dort eingesehen bzw. bezogen werden. Bei größeren Fließgewässern wird man meist nicht das gesamte Einzugsgebiet betrachten, sondern Teilgebiete, die durch die Pegel der Wasserwirtschaftsverwaltung definiert werden. Der Teilabfluss aus diesem Teileinzugsgebiet ergibt sich damit als Differenz der Abflussdaten.

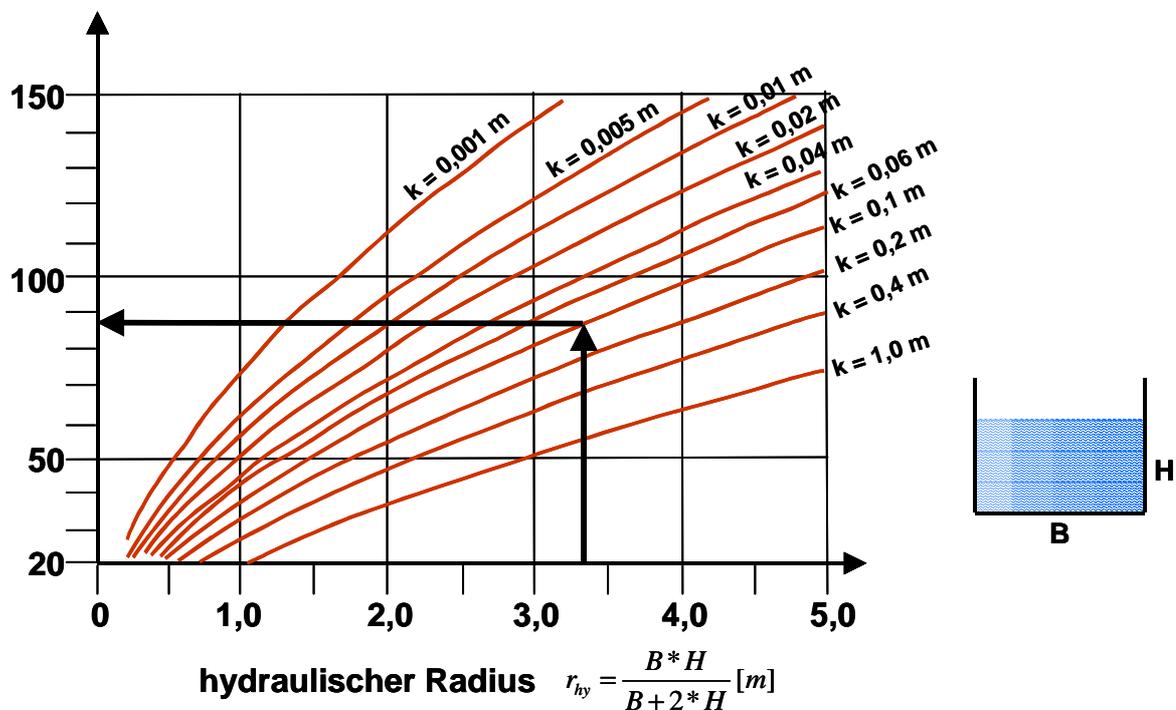
## 2.2.2 lokale Erhebungen (C)

In der ingenieurtechnischen Praxis werden meist kleinräumige Betrachtungen ange- stellt. Für die lokal angetroffenen, oft kleinen, Gewässer sind entweder keine Abfluss- angaben bei den zuständigen Dienststellen vorhanden, oder die Pegel liegen zu weit auseinander, um sinnvoll für die Untersuchungen verwendet zu werden. In die- sen Fällen müssen Abflussdaten erhoben werden.

Bei Gewässern mit einfachen Querschnitten (Gräben, Kanäle) lässt sich der Abfluss aus der **Gewässergeometrie** und dem Wasserstand abschätzen (z. B. HEINEMANN & PAUL, 1998) (Abb. 2.2.2.1).

### spezifischer Abfluss

$$v_{sp} = \frac{Q}{B * H * \sqrt{i}} [m/s]$$



$i$  = Sohlgefälle des Grabens

$k$  = Rauigkeitsbeiwert der Grabensohle und -wand (Tab. 2.2.2.1)

Abb. 2.2.2.1: Beispiel für die Berechnung des Abflusses eines Grabens mit rechtecki- gem Regelprofil (nach HEINEMANN & PAUL, 1998)

Bei der Anwendung dieses Nomogramms wird aus der Gewässergeometrie zuerst der hydraulische Radius  $r_{hy}$  des Gewässers geschätzt und unter Ansatz eines mittleren Rauigkeitsbeiwerts für die Gewässersohle der spezifische Abfluss  $v_{sp}$  bestimmt (Pfeile in Abb. 2.2.2.1) und abschließend hieraus der Abfluss  $Q$  berechnet.

Material	Rauhigkeit k in [m]
Sand, schlammig	0,015 bis 0,03
Feinkies	0,035 bis 0,05
Sand mit größeren Steinen	0,07 bis 0,11
Kies	ca. 0,08
Grobkies bis Schotter	0,06 bis 0,20
schwere Steinschüttung	0,20 bis 0,30
Sohlpflasterung	0,03 bis 0,05
grobe Steine und Fels	0,50 bis 0,70
Fels	ca. 0,8
Beton, nach Verarbeitungsqualität und Schalungsart	0,0003 bis 0,006
Mauerwerk aus verfugtem Klinker	0,0015 bis 0,006
Bruchsteinmauerwerk	0,003 bis 0,02

Tab. 2.2.2.1: Rauigkeitsbeiwerte für Gewässersohlen (nach HEINEMANN & PAUL, 1998)

Die meisten Abflussmessungen erfolgen als **Geschwindigkeitsmessungen** mit Hilfe von Strömungsmessgeräten (Abb. 2.2.2.2). Über den Querschnitt des Gewässers werden Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt und anschließend zum Gesamt-abfluss integriert (BRÜHL & SPIERLING, 1986; BRASSINGTON, 1998).

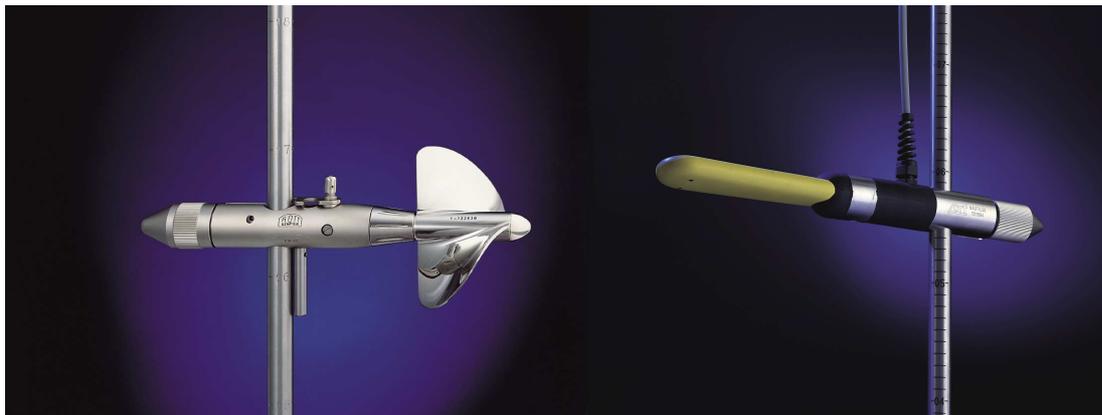


Abb. 2.2.2.2: Strömungsmessgeräte zur Ermittlung des Abflusses in Oberflächengewässern. Links mechanisches Flügelradgerät, rechts magnetisch-induktives Gerät (Fotos: OTT Meßtechnik GmbH & Co. KG)

Das Verfahren ist für alle Gewässer einsetzbar, die eine hinreichende Wassertiefe zum Einsatz der Messgeräte aufweisen und nicht zu stark verkrautet sind. Gewässerabschnitte mit stark gestörten Bedingungen (Wirbel) können nicht vermessen werden.

Eine kontinuierliche Aufzeichnungen des Abflusses durch **Wasserstandsregistrierung** kann mit Geräten wie bei der Grundwasserstandsmessung erfolgen (Abschn. 4.3.3.2). Hierzu muss ein Messrohr (Pegel) im oder am Gewässer errichtet werden. Die (nahe liegende) Anbringung von Messpegeln an ohnehin vorhandenen Bauwerken (Brückenpfeiler, Wehre) ist nicht sinnvoll, da hier hydraulisch stark gestörte Verhältnisse vorliegen, die die Messung erschweren oder unmöglich machen. Das Messrohr muss

je nach örtlichen Gegebenheiten technisch so ausgeführt sein, dass eine Beschädigung auch bei extremen Abflusssituationen, insbesondere auch bei erhöhter Mitführung von Sediment, Geröll, Baumstämmen etc. bei Hochwasserereignissen, ausgeschlossen werden kann. Dies kann durch eine hinreichend massive Ausführung bei Aufstellung innerhalb des Gewässers erfolgen (Abb. 2.2.2.3 a). In Gewässern mit starken mechanischen Beanspruchungen, insbesondere durch Geschiebetrieb, kann eine Aufstellung außerhalb des Gewässers und eine hydraulische Verbindung über eine Rohrleitung, vorzugsweise aus Stahl, sinnvoll sein (Abb. 2.2.2.3 b). Der Ausbau außerhalb des Gewässers in der Bauform einer Grundwassermessstelle (Abschn. 3.2.3) ist zwar besonders sicher gegen Beschädigungen, ist jedoch hydraulisch nur bei einer sehr guten Anbindung des Gewässers an den Grundwasserleiter, d. h. bei groben Kiesen oder Schottern und dem Fehlen einer Selbstdichtung (Kolmatation) der Gewässersohle, befriedigend. Die Umrechnung des Wasserstandes in Abflusswerte erfolgt bei natürlichen Gewässern nach empirisch ermittelten Abflussdaten aus Geschwindigkeitsmessungen.

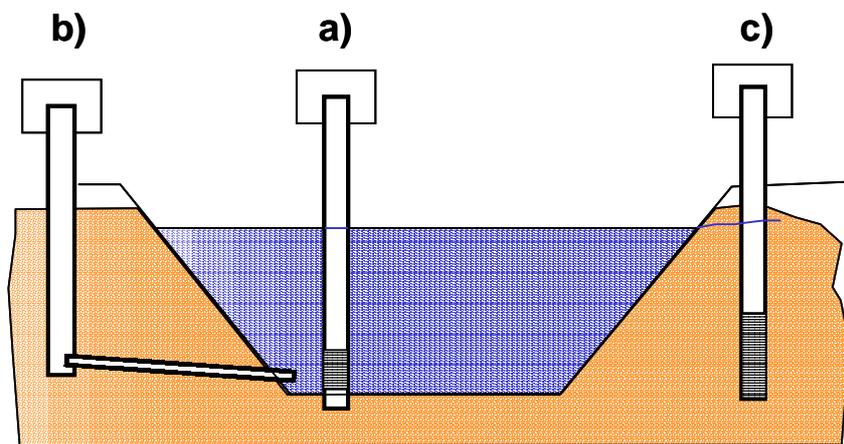


Abb. 2.2.2.3: Schematische Darstellung von Pegeln zur Messung des Wasserstandes von Oberflächengewässern

Bei kleineren Gewässern kann eine **Messstrecke mit definierter Geometrie**, z. B. ein Betongerinne mit Überfallwehr oder eine Venturirinne (Abb. 2.2.2.4), eingebaut werden. Derartige Messeinrichtungen sind kostspielig, aus landschaftspflegerischer Sicht oft unerwünscht und erfordern einen erheblichen Pflegeaufwand, da sie schnell verunreinigen. Sie werden daher nur in Sonderfällen zum Einsatz kommen, liefern aber besonders genaue Werte.



Abb. 2.2.2.4: Messstrecke mit Venturirinne zur Messung des Abflusses (Foto: Hamburger Wasserwerke GmbH)

### 3. Erkundung der geologischen Struktur

"There are no straight lines in geology." (NYER, 2004b)

#### 3.1 Informationsquellen (A)

„Die Vorlesungen über Geologie aber werden noch immer grösstentheils besucht von solchen, die diese Wissenschaft gewissermaassen als noble Passion betreiben, und, ohne irgend genügende theoretische Vorbildung oder praktische Anschauung, zunächst und vor Allem angenehm unterhalten sein wollen.“ (VOGELSSANG, 1867)

In den meisten Gebieten liegen schon zahlreiche Informationen zu den geologischen Verhältnissen vor. Diese sind in Form von Berichten, geologischen Karten und Schnittdarstellungen bei den jeweiligen geologischen Landesämtern, aber auch bei Wasserversorgungsunternehmen, den Dienststellen der Wasserwirtschaftsverwaltung, Bauämtern etc. vorhanden und in der Regel einsehbar bzw. gegen Gebühr beziehbar. Daneben können Ergebnisse von Untersuchungen wissenschaftlicher Hochschulen in allgemein zugänglichen Veröffentlichungen oder internen Berichten (z. B. Diplomarbeiten) vorliegen. Informationen über Literatur und neuere Forschungsarbeiten der Hochschulen sind auch über das Internet verfügbar. Dissertationen und im zunehmenden Maße auch Diplomarbeiten sind hier zum Teil als Volltext einsehbar oder herunterladbar.

Die genannten Unterlagen beziehen sich meist auf die mächtigeren Hauptgrundwasserleiter. Für die im Zusammenhang mit Untersuchungen zu Grundwasserverunreinigungen besonders interessierenden oberflächennahen Schichten sind dagegen seltener hydrogeologisch aufbereitete Daten vorhanden. Gelegentlich finden sich brauchbare Untersuchungen aus ingenieurgeologischem Kontext, z. B. in Planungsunterlagen zu Tunnel- oder Brückenbauwerken. Im übrigen ist eine Auswertung von Rohdaten notwendig. Hierzu gehören insbesondere die Schichtenverzeichnisse von Baugrundbohrungen, die in den Archiven der geologischen Landesämter vorliegen. Die Möglichkeit zur Einsichtnahme in diese Unterlagen ist durch rechtliche Beschränkungen (Eigentums- und Nutzungsrechte) begrenzt und nur gegen Gebühr möglich. Die Frage der Einsichtnahme und die Form der Datenweitergabe (nur Einsichtnahme, Papierform, Datenträger) wird erfahrungsgemäß unterschiedlich gehandhabt. Generell werden Geologen in diesen Dienststellen besser behandelt als Fachfremde (Ingenieure). Bei anderen Institutionen (Wasserversorger, Bau- und Wasserwirtschaftsverwaltung) gibt es wechselnde Präferenzen. Persönliche Bekanntschaft mit den verantwortlichen Mitarbeitern stellt in jedem Fall einen nicht zu unterschätzenden Vorteil dar. Beim Arbeiten in entfernteren Gegenden, in denen man keinen regelmäßigen Kontakt zu den einschlägigen Einrichtungen pflegt, ist daher nicht zuletzt aus diesem Grunde zu erwägen, bei der Datenbeschaffung mit einem örtlichen Berater zu kooperieren.

Ingenieurbüros und Bohrunternehmen führen teilweise eigene Archive, die im Einzelfall auch von Außenstehenden genutzt werden können.

## 3.2 Aufschlussbohrungen / Bau von Grundwassermessstellen

### 3.2.1 Bohrverfahren (A)

"As is typically the case, drilling has commenced in the winter after the planning and approval cycle has been completed (having started after the beginning of the fiscal year). Everyone is cold, it is soggy, and work just does not go as well. [...] The fact that so much good work does get done is a credit to the real professionals of the industry." (SMITH, 1995)

"The most dangerous bias for hydrogeologists is their tendency to continue to work through mealtime. I am not sure if this comes from a great work ethic or the simple truth that food without beer is not worth eating." (Nyer, 2004a)

Die ältesten bekannten Brunnenbauwerke stammen aus der Jungsteinzeit. Sie wurden gegraben und meist mit Holzbohlen oder Flechtwerken abgestützt (KOSCHIK, 1998; SEEGERS, 1993; NAHRGANG, 1982). Derartige Schachtbrunnen werden bis heute dort errichtet, wo Grundwasser in geringem Abstand zur Geländeoberfläche angetroffen wird und kostengünstige Arbeitskräfte oder mechanische Hilfsmittel (Bagger) zur Verfügung stehen. In der hydrogeologischen Erkundung spielen sie nur eine Rolle, falls sie schon vorhanden sind. Für Erkundungszwecke werden dagegen ausschließlich Sondierungen und Bohrungen mit kleinem Durchmesser (meist kleiner 300 mm) niedergebracht.

Für die Erkundung der ersten Meter, z. B. zur Kartierung der Deckschichten eines Grundwasserleiters im Rahmen der Ausweisung eines Trinkwasserschutzgebietes, können einfache Sondierverfahren eingesetzt werden. Hierzu zählen die Sondierung mit Schlitzsonden sowie einfache **Rammkernsondierungen** (Abb. 3.2.1.1). Bei gut durchdringbaren Bodenarten können unter Verwendung mechanischer Hilfsgeräte (Motorhammer, hydraulische Ziehgeräte) Tiefen bis zu ca. 15 m erreicht werden.



Abb. 3.2.1.1: Arbeitswerkzeuge für Schlitz- und Rammkernsondierungen (Foto: Dr. Beißner GmbH)

Derartige Sondierungen werden oft nicht durch spezialisierte Unternehmen, sondern als Nebenleistungen von beratenden Ingenieurunternehmen ausgeführt. Während die Schlitzsondierungen mit ihrem sehr geringen Probenvolumen (und den häufigen Kernverlusten) nur zur qualitativen Bodenansprache taugen, liefern Rammkernsondierungen ab einem Durchmesser von 50 mm ausreichend Material für weitergehende Untersuchungen, z. B. Siebanalysen, einfache bodenmechanische Versuche oder chemische Untersuchungen. Es werden für Sonderanwendungen auch Rammkerne in Kernhülsen ("liner") entnommen. Außerdem können in Rammkernsondierungen Rammfilter zur Beobachtung des Grundwasserstandes und (mit Einschränkungen) zur Entnahme von Wasserproben eingeschlagen werden. Rammfilter wurden früher ausschließlich als Stahlfilter mit Gewebeummwicklung aus Messing hergestellt. Heute sind dagegen Filter aus schlagfesten Kunststoffen (PVC, PE-HD) marktgängig (Abb. 3.2.1.2).



Abb. 3.2.1.2: Rammfilter DN 50 (2") aus PE-HD (Foto: Dr. Beißner GmbH)

Rammfilter mit einem Nennmaß von weniger als 50 mm (DN 50, 2") sollten nur in Ausnahmefällen verwendet werden, z. B. bei Beweissicherungen zu Baugrubenwasserhaltungen und anderen Tiefbaumaßnahmen. Hierbei ist zu bedenken, dass marktübliche Datensammler zur Grundwasserstandserfassung (Abschn. 4.3.3.2) überwiegend erst in Messstellen ab DN 50 eingebaut werden können. Rammfilter des Ausbaumaßes DN 50 lassen sich in sandigen Böden üblicherweise nur bis in eine Tiefe von ca. 6 m einrammen. Die neuerdings üblichen Rammfilter aus PE-HD erlauben dabei eine etwas größere Endtiefe als solche aus PVC. In feinkörnigen Böden setzen die Filterschlitz (meist 0,3 mm) zu, so dass der hydraulische Anschluss an den Wasserleiter beschränkt ist. Wegen des Fehlens einer Filterkiesschüttung ist eine weitergehende Entwicklung nicht möglich. Solche Rammfilterbrunnen zeigen daher eine sehr geringe Ergiebigkeit und liefern auf Dauer stark trübes Wasser. Erfahrungsgemäß sind in diesem Fall die Filterschlitz nach einigen Monaten so stark abgedichtet, dass selbst die Wasserstandsmessung, insbesondere hinsichtlich kurzfristiger Schwankungen,

nicht mehr zuverlässig möglich ist. In grobkörnigen Böden dagegen können Rammfilterbrunnen über Jahre funktionstüchtig bleiben und auch für eine qualifizierte Probenahme zur chemischen Untersuchung (Abschn. 6) eine ausreichende Ergiebigkeit aufweisen. Beim Einrammen durch plastische (bindige) Böden können die Filterschlitzze vollständig verschlossen werden. Rammfilterbrunnen sollten daher unmittelbar nach ihrer Herstellung durch kräftige in beide Richtungen wirkende hydraulische Belastung, z. B. durch Kolben mit einem Verdrängungskörper oder pneumatisch (BUTLER et al., 2000), entwickelt werden. Einfaches Klarpumpen ist dagegen weniger geeignet.

Bei allen „ernsthaften“ hydrogeologischen Erkundungen werden mechanische Bohrverfahren eingesetzt. Für Bohrtiefen bis ca. 100 m sind **Trockenbohrverfahren** ("cable tool drilling") im Einsatz, bei denen keine Spülung eingesetzt wird. Es handelt sich hierbei um Verfahren, die als mechanisierte Varianten des Schachtbrunnenbaus zu beschreiben sind. Der Boden wird durch mechanische Werkzeuge gelöst und an die Erdoberfläche befördert. Parallel wird das Bohrloch mit einem Verbau aus Bohrröhren aus Stahl abgestützt (Abb. 3.2.1.3). Der Durchmesser des Bohrlochs und damit der Verrohrung richtet sich nach den Untersuchungszielen, insbesondere der angestrebten Endteufe, der Art der zu entnehmenden Proben und ggf. dem geplanten Ausbau zu einer Grundwassermessstelle (Abschn. 3.2.3). Bei größeren Bohrtiefen ist in Abhängigkeit von der Leistungsfähigkeit des Bohrgerätes ein Absetzen von Rohrtouren (Teleskopieren) zur Reduzierung der Mantelreibung erforderlich. Bei Bohrungen auf verunreinigten Geländen wird die erste Rohrtour (sogenannte Schutzverrohrung) im ersten bindigen Horizont abgesetzt, um eine Verschleppung von Schadstoffen über die Bohrung zu verhindern.

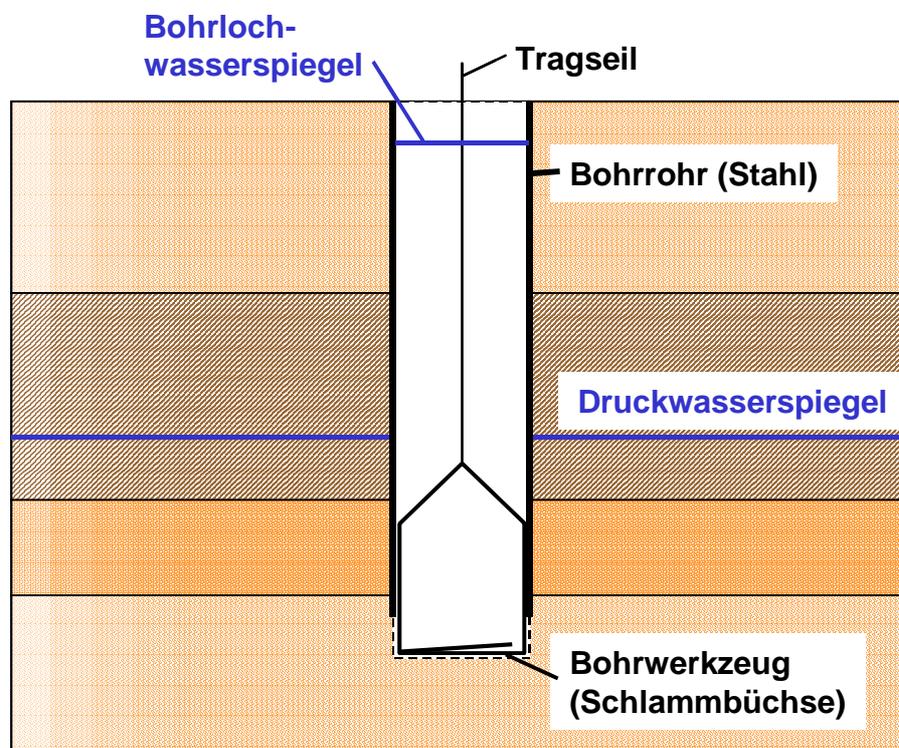


Abb. 3.2.1.3: Schematische Darstellung des Trockenbohrens

In standfesten Festgesteinen kann im Gegensatz zu Lockergesteinen auf einen Verbau verzichtet werden. Dafür sind dort spezielle Werkzeuge zum Lösen des Gesteins erforderlich.

Je nach Bodenart und der Anwesenheit von Grundwasser werden unterschiedliche Bohrwerkzeuge verwendet (Abb. 3.2.1.4 – 3.2.1.7, Tab. 3.2.1.1).



Abb. 3.2.1.4: Schlambüchsen



Abb. 3.2.1.5: Schnecke und Bohrschappe



Abb. 3.2.1.6: Greifer für großkalibrige Trockenbohrungen (Foto: Th. Ptak)



Abb. 3.2.1.7: Kiespumpe

Bezeichnung	Bodenarten oberhalb Gw	Bodenarten unterhalb Gw	Bemerkungen
Schlammbüchse/ Ventilbohrer	nicht anwendbar	rollige	Anwendung unter Wasserauflast
Kiespumpe	nicht anwendbar	rollige	Anwendung unter Wasserauflast, Gefahr der Bildung von Kolken durch Unterdruck
Bohrschappe	alle	bindige	
Schnecke	alle	bindige	
Rollengreifer	alle	alle	nur für große Bohrdurchmesser

Tab. 3.2.1.1: Bohrwerkzeuge für Trockenbohrungen

Die Bezeichnung Trockenbohren bedeutet nicht, dass das Bohrloch trocken liegt. Vielmehr ist es ab Erreichen des Grundwassers ständig mit Wasser erfüllt. Zur Vermeidung des hydraulischen Grundbruchs der Bohrlochsohle bzw. des Eintriebs fließfähiger Bodenarten beim Arbeiten unter Wasser ist es sogar erforderlich, einen Gegendruck aufzubringen. Dies erfolgt durch Auffüllen des Bohrlochs, zumindest zeitweilig oft bis zur Geländeoberkante, mit Fremdwasser (Abb. 3.2.1.3). Bei der Bewertung der anfallenden Bohrproben ist daher zu berücksichtigen, dass unter Wasser eine Entmischung nach der Korngröße erfolgt und insbesondere Feinanteile im Probengut systematisch unterrepräsentiert sind (Abschn. 3.2.2).

Der Ausbau einer Trockenbohrung zu einer Grundwassermessstelle erfolgt durch Einstellen einer Rohrtour und Schütten der Ringraumfüllmaterialien zwischen Rohrtour und Bohrrohr bei gleichzeitigem, schrittweisem Ziehen des Bohrrohrs (Abb. 3.2.1.8, Abschn. 3.2.3).

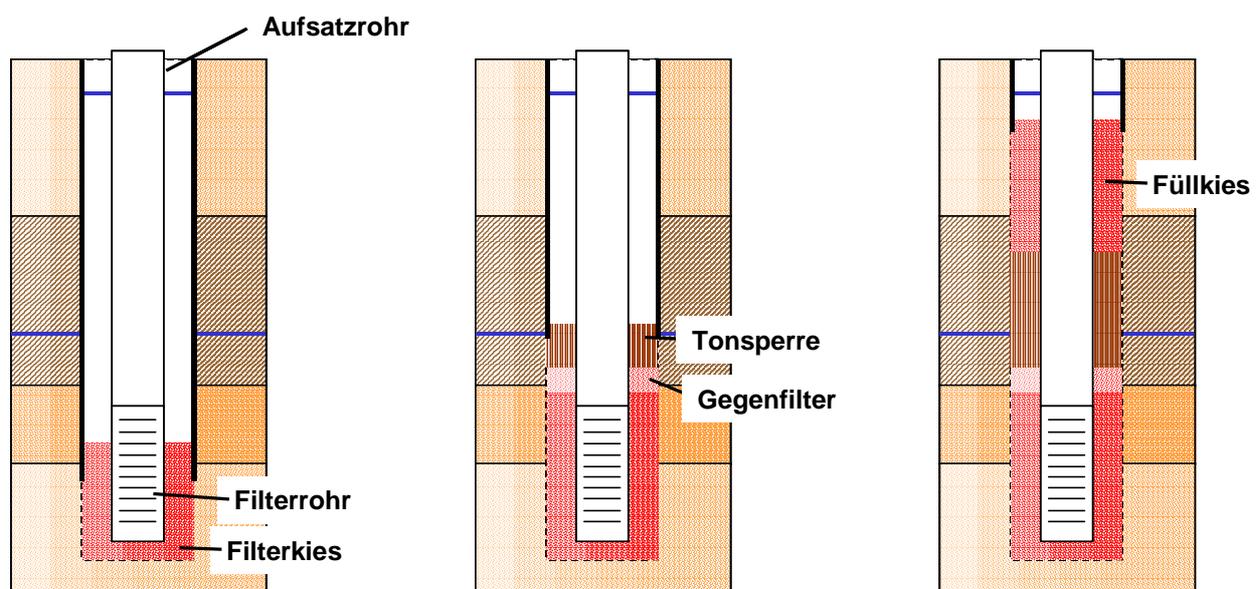


Abb. 3.2.1.8: Ausbau einer Trockenbohrung zu einer Grundwassermessstelle, Baufortschritt von links nach rechts

Eine besondere Variante des Trockenbohrens stellt das Arbeiten mit **Hohlbohrschnecken** dar (HACKETT, 1987; Abb. 3.2.1.9). Bei diesem Verfahren stellt das Bohrwerkzeug gleichzeitig die Verrohrung der Bohrung dar. Gelegentlich wird behauptet, beim Bohren mit der Hohlbohrschnecke handele es sich um eine Verdrängungsbohrung, bei der fast kein Bohrgut anfielen. Dies sei insbesondere für kontaminierte Standorte von Vorteil. In normal gelagerten Böden fördert aber auch die Hohlbohrschnecke nicht unerhebliche Materialmengen. Einen Sonderfall stellt die Hohlbohrschneckenbohrung mit vorlaufendem Rammkern dar (HÖMRIGHAUSEN, 1993; Abb. 3.2.1.10). Bei diesem Verfahren wird praktisch das gesamte Fördergut in Form der Kerne gefasst und üblicherweise an ein chemisches Labor übergeben. Auf diese Art hat die Baustelle nur ein geringes Entsorgungsproblem.

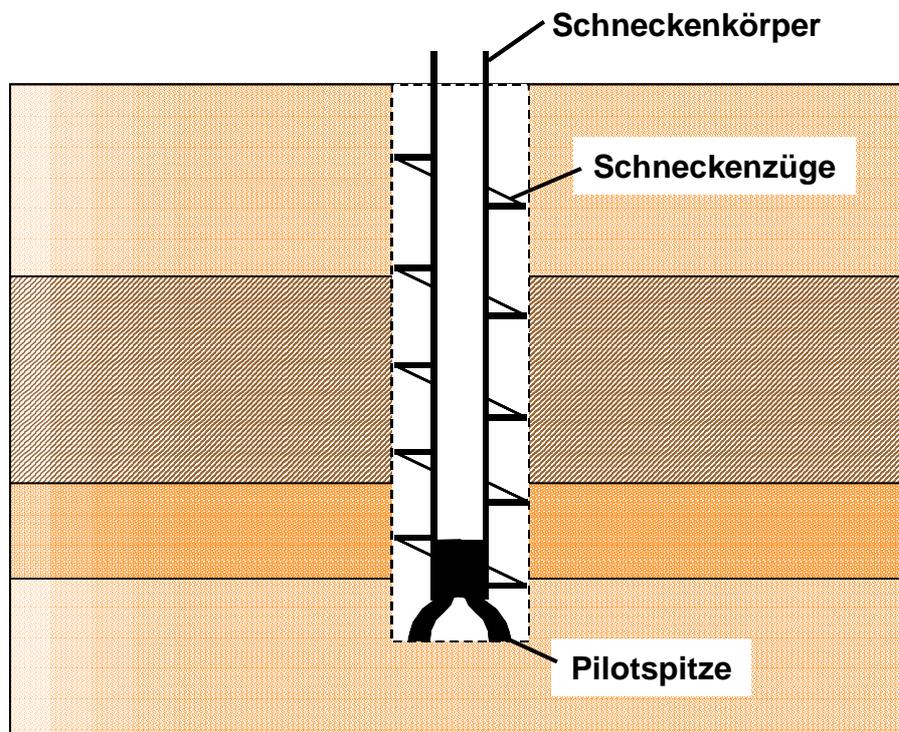
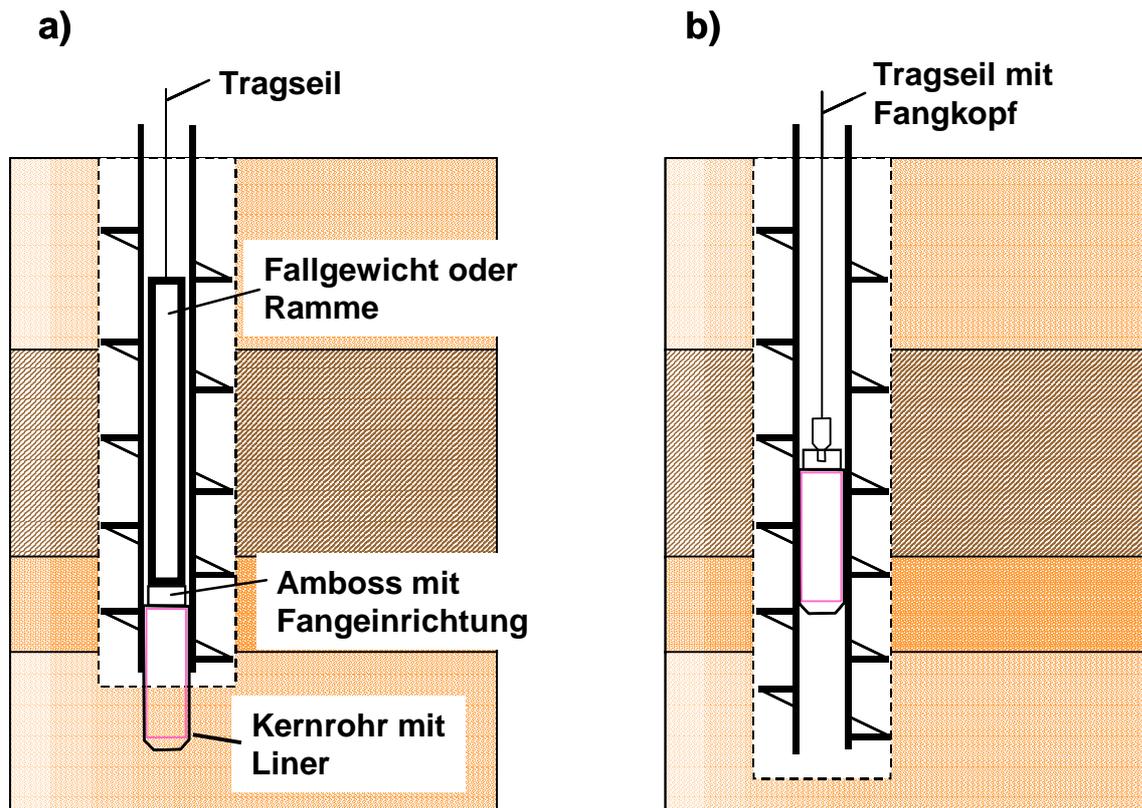


Abb. 3.2.1.9: Bohrung mit Hohlbohrschnecke (verändert nach HACKETT, 1987)



a) Vortrieb des Rammkerns

b) Ziehen des Rammkerns nach Überbohrung mit der Hohlbohrschnecke

Abb. 3.2.1.10: Bohrung mit Hohlbohrschnecke und fortlaufender Entnahme von Rammkernen (verändert nach HACKETT, 1987 und HOMRIGHAUSEN, 1993)

In der Hohlbohrschnecke kann eine Grundwassermessstelle ausgebaut werden. Dies erfolgt üblicherweise ohne Einbringen einer Ringraumschüttung (Abb. 3.2.1.11), obwohl auch dies im Einzelfall möglich ist. Hierdurch ergibt sich ein besonders enger Kontakt zum Boden. Dies ist vorteilhaft bei der Entnahme tiefenorientierter Wasserproben (Abschn. 6.3; z. B. CHURCH & GRANATO, 1996) und bei der Bestimmung hydraulischer Parameter durch Slugtests (Abschn. 4.1.4.2; BUTLER, 1998). Für feinkörnige Bodenarten gelten die Einschränkungen wie für Rammfilterbrunnen. Für diese Bodenarten ist daher die Verwendung von Sondermaterialien aus mikroporösem PE-HD in Erwägung zu ziehen (Abschn. 3.2.3.2).

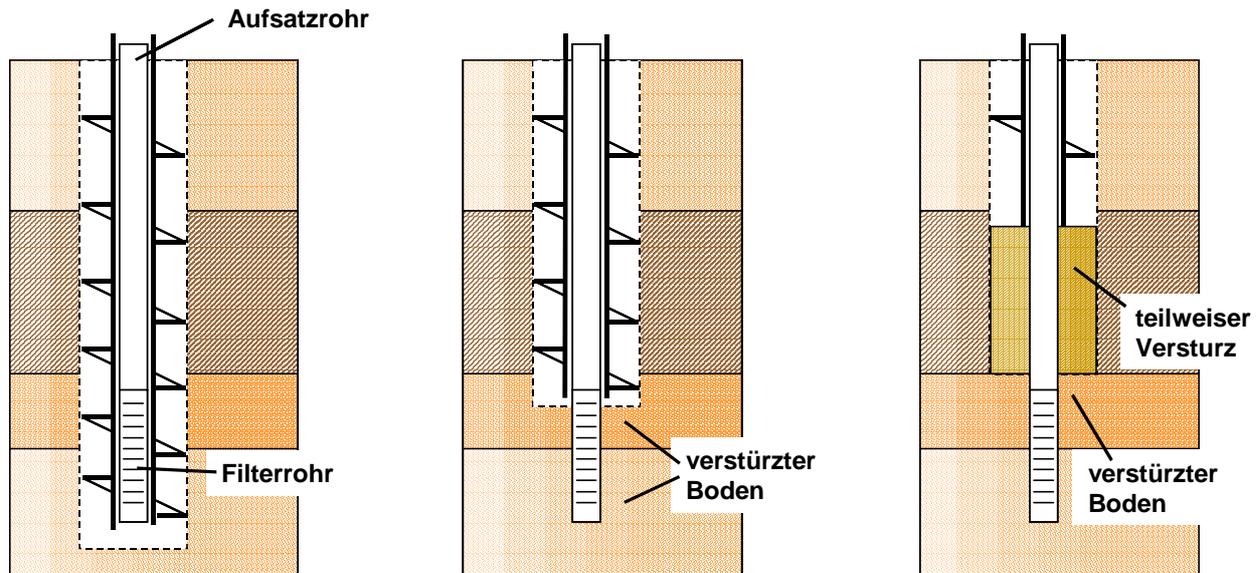


Abb. 3.2.1.11: Ausbau einer Hohlbohrschneckenbohrung zu einer Grundwassermessstelle, Baufortschritt von links nach rechts

Ab einer Bohrtiefe von ca. 50 m sind **Druckspülbohrungen** (Abb. 3.2.1.12, 3.2.1.13) in den meisten Fällen gegenüber Trockenbohrungen wirtschaftlich vorteilhaft. Bei diesem Bohrverfahren wird der Boden durch ein langsam rotierendes Bohrwerkzeug, meist ein Flügelmeißel (Abb. 3.2.1.14), gelöst und durch einen Spülstrom zur Erdoberfläche transportiert. Der Spülstrom wird mit einer starken Pumpe durch das Bohrgestänge zur Bohrlochsohle geleitet und steigt außen im Bohrloch wieder auf. Aus der Spülung werden in einer meist aus zwei Einzelgruben bestehenden Spülgrube die größeren Bohrgutanteile sedimentiert und die Spülung danach wieder verwendet. Falls die örtlichen Verhältnisse die Einrichtung einer Spülgrube nicht zulassen oder unverhältnismäßig erschweren, können auch Container als Absetzbehälter verwendet werden. Einige Bohrunternehmen haben ihren Betrieb vollständig auf den Einsatz des Containerverfahrens umgestellt.

Im Unterschied zur klassischen Spülbohrtechnik der Erdöl- und Erdgasindustrie („Rotary“-Verfahren) wird im Bereich der flachen Bohrungen kein massiver Drehtisch verwendet. Die Drehbewegung des Gestänges und die Zuführung der Spülung erfolgen über einen hydraulischen Kraftdrehkopf, der beweglich am Mast eines Bohrfahrzeugs angebracht ist (Abb. 3.2.1.13).

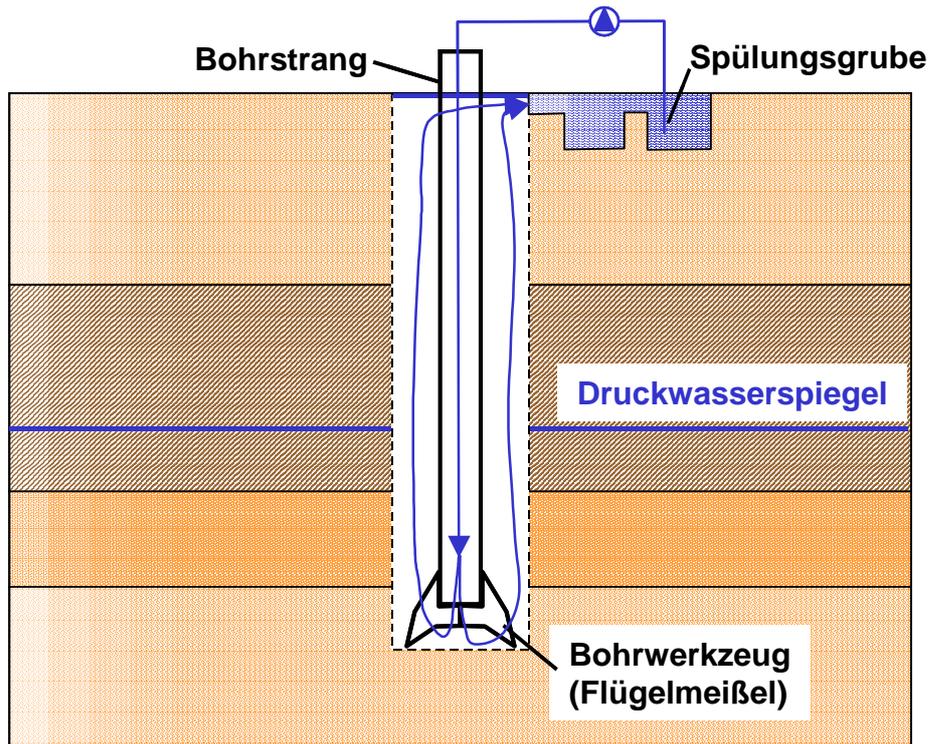


Abb. 3.2.1.12: Schematische Darstellung einer Druckspülbohrung



Abb. 3.2.1.13: Druckspülbohrung



Abb. 3.2.1.14: Flügelmeißel für Druckspülbohrungen, effektiver Durchmesser 170 mm (Foto: Ivers Brunnenbau GmbH)

Als Spülungsmedium dient Wasser mit geeigneten Spülungszusätzen. Die Spülung hat neben dem Austrag des Bohrguts die Aufgabe, das Bohrloch zu stabilisieren. Daher muss im Bohrloch ständig ein Überdruck gegenüber den Formationswässern gehalten werden. Es ist daher vorteilhaft, wenn die Dichte der Spülung gegenüber Wasser erhöht ist. Die gelegentlich zu hörende Forderung nach einer „Klarwasserspülung“ ist nicht sachgemäß, da reines Wasser im Regelfall nicht zur Stabilisierung des Bohrlochs ausreicht. Als Zusätze finden insbesondere Tone (Bentonite) und Zellulose-Derivate (CMC, Handelsnamen: Viscopol, Antisol, Tylose) Anwendung (DVGW, 1998a). Letztere haben die Eigenschaft, die Bohrlochwand mit einem leimartigen Überzug zu belegen, der ein Quellen toniger Bodenarten mit Einengung des Bohrlochquerschnitts stark reduziert. Allerdings sind diese Zusätze nach Abschluss der Arbeiten nicht vollständig zu entfernen, so dass die Gefahr einer Verkeimung auf der Grundlage dieses organischen Nährbodens besteht (z. B. BAUER et al., 1993; SCHOENEN & LAKES, 1989; SCHOENEN, 1992). Spülungen auf Bentonitbasis werden zur Verhinderung der Koagulation der Tonminerale im schwach basischen pH-Bereich ( $\text{pH} > 8$ ) eingestellt. Wenn sich die Spülung durch die Aufnahme von Bodenmaterial, insbesondere tonigen Feinanteilen, zu stark verändert, muss sie erneuert werden. Im einschlägigen Fachschrifttum finden sich verschiedene Angaben über die Kontrolle der Spülungszusammensetzung (z. B. DVGW, 1998a; AUSTRALIAN DRILLING INDUSTRY TRAINING COMMITTEE LIMITED, 1997; DRISCOLL, 1986). In der Praxis der „kleinen“ hydrogeologischen Erkun-

dung handelt der Bohrmeister jedoch meist nach persönlicher Erfahrung und rein organoleptischer Bewertung des Spülungszustandes (Fingerprobe).

Beim Antreffen artesisch gespannten Grundwassers muss eine besonders schwere Spülung hergestellt werden. Hierzu werden der Spülung schwere mineralische Zusätze, z. B. Baryt (Schwerspat), zugegeben.

In hoch durchlässigen Schichten kann es zu sehr hohen Spülungsverlusten kommen. Dagegen schafft der Einbau einer Verrohrung (sog. Sperrohr), ggf. mit Zementation, oder die Verwendung von Spezialspülungen mit Stopfmitteln Abhilfe. Früher wurden hierfür organische Stoffe wie Walnussschalen oder Cellophan-Schnitzel verwendet. Diese sind jedoch geeignet, die Grundwasserqualität zu beeinflussen. Daher kommen heute ausschließlich mineralische Zuschläge, z. B. Glimmerschuppen oder Muschelschrot, zum Einsatz (DVGW, 1998a).

Während des eigentlichen Bohrvorgangs, bei dem die Spülung ständig im Umlauf gehalten wird, treten üblicherweise keine Schwierigkeiten auf. Als problematisch kann sich aber der Zeitraum der geophysikalischen Vermessung erweisen. Für diese Vermessung muss das Bohrgestänge ausgebaut werden, und die Spülung kommt damit zur Ruhe. Da der Gestängeausbau und die Vermessungen je nach erreichter Bohrtiefe und Messprogramm einige Stunden bis zu einem halben Tag erfordern, wird die Spülung daher oft vorher durch Zuschlag von Bentonit angedickt. Dies ist akzeptabel, soweit die Vermessungen dadurch nicht beeinträchtigt werden und der Filterkuchen an der Bohrlochwand später im Zuge der Entwicklung noch gelöst werden kann. Auch hier gilt der Grundsatz, dass erfahrene Geräteführer diese Aufgabenstellung im Regelfall einwandfrei erledigen, so dass fachtechnische „Hilfestellung“ von Seiten des Bauleiters oder Gutachters nicht angebracht ist.

Der Bohrdurchmesser beträgt bei Druckspülbohrungen zur hydrogeologischen Erkundung typischerweise 170 bis 180 mm (Abb. 3.2.1.14). Beim Ausbau zu Grundwassermessstellen wird dieser nachträglich erweitert. Auf Grund der heute verfügbaren starken Spülungspumpen kann der Durchmesser auf bis ca. 400 mm gesteigert werden.

Während bei Trockenbohrungen das geförderte Bodenmaterial ohne weiteres der Tiefe zugeordnet werden kann, sind bei Spülbohrungen die Aufstiegs- und Sedimentationsgeschwindigkeit der Spülung und die Sedimentationsgeschwindigkeit der Mineralkörner zu berücksichtigen. Bei üblichen Bohrtiefen von bis zu 300 m kann die Zeit für den Aufstieg des Probengutes von der Bohrlochsohle je nach Pumprate eine runde viertel Stunde betragen. Auf dieser langen Wegstrecke kommt es zur teilweisen Entmischung nach der Korngröße und zur Zumischung von Bodenmaterial aus den überlagernden Schichten (Nachfall). Erfahrene Geräteführer sind dennoch in der Lage, ohne Hinzuziehung von Rechentafeln und Stopuhr aus dem Spülstrom annähernd tiefenrichtige Materialproben abzunehmen und das Schichtenverzeichnis entsprechend zu führen (vgl. Abschn. 3.2.2).

Da das Probengut nach Tiefenzuordnung und Zusammensetzung letztlich fragwürdig bleibt, werden Aufschlussbohrungen in Druckspültechnik grundsätzlich geophysikalisch vermessen (Abschn. 3.2.4). Das gültige Schichtenverzeichnis und ggf. der Ausbauplan wird auf dieser Grundlage vom geologischen Bearbeiter festgelegt (Abschn. 3.2.3.3).

Spülbohrungen gelten im Bereich von Boden- und Grundwasserkontaminationen als problematisch, da über die offene Bohrlochwand eine unkontrollierbare Verschleppung von verunreinigten Bodenpartikeln oder kontaminierten Porenlösungen (Grundwasser, fließfähige organische Phasen) möglich ist. Da im Bohrloch jedoch gegenüber dem Gebirge ein statischer Überdruck gehalten wird, ist zumindest für Schadstoffe in wässriger Lösung eine Ausbreitung im wesentlichen diffusionslimitiert. Soweit also keine massiven Verunreinigungen vorliegen, ist unter Abwägung der übrigen Randbedingungen der Einsatz von Spülbohrverfahren durchaus praktikabel (MIELCAREK et al., 1991). Im Zweifelsfall besteht die Möglichkeit, kontaminierte oberflächennahe Grundwasserleiter durch zementierte Sperrrohre abzutrennen.

Eine Abwandlung des Druckspülbohrens stellt das **Lufthebeverfahren** dar (Abb. 3.2.1.15, 3.2.1.16).

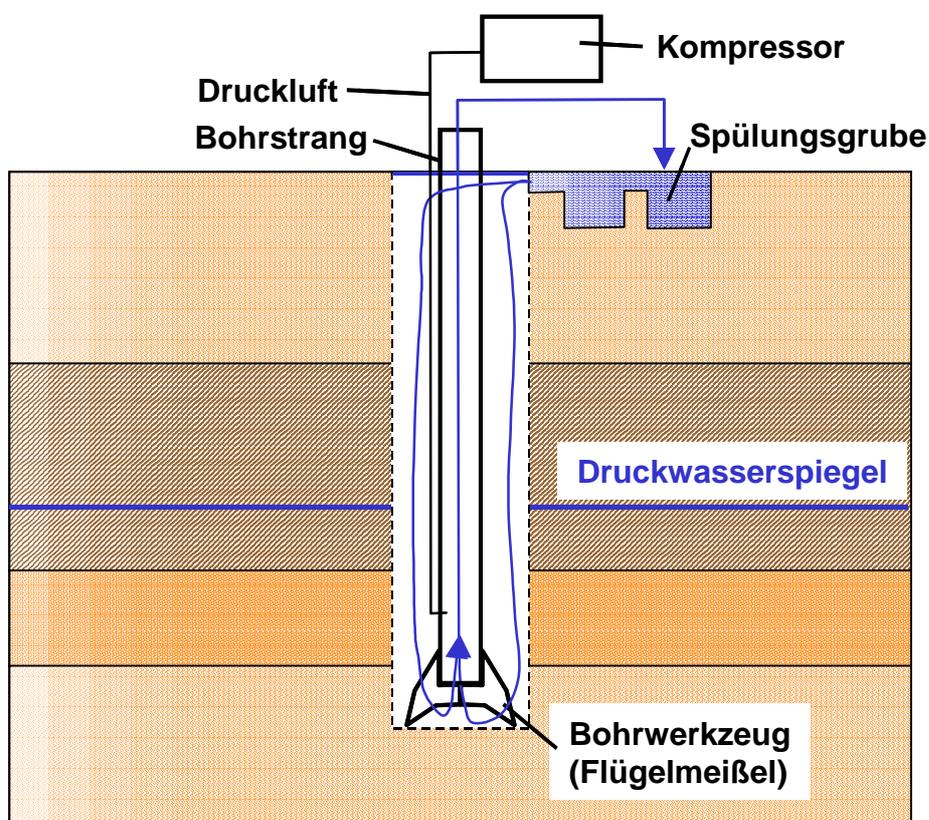


Abb. 3.2.1.15: Schematische Darstellung einer Lufthebebohrung



Abb. 3.2.1.16: Lufthebebohrung

Bei diesem Verfahren wird die Spülung nicht durch das Gestänge zur Bohrlochsohle gedrückt, sondern durch Einblasen von Luft im Gestänge nach oben gefördert (sog. Mammutpumpeneffekt). Dieses Verfahren eignet sich auch für große Bohrdurchmesser und ist daher das Standardverfahren für den Bau tiefer Brunnen (Abschn. 5). Durch die gegenüber dem Druckspülbohren insgesamt etwas niedrigeren Spülgeschwindigkeiten ist auch die Qualität der aus dem Spülstrom entnommenen Bohrproben besser.

Ein Aufschlussverfahren, bei dem üblicherweise keine Bodenproben gewonnen werden, ist die **Drucksondierung** ("cone penetrometer test", CPT). Bei diesem Verfahren, dessen Vorläufer über 1000 Jahre alt sind (LIANDI, 1991), wird eine Sonde mit Druckaufnehmern für Spitzendruck und Mantelreibung mit annähernd konstanter Geschwindigkeit in den Boden gedrückt (Abb. 3.2.1.17). Dieses Verfahren ist in unterschiedlichen Abwandlungen ein Standardverfahren der Baugrunderkundung, da es unmittelbar wichtige bodenmechanische Kennwerte liefert (DIN 4094: DIN, 1990b). In der Hydrogeologie hat es in den letzten Jahren, insbesondere in Nordamerika, weitere Verbreitung gefunden (U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 1996; ADAMS & ROBITAILLE, 2000), da auf kontaminierten Standorten zum einen ein Erkundungsverfahren mit geringer Entnahme von (gefährlichen) Bodenproben vorteilhaft ist, zum zweiten durch Entwicklung spezieller zusätzlicher Messeinrichtungen im Sondierstrang kontinuierliche Informationen über die Verunreinigung erhalten und Boden- und Wasserproben entnommen werden können (Tab. 3.2.1.2).

In seiner Standardform wird ein maximaler Spitzendruck von 20 t erreicht. Damit können jedoch manche dicht gelagerte Schichten (z. B. Beckensand, Geschiebemergel) nicht zuverlässig durchteuft werden. Die mittlere Sondierungstiefe beträgt nur 6,2 m. Das Verfahren wird daher heute mit einem Spitzendruck von bis zu 30 t und darüber eingesetzt, erreicht damit aber im Mittel auch nur 19 m Endteufe bei einem Maximum von 45 m (U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 1996).

Auf kontaminierten Standorten ist eine Verschleppung von Verunreinigungen durch die CPT nicht auszuschließen. Es besteht daher die Möglichkeit, das Sondierloch abschnittsweise über das Sondiergestänge mit pumpfähiger Ton-Zement-Suspension abzudichten (Verpressen). Einige der direkt messenden Sonden und Probenahmesysteme können nur beim Ziehen des Gestänges eingesetzt werden, so dass ein vorheriges Durchfahren hoch belasteter Bereiche (z. B. organische Phasen) und damit die Möglichkeit einer Schadstoffverschleppung unbemerkt bleiben kann. Beim Einsatz des Verfahrens und anderer "direct push"-Technologien sollte diese Möglichkeit bei der Planung der Maßnahme berücksichtigt werden. Auf kontaminierten Standorten sollte die Verpressung der Sondierlöcher die Regel sein.

Neben der drückenden Methode sind auch rammende Verfahren im Einsatz, die mit wesentlich kleineren und leichteren Geräten ausgeführt werden können (z. B. KRETZER, 1992). Diese Verfahren haben in den letzten Jahren eine sprunghafte Entwicklung erfahren und sind zunehmend auch mit dem Einsatz von In-situ-Messsystemen kombinierbar (SCHULMEISTER et al., 2003). Ihr tiefenmäßiger Einsatzbereich entspricht der CPT.

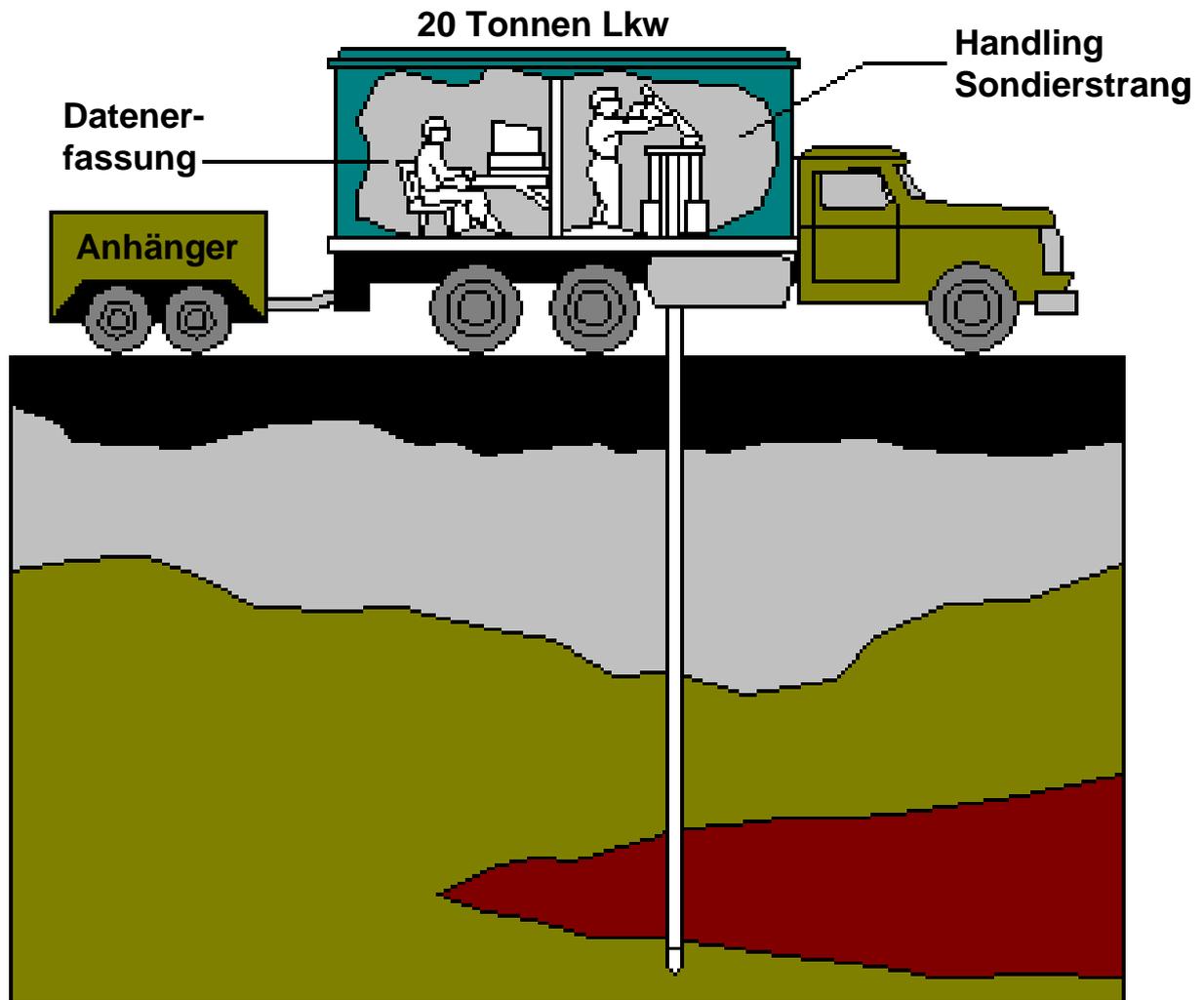


Abb. 3.2.1.17: Schematische Darstellung einer Drucksondierung (nach U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 1996)

Messsystem	Messgröße / Messprinzip / Zielgröße
Probenahme	Boden, Wasser / Shuttle / diverse Analytik
geotechnischer Sensor	Spitzendruck, Mantelreibung / mechanisch / Lithologie
Porenwasserdrucksensor	Porenwasserdruck / Druckmesszelle / hydraulisches Potenzial
Feuchtigkeitssensor	Wassersättigung / ? / Bodenwasserbewegung
KW-Sensor	KW gesamt / laserinduzierte Fluoreszenz (LIF) / Kontamination
diverse VOC-Sonden	Einzelstoffe / verschiedene Probenahmesonden, diverse Ausblassonden, thermische Desorption (MIP), Messung über Tage mittels GC oder ITMS (Ionenfallen-MS) / Kontamination
Sprengstoffsensoren	NO <sub>x</sub> / elektrochemisch / Kontamination
LIBS-Sensor	Metallkonzentrationen / laserinduziertes Plasma / Kontamination
Röntgenfluoreszenz-Sonde	Metallkonzentrationen / Röntgenfluoreszenz (RFA) / Kontamination
Gamma-Spektrum	Radionuklide / spektrale Gamma (vgl. Abschn. 3.2.4.2) / spezifische Kontamination
Videomikroskop	optisch erkennbare Phasen / Mikroskop mit 100facher Vergrößerung / DNAPL

KW: Kohlenwasserstoffe

VOC: leicht flüchtige organische Stoffe, z. B. LCKW

DNAPL: dichte organische Flüssigkeiten, z. B. Teeröle, LCKW

Tab. 3.2.1.2: Messsysteme zur Erkundung von Bodenverunreinigungen im Zusammenhang mit Drucksondierungen (CPT) (verändert nach ADAMS & ROBITAILLE, 2000)

### 3.2.2 Entnahme von Bodenproben (A)

Für die meisten Bohrarbeiten hat es sich bewährt, Bodenproben entsprechend DIN 4021 (DIN, 1990a) meterweise bzw. bei jedem Schichtwechsel aus dem Bohrgut zu entnehmen und unmittelbar neben der Bohrstelle auf einer Folie zu lagern. Bei Spülbohrungen mit ihren ungünstigeren Arbeitsbedingungen (oft schneller Bohrfortschritt bei relativ langsamem Spülaufstieg) ist davon abweichend eine Probenahme alle 2 Meter üblich. Die Probenhaufen sind mit einer Markierung mit Angabe der jeweiligen Tiefe zu kennzeichnen (Abb. 3.2.2.1). Bei ungünstiger Witterung und über Nacht sind die Proben mit Folie abzudecken. Soll die Probenansprache anderenorts durchgeführt oder überprüft werden, z. B. beim zuständigen Geologischen Landesamt, können Bohrproben zusätzlich auch in Fächerkästen abgelegt werden (Abb. 3.2.2.2).



Abb. 3.2.2.1: Bohrproben ausgelegt zur Begutachtung durch die Fachbauleitung



Abb. 3.2.2.2: Fächerkästen zum Transport von Bohrproben

Je nach Art der vorgesehenen Untersuchungen können vom frischen Probengut Teilproben abgenommen und in geeignete Gefäßen gegeben werden (Tab. 3.2.2.1). Die Proben sind eindeutig zu kennzeichnen und mit relevanten Angaben zur Probe (Bohrung, Tiefe, Bodenart) zu versehen (Abb. 3.2.2.3). Soweit chemische Untersuchungen vorgesehen sind, sind die Proben schnellstmöglich dem untersuchenden Labor zuzuführen und bis dahin in Abhängigkeit von den Untersuchungsparametern möglichst kühl und dunkel zu lagern. Im Bereich von Großstädten hat sich zur Vermeidung von längeren Lagerzeiten von Sonderproben auf der Baustelle die Einschaltung von Kurierdiensten bewährt. Vielfach wird der Probentransport auch von der Bauleitung im Anschluss an den täglichen Besuch der Baustelle übernommen. Proben zur Untersuchung auf leicht flüchtige Bestandteile, z. B. Lösemittel, werden in gasdicht schließenden Gefäßen als sogenannte Headspace-Proben entnommen (Abb. 3.2.2.4). Hierbei ist es wichtig, dass einerseits die Proben zur Reduzierung von Verdunstungsverlusten möglichst schnell in das Gefäß verbracht und eingeschlossen werden. Andererseits muss der Glasrand während des Arbeitsvorgangs gründlich gereinigt werden, damit nicht dort verbliebene Sandpartikel den gasdichten Verschluss verhindern. In der Praxis zeigt es sich, dass selbst erfahrene Probenehmer immer wieder nicht ordnungsgemäß verschlossene Headspace-Gläser an das Labor liefern. Es ist daher sinnvoll, bei dieser Art der Probenahme eine hinreichende Redundanz durch Doppelproben und Proben aus geringen Tiefenabständen sicher zu stellen. Lösemittelhaltige Arbeitsmittel, z. B. manche Faserschreiber und Klebeetiketten, dürfen bei der Probenahme nicht verwendet werden.

Material	Größe	Verwendungszweck
Kunststoff, klar, mit Deckel	500, 1000 ml	qualitative Ansprache, Siebanalysen, einfache bodenmechanische Versuche
Glas mit Springdeckel und Dichtungsring ("Einweckglas")	350, 500, 800, 1000 ml	chemische Untersuchungen auf nicht flüchtige Substanzen
Glas mit Schraubdeckel	250, 500 ml	chemische Untersuchungen auf nicht flüchtige Substanzen; mit Zusatzdichtung eingeschränkt auch für mäßig flüchtige Stoffe
Glas mit gasdicht schließendem Septum-Deckel ("Headspace-Glas", Abb. 3.2.2.4)	5 bis 30 ml	chemische Untersuchungen auf flüchtige Substanzen
Kunststoff, opak, evtl. mit Deckel (Eimer)	5 bis 20 l	qualitative Ansprache, Siebanalysen, einfache bodenmechanische Versuche an grobkörnigen Bodenarten, weitergehende geologische Bearbeitung

Tab. 3.2.2.1: Gefäße für Bodenproben aus Bohrungen in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel

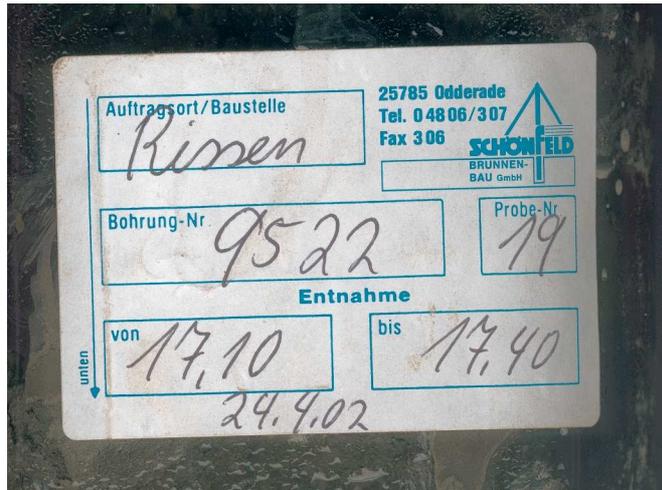


Abb. 3.2.2.3: Beispiel eines Etiketts zur Beschriftung von Bodenproben



Abb. 3.2.2.4: Gasdicht schließendes Headspace-Glas und Zubehör zur Untersuchung auf leicht flüchtige Bestandteile (Foto: Dr. Beißner GmbH)

Für besondere Untersuchungen werden Kernproben entnommen. Diese werden im Regelfall durch Rammen mit einem Kernrohr mit Innenhülse ("liner") aus Kunststoff (PVC) oder Sonderstahl genommen (Abb. 3.2.2.5). Im Unterschied zu den Sonderproben der Baugrunderkundung, die durch Drücken oder Rammen in möglichst dünnwandigen Kernrohren bei Kernlängen von typischerweise 25 cm mit geringer Störung der Bodenlagerung (Güteklassen 1 – 2) - üblicherweise nur aus bindigen Schichten - erfolgen, ist bei hydrogeologischen Aufschlussbohrungen das Verfahren der Schlauchkernbohrung mit dickwandigen Doppelkernrohren mit Kernlängen von 1 m und Durchmesser 50 - 100 mm die Regel. Bei diesem Verfahren kann nur mit Einschränkungen von einer „ungestörten“ Probe gesprochen werden. Je nach Boden-

art werden die Güteklassen 2 – 4 nach DIN 4021 erreicht. Die Kerne werden je nach Untersuchungsziel unmittelbar auf der Baustelle geöffnet (Abb. 3.2.2.6) oder verschlossen in ein Labor verbracht. Für spezielle mikrobiologische Untersuchungen ist ein vollständiger Abschluss gegen die Umgebungsluft erforderlich, da strikt anaerobe Bakterien, wie sie in tieferen Bodenschichten verbreitet vorkommen, durch Sauerstoff abgetötet werden. In diesem Fall muss der Kern gasdicht verschlossen und später unter Inertatmosphäre (Stickstoff oder Edelgase) in einem Brutkasten ("glove box") geöffnet werden.



Abb. 3.2.2.5: Gerät zur Entnahme von Rammkernen aus Bohrungen zur hydrogeologischen Erkundung und Wassererschließung



Abb. 3.2.2.6: Aufschneiden eines Rammkerns auf der Bohrstelle zur Entnahme von Proben zur chemischen Untersuchung

### 3.2.3 Messstellenbau

#### 3.2.3.1 Dimensionierung (A)

"Finally, we must agree [...] to abandon or phase out the use of long-screened monitoring wells for ground water sampling." (Elci et al., 2001)

"Die Filterrohrlänge sollte so kurz wie möglich bemessen werden und in der Regel zwischen 2 m bis 5 m betragen." (DVGW, 2003)

Abgesehen von Messstellenbauten nach Sonderverfahren (Rammfilter, Hohlbohrschnecke, vgl. Abschn. 3.2.1) werden Grundwassermessstellen in Porengrundwasserleitern als Kiesschüttungsbrunnen errichtet (Abb. 3.2.3.1.1). Hierbei handelt es sich um technische Bauwerke, die wie Brunnen zur Wassergewinnung einer Planung bedürfen, um den jeweiligen Aufgaben gerecht zu werden. Die heute immer noch übliche Praxis, für den Bau von Grundwassermessstellen Material zu verwenden, das „gerade auf dem Hof“ ist, oder „in dieser Region immer“ benützt wird, ist mit verantwortlich für die oft unbefriedigende hydraulische Funktion und die eingeschränkte Lebenserwartung vieler Messstellen.

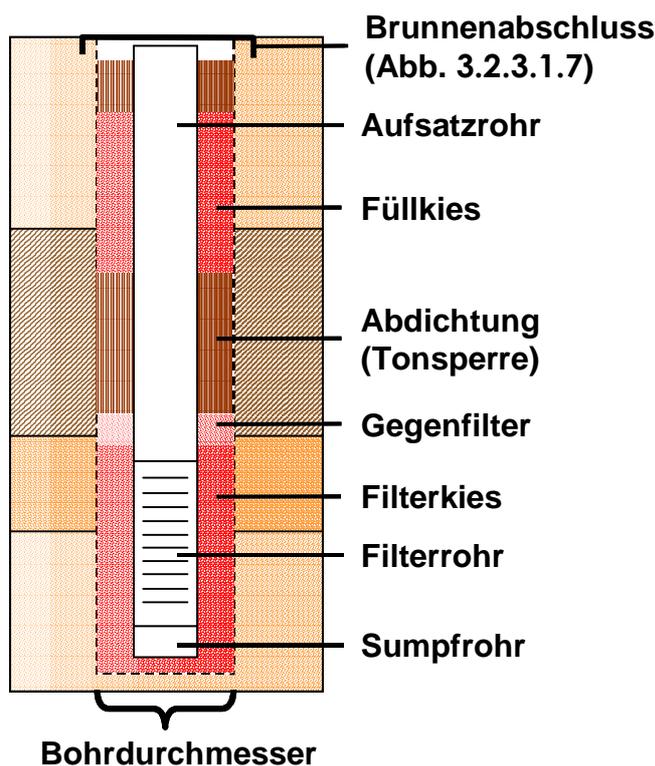


Abb. 3.2.3.1.1: Schematische Darstellung einer Grundwassermessstelle; Erläuterungen im Text

Grundsätzlich sollte heutzutage bezüglich der Dimensionierung der Messstellen keine Unterscheidung zwischen Grundwasserstandsmessstellen (GWMS) und Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen (GWBM) erfolgen (DVGW, 2003). Ein erheblicher Teil der chemischen Grundwasseruntersuchungen stammt aus ursprünglich nur für die Wasserstandsbeobachtung eingerichteten Messstellen. Allerdings können sich für GWBM

besondere Anforderungen hinsichtlich der Filterstellung und des Ausbaumaterials ergeben.

Die entscheidende Größe für die Funktion einer Messstelle ist die **Lage und Länge der Filterstrecke** im Grundwasserleiter (oder im Sonderfall Geringleiter). Historisch haben sich die Ansichten hierzu mehrfach gewandelt. Zu Zeiten, als Messstellen ausschließlich der Wasserstandsmessung dienten und chemische Untersuchungen fast ausschließlich an Wassergewinnungsanlagen (Trinkwasserbrunnen) und Quellen durchgeführt wurden, wurden GWMS meist mit Filterlängen von 1 oder 2 m ausgeführt. Um eine optimale Anbindung an den Grundwasserleiter zu erhalten und die Gefahr einer Verschlammung oder Versandung zu reduzieren, wurde das Filter in die grobkörnigsten erbohrten Schichten gestellt. Im Zweifelsfall wurden diese Filter zur Materialeinsparung im höchsten Teil des Grundwasserleiters platziert. Messstellen, aus denen auch Wasserproben entnommen werden sollten, erhielten oft Filterlängen von 5 – 10 m. Später wurden zur Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit zur Entnahme repräsentativer Proben als Mischproben vielfach „vollkommen“ ausgebaute Messstellen, d. h. mit einer Filterstrecke über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters (vgl. Abschn. 6.2), errichtet. Diese Ausbaumform der GWBM wurde zum Teil in behördeninternen Regelungen festgeschrieben oder empfohlen (z. B. LFU BADEN-WÜRTTEMBERG, 1994; FHH UMWELTBEHÖRDE, 1999a). In neuerer Zeit ist diese Vorgehensweise zunehmend in die Kritik geraten (DVGW, 2003). Bei vielen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass auch innerhalb als homogen angesprochener Grundwasserleiter erhebliche hydraulische und hydrochemische Gradienten bestehen können (z. B. BRASSINGTON, 1992).

In Abb. 3.2.3.1.2 sind schematisch die Fließbahnen in einem Grundwasserleiter mit freier (ungespannter) Oberfläche dargestellt. Man erkennt, dass im Bereich der vorherrschenden Neubildung (Wasserscheide) und der Vorflut (Abfluss) starke vertikale Gradienten auftreten. Richtet man in diesen Bereichen vollkommen verfilterte Messstellen ein, so kommt es zwangsläufig zu Ausgleichsströmungen, da die Messstelle gegenüber dem Gebirge eine sehr große Durchlässigkeit aufweist. Aber auch im sogenannten Durchflussgebiet findet eine Neubildung statt, so dass auch dort (wenn auch schwächere) Vertikalgradienten gegeben sind.

Aus Abb. 3.2.3.1.2 ist auch zu ersehen, dass im Bereich von Hauptvorflutern in tiefen (gespannten) Grundwasserleitern (unterhalb der hier als undurchlässig angesehenen Sohlschicht) generell mit dem Auftreten artesisch gespannter Verhältnisse, d. h. mit Druckwasserspiegeln oberhalb der Geländeoberkante, zu rechnen ist (Abb. 3.2.3.1.3). Dies ist bei der Planung einer Baumaßnahme zu berücksichtigen. Allerdings sind in Deutschland heute in vielen entsprechenden Regionen die Druckwasserspiegel durch Grundwasserförderung so weit abgesenkt, dass gegenwärtig keine artesisch gespannten Verhältnisse vorliegen. Im Hinblick auf die Möglichkeit in Zukunft veränderter Förderregime sollte jedoch die Bauart der Messstellen so gewählt werden, dass ein nachträglicher Abschluss gegen frei ausfließendes artesisch gespanntes Wasser möglich ist. Insbesondere sind Abdichtungen im Ringraum besonders sorgfältig auszuführen und die Verwendung von Sperrrohren und Zementationen gegen das „Verwildern“, d. h. das Aufdringen artesisch gespannten Wassers über den Ringraum, in Erwägung zu ziehen.

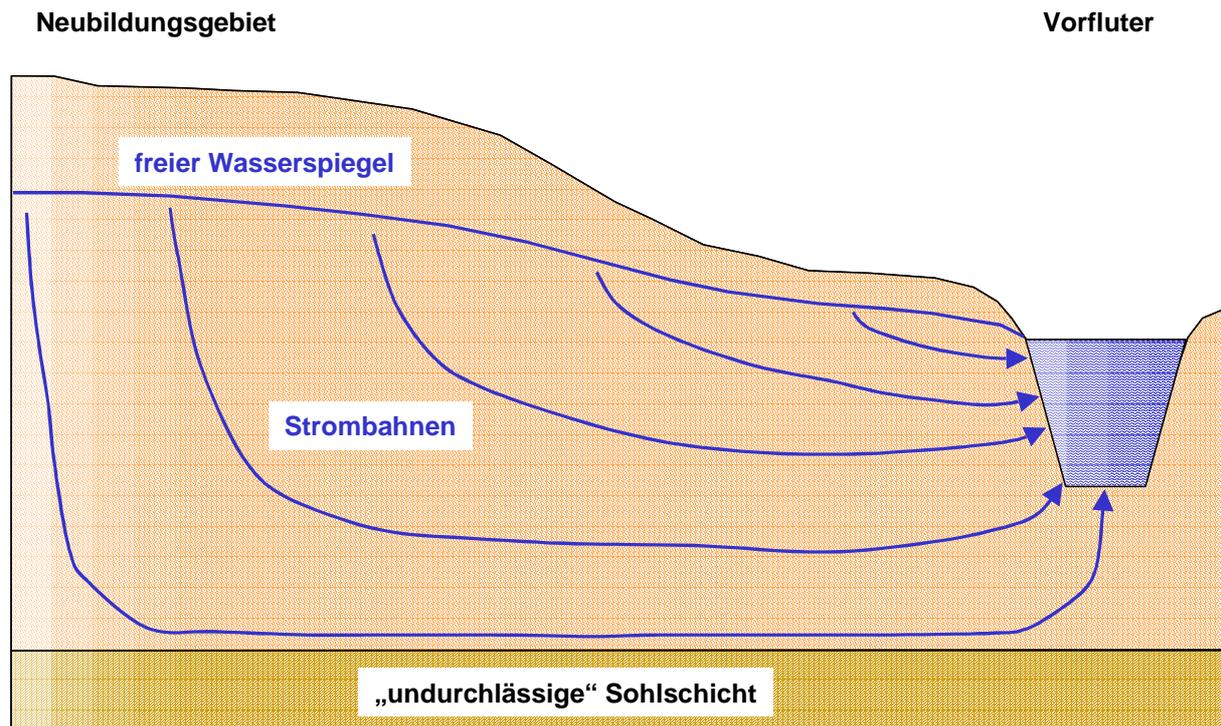


Abb. 3.2.3.1.2: Schematischer hydrogeologischer Schnitt durch einen Grundwasserleiter mit freier Wasseroberfläche vom Neubildungsgebiet bis zur Vorflut



Abb. 3.2.3.1.3: Artesisch austretendes Grundwasser im Bereich einer Tallage; Auquelle im Neckartal in Stuttgart

Neben hydraulischen Gradienten können innerhalb eines Grundwasserleiters auch ausgeprägte hydrochemische Unterschiede, insbesondere der Redox-Verhältnisse, vorliegen. In GWBM mit langen Filterstrecken kommt es in diesen Fällen zu Mischwasserbildungen mit zum Teil heftigen chemischen Reaktionen. In Grundwasserleitern mancher Talauen mit lagenweise erheblichem Gehalt an junger abbaubarer Substanz (Torf) führt dies in vollkommen verfilterten Messstellen bei der Probenahme häufig zur Fällung von Eisensulfiden, die das geförderte Wasser auffällig trüben und schwarz färben (Abb. 3.2.3.1.4).

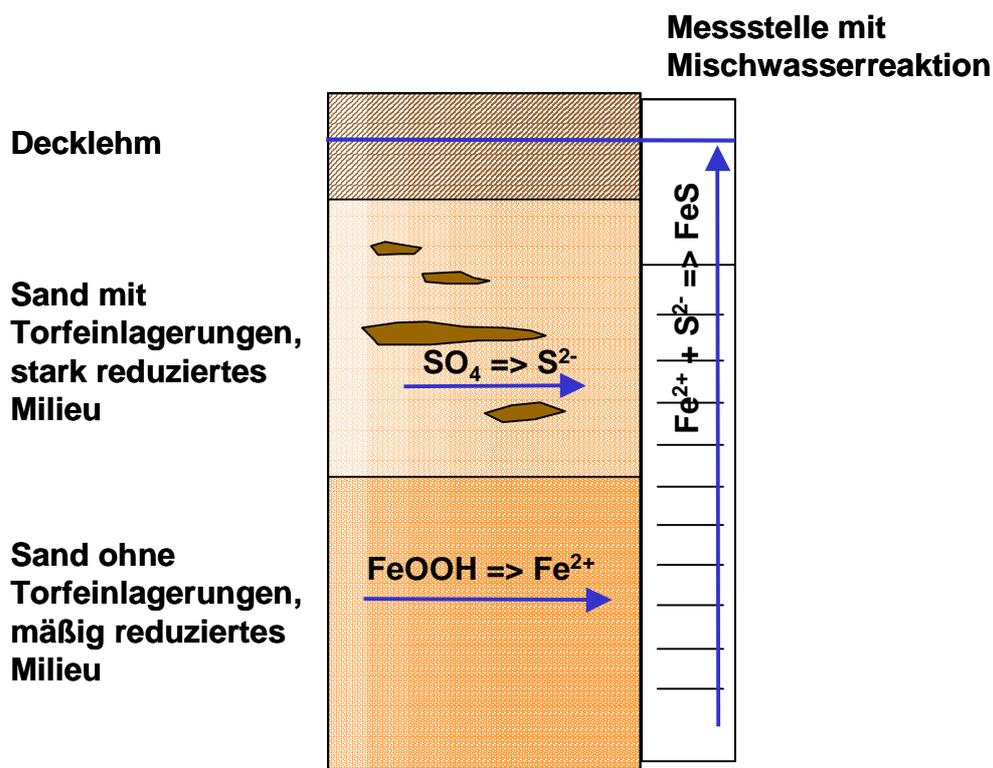


Abb. 3.2.3.1.4: Schematische Darstellung der Ursache der Mischwasserbildung mit Fällung von Eisensulfiden in Grundwassermessstellen mit langen Filterstrecken in Grundwasserleitern von Talauen mit Torfeinlagerungen

Viele GWBM werden zur Erkundung lokaler Grundwasserverunreinigungen errichtet. Im Regelfall ist davon auszugehen, dass Verunreinigungen in der Nähe des Schadstoffeintrags in den Grundwasserleiter nicht homogen über die Mächtigkeit verteilt sind (Abb. 3.2.3.1.5). Hinzu kommen die primären Inhomogenitäten des Grundwasserleiters, insbesondere bezüglich der Durchlässigkeit. Eine vollkommene Verfilterung führt in diesen Fällen zu schwer interpretierbaren Mischkonzentrationen in den (konventionell entnommenen) Proben, und es besteht die Gefahr, dass Schadstoffe in bislang nicht verunreinigte Tiefen verschleppt werden.

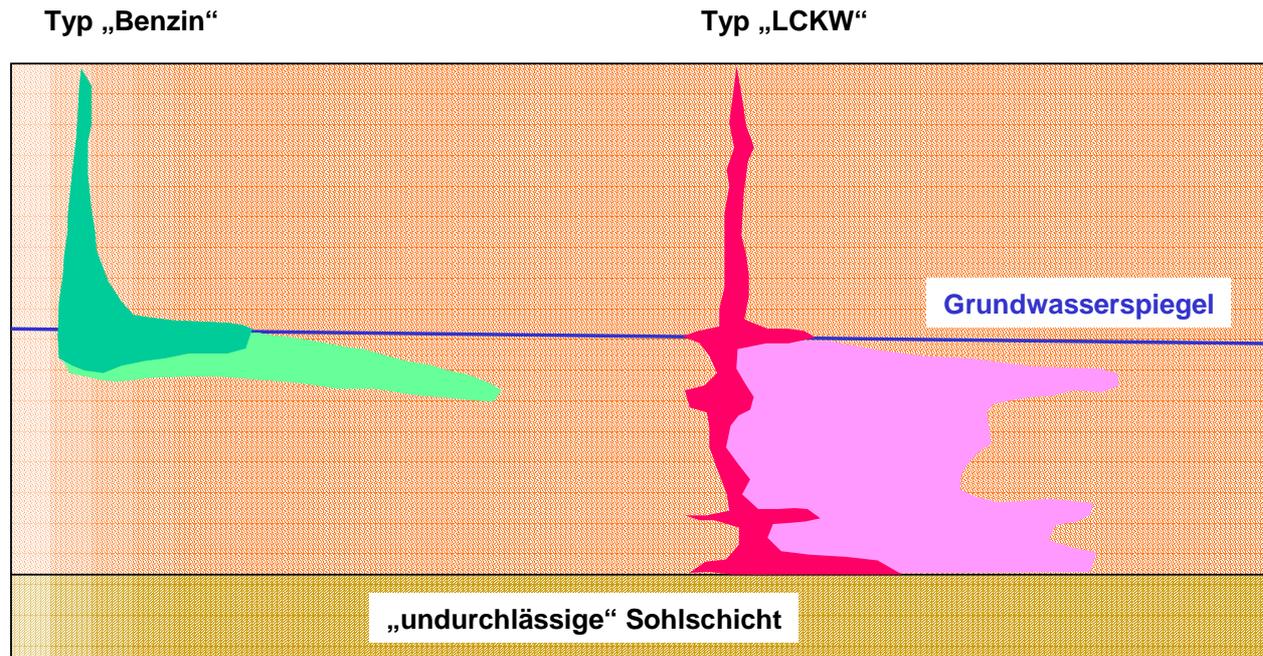


Abb. 3.2.3.1.5: Schematische Darstellung zum Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser

Grundsätzlich sollten daher die Lage und Länge der Filterstrecke in Abhängigkeit von der Aufgabenstellung und den örtlichen hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnissen festgelegt werden. Bei eindeutigen Hinweisen auf hydraulische oder hydrochemische Heterogenitäten, insbesondere bei ausgeprägter Schichtung des Wasserleiters oder im nahen Umfeld vermuteter Stoffeinträge, sollte der Einrichtung von Mehrfachmessstellen gegenüber Messstellen mit langen Filterstrecken der Vorzug gegeben werden (DVGW, 2003). Messstellen mit mehreren Filterstrecken mit zwischengeschalteten Blindrohren sind ebenso kritisch zu sehen wie solche mit zusammenhängenden langen Filterstrecken.

Ein **Sumpfrohr** sollte nicht eingebaut werden, da sich in diesem Feinanteile sammeln, die die Ergebnisse chemischer Untersuchungen unkontrolliert beeinflussen können. Ausnahmen von dieser Regel sind in Einzelfällen möglich, z. B. in sehr gering mächtigen oberflächennahen Wasserleitern, in denen nur im Sumpfrohr der Einbau einer Pumpe möglich ist.

Für den **Durchmesser von Aufsatz- und Filterrohren** von Grundwassermessstellen wird in verschiedenen Regelwerken ein Mindestmaß von 125 mm (DN 125, traditionell nach den angelsächsischen Maßen auch als 5" bezeichnet) genannt (LAWA, 1982). Abweichend hiervon sind auch in jüngster Zeit noch Regelungen mit einem Mindestdurchmesser von 100 mm (DN 100, 4") veröffentlicht worden (FHH UMWELTBHÖRDE, 1999a; LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1999). Gegen den letztgenannten Ausbauradius sprechen folgende Argumente:

1. Ein- und Ausbau von handelsüblichen Unterwassermotorpumpen mit einem Außenmaß von 95 bis 97 mm (sogenannte 4"-Pumpen) sind erschwert. Im schlimmsten Fall kann es zum dauerhaften Verkeilen der Pumpe im Rohr mit Verlust der Pumpe und Aufgabe der Messstelle kommen.

2. Beim Einbau einer handelsüblichen 4"-Pumpe innerhalb der Filterstrecke wirken Motorblock (unterhalb der Einlassöffnung) und Pumpenkörper (oberhalb der Einlassöffnung) als Abdichtungen. Eine Entnahme von repräsentativen durchflussgemittelten Proben aus dem gesamten Filterbereich (Abschn. 6.2) ist daher ab einer wirksamen Filterlänge von ca. 2 m nicht mehr zu erwarten.

3. Hydraulische Tests (Pumpversuche) können mit einer handelsüblichen 4"-Pumpe nicht mehr qualifiziert ausgeführt werden, da die extremen Strömungsbedingungen zwischen Pumpenkörper und umschließender Rohrtour zu erheblichen Druckverlusten (Wasserspiegelabsenkungen) führen (KOZIOROWSKI, 1985).

4. Handelsübliche Brunnenausbaumaterialien im Durchmesser DN 100 weisen keine druckdichten Verbindungen auf, so dass Fremdwasserzutritte im Aufsatzbereich nicht ausgeschlossen werden können (vgl. Abschn. 3.2.3.3 und 3.2.3.4). Wenn, aus welchen Gründen auch immer, der Ausbaudurchmesser auf DN 100 festgelegt wurde, so sollte daher eine vollständige Verpressung des Ringraums oberhalb des Filters mit Ton-Zement-Suspension zur Abdichtung durchgeführt werden. Sonstige Abdichtungsmaßnahmen (Verkleben der Gewinde, Einlegen von Teflon-Band in die Gewindeverbindungen, Schrumpfschläuche) sind in ihrem langfristigen Verhalten nicht hinreichend sicher und daher als alleinige Maßnahme unzureichend (z. B. ASSMANN et al., 1983).

Als Mindestdurchmesser ist beim gegenwärtigen Stand der Technik (sic!) daher ein Rohrdurchmesser von DN 115 (lichte Weite 110 – 115 mm) anzusehen. Hiervon kann oder muss jedoch in begründeten Fällen abgewichen werden:

1. Messstellen mit kurzen Filterstrecken bzw. in gering ergiebigen Grundwasserleitern können im Ausbaumaß DN 65 errichtet werden, wenn zur Probenahme eine Unterwassermotorpumpe im Außenmaß < 50 mm (sogenannte 2"-Pumpe, z. B. Bautyp Grundfos MP 1) eingesetzt werden kann (DVGW, 2003). Es sollte jedoch bedacht werden, dass zur Entwicklung bzw. zum Klarpumpen der Messstellen oft höhere Förderaten angestrebt werden. Daher ist der Ausbau in dieser Art vornehmlich in flachen Messstellen sinnvoll, in denen zum Klarpumpen auch Motorsaugpumpen eingesetzt werden können.

2. Besteht der Plan, Proben nach dem Verfahren des "low-flow sampling" zu entnehmen, sollte der Ausbaudurchmesser möglichst gering gehalten werden, um die erforderlichen Abpumpzeiten zu minimieren (vgl. Abschn. 6.4).

3. Tiefe Messstellen können abgesetzt mit einer Pumpenkammer (Mindestmaß DN 115) und einem darunter folgenden Ausbau DN 65 hergestellt werden (NOLTE, 1988). Es ist darauf zu achten, dass die Pumpenkammer hinreichend tief unter den Ruhewasserspiegel geführt wird, um während der erheblichen Absenkungen beim Entwickeln dieser meist in Druckspülbohrtechnik niedergebrachten Bohrungen (Abschn. 3.2.1) den Pumpenbetrieb aufrecht erhalten zu können. Außerdem ist darauf hinzuweisen, dass manche geophysikalische Sonden nicht in Baugrößen für Rohre kleiner DN 100 zur Verfügung stehen (Abschn. 3.2.4).

4. Besteht die Absicht, an einer Messstelle in einem ergiebigen Grundwasserleiter Pumpversuche durchzuführen oder ist die Entnahme durchflussgemittelter Proben nicht sicher zu stellen (Abschn. 6.2) oder sollen tiefenorientierte Probenahmen, insbesondere nach Sonderverfahren mit mehreren Pumpen ("separation pumping", Abschn. 6.3), durchgeführt werden, so muss nach Art der Verhältnisse und der geplanten Maßnahme(n) ggf. ein größerer Ausbaudurchmesser als DN 125 gewählt werden.

Wird ein Ausbau mit unterschiedlichen Durchmessern gewählt, so ist darauf zu achten, dass das Übergangsstück aus einem Stück gefertigt ist. Marktübliche Über-

gangsstücke sind oft aus verschiedenen Rohrstücken zusammengeklebt (Abb. 3.2.3.1.6a) und stellen damit eine „Soll“-bruchstelle der Rohrtour da. Aber auch bessere Übergangsstücke aus einem Stück (Abb. 3.2.3.1.6b) können zur Schwachstelle werden, wenn eine Pumpe abstürzt. Es ist daher gute Praxis, Übergangsstücke gleich welcher Bauform in Tonsperren bzw. Verpressstrecken einzubinden, so dass ein Bruch nicht zu unzulässigen Verbindungen zwischen verschiedenen Grundwasserstockwerken führen kann.



- a) PVC geklebt aus mehreren Teilstücken
- b) PVC aus einem Block gedreht (Fabrikat Norip)

Abb. 3.2.3.1.6: Übergangsstücke für den Wechsel des Ausbaudurchmessers

Die **Wandstärke** von Aufsatz- und Filterrohren aus PVC ist in den meisten Fällen bei den günstigen mechanischen Eigenschaften dieses Materials relativ unkritisch. Neben besonders tiefen Messstellen ist die Wahl erhöht schlagzäher Rohre großer Wandstärke in Fällen besonderer bodenmechanischer Belastungen sinnvoll. Hierzu zählen Standorte mit schräg angreifenden Kräften, z. B. unmittelbar neben größeren Gebäuden oder steilen Hängen, oder starken Setzungen, z. B. in Deponien.

Für die **Dicke der Filterkiesschüttung** (Differenz von Bohrdurchmesser und Außendurchmesser der Rohrtour) werden üblicherweise Angaben zwischen 50 und 100 mm getroffen (z. B. LAWA, 1982; DVGW, 2003). Größere Durchmesser haben den Vorteil, dass das Risiko einer Brückenbildung des Ringraummaterials während des Schützens zwischen Rohrtour und Bohrlochwand vermindert wird. Kleinere Durchmesser erleichtern dagegen, insbesondere bei Druckspülbohrungen, die Entwicklung der Messstelle und reduzieren das erforderliche Abpumpvolumen bei Probenahmen (DVGW, 2001d) (Abschn. 6.1).

Die **Körnung der Filterkiesschüttung** ist entsprechend den Methoden im Brunnenbau (Abschn. 5.2) auf die verfilterten Bodenarten abzustimmen. Da im Messstellenbau nur selten Siebanalysen angefertigt werden oder diese erst nach Abschluss der Bauarbeiten vorliegen, muss die geeignete Körnung und entsprechende **Filterschlitzweite** abgeschätzt werden (Tab. 3.2.3.1.1, leicht abweichende Angaben in DVGW, 2003). Körnung und Schlitzweite sind dabei jeweils auf die feinkörnigste anstehende Schicht abzustimmen. (Über die hydraulischen Probleme mit dieser Vorgabe vergleiche

Abschn. 5.1.1.) Ausgenommen hiervon sind geringmächtige bindige Zwischenlagen. Die Verwendung von Kiesklebefiltern oder „Filterstrümpfen“ aus elastischen Kunststoffgeweben (Nylon) oder Geotextil sollte auch bei sehr feinkörnigen Böden unterbleiben, da diese die Probenqualität beeinflussen können. Kiesklebefilter sind grundsätzlich abzulehnen, da auf Grund des Klebemittels (Kunstharz) Veränderungen der Grundwasserqualität zu erwarten sind und das unbewegliche Filtermaterial sich nicht entwickeln lässt. Für Sonderanwendungen, insbesondere beim Ausbau in feinkörnigen Böden ohne Filterschüttung in Hohlbohrschnecken- oder Horizontalbohrungen, stehen Filterrohre aus mikroporösem PE-HD (Handelsname: Schumasoil) zur Verfügung. Bei derartigem Kunststoffmaterial mit großer relativer Oberfläche ist jedoch mit der Sorption organischer Spurenstoffe zu rechnen, die bei chemischen Untersuchungen zu bedenken ist.

Bodenart	Filterkörnung [mm]	Schlitzweite [mm]
Feinsand	0,4 - 0,8 oder 0,7 - 1,2	0,3
Mittelsand	0,7 - 1,2 oder 1,0 - 2,0	0,5 bis 0,7
Grobsand	2,0 - 3,15 oder 3,15 - 5,6	1,0
Kies	5,6 - 8,0	1,0 bis 2,0

Körnungen nach DIN 4924 (DIN, 1995)

Tab. 3.2.3.1.1: Abschätzung geeigneter Filterkies- bzw. -sandschüttungen und Filterschlitzweiten für Grundwassermessstellen

Die Filterkiesschüttung muss zum Ausgleich möglicher Setzungen über die Filteroberkante reichen. Üblicherweise wird diese Überschüttung in flachen Messstellen mit 1 m, in tiefen Messstellen (Spülbohrungen) mit einigen Metern (10 % der Schüttungshöhe, DVGW, 2003) angesetzt. Darüber folgt als Abgrenzung gegen die erste Ringraumabdichtung (aus Ton oder Ton-Zement-Suspension) ein **Gegenfilter** von meist 1 – 2 m Dicke zur Verhinderung des Eindringens von Dichtungsmaterial in das Filter. Das Gegenfilter besteht aus Sand, der gegenüber der Kiesschüttung filterstabil sein muss. Bei einer Filterkörnung von 0,4 – 0,8 oder 0,7 – 1,2 mm ist kein Gegenfilter erforderlich. Beim Einbau einer Ton-Zement-Suspension wird über dem Gegenfilter eine Tonlage von 0,5 – 2,0 m eingebracht.

**Ringraumabdichtungen** sollen den Zutritt von Oberflächenwasser und die Verbindung unterschiedlicher Grundwasserstockwerke verhindern. Sie sind daher dicht über dem Filter, auf Höhe jeder bindigen oder anderweitig gering wasserleitenden Bodenschicht sowie unmittelbar unter dem Abschlussbauwerk einzubringen (Abb. 3.2.3.1.1). Hier müssen sie eine ausreichende und auf Dauer bestehende Dicke aufweisen. Unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Aspekte ist eine vollständige Abdichtung im Bereich der Vollrohre anzustreben (DVGW, 2003). Innerhalb von Grundwasserleitern kann eine vollständige Abdichtung des Ringraums zur Verhinderung vertikaler Ausgleichsströmungen in durchlässigem Verfüllmaterial (Füllkies) sinnvoll sein. Dies gilt insbesondere für Bereiche, in denen mit Verunreinigungen des Grundwassers gerechnet werden muss. Abdichtungen werden aus quellfähigen Tonen oder aus

auch oberhalb des Wasserspiegels dauerplastischen Ton-Zement-Gemischen (Suspensionen) hergestellt. Die Quellfähigkeit von Tonen kann durch organische Phasen, insbesondere Kohlenwasserstoffe und Lösemittel, beeinträchtigt werden (MCCAULOU & HULING, 1999; BÜCHERL, 2004). In den einschlägigen Regelwerken wird eine Mindestdicke der Sperren von 5 m vorgeschlagen, doch sollten Lage und Dicke der Sperren nach den jeweiligen geologischen und baulichen Verhältnissen angepasst werden. Im verrohrten Bohrloch einer Trockenbohrung kann eine Sperre von nur 1 m Dicke mit einer Abweichung von wenigen Dezimetern auch in einer Tiefe von 30 m platziert werden. Bei diesem Bohrverfahren sind daher Sperren von 2 m schon als ausreichend anzusehen, soweit die anzubindende Bodenschicht ebenfalls nur diese Mächtigkeit aufweist. Mögliche Setzungen sind zu berücksichtigen.

Bei der Verwendung von Ton-Zement-Suspensionen ist eine auf eine bestimmte Tiefenlage beschränkte Verpressung selten sinnvoll. Vielmehr ist die Verpressung von der unteren Kante der Sperre bis zur Geländeoberkante aufzuführen (NOLTE & ROHDE, 1994; DVGW, 2003). Auf diese Weise werden die auch bei hochwertigem Rohrmaterial nie völlig auszuschließenden Schäden und Undichtigkeiten, insbesondere an den Rohrverbindungen, zuverlässig nach außen abgeschlossen und späteren sehr aufwändigen Reparaturmaßnahmen vorgebeugt. Außerdem ist dieses Vorgehen, insbesondere bei Druckspülbohrungen, vom Arbeitsablauf her und unter dem Gesichtspunkt der Überprüfbarkeit (vgl. Abschn. 3.2.3.3) vorteilhaft.

Im Aufsatzbereich können Füllmaterialien ohne abdichtende Wirkung eingebracht werden. Hierzu ist ausschließlich **Füllkies** zu verwenden. Die Korngröße ist so zu wählen, dass ein schnelles Absinken gewährleistet ist, aber keine Brückenbildung zwischen Aufsatzrohr und Bohrlochwand bzw. Verrohrung auftritt. Diesen Ansprüchen genügen im Regelfall Körnungen von 3,15 – 6,3 mm oder 2 – 8 mm. Bei flachen Messstellen wird meist Filterkies eingesetzt, da bei den insgesamt geringen Mengen die Vorhaltung verschiedener Materialien unwirtschaftlich ist. Die Verwendung von Bohrgut sollte nicht erfolgen, da dieses wegen seiner heterogenen Zusammensetzung zu Brückenbildungen und unkontrollierten Nachsetzungen bis hin zur Hohlraumbildung, insbesondere unter Tonsperren, neigt.

Die Grundwassermessstelle muss an der Erdoberfläche durch ein **Abschlussbauwerk** gesichert werden. Dieses hat die Aufgabe, den Zutritt von Oberflächenwasser zu verhindern, die Messstelle gegen unbefugtes Öffnen, unbeabsichtigte Beschädigung und Vandalismus zu schützen, sowie ggf. die Installation von Registriergeräten, insbesondere zur fortlaufenden Wasserstandsaufzeichnung, zu ermöglichen.

Abb. 3.2.3.1.7 zeigt einige typische Gestaltungen von Abschlussbauwerken für Messstellen mit Rohrtour aus PVC-U. Hiervon werden heute fast ausschließlich die Ausführungen A und E gebaut. Die Ausführungen B und D findet man häufig bei älteren Messstellen. Da diese keinen befriedigenden mechanischen Schutz bieten und außerdem Korrosionsprodukte des verzinkten Schutzrohrs in die Messstelle gelangen, werden sie heute nicht mehr verwendet. Ausführung C ist nur für eine zeitlich befristete Verwendung, insbesondere an geschützten Standorten auf umfriedeten Grundstücken (Baustellen), geeignet. Unter Einwirkung von Sonnenlicht (UV-Strahlung) kommt es zur Versprödung des PVC. Ausführung F mit einer Basisplatte für die Aufstellung eines Pegelschreibers ist nur da sinnvoll, wo derartige Geräte noch im Betrieb sind (vgl. Abschn. 4.3.3.2). Gelegentlich wird für Ausführung E bzw. F empfohlen, das Schutzrohr nur wenig größer als das Aufsatzrohr der Messstelle zu wählen und zwischen Aufsatzrohr und Schutzrohr ein oder mehrere Rollgummis einzulegen. Diese

Bauweise ist problematisch, da die meisten Beschädigungen von Messstellen mit Abschluss über Gelände durch Anfahren mit Fahrzeugen oder andere Gewalteinwirkung geschehen. Da hierbei das Schutzrohr als Hebel wirkt, wird bei engem Kontakt mit dem Aufsatzrohr dieses leicht brechen. Ein Schutzrohr sollte also das Aufsatzrohr großzügig umfassen, so dass mechanische Lasten primär von diesem aufgenommen werden können. Zusätzlich ist in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten und der Gefährdung der Messstelle ein weiterer Schutz durch **Baumschutzbügel**, Betonringe oder andere Hindernisse vorzusehen (Abschn. 3.2.3.2).

Messstellen mit Abschluss unter Flur (Ausführung A) sind im Gelände schwer auffindbar. Es ist also unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten eine Kennzeichnung, z. B. durch einen Baumschutzbügel, der zugleich das Überfahren mit Fahrzeugen (oder Zuparken in Seitenstreifen) verhindert, zu erwägen. Generell neigen Messstellen der Ausführung A zum Verdrecken und sind für die meisten Arbeiten weniger praktisch als ein Abschluss über Gelände. Es muss eine ausreichende Wasserableitung (Dränage), z. B. als Filterkiesschüttung oder Fallrohr, eingebaut sein, um einen Einstau von Oberflächenwasser in der Straßenkappe zu verhindern. Vor allem im Bereich von Verkehrswegen besteht die Gefahr von nachträglichen Setzungen der Straßenkappe, so dass diese in vielen Fällen nach einiger Zeit auf dem Brunnenrohr aufliegt, so dass dieses beschädigt werden kann. Die Straßenkappe ist daher gegen Setzungen durch einen geeigneten Unterbau, vornehmlich aus Betonsteinen, zu schützen.

In Abschlussbauwerken der Ausführung F kann ein Steinfang zur weiteren Reduzierung der Gefahr des Vandalismus eingefügt werden. Dieser verfügt über eine Durchführung für handelsübliche Kabellichtlote. Zur Wasserprobenahme muss das Sicherungsschloss geöffnet und das Oberteil mit der Abschlusskappe abgeklappt werden. In einigen Regionen ist für das Sicherungsschloss ein einheitlicher Zylinder im Einsatz. Gelegentlich trifft man statt eines Sicherungsschlusses Verschraubungen mit speziell geformten Schrauben an, die sich mit handelsüblichem Werkzeug nicht öffnen lassen.

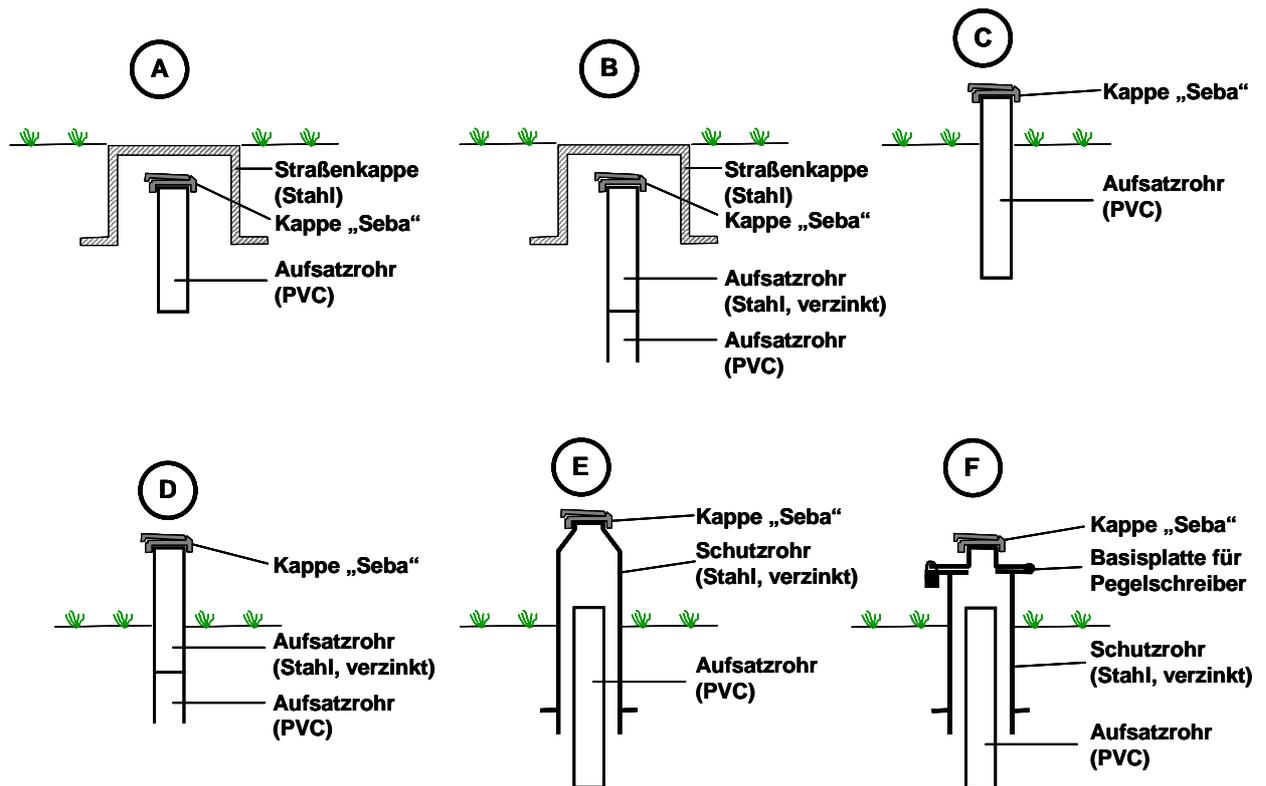


Abb. 3.2.3.1.7: Abschlussbauwerke von Grundwassermessstellen, schematische Darstellung, Erläuterungen im Text

### 3.2.3.2 Ausbaumaterialien (A)

"PVC is the best compromise choice for well casing and screens when sampling for inorganic and organic compounds, provided that pure product or PVC solvent are not present." (LAPHAM et al., 1997)

"PVC was one of the most inert materials tested and thus is a good choice for most monitoring applications where both organic and inorganic analytes will be monitored. It is our hope that this information will be useful for selecting a casing material that gives the best possible performance for a given environment." (RANNEY & PARKER, 1998b)

In Deutschland werden heute praktisch alle Grundwassermessstellen unabhängig von ihrer Aufgabenstellung (reine Wasserstandsüberwachung, Probenahme für allgemeine hydrogeochemische Untersuchungen, Probenahme auf spezielle Analyten) mit **Rohren** aus dem Werkstoff PVC-U (weichmacherfreies Hart-PVC) mit Gewindeverbindungen hergestellt. Gleichzeitig wird jedoch Teflon (PTFE) in Anlehnung an amerikanische Grundlagenuntersuchungen aus den 1970er und frühen 1980er Jahren als überlegener Werkstoff angesehen, der nur aus Kostengründen nicht häufiger verwendet wird (REMMLER, 1990; DVWK, 1992; LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1999). Anscheinend ist nur in Teilen unserer Branche bislang zur Kenntnis genommen worden, dass in den USA seit Einführung hochwertiger PVC-Qualitäten, die unserem PVC-U entsprechen, in den 80er Jahren eine weitgehende Abkehr vom Teflon stattgefunden hat. Für viele praktische Fragestellungen in der Altlastenerkundung hat sich PVC zwischenzeitlich sogar bezüglich seines chemischen Sorptionsverhaltens hinsichtlich organischer Spurenstoffe als überlegen erwiesen (PARKER et al., 1990; PARKER & RANNEY, 1994; RANNEY & PARKER 1998a, 1998b). Gegenüber vielen organischen Stoffen in Phase erweist es sich jedoch als chemisch anfällig bis hin zur Aufweichung und zum Kollabieren der Brunnenrohre (RANNEY & PARKER, 1997; MCCAULOU et al., 1996). Selbst beim Vorliegen von Gemischen verschiedener Lösemittel im Grundwasser erweist sich PVC aber bis zu einer Gesamtkonzentration von 10 % der Wasserlöslichkeiten aller Komponenten als zuverlässig stabil (PARKER & RANNEY, 1996).

Traditionell wird in Deutschland im Bereich von Kontaminationen mit Mineralölprodukten Filtermaterial aus PE-HD eingesetzt. Diese Wahl ist nicht gerechtfertigt, da PE-HD gegenüber diesen Stoffen im Vergleich zu PVC-U kein günstigeres Verhalten aufweist, dagegen mechanisch deutlich schlechter bewertet werden muss (größere Wandstärken, breitere Filterschlitz) (z. B. MCCAULOU et al., 1996).

Eine Fehleinschätzung ist auch die Idee, Edelstahl rostfrei könne in süßen Grundwässern unbedenklich bezüglich Korrosionserscheinungen eingesetzt werden. Die üblichen Werkstoffe 1.4301 („V2A“) und der höchstwertige marktgängige Stahl 1.4571 („V4A“) garantieren Beständigkeit nur bis zu einer Chloridkonzentration von 60 bzw. 150 mg/l (HUBER, 1983), zeigen bei 1.000 mg/l deutliche Korrosionsanfälligkeit (KAIN, 1990). Diese Werte werden im Umfeld von Altlasten, insbesondere Altablagerungen, oft erheblich überschritten.

Die wichtigsten marktgängigen Ausbaumaterialien sind mit ihren Eigenschaften und Einsatzbereichen in Tab. 3.2.3.2.1 zusammengestellt. In der Vergangenheit wurden vielfach verzinkte Stahlrohre verwendet. Diese haben sich aber wegen ihrer Korrosionsanfälligkeit und der Beeinflussung der Probenqualität nicht bewährt.

Material	physikalisch bedingte Einsatzgrenzen	chemisch bedingte Einsatzgrenzen	Bemerkungen
PVC-U	bei Temperaturen ab 40°C Abnahme der Festigkeit	nicht beständig gegen viele organische Lösemittel in Phase; beständig gegen Benzine und Mitteldestillate	für die meisten Aufgaben geeignet; auch als durchsichtige Sonderqualität verfügbar
PE-HD	bei Temperaturen ab 40°C Abnahme der Festigkeit	mäßig beständig gegen manche organische Lösemittel in Phase	Schlitzweiten $\geq 0,5$ mm, ältere Messstellen $\geq 1$ mm, oft mit Geweben umwickelt; mikroporöses PE-HD unter der Handelsbezeichnung Schumasoil
PTFE (Teflon)	ab einer Einbautiefe von ca. 30 m duktile Verformung mit Schließen der Schlitze und Kollabieren der Rohrtour möglich; Anbindung von Tonsperren problematisch	beständig gegen alle organischen und anorganischen Stoffe	sehr viel teurer als andere Kunststoffe
Stahl, schwarz	keine relevanten	korrosionsanfällig gegen Elektrolyten; für chemische Untersuchungen nur sehr eingeschränkt geeignet	meist als Schlitzbrückenfilter; bis in die 60er Jahre Standard; bis in die 80er Jahre als Rammfilter, oft in Verbindung mit Messinggaze
Sonderstähle	keine relevanten	korrosionsanfällig gegen Elektrolyten in Abhängigkeit von der gewählten Stahl- und Verarbeitungsqualität (Schweißpunkte!); korrosionsanfällig gegen stark reduziertes Milieu	meist als Wickeldrahtfilter; für Untersuchungen auf organische Spurenstoffe, die an Kunststoffen sorbieren

Tab. 3.2.3.2.1: Marktgängige Ausbaumaterialien für Grundwassermessstellen (Filter- und Aufsatzrohre) und ihre Einsatzbereiche; Daten aus der im Text zitierten Literatur sowie SCHMIDT (1987), NIELSEN (1991), GNAUCK & FRÜNDT (1991), GRIES (1995), LIZANEC & FAHEY (1996) und betrieblichen Erfahrungen

Rohre für Grundwassermessstellen aus PVC-U werden in Deutschland unter der Handelsbezeichnung „Norip“ mit druckwasserdichten Gewindeverbindungen (Doppel-muffenverbindung mit innen liegendem O-Ring aus Nitrilkautschuk, beständig gegen Kohlenwasserstoffe, Abb. 3.2.3.2.1) angeboten. Dieses Material hat sich als Standard durchgesetzt. Die Gleichwertigkeit von Konkurrenzprodukten (KÖLSCH & LHOTZKY, 1991) wird bezweifelt.



Abb. 3.2.3.2.1: Doppelmuffenverbindung Fabrikat SBF Norip

Das untere Ende der Rohrtour bzw. des Filters wird mit einer Bodenkappe aus demselben oder gleichwertigem Material verschlossen (Abb. 3.2.3.2.2). In älteren Messstellen finden sich davon abweichend oft andere Materialien, z. B. Holzstopfen in PVC-Messstellen.



Abb. 3.2.3.2.2: Messstellenfilter mit Abstandshaltern aus PVC und Bodenkappe aus PE-HD

Bestehen im oberflächennahen Bereich besonders ungünstige chemische Bedingungen, z. B. beim Auftreten organischer Phasen, können Sonderbauformen gewählt werden. Bei einem Filter aus PVC-U sind hier die Verwendung von Aufsatzrohren aus Edelstahl, die vollständige Verpressung des Ringraums mit Ton-Zement-Suspension und das Belassen der Schutzverrohrung als Sperrohr (Gewindeverbindungen verschweißt) sowie Kombinationen dieser Maßnahmen möglich.

Als **Filterkies / -sand** wird ausschließlich gewaschener Quarzkies / -sand entsprechend den Regeln für den Brunnenbau (DIN 4924: DIN, 1995) verwendet. Dieser wird in verschweißten Gebinden (Plastiksäcken) mit jeweils 50 kg Inhalt geliefert.

Als **Gegenfilter** wird ausschließlich gewaschener Quarzsand entsprechend den Qualitätsanforderungen an Filterkies verwendet.

**Ringraumabdichtungen** werden aus quellfähigen Tonen oder aus Ton-Zement-Gemischen (Suspension) hergestellt. Die Tone werden in pelletierter Form mit einer Oberflächenbehandlung angeboten, die einen unmittelbaren Zerfall beim Kontakt mit Wasser verhindert. Dadurch können sie zuverlässig in die gewünschte Einbautiefe gebracht werden. Die Quellung beginnt innerhalb weniger Stunden und ist meist nach 48 Stunden abgeschlossen. Bei Einbautiefen von mehr als 50 m wird in offenen Bohrlöchern (Druckspülbohrungen) die Verwendung von Schüttrohren empfohlen.

Pelletierte Quelltone werden in verschweißten Gebinden (Plastiksäcken) mit jeweils 25 kg Inhalt geliefert.

Es werden Tone unterschiedlicher Quellfähigkeit und sonstiger physikalischer Eigenschaften angeboten. Für den Nachweis von Tonsperren mittels bohrlochphysikalischer Messungen (Gammastrahlung, Abschn. 3.2.3.3 und 3.2.4) haben sich Materialien mit erhöhter radioaktiver Eigenstrahlung (ca. 150 API) (Herstellerbezeichnung z. B. Quellon WP) bewährt. Gelegentlich werden auch Materialien mit erhöhter magnetischer Suszeptibilität empfohlen, die mittels Induktions- oder Magnetik-Log nachgewiesen werden können (Herstellerbezeichnung z. B. Quellon HD). Hiervon ist jedoch im Regelfall abzuraten, da andere Untersuchungen durch diese Material behindert werden (GILLBRICHT, 1998). Wegen der höheren Dichte im Vergleich zu anderen Tonen ist es jedoch für die Verwendung in tiefen Bohrlöchern geeignet, um die Sinkgeschwindigkeit zu erhöhen. Für diesen Anwendungsfall wurde das Material ursprünglich auch entwickelt.

Ton-Zement-Suspensionen werden als dünnflüssige pumpfähige Massen über Verpressrohre beginnend von unten in den Ringraum eingebracht. Heute werden im Regelfall fertige Gemische (Handelsbezeichnungen z. B. Brutoplast, Troptogel; LANGE, 1997) verwendet, die auf der Baustelle nur noch entsprechend den Herstellervorgaben mit Wasser anzumischen sind. Diesen Rezepturen kann zur leichteren Überprüfung der Lage der Abdichtungen eine gammaaktive Markierung, z. B. Monazitsand (KNORR, 2000), zugesetzt werden. Neuerdings ist ein Produkt mit herstellereitiger radioaktiver Markierung mit Zirkonsand im Handel (SBF Troptogel C). Der Einsatz derartiger Sondermaterialien ist aber bei einer handwerklich ordnungsgemäßen vollständigen Verpressung (Abschn. 3.2.3.1) nicht zwingend erforderlich. Die Herstellung von Suspensionen nach „Hausrezepten“ der Brunnenbauunternehmen aus frei gewählten Komponenten ist immer noch weit verbreitet, sollte jedoch im Hinblick auf die Qualitätssicherung unterbleiben (NIEHUES, 2002). Suspensionen ausschließlich auf Bentonitbasis gewährleisten keine mechanisch dauerhaften Sperren (OGDEN & RUFF, 1993). Zementhaltige Suspensionen können beim Abbinden erhebliche Temperaturen erreichen, die thermoplastische Kunststoffrohre (PVC, PE) beschädigen können. Die gegenüber Wasser erhöhte Dichte der Suspension kann die duktile Verformung von PTFE-Rohren begünstigen.

Die **Abschlussbauwerke** werden aus verzinktem Stahl (Schutzrohre) bzw. Stahlguss (Straßenkappen) hergestellt. Straßenkappen werden in unterschiedlicher Bauform ähnlich Hydrantenkappen (oval) oder Ferngaskappen (rechteckig) verwendet (Abb. 3.2.3.2.3). Da der Arbeitsraum in Hydrantenkappen sehr beschränkt ist, sollte diese Ausführung auf Messstellen mit einem maximalen Ausbaudurchmesser von 65 mm und einer Brunnenabschlusskappe 80 mm beschränkt sein. Bei größeren Durchmessern besteht die Gefahr, dass schon eine kleine Verschiebung der Kappe dazu führt, dass das Schloss der Brunnenabschlusskappe nicht mehr ausreichend zugänglich und zu öffnen ist (Abb. 3.2.3.2.4). Erfahrungsgemäß werden Messstellenkappen unter Hydrantenkappen vom Geländepersonal oft nicht verschlossen, da dies zeitaufwendig, unbequem und regelmäßig mit Abschürfungen an den Fingerknöcheln verbunden ist. Damit ergibt sich ein erhöhtes Risiko für Vandalismus.

Auf versiegelten Flächen, bei denen ein verstärkter Zutritt von Oberflächenwasser oder Verunreinigungen möglich ist, insbesondere auf Straßen und im Bereich von industriell oder gewerblich genutzten Grundstücken (z. B. Tankstellen), ist eine Stra-

Benkappe mit einer wasserdicht schließenden Ausführung (innen liegende Dichtung) mit Schlossschrauben zu verwenden (Abb. 3.2.3.2.5).



Abb. 3.2.3.2.3: Marktübliche Straßenkappe für Grundwassermessstellen



Abb. 3.2.3.2.4: Hydrantenkappe mit unzureichendem Arbeitsraum bei einer Grundwassermessstelle DN 100



Abb. 3.2.3.2.5: Wasserdicht schließende Straßenkappe

Für den Schutz von Messstellen im Überflurausbau haben sich verzinkte Stahlrohre als Schutzrohr bewährt. Ein zusätzlicher Anfahrerschutz durch einen Baumschutzbügel oder ein Dreieck aus Stahlrohr ist an vielen Standorten sinnvoll (Abb. 3.2.3.2.6). Bei besonders gefährdeten Standorten sind Betonsicherungen durch Schachtringe (Mindestdurchmesser in Abhängigkeit vom Schutzrohr 600 mm) zu empfehlen (Abb. 3.2.3.2.7). Auf Truppenübungsplätzen der Bundeswehr mit Übungsbetrieb der Panzertuppen werden Messstellen zum Teil durch massive Betonbauwerke in Verbindung mit entsprechend dimensionierten eingegrabenen H-Profilen aus Stahl gegen Beschädigung durch Anfahren geschützt.

Strittig ist, welches Maß der Auffälligkeit eine Messstelle aufweisen soll. Auffälliger farbiger Anstrich kann zwar die Gefahr der unbeabsichtigten Beschädigung reduzieren, erhöht aber die Attraktivität für Vandalismus. Es finden sich daher in unserer Landschaft Schutzrohre ohne Anstrich (Abb. 3.2.3.2.6, 3.2.3.2.7) neben solchen mit Tarnfarben (grau, grün) oder Warnfarben (rot, rot-weiß gestreift).



Abb. 3.2.3.2.6: Schutz einer Grundwassermessstelle durch Schutzrohr aus verzinktem Stahl und Dreieck aus Stahlrohr



Abb. 3.2.3.2.7: Verstärkter Schutz von Grundwassermessstellen durch Schutzrohre aus verzinktem Stahl und Betonringe im Bereich landwirtschaftlich bewirtschafteter Flächen (Testfeld Horkheimer Insel) (Foto: Th. Ptak)

Als Brunnenabschlusskappen werden in Deutschland ausschließlich Kappen nach dem Werkstandard der Firma SEBA oder ähnlich verwendet (Abb. 3.2.3.2.8). Daher werden diese Kappen auch in Ausschreibungstexten oft als „SEBA-Kappen“ bezeichnet. Für diese Kappen gibt es zur Zeit zwei Schlosssysteme. Das erste (ältere) wird mit einem Imbusschlüssel (Sechskant, 5 mm) geöffnet. Da es sich hierbei um ein Standardwerkzeug handelt, besteht die Möglichkeit des unbefugten Zugriffs einschließlich des Vandalismus. In jüngerer Zeit sind auch Kappen mit einem „Sicherheitsschloss“ verfügbar. Hierbei handelt es sich um ein System mit einer speziell geformten Stellschraube, die nicht mit weit verbreitetem Werkzeug geöffnet werden kann. Als nachteilig an diesem System hat sich herausgestellt, dass auf Grund von Fertigungstoleranzen der verschiedenen Hersteller und Verschleiß an den Schlössern und Schlüsseln nicht alle Messstellen zuverlässig geöffnet werden können. Neben den genannten Schlosssystemen finden sich bei älteren Messstellen zum Teil noch abweichende Konstruktionen. Diese werden aber durch Austausch allmählich verdrängt.



Abb. 3.2.3.2.8: Brunnenabschlusskappe ähnlich Werkstandard der Firma SEBA Hydrometrie GmbH

### 3.2.3.3 Qualitätssicherung (A)

"If you aren't ISO 9000 compliant, [...] who knows what you're doing with all that spare time." (ADAMS, 1997)

"If a contracting firm is typical, writing is not the first love of its key people, and writing a suitable plan may seem a tremendous task ranking in preference well behind stripping and repainting a rig." (SMITH, 1995)

Grundwassermessstellen sind eine zentrale Komponente fast jedes Grundwassererkundungsprogramms. Außerdem handelt es sich bei ihnen um Bauwerke mit einer bestimmungsgemäßen Lebenserwartung von mehreren Jahrzehnten. Es ist daher sinnvoll, ein umfassendes Konzept für die Qualitätssicherung und –kontrolle zu verfolgen. Dieses Konzept muss folgende Teilbereiche umfassen:

- Planung, Ausschreibung und Vergabe;
- Bauüberwachung;
- Endkontrolle (Abnahme);
- Betrieb und Wartung (Abschn. 3.2.3.4).

Die **Planung** einer Bohrmaßnahme, die Vorbereitung der Leistungsverzeichnisse und die Auswahl des für die Ausführung der Arbeiten am besten geeigneten Unternehmens sind ein Bereich, in dem große Ansichtsunterschiede über die beste (bzw. einzig richtige) Vorgehensweise unter den Praktikern bestehen.

In der Planung der Maßnahme sind festzulegen:

Bohransatzpunkte: müssen mit dem Bohrfahrzeug gut erreichbar sein. Eigentums- bzw. Nutzungsverhältnisse müssen geklärt sein.

Endteufe: nach den geologischen Gegebenheiten und dem Erkundungsziel.

Bohrverfahren und –durchmesser: müssen die Endteufe zuverlässig erreichen und Probenahmen und Ausbau in der geforderten Qualität ermöglichen.

Ausbaumaterial und –durchmesser: müssen auf die spätere Nutzung angepasst sein.

Ringraumverfüllung: muss den geologischen Gegebenheiten und den Randbedingungen (z. B. Bodenverunreinigungen) angepasst sein.

besondere Anforderungen: z. B. zu Probenahmen, Einholung rechtlicher Genehmigungen.

Bohr- und Brunnenbauarbeiten werden üblicherweise wie bei anderen Baugewerken entsprechend den Vorgaben der Verdingungsordnung Bau (VOB) in der jeweils gültigen Fassung oder ähnlichen Regelungen im Verfahren eines Preiswettbewerbs vergeben. Diese Vorgehensweise ist ihrem Wesen nach problematisch. Im Brunnenbau bestehen im Vergleich zu anderen Gewerken (z. B. des Hochbaus) nur eingeschränkte Möglichkeiten, Mängel der Leistung zu erkennen oder nachträglich zu beseitigen. Daher ist der Auswahl eines im besten Sinne des Wortes „vertrauenswürdigen“ Unternehmens eine Priorität gegenüber rein preislichen Überlegungen einzuräumen.

Nach Möglichkeit sollte daher das Verfahren einer öffentlichen Ausschreibung vermieden werden. Ist dieses auf Grund rechtlicher Rahmenbedingungen zwingend vorgeschrieben, so lassen sich auch durch spezielle Anforderungen an die Bieter nur bedingt ungeeignete Unternehmen ausschließen. Dies führt dazu, dass ein deutlich erhöhter Aufwand für die Erarbeitung der Ausschreibungs- und Vertragsunterlagen sowie die Bauüberwachung anfällt.

Im Verfahren der Preisanfrage bzw. der beschränkten Ausschreibung sollten ortsansässige Unternehmen berücksichtigt werden, die die geforderten Arbeiten erfahrungsgemäß zuverlässig, termingerecht und preisgünstig ausführen. Hat man selbst längere Zeit keine entsprechenden Maßnahmen betreut, so sollte man sich durch Rücksprache mit Kollegen über den gegenwärtigen Standard der einzelnen Unternehmen sowie eventuell neu aufgetretene Anbieter informieren. Bei größeren Maßnahmen mit einem Volumen von mehr als EUR 10.000,- können auch Unternehmen aus der weiteren Region, ab ca. EUR 25.000,- auch in größeren Entfernungen angefragt werden. Insgesamt erleichtert die Einschaltung ortsansässiger Unternehmen den gesamten Bauablauf, da diese flexibler reagieren können, z. B. wenn Reparaturen an Geräten oder zusätzliches Material erforderlich werden.

Grundsätzlich handelt es sich bei Grundwassermessstellen um Brunnenbauwerke. Die ausführenden Firmen sollten daher über einschlägige Erfahrungen verfügen. Unternehmen, die überwiegend auf Aufschlussbohrungen (Baugrunderkundung) ausgerichtet sind, erweisen sich oft als problematisch. Es hat sich gezeigt, dass Unternehmen mit einer Bescheinigung des DVGW (DVGW, 1991; CASTELL-EXNER, 1997) üblicherweise die Anforderungen erfüllen. Soweit keine ortsansässigen Unternehmen mit einschlägiger Qualifikation, die diese Bescheinigung jedoch nicht besitzen, dadurch vom Wettbewerb ausgeschlossen würden, ist es daher sinnvoll, nur Unternehmen mit Bescheinigung zum Angebot aufzufordern. Bei Vergabeverfahren, bei denen europaweite Ausschreibung vorgeschrieben ist und daher ein nationales Zertifikat nicht zur Bedingung gemacht werden kann, sind anderweitige Qualifikationsnachweise, ggf. im Verfahren einer Präqualifikation, zu fordern. **Zertifizierungen nach der Normenreihe DIN ISO 9000 stellen keinen ausreichenden Beleg für die Qualität eines Unternehmens dar** (CASTELL-EXNER, 1997).

Die Ausschreibungsunterlagen müssen so beschaffen sein, dass ein Fachunternehmen auf ihrer Grundlage ein Angebot abgeben kann, das die fachgerechte Ausführung zum angebotenen Preis sicher stellt. Dies bedeutet, dass alle relevanten Leistungspositionen aufgeführt und mit hinreichender Genauigkeit dargestellt sind. Nur solche Teilleistungen brauchen nicht ausdrücklich aufgeführt zu werden, die für alle Beteiligten als selbstverständlich zur fachgerechten Ausführung betrachtet werden. Es ist z. B. nicht erforderlich, alle Werkzeuge des Brunnenbauers als Bestandteil der Baustelleneinrichtung aufzuführen. Im übrigen sollte bei speziellen Leistungsanforderungen besonders darauf geachtet werden, dass beim Bezug auf technische Regelwerke, insbesondere in Bereichen, wo diese widersprüchlich sind, die anzuwendende Regel oder ein von allen gängigen Regeln abweichendes Sonderverfahren eindeutig definiert wird. Dies kann im Einzelfall auch die Formulierung „gemäß den Anweisungen durch die Bauleitung“ einschließen. Die Ausschreibungsunterlagen (Leistungsbeschreibung) gliedern sich in

- Vorbemerkungen;
- Leistungsverzeichnis;
- Anlagen.

Die Vorbemerkungen beschreiben das Projekt, die sich daraus ergebende Aufgabenstellung der angefragten Leistungen, die Rahmenbedingungen und besondere vertragsrechtliche Regelungen. In der Aufgabenstellung für Bohrarbeiten sind insbesondere anzugeben: geplante Endteufe, ggf. maximale Endteufe (Leistungsfähigkeit des Bohrgeräts), erwartetes Bodenprofil, geforderte(r) Bohrdurchmesser, Bohrverfahren, zugelassene oder ausdrücklich ausgeschlossene Verfahren und Werkzeuge, Verfahren zur Entnahme von Boden- und Wasserproben,

fahren zur Entnahme von Boden- und Wasserproben, insbesondere wenn sie vom branchenüblichen Vorgehen abweichen, geplanter Ausbau (Material, Ausbaudurchmesser, Ringraumverfüllung).

Zu den wesentlichen Rahmenbedingungen gehören bautechnische Bedingungen (z. B. Energieversorgung, Zuwegung, terminliche Vorgaben in Abhängigkeit von anderen Gewerken), mit geltende Regelungen, z. B. zum Arbeitsschutz, technische Regelwerke sowie spezielle Anforderungen an das ausführende Unternehmen (z. B. persönliche Qualifikation von Mitarbeitern). Nur in Ausnahmefällen machen Bohrunternehmen von dem ihnen nach VOB grundsätzlich zustehenden Recht der Ortsbesichtigung in der Angebotsphase Gebrauch, sondern gehen stillschweigend von der Eignung des Bohrplatzes für den Einsatz ihrer Maschinen und Geräte aus. Soweit planungsseitig Schwierigkeiten in der Bauabwicklung, insbesondere im Hinblick auf die Größe der eingesetzten Maschinen, für möglich gehalten werden, sind die Anbieter daher ausdrücklich auf die Möglichkeit der Ortsbesichtigung hinzuweisen, um spätere Streitigkeiten zu vermeiden. Die Ortsbesichtigung sollte der Planer gemeinsam mit dem Anbieter, ggf. unter Hinzuziehung von Dritten, z. B. Grundstückseigentümern, durchführen.

Zu den vertragsrechtlichen Regelungen zählen Vorgaben bezüglich des Baubeginns und / oder des Fertigstellungstermins, ggf. der Ausschluss von Nachunternehmen oder das Einspruchsrecht des Auftraggebers gegen Nachunternehmen sowie die Zulassung von Nebenangeboten. Soweit Aufgaben des Bauherrn (z. B. Einholung von Erlaubnissen) durch den Auftragnehmer wahrgenommen werden sollen, ist dies ausdrücklich zu vermerken.

Terminvorgaben sollen realistisch sein und im Messstellenbau im Regelfall nicht mit Vertragsstrafen verknüpft werden, da dies eine minderwertige Ausführung in nicht vertretbarer Weise begünstigt.

Nach der VOB können bei allen Bauleistungen Nachunternehmen eingeschaltet werden. Im Hochbau sind daher sogenannte „Generalunternehmen“, die ihrerseits nur geringe Teilleistungen erbringen, oder gar keine bauausführenden Unternehmen sind, weit verbreitet. Beim Bau von Grundwassermessstellen sollte man dergleichen grundsätzlich ausschließen. Ausnahmen bilden solche Leistungen, die gewohnheitsmäßig als geringfügige Leistungen zusammen mit den Bauleistungen vergeben werden, aber durch die Bohrunternehmen selbst im Regelfall nicht erbracht werden können, z. B. geophysikalische Bohrlochvermessungen oder geodätische Einmessungen. Hier sollte in den Vorbemerkungen und dem Leistungsverzeichnis der Sonderstatus dieser Teilleistungen kenntlich gemacht werden. Der Anbieter muss mit der Angebotsabgabe die vorgesehenen Nachunternehmen benennen. Der Auftraggeber sollte sich ein ausdrückliches Widerspruchsrecht gegen Nachunternehmen vorbehalten.

Nebenangebote, d. h. Angebote, die technisch von der Ausschreibung abweichen, sollten im Messstellenbau die Ausnahme bilden, da die meisten Grundelemente wie Bohrverfahren und verwendete Materialien auf Grund einer konkreten Aufgabenstellung durch einen qualifizierten Planer festgelegt wurden.

Das Leistungsverzeichnis (LV) stellt die geforderten Leistungen nach Art und Menge zusammen. Seine einzelnen Positionen müssen für sich verständlich beschrieben sein, können aber im Einzelfall durch die Erläuterungen der Vorbemerkungen oder Anla-

gen zur Angebotsaufforderung ergänzt werden. Bei vielen Bohrunternehmen handelt es sich um relativ kleine mittelständische Betriebe, die nur im begrenzten Umfang über Planungs- und Verwaltungskapazitäten verfügen. Daher muss der Planer davon ausgehen, dass das LV in vielen Fällen weitgehend ohne Hinzuziehung der Vorbemerkungen, der erwähnten Normen und Richtlinien und der Anlagen bearbeitet wird. Es ist daher nicht sinnvoll, wenn im LV „unverdächtige“ Positionen auftreten, die nach den ausführlichen zur Angebotsaufforderung gehörigen Beschreibungen erhebliche kostenrelevante Anforderungen einschließen. Grundsätzlich sind alle kostenrelevanten Arbeitsschritte einzeln aufzuführen. Pauschalierungen über größere Arbeitsvorgänge sind nur in sofern sinnvoll, als diese für beide Seiten nachvollziehbar und kalkulierbar bleiben. Im übrigen ist regelmäßig davon auszugehen, dass der Bohrgeräteführer, Bohr- oder Brunnenbaumeister für die Bauausführung nicht die vollständigen Ausschreibungs- bzw. Vertragsunterlagen, sondern nur das LV erhält. Daher ist ein etwas längeres LV, das in Teilen den Text der Vorbemerkungen wiederholt, im Sinne einer guten Kommunikation zu empfehlen.

Nur mit Einschränkungen kann der Rückgriff auf das „Standardleistungsbuch für das Bauwesen“ (DIN, 1993) empfohlen werden. In diesem sind Leistungstexte zusammengestellt, die die geforderten Leistungen nur im Zusammenhang mit umfangreichen Vorbemerkungen klar definieren bzw. einen doch etwas zu großzügigen Begriff des allgemein gültigen Qualitätsstandards der Fachunternehmen zu Grunde legen. Nach den oben gemachten Anmerkungen ist dies keine gute Praxis.

Als Anlagen sollten den Ausschreibungsunterlagen mindestens eine zeichnerische Darstellung des erwarteten Schichtenprofils (Normprofil) und des darauf aufbauenden Ausbauplans beigefügt werden. Bei größeren Maßnahmen kann ein Lageplan der geplanten Bohransatzpunkte sinnvoll sein. Außerdem sind technische Sonderlösungen, z. B. für das Abschlussbauwerk, zeichnerisch darzustellen.

Die **Bauüberwachung** stellt den zentralen Teil der Qualitätskontrolle dar. Auch hier haben sich im Laufe der Zeit sehr unterschiedliche Meinungen herausgebildet. Im einen Extrem wird generell davon ausgegangen, dass ein Fachunternehmen ohne besondere Überwachung die gestellte Aufgabe auf der Grundlage der Ausschreibungsunterlagen erledigen muss. Auf der anderen Seite wird eine ständige „totale“ Überwachung aller relevanten Arbeitsschritte durch einen qualifizierten Bauleiter, vornehmlich einen Geologen, für notwendig gehalten (TOUSSAINT, 1989).

Beide Positionen können nicht zur allgemeinen Regel erhoben werden. Wie oben dargestellt, muss erfahrungsgemäß mit Informationsverlusten zwischen Planung, Ausschreibung, Auftrag und Baustelle gerechnet werden. In vielen Fällen hat es sich gezeigt, dass dem Bohrmeister auf Grund der innerbetrieblichen Strukturen und der Arbeitsorganisation nicht die vollständige Leistungsbeschreibung mitgegeben wird. Die daraus entstehenden Probleme können nur durch Kontrollmaßnahmen minimiert oder ausgeglichen werden. Eine ständige Überwachung von Routinearbeiten führt dagegen sowohl auf der Seite der ausführenden Handwerker wie der Bauleitung zu einer Demotivation, die im schlimmsten Fall sogar zu erheblichen Mängeln bei eben diesen Routinearbeiten führen kann.

Für normal schwierige Bedingungen, d. h. wenn nicht mit besonderen Problemen, z. B. bei Aufschlussbohrungen in einem bislang wenig erkundetem Gebiet, wäre eine ständige kostenintensive Begleitung von Bohrarbeiten durch eine örtliche Bauleitung jedenfalls unverhältnismäßig. Für diese Fälle ist eine Fachbauleitung ausreichend.

Diese umfasst die Anweisung des Bohransatzpunktes, die Einweisung der Bohrmannschaft in die Aufgabenstellung und den gewünschten Arbeitsablauf, die stichprobenweise Prüfung von Material und Gerät, die Baufortschrittsüberwachung, die Prüfung des Schichtenverzeichnisses, die Festlegung und Überwachung des Ausbaus.

Wesentliche Punkte, die hier unabhängig von allen schriftlichen Unterlagen und ggf. bereits mit der Geschäftsführung der ausführenden Firma getroffenen Absprachen bei der Einweisung der Bohrmannschaft geklärt werden müssen, umfassen den Bohrdurchmesser (ggf. einschließlich einer erforderlichen Schutzverrohrung bei Arbeiten auf kontaminierten Geländen), die Art der Entnahme und des Handlings von Bodenproben und die Abstimmung über wesentliche Vorfälle, bei denen die Bauleitung eingeschaltet werden muss.

Material und Gerät sind zu prüfen, wenn besondere Anforderungen gestellt sind, oder wenn augenscheinlich mangelhaftes oder anderweitig unzulässiges Material zum Einsatz kommt. Nach meinen Erfahrungen treten Abweichungen von den Vorgaben der Ausschreibung bzw. der Bauleitung besonders häufig bei den Ringraumfüllmaterialien (Filterkies, Tondichtungen etc.) auf. Sind hierfür spezielle Vorgaben getroffen worden, so müssen diese daher auch vor Einbau des Materials zumindest nach Augenschein (herstellereitige Verpackungen und Produktkennungen) überprüft werden. Die Rohrtour sollte optisch darauf geprüft werden, ob längere Zeit im Freien gelagerte Altbestände (gebleicht) angeliefert worden sind, da diese wegen der möglichen Versprödung ungeeignet sind. Bei Rohren aus Sonderstählen ist bei unbekanntem Lieferanten die Verarbeitungsqualität visuell zu prüfen. Bei Zweifeln an der Qualität ist mindestens ein Filterrohr je Lieferung als Beleg zurückzubehalten. Außerdem ist die Verwendung von Abstandshaltern in hinreichender Zahl zur Zentrierung des Ausbaustrangs im Bohrloch zu überprüfen (RIBBECK & THOLEN, 1996).

Bei Spülbohrungen wird nach Erreichen der Endteufe eine geophysikalische Vermessung des Bohrlochs durchgeführt (Abschn. 3.2.4). Zu dieser Vermessung muss der Bauleiter anwesend sein, da an Hand ihrer Ergebnisse die Festlegung des Ausbaus erfolgt und bei Unklarheiten eine Diskussion mit dem Messtechniker und die Ergänzung durch weitere Sonden erforderlich werden kann. Da zur Zeit der Vermessung die Spülung nicht umläuft, müssen die Arbeiten zügig durchgeführt werden, um ein Kollabieren des Bohrlochs auszuschließen. Vom Bauleiter wird daher die notwendige Entscheidungsfreudigkeit erwartet, auch wenn er noch über vergleichsweise wenig Erfahrung verfügt. Manche nachträglich als wenig glücklich bewertete Entscheidungen bezüglich des Ausbaus sind nicht zuletzt auf diesen Zeitdruck zurückzuführen.

Eine Prüfung des Schichtenverzeichnisses erfolgt anhand der ausgelegten Bodenproben (Abb. 3.2.2.1) und ggf. der Ergebnisse der geophysikalischen Vermessung. Bei Trockenbohrungen ohne geophysikalische Vermessung sollte das Schichtenverzeichnis so weit mit dem Bohrgeräteführer bzw. Bohrmeister abgestimmt werden, dass es letztlich nur eine Version gibt. Die Führung eines zusätzlichen Verzeichnisses von „Geologenschichten“ führt nur zu einer Aufblähung des Aktenapparats und damit zur Verwirrung späterer Bearbeiter. Die Notwendigkeit einer geologischen Interpretation des Schichtenverzeichnisses, insbesondere genetische und stratigrafische Ansprachen, ist hiervon unberührt. Bei Spülbohrungen sollte das Schichtenverzeichnis des Bohrmeisters auf der Grundlage des Bohrguts, der Beobachtung des Bohrfortschritts und der Beschaffenheit der Spülung als eigenständiges Dokument erhalten bleiben. Auch hier sollte jedoch eine Abstimmung über die lithologische

Ansprache des Bohrguts erfolgen. Daneben ist ein zweites Schichtenverzeichnis des bearbeitenden Geologen auf der Grundlage dieses Bohrmeisterprofils unter Hinzuziehung der geophysikalischen Messergebnisse zu erstellen.

Auf der Grundlage des geprüften Schichtenverzeichnisses bzw. einer vereinfachten Version wird eine **Ausbaubesprechung** durchgeführt. In dieser werden verbindlich alle Dimensionen des Ausbaus und die einzubauenden Materialien angewiesen. In Zweifelsfällen sollte der Bauherr zur Entscheidung hinzugezogen werden. Es ist sicherzustellen, dass über das Ergebnis dieser Festlegungen keine Missverständnisse bei der ausführenden Firma auftreten können. Dies kann durch Übergabe eines schriftlichen und / oder zeichnerischen Ausbauplans geschehen. Im Regelfall arbeiten die Bohrmansschaften vor Ort mit einem einfachen Plan, bei dem die Materialien in der Reihenfolge ihres Einbaus aufgelistet sind (Abb. 3.2.3.3.1). Es ist daher sinnvoll, diesen tatsächlichen Arbeitsplan zu prüfen. Das Abschlussbauwerk wird üblicherweise nicht mit aufgezeichnet, wenn keine Änderungen gegenüber dem Auftrag eingetreten sind bzw. es sich um ein Standardbauwerk handelt.

Es ist aber darauf hinzuweisen, dass Ringraummaterialien grundsätzlich nicht in Dezimetergenauigkeit eingebracht werden können, da Setzungen unvermeidlich und nicht sicher vorhersagbar sind. Die in Abb. 3.2.3.3.1 getroffenen Angaben auf „volle Meter“ sollten eher als Regel denn als schematisches Beispiel verstanden werden.

65 - 64	Kies
64 - 54	Filter DN 65, sw 0,5
54 - 40	Aufsatz DN 65 Übergang DN 65/115
40 - GOK	Aufsatz DN 115
64 - 38	Kies 1 - 2
38 - 37	Gegenfilter
37 - 30	Quellon
30 - 20	Füllkies
20 - 15	Quellon
15 - 2	Füllkies
2 - GOK	Quellon

Abb. 3.2.3.3.1: Schematischer Ausbauplan nach geländeüblicher Art

Eine **Überwachung des Ausbaus** sollte im Regelfall nur stichprobenweise erfolgen. Zusätzliche Kontrollen hinsichtlich der Einbautiefen von Rohren und Ringraummaterialien (TOUSSAINT, 1989) sind im Regelfall wenig sinnvoll, da einfache Fehler beim Abzählen der Rohre sehr selten sind und zusätzliche Lotungen durch die Bauleitung während des Schüttens der Ringraummaterialien angesichts der begrenzten räumlichen Verhältnisse am Bohrloch den Arbeitsablauf unverhältnismäßig beeinträchtigen würden. Sinnvoll kann jedoch im Einzelfall eine Überwachung mit dem Ziel sein, die Verwendung von Schüttrohren bei größeren Tiefen sicherzustellen, eine zu schnelle Schüttung zu verhindern, d. h. langsames Schütten zur Vermeidung von Brückenbildungen, insbesondere bei pelletierten Quelltonen, Einhaltung von Sedimentationszeiten und regelmäßige Lotungen zu überwachen. Dies gilt insbesondere für tiefere Bohrungen, Ausbauten mit knapp bemessener Überschüttung des Filters und bei der erstmaligen Zusammenarbeit mit einem Bohrunternehmen bzw. einem

Bohrmeister. Im Zweifelsfall bewirkt die Ankündigung, dass die Messstelle innerhalb der Gewährleistungsfrist (üblicherweise nach VOB 2 Jahre) geophysikalisch nachvermessen wird, eine einwandfreie Bauausführung.

Da mit dem Ausbau oft unmittelbar im Anschluss an die Ausbaubesprechung begonnen werden kann, ist eine Überwachung bis zum Einbringen der ersten Ringsperre oberhalb des Filters in diesen Fällen ohne großen Mehraufwand machbar.

Die Einhaltung von Anquellzeiten für Tondichtungen kann prinzipiell kontrolliert werden. Es muss jedoch bezweifelt werden, dass dies im Mittel tatsächlich zu einem besseren Ergebnis führt. Filtersand oder -kies, der in die Zwischenräume einer Schüttung aus pelletiertem Quellton eingedrungen ist, wird beim Ausquellen des Tons mit einer bei den meisten Produkten deutlichen Volumenvergrößerung von diesem zuverlässig umschlossen und stellt daher kein Dichtigkeitsproblem dar. In verrohrten Trockenbohrungen können längere Arbeitsunterbrechungen während des Ausbaus zum Festsetzen der Bohrröhre führen, so dass beim anschließenden Ziehen der gesamte Ausbau mit angehoben wird und im Einzelfall komplett erneuert werden muss. Besteht die Notwendigkeit einer besonders hochwertigen Abdichtung mit Anbindung an das Gebirge ist ohnehin die Verwendung von Verpressmaterialien (Ton-Zement-Suspensionen) vorzuziehen. In diesem Fall sollten das eingesetzte Material und die Mischeinrichtung überprüft werden. Außerdem sind in jedem Fall je Anmischung durch die Bohrfirma Rückstellproben der Suspension aus der Anmischung und aus dem Überlauf des Bohrlochs (jeweils mindestens ein Plastikbecher 1 l wie für einfache Bodenproben) zu entnehmen und nach Abschluss der Arbeiten zur Kontrolle an den Bauherrn bzw. die Bauleitung zu übergeben. Über die eingesetzten Mengen sind Belege zu führen, um im Vergleich zur Bohrlochgeometrie eine Abschätzung des tatsächlichen Verbleibs des Materials zu erhalten.

Durch das **Klarpumpen** sollen der hydraulische Anschluss der Messstelle an das Gebirge und die Entfernung von Rückständen der Bohrspülung („Filterkuchen“) und von entlang der Bohrlochwand verschmiertem bindigen Material gewährleistet werden. Es ist daher in Abhängigkeit vom Bohrverfahren eine hohe bis sehr hohe Förderleistung zu verwenden. Bei Spülbohrungen erfolgt das Klarpumpen im Regelfall mit einer sogenannten Mammutpumpe, die nach dem Prinzip des Lufthebens funktioniert (Abb. 3.2.1.15). Damit lassen sich auch in schlanken Rohrtouren relativ große Förderraten erzielen. Anfänglich kommt es erfahrungsgemäß oft zu Absenkungen von mehreren 10er Metern (vgl. Abschn. 3.2.3.1). Nach dem Entfernen der Bohrungsrückstände steigt der Wasserspiegel bei gleichbleibender Förderung deutlich an. Das geförderte Wasser wird dabei allmählich klar. Bei Messstellen, die als Druckspülbohrungen hergestellt wurden, kann das Klarpumpen nach diesem Verfahren mehrere Stunden erfordern. Da bei unzureichender Messstellenentwicklung nachträgliche Maßnahmen unverhältnismäßig erschwert oder sogar unmöglich sind, sollte an dieser Stelle keinesfalls gespart werden. Als Abschluss der Messstellenentwicklung ist die Messstelle in einem Kurzpumpversuch mit einer Unterwassermotorpumpe, wie sie später auch zur Probenahme eingesetzt wird, abzupumpen und der Wasserstand entsprechend häufig aufzuzeichnen (Abschn. 4.1.4.1). Gegebenenfalls sollte die Bauleitung zu dieser letzten Phase des Klarpumpens anwesend sein. Das Klarpumpen wird im Regelfall beendet, wenn das geförderte Wasser augenscheinlich keine erheblichen Anteile an Trübstoffen mehr führt. In neuerer Zeit werden entsprechend den Anforderungen im Brunnenbau (Abschn. 5) auch für Messstellen objektive Kriterien für den Restsandgehalt (absetzbare Trübe) vorgeschlagen (DVGW, 2003). Bei Messstellen zur Beschaf-

fenheitsuntersuchung (GWBM) kann am Ende des Klarpumpens eine erste Wasserprobe zur chemischen Analyse, insbesondere auf Leitparameter für anthropogene Verunreinigungen, entnommen werden. Im übrigen sollten Beprobungen für umfassende hydro(geo)chemische Untersuchungen erst frühestens ca. 3 Monate nach Abschluss der Bauarbeiten erfolgen, damit sich im Umfeld der Messstelle etwaige Störungen des Milieus ausgleichen können.

Fast jede Messstelle erfordert eine **Einmessung** nach der Lage und Höhe. Für praktische Belange sind an die lagemäßige Einmessung im Regelfall keine hohen Anforderungen zu stellen. Die Anfertigung einer aussagefähigen Lageskizze mit Bezug auf dauerhafte Geländepunkte (lieber Gebäude als Zaunpfosten) und anschließende Übertragung in eine amtliche Karte 1 : 1.000 (Flurkarte) und / oder 1 : 5.000 (Grundkarte) mit Bestimmung der Koordinaten reicht für praktische Belange aus. Eine geodätische Lagebestimmung ist im Regelfall nicht erforderlich. Für sehr engräumige Untersuchungen mit Messstellenabständen von wenigen Metern sind Spezialkarten in geeigneten Maßstäben zu führen. Neuerdings hat sich der Einsatz des GPS eingebürgert, der in ungestörtem Gelände eine wirtschaftliche Lagebestimmung mit einer Genauigkeit von unter 1 m bietet. Wichtiger ist ein möglichst genaues **Nivellement** des Messpunkts der Messstelle. Dieses sollte reproduzierbar einen Fehler von unter 1 cm aufweisen und damit der Arbeitsgenauigkeit mit dem Kabellichtlot (Abb. 4.3.3.1.5) entsprechen. Das Nivellement sollte daher von einem verantwortlichen Ingenieur vorgenommen werden. Die Höheneinmessung kann erst durchgeführt werden, wenn der Ausbau abgeschlossen ist und ggf. noch auftretende Nachsetzungen abgeklungen sind. Dies ist erfahrungsgemäß für tiefe Messstellen nach ca. 8 Wochen der Fall (LAWA, 2000a). Als Bezugshöhe ist ein Höhenfestpunkt des örtlichen Vermessungsamtes zu verwenden. In größeren Messnetzen ist es oft technisch und wirtschaftlich sinnvoll, ein Relativnivellement zu schon bestehenden Messstellen durchzuführen. Soweit das Nivellement aus organisatorischen Gründen Bestandteil des Auftrags des Bohrunternehmens ist, muss sichergestellt sein, dass dieses über einen entsprechend qualifizierten Ingenieur verfügt oder einen solchen als Nachunternehmen verpflichtet. Außerdem hat es Anspruch auf eine angemessene Teil- bzw. Abschlagszahlung nach Abschluss der eigentlichen Bohrarbeiten.

Die **Abnahme** einer Grundwassermessstelle umfasst mindestens folgende Arbeitsschritte:

- optische Prüfung des Brunnenabschlusses (allgemeine Sauberkeit, Wiederherstellung der Baustelle, Funktionstüchtigkeit der Abschlusskappe und bei Ausbau unter Flur der Straßenkappe, Beschriftung (im Regelfall unveränderlich mit Schlagziffern), Ausführung von Schutz- und Warnanstrichen, Qualität von Betonarbeiten);
- Ablotung der Messstelle;
- Prüfung der Einmessung und des Nivellements auf Plausibilität;
- hydraulische Auswertung des Klarpumpens.

Eine vorläufige Abnahme kann als Abrechnungsgrundlage für eine Teil- bzw. Abschlagszahlung vor Ablieferung des Nivellements erforderlich sein.

Die Absenkung am Ende des Klarpumpens einer Messstelle sollte keine Hinweise auf Mängel im Bereich des Filters geben. Soweit das Klarpumpen nicht in Form eines Pumpversuchs (Abschn. 4.1.4.1) durchgeführt und ausgewertet (Abschn. 5.4) wurde, gibt eine Überschlagsrechnung nach dem Ansatz von LOGAN (1964):

$$k_f = 1,22 * \frac{Q}{s * L} \quad (3.2.3.3.1a)$$

bzw. für Grundwasserleiter mit freier Oberflächen

$$k_f = 1,22 * \frac{Q}{\left(s - \frac{s^2}{2 * M}\right) * L} \quad (3.2.3.3.1b)$$

eine Abschätzung der mittleren Durchlässigkeit im Bereich des Filters der Länge L. Für praktische Belange kann die halbempirische Konstante weggelassen werden, so dass sich die Gleichung zu

$$k_f = \frac{Q}{s * L} \quad (3.2.3.3.1c)$$

bzw.

$$k_f = \frac{Q}{\left(s - \frac{s^2}{2 * M}\right) * L} \quad (3.2.3.3.1d)$$

vereinfacht. Deutliche Abweichungen dieses Wertes von den Erwartungswerten in Abhängigkeit von den Bodenarten (Abschn. 4.1.1) sind ein Hinweis auf Mängel und sollten durch weitergehende Untersuchungen (Stufenpumpversuch, Kamerabefahrung, Flowmetermessungen) abgesichert werden. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass in tiefen Messstellen, insbesondere mit schlankem Ausbau (DN 50 – 65), erhebliche Zusatzabsenkungen durch Strömungsverluste im Aufsatzrohr auftreten können, die nicht dem Filter anzulasten sind (Tab. 3.2.3.3.1).

Q [m <sup>3</sup> /h]	Innendurchmesser [mm]					
	50	100	150	200	250	300
3,6	0,70	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
7,2	2,40	0,09	0,01	0,00	0,00	0,00
10,8	4,98	0,18	0,03	0,01	0,00	0,00
14,4	8,40	0,30	0,04	0,01	0,00	0,00
18,0	12,62	0,44	0,06	0,02	0,01	0,00
21,6	17,63	0,61	0,09	0,02	0,01	0,00
25,2	23,42	0,81	0,12	0,03	0,01	0,00
28,8	29,98	1,03	0,15	0,04	0,01	0,00
32,4	37,29	1,27	0,18	0,05	0,02	0,00
36,0	45,37	1,54	0,22	0,05	0,02	0,01
72,0		5,45	0,76	0,19	0,06	0,03
108,0		11,52	1,59	0,39	0,13	0,06
144,0		19,68	2,69	0,67	0,23	0,09
180,0		29,90	4,07	1,00	0,34	0,14
216,0		42,16	5,70	1,40	0,47	0,20
252,0		56,43	7,59	1,86	0,63	0,26
288,0		72,72	9,73	2,37	0,80	0,33
324,0		91,01	12,13	2,95	0,99	0,41
360,0		111,30	14,77	3,59	1,21	0,50

Druckverlust in mWS

Aufsatzrohrlänge = 100 m; Wassertemperatur = 10 °C; Rauigkeitsbeiwert = 0,01 mm (PVC)

Tab. 3.2.3.3.1: Druckverluste in Aufsatzrohren aus PVC-U, berechnet nach Prandtl-Colebrook

In Abhängigkeit von der Bauform der Messstelle ist innerhalb der Gewährleistungsfrist (meist 2 Jahre) eine **geophysikalische Überprüfung**, insbesondere hinsichtlich der Dichtigkeit der Aufsatzrohre und des tiefengerechten Einbaus von Abdichtungen, durchzuführen.

Einen oft vernachlässigten Teil des Messstellenbaus stellt seine **Dokumentation** dar. Gerade im Bereich der oberflächennahen Erkundungen werden Messstellen bei ihrem Bau als kleine und nur für den vorübergehenden Gebrauch gedachte Bauwerke angesehen und entsprechend behandelt. Aber selbst bei Messstellen von Landesgrundwassermessdiensten kann man es erleben, dass wesentliche Unterlagen, z. B. Ausbauezeichnungen oder Schichtenverzeichnisse, fehlen oder nicht auffindbar sind. Dieser Zustand bewirkt, dass „spätere Bearbeiter [...] verzweifeln können“ (BRENNER, 2000). Es ist daher gängige Praxis bei größeren Ingenieurbüros und Brunnenbauunternehmen, unabhängig von gesetzlichen und vertragsrechtlichen Verpflichtungen Dokumentationen zu Bohrungen und Grundwassermessstellen zu archivieren. Zu den erforderlichen Unterlagen gehören mindestens:

- Schichtenverzeichnis und Ausbauezeichnung;
- Lageplan, ggf. in mehreren Maßstäben;
- Einmessung von Lage und Höhe mit Angabe des Datums der Einmessung;
- Unterlagen über Prüfungen (Kontrollnivelements, hydraulische Tests, geophysikalische Vermessungen).

### 3.2.3.4 Betrieb und Wartung (A)

Grundwassermessstellen sind Brunnenbauwerke, die wie alle Brunnen Alterungsprozessen im weitesten Sinne unterliegen. Bei den gelegentlichen Nutzungen zur Wasserstandsmessung oder zur Probeentnahme können durch einfache Prüfungen der bauliche Zustand und ggf. dessen Veränderungen festgestellt werden. Darüber hinaus sind Sonderprüfungen möglich.

Bei jedem Besuch einer Grundwassermessstelle ist der **optische Zustand** zu prüfen, insbesondere Sauberkeit, Leichtgängigkeit und Verschleißbarkeit der Abschlusskappe, Beschriftung, Beschädigungen, Gefährdung durch benachbarte Nutzungen, z. B. Bauaktivität.

Bei Messstellen mit einer Endteufe bis ca. 30 m kann die Tiefe durch **Lotung** mit einem Kabellichtlot bei routinemäßigen Wasserstandsmessungen überprüft werden. Bei tieferen Messstellen ist ein spezielles Tiefenlot zu verwenden. Änderungen der Lotungstiefe können auf Eindringen von Feinkorn („Versandung“) oder schwerwiegende Beschädigungen der Rohrtour, häufig am Übergang vom Aufsatz- zum Filterrohr, zurückgeführt werden. Bei Messstellen in regelmäßigen Untersuchungsprogrammen, z. B. monatliche Wasserstandsmessung, reicht eine Tiefenlotung pro Jahr aus. Bei Grundwasserprobenahmen (Abschn. 6) sollte grundsätzlich die Endtiefe geprüft werden.

Die **hydraulischen Eigenschaften** einer Messstelle können sich durch verschiedene Vorgänge nachteilig verändern. Sie sind daher regelmäßig zu prüfen. Die einfachste Prüfung stellt die Auswertung der Grundwasserganglinie im Vergleich zu benachbarten Messstellen dar. Messstellen ohne oder mit stark beeinträchtigtem hydraulischen Anschluss an den Grundwasserleiter weisen keine oder stark gedämpfte Wasserstandsänderungen auf. Bei Mehrfachmessstellen mit Filterstellungen in unterschiedlichen Grundwasserleitern können Beschädigungen, insbesondere der tieferen Filterstellungen, durch Auftragung von Differenzganglinien festgestellt werden.

Der hydraulische Anschluss einer Messstelle an den Grundwasserleiter kann mit einem Auffüllversuch (Slug-Test, vgl. Abschn. 4.1.4.2) nach LAWA (1982) geprüft werden. Dieser Test zeigt jedoch ausschließlich, ob eine Messstelle zur Wasserstandsmessung geeignet ist. Über die Eignung für die Entnahme repräsentativer Grundwasserproben gibt er keine Aussage.

An jeder Grundwassermessstelle, die für Probenahmen verwendet wird, ist die erste Probenahme als Kurzpumpversuch (Abschn. 4.1.4.1) durchzuführen. Die Auswertung dieses Versuchs gibt nicht nur über den baulichen Zustand der Messstelle Auskunft, sondern auch über die lokalen Durchlässigkeitsverhältnisse des Grundwasserleiters. Diese werden regelmäßig zur Bewertung der chemischen Untersuchungsergebnisse benötigt.

Aus den Wasserstandsmessungen beim Klarpumpen und von Grundwasserprobenahmen erhält man Aufschluss über die scheinbare mittlere Durchlässigkeit des Grundwasserleiters im Bereich der Filterstrecke. Die mittlere Durchlässigkeit lässt sich nach Gl. (3.2.3.3.1) abschätzen.

Deutliche Änderungen geben einen Hinweis auf Änderungen am Bauwerk. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass in vielen Fällen Angaben zur Förderrate ( $Q$ ) in den

Unterlagen zur Probenahme nicht auf (genauen) Messungen, sondern auf Erfahrungswerten, Messungen mit nicht geeichten oder beschädigten Messeinrichtungen, oder Herstellerangaben zu den jeweiligen Pumpen beruhen (Abschn. 6).

In Tab. 3.2.3.4.1 ist als Beispiel die Auswertung der Probenahmen an einer Messstelle über rund 10 Jahre aufgeführt, deren hydraulisches Verhalten sich einige Jahre nach der Errichtung deutlich verschlechterte. Bei späteren Arbeiten zur Wiederherstellung (mechanische Reinigung, intensives Klarpumpen) zeigte sich, dass die Rohrtour deformiert war und im unteren Teil des Filters wahrscheinlich ein Bruch eingetreten war (teilweise Versandung).

Datum	Förderrate [m <sup>3</sup> /h]	Absenkung [m]	spez. Ergiebigkeit [m <sup>3</sup> /s/m/m]
03/87	7,1	2,87	2,55E-05
10/87	4,9	2,38	2,12E-05
11/88	5,5	3,01	1,88E-05
09/91	3,6	2,4	1,54E-05
01/95	2,0	0,86	2,39E-05
vermuteter Zeitpunkt des Schadenseintritts			
10/96	2,0	2,59	7,94E-06
12/97	2,0	2,06	9,99E-06
Regenerierung			
10/00	2,7	1,92	1,45E-05

Anmerkung: Die Förderraten der Probenahmeprotokolle sind als ungenau anzusehen.

Tab. 3.2.3.4.1: Hydraulische Auswertung von Probenahmen an einer Grundwassermessstelle

Viele ältere Messstellen weisen Aufsatzrohre auf, die bauartgemäß nicht druckwasserdicht sind. Soweit diese mehrere Grundwasserleiter durchteufen, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse in dem verfilterten Wasserleiter zu erwarten. Die Dichtheit von Ausbauverrohrungen kann durch hydraulische Tests (Packerversuche) oder **geophysikalische Vermessungen**, insbesondere mit FEL, überprüft werden (Abschn. 3.2.4). Nach meiner Erfahrung ist die geophysikalische Vermessung bei bauartlich nicht druckwasserdichten Gewindeverbindungen nicht notwendig, da diese sich in jedem Fall als undicht erweisen. In diesen Fällen sollte von vornherein ein quantifizierendes Verfahren zur Bestimmung der Größe der Durchlässigkeit herangezogen werden.

Ein einfaches Verfahren zum Nachweis und zur Quantifizierung von Fremdwasserzutritten stellt das „**Fluid Logging**“ (ERTEL & VOUTTA, 1999; ROSENFELD, 1998; TSANG et al., 1990) dar. Bei diesem Verfahren, das für die Bestimmung der Durchlässigkeiten von Klüften entwickelt wurde, wird das Bohrlochfluid durch ein Wasser mit vom Grundwasser abweichender elektrischer Leitfähigkeit (meist destilliertes Wasser) ausgetauscht. Danach werden die Bohrung bzw. Messstelle mit geringer Leistung abgepumpt und während des Abpumpens mehrfach Profile der elektrischen Leitfähigkeit aufgenommen. Die Hauptwasserzutritte werden als Bereiche der schnellsten Angleichung des Bohrlochfluids an die Verhältnisse im Grundwasserleiter sichtbar.

Eine vereinfachte Anwendung dieses Verfahrens kann zur Prüfung der Dichtigkeit von Aufsatzverrohrungen herangezogen werden, wenn die betroffenen Grundwasserleiter Wasser deutlich verschiedenen Mineralisationsgrades führen und eine Potenzialdifferenz besteht. In diesen Fällen finden in der Messstelle im „Ruhezustand“ Ausgleichsströmungen statt. Diese sind in den meisten Fällen (Abschn. 3.2.3.1) von den flacheren zu den tieferen Grundwasserleitern gerichtet, so dass über die Messstelle ein Eintrag von Verunreinigungen in tiefere Wasserleiter erfolgen kann (Abb. 3.2.3.4.1).

In diesem Fall ist die Undichtigkeit der Aufsatzverrohrung durch die einfache Aufnahme eines Leitfähigkeitsprofils mit einem marktgängigen Kabellichtlot mit Leitfähigkeitsmessung oder einer geophysikalischen Vermessungseinrichtung (Abschn. 3.2.4) möglich (Abb. 3.2.3.4.1) (TOUSSAINT, 1987), da das zusetzende Fremdwasser einige Zeit nach dem letzten Abpumpen (Klarpumpen, Probenahme) im Bereich des Aufsatzrohres das Wasser aus dem verfilterten Grundwasserleiter verdrängt hat (LIVINGSTON & LYNCH, 1937).

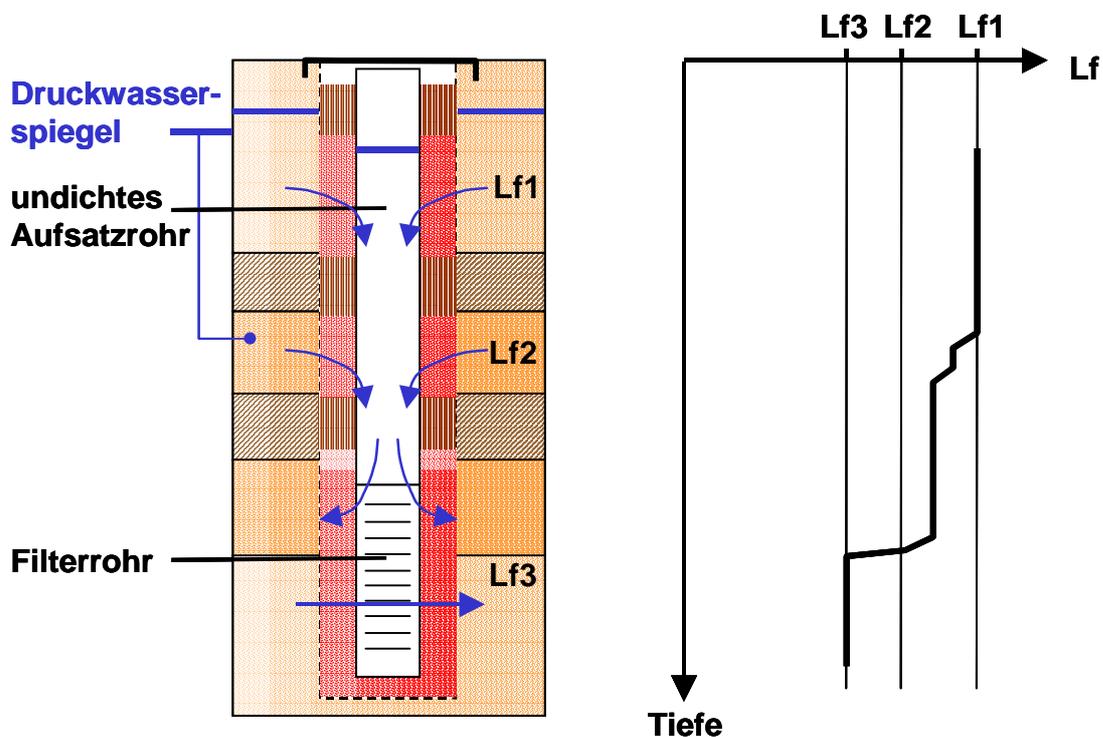


Abb. 3.2.3.4.1: Verunreinigung eines tieferen Grundwasserleiters durch undichte Rohrverbindungen im Aufsatzrohr einer Grundwassermessstelle

Hat man einmal diese Verhältnisse nachgewiesen, so ist die Größe des Fremdwasserzutritts nach dem Fluid Logging-Verfahren zu quantifizieren. Ein Austausch des Standwassers der Messstelle mit einem besonderen Kontrastmittel (destilliertes Wasser) ist in diesem Fall nicht erforderlich, da dieser Austausch auch durch eine Probenahme nach Standardverfahren mit Einhängung der Pumpe dicht unter dem Betriebswasserspiegel (Abschn. 6.2) bewirkt wird. Nach dieser Probenahme werden mehrfach Leitfähigkeitsprofile aufgenommen. Im Gegensatz zum ursprünglichen Fluid-logging-Verfahren wird hierbei nicht mehr gepumpt, sondern der Zutritt des

Fremdwassers unter Einwirkung der natürlichen Potenzialdifferenz zwischen den wasserführenden Schichten beobachtet. Damit ergibt sich unmittelbar eine Quantifizierung des ständig stattfindenden Eintrags von Fremdwasser unter „Ruhebedingungen“ und damit gegebenenfalls auch von Schadstoffen.

Bei der Vermessung einer Messstelle im Norddeutschen Tiefland (Abb. 3.2.3.4.2) ergab sich bei Anwendung dieser Methode ein Austausch des Aufsatzrohrvolumens innerhalb eines knappen halben Tages. Dies entspricht für den Bereich des oberflächennahen Wasserleiters ungefähr einem Volumenstrom von  $0,5 \text{ m}^3$  in 10 Stunden.

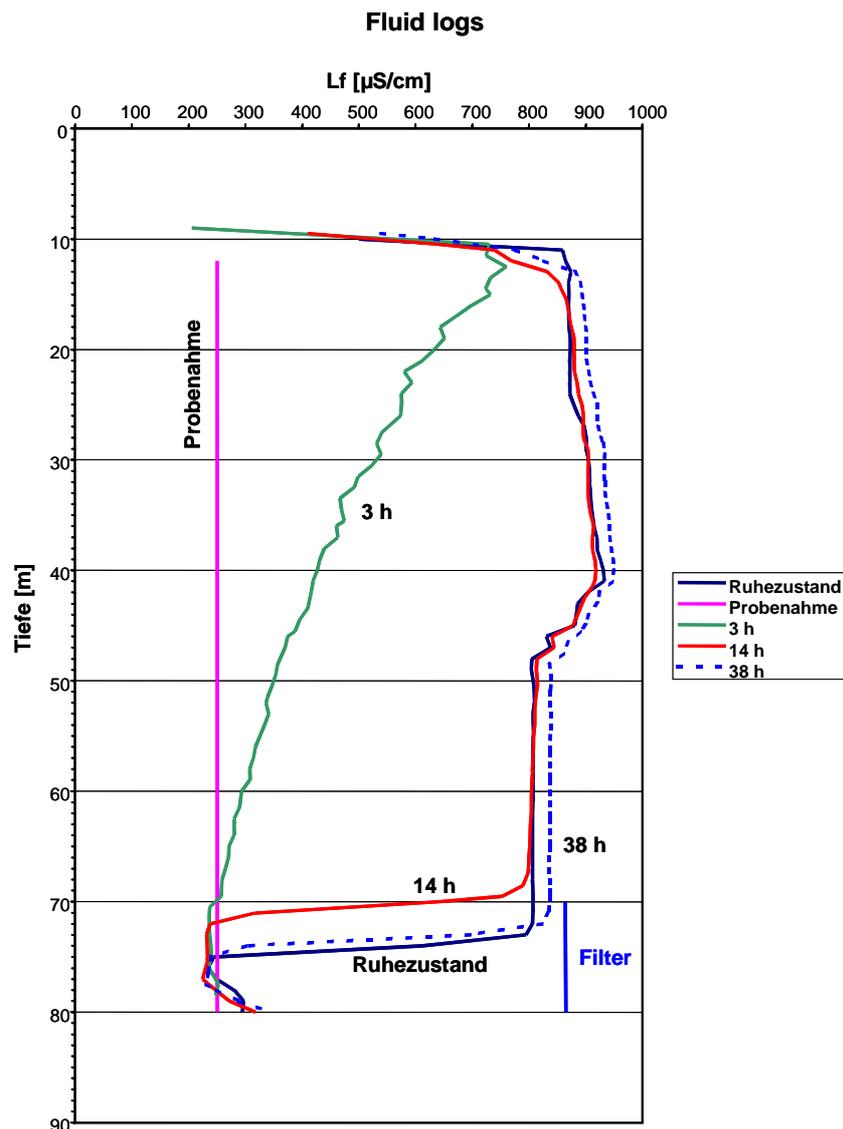


Abb. 3.2.3.4.2: Überprüfung einer Grundwassermessstelle nach dem Fluid-logging-Verfahren

Da dieser Wasserleiter mit Lösemitteln mit einer Konzentration von ca.  $100 \mu\text{g}/\text{l}$  verunreinigt ist, lässt sich an Hand der Daten eine Gefährdungsabschätzung für eine betroffene Grundwassernutzung des tieferen Wasserleiters mit einer mittleren Förderrate von  $50 \text{ m}^3/\text{h}$  durchführen. Die Belastung dieses Brunnens durch den Eintrag über die

mangelhafte Messstelle beträgt rechnerisch nach einem einfachen Mischungsansatz:

$$c_{Br} = \frac{Q * c_{kont.}}{Q_{Br}} = \frac{0,5 \text{ m}^3 / 10 \text{ h} * 100 \text{ mg} / \text{m}^3}{50 \text{ m}^3 / \text{h}} = 0,1 \text{ mg} / \text{m}^3 = 0,1 \text{ } \mu\text{g} / \text{l}$$

Die mangelhafte Messstelle kann also in einer benachbarten Nutzung eine Belastung in einer Größenordnung bewirken, die sich im Bereich üblicher analytischer Nachweisgrenzen bewegt. Eine Überschreitung relevanter Grenzwerte der Trinkwasserverordnung ist in diesem Fall nicht gegeben. Eine Sanierung der Messstelle ist trotzdem zwingend geboten.

Bei Mängeln an einer Grundwassermessstelle sind **Pflege- und Reparaturmaßnahmen** je nach Art der Mängel erforderlich. Bei nicht oder nicht wirtschaftlich zu beseitigenden Mängeln ist ein Rückbau zum Schutz des Grundwassers erforderlich (NOLTE & HARTWIG, 1998a und b; Tab. 3.2.3.4.2). Bei diesem muss das Bauwerk so abgeschlossen werden, dass es keine Gefährdung für das Grundwasser darstellt. Insbesondere muss die Trennung unterschiedlicher Grundwasserstockwerke erhalten oder wieder hergestellt werden (DVGW, 1998b).

Messstellenmangel	Maßnahme	Bemerkungen
beschädigtes Abschlussbauwerk	Reparatur	ggf. Prüfung auf Ursachen und Folgeschäden (Vandalismus)
dauerhafte starke Sandführung	im Regelfall Rückbau; bei tiefen Messstellen evtl. Reparatur (z. B. Einschubverrohrung)	Bruch in Filter oder Aufsatzrohr, Bruchstelle ggf. durch Kamera und/oder Geophysik feststellen
geringe Verringerung der Lotungstiefe	mechanische Reinigung (Bürsten, Kolben, Sumpf entleeren); hydraulische Reinigung (Hochdruckreinigung)	Praktisch alle Messstellen weisen nach einiger Standzeit mineralische Ablagerungen und mikrobiologische Rasenbildungen auf.
erhebliche Verringerung der Lotungstiefe	Geophysik und/oder Kamerabefahrung, bei schwerwiegenden Mängeln Rückbau, sonst Reparatur	Brüche von Filtern erfahrungsgemäß häufig an der Oberkante des Filters, bei Lotungstiefe = Filteroberkante daher im Regelfall Rückbau
Rückgang der Ergiebigkeit	Entsandung (Kolben, Abpumpen, Hochdruckreinigung)	ggf. vorher prüfen auf schwerere Mängel (Geophysik, Kamera)
auffällige Ganglinie des Grundwasserstandes (Abweichungen vom allgemeinen Trend, Annäherung an andere Wasserleiter)	hydraulische Prüfung (Auffüllversuch, Pumpversuch), Geophysik	
undichte Aufsatzverrohrung	in Abhängigkeit der geologischen Situation ggf. Überbohren und Ringraum verpressen; evtl. Einschubverrohrung	Ältere Messstellen sind bauartlich meist nicht druckwasserdicht.
fehlende oder unzureichende Tonsperren	in Abhängigkeit der geologischen Situation ggf. Überbohren und Ringraum verpressen	
Fremdkörper im Brunnenrohr	Fangarbeiten	

Tab. 3.2.3.4.2: Maßnahmen zur Pflege, Wartung und Reparatur von Grundwassermessstellen (unter Verwendung von NOLTE & HARTWIG, 1998b)

### 3.2.4 Bohrlochgeophysik (A)

"Siemen: A unit of electrical conductivity like mho. One millisiemen per meter is equal to 1000 ohm/m in terms of resistivity." (KEYS, 1997)

Bohrlochgeophysikalische Messungen haben seit Jahrzehnten einen festen Platz in der Hydrogeologie (z. B. H. SCHNEIDER, 1988; DVGW, 1990) und in jüngerer Zeit auch in der Umweltgeologie (KEYS, 1997; GILLBRICHT, 1998). Die meisten Messverfahren sind vor ihrer Anwendung in diesen Bereichen für die Zwecke der Erdöl- und Erdgaserschließung entwickelt worden. Die Messeinrichtungen sind daher im Regelfall auch unter ungünstigen Bedingungen (hohe Drücke und Temperaturen, aggressive Medien) einsetzbar und eignen sich auch unter den Bedingungen von Altdeponien und anderen Altlasten.

Während die „klassische“ Bohrlochvermessung im „offenen Loch“, d. h. im allgemeinen in einer unverrohrten Spülbohrung, die im Lockergestein durch die geeignete Zusammensetzung der Spülflüssigkeit am Einsturz gehindert wird, stattfindet, sind im Feld der Umweltgeologie im stärkeren Maße auch Vermessungen in ausgebauten Bohrlöchern, meist Grundwassermessstellen, von erheblicher Bedeutung. Die hier verwendeten Verfahren sind im allgemeinen auch im offenen Loch einsetzbar und dort entwickelt worden. Der Einsatz im ausgebauten Loch erfordert jedoch zum Teil besondere Vorkehrungen sowohl bei der Durchführung der Messungen als auch bei ihrer Auswertung.

In jüngster Zeit sind mehrere Lehrbücher zu diesem Thema veröffentlicht worden (KEYS, 1997; ZSCHERPE & STEINBRECHER, 1997). Hier soll daher nur ein kurzer Überblick über die technischen Möglichkeiten der Messverfahren gegeben werden. Der Schwerpunkt liegt bei der Erörterung der heute im Bereich der Hydro- und Umweltgeologie häufig verwendeten Verfahren und ihrer Eignung in der Bearbeitung ingenieurtechnischer Fragestellungen.

In der hydrogeologischen Praxis kommen nur wenige Verfahren regelmäßig zum Einsatz. Hierfür sind verschiedene Ursachen zu benennen:

- Die verantwortlichen Planer sind selten mit dem aktuellen Stand der technischen Möglichkeiten vertraut, da für sie Bohrlochvermessungen nur eine Nebenrolle im Kontext eines Gesamtprojektes spielen. Sie greifen daher oft auf veraltete Fachliteratur oder Unterlagen aus älteren Projekten des eigenen Hauses zurück. Daraus ergibt sich ein insgesamt konservatives Verhalten der Anwender.
- In vielen Fällen besteht der Wunsch nach der Vergleichbarkeit der Messergebnisse mit älteren Untersuchungen. Daher werden alte Messprogramme beibehalten, selbst wenn modernere Verfahren zu wirtschaftlich vertretbaren Konditionen zur Verfügung stehen.
- Viele, gerade modernere, Messverfahren werden nur von einzelnen Anbietern (z. B. DVGW, 2001d) und / oder zu hohen Preisen angeboten. Dadurch wird bei Geldgebern und Planern die Neigung zu konservativen technischen Lösungen verstärkt.

- Im Bereich der Hydro- und Umweltgeologie handelt es sich bei den Vermessungsobjekten meist um „flache“ Löcher mit einer Tiefe von maximal einigen 100 m. Da unter diesen Bedingungen ein erheblicher Anteil der Kosten der Vermessungen aus Fixkosten (Gestellung und Antransport des Geräts) besteht und von Geldgebern üblicherweise der Anteil der Kosten für die Vermessung an den Kosten der Bohrung bewertet wird, bleibt für die eigentlichen Messungen nicht viel Spielraum.
- Im Bereich der Hydro- und Umweltgeologie erfolgt die Auswertung der Messungen meist rein qualitativ. Die Möglichkeiten einer quantitativen Auswertung unter Verwendung gegebenenfalls aufwendigerer Methodenkombinationen oder Methodenoptimierung werden nur in Ausnahmefällen genutzt.

### 3.2.4.1 Elektrische Messverfahren

Der elektrische Widerstand des Gebirges wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst (z. B. BENDER, 1985), insbesondere:

- mineralogische Zusammensetzung,
- Korngröße,
- Porosität,
- Leitfähigkeit der Porenflüssigkeit (Grundwasser).

Innerhalb einer petrografisch relativ homogenen Schichtenfolge können Bereiche erhöhter Leitfähigkeit als Zonen erhöhter Lösungsgehalte (z. B. durch Deponiesickerwässer) identifiziert werden. Bei relativ homogenem (geringem) Lösungsinhalt des Porenwassers dagegen können Bereiche niedriger Widerstände als feinkörnige, tonmineralreiche Sedimente oder sehr poröse Schichten (z. B. Torfe), Bereiche hoher Widerstände als grobkörnige Sedimente interpretiert werden. Der Vergleich der elektrischen Verfahren mindestens mit dem  $\gamma$ -Log und dem Bohrgut ist jedoch in jedem Fall erforderlich.

#### Salinität (SAL, COND)

Das einfachste elektrische Messverfahren ist die Messung der elektrischen Leitfähigkeit der Bohrlochflüssigkeit mit einer 4 - Elektroden - Anordnung, entsprechend marktgängigen Leitfähigkeitsmessgeräten für die Wasseruntersuchung. Die Leitfähigkeit wird dabei auf eine Temperatur von 25° C bezogen. Neben entsprechenden Sonden für geophysikalische Logginganlagen gibt es auch portable Geräte in der Bauart von Kabellichtloten (Abb. 3.2.4.1.1). Diese Messung erlaubt keine Aussage über das Gebirge, sondern nur über die Bohrlochflüssigkeit und damit bei entsprechenden Bedingungen die Porenflüssigkeit des Gebirges. Sowohl im offenen als auch im ausgebauten Loch (Brunnen) lassen sich Zutritte von chemisch auffälligem, z. B. versalztem, Wasser feststellen, insbesondere auch an undichten Verbindungen im Aufsatzbereich von Grundwassermessstellen (Abschn. 3.2.3.4).



Abb. 3.2.4.1.1: Kabellichtlot zur Messung von elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur

Elektrische Leitfähigkeitsmessungen können im Zusammenhang mit Pumpversuchen für die Abschätzung des Profils der hydraulischen Durchlässigkeit und der Variation der elektrischen Leitfähigkeit des Grundwassers über die Tiefe eingesetzt werden (TELLAM, 1992; vgl. GILLBRICHT, 1996a: 21 - 22).

In neuerer Zeit wird das SAL im Verfahren des Fluid - Logging eingesetzt. Dabei wird die Bohrspülung gegen eine wässrige Lösung ausgetauscht, deren Leitfähigkeit sich erheblich vom umgebenden Grundwasser unterscheidet, z. B. deionisiertes Wasser oder konzentrierte Kochsalzlösung. Danach wird unter statischen Bedingungen oder unter Abpumpen der Bohrung mehrfach das Leitfähigkeitsprofil aufgenommen. Mit diesem Verfahren lassen sich Wasserzutritte aus dem Gebirge abgrenzen und daraus Durchlässigkeiten abschätzen (PAILLET & PEDLER, 1996; TSANG et al., 1990; ERTEL & VOUTTA, 1999).

#### Eigenpotenzial (SP)

Die Eigenpotenzialmethode ("spontaneous potential", SP) wird hier nur aus historischen Gründen angeführt. Bis in die 80er Jahre wurde sie bei hydrogeologischen Untersuchungen standardmäßig zusammen mit den elektrischen Widerstandsverfahren (16" - und 64" - Normalen) gemessen. Mit dem weitgehenden Ersatz der klassischen Widerstandssonden durch das FEL ist die SP - Messung aus dem Feld der Hydro- und Umweltgeologie praktisch verschwunden. Im Bereich süßer Grundwässer erbringt dieses Verfahren meist keine oder zweifelhafte Informationen (KEYS, 1997).

## Elektrische Widerstandsverfahren, Elektro - Log (EL)

Die klassischen elektrischen Widerstandsverfahren messen den scheinbaren Widerstand des Gebirges über eine 4 - Elektroden - Anordnung, wie sie auch in der geoelektrischen Sondierung üblich ist. Dabei wird über 2 Stromelektroden ein Strom in das Gebirge eingeleitet und über 2 Messelektroden der Spannungsabfall gemessen. Aus dem (konstanten) Strom, dem gemessenen Spannungsabfall und einem Geometriefaktor in Abhängigkeit von der Elektrodenanordnung wird ein scheinbarer Gebirgs-widerstand [ $\Omega m$ ] berechnet und aufgezeichnet.

Bei allen derartigen Verfahren muss die Bohrlochflüssigkeit (Spülung) im Verhältnis zum Gebirge eine hinreichende elektrische Leitfähigkeit aufweisen, damit der angelegte Strom in das Gebirge eindringt, darf aber andererseits keinen Kurzschluss zwischen den Elektroden bewirken.

Im Laufe der Zeit sind Sonden mit unterschiedlichen Elektrodenanordnungen entwickelt worden. Die größte Verbreitung haben im Bereich der Hydrogeologie die sogenannten 16" - und 64" - Normalen gefunden, die zusammen mit einer SP - Elektrode in einer einzigen Sonde vereinigt sind. Die vertikale Auflösung der Messungen, d. h. die minimale auflösbare Schichtdicke bei hinreichendem Leitfähigkeitskontrast, liegt in der Größenordnung der Elektrodenabstände, d. h. mehrere Dezimeter. Sind im Boden geringmächtigere Schichten gegeben, so kommt es durch die Integrationswirkung der Messanordnung zu einer zum Teil erheblichen Verfälschung der Ergebnisse (KEYS, 1997).

Die wahren Gebirgs-widerstände lassen sich aus den gemessenen scheinbaren Gebirgs-widerständen nur über Modellrechnungen erschließen.

Heute ist diese Sonde weitgehend durch das FEL verdrängt worden.

## Fokussiertes Elektro - Log (FEL)

Das fokussierte Elektro - Log dient der Messung des elektrischen Widerstandes des Gebirges (im offenen Loch) oder des Ausbaumaterials (im Kunststoffausbau) mit hoher vertikaler Auflösung (bis in den cm - Bereich). Im Grundsatz arbeitet es wie das Elektro - Log, durch das Anlegen elektrischer Felder breitet sich der eingespeiste Strom aber nicht allseitig von den Speiseelektroden aus, sondern wird in das Gebirge fokussiert. Dadurch wird das Integrationsvolumen der Messung gegenüber dem EL erheblich verringert. Der gemessene scheinbare Gebirgs-widerstand kommt für homogene Schichten von mehreren Dezimetern Dicke dem wahren Gebirgs-widerstand nahe.

FEL - Sonden werden in sehr unterschiedlicher Bauart hergestellt. Markt-gängig sind Systeme mit einer Baulänge von über 3 m (einschließlich Abschirmelektroden).

Im ausgebauten Loch können insbesondere Undichtigkeiten im Aufsatzrohr (undichte Muffenverbindungen, Beschädigungen) und die genaue Lage der Filterstrecken ermittelt werden. Wegen der meist großen Baulänge der Sonde (über 3 m) ist die Filterunterkante jedoch selbst bei Vorhandensein eines Sumpfrohrs im Regelfall nicht festzustellen. Im oberen Teil des Filters treten regelmäßig gestörte Messergebnisse auf, da sich bei Messungen in diesem Bereich die Abschirmelektrode im (isolierenden) Aufsatzrohr befindet.

Eine Vermessung in metallischem Ausbaumaterial, insbesondere Stahl-Aufsatzrohren, ist nicht möglich.

Sollen bei der Untersuchung des Ausbaus auch Gewindeverbindungen oberhalb des aktuellen freien Wasserspiegels im Brunnen vermessen werden, muss das Aufsatzrohr mit Wasser aufgefüllt werden. Hierzu muss oberhalb des Filters ein Packer gesetzt werden. Zur Auffüllung sollte ausschließlich Wasser verwendet werden, das dem untersuchten Brunnen entstammt. Bei Entnahme und Handhabung dieses Wassers sind auf kontaminierten Standorten Aspekte des Arbeits-, Explosions- und Umgebungs-schutzes zu beachten.

### Induktions - Log (IES)

Das elektromagnetische Induktionslog (kurz EMI - Log oder IL oder IEL, andere Bezeichnungen: elektromagnetisches Log = EM - Log, Inductive Electric Survey = IES) ermöglicht die Messung des elektrischen Widerstandes des Gebirges aus einem mit Kunststoffrohren (PVC) ausgebauten Bohrloch. Dieses Messverfahren ist ursprünglich als Ersatz für die elektrischen Logs in offenen Bohrlöchern mit gering leitender Spülung oder mit starker Spülinvasion in das Gebirge entwickelt worden. Diese Anwendungen sind für die „flachen“ Löcher in der Hydro- und Umweltgeologie von geringer Bedeutung. Das IES wird in der Lagerstätten erkundung seit einiger Zeit erfolgreich eingesetzt (KILLEEN, 1986), ist in der Grundwassererschließung (KEYS, 1990) und Altlastenerkundung dagegen erst in jüngerer Zeit im ausgebauten Loch zum Standardverfahren geworden (BAUMAN et al., 1994).

IES - Sonden werden in sehr unterschiedlicher Bauart hergestellt. Marktgängig sind Systeme mit einer Baulänge von 1 - 2 m. Die Bauform des Induktions - Logs und seine Betriebsbedingungen, insbesondere die Sendefrequenz, sind so gewählt, dass die Messung im typischen Fall das Gebirge ca. 0,3 - 1,0 m außerhalb des Bohrlochs repräsentiert. Das Bohrloch bzw. das Ausbau- und Ringraumfüllmaterial beeinflussen daher die Messungen wenig. Metallische Gegenstände, z. B. Abstandshalter aus Stahl, oder stark magnetische Materialien (z. B. mit Magnetit dotierte Tondichtungen) im Ringraum führen jedoch zu erheblichen Störungen der Messung. Es wird daher von einigen Anbietern auch für den Nachweis derartiger Dichtungsmaterialien verwendet. Die vertikale Auflösung (erfassbare Schichtdicke) liegt in Abhängigkeit von der Bauart der Sonde und vom Bodenmaterial (Leitfähigkeitskontraste) bei einigen Dezimetern. Die gemessene scheinbare Gebirgsleitfähigkeit nähert sich erst bei Schichtdicken von einigen Metern der wahren Leitfähigkeit an (TAYLOR et al., 1989). Sie entspricht somit den klassischen elektrischen Verfahren im offenen Bohrloch (Normalen) und erreicht bei weitem nicht die vertikale Auflösung einer FEL - Messung im offenen Bohrloch. Die Messungen sind primär im wassergesättigten Bereich sinnvoll. Die Interpretierbarkeit in trockenen oder teilgesättigten Bereichen ist von anderen Untersuchungsergebnissen abhängig.

Das IES - Log ermittelt die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (Einheit: mmho bzw. S/m) des Gebirges. Zur leichteren Vergleichbarkeit mit konventionellen EL, die den scheinbaren elektrischen Widerstand (Einheit:  $\Omega\text{m}$ ) bestimmen, werden die Messwerte mit invertierter Achse (Zunahme der Werte nach links) aufgetragen.

In den USA sind portable IES - Log - Einrichtungen für den Altlastenbereich, insbesondere Erkundung im Umfeld von Alttablagerungen, Stand der Technik (z. B. TAYLOR et

al., 1989). In Deutschland wird das Verfahren bislang nur in Verbindung mit konventionellen Logginganlagen angeboten.

Darüber hinaus ist das IES auch als Messeinrichtung für 1 - Loch - Tracerversuche mit konzentrierten Salzlösungen verwendet worden, um das Durchlässigkeitsprofil eines Grundwasserleiters zu bestimmen (TAYLOR & MOLZ, 1990).

### **3.2.4.2 Passive kernphysikalische Verfahren**

#### $\gamma$ -Log (GR)

Die natürliche  $\gamma$ -Aktivität des Gebirges beruht überwiegend auf  $^{40}\text{K}$ , das in Glimmer, Tonmineralen und Feldspäten enthalten ist, sowie den Isotopen der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen (OELSNER, 1997). In vielen Fällen ist die  $\gamma$ -Aktivität ein Maß für den Tongehalt des Gebirges (KEYS, 1997). Es ist jedoch immer ein Abgleich mit dem Probenmaterial erforderlich, da in tertiären Sanden und daraus abgeleiteten Sedimenten des Quartärs zum Teil erhebliche Glimmergehalte vorliegen und in manchen „unreifen“ Sedimenten des Quartärs nicht verwitterte Feldspäte (Kies- oder Gerölllagen mit Gneisen und Graniten, Sande mit Feldspäten aus physikalisch verwitterten Graniten und Gneisen) enthalten sind. Kaolinitische Tone weisen eine vergleichsweise geringe Eigenstrahlung auf.

Die Messung der natürlichen  $\gamma$ -Aktivität des Gebirges wurde schon 1939 neben den elektrischen Widerstandsverfahren in die Bohrlochvermessung eingeführt (MEINHOLD, 1989) und ist damit eines der ältesten Verfahren.

Grundsätzlich sollten alle Messungen mit radioaktiven Verfahren zur Erkundung des Gebirges vor dem Ausbau des Bohrlochs, d. h. im offenen Loch, ausgeführt werden. Aber auch innerhalb einer Schutzverrohrung aus Stahl, z. B. bei Aufschlussbohrungen im Trockenbohr- oder Hohlbohrschneckenverfahren, lassen sich aussagekräftige  $\gamma$ -Logs aufzeichnen. Zur Verbesserung der Messergebnisse kann in diesen Fällen die Verwendung eines Dezentralizers (einseitiger Kaliberarm bzw. Abstandshalter, der die Sonde an die Verrohrung anlegt) dienen. Für quantitative Auswertungen bzw. den Vergleich mit Messungen aus unverrohrten Bohrlöchern ist die Strahlungsdämpfung der Verrohrung empirisch zu bestimmen.

Die Messung der natürlichen  $\gamma$ -Strahlung im ausgebauten Loch dient zur Überprüfung des Schichtenverzeichnisses und der Lage von Tonsperren. Das  $\gamma$ -Log reagiert stark auf das Ringraumfüllmaterial, so dass bei Einbau strahlungsaktiver Tonsperren über das dahinter liegende Gebirge keine Aussagen möglich sind. Es kann daher auch zum Nachweis von Tondichtungen in Brunnen und Grundwassermessstellen verwandt werden. In diesen Fällen ist es günstig, wenn eine Vermessung des offenen Lochs zum Vergleich vorliegt. In den meisten Fällen ist eine Kombination mit anderen Verfahren ( $\gamma$ - $\gamma$ -Log, N - N - Log) sinnvoll.

#### Spektral - Gamma

Während das GR die Gesamtaktivität bestimmt, wird mit Hilfe des Spektral - Gamma - Logs eine Aufteilung der Aktivität auf die drei Hauptquellen  $^{40}\text{K}$ , Uran-Reihe und Thorium-Reihe vorgenommen. Mit diesem Verfahren lassen sich weitergehende geo-

logische, insbesondere stratigrafische, Aussagen gewinnen. Das Verfahren wird aus Kostengründen bislang nicht standardmäßig eingesetzt.

Im ausgebauten Loch kann das Spektral - Gamma beim Nachweis von Dichtungsmaterialien ergänzend eingesetzt werden, insbesondere wenn diese mit Monazit - Sand (Thorium - haltig) oder Zirkon-Sand (Uran - haltig) dotiert sind. Während das GR bei starker Hintergrundstrahlung des Gebirges, z. B. Tone oder granitische Gerölle, auch stark strahlende Tonsperren nicht zuverlässig nachweist, sind diese gegebenenfalls durch ihr spezifisches  $\gamma$  - Spektrum zu identifizieren. Spektral-Gamma-Sonden sind ab einem befahrbaren Bohrungsdurchmesser von 100 mm einsetzbar.

### 3.2.4.3 Aktive kernphysikalische Verfahren

#### $\gamma$ - $\gamma$ - Log (Dichte - Log), Ringraumkontroll-Log (RRK)

Das  $\gamma$  -  $\gamma$  - oder Dichte - Log bestimmt die Gesteinsdichte des anstehenden Gebirges. Gemessen wird die Dämpfung einer künstlichen  $\gamma$  - Strahlenquelle (Cäsium-Präparat). Hierbei handelt es sich um einen radioaktiven Strahler, der strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen unterliegt und in einer Abschirmung aus Blei transportiert werden muss (Abb. 3.2.4.3.1).



Abb. 3.2.4.3.1: Gamma-Gamma- (Dichte-) Sonde. Beachte die Abschirmung zum Schutz vor radioaktiver Strahlung.

Die Geometrie der Sonde (relative Lage von Strahlenquelle und Detektor) ist meist so gewählt, dass durch zwei Detektoren im unterschiedlichen Abstand ("spacing") vornehmlich das nähere und weitere Umfeld des Bohrlochs erfasst werden. Dadurch kann qualitativ und gegebenenfalls durch Modellrechnungen auch quantitativ der Einfluss des Bohrlochs bei der Interpretation des Gebirges oder der Einfluss des Gebirges auf die Interpretation der Ringraumfüllung eines ausgebauten Lochs abgeschätzt werden. Die Sonde wird in vielen Fällen durch einen einseitigen Kaliberarm bzw. Abstandshalter an die Bohrlochwand angedrückt.

Im offenen Loch dient das  $\gamma$ - $\gamma$ -Log insbesondere zum Nachweis von Torfen und Braunkohlen, die bei den klassischen Methodenkombinationen von elektrischen Verfahren und  $\gamma$ -Log oft nicht eindeutig erkennbar sind, sowie zur Unterscheidung von Schluffen und Geschiebemergeln. Unter Verwendung einer plausiblen Annahme für die Korndichte kann im wassergesättigten Bereich die Gesamtporosität abgeschätzt werden.

Im ausgebauten Loch dient das  $\gamma$ - $\gamma$ -Log (auch unter den Bezeichnungen Ringraumkontroll-Log oder Ringraumdicke-Log) der Ermittlung der Schüttdichte des Ringraumfüllmaterials und damit insbesondere der Bestimmung der Lage von Tondichtungen oder Zementationen. Brücken- und Hohlraumbildungen treten als auffällige Anomalien hervor (YEARSLEY et al., 1991).

#### Neutron-Neutron-Log (N - N - Log, Porositätslog)

Das Neutron-Neutron-Log (N - N - Log) dient der Ermittlung des Wassergehaltes bzw. der Porosität in wassergesättigten Böden. Gemessen werden die gebremsten (thermischen) Neutronen nach Anregung mit einer künstlichen Neutronen-Strahlenquelle (Americium-Beryllium-Präparat oder Californium-Präparat). Hierbei handelt es sich um einen „harten“ Strahler, der strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen unterliegt und in einer Abschirmung aus Paraffin transportiert werden muss. In neuerer Zeit sind elektronische Neutronenquellen verfügbar, die keine ständige Gefährdung darstellen (sogenanntes Impuls - N - N - Log, CLAUSS & SCHÄFER, 1995). Diese sind zur Zeit noch nicht allgemein verfügbar, werden sich aber schon auf Grund der Sicherheitsaspekte voraussichtlich in den nächsten Jahren durchsetzen.

Die Geometrie der Sonde (relative Lage von Strahlenquelle und Detektor) ist meist so gewählt, dass durch zwei Detektoren im unterschiedlichen Abstand ("spacing") vornehmlich das nähere und weitere Umfeld des Bohrlochs erfasst werden. Dadurch kann qualitativ und gegebenenfalls durch Modellrechnungen auch quantitativ der Einfluss des Bohrlochs bei der Interpretation des Gebirges oder der Einfluss des Gebirges auf die Interpretation der Ringraumfüllung eines ausgebauten Lochs abgeschätzt werden. Die Sonde wird in vielen Fällen durch einen einseitigen Kaliberarm bzw. Abstandshalter an die Bohrlochwand angedrückt.

Im offenen Loch dient das N - N - Log zur Abschätzung der Porosität und Wassersättigung des Gebirges. Da das N - N - Log allgemein auf Wasserstoff-Atome reagiert, zeigen Feststoffe mit hohem Wasserstoffanteil (Tonminerale, Kohlen) eine hohe scheinbare Porosität an, die durch empirische Korrekturen berichtigt werden muss. Die Aussagekraft von Ergebnissen des N - N - Logs lässt sich durch Kombination mit dem  $\gamma$ - $\gamma$ -Log deutlich verbessern (JORGENSEN, 1989).

In ausgebauten Bohrungen dient das N - N - Log insbesondere der Bestimmung der Lage von Tondichtungen oder Zementationen.

### 3.2.4.4 Sonstige Verfahren

#### Kaliber-Log (CAL)

Das Kaliber-Log dient der Ermittlung des mittleren Durchmessers des Bohrlochs bzw. der Rohrtour. Gemessen wird die mechanische Abspresung von ein bis vier Kaliberarmen (Abb. 3.2.4.4.1).

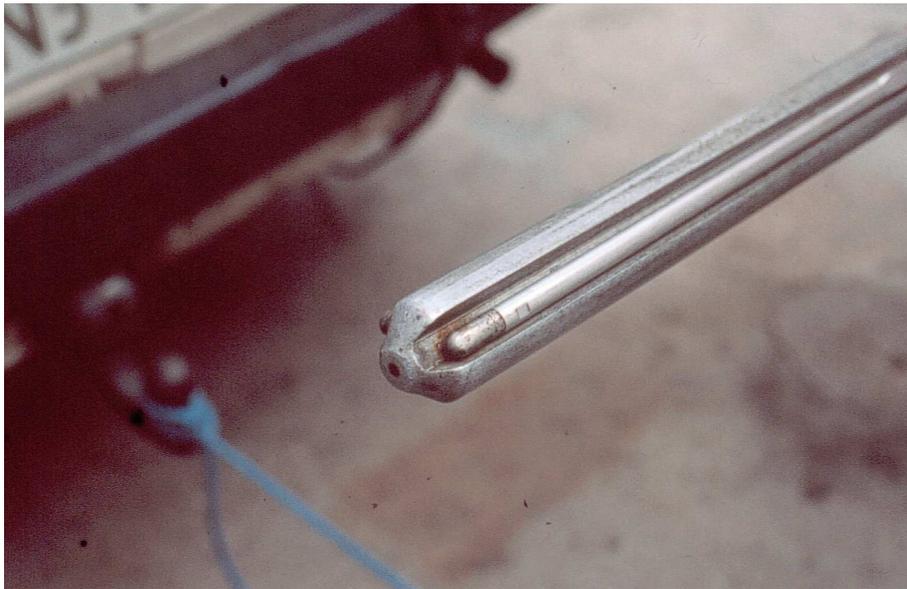


Abb. 3.2.4.4.1: 3-Arm-Kaliber-Sonde

Im offenen Loch gibt das CAL in Verbindung mit anderen Verfahren wichtige Informationen über den petrografischen Aufbau des Gebirges sowie Hinweise für den Ausbau. Quantitative Auswertungen der übrigen Messverfahren sind nur möglich, wenn auf der Grundlage von CAL-Messungen eine Korrektur auf Bohrlocheffekte durchgeführt wird.

Im ausgebauten Loch ist das CAL nur in Ausnahmefällen notwendig, insbesondere wenn massive Beschädigungen bzw. Verformungen der Rohrtour erwartet werden.

#### Temperatur (TEMP)

Die Messung der Temperatur erfolgt regelmäßig zusammen mit der Salinität (SAL) (MICHALSKI, 1989). Entsprechend stehen außer Sonden für Logginganlagen auch portable Geräte zur Verfügung (Abb. 3.2.4.1.1).

Im offenen Loch gibt das Temperatur-Log Hinweise auf den Zutritt von Wasser aus dem Gebirge. Hierfür ist es Voraussetzung, dass vor der Messung die Spülung einige Zeit in Ruhe geblieben ist. Thermische Effekte des umgebenden Gebirges, z. B. Deponien oder Bergehalden, sind ebenfalls nachzuweisen.

Für das ausgebaute Loch gilt derselbe Einsatzbereich wie für das offene Loch. Insbesondere können in Verbindung mit dem SAL Fremdwasserzutritte durch Undichtigkeiten im Aufsatzbereich nachgewiesen werden.

### Flowmeter

Die Messung der Strömung im Bohrloch kann unter „Ruhe“bedingungen oder mit Betrieb einer Pumpe erfolgen. Damit lassen sich Bereiche des Wasserzutritts und gegebenenfalls -austritts feststellen. Im Lockergestein können Flowmetermessungen naturgemäß nur im ausgebauten Loch (Brunnen bzw. Grundwassermessstelle) ausgeführt werden.

Die marktgängigen Flowmeter-Sonden arbeiten mechanisch nach dem Prinzip des Flügelrades (Abb. 3.2.4.4.2). Die damit erreichbaren Messgenauigkeiten liegen üblicherweise im Bereich von einigen cm/s. Besonders empfindliche Geräte können einige mm/s anzeigen und sind damit in der Lage, unter bestimmten Bedingungen auch Ruheströmungen nachzuweisen (HUFSCHMIED, 1983). In der Praxis sind die angebotenen Flowmeter nur für Bedingungen mit Pumpenbetrieb ausgelegt.

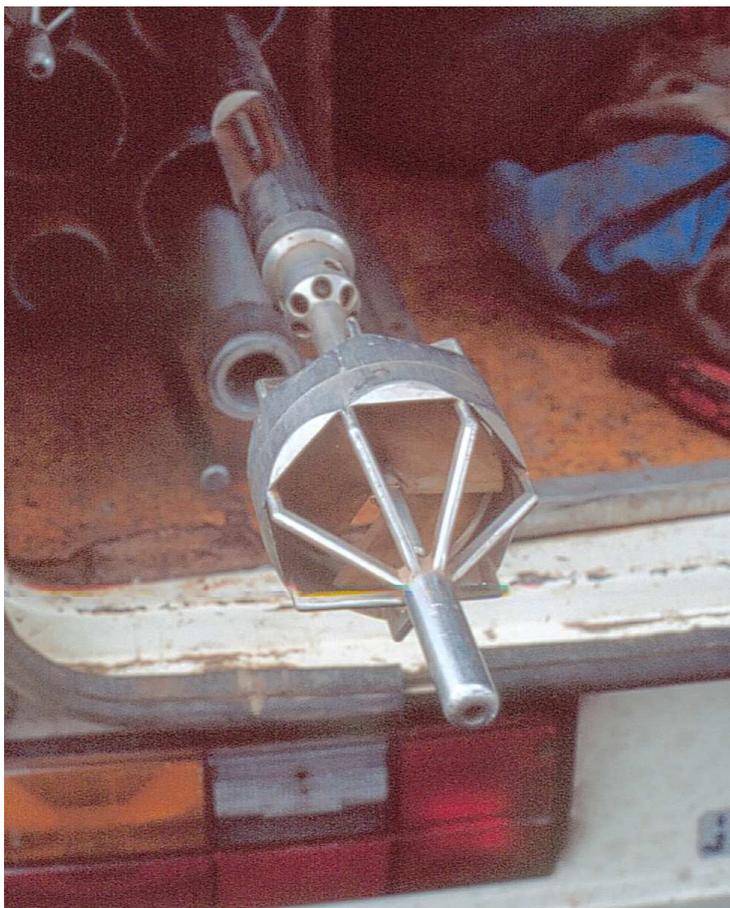


Abb. 3.2.4.4.2: Flowmeter-Sonde

Flowmeter-Logs werden üblicherweise im Rahmen des Abnahmepumpversuchs bei Wasserwerksbrunnen gefahren und erlauben in Verbindung mit der hydraulischen

Auswertung des Pumpversuchs (RADMANN & GILLBRICHT, 1997) Aussagen über die bauliche und hydraulische Beschaffenheit des Brunnens. Treten zu einem späteren Zeitpunkt hydraulische Probleme, insbesondere zunehmende Wasserspiegelabsenkungen, am Brunnen auf, werden Wiederholungsmessungen des Flowmeter-Logs für die Feststellung veränderter Filterabschnitte herangezogen. An diesen Filterabschnitten setzen dann gezielt Maßnahmen zur Brunnenregenerierung an (SMITH, 1995). Daneben lassen sich Aussagen über die Durchlässigkeitsverteilung (Schichtung) des Grundwasserleiters gewinnen (MOLZ et al., 1989).

In neuerer Zeit sind hoch empfindliche Flowmeter-Sonden mit nicht mechanischen Messprinzipien kommerziell verfügbar geworden. Diese können auch im Bereich unterhalb 1 mm/s messen und ermöglichen es damit, auch unter den Bedingungen des norddeutschen Flachlandes auftretende Ruheströmungen in Brunnen nachzuweisen. Diese können insbesondere wegen des Transports von Schadstoffen über Brunnen mit langen Filterstrecken (über 5 m) in bislang nicht verunreinigte Schichten von Bedeutung sein. Gegenwärtig sind für die Messung von Ruheströmungen in Europa Messsysteme nach dem Heat - Pulse - Prinzip (Messung der Ausbreitungsgeschwindigkeit eines Wärmeimpulses) in Verbindung mit gängigen Vermessungsgeräten im Einsatz (NILSSON et al., 1995a). Modernere Geräte, die nach dem Prinzip des induktiven Durchflussmessers arbeiten (YOUNG & PEARSON, 1995; MOLZ et al., 1994), sind dagegen bisher nur in Nordamerika eingesetzt worden. Sie arbeiten als Einzelgerät unabhängig von normalen Bohrlochvermessungsapparaturen. Für andere Messprinzipien (Laser-Doppler, Ultraschall-Doppler) liegen bisher nur Prototypen vor.

#### Magnetik - Log (MAL)

Das Magnetik - Log misst die magnetische Suszeptibilität bzw. die relative Änderung der Suszeptibilität des Gebirges. Diese wird wesentlich von ferromagnetischen Schwermineralen, insbesondere Magnetit, geprägt. In quartären Sedimenten sind mit dem MAL im Regelfall keine sinnvollen geologischen Aussagen zu treffen (BAUMAN et al., 1994).

Im ausgebauten Loch wird das MAL zum Nachweis von Tonsperren einiger Fabrikate verwendet (ZSCHERPE & STEINBRECHER, 1997).

#### Vertikalität

Die Messung der Abweichung der Bohrlochachse bzw. der Achse von Brunnen oder Grundwassermessstellen von der Vertikalen spielt in der Hydro- und Umweltgeologie eine untergeordnete Rolle, da die Abweichungen der „flachen“ Bohrungen in der Regel gering sind. Sie wird meistens in ausgebauten Bohrungen (Brunnen) angewandt, wenn erhebliche bauliche Mängel vermutet werden oder nachgewiesen sind. Insbesondere erfolgen Vertikalitätsmessungen in der Vorbereitung von Überbohrungen schadhafter Brunnen.

Die marktgängigen Sonden zur Bestimmung der Abweichung der Bohrlochachse von der Vertikalen verwenden zur Messung der Himmelsrichtung der Abweichung einen integrierten Magnetkompass. Diese Messungen sind daher nicht in Stahlausbauten möglich.

### Fernseh-Befahrung (TV - Log)

Das TV - Log gehört nicht zu den geophysikalischen Verfahren. Es wird daher im Regelfall auch von anderen, hierauf spezialisierten, Unternehmen angeboten. Bei manchen Aufgabenstellungen, insbesondere bei der baulichen Überprüfung und / oder Sanierung von Brunnen oder Grundwassermessstellen, werden geophysikalische Verfahren häufig mit TV - Logs kombiniert. In diesen Fällen werden sie oft im Rahmen eines gemeinsamen Ausschreibungsverfahrens vergeben. Einige geophysikalische Vermessungsunternehmen verfügen heute über Messfahrzeuge, die sowohl geophysikalische Vermessungen als auch TV – Logs durchführen können. Das Verfahren wird aus diesem Grunde hier mit behandelt.

Die Befahrung von Bohrlöchern und Brunnen mit einer Fernsehkamera ist seit den 50er Jahren im Brunnenbau eingeführt (BÖHM, 1957), hat sich aber erst in den 70er Jahren durch Verbilligung der entsprechenden Geräte weiter verbreitet. Farbfernsehsysteme, die auch in 2“ - Rohren (50 mm Innendurchmesser) eingesetzt werden können, sind erst in den 90er Jahren Stand der Technik geworden (Abb. 3.2.4.4.3).



Abb. 3.2.4.4.3: Videokamera für die optische Kontrolle von Bohrlöchern und Grundwassermessstellen ab Ausbaudurchmesser DN 50

Fernsehbefahrungen im offenen Bohrloch sind nur im Festgestein üblich, da hier das Loch ohne stützende (trübe) Bohrspülung standfest ist. Sie dienen insbesondere zur Feststellung bevorzugter Wegsamkeiten, z. B. Klüften oder Karsthohlräumen.

In ausgebauten Bohrungen, d. h. Grundwassermessstellen oder Brunnen, dient das TV - Log zur Überprüfung des baulichen Zustands (WILLY et al., 2004). Insbesondere zeigt es:

- Beschädigungen an der Rohrtour (Risse, Brüche, Löcher im Aufsatzrohr, eingedrückte Filterstege);
- Korrosionserscheinungen (Stahlausbau);
- Fremdkörper im Brunnen (abgerissene Pumpen und Steigeleitungen);
- Undichtigkeiten an Muffenverbindungen (Verfärbungen, Fällungen durch Fremdwasserzutritt);
- mikrobiologische Rasen und Fällungen im Filterbereich.

Da auch in ausgebauten Bohrungen vielfach Trübstoffe im Wasser schweben, insbesondere im Brunnen gefällte Eisenverbindungen und mikrobiologische Schleime, ist es oft notwendig oder zur Erzielung guter optischer Bedingungen sinnvoll, den Brunnen vor oder während der Kamerabefahrung klar zu pumpen. Ein Klarpumpen während der Befahrung hat den Vorzug, dass Beschädigungen an der Rohrtour durch den Eintrag von mitgerissenen Partikeln oft einfacher zu erkennen sind.

Fernsehbefahrungen werden heute allgemein in dreifacher Weise dokumentiert:

- als schriftliches Protokoll der wesentlichen Sachverhalte;
- als Original-Videoband im VHS-Format oder in digitalen Formaten;
- als Fotoabzüge (vom Bildschirm vor Ort oder sekundär aus der Aufzeichnung) wesentlicher Sachverhalte.

### 3.2.4.5 Planung von Bohrlochmessungen

Im Bereich ingenieurtechnischer Fragestellungen der Hydro- und Umweltgeologie werden geophysikalische Bohrlochvermessungen üblicherweise nach Standardprogrammen abgewickelt. Diese gängige Praxis steht im Widerspruch zu den Anforderungen an alle Erkundungsmaßnahmen, dass diese dem jeweiligen Erkundungsziel sowie den geologischen und technischen Randbedingungen unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Gesichtspunkte angepasst werden sollen (KEYS, 1997). Bohrlochvermessungen werden planungsseitig häufig als „Anhängsel“ der Bohrungen gehandhabt. Von ihnen werden keine wesentlichen zusätzlichen, insbesondere auch keine detaillierten Ergebnisse erwartet. In Anbetracht der hohen Fixkosten beim Einsatz geophysikalischer Messfahrzeuge ist diese Herangehensweise problematisch. Für jede Einzelmaßnahme sollte ein individuell geplantes Messprogramm erstellt werden. Hierzu ist in mehreren Arbeitsschritten vorzugehen.

#### 1. Definition der Aufgabenstellung der Vermessung

Im ersten Arbeitsschritt ist zu klären, welches die primären Ziele der Vermessung innerhalb des Projektes sind. Danach lassen sich oft bestimmte Verfahrenskombinationen als bewährter Standard bzw. Minimalprogramm festlegen. Beispiele für solche Minimalprogramme für den Bereich der norddeutschen Lockergesteine sind:

Aufnahme eines Schichtenprofils in Kombination mit dem Bohrgut aus Spülbohrungen:

Kaliber - Log  
 $\gamma$  - Log  
FEL

Überprüfung des baulichen Zustands einer Grundwassermessstelle (PVC) einschließlich ihres Ringraums:

SAL/TEMP

$\gamma$  - Log

$\gamma$  -  $\gamma$  - Log

FEL

weitere Sonden in Abhängigkeit von Besonderheiten des Ausbaus

## 2. Feststellung von zusätzlich erwünschten Informationen

In vielen Fällen ist es möglich, neben den Hauptuntersuchungsgegenständen im Rahmen der geophysikalischen Vermessung durch weitere Messungen wirtschaftlich zusätzliche Informationen zu gewinnen oder die anderweitig angefallenen Ergebnisse abzusichern oder zu konkretisieren. Typische Beispiele hierfür sind

bei der Aufnahme eines Schichtenprofils aus Spülbohrungen:

$\gamma$  -  $\gamma$  - Log und / oder N - N - Log zur Abschätzung der Porosität

Spektral -  $\gamma$  - Log als Ergänzung zum  $\gamma$  - Log

bei Messungen im ausgebauten Loch (Grundwassermessstelle):

Induktions - Log zur Überprüfung des Schichtenverzeichnisses und zur Schätzung der elektrischen Leitfähigkeit der Porenflüssigkeit (Grundwasser)

N - N - Log als Ergänzung zum  $\gamma$  -  $\gamma$  - Log

TV-Log, insbesondere zur Aufklärung der Ursachen von Mängeln (z. B. Beschädigungen, Fremdkörper)

## 3. Abgleich mit Vermessungen an benachbarten Bohrungen

In den meisten Fällen werden geophysikalische Bohrlochvermessungen als isolierte Ergebnisse betrachtet. Es ist jedoch nicht selten, dass im Nachhinein Vermessungsergebnisse mehr oder weniger eng benachbarter Bohrungen zusammen ausgewertet werden. Dies erfolgt möglicherweise nicht durch den Bauherrn der aktuellen Maßnahme, sondern durch das zuständige geologische Landesamt oder andere wissenschaftliche Einrichtungen. Es ist daher grundsätzlich sinnvoll, im Rahmen des eigenen Untersuchungskonzeptes einen Abgleich mit schon vorhandenen geophysikalischen Informationen vorzunehmen. Dies kann einerseits bei der Konkretisierung der eigenen Maßnahme helfen, andererseits kann durch Einsatz gleicher oder gut vergleichbarer Messverfahren die spätere synoptische Auswertung unterstützt werden. Dieser Grundsatz sollte jedoch nicht als Vorwand für eine allzu konservative Methodenwahl dienen.

## 4. Auswertende Stelle

Grundsätzlich sollte bei allen Erkundungsmaßnahmen die Auswertung von Untersuchungsergebnissen in derselben Hand liegen wie deren Planung. Dies lässt sich jedoch nicht in jedem Einzelfall realisieren. Bei komplexeren Messprogrammen wird für die Auswertung, insbesondere bei der Durchführung von Modellrechnungen, die Hinzuziehung eines in der Bearbeitung von Bohrlochvermessungen spezialisierten Geophysikers unerlässlich sein. In diesen Fällen sollte schon in der Planungsphase eine Entscheidung über später (eventuell) einzuschaltende Spezialisten getroffen werden, damit diese in die Planung einbezogen werden können. In diesem Zusammenhang sind auch Art und Umfang der Daten sowie Datenformate für die Übergabe der Messwerte an den Auswerter festzulegen.

### 3.3 Geophysikalische Methoden (B)

„Wenn Mysterien und Fantasie mich interessierten, wäre ich Physiker geworden.“ (FRY, 2004)

„Beide Verfahren ergänzen sich vorzüglich. Es ist kein Wunder, daß Geophysiker, die mit dem Georadar arbeiten, häufig auch erfahrene Rutengänger sind.“ (KOTTMANN, 1995)

Neben den direkten Untersuchungsverfahren durch Aufschlussbohrungen mit Probenentnahmen bieten die indirekten („zerstörungsfreien“) Verfahren der Geophysik Möglichkeiten der geologischen Strukturaufklärung. Grundsätzlich haben viele geophysikalische Verfahren den Vorteil, eine kostengünstige hoch auflösende, quasi kontinuierliche, Abbildung des Untergrundes zu ermöglichen. Sie müssen hierzu jedoch immer an Aufschlüssen (Bohrungen) bzw. standortspezifischen Erfahrungswerten abgeglichen werden. Messungen mit hoher Auflösung erfordern die Zugänglichkeit des Geländes und geringe anthropogen bedingte Störungen (Signalrauschen), außer in jenen Fällen, in denen eben diese Störungen, z. B. als Altablagerungen oder unterirdische Bauwerksteile, Gegenstand der Untersuchung sind. Beide Bedingungen sind in Siedlungsgebieten selten gegeben. Für die Erkundung oberflächennaher Strukturen, die für umweltgeologische Fragestellungen typisch ist, ergeben sich damit erhebliche Einschränkungen. Geophysikalische Methoden werden daher in der hydrogeologischen Praxis nur in bestimmten Einzelfällen eingesetzt.

Der Einsatz geophysikalischer Verfahren wird durch die traditionell in Deutschland bestehende Trennung von Geologie und Geophysik in der Ausbildung behindert. Einerseits haben praktizierende Hydrogeologen in der Regel nur rudimentäre Kenntnisse der Geophysik, andererseits neigt die Geophysik zu praxisfernen Theoriebildungen bzw. mangelhafter Vermittlung. Für die Einführung in relevante Methoden wird auf KNÖDEL et al. (1997) und REYNOLDS (1997) verwiesen.

Für hydrogeologische Anwendungen wurde in den letzten Jahren die klassische **Gleichstromgeoelektrik** (z. B. BENDER, 1985) zu tomographischen Verfahren weiterentwickelt. In ihrer einfachsten Form können mit Hilfe einer multiplen Elektrodenanordnung nach Wenner geoelektrische Profile (Pseudosektionen) erstellt werden (BARKER, 1992; Abb. 3.3.1, 3.3.2). Es sind auch andere Messanordnungen (z. B. Schlumberger, Dipol-Dipol) verfügbar. Für wissenschaftliche Zwecke wurde das Verfahren auf dreidimensionale Untersuchungen erweitert (z. B. FECHNER et al., 1996).

Die Elektroden werden üblicherweise in Abständen von 0,5 bis 5 m gesetzt. Es ergeben sich damit entsprechend hohe Auflösungen und Eindringtiefen von einigen Metern bis wenigen Zehnermetern. Für die meisten Aufgabenstellungen werden die Rohdaten (scheinbare elektrische Widerstände) im Hinblick auf geologische Strukturen gesichtet (Abb. 3.3.3). Es sind aber auch weitergehende Auswertungen durch Modellrechnungen mit Parameteranpassung (Inversion) möglich (LOKE & BARKER, 1996).

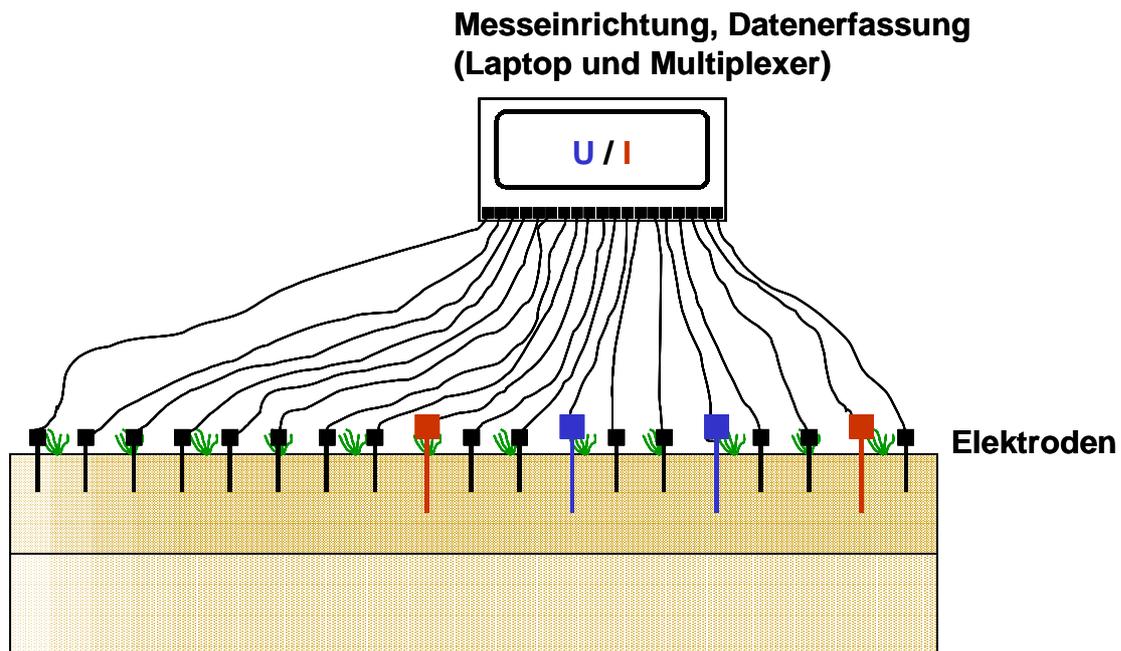


Abb. 3.3.1: Schematische Darstellung zur Aufnahme geoelektrischer Pseudosektionen. Messanordnung nach Wenner, aktuelle Strom- und Messelektroden hervorgehoben



Abb. 3.3.2: Messgerät zur Aufnahme geoelektrischer Pseudosektionen

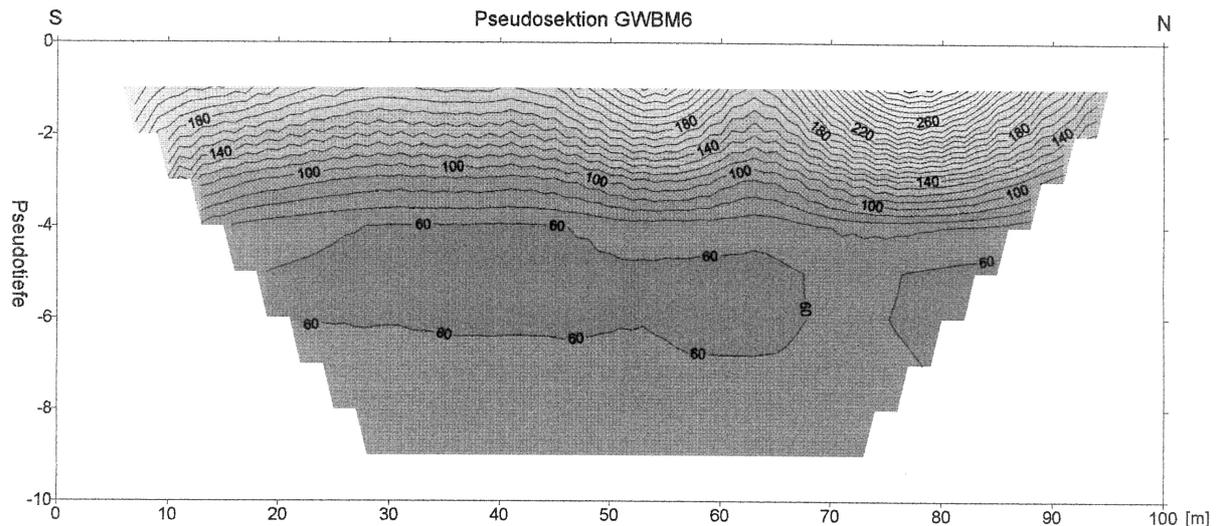


Abb. 3.3.3: Pseudosektion bei der Erkundung eines oberflächennahen Grundwasserleiters im Bereich einer Altablagerung. Helle Bereiche = hoher elektrischer Widerstand (Sande, Auffüllung); dunkle Bereiche = niedriger elektrischer Widerstand (Geschiebemergel)

Ein weiteres Verfahren zur Erkundung oberflächennaher Strukturen ist die **elektromagnetische Induktion**. Bei diesem Verfahren werden die elektrische Leitfähigkeit sowie weitere elektrische Parameter des Bodens durch hochfrequente elektromagnetische Felder gemessen. Die Messeinrichtungen bestehen jeweils aus einer Sende- und einer Empfängerspule. Größe und Abstand der Spulen sowie die Sendefrequenz bestimmen über die Eindringtiefe. Für sehr oberflächennahe Erkundungen, z. B. die Suche nach archäologischen Objekten (Bauwerksfundamenten), können einfache Rahmengeräte mit konstanter Sendefrequenz verwendet werden (Abb. 3.3.4). Für größere Eindringtiefen werden die Spulen getrennt. Für regionale hydrogeologische Untersuchungen werden Großsysteme mit wechselnder Sendefrequenz vom Flugzeug bzw. Helikopter aus eingesetzt (z. B. SENGPIEL & FLUCHE, 1992).



Abb. 3.3.4: Vermessungen nach dem Verfahren der elektromagnetischen Induktion

Seit ca. 15 Jahren wird als Sonderverfahren das hochfrequente **Bodenradar** eingesetzt. Dieses hat eine extrem hohe Auflösung bei Eindringtiefen von wenigen Metern bis einigen Zehnermetern. Es ist besonders zur detaillierten Erfassung von Sedimentstrukturen (ASPRION & AIGNER, 1997) und anthropogenen Objekten, z. B. Leitungen, geeignet (z. B. BERES & HAENI, 1991). In sandigen Böden kann auch der Grundwasserspiegel erkannt werden (JOHNSON, 1992), so dass mit Hilfe des Bodenradars differenzierte hydraulische Untersuchungen, z. B. zum Wasserspiegelverlauf im Bereich von Wasserfassungen (Dränagen, Brunnen) möglich sind (ENDRES et al., 2000). Auch nicht wässrige Phasen können unter günstigen Umständen kartiert werden (BREWSTER & ANNAN, 1994).



Abb. 3.3.5: Messungen mit dem Bodenradar

Im Bereich der Lockergesteine wird die **Geomagnetik** hauptsächlich zur Erfassung von oberflächennahen anthropogenen Störkörpern (z. B. Altablagerungen, Leitungen) eingesetzt (KIRSCH, 1999b). Vielfach werden die Messungen mittels eines Gradientometers in jeweils zwei Höhen über Geländeoberkante, meist 1 und 2 m, durchgeführt (Abb. 3.3.6). Abweichungen der Messwerte vom mittleren Erdmagnetfeld (Anomalien der Totalintensität) deuten auf Störkörper hin. Der Gradient (Differenz der beiden Einzelmessungen) gibt Hinweise auf Tiefenlage und damit mittelbar die Größe des Störkörpers. Magnetische Vermessungen können für großflächige Untersuchungen auch aus der Luft durchgeführt werden.



Abb. 3.3.6: Geomagnetische Vermessungen mittels Gradiometer (Magnetometer mit zwei Sonden in unterschiedlichem Abstand zur Geländeoberkante)

**Seismische Verfahren** sind in Abhängigkeit vom Messverfahren (Refraktions- und Reflexionsseismik) und der Art und Stärke der Anregung (Hammerschlag, Vibrator, Sprengung) für Erkundungstiefen von wenigen Metern bis Kilometern geeignet. Sowohl apparativ als auch von der Auswertung und Dateninterpretation her stellen die seismischen Verfahren besonders hohe Anforderungen an ausführende Unternehmen und Projektbearbeiter. Dies schlägt sich auch in den Kosten nieder. Sie kommen daher in der hydrogeologischen Praxis im Vergleich zu den oben aufgeführten Verfahren relativ selten zum Einsatz. Sie dienen eher zur geologischen Strukturerkundung (z. B. WIEDERHOLD, 1999). Das neuerdings am Markt verstärkt in Erscheinung getretene Verfahren der Elektrokinetik (EKS), bei dem durch seismische Signale ausgelöste sekundäre elektromagnetische Felder ausgewertet werden (REYNOLDS, 1997), ist in seinem praktischen Nutzen unter den Fachleuten umstritten.

Weitere geophysikalische Verfahren finden gegenwärtig keine größere Anwendung in der hydrogeologischen Praxis.

## 4. Bestimmung hydraulischer Parameter

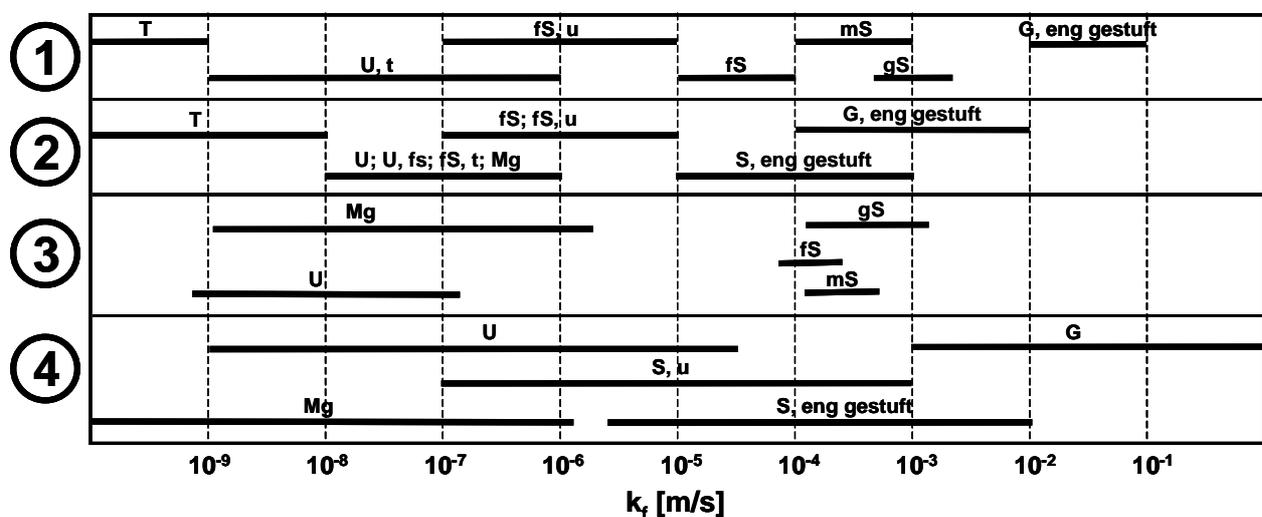
### 4.1 Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes

"Permeability of the soil is a major factor in dewatering problems. We can define it as the ease with which water moves through soil, or, more precisely, by D'Arcy's law." (POWERS, 1992)

"In der Hydrogeologie sind Daten zur Transmissivität selten." (AZOUZI, 2002)

#### 4.1.1 Erfahrungswerte (A)

Für die Durchlässigkeit von Porengrundwasserleitern werden im Fachschrifttum zahlreiche Anhaltspunkte für den typischen Wertebereich gegeben (Abb. 4.1.1.1).



Quellen:

- 1) HÖLTING & COLDEWEY (2005)
  - 2) FETTER (1994)
  - 3) ENTENMANN (1998)
  - 4) FREEZE & CHERRY (1979)
- Kurzzeichen gemäß DIN 4023 (DIN, 1984)

Abb. 4.1.1.1: Erfahrungswerte für Durchlässigkeitsbeiwerte von Porengrundwasserleitern

In der Praxis lassen sich durch regionale Erfahrungen diese recht großen Bereiche weiter einengen. Für gering durchlässige Bodenarten sind die Angaben besonders unsicher. Unterhalb von Werten von  $k_f = 10^{-9}$  m/s befinden wir uns in einem Bereich, in dem die experimentellen Vergleichswerte (Abschn. 4.1.3), auf denen die Erfahrungswerte letztlich beruhen, als unzuverlässig anzusehen sind. Hierfür sind einerseits die technischen Schwierigkeiten bei den Versuchen verantwortlich zu machen. Andererseits kommt es durch den mit abnehmender Durchlässigkeit zunehmenden Einfluss von Effekten der Korn- und Mineraloberflächen zu Abweichungen vom Darcy'schen Fließgesetz (z. B. SCHILDKNECHT & SCHNEIDER, 1987). Bei allen bindigen Bodenarten besteht für die effektive Durchlässigkeit eine Differenz von oft mehreren Zehnerpotenzen zwischen Labor- und Geländemaßstab. Dies beruht darauf, dass im natürlichen Gesteinsverband die Durchlässigkeit durch sekundäre Durchlässigkeiten (Klüfte, Schwundrisse, höher durchlässige Einlagerungen, verwitterungsbedingte Ge-

fügeauflockerung) bestimmt wird. Bei der Angabe von Erfahrungswerten für solche Bodenarten zeigt sich daher häufig eine große Diskrepanz je nach der fachlichen Herkunft des Bearbeiters. Bodenmechaniker, die sich hauptsächlich auf Labormessungen an kleinen (ungestörten) Materialproben stützen (Abschn. 4.1.3) geben hier erheblich niedrigere Werte an als überwiegend an Geländebefunden (hydraulische Tests, Wasserhaushaltsbetrachtungen, Grundwasserdatierung) orientierte Fachleute (z. B. VAN DER KAMP, 2001). So geben Bodenmechaniker für Geschiebemergel oft typische Durchlässigkeiten von weniger als  $10^{-10}$  m/s an, während Hydrogeologen mit ihren Schätzungen oft bei  $10^{-9}$  bis  $10^{-7}$  m/s liegen. Bei Geschiebemergeln ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass oft genetisch und lithologisch unterschiedliche Materialien (PIOTROWSKI, 1992) zusammengefasst werden.

### 4.1.2 Schätzverfahren (A)

"The agreement between the predicted and experimental  $K(\theta)$  for individual samples ranged from excellent to poor." (ARYA et al., 1999)

"Even for the open framework gravels, which do not lie in the range of grain sizes for which Beyer's rule is approved, the data is in good agreement." (KLINGBEIL, 1998)

Für sandig-kiesige Grundwasserleiter gibt es eine Vielzahl von Schätzverfahren auf der Grundlage von Kornverteilungskurven. Sie beruhen im Grundsatz auf dem Modell der Schätzformel von Kozeny und Carman und ihren Abkömmlingen. Dabei handelt es sich um ein aus der Rohrhydraulik abgeleitetes Modell. Der Porenraum des Sediments wird durch ein äquivalentes Bündel von Rohren (Kapillaren) einheitlichen Durchmessers ersetzt (Abb. 4.1.2.1). Dessen hydraulische Eigenschaften lassen sich nach den Regeln für die Durchströmung von Rohren bestimmen:

$$k_f = \frac{d_w^2}{C} * \frac{n^3}{(1-n)^2} \quad (4.1.2.1)$$

mit dem wirksamen Korndurchmesser  $d_w$  und einer empirischen Konstante  $C$  in Abhängigkeit von Ungleichförmigkeit, Kornform, Rundungsgrad und Tortuosität (Abweichung der Strombahnen vom kürzesten Weg, Umwegigkeit) des Sediments (z. B. FAIR & HATCH, 1933; BUSCH & LUCKNER, 1974). Bestimmungsgleichungen dieses Typs werden nach den Autoren früher Veröffentlichungen als Kozeny-Carman-Gleichungen bezeichnet (KOZENY, 1953; CARMAN, 1956). Eine aktuelle Version dieser Gleichung mit empirischen Korrekturen der Exponenten finden sich bei CHAPUIS (2004).

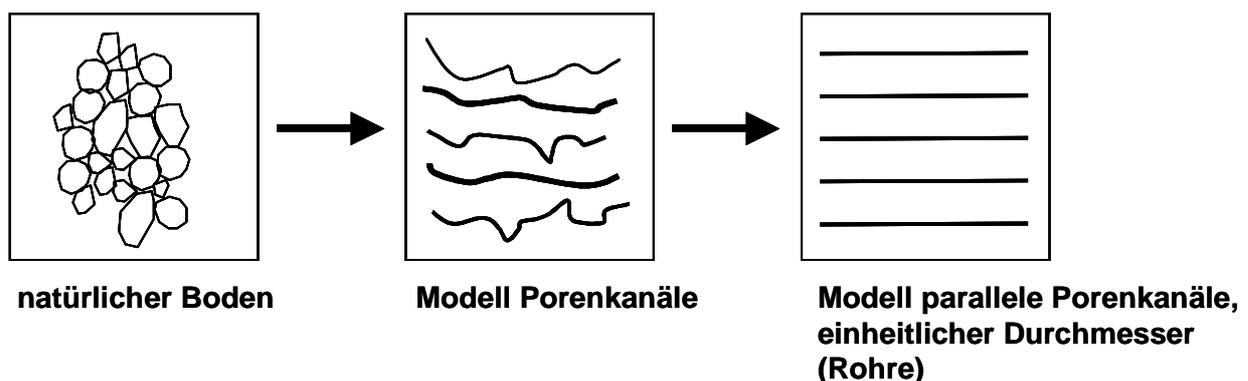


Abb. 4.1.2.1: Modellvorstellung für die Abschätzung der Durchlässigkeit von Sanden und Kiesen

Der hydraulisch bestimmende Korndurchmesser  $d_w$  wird experimentell oder nach unterschiedlichen Regeln aus der Kornverteilungskurve bestimmt (z. B. CHAPUIS & AUBERTIN, 2003). Da dieser Durchmesser als quadratisches Glied in die Berechnung eingeht, muss er mit größtmöglicher Genauigkeit bekannt sein. Dies bedeutet, dass die Anforderungen an Korngrößenanalysen für hydraulische Fragestellungen erheblich höher sind als für bodenmechanische. Eine Verwendung des in DIN 18123 (DIN,

1996) vorgeschlagenen und in der bodenmechanischen Praxis üblichen Siebsatzes ist nicht sinnvoll, da dieser insbesondere im Bereich des Feinsandes keine hinreichende Auflösung der Kornverteilung bietet. Der Regelsiebsatz nach DVGW (2001b) ist ebenfalls für viele Anwendungsfälle zu grob gestuft. Stattdessen ist ein Siebsatz nach Tab. 4.1.2.1 entsprechend der Hauptreihe R 10 der (nicht mehr gültigen) DIN 4188, Teil 1 (Ausgabe 10/77), zu verwenden. DIN 4188, Teil 1, ist durch DIN ISO 3310, Teil 1, (DIN, 1992) ersetzt worden. Dadurch ist die für Fragestellungen der Sedimentologie und Hydrogeologie bewährte Hauptreihe R 10 entfallen. Der geforderte Siebsatz ist ein Ausschnitt aus der Nebenreihe R 20 nach DIN ISO 3310, Teil 1.

Maschenweite [mm]
20
16
12,5
10
8,0
6,3
5,0
4,0
3,15
2,5
2,0
1,6
etc.

Tab. 4.1.2.1: Siebsatz zur Untersuchung von Bodenproben für hydraulische Fragestellungen

Für die Praxis haben diese physikalisch begründeten Ansätze nur geringe Bedeutung erlangt, da die durchflusswirksame bzw. Gesamtporosität als maßgeblicher Faktor nicht mit hinreichender Genauigkeit bekannt ist (Abschn. 4.2). Es wurden daher Ansätze entwickelt, die empirisch die Abhängigkeit der Durchlässigkeit von der wirksamen Korngröße beschreiben, d. h. eine durchschnittliche Situation bezüglich Lagerungsdichte und Kornform annehmen:

$$k_f = C * d_w^2 \quad (4.1.2.2)$$

Hierbei werden sowohl für den wirksamen Korndurchmesser  $d_w$  als auch für die Konstante  $C$  unterschiedliche Werte angegeben (Tab. 4.1.2.2).

Autor	$d_w$	C	Bemerkungen
HAZEN (1893)	$d_{10}$	$0,0116 \cdot (0,7 + 0,03 \cdot t)$	
HAZEN (1911)	$d_{10}$	$f(d_{10}, U)$	zitiert nach BRASSINGTON (1998)
BEYER (1964)	$d_{10}$	$f(U)$	siehe Tab. 4.1.2.3
SEILER (1973)	$d_{10}$	$f(U)$	für $U < 17$
SEILER (1973)	$d_{25}$	$f(U)$	für $U > 17$

U: Ungleichförmigkeit [-];  $U = d_{60}/d_{10}$   
t: Temperatur [°C]

Tab. 4.1.2.2: Vereinfachte empirische Verfahren zur Abschätzung des Durchlässigkeitsbeiwertes  $k_f$  aus Korngrößenanalysen nach Gl. 4.1.2.2

In Deutschland wird meistens das Verfahren nach BEYER (1964) eingesetzt, das sich als sehr robust und wirtschaftlich erwiesen hat (PEKDEGER & SCHULZ, 1975). Obwohl das Verfahren für relativ eng gestufte Sande entwickelt wurde, bringt es auch für weit gestufte Kiese erfahrungsgemäß im Vergleich zur direkten Bestimmung im Säulenversuch durchaus brauchbare Ergebnisse. In Tab. 4.1.2.3 sind die Beträge der Konstanten C in Abhängigkeit der Ungleichförmigkeit zusammengestellt.

Ungleichförmigkeit $U (d_{60}/d_{10})$	C
1,0 ... 1,9	0,011
2,0 ... 2,9	0,010
3,0 ... 4,9	0,009
5,0 ... 9,9	0,008
10,0 ... 19,9	0,007
$\geq 20,0$	0,006

Tab. 4.1.2.3: Beträge der Konstanten C nach BEYER (1964)

In Nordamerika wird neben dem Verfahren nach HAZEN (1893) verbreitet auch das empirische Verfahren nach MASCH & DANNY (1966) angewendet (TAYLOR et al., 1987), das nach TRENTER (1999) gegenüber dem Verfahren von Hazen deutlich richtigere Werte liefern soll.

### 4.1.3 Labormethoden (B)

"It is frequently admitted that the true  $k$  value of a soil lies between one third and three times the value given by a good laboratory test." (CHAPUIS, 2004)

Die Durchlässigkeit von Bodenproben kann im Labor nach unterschiedlichen Verfahren bestimmt werden (DIN 18130-1: DIN, 1998; UTERMANN, 2000). Eine Grundsatzentscheidung betrifft hierbei die Auswahl der Proben. Es ist zwischen „ungestörten“ (Güteklasse 1 – 2 im Sinne von DIN 4021: DIN, 1990a) und „gestörten“ (Güteklasse 3 – 5) Proben zu unterscheiden. Streng genommen sind „ungestörte“ Proben nach DIN 4021 nur in einem dünnwandigen Kernrohr (Ausstechzylinder) zu gewinnen. Eine derartige Probenahme ist bei Aufschlussbohrungen in nicht bindigen Bodenarten aber illusorisch. „Ungestörte“ Proben werden daher im Regelfall als Rammkerne aus der Sohle eines Bohrlochs entnommen und haben eine schlechtere Güteklasse als 2. Führt man mit diesen Proben unmittelbar einen Durchlässigkeitsversuch durch, so ist zu bedenken, dass die so bestimmte vertikale Durchlässigkeit nur für einige Fragestellungen bedeutsam ist, während für die meisten Fälle die horizontale Durchlässigkeit ausschlaggebend ist. Weiterhin können sich am Rand der Probe (Kernrohr) Umläufigkeiten ausbilden, die das Ergebnis verfälschen. Es sind daher verschiedene Verfahren zur Behandlung „ungestörter“ Proben vorgeschlagen worden. Eine Möglichkeit besteht darin, die Innenseite der Kernrohre mit Paraffin zu beschichten, in das sich die Körner des Sediments eindrücken können. Die zweite Möglichkeit besteht in einer Umbettung des Kerns in einen Latexschlauch, der sich unter einem von außen angelegten Flüssigkeitsdruck bündig an den Kern anlegt (Abb. 4.1.3.1). Die Umbettung stellt aber nach dem Vorgang der Kerngewinnung eine zweite Möglichkeit der Änderung der Lagerungsverhältnisse dar.

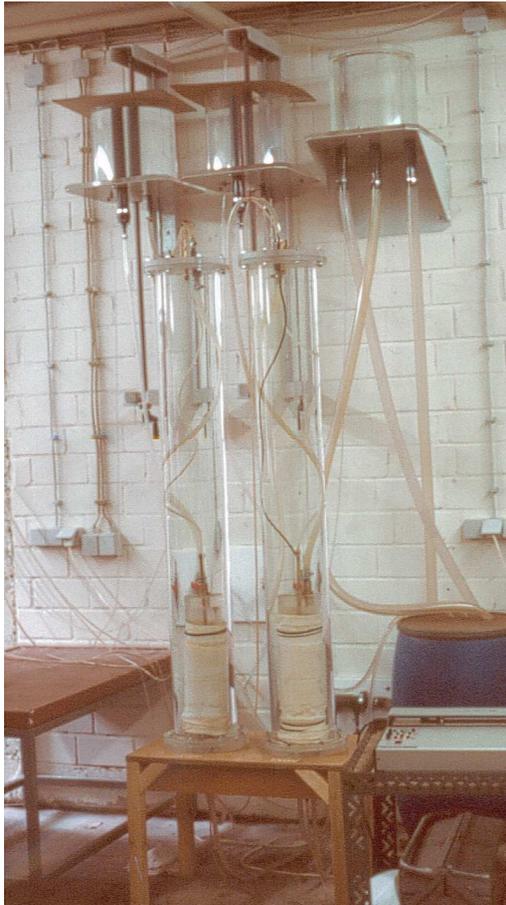


Abb. 4.1.3.1: Permeametersäulen mit Druckgefäßen: „ungestörte“ Kerne in Latexschläuchen (Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart)

Insgesamt sind damit Untersuchungen an Kernproben aus Bohrungen mit zahlreichen Mängeln behaftet, so dass man hier in der Regel aus dem Kern entnommene gestörte und künstlich eingebaute Proben verwendet. Diese weitgehend isotropen Probekörper werden als repräsentativ für die horizontalen Durchströmungsverhältnisse angesehen. Spezielle Untersuchungen zu Einflüssen sedimentologischer Strukturen, insbesondere auf die Anisotropie eines Grundwasserleiters, sind damit nicht zu leisten.

Die Durchführung der Durchlässigkeitsversuche erfolgt als Säulenversuch nach DIN 18130-1 (DIN, 1998) oder ähnlich (Abb. 4.1.3.2). Bei der Durchführung der Versuche ist zu beachten, dass im Versuchsverlauf keine Änderungen der Durchlässigkeit, insbesondere durch Gaseinschlüsse oder mikrobiologisches Wachstum, auftreten dürfen. Es ist entlüftetes Wasser einzusetzen. Gegebenenfalls ist, insbesondere bei längerer Laufzeit der Versuche, die Verwendung von Bioziden unvermeidlich. Bei Proben geringer Durchlässigkeit ( $k_f < 10^{-8}$  m/s) treten Schwierigkeiten bei der Ermittlung des Durchflusses auf, so dass die Genauigkeit der Ergebnisse abnimmt.

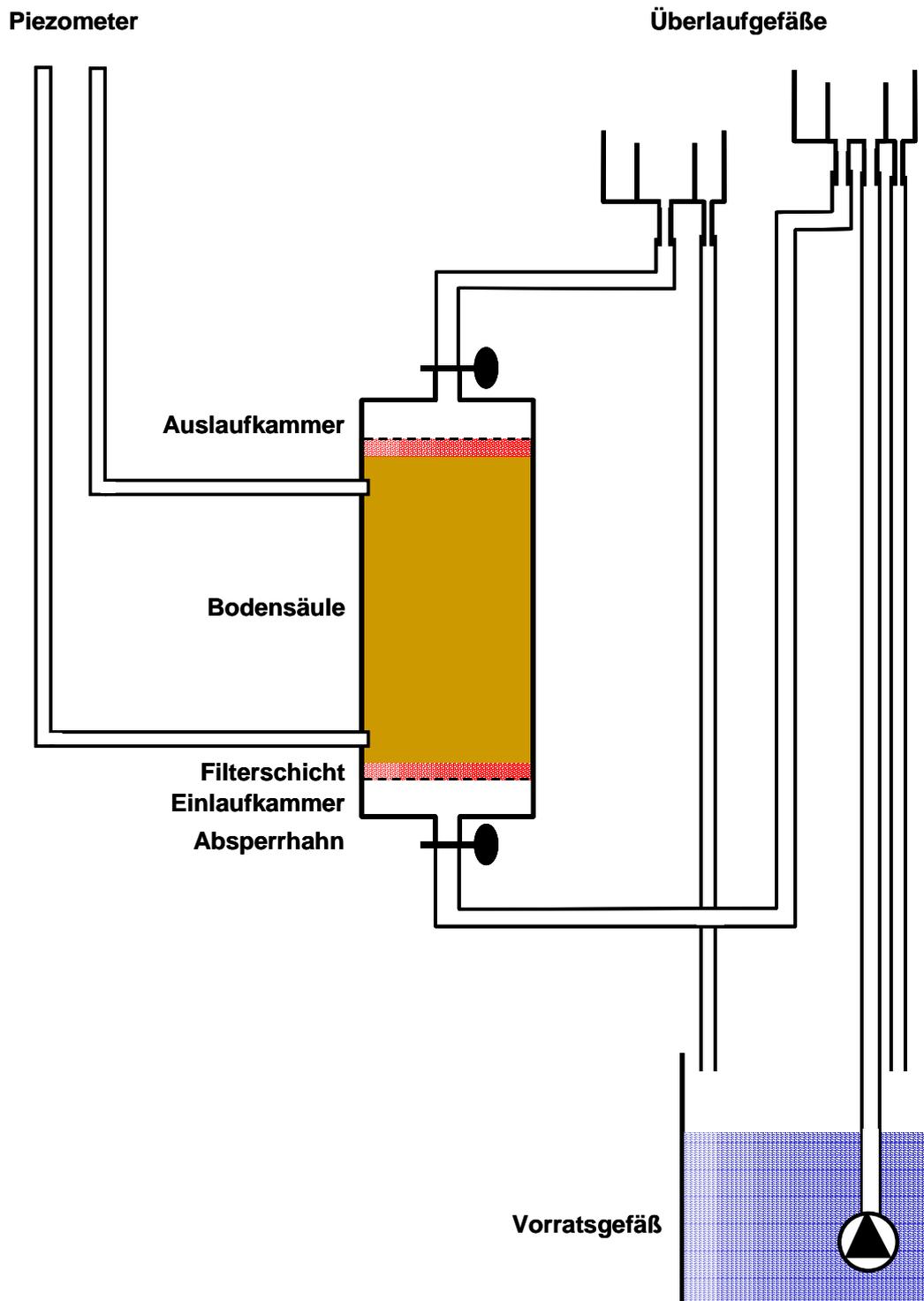


Abb. 4.1.3.2: Säulenversuch zur Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit

## 4.1.4 Feldversuche

### 4.1.4.1 Pumpversuche (A)

"Eine Einsatzmöglichkeit des Pumpversuches wird im allgemeinen nur bei Spezialuntersuchungen in Frage kommen." (KLEY, 1973)

#### 4.1.4.1.1 Versuchsdurchführung

„Fehlerhafte Pegelschreiber wurden teilweise erst nach einigen Tagen erkannt und instandgesetzt, wodurch wichtige Phasen des Pumpversuchs nicht aufgezeichnet wurden.“ (LIEBAU, 1985)

Die Durchführung und Auswertung hydraulischer Pumpversuche sind Standardaufgaben der Hydrogeologie bzw. Grundwasserhydraulik. Sie stellen die zuverlässigste Möglichkeit dar, die Durchlässigkeitsverhältnisse und andere hydraulische Eigenschaften der Grundwasserleiter zu erheben. Die theoretischen Grundlagen sind in verschiedenen zusammenfassenden Lehrbüchern dargestellt (z. B. HÖLTING & COLDEWEY, 2005; LANGGUTH & VOIGT, 2004). Daneben gibt es eine ganze Reihe spezieller Darstellungen zur Pumpversuchsinterpretation (z. B. KRUSEMAN & de RIDDER, 1990, DAWSON & ISTOK, 1991). GILLBRICHT (1996b) hat einen Überblick über praktische Aspekte der Pumpversuchsdurchführung und –auswertung gegeben, die im Folgenden auszugsweise wiedergegeben werden.

Die Art der Versuchsdurchführung und damit der Umfang von Messprogrammen und Auswertung hängt von der jeweiligen Aufgabenstellung ab (z. B. DVGW, 1997; Tab. 4.1.4.1.1.1). Die meisten Pumpversuche lassen sich den folgenden Grundtypen zuordnen:

1. Kurzpumpversuch an Grundwassermessstellen, z. B. in Verbindung mit einer Probenahme für chemische Untersuchungen (Abschn. 6);
2. Versuchsabsenkung bei der Vorbereitung einer Baugrubenwasserhaltung bzw. Grundwasserentspannung;
3. Leistungspumpversuch an Wassergewinnungsbrunnen (Brunnentest nach DVGW, 1997; Abschn. 5.4), z. B. Wasserwerksbrunnen, Notbrunnen, Feuerlöschbrunnen, landwirtschaftliche Beregnungsbrunnen;
4. hydrologischer Pumpversuch (Grundwasserleitertest bzw. Langzeitpumpversuch nach DVGW, 1997) zur umfassenden Bestimmung grundwasserhydraulischer Parameter, z. B. für Wasserrechtsanträge, Schutzgebietsausweisung, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Grundwassersanierungen.

Versuchstyp	Versuchsbrunnen	Messstellennetz	Versuchsdauer
Kurzpump- versuch	Messstelle	nur Versuchsbrunnen	< 4 h
Versuchs- absenkung	Absenkungs- brunnen	übrige Absenkungsbrunnen, ggf. Messstellen	wenige Tage
Leistungs- pumpversuch	neu errichteter Brunnen	soweit vorhanden nahe gelegene Messstellen	1 Tag
hydrologischer Pumpversuch	Brunnen	möglichst im gesamten Einzugsgebiet; auch in über- oder unterlagernden Wasserleitern	meist 1 - 6 Wochen, aber auch mehrere Monate möglich

Tab. 4.1.4.1.1.1: Typische Eigenschaften von Pumpversuchen für unterschiedliche Zwecke

Der **Versuchsbrunnen** und die **Grundwassermessstellen** zur Beobachtung des Versuchs müssen baulich in einem einwandfreien Zustand sein (Abschn. 3.2.3 und 5).

Die **Pumpe** soll bei der vorgesehenen maximalen Förderleistung im Versuch am freien Auslauf noch einen Druck von mindestens 20 m Wassersäule (mWS) leisten. Die erforderliche Gesamtförderhöhe bestimmt sich somit aus geodätischer Höhe (Grundwasserflurabstand im Betriebszustand) zuzüglich 20 m. Die Pumpe ist nach den Pumpenkennlinien entsprechend auszuwählen. Falls längere Ableitungen erforderlich sind, müssen die dort auftretenden zusätzlichen Druckverluste überschläglich berechnet und bei der Pumpenauswahl berücksichtigt werden. Grundsätzlich sollen Pumpen im horizontalen Teil ihrer Kennlinie betrieben werden, damit eine geringfügige Änderung der Druckverhältnisse, insbesondere durch die Absenkung des Wasserspiegels im Brunnen, keine Änderung der Förderrate bewirkt.

Der Einsatz von Motorsaugpumpen soll vermieden werden, da diese beim Anschalten erst ansaugen müssen und daher in den ersten Minuten des Versuchs eine schwankende Förderleistung aufweisen. Sie sind im Dauerbetrieb weniger zuverlässig als die Unterwassermotorpumpen.

Die **Energieversorgung** der Pumpe erfolgt nach Möglichkeit über das Stromnetz. Wo dies nicht möglich ist, wird ein motorisierter Stromerzeuger eingesetzt. Für längere Versuche ist dieses Verfahren nicht zu empfehlen, da Ausfälle an derartigen Einrichtungen relativ häufig vorkommen und damit eine ständige Betreuung vor Ort („Pumpenwache“) notwendig wird. Die Stromversorgung soll großzügig dimensioniert werden, da die Motoren beim Einschalten hohe Ströme abfordern, die auch bei Versorgung aus dem Netz zu einem vorübergehenden Absinken der elektrischen Spannung und damit einer Leistungsreduktion der Pumpe führen können. Der Einsatz von Motoraggregaten ist in verkehrsberuhigten Bereichen (reine Wohngebiete, Kurorte, Naherholungsgebiete) auf das unvermeidliche Maß zu beschränken und insbesondere während der Nachtstunden zu vermeiden.

Als **Steigleitungen** sind glatte Rohre (Kunststoff oder Stahl) oder großzügig dimensionierte Schläuche zu verwenden. Englumige Schläuche, insbesondere aus rauhem Gewebe, führen zu starken Reibungsverlusten und damit einer Reduzierung der Förderleistung. Die Rohrreibungsverluste in der Steigleitung sollen wenige Meter Wasser-

säule nicht überschreiten. Als Faustregel sollte die Fließgeschwindigkeit in einer Größenordnung von 1 m/s liegen.

Am Brunnenkopf ist ein **Sperrschieber** anzubringen, der zur Einstellung der Förderleistung dient. Beim Ende des Pumpversuchs soll dieser Sperrschieber geschlossen werden, bevor die Pumpe ausgeschaltet wird. Wird dies unterlassen, so fließt das Wasser aus den Steigrohren sowie der ggf. angeschlossenen Ableitung (Heberwirkung) in den Brunnen zurück. Dadurch kommt es zu einem unverhältnismäßig schnellen „Wiederanstieg“ des Brunnenwasserspiegels, der zu einer Überschätzung der Transmissivität des Grundwasserleiters führt (OSBORNE, 1993). Unterwassermotorpumpen haben im Regelfall ein integriertes Rückschlagventil, das das Rücklaufen des Wassers aus der Steigleitung in den Brunnen verhindern soll. Dieses Ventil wird aber üblicherweise bei Pumpen für den Baustelleneinsatz (Entsanden und Klarpumpen von Brunnen, Pumpversuche, Probenahme) ausgebaut oder unbrauchbar gemacht, weil die stehende Wassersäule in der Steigleitung ein zusätzliches Gewicht beim Ausbau der Pumpe ist und beim Entsanden das Rücklaufen des Wassers sogar ausdrücklich erwünscht ist (DVGW, 2002). Bei Verwendung von Saugpumpen befindet sich am Einlass des Saugschlauches (Saugkorb) ein Rückschlagventil als sogenanntes Fußventil. Dennoch sollte auch in diesem Falle vorsorglich der Sperrschieber am Brunnenkopf geschlossen werden.

Die **Messung der Förderrate** erfolgt üblicherweise über eine geeichte Wasseruhr oder ein Überfallwehr. Bei kleinen Förderraten können auch geeichte Messgefäße (Eimer, Fässer) oder nicht geeichte Messgefäße mit einer Waage verwendet werden. Für die automatische Datenerfassung sind induktive Durchflussmesser (IDM) besonders geeignet (Abb. 4.1.4.1.1.1). Die hydraulischen Randbedingungen der Messgeräte, insbesondere hydraulisch beruhigte (gerade) Vor- und Nachlaufstrecken, sind gemäß den Angaben der jeweiligen Hersteller strikt einzuhalten, um zuverlässige Messungen zu gewährleisten. Liegen entsprechende Unterlagen nicht vor, ist mindestens jeweils 1 m gerade Leitung anzusetzen. Wasseruhren und IDMs funktionieren nur einwandfrei, wenn die Messstrecke vollständig wassergefüllt ist. Deshalb sollte der Sperrschieber in Durchflussrichtung hinter diesen Messgeräten angeordnet sein. Außerdem hat es sich bewährt, die Ableitung hinter diesen Geräten höher zu legen.



Abb. 4.1.4.1.1.1: Induktiver Durchflussmesser (IDM) zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Förderrate während eines Pumpversuchs

Die **Ableitung des Wassers** muss so geführt werden, dass ein hydraulischer Kurzschluss zum Förderbrunnen vermieden wird. Eine Versickerung des geförderten Wassers in der Umgebung des Förderbrunnens ist daher im Regelfall unzulässig. Soweit die Ableitung des Wassers über unterirdisch verlegte Sielleitungen erfolgt, ist eine Versickerung über Undichtigkeiten der Leitungen möglich.

Die Einleitung von reduziertem (sauerstofffreien) Grundwasser in Oberflächengewässer oder öffentliche Siele ist in vielen Fällen unerwünscht. Die örtliche Wasserbehörde trifft hierzu im Rahmen der **wasserrechtlichen Genehmigung** des Pumpversuchs Vorgaben. Reduzierte chemische Spezies, insbesondere Eisen(II) und Ammonium, führen in Oberflächengewässern zu einer Sauerstoffzehrung, die höhere Lebewesen, z. B. Fische, gefährden kann. Die Ausflockung von Eisen als Eisen(III)-oxidhydrate kann zur Verschlammung von Sielleitungen und Gewässern führen. Insbesondere bei größeren Abpumpmaßnahmen kann daher eine Aufbereitung, insbesondere Belüftung und Enteisenung, des geförderten Wassers erforderlich werden. Bei der Einleitung des Wassers in Rohrleitungen aus metallischen oder mineralischen Werkstoffen, insbesondere Sielleitungen, sind mögliche korrosive Eigenschaften (z. B. Betonaggressivität) zu berücksichtigen. Spezielle Probleme entstehen bei der Förderung kontaminierten Wassers. Je nach Art und Höhe der Kontamination kann eine aufwändige Aufbereitung, z. B. mit mobilen Stripanlagen gegen flüchtige organische Schadstoffe, notwendig werden. Bei kleinen Mengen, z. B. bei Kurzpumpversuchen an Grundwassermessstellen, hat sich das Auffangen des Wassers in geeigneten Transportgefäßen (Saugwagen, Container) und anschließender Abtransport zu einer geeigneten stationären Aufbereitungsanlage bewährt.

Abgesehen von Kurzpumpversuchen an Grundwassermessstellen sollte jedem Pumpversuch ein **Vorversuch** vorausgehen. Dieser hat folgende Aufgaben:

1. Feststellung der Ergiebigkeit des Versuchsbrunnens;

2. Beseitigung leicht lösbarer Ablagerungen im Filterbereich bzw. von Spülungsresten bei unzureichender vorangegangener Brunnenentwicklung;
3. Festlegung der Förderrate(n) für den Hauptversuch;
4. Markierung von Schiebereinstellungen zur schnellen Förderrateneinstellung im Hauptversuch;
5. Technische Funktionsprüfung der Pumpversuchseinrichtung und der Messeinrichtungen, insbesondere Stromversorgung, Ableitungen (Aufnahmefähigkeit), automatische Messeinrichtungen (z. B. Pegelschreiber, Datenlogger).

Zwischen Vor- und Hauptversuch soll so viel Stillstandszeit liegen, dass sich der Grundwasserspiegel wieder auf Ruhewasserniveau einstellen kann. Erfahrungsgemäß reicht hierfür ein Zeitraum von 24 Stunden aus.

Während des **Hauptversuches** ist die ständige Überwachung von Förderrate(n) und Grundwasserspiegeln die wesentliche Voraussetzung für die spätere Auswertung. Auch wenn der Versuch nur zur globalen Abschätzung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters (Transmissivität) dienen soll, sollte man sich nie nur auf die Messung des quasistationären Beharrungswasserspiegels am Versuchsende beschränken. Im Vergleich zu den Gesamtkosten eines Pumpversuchs ist eine umfassende Datenerhebung nur ein geringfügiger Kostenfaktor.

Für die **Wasserstandsmessungen** im Pumpbrunnen und in Grundwassermeßstellen in seiner unmittelbaren Umgebung (bis ca. 10 m) haben sich für Messungen mit dem Kabellichtlot folgende Messzyklen bewährt:

in der 1. Versuchsminute - alle 10 oder 30 Sekunden  
bis zur 10. Minute nach Versuchsbeginn - jede Minute  
bis zur 60. Minute nach Versuchsbeginn - alle 5 Minuten  
nach der 60. Minute nach Versuchsbeginn - alle 15 Minuten.

Bei längeren Versuchen kann die Häufigkeit der Messungen weiter reduziert werden.

Für die Messstellen in der Nähe des Pumpbrunnens ist der Einsatz von Aufzeichnungsgeräten, insbesondere Drucksonden in Verbindung mit Datenloggern, zu empfehlen (Abschn. 4.3.3.2). Hierdurch können Messungen in kleineren Zeitabständen als bei der Handmessung (z. B. jede Sekunde) durchgeführt werden. Dies ist besonders bei unvollkommenen Brunnen in anisotropen bzw. geschichteten Grundwasserleitern sinnvoll, da hier am Versuchsbeginn starke vertikale Strömungskomponenten auftreten.

Für weiter entfernt liegende Meßstellen können keine allgemeinen Regeln über die Messzyklen aufgestellt werden. Diese sind auf der Grundlage eines einfachen analytischen Rechenmodells nach THEIS (1935) unter Verwendung einer Abschätzung der Parameter des Grundwasserleiters festzulegen. In gespannten Grundwasserleitern mit hohen Durchlässigkeitsbeiwerten und niedrigen Speicherkoeffizienten, wie sie bevorzugt für die Trinkwassergewinnung herangezogen werden, breitet sich der Absenkungstrichter sehr schnell aus. Bei entsprechenden Förderraten können Messstellen im Abstand von einigen 100 m schon nach wenigen Minuten messbar auf den Pumpbeginn reagieren. Bei größeren Versuchen kann es wirtschaftlich sein, alle Messstellen mit Datensammlern auszustatten, um Personalkosten zu sparen. Die Funktion dieser Geräte sollte jedoch mehrmals im Versuchsverlauf überprüft werden, um erhebliche Datenverluste zu vermeiden.

Die **Förderrate** ist regelmäßig aufzuzeichnen. Eine kontinuierliche Aufzeichnung über IDM und Datenlogger oder Anlogschreiber ist zu empfehlen. Bei manuellen Messungen sollten diese am Versuchsbeginn alle 15 Minuten, später einmal stündlich erfolgen.

Änderungen der Förderrate durch Einstellungen des Sperrschiebers sollen möglichst schnell (innerhalb von Sekunden) ausgeführt werden. Nachregulierungen sind zu vermeiden, um ein möglichst übersichtliches Förderregime zu erhalten, dass die spätere Auswertung erleichtert.

Bei jeder planmäßigen oder außerplanmäßigen Änderung der Förderrate, insbesondere auch beim Wiederanstieg nach Abschalten der Pumpe, ist das Messprogramm entsprechend dem Versuchsbeginn durchzuführen. Bei Pumpenausfällen oder anderen Betriebsstörungen, insbesondere bei Langzeitversuchen ohne ständige Anwesenheit von Personal auf der Baustelle, ist diese Forderung naturgemäß nicht ideal umzusetzen. In diesen Fällen kommt der häufigen (automatisierten) Erfassung von Förderrate(n) und Wasserständen besondere Bedeutung zu.

Eine Vielzahl von äußeren Faktoren kann auf die Ergebnisse eines Pumpversuches einwirken. Diese äußeren Faktoren sind über die gesamte Versuchsdauer mit zu untersuchen und aufzuzeichnen.

**Oberflächengewässer**, die möglicherweise im hydraulischen Kontakt zum untersuchten Grundwasserleiter stehen, können kurzfristige (z. B. Hochwasser) oder periodische (z. B. Tide) Wasserstandsschwankungen aufweisen. Es sind daher Messungen der Wasserstände der entsprechenden Gewässer in der Umgebung des Versuchsortes durchzuführen. Der Rückgriff auf Pegel der allgemeinen Gewässerüberwachung ist wegen der morphologischen Gliederung der Gewässer im Regelfall nicht ausreichend. Es sind Zeitreihen von Wasserständen der Oberflächengewässer und der Grundwassermessstellen außerhalb des eigentlichen Pumpversuchs zu erheben und aus diesen die natürliche Einwirkung des Oberflächengewässers auf die Grundwasserstände zu bestimmen. Die erforderliche Qualität der Zeitreihen hängt von der Art der Oberflächengewässer ab. In stark tidebeeinflussten Gewässern, z. B. der Unterelbe bei Hamburg, kann eine hohe Auflösung mit einem Zeitschritt von maximal 10 Minuten notwendig sein.

In gespannten Grundwasserleitern reagieren manche Grundwassermessstellen deutlich auf **Luftdruckschwankungen** (Abschn. 4.3.3.1). Zur Berücksichtigung dieses Einflusses sind Zeitreihen des Luftdrucks und der Grundwassermessstellen außerhalb des eigentlichen Pumpversuchs zu erheben und aus diesen die Einwirkung des Luftdrucks auf die Grundwasserstände zu bestimmen. Im Regelfall können hierzu Daten der nächstgelegenen Station des Deutschen Wetterdienstes herangezogen werden.

In oberflächennahen Grundwasserleitern reagieren die Wasserstände oft deutlich auf **Niederschläge** (aktuelle Grundwasserneubildung). Zur Berücksichtigung dieses Einflusses sind Zeitreihen des Niederschlags und der Grundwassermessstellen außerhalb des eigentlichen Pumpversuchs zu erheben und aus diesen die Einwirkung des Niederschlags auf die Grundwasserstände zu bestimmen. Wegen der hohen örtlichen Variabilität von Niederschlägen sind hierzu lokale Daten zu erheben (Abschn. 2.1.3).

**Fremdbrunnen**, die aus dem untersuchten Grundwasserleiter fördern, können je nach Ihrer Förderrate und den hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters auch bei einem Abstand von mehreren Kilometern zum Versuchsbrunnen die Versuchsergebnisse beeinflussen. Da Brauchwasserbrunnen entsprechend dem jeweiligen Bedarf betrieben werden, erfolgen häufige Zu- und Abschaltungen, die die Auswertung erschweren. Soweit dies technisch und wirtschaftlich machbar ist, sollte daher der Betrieb von Fremdbrunnen während des Pumpversuchs eingestellt werden oder mit möglichst konstanter Förderleistung erfolgen. Dies ist aber erfahrungsgemäß in den meisten Fällen nicht möglich. Die Förderrate derartiger Brunnen muss daher während des gesamten Versuchsablaufs mit erhoben werden. Da viele industrielle Brauchwasserbrunnen über keine geeigneten Messeinrichtungen verfügen, können die Förderraten oft nur geschätzt werden. Der Einflussbereich der Fremdbrunnen lässt sich am besten feststellen, indem im Vorlauf zum Pumpversuch alle Grundwassermessstellen über einige Zeit mit Datensammlern ausgestattet werden. Dieses Vorgehen hat auch den Vorteil, dass die Funktionstüchtigkeit der Geräte vor dem Versuch hinreichend überprüft wird und es nicht am ersten Versuchstag zu Datenverlusten durch Geräteausfälle kommt (LIEBAU, 1985).

**Andere Grundwasserleiter** können auch durch insgesamt gering durchlässige Trennschichten mit dem untersuchten Grundwasserleiter hydraulisch zusammenhängen (durch Lücken in der Trennschicht, sog. geologische „Fenster“ , oder durch eine geringe flächige Durchlässigkeit, sog. „Leakage“). Es müssen daher neben den Grundwassermessstellen im untersuchten Grundwasserleiter auch vorhandene Meßstellen in über- und unterlagernden Grundwasserleitern mit beobachtet werden. Wenn Fenster bzw. Leakage von vornherein angenommen werden, müssen solche Messstellen ggf. für den Versuch errichtet werden.

Die **regionale Grundwasserströmung** ist das Ergebnis einer Vielzahl von Randbedingungen und Einflussfaktoren, die im Rahmen eines Pumpversuchs meist nicht vollständig erfasst werden können. So werden die Grundwasserstände nicht nur durch die örtliche Grundwasserneubildung, sondern auch durch die Grundwasserneubildung im Oberstrom beeinflusst. Diese kann in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Deckschichten stark von den lokalen Bedingungen am Versuchsort abweichen. Es ist daher sinnvoll, neben Grundwassermessstellen im unmittelbaren Umfeld des Versuchsbrunnens auch vom Versuch nicht beeinflusste Grundwassermessstellen mit zu beobachten, die ggf. Änderungen in den regionalen Verhältnissen anzeigen (ARMBRUSTER et al., 1977).

#### 4.1.4.1.2 Auswertung

Die Auswertung von Pumpversuchen erfolgt üblicherweise mit Hilfe einfacher analytischer radialsymmetrischer Grundwasserströmungsmodelle. Für diese Modelle gibt es geschlossene Lösungen in Form von Brunnenfunktionen, die eine direkte Berechnung der Absenkung des Grundwasserspiegels in Raum und Zeit erlauben (z. B. HANSTEIN & HÖTZL, 1995).

Für die Inversion dieser Berechnung zum Zwecke der Bestimmung der hydraulischen Parameter ist eine große Zahl von Typkurvenverfahren entwickelt worden (z. B. KRUSEMAN & de RIDDER, 1990), von denen jedoch nur wenige eine größere Bedeutung erlangt haben.

Die wichtigsten Verfahren beruhen auf der Brunnenfunktion nach THEIS (1935):

$$s = \frac{Q}{4 * \pi * T} * W(u) \quad (4.1.4.1.2.1)$$

mit

$$W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-y}}{y} dy \quad [-] \quad (4.1.4.1.2.2a)$$

mit der dimensionslosen Zeit

$$u = \frac{r^2 * S}{4 * T * t} \quad [-]$$

Die Theis'sche Brunnenfunktion  $W(u)$  ist in Abb. 4.1.4.1.2.1 im doppeltlogarithmischen Maßstab dargestellt.

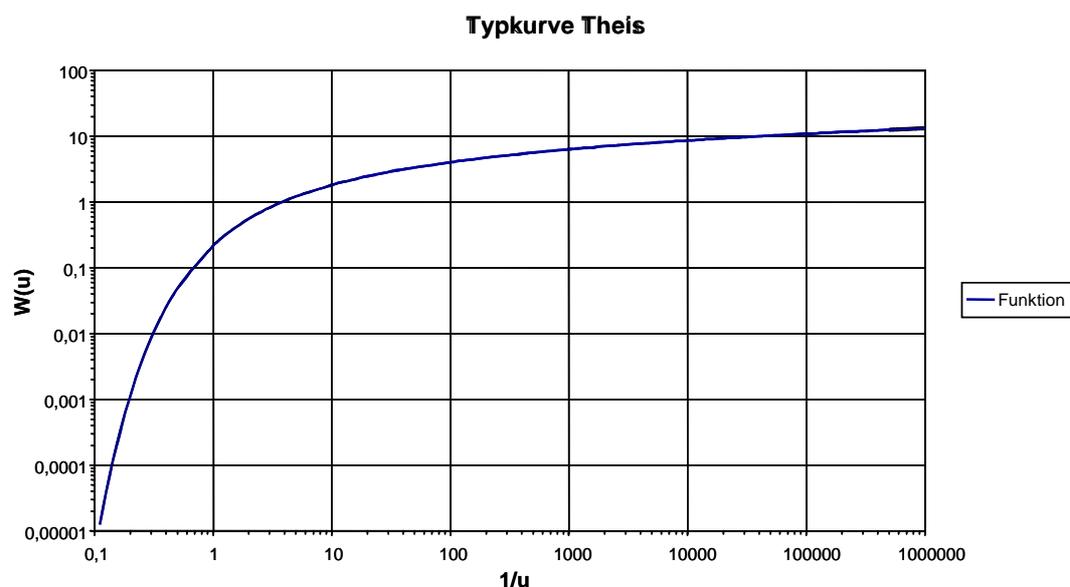


Abb. 4.1.4.1.2.1: Typkurve der Funktion nach THEIS (1935) für gespannte Grundwasserleiter

Ein vereinfachtes Verfahren, das sich, insbesondere bei gelegentlichen Anwendern, großer Beliebtheit erfreut, ist das Gradlinienverfahren nach COOPER & JACOB (1946) für lange Pumpzeiten:

$$W(u) = -0,5772 - \ln(u) \quad (4.1.4.1.2.2b)$$

Diese Näherungslösung ergibt für  $u < 0,01$  eine sehr genaue Approximation der Funktion  $W(u)$ . Für  $u < 0,03$  beträgt der relative Fehler unter 1 %, für  $u < 0,05$  unter 2 %, für  $u < 0,10$  unter 5 % (Abb. 4.1.4.1.2.2).

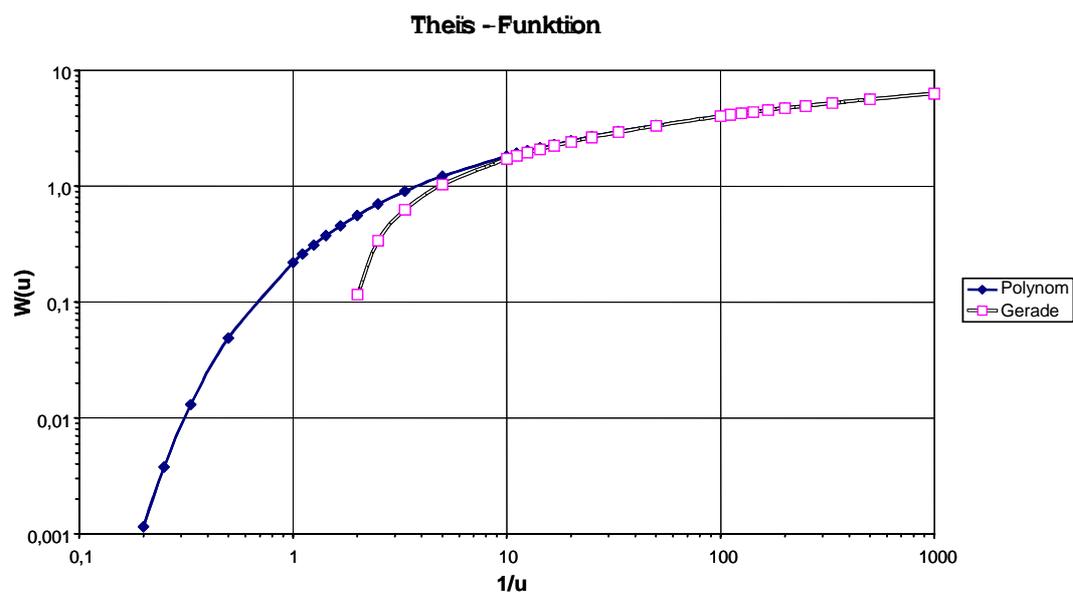


Abb. 4.1.4.1.2.2: Typkurve der Funktion nach THEIS (1935) für gespannte Grundwasserleiter (berechnet durch Polynomapproximation) und Approximation der Geradengleichung nach COOPER & JACOB (1946)

Das Zeitkriterium für den Gültigkeitsbereich der Näherungslösung ergibt sich mit

$$u < \alpha \Rightarrow t > \frac{r^2 * S}{4 * T * \alpha} \quad (4.1.4.1.2.3)$$

mit

$\alpha$ : Gültigkeitsgrenze für  $u$  [-]

Die Definition „langer“ Pumpzeiten ist daher abhängig vom gewählten Genauigkeitsniveau ( $\alpha$ ), vom Ort der Messstelle ( $r$ ) und den Parametern des Grundwasserleiters ( $S$ ,  $T$ ). Damit kann erst nach Vorliegen der Auswertungsergebnisse entschieden werden, welche Messpunkte innerhalb des Gültigkeitsbereiches des Gradlinienverfahrens bei einer vorgegebenen Genauigkeit liegen. Bei Verwendung einer rechnergestützten Auswertungsmethode, bei der die Berechnung der Funktion  $W(u)$  nicht kritisch ist, ist die Gradlinienapproximation obsolet.

Die Absenkung in einem halbgespannten Grundwasserleiter mit Zusickerung aus einem über- oder unterlagernden „unendlich großen“ Wasserreservoir berechnet sich nach HANTUSH & JACOB (1955):

$$s = \frac{Q}{4 * \pi * T} * W(u, r / B) \quad (4.1.4.1.2.4)$$

mit

B: Leakagekoeffizient [m]

$$B = \sqrt{T * c}$$

mit

c: inverser Leakagekoeffizient [s]

$$c = M' / k_v'$$

mit

M': Mächtigkeit der halbdurchlässigen Schicht [m]

k<sub>v</sub>': vertikaler Durchlässigkeitsbeiwert der halbdurchlässigen Schicht [m/s]

$$W(u, r / B) = \int_u^\infty \frac{e^{\left(-y - \frac{r^2}{4B^2 y}\right)}}{y} dy \quad [-] \quad (4.1.4.1.2.5)$$

Für diese Funktion gilt nicht mehr eine einzelne Typkurve, sondern es gibt eine Typkurvenschar nach dem Parameter r/B (WALTON, 1962).

Die Anpassung der Brunnenfunktionen bzw. Typkurven erfolgt heute üblicherweise nicht mehr manuell, sondern rechnergestützt durch Inversionsverfahren (LINNENBERG, 1995) in kommerziell verfügbaren Programmen (z. B. Aqtesolv, MRQWIN). Diese Programme ermöglichen die Auswertung auch mehrstufiger Versuche mit mehreren Brunnen nach dem Superpositionsprinzip (BOHLING & McELWEE, 1992):

$$s_{berechnet} = \sum_{i=1}^{N_{Br}} \sum_{j=1}^{N_{Pumpst}} f(x, t, Parameter, Q_{i, j} - Q_{i, j-1}) \quad (4.1.4.1.2.6)$$

mit

N<sub>Br</sub>: Zahl der Brunnen

N<sub>Pumpst</sub>: Zahl der Pumpstufen

f(): Brunnenfunktion

Q<sub>i,j</sub>: Förderrate des Brunnens i in der Pumpstufe j

Die Parameter werden durch eine nicht lineare Optimierung bestimmt:

$$\sum_{i=1}^n (s_{gemessen} - s_{berechnet})^2 \xrightarrow{Parameter} \text{Minimum} \quad (4.1.4.1.2.7)$$

mit

n: Zahl der Messwerte

Die Auswahl eines geeigneten hydrogeologischen bzw. hydraulischen Modells für die Dateninterpretation kann im Einzelfall schwierig sein, insbesondere bei unzureichender geologischer Vorkundung. Nur in Einzelfällen gibt der Absenkungsverlauf während des Versuches durch charakteristisches Verhalten Anhaltspunkte für die hydraulischen Verhältnisse. Unter günstigen Bedingungen kann die Auftragung der ersten Ableitung der Absenkung gegen die logarithmierte Zeit ("derivative plot") bei

der Modellwahl helfen (SPANE & WURSTNER, 1993; ASCHENBRENNER & PREISS, 1998). Die Auswertung sollte daher mit möglichst einfachen Ansätzen erfolgen. Mit komplizierteren Rechenmodellen erzielt man zwar wegen der höheren Zahl von Parametern immer eine bessere Anpassbarkeit des Modells an die Messdaten. Dies bedeutet jedoch keineswegs eine höhere Richtigkeit der so gewonnenen Ergebnisse. Man muss stets im Auge behalten, daß alle gängigen Ansätze die Homogenität des Grundwasserleiters voraussetzen. Die realen Grundwasserleiter weisen aber immer mehr oder weniger große Inhomogenitäten in Form von Schichten, Linsen, Schrägschüttungskörpern, Gradierungen, lateralen Faziesänderungen etc. auf. Daher ist, unabhängig von versuchs- und messtechnischen Beschränkungen, eine vollkommene Anpassung einer Modellfunktion an das Datenmaterial nicht zu erwarten.

#### 4.1.4.2 Slug- und Bail-Tests (B)

"Everyone recognized that the hydraulic conductivity was accurate, plus or minus an order of magnitude." (NYER & FIERRO, 2001)

Ein einfaches Verfahren zur Bestimmung hydraulischer Parameter von Grundwasserleitern, insbesondere des Durchlässigkeitsbeiwertes, stellen die Slug- und Bail-Tests sowie verschiedene ähnliche Verfahren und Verfahrensvarianten dar (z. B. SCHREINER & KREYSING, 1998). Bei diesen Verfahren erfolgt im Unterschied zu Pumpversuchen keine kontinuierliche Wasserentnahme über einen mehr oder weniger langen Zeitraum, sondern eine kurzfristige, praktisch momentane Auslenkung des Wasserspiegels in einer Grundwassermessstelle. In der ursprünglichen Form wurde ein Wasservolumen ("slug") in eine Grundwassermessstelle eingegeben oder mit einem Schöpfgerät schnell entnommen ("bail"). Heute wird das hydraulische Signal im Regelfall durch Eintauchen und Entfernen eines Verdrängungskörpers (Abb. 4.1.4.2.1 - 4.1.4.2.2) oder durch Luftdruck unter einem Packer ausgelöst.

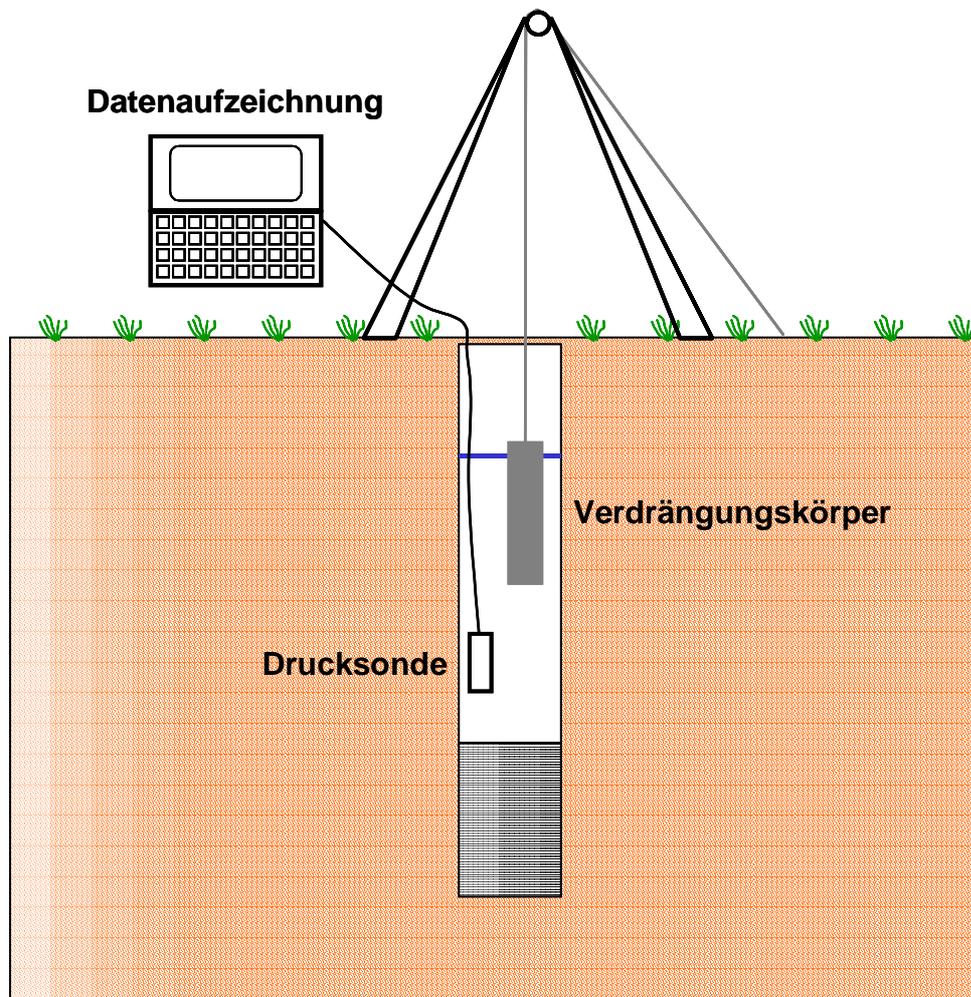


Abb. 4.1.4.2.1: Schematische Darstellung zur Durchführung von Slug- und Bail-Tests



Abb. 4.1.4.2.2: Verdrängungskörper zur Durchführung von Slug- und Bail-Tests in Messstellen DN 100 – DN 125 und DN 50 – DN 65

Da die Verdrängungskörper nur ein Volumen von einigen Litern haben, erfolgt in den meisten Fällen nach einer Auslenkung von maximal 1 m sehr schnell eine asymptotische Wiedereinstellung des ursprünglichen Wasserspiegels. Die Beobachtung der Wasserspiegelbewegungen muss daher mit schnell registrierenden Messgeräten mit einer Taktrate von höchstens 1 Sekunde oder kontinuierlicher analoger Aufzeichnung erfolgen. Mit speziellen Versuchseinrichtungen können auch größere Auslenkungen erzeugt werden (RÖSCH, 1992). Diese sind aber nicht marktüblich.

Slug- und Bail-Tests wurden ursprünglich für orientierende Untersuchungen im Wasserbau (Dammbau) entwickelt (HVORSLEV, 1951; CEDERGREN, 1989). Hierbei wurden Rammfilter mit einem maximalen Durchmesser von 2 Inch (ca. 50 mm) eingesetzt. An die Ergebnisse wurden keine hohen Genauigkeitsanforderungen gestellt.

In neuerer Zeit werden dagegen Slug- und Bail-Tests auch in Grundwassermessstellen größeren Ausbaumaßes und mit Filterkiesschüttung angewandt. Ihr Vorteil liegt hier in der kostengünstigen Versuchsdurchführung und darin, dass auf kontaminierten Standorten kein zu entsorgendes Abpumpwasser anfällt. Außerdem kann mit Slug- und Bail-Tests auch in gering durchlässigen Böden, z. B. als natürliche Barriere vorgesehene Gesteine im Bereich geplanter Abfalldeponien, getestet werden. Die Anwendung des Verfahrens in Messstellen mit konventionellem Ausbau erschwert die Versuchsdurchführung (große Verdrängungskörper) und –auswertung (Einflüsse der

Brunnenspeicherung und der Filterschüttung). Außerdem können bauliche Mängel der Messstelle (Skin) den Versuchsablauf beeinflussen.

Mit den gestiegenen Anforderungen an die Genauigkeit der erhobenen Parameter hat in den letzten 10 Jahren eine Neubewertung der Theorie und der darauf aufbauenden Auswertungsverfahren sowie die Entwicklung neuer Verfahren eingesetzt. Im Gegensatz zu den Pumpversuchen ist eine Bildung geschlossener (analytischer) Lösungen auch für relativ einfache Randbedingungen nicht in jedem Fall möglich, da die Art des Eingangssignals (instantane Anregung) Schwierigkeiten macht. Es sind daher auch teil-numerische Lösungen entwickelt worden (KGS-Modell, LIU & BUTLER, 1995). Eine Zusammenstellung des gegenwärtigen Standes findet sich in BUTLER (1998). Einige der dort behandelten Auswertungsverfahren sind in kommerzieller Software (Aqtesolv, AquiferWin32) verfügbar.

In hoch durchlässigen Grundwasserleitern kann es nach der Anregung durch den Verdrängungskörper oder einen pneumatischen Puls zu einer gedämpften Schwingung der Wassersäule kommen. Diese kann nur mit sehr kurzen Taktraten (0,1 s oder darunter) adäquat erfasst werden. Für die Auswertung sind Verfahren aus der Theorie der harmonischen Schwingungen entwickelt worden. Es ist daher kein Wunder, dass hier fast ausschließlich Physiker die Theoriebildung beherrschen (KRAUSS, 1974; MARSCHALL, 1993; ZENNER, 1996). Die Verfahren haben nur eine beschränkte Verbreitung gefunden.

Insgesamt ermöglichen Slug- und Bail-Tests und ihre Abwandlungen im Regelfall nur eine erste Schätzung der Durchlässigkeit. Ihre Stärke besteht darin, dass sie in kurzer Zeit an vielen Messstellen oder an Filterabschnitten durchgeführt werden können, so dass die räumliche Variabilität der Durchlässigkeitsverhältnisse, die insbesondere für Transportvorgänge wichtig ist, ermittelt werden kann (BUTLER et al., 1994; BUTLER et al., 2000; BJERG et al., 1992).

#### 4.1.4.3 Versickerungsversuche (C)

Für viele Fragestellungen wird die effektive vertikale Durchlässigkeit unter dem Einfluss der Schwerkraft (Gradient 1) bei der Versickerung benötigt, z. B. zur Dimensionierung von Regenwasserversickerungen oder für die Bewertung von bindigen Abdeckungen von Deponien (G. SCHNEIDER, 1988; HORN, 1989). Historisch ist das Verfahren schon vor 500 Jahren im Wasserbau zur Prüfung von Erddämmen eingesetzt worden (LIANDI, 1991)

Eine verbreitet eingesetzte Messeinrichtung für die Bestimmung der Versickerungsfähigkeit von Böden stellt das modifizierte Guelph-Permeameter dar (AKKERMANN et al., 1999; Abb. 4.1.4.3.1).

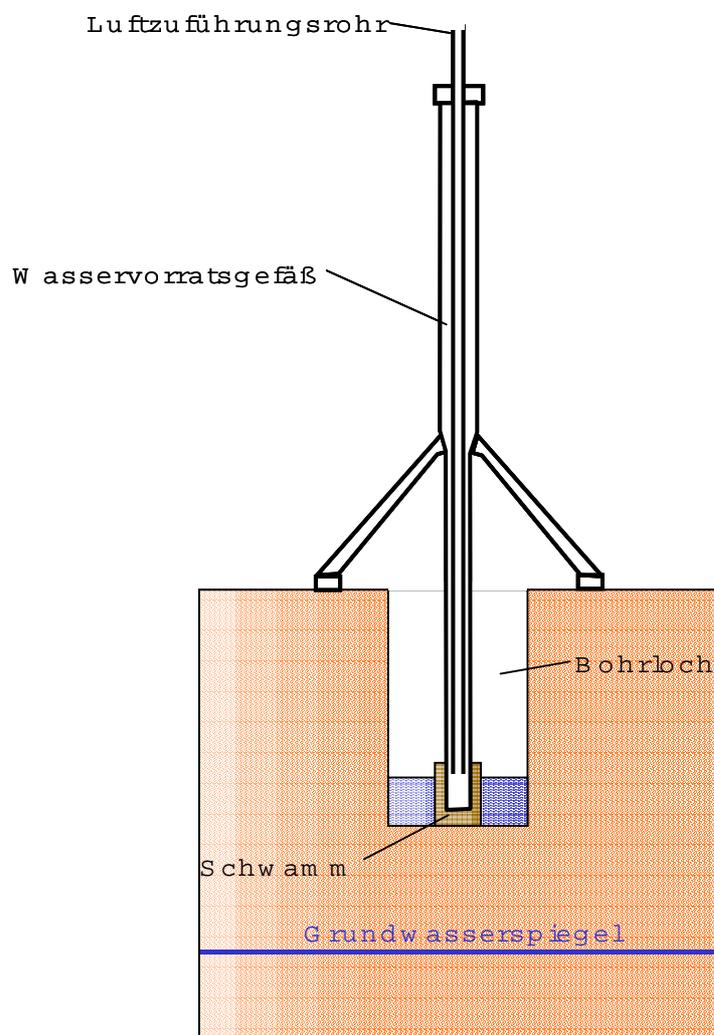


Abb. 4.1.4.3.1: Modifiziertes Guelph-Permeameter zur Bestimmung der Versickerungsfähigkeit von Böden (nach AKKERMANN et al., 1999)

#### 4.1.4.4 Sonstige Verfahren (B)

Mittlere Durchlässigkeiten lassen sich aus der Fließgeschwindigkeit bei **Markierungsversuchen** (Abschn. 4.3.3.3) abschätzen:

$$k_f = \frac{v_f}{i} = \frac{v_a * n_f}{i} \quad (4.1.4.4.1)$$

Es müssen hierfür hinreichend genaue Abschätzungen für den mittleren Gradienten  $i$  und die durchflusswirksame Porosität  $n_f$  vorliegen.

Ist der **Wasserhaushalt** eines Gebietes mit hinreichender Genauigkeit bekannt, z. B. beim Betrieb einer Wassergewinnungsanlage, so kann die mittlere Durchlässigkeit des Grundwasserleiters aus dem Durchfluss  $Q$ , dem mittleren Spiegelgefälle  $i$  und der Abstrombreite  $B$  aus einem Gleichenplan und der Mächtigkeit  $m_{Gw}$  des Grundwasserleiters abgeschätzt werden (THIEM, 1940):

$$k_f = \frac{Q}{i * m_{Gw} * B} \quad (4.1.4.4.2)$$

Sehr viel schwieriger ist die Schätzung der Durchlässigkeit gering durchlässiger (bindiger) Schichten. Für oberflächennahe Schichten lässt sich unter günstigen Bedingungen eine Abschätzung von Mindestdurchlässigkeiten aus einer Wasserhaushaltsbetrachtung herleiten (Abb. 4.1.4.4.1). Die Grundwasserneubildung GWN führt zu einem Abfluss  $Q_h$  und einer Versickerung  $Q_v$  durch die gering durchlässige Schicht. Wenn  $Q_h$  deutlich unterhalb der Neubildungsrate liegt, so bedeutet dies, dass eine relevante Absickerung  $Q_v$  und damit Durchlässigkeit der bindigen Schicht gegeben ist. Diese Situation tritt bei üblichen Betrachtungsmaßstäben bei Durchlässigkeiten ab ca.  $10^{-8}$  bis  $10^{-7}$  m/s auf. Geringere Durchlässigkeiten können bei dieser Betrachtung nur als „praktisch wasserundurchlässig“ angesprochen werden.

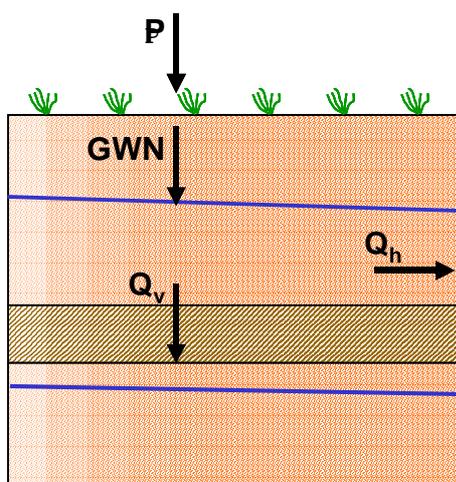


Abb. 4.1.4.4.1: Schematische Darstellung zur Abschätzung der Durchlässigkeit von oberflächennahen Geringleitern

Die Durchlässigkeit von Geringleitern im wassergesättigten Bereich lässt sich bei der Auswertung von **Pumpversuchen** nach dem Typkurvenverfahren von WALTON (1962) (Gln. 4.1.4.1.2.4) abschätzen.

In Gebieten mit tideoffenen Oberflächengewässern kann die **Fortpflanzung der Tidenwelle** in oberflächennahen Grundwasserleitern, die im hydraulischen Kontakt zum Oberflächengewässer stehen, zur Abschätzung des Verhältnisses der hydraulischen Parameter T und S genutzt werden. Liegt eine hinreichend genaue Schätzung des Speicherkoeffizienten S vor (Abschn. 4.2.2), so kann hieraus der Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt werden. Für die Phasenverschiebung und die Dämpfung einer harmonischen (Sinus-) Schwingung ergeben sich (z. B. ERSKINE, 1991):

$$\Delta t = x * \sqrt{\frac{t_0 * S}{4 * \pi * T}} \quad (4.1.4.4.3)$$

mit dem Abstand x einer Messtelle vom Gewässer und der Periode  $t_0$  der Schwingung, sowie

$$\alpha = e^{\left(-x * \sqrt{\frac{\pi * S}{t_0 * T}}\right)} \quad (4.1.4.4.4)$$

Die Bestimmung von T/S aus Gln. 4.1.4.4.3 und 4.1.4.4.4 erfolgt durch iterative Verfahren. In der Praxis zeigt es sich, dass dabei selten Übereinstimmung innerhalb einer Zehnerpotenz zu erzielen ist. Dies ist insbesondere auf die Variabilität des Speicherkoeffizienten und nicht berücksichtigte Randbedingungen zurückzuführen. Zur Orientierung bezüglich der Anwendbarkeit des Verfahrens sind in Tab. 4.1.4.4.1 einige ausgewählte Werte für  $\Delta t$  und  $\alpha$  zusammengestellt. Für  $t_0$  wurde entsprechend den Verhältnissen an der Unterelbe eine Periode von 12 h und 25 Minuten (44700 s) eingesetzt.

T/S [m <sup>3</sup> /s]	x = 50		x = 100		x = 200		x = 300	
	$\Delta t$ [s]	$\alpha$ [-]						
1000	94	0,9868	189	0,9738	377	0,9484	566	0,9235
100	298	0,9589	596	0,9196	1193	0,8456	1789	0,7776
10	943	0,8759	1886	0,7671	3772	0,5885	5658	0,4514
1	2982	0,6576	5964	0,4324	11928	0,1870	17892	0,0809
0,1	9430	0,2657	18860	0,0706	37721	0,0050	56581	0,0004
0,01	29821	0,0151	59642	0,0002	119283	0,0000	178925	0,0000
0,001	94302	0,0000	188603	0,0000	377206	0,0000	565809	0,0000

Tab. 4.1.4.4.1: Parameter der Tidenfortpflanzung für ausgewählte hydraulische und geometrische Verhältnisse

## 4.2 Bestimmung der Porosität und des Speicherkoeffizienten

### 4.2.1 Erfahrungswerte (B)

Erfahrungswerte der Porosität sind den einschlägigen Lehr- und Handbüchern zu entnehmen (Abb. 4.2.1.1). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass vielfach die Quellen der Angaben nicht benannt werden, so dass zum Teil redundante Information enthalten sein kann.

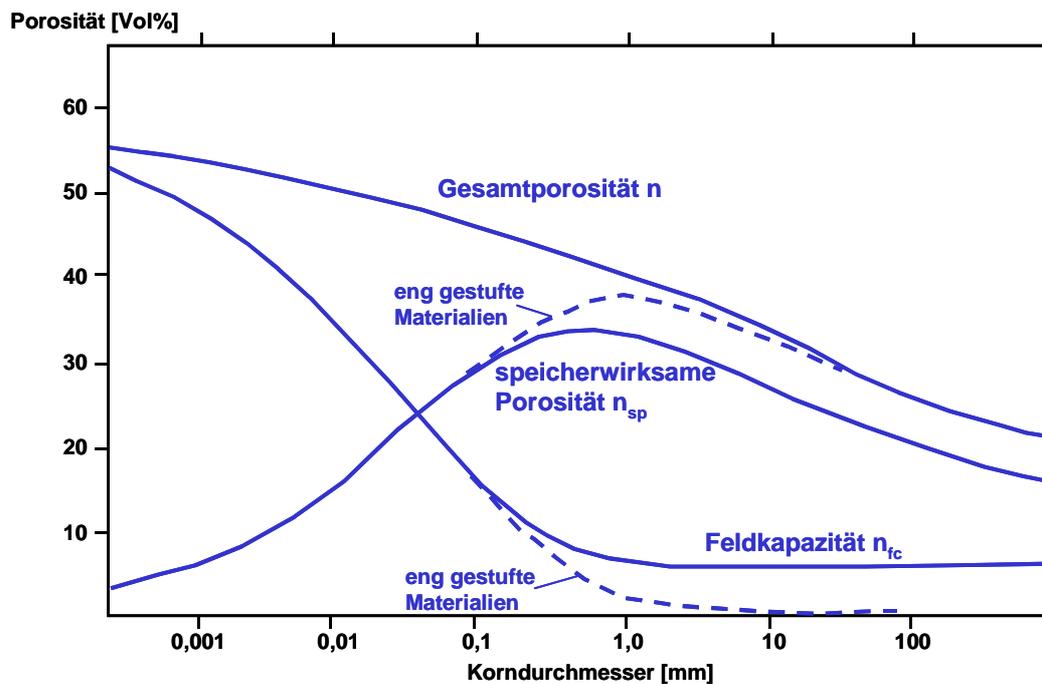


Abb. 4.2.1.1: Übersicht über die Porosität von Porengrundwasserleitern in Abhängigkeit von der Korngröße (verändert nach BRASSINGTON, 1998)

Für die hydrogeologische Praxis sind im wesentlichen drei verschiedene Größen der Porosität zu betrachten:

Die **Gesamtporosität ( $n$ )** umfasst alle Poren des Sediments unabhängig von ihren hydraulischen Eigenschaften:

$$n = \frac{V_P}{V_g} \quad (4.2.1.1)$$

Erfahrungswerte der Gesamtporosität sind in Tab. 4.2.1.1 zusammengestellt.

Material	Porosität n [-]	Quellen
Kies	0,25 - 0,40	(2), (4), (5)
Kies, sandig	0,10 - 0,35	(1), (3), (4), (5)
Grobkies	0,24 - 0,36	(5), (6)
Mittelkies	0,32	(6)
Feinkies	0,25 - 0,40	(1), (5), (6)
Sand	0,25 - 0,51	(2), (4), (5)
Grobsand	0,25 - 0,50	(1), (3), (5), (6)
Sand, kiesig	0,10 - 0,35	(1), (4), (5)
Mittelsand	0,30 - 0,45	(1), (5), (6)
Feinsand	0,26 - 0,53	(1), (5), (6)
Sand, schluffig	0,33 - 0,40	(1)
Schluff	0,34 - 0,61	(2), (3), (4), (5), (6)
Schluff, sandig	0,35 - 0,45	(1), (5)
Schluff, tonig-feinsandig	0,40 - 0,50	(1)
Schluff, tonig	0,34 - 0,55	(1), (5)
Ton	0,33 - 0,70	(2), (3), (4), (5), (6)
Ton, schluffig	0,41 - 0,65	(1), (5)
Geschiebemergel	0,10 - 0,35	(3), (4), (5), (6)
Löss	0,49 - 0,50	(5), (6)

## QUELLEN:

- (1) BALKE et al. (2000)
- (2) FREEZE & CHERRY (1979)
- (3) FETTER (1994)
- (4) DRISCOLL (1986)
- (5) SPITZ & MORENO (1996)
- (6) BRASSINGTON (1998)

Tab. 4.2.1.1: Erfahrungswerte der Gesamtporosität (n) von Porengrundwasserleitern nach unterschiedlichen Quellen

Es zeigt sich, dass für alle Materialien eine erhebliche Streuung der Werte vorliegt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass einerseits zu ihrer Herleitung unterschiedliche Methoden verwendet wurden, andererseits die hier zusammengefassten Materialien nicht einheitlich sind. Kugelpackungen aus einheitlich großen Kugeln weisen unabhängig von ihrer Korngröße je nach Lagerungsdichte theoretisch eine Porosität von 26 bis 48 % auf. Höhere Porositäten ergeben sich aus Abweichungen der Korngestalt von der Kugelform und intragranulare Porosität, geringere aus der Reduzierung des Porenraums durch Füllung von Poren mit feinkörnigem Material („Unterkorn“). Die Porosität ist also primär nicht eine Funktion der Korngröße, sondern des Verdichtungsgrades und der Kornverteilungskurve (Ungleichförmigkeit).

Die **speichernutzbare Porosität ( $n_{sp}$ )** bzw. das gravitativ entwässerbare Porenvolumen umfasst den Anteil der Gesamtporosität, der unter dem Einfluss der Schwerkraft frei abfließt. Da die Entwässerung ein instationärer Vorgang ist, ist der Betrag der speichernutzbaren Porosität eine Funktion der Bestimmungsmethode. Üblicherweise werden (zumindest für rollige Bodenarten) Auslaufversuche (Abschn. 4.2.3) über 24 Stunden durchgeführt. Pumpversuche (Abschn. 4.2.4) können dagegen Zeiträume von wenigen Stunden bis einigen Wochen umfassen. Erfahrungswerte des gravitativ entwässerbaren Porenvolumens („specific yield“) sind in Tab. 4.2.1.2 zusammengestellt.

Material	entw. Porosität $n_{sp}$ [-]	Quellen
Kies	0,15 - 0,30	(3)
Kies, sandig	0,15 - 0,25	(1), (3)
Grobkies	0,12 - 0,43	(2), (5), (6), (7)
Mittelkies	0,13 - 0,44	(2), (4), (5), (6), (7)
Feinkies	0,13 - 0,40	(1), (2), (4), (5), (6), (7)
Sand	0,10 - 0,30	(3)
Sand, kiesig	0,15 - 0,35	(1), (2), (3), (4), (6)
Grobsand	0,15 - 0,43	(1), (2), (4), (5), (6), (7)
Mittelsand	0,10 - 0,46	(1), (2), (4), (5), (6), (7)
Feinsand	0,01 - 0,46	(1), (2), (4), (5), (6), (7)
Sand, schluffig	0,08 - 0,12	(1)
Schluff	0,01 - 0,39	(2), (5), (6), (7)
Schluff, sandig	0,05 - 0,10	(1)
Schluff, tonig-feinsandig	0,005 - 0,05	(1)
Schluff, tonig	0,03 - 0,08	(1)
Ton	< 0,01 - 0,18	(3), (4), (5), (6), (7)
Ton, sandig	0,03 - 0,12	(2), (6)
Ton, schluffig	0,02 - 0,05	(1), (2)
Geschiebemergel	0,06 - 0,16	(7)
Löss	0,14 - 0,22	(5), (7)

## QUELLEN:

- (1) BALKE et al. (2000)
- (2) FETTER (1994)
- (3) WALTON (1970) zitiert nach DRISCOLL (1986)
- (4) HÖLTING & COLDEWEY (2005)
- (5) SPITZ & MORENO (1996)
- (6) JOHNSON (1967)
- (7) BRASSINGTON (1998)

Tab. 4.2.1.2: Erfahrungswerte des gravitativ entwässerbaren (speichernutzbaren) Porenvolumens ( $n_{sp}$ ) von Porengrundwasserleitern nach unterschiedlichen Quellen

Die **durchflusswirksame Porosität ( $n_f$ )** ist jener Anteil an der Gesamtporosität, der im gesättigten Zustand aktiv am hydraulischen Geschehen teilnimmt. Es handelt sich somit um die Gesamtporosität vermindert um unzugängliche ("dead end") Poren und den Haftwasseranteil. In grobkörnigen Bodenarten mit geringem Unterkornanteil nähert sich die durchflusswirksame Porosität der Gesamtporosität ( $n$ ) an. In feinkörnigen Bodenarten, insbesondere mit erheblichen Schluff- und Tonanteilen, liegt sie dagegen deutlich darunter. In der numerischen Modellierung wird häufig die durchflusswirksame Porosität durch die leichter zu bestimmende speichernutzbare Porosität ( $n_{sp}$ ) abgeschätzt. Dieses Verfahren ist jedoch insbesondere für feinkörnigere Bodenarten unzulässig, da bei der gravitativen Entwässerung Kapillareffekte und bei zunehmender Entwässerung die abnehmende effektive Durchlässigkeit den Anteil der frei entwässerbaren Porosität deutlich absenken. Außerdem wird während der aus wirtschaftlichen Gründen meist gewählten Auslaufzeit von 24 Stunden nur ein Teil des insgesamt entwässerbaren Porenvolumens erfasst.

#### 4.2.2 Schätzverfahren (B)

Die Gesamtporosität ist im wesentlichen von der Gestalt der Kornverteilungskurve (Ungleichförmigkeit  $U$ ) abhängig. Daher sind Schätzverfahren auf dieser Grundlage entwickelt worden, z. B. BALKE et al. (2000):

$$n = 0,21 * \left( 1 + \frac{1}{U^{2/3}} \right) \quad (4.2.2.1)$$

Ein empirisches Verfahren zur Abschätzung des gravitativ entwässerbaren Porenanteils ("specific yield") aus der im Labor ermittelten Gesamtporosität wurde von YOUNGER (1993) entwickelt (Tab. 4.2.2.1).

Material	Anteil des gravitativ entwässerbaren Porenvolumens ( $n_{sp}$ ) an der Gesamtporosität ( $n$ )
Grobkies	0,80
Mittelkies	0,75
Feinkies	0,73
Grobsand	0,69
Mittelsand	0,70
Feinsand	0,53
Schluff	0,17
Ton	0,07
Geschiebemergel	0,18
Torf	0,48
Löss	0,37

Tab. 4.2.2.1: Abschätzung des gravitativ entwässerbaren Porenanteils ( $n_{sp}$ ) an Hand der Gesamtporosität (YOUNGER, 1993)

Abschätzungen des durchflusswirksamen Porenanteils ( $n_f$ ) sind dagegen generell problematisch. Dies gilt insbesondere für rechnerische Verfahren, die vom Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ ) ausgehen.

Ein Verfahren zur Abschätzung des spezifischen Speicherkoeffizienten ( $S_s$ ) auf der Grundlage bodenmechanischer Kennwerte ergibt sich nach YOUNGER (1993):

$$S_s = 9810 * a + 4,32 * 10^{-6} * n \quad (4.2.2.2)$$

mit  $a$  = Kompressibilität des Grundwasserleiters [ $ms^2/kg$ ]

Mit typischen Werten für die bodenmechanischen Kennwerte ergeben sich spezifische Speicherkoeffizienten gemäß Tab. 4.2.2.2. Zur Abschätzung des Speicherkoeffizienten müssen diese mit der Mächtigkeit der Schicht multipliziert werden.

Material	Aquiferkompressibilität	spez. Speicher-
	( $\alpha$ ) [ $\text{ms}^2/\text{kg}$ ]	koeffizient ( $S_s$ ) [1/m]
Ton	$10^{-6}$	$9,81 * 10^{-3}$
Schluff, Feinsand	$10^{-7}$	$9,82 * 10^{-4}$
Mittelsand, Feinkies	$10^{-8}$	$9,87 * 10^{-5}$
Grobsand, Mittelkies	$10^{-9}$	$1,05 * 10^{-5}$

Tab. 4.2.2.2: Abschätzung des Speicherkoeffizienten ( $S_s$ ) (YOUNGER, 1993)

Der Speicherkoeffizient berechnet sich dann nach

$$S = S_s * m_{Gw} \quad (4.2.2.3)$$

Es ist zu bedenken, dass sich mit diesem Verfahren nur die Größenordnung des Speicherkoeffizienten bestimmen lässt, da wesentliche Einflussgrößen wie die Lagerungsdichte nicht berücksichtigt werden.

### 4.2.3 Labormethoden (C)

Die **Gesamtporosität** ( $n$ ) lässt sich nach verschiedenen Verfahren bestimmen. Die einfachsten Methoden beruhen auf der Wägung eines definierten Bodenvolumens bei bekanntem Sättigungsgrad. Ein definiertes Bodenvolumen besitzt beispielsweise eine „ungestörte“ Bodenprobe in einem Ausstechzylinder. Als definierte Sättigungszustände können die Nullsättigung (Trocknung bei 105 °C, z. B. UTERMANN, 2000) oder die vollständige Sättigung verwendet werden. Es ergeben sich daraus die nachfolgenden Berechnungsmöglichkeiten.

$$n = \frac{V_{\text{Probe}} - \frac{G_{\text{getrocknet}}}{\rho_{\text{Korn}}}}{V_{\text{Probe}}} \quad (4.2.3.1)$$

Hierbei wird  $\rho_{\text{Korn}}$  für mineralische Böden üblicherweise mit 2,65 g/cm<sup>3</sup> abgeschätzt.

$$n = \frac{G_{\text{gesättigt}} - G_{\text{getrocknet}}}{V_{\text{Probe}} * \rho_{\text{Wasser}}} \quad (4.2.3.2)$$

Die Sättigung kann zum Beispiel im Rahmen eines Durchlässigkeitsversuchs erfolgen (Abschn. 4.1.3).

Das **entwässerbare Porenvolumen** ( $n_{\text{sp}}$ ) wird durch einen Auslaufversuch, üblicherweise im Anschluss an einen Säulenversuch zur Durchlässigkeitsbestimmung, durch gravitativen Ablauf aus der Säule bestimmt. Dieses Verfahren ist nicht normiert. Es ist üblich, die Auslaufphase nach 24 Stunden zu beenden.

Das mittlere **durchflusswirksame Porenvolumen** ( $n_f$ ) kann durch Markierungsversuche während eines Säulenversuchs zur Durchlässigkeitsbestimmung (Abb. 4.1.3.2) ermittelt werden. Hierzu wird nach Einstellung stationärer Strömungsbedingungen in der Bodensäule im Einlauf ein Markierungsstoff als Puls oder kontinuierlich zugegeben. Aus der mittleren Abstandsgeschwindigkeit (Schwerpunkt des Pulses oder 50%-Durchgang bei kontinuierlicher Tracerzugabe) und der Filtergeschwindigkeit  $v_f$  berechnet sich  $n_f$ :

$$n_f = \frac{v_f}{v_a} = \frac{Q}{v_a * F_{\text{Probe}}} \quad (4.2.3.3)$$

#### 4.2.4 Feldversuche (B)

Das **speichernutzbare Porenvolumen** ( $n_{sp}$ ) und der **Speicherkoefizient** ( $S$ ) können bei Pumpversuchen (Abschn. 4.1.4.1) ermittelt werden. Im Unterschied zur Durchlässigkeit bzw. Transmissivität handelt es sich beim Speicherkoefizienten um einen wenig sensitiven Parameter (z. B. MOENCH, 1994; GILLBRICHT, 1996b). Die Bestimmung bleibt daher auch bei günstigen Randbedingungen (gute Datenlage, weitgehend homogener Grundwasserleiter) und Verwendung eines modernen Auswertungsprogramms mit Unsicherheiten behaftet.

Das **durchflusswirksame Porenvolumen** ( $n_f$ ) kann im Rahmen von Markierungsversuchen (Abschn. 4.3.3.4) oder aus der Auswertung natürlicher Stoffausbreitungsprozesse (Abschn. 4.3.3.3) abgeschätzt werden.

## **4.3 Bestimmung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit**

### **4.3.1 Erfahrungswerte (A)**

In Porengrundwasserleitern ohne relevante anthropogene Einflüsse (Wasserförderung) kann man im Regelfall davon ausgehen, dass das Grundwasser in seinem generellen Verhalten dem Oberflächenwasser und damit der Oberflächentopografie folgt. Hoch gelegene Landschaftsteile sind Bereiche der Grundwasserneubildung mit relativ hoch liegendem Grundwasserspiegel. Die Täler mit den Oberflächengewässern bilden die natürliche Vorflut des Grundwassers (Abb. 3.2.3.1.2). Damit sind die Hauptfließrichtungen der oberflächennahen Grundwasserleiter vorgezeichnet. Die Morphologie der Grundwasseroberfläche ist dabei gegenüber der Geländemorphologie gedämpft.

Für tiefer gelegene Grundwasserleiter liegen die Verhältnisse in Abhängigkeit vom geologischen Bau und den Durchlässigkeitsverhältnissen manchmal komplizierter. Bereiche der Neubildung sind für sie nicht unbedingt morphologisch zu bestimmen, sondern können durch Bereiche erhöhten Austauschs mit den überlagernden Grundwasserleitern, insbesondere durchlässige geologische „Fenster“, bestimmt sein. Auch relativ große Oberflächengewässer müssen nicht zwingend als Vorflut wirken, sondern können, zumindest teilweise, unterströmt werden. In den tieferen Grundwasserleitern Norddeutschlands wirken verbreitet teilweise hoch durchlässige pleistozäne Rinnenstrukturen als Vorflut (KUSTER & MEYER, 1979; MEYER & GROSSMANN, 1997). Diese sind nur zum Teil mit rezenten Gewässern verbunden.

Die Spiegelgefälle und damit Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers bewegen sich oft in einem relativ engen Bereich. Für die sandigen Grundwasserleiter Norddeutschlands kann man beim Fehlen konkreter Informationen im Durchflussgebiet, d. h. im hinreichenden Abstand von Wasserscheiden und Vorflutern, in hinreichend homogenen Systemen Spiegelgefälle in einer Größenordnung von 1 : 500 bis 1 : 200 und damit Fließgeschwindigkeiten (Abstandsgeschwindigkeiten  $v_d$ ) in einer Größenordnung von einigen 10er bis wenigen 100er Metern pro Jahr ansetzen, wobei die höheren Werte für durchlässigere Wasserleiter gelten.

### 4.3.2 rechnerische Verfahren (B)

Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers lässt sich aus einer einfachen Wasserhaushaltsbetrachtung unter Berücksichtigung der Durchlässigkeitsverhältnisse ableiten. Der Grundwasserleiter muss das innerhalb eines Einzugsgebietes neu gebildete Grundwasser zur Vorflut abführen. Man kann nun manuell als Überschlagsrechnung oder mit Hilfe eines einfachen 1-dimensionalen Finite-Differenzen-Modells durch Rückwärtsintegration vom Vorfluter zur Wasserscheide für einen Stromstreifen die Fließgeschwindigkeiten, wassererfüllten Mächtigkeiten und Grundwasserspiegelgefälle abschätzen (Abb. 4.3.2.1).

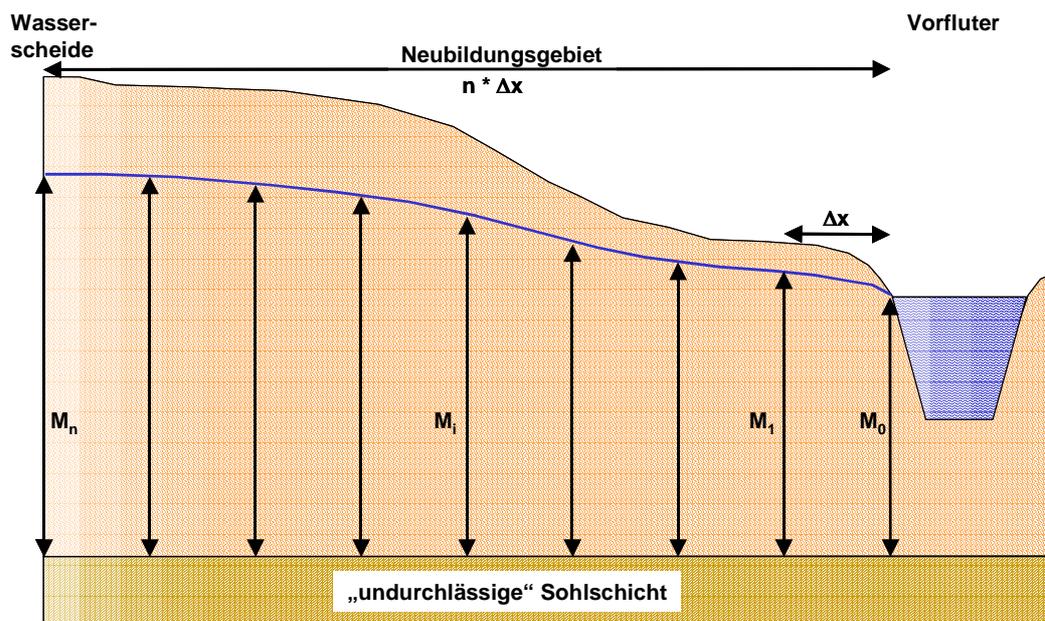


Abb. 4.3.2.1: Definitionsskizze zum Abschätzverfahren der Grundwasserfließgeschwindigkeit

Das Austrittsgefälle am Vorfluter ergibt sich zu

$$i_0 = \frac{GWN * n * \Delta x}{k_f * M_0} \quad (4.3.2.1a)$$

und die Abstandsgeschwindigkeit zu

$$v_{a0} = \frac{k_f * i_0}{n_f} \quad (4.3.2.2)$$

Wählt man  $\Delta x$  hinreichend klein, kann die Integration explizit durchgeführt werden. Es ergibt sich

$$M_1 = M_0 + \Delta x * i_0 \quad (4.3.2.3a)$$

und

$$i_1 = \frac{GWN * (n-1) * \Delta x}{k_f * M_1} \quad (4.3.2.1b)$$

oder allgemein

$$M_i = M_{(i-1)} + \Delta x * i_{(i-1)} \quad (4.3.2.3b)$$

und

$$i_i = \frac{GWN * (n-i) * \Delta x}{k_f * M_i} \quad (4.3.2.1c)$$

Es ist zu beachten, dass bei dieser Form der Abschätzung eine im Einzugsgebiet einheitliche Neubildung und ein homogener Durchlässigkeitsbeiwert angenommen sowie das dreidimensionale Strömungsbild im Bereich des Vorfluters und der Wasserscheide vernachlässigt werden (Dupuit-Annahme). Örtliche Variationen von Neubildung und Durchlässigkeit lassen sich jedoch einfach integrieren.

Liegen schon weitergehende Informationen zur hydrogeologischen Situation und zum Wasserhaushalt vor, können die Abschätzungen durch ein analytisches oder numerisches Grundwasserströmungsmodell (Abschn. 8.3) erfolgen.

### 4.3.3 Feldversuche

#### 4.3.3.1 Kartierung der Potenzialverteilung (A)

Das gebräuchlichste Verfahren zur Bestimmung von Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit ist die Messung der Grundwasserstände und die darauf aufbauende **Konstruktion von Grundwasserhöhengleichenplänen** und Fließbahnen. Üblicherweise erfolgt dies nach dem Verfahren der hydrologischen Dreiecke. Das Messstellennetz wird in möglichst kleine und annähernd gleichseitige Dreiecke eingeteilt bzw. so angelegt. Aus den Wasserständen der drei zu einem Dreieck zusammengefassten Messstellen werden durch Linearinterpolation lokale Grundwasserhöhengleichen konstruiert (Triangulation; Abb. 4.3.3.1.1). Mathematisch bedeutet dies, dass eine Ebene durch die drei Stützpunkte gelegt wird. Es handelt sich hierbei um ein eindeutiges Bestimmungsverfahren, da die Ebene exakt durch die drei gemessenen Wasserstände definiert wird. Das Wasser folgt dem steilsten Gefälle der Ebene und fließt damit im Kartenbild senkrecht zu den Höhengleichen.

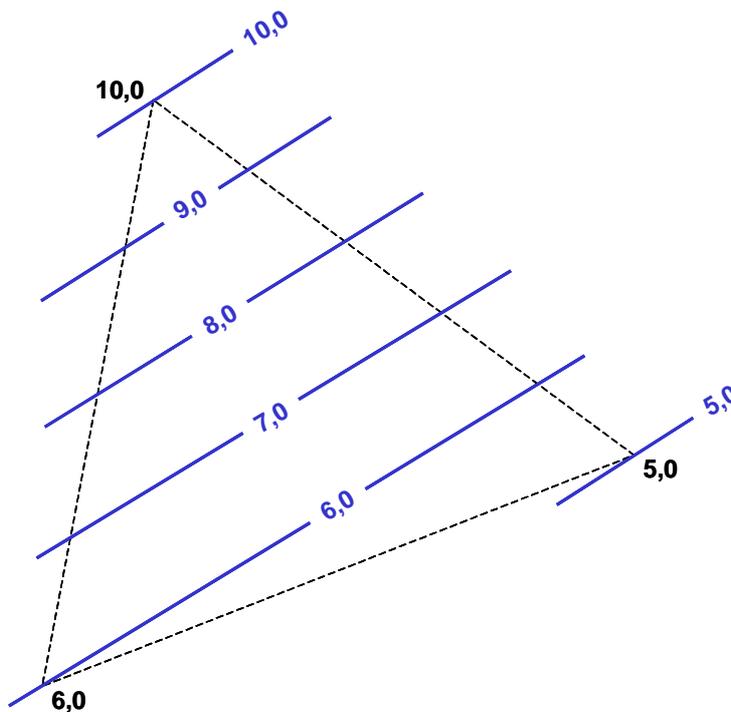


Abb. 4.3.3.1.1: Bestimmung der Grundwasserhöhengleichen im hydrologischen Dreieck

So bestechend einfach dieses Verfahren auch auf den ersten Blick erscheinen mag, so problematisch ist es doch beim zweiten Hinsehen in vielfacher Hinsicht:

1. Die Grundwasserströmung ist eine Potenzialströmung. Der in einer Messstelle gemessene Wasserstand ist nur eine Hilfsgröße, die wir wegen ihrer leichten Zugänglichkeit an Stelle des Potenzials verwenden. Probleme entstehen insbesondere bei gespannten Grundwasserleitern, bei denen die Messstellen einen erheblichen Eingriff in das natürliche System darstellen, da hier lokal als Artefakt ein freier Grundwasserspiegel geschaffen wird. Die Lage dieses Wasserspiegels  $W$  ist dabei nicht nur vom

Potenzial im Grundwasserleiter abhängig, sondern auch von der Wechselwirkung von Messstelle und Grundwasserleiter mit dem atmosphärischen Außendruck  $P$ , der sogenannten barometrischen Effizienz  $\alpha$  der Messstelle:

$$\alpha = -\frac{\Delta W}{\Delta P} \quad (4.3.3.1.1)$$

Dabei sind  $\Delta W$  die Änderung des Wasserspiegels und  $\Delta P$  die Änderung des Luftdrucks innerhalb eines Beobachtungszeitraums bei konstantem hydraulischem Potenzial.

Die Verwendung des freien Wasserspiegels in Messstellen an Stelle des Potenzials im Grundwasserleiter bedeutet damit, dass wir stillschweigend voraus setzen, dass alle verwendeten Messstellen dieselbe barometrische Effizienz aufweisen. Diese Annahme ist in homogenen Grundwasserleitern bei Messstellen mit gleichartigem Ausbau theoretisch durchaus gerechtfertigt. Trotzdem ist, insbesondere bei kleinräumigen Betrachtungen mit geringen Wasserstandsdifferenzen, immer mit erheblichen Fehlern aus dieser Annahme zu rechnen (RASMUSSEN & CRAWFORD, 1997).

Eine weitere Störung ergibt sich, wenn Grundwasser unterschiedlicher Dichte, insbesondere salinär beeinflusstes Tiefenwasser, auftritt (z. B. SKOWRONEK & GROSSMANN, 1998). In diesem Fall müssen die Wasserstände unter Berücksichtigung der Dichte auf ein einheitliches Höhenniveau umgerechnet werden (FETTER, 1994).

2. Die Konstruktion der Grundwasserdruckfläche als Ebene setzt voraus, dass der Grundwasserleiter im Betrachtungsraum homogen, isotrop und von konstanter Mächtigkeit ist und weder Zuflüsse noch Entnahmen aufweist. Diese Annahmen sind schon für lokale Betrachtungen problematisch, können aber bei regionalen Betrachtungen mit entsprechenden Messstellenabständen zu erheblichen Fehlinterpretationen führen. Es soll dies an typischen Beispielen gezeigt werden. In einem homogenen und isotropen Grundwasserleiter mit konstanter Mächtigkeit (gespannter Fall) und gleichmäßig verteilter Neubildung kommt es entlang des Fließweges wegen der zunehmenden abzuführenden Wassermenge zu einer allmählichen Versteilung des Gefälles in Richtung auf die Vorflut. Die Grundwasserhöhengleichen weisen also keinen konstanten Abstand auf, wie dies die lineare Interpolation suggeriert (Abb. 4.3.3.1.2).

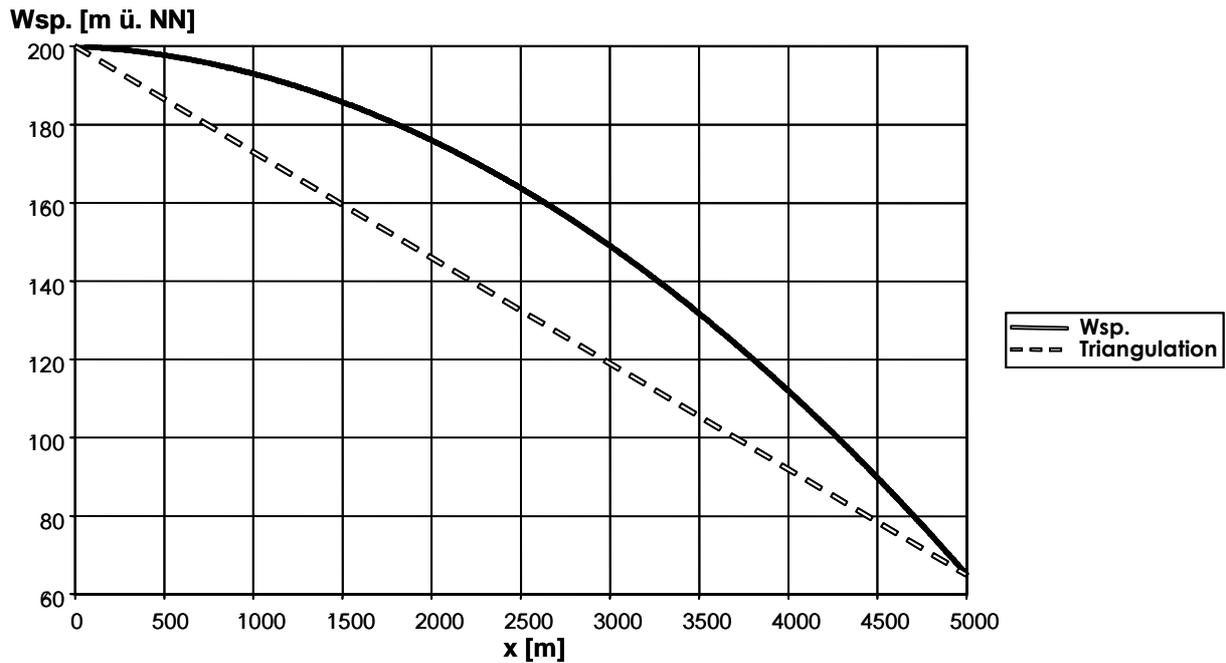


Abb. 4.3.3.1.2: Grundwasserspiegel unter dem Einfluss einer gleichmäßigen Grundwasserneubildung

Noch drastischer zeigt sich der Fehler, wenn starke punktuelle Entnahmen (Brunnen) innerhalb des Interpolationsbereiches liegen und bei der Konstruktion des Gleichensplan ignoriert werden (Abb. 4.3.3.1.3). In derartigen Fällen bietet sich die Möglichkeit einer Verknüpfung von Interpolationsschritten mit einem einfachen analytischen Grundwasserströmungsmodell an, das das hydrogeologische Objekt Brunnen in das Gleichensbild integriert (GROSSMANN et al., 1996).

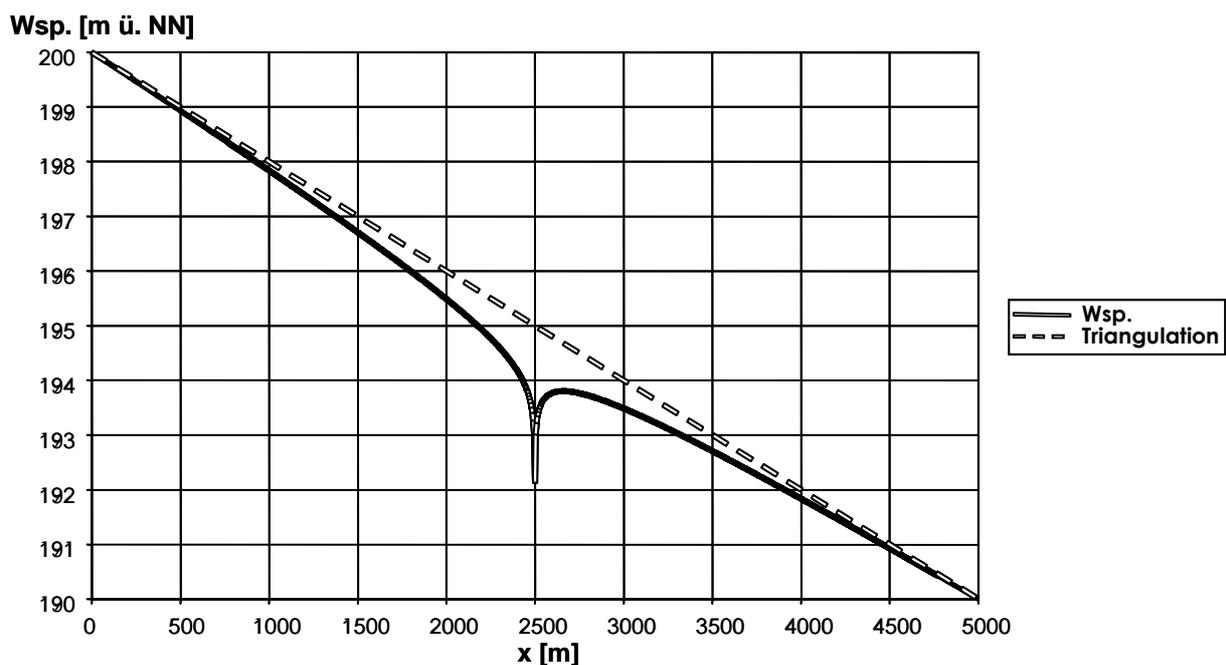


Abb. 4.3.3.1.3: Grundwasserspiegel unter dem Einfluss einer Entnahme (Brunnen)

In Grundwasserleitern mit starken räumlichen Variationen der Durchlässigkeitsverhältnisse (Heterogenität) ergibt sich bei konstantem Durchfluss (keine Neubildung, keine Entnahmen) ein wechselndes Spiegelgefälle (Abb. 4.3.3.1.4). Bei hinreichend dichtem Messstellennetz kann man daher aus einem linear interpolierten Gleichenplan unmittelbar auf die Durchlässigkeitsverhältnisse rückschließen (z. B. BRASSINGTON, 1998).

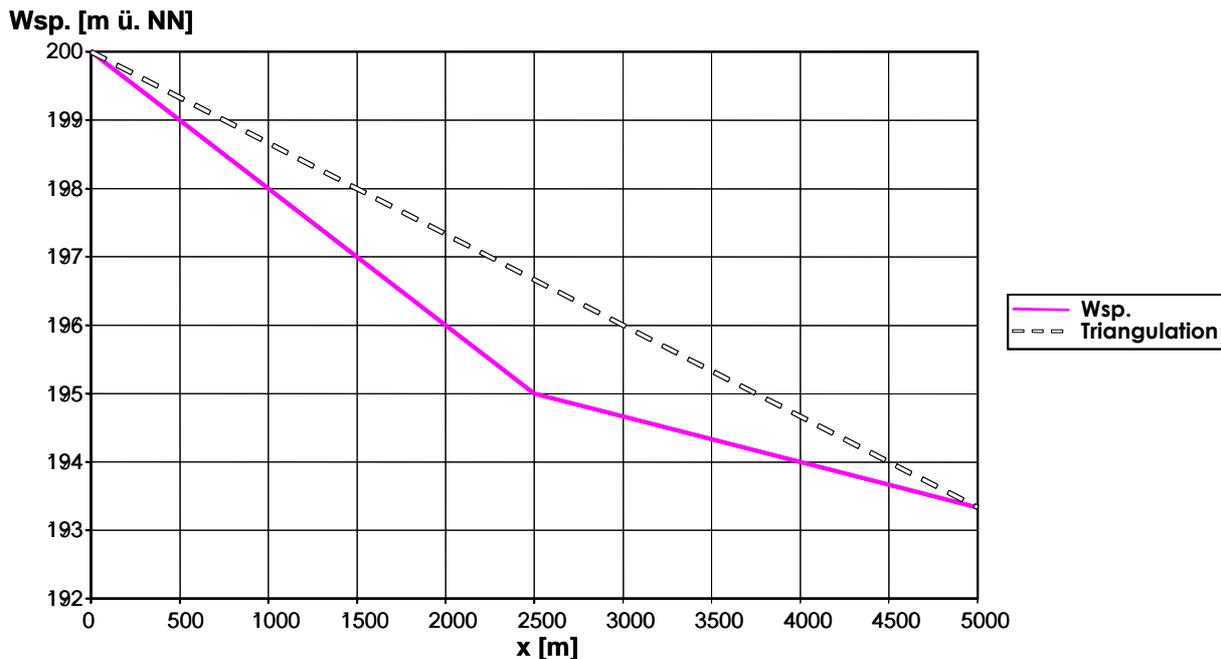


Abb. 4.3.3.1.4: Grundwasserspiegel in einem heterogenen Wasserleiter mit zwei Durchlässigkeitszonen und konstantem Durchfluss

Bei fast allen praktischen Betrachtungen in Porengrundwasserleitern wird vorausgesetzt, dass das Grundwasser dem steilsten Gefälle des Potentials folgt, d. h. senkrecht zu den Grundwasserhöhengleichen fließt. Diese Verhältnisse sind aber nur für den idealen homogenen Grundwasserleiter gegeben. In allen anderen Fällen folgt das Wasser dem Weg des geringsten Widerstandes. Es bewegt sich daher in jene Richtung, für die  $v_f = i * k_f$  ein Maximum annimmt. Bei deutlichen Variationen der Durchlässigkeit bewegt sich das Grundwasser daher nicht in Richtung auf das höchste Gefälle, sondern entlang der durchlässigsten Zonen (sog. bevorzugte Wegsamkeiten).

Es mag der Eindruck entstanden sein, dass ich das Verfahren der Konstruktion von Grundwasserhöhengleichenplänen mittels Linearinterpolation in hydrologischen Dreiecken (Triangulation) ablehne. Dies ist aber durchaus nicht der Fall. Man muss bei diesem Verfahren jedoch stets seine impliziten Annahmen im Blick behalten. Als Konventionsverfahren hat es den Vorteil der Reproduzierbarkeit und Unabhängigkeit vom Bearbeiter. Gegenüber anderen Interpolationsverfahren, z. B. aus der Geostatistik (Abschn. 8.2), besitzt es den Vorteil, nur auf wenigen nachvollziehbaren Annahmen zu beruhen. Abweichungen von diesen Annahmen, insbesondere hinsichtlich der Homogenität des Grundwasserleiters, treffen im gleichen Maße auf alle In-

terpolationsverfahren zu, die rein mathematisch operieren und hydrogeologisch „dumm“ sind. Grundsätzlich ist jedoch festzustellen, dass auf diesem Wege Fließwege nur mit beschränkter Genauigkeit abzuschätzen sind.

Aus dem empirisch ermittelten Gleichenplan lässt sich die **Fließgeschwindigkeit** nach den Gleichungen

$$v_f = i * k_f \quad (4.3.3.1.2)$$

bzw. mit (4.2.3.3)

$$v_a = \frac{i * k_f}{n_f} \quad (4.3.3.1.3)$$

bestimmen, wobei der lokale Gradient  $i$  aus dem Gleichenplan abgegriffen wird und für den mittleren Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  eine plausible Schätzung oder die Ergebnisse von Labor- oder Feldversuchen eingesetzt werden (Abschn. 4.1). Für die Abstandsgeschwindigkeit (Transportgeschwindigkeit)  $v_a$  sind die Schätzungen relativ unsicher, da in natürlichen Grundwasserleitern weder der Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  noch die durchflusswirksame Porosität  $n_f$  räumliche Konstanten darstellen und genau bekannt sind. Die Abstandsgeschwindigkeit wird aber für viele praktische Fragen, z. B. für die Abgrenzung der Schutzzone II um eine Trinkwasserfassung („50-Tage-Linie“, DVGW, 1995), benötigt.

### 4.3.3.2 Messung der Grundwasserstände (A)

“Because of the perceived ease of installation and operation of submersible pressure transducers and data loggers, data provided by these systems commonly are not adequately supported by quality-assurance procedures and documentation.” (FREEMAN et al., 2004)

Die Messung der Grundwasserstände erfolgt üblicherweise mit einem Kabellichtlot. Dieses besteht aus einer Messspitze mit zwei Elektroden, einem Flachkabel mit Zentimeterteilung und einer Kabeltrommel mit Anzeigeelektronik (Abb. 4.3.3.2.1). Tauchen die Elektroden in ein elektrolytisch leitendes Medium (Wasser) ein, so wird über das Flachkabel ein Stromkreis in der Messelektronik geschlossen. Es erfolgt eine Anzeige über eine optische und / oder akustische Anzeige über eine Glühlampe bzw. einen Summer. Schwierigkeiten mit dem Ansprechen des Gerätes können sich in gering leitenden Wässern, insbesondere oberflächennahen Grundwässern mit sehr geringem Lösungsgehalt (elektrische Leitfähigkeit unterhalb ca. 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und beim Auftreten von organischen oder anorganischen Schwebstoffen ergeben, die sich auf der kleineren inneren Elektrode niederschlagen. Die praktisch erzielbare relative Messgenauigkeit liegt in Abhängigkeit von der Lotungstiefe bei 0,5 bis 5 cm (SCHENK et al., 1996). Der Abstich (Messwert) unter Messpunkt ist jeweils mehrfach durch Auf- und Ablassen des Lots zu bestimmen. Bei Messungen in kleinräumigen Untersuchungsgebieten sollten alle Messungen mit einem Gerät durch eine einzige Person erfolgen, um die Relativfehler zu minimieren. Erfahrungsgemäß treten in älteren oder schrittweise aufgebauten Messnetzen Fehler und Ungenauigkeiten in den relativen Messpunkthöhen auf, so dass in Anbetracht der geringen natürlichen Gradienten des Grundwasserpotenzials mit erheblichen Fehlern bei der Bestimmung von Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit zu rechnen ist. **Es ist daher ein Neunivellment der Messpunkthöhen für fast alle Untersuchungen zu empfehlen.**



Abb. 4.3.3.2.1: Kabellichtlot

Treten neben Wasser andere, nicht elektrolytische, flüssige Phasen, insbesondere Mineralölprodukte, auf, so sind spezielle Mehrphasenlote zu verwenden, die außerdem über einen intrinsischen Explosionsschutz verfügen (Abb. 4.3.3.2.2).



Abb. 4.3.3.2.2: 2-Phasen-Kabellichtlot (Foto: Nordheide Geotechnik GmbH)

Die Grundwasserstände unterliegen zeitlichen Änderungen. Es ist daher immer fraglich, ob die hydraulischen Verhältnisse durch manuelle Stichtagsmessungen hinreichend erfasst werden können. In Gebieten mit starken kurzfristigen Wasserstandsschwankungen, insbesondere im Umfeld von Grundwasserförderungen und in der Nähe von Oberflächengewässern, sind manuelle Messungen nur eingeschränkt aussagefähig. Es sollten daher in jedem Messnetz, zumindest an ausgewählten Messstellen, kontinuierliche oder quasi-kontinuierliche Aufzeichnungen der Grundwasserstände erfolgen. Hierzu sind seit einigen Jahrzehnten mechanische **Pegelschreiber** (Abb. 4.3.3.2.3) im Einsatz. Bei diesen Geräten wird der Wasserstand über einen Schwimmkörper mit Gegengewicht erfasst. Über eine Umlenkrolle und ggf. geeignete Untersetzung wird die Bewegung des Schwimmers auf eine Schreibfeder übertragen, die den Wasserstand auf einem Millimeterpapier (Pegelbogen) aufzeichnet, das durch ein Uhrwerk kontinuierlich (meist auf einer Rolle) fortbewegt wird. Am verbreitetsten sind Aufzeichnungen mit einem Umlauf (Pegelbogenlänge ca. 30 cm) von 1 Monat. Marktgängige Pegelschreiber können aber auch auf Umläufe von 1 Tag, 1 Woche oder 3 Monaten eingestellt werden. Die Genauigkeit der zeitlichen Auflösung hängt von der gewählten Umlaufgeschwindigkeit ab. Die Papiere können

sich durch Feuchtigkeitsaufnahme verziehen. Der Wasserstand wird mit einer Genauigkeit vergleichbar der des Kabellichtlots erfasst. In Bereichen mit starken Grundwasserstandsschwankungen kann jedoch die Notwendigkeit bestehen, mit einer großen Unterersetzung für die Bewegung der Schreibfeder zu arbeiten. Dadurch wird die Genauigkeit herabgesetzt. Es kann zum (zeitweiligen) Verhaken bzw. Festhängen des Schwimmers im Brunnenrohr kommen, so dass insbesondere schnelle Wasserspiegelschwankungen nicht immer zuverlässig abgebildet werden. Voraussetzung für einen optimalen Betrieb von Pegelschreibern sind daher möglichst lotrechte Messstellen aus glattem Material (PVC) mit vollständig geschlossenen Gewindeverbindungen. In Messstellen mit starker mikrobiologischer Aktivität und / oder Ausfällung von Eisenhydroxiden im Bereich des Wasserspiegels können sich am Wasserspiegel klebrige Schleime bilden, die den Schwimmer an der Rohrwand anhaften lassen. Die Größe der Pegelschreiber erfordert die Aufstellung auf einer über Flur ausgebauten Messstelle. Sie sind daher nicht an allen Standorten einsetzbar und können im Einzelfall das Risiko des Vandalismus' erhöhen.



Abb. 4.3.3.2.3: Mechanischer Pegelschreiber zur Grundwasserstandsaufzeichnung

Mit der zunehmenden Verfügbarkeit kostengünstiger und geländetauglicher elektronischer Messtechnik sind seit Mitte der 80er Jahre **Datensammler** (Datenlogger) zur automatischen Registrierung von Grundwasserstandsdaten auf den Markt gekommen (DVWK, 1994; GILLBRICHT, 1999b) (Abb. 4.3.3.2.4).



Abb. 4.3.3.2.4: Datensammler verschiedener Bauart. Links mit Schwimmermechanik ähnlich einem Pegelschreiber, rechts Drucksonde

Die Geräte haben üblicherweise in der Grundausstattung eine Speicherkapazität für 10000 - 30000 Messwerte. Bei einer Taktfrequenz von 15 Minuten, die für die meisten Standorte mehr als ausreichend ist, kann damit ein Zeitraum von rund 3 – 6 Monaten vollständig erfasst werden. Es ist jedoch gute Praxis, durchschnittlich einmal pro Monat die Funktion und Ganggenauigkeit der Geräte zu prüfen (FREEMAN et al., 2004). Neben einfachen Datensammlern sind auch Geräte mit Datenfernübertragung (über Fest- oder Funktelefonnetz) verfügbar. Derartige Geräte sind (noch?) vergleichsweise teuer und werden nur in Sonderfällen, z. B. an kritischen Punkten der Beweissicherung großer Baugrubenwasserhaltungen, eingesetzt (HOFKNECHT & NILLERT, 1998). Datensammler werden heute fast ausschließlich in Bauformen angeboten, die in die Aufsatzrohre von Grundwassermessstellen ab einem Ausbaumaß von DN 50 eingebaut werden können. Damit sind sie auch in unter Flur abgesetzten Messstellen einsetzbar und wirksam gegen gewöhnlichen Vandalismus geschützt.

Im folgenden wird nur auf gegenwärtig kommerziell verfügbare **Verfahren der Wasserstandsmessung** mittels Datensammlern eingegangen. Daneben gibt es noch eine ganze Reihe weiterer Messverfahren, die bislang nur im Forschungsbereich bzw. als Prototypen eingesetzt wurden oder heute nicht mehr marktgängig aber in der Fachliteratur dokumentiert sind. Für alle Messsysteme gilt, dass beim Einbau in einen Förderbrunnen das Messsystem in einem Peilrohr, entweder eingebaut in die Filterkies-schüttung oder eingestellt in das Brunnenrohr, untergebracht sein sollte.

## 1. Mechanische Wasserstandsmessung über Schwimmer

Das Messprinzip entspricht den mechanischen Pegelschreibern und wird von verschiedenen Anbietern in Verbindung mit elektronischer Datenregistrierung angeboten. Dabei handelt es sich bauartlich entweder um eigenständige Messsysteme oder um Ergänzungen zu vorhandenen Pegelschreibern.

Vorteile: relativ robustes und kostengünstiges Gerät; einfache Mechanik, Anpassung an die Messstellenbedingungen (Einbautiefe, Wasserstandsschwankungsbereich, Durchmesser) und Beseitigung von Störungen vor Ort möglich; einfacher Abgleich mit manuellen Kontrollmessungen;

Nachteile: Möglichkeit des „Hängenbleibens“ des Schwimmers, insbesondere bei nicht lotrechten Messstellen oder an nicht vollständig verschraubten Muffenverbindungen; bei Aufhängung in der Abschlusskappe Einfrieren der Umlenkrolle möglich; wenig geeignet für schnelle und starke Änderungen des Wasserspiegels (Förderbrunnen); nicht geeignet für stark lösemittelhaltige Medien (Schwimmer standardmäßig aus Kunststoffen, oft mit Verklebungen); in artesisch gespannten Grundwasserleitern nur in Verbindung mit entsprechend hohen Standrohren einsetzbar.

## 2. Absolut-Drucksonden

Absolut-Drucksonden messen den Gesamtdruck (in offenen Grundwassermessstellen: Wassersäule + atmosphärischer Druck) in der Einhängtiefe durch mechanische Deformation eines piezoresistiven Messwertgebers oder Kapazitätsänderungen einer keramischen Druckmesszelle.

Vorteile: relativ robustes und kostengünstiges Gerät; misst das tatsächliche hydraulische Potenzial (RASMUSSEN & CRAWFORD, 1997) auch bei versalzten Grundwässern (SKOWRONEK & GROSSMANN, 1998); zum Einbau unter Packern oder in artesisch gespannten Messstellen geeignet (DVWK, 1994; GILLBRICHT, 1996b; FREEMAN et al., 2004); in stark lösemittelhaltigen Medien mit widerstandsfähigen Kabelmänteln und SONDENGEHÄUSEN einsetzbar; auch bei schnellen Wasserstandsänderungen einsetzbar;

Nachteile: begrenzter Messbereich (maximale Druckbelastung des Messelements); misst nicht den freien Wasserspiegel, daher keine unmittelbare Vergleichbarkeit mit manuellen Kontrollmessungen, für den Abgleich Korrektur auf den Luftdruck erforderlich; genaue Bestimmung der Einbautiefe erforderlich.

## 3. Differenz-Drucksonden

Differenz-Drucksonden messen die Druckdifferenz zwischen Gesamtdruck in der Einhängtiefe abzüglich des auflastenden atmosphärischen Drucks durch mechanische Deformation eines piezoresistiven Messwertgebers. Die Differenzbildung erfolgt intern durch Anlegen des atmosphärischen Drucks als Gegendruck über einen Druckausgleichsschlauch vom Messstellenkopf zur Messsonde. Der Messwert entspricht damit der Höhe der Wassersäule. Differenz-Drucksonden sind heute die am weitesten verbreiteten Systeme zur automatisierten Grundwasserstandserfassung.

Vorteile: durch interne Differenzbildung unmittelbare Vergleichbarkeit mit manuellen Messungen mit dem Kabellichtlot (Wasserspiegel); genaue Bestimmung der Einbautiefe nicht erforderlich; auch bei schnellen Wasserstandsänderungen einsetzbar; in

stark lösemittelhaltigen Medien mit widerstandsfähigen Kabelmänteln und Sondengehäusen einsetzbar;

Nachteile: begrenzter Messbereich (maximale Druckbelastung des Messelements); bei den meisten Anbietern relativ empfindliches und teures Spezialkabel, das nur unter günstigen Randbedingungen oder durch Vorhalten zahlreicher Ausgleichslängen vor Ort an die erforderliche Einhängtiefe angepasst werden kann; standardmäßig nur für nicht versalztes Wasser (Dichte  $1 \text{ g/cm}^3$ ) eingerichtet; empfindlich gegen Eindringen von Wasser (als Kondenswasser oder durch Überflutung) in den Druckausgleichsschlauch.

#### 4. Schwingende Saiten

Druckmesssysteme nach dem Prinzip der schwingenden Saiten werden meines Wissens zur Zeit nur von einem amerikanischen Hersteller angeboten. Sie messen den Druck über die Änderung der Eigenfrequenz eines schwingenden Systems. Zu den Vor- und Nachteilen des Systems liegen mir keine Erfahrungen vor.

#### 5. Einperlverfahren

Druckmesssysteme für den Einsatz im Grundwasser nach dem Einperlverfahren werden meines Wissens zur Zeit nur von einem Hersteller angeboten. Über eine Pumpe wird atmosphärische Luft über eine Kapillare in einen Ausperltopf geleitet, von dem Luftblasen zur Grundwasseroberfläche aufsteigen. Der dabei in der Kapillare aufgebaute Luftdruck wird gemessen. Er entspricht der Höhe der Wassersäule über dem Ausperltopf.

Vorteile: relativ kostengünstiges Gerät; unmittelbare Vergleichbarkeit mit manuellen Messungen mit dem Kabellichtlot (Wasserspiegel); einfache Anpassung an die Messstellenbedingungen (Einbautiefe, Wasserstandsschwankungsbereich) vor Ort möglich;

Nachteile: relativ komplexe und energieaufwändige Mechanik (elektrische Pumpe); nicht geeignet für schnelle und starke Änderungen des Wasserspiegels (Förderbrunnen); standardmäßig nur für nicht versalztes Wasser (Dichte  $1 \text{ g/cm}^3$ ) eingerichtet; in artesisch gespannten Grundwasserleitern nur in Verbindung mit entsprechend hohen Standrohren einsetzbar.

Alle elektronischen Meßsysteme benötigen eine **Energieversorgung** für die Mess- und Speicherelektronik sowie ggf. weitere Systemkomponenten. Die Art der Energieversorgung hat entscheidenden Einfluss auf die möglichen Anwendungsbereiche eines Systems.

#### 1. integrierte Batterien

Einzelne Messsysteme sind mit integrierten, nicht austauschbaren Batterien als alleiniger Energieversorgung ausgestattet. Das gesamte Datenlogger-System ist wasserdicht vergossen.

Vorteile: lange Betriebszeit (Jahrzehnte) unter Bedingungen der allgemeinen Grundwasserstandsüberwachung (Taktzeiten im Stundenbereich); Wartungsfreiheit; Überflutungssicherheit durch Vergießen; keine Kondenswasserprobleme in der Elektronik;

Nachteile: bei kurzen Taktzeiten (unterhalb Minutenbereich, z. B. bei Pumpversuchen) geringe Lebensdauer des Gerätes; bei Batterieversagen Ausfall des Gesamtsystems.

## 2. herstellereitig tauschbare Batterien

Einzelne Messsysteme sind mit Batterien ausgestattet, die nur herstellereitig gewechselt werden können. Das gesamte Datenloggersystem ist wasserdicht abgeschlossen.

Vorteile: lange Betriebszeit (Jahre) unter Bedingungen der allgemeinen Grundwasserstandsüberwachung (Taktzeiten im Stundenbereich); Wartungsfreiheit im Normalbetrieb; einfache Überflutungssicherheit durch dichten Abschluss des elektronischen Systems; keine Kondenswasserprobleme in der Elektronik;

Nachteile: bei kurzen Taktzeiten (unterhalb Minutenbereich, z. B. bei Pumpversuchen) geringe Wartungszyklen; bei Batterieversagen Einsendung des Geräts und damit Ausfall für die aktuelle Maßnahme.

## 3. anwenderseitig tauschbare Batterien

Die meisten Messsysteme sind mit Batterien ausgestattet, die vom Anwender gewechselt werden können. Hierbei sind zwei Bauformen zu unterscheiden:

Weit verbreitet sind Messsysteme in einer Bauart mit Trennung von Datensammler und Messwertgeber. Der Datensammler ist dabei einschließlich der Batterien in einem Gehäuse in der Messstellenkappe eingehängt. Der Messwertgeber (Sonde) ist mit einem Kabel zur analogen Messwertübertragung an den Datensammler angeschlossen. In dem (spritzwassergeschützten) Datensammler kann es zu Problemen mit Kondenswasserbildung kommen. Starke Temperaturschwankungen können die Funktion der Elektronik und die Batterieleistung beeinträchtigen. Der Batterientausch ist ohne spezielles Werkzeug einfach möglich.

Bei anderen Systemen ist der Datensammler einschließlich der Batterien und dem Messwertgeber (Sonde) in einem druckwasserdichten Gehäuse untergebracht. Er wird an einem Kabel zur digitalen Datenübertragung (Auslesung) am Messstellenkopf aufgehängt. Diese Bauform hat den Vorteil, dass die störanfällige Übertragung analoger Signale über ggf. lange Kabelstrecken vermieden wird. Die Elektronik ist durch die wasserdichte Bauart gegen Kondenswasserprobleme geschützt. Die Einhängung des Gesamtsystems in frostfreier Tiefe (bei Drucksonden: im Grundwasser) schützt es gegen Temperaturschwankungen. Zum Wechsel der Batterien muss jedoch das gesamte System aus- und eingebaut und anschließend ein neuer Sondenabgleich vorgenommen werden. Das Öffnen des druckdichten Gehäuses erfordert meist spezielles Werkzeug und erhöhten Aufwand und Sorgfalt.

Vorteile: flexible Handhabung auch bei sehr kurzen Taktzeiten (Sekundenbereich bei Pumpversuchen);

Nachteile: bei einigen Fabrikaten relativ hohe Stromaufnahme und daher häufiger Batteriewechsel erforderlich.

## 4. andere Formen der Energieversorgung

Einige Datensammler verfügen über die Möglichkeit, externe Stromquellen, z. B. Akkumulatoren oder photovoltaische Elemente (Solarzellen), anzuschließen. Diese Möglichkeiten sind insbesondere dort von Interesse, wo durch spezielle Zusatzgeräte eine erhöhte Energieaufnahme entsteht, z. B. bei Betrieb einer Datenfernübertragung über Funktelefon oder Kombination mit einer mobilen Wetterstation.

Fast alle Datensammler-Systeme verfügen über die Möglichkeit des Datentransfers auf Standard-PCs (Notebook-Computer) über die serielle Schnittstelle (RS 232). Einige Geräte bedienen sich der kabellosen Datenübertragung über die Infrarot- (IrDA-) Schnittstelle. Daneben sind für viele Geräte auch spezielle geländetaugliche Bedien- und Auslesegeräte verfügbar. In der ingenieurtechnischen Praxis greift man meist auf Lösungen mit PC zurück, da diese eine größere Flexibilität aufweisen, Datensammler verschiedener Hersteller mit einem Gerät bedient und Zwischenauswertungen vor Ort vorgenommen werden können.

Die mitgelieferten **Softwareprogramme zum Datentransfer** und zur Weiterverarbeitung sind in ihrem Umfang und ihren Möglichkeiten sehr unterschiedlich. Programme mit geringeren technischen Möglichkeiten haben den Vorzug der einfacheren Bedienbarkeit, insbesondere unter Geländebedingungen. Zur Zeit handelt es sich noch durchweg um Programme für das Betriebssystem MS DOS™. Die Datenspeicherung erfolgt als Datensätze DOS-ASCII sequentiell, bei vielen Systemen alternativ auch in speicherplatzsparenden binären Dateiformaten. Bei älteren Datensammlern sind die Zeitangaben zum Teil in gekürzter Form abgelegt; neuere Systeme speichern durchweg vollständige Angaben mit Datum und Uhrzeit. Da für die binären Datenformate keine Normierung vorliegt, sind für die Übernahme in Verarbeitungsprogramme meist die ASCII-Formate zu verwenden. Durch die Abspeicherung im internationalen Zahlenformat mit Dezimalpunkt kommt es zu Schwierigkeiten in Verbindung mit manchen Windows™-Programmen (z. B. MS Excel™), die auf das in Deutschland länderspezifische Zahlenformat mit Dezimalkomma zugreifen.

Die Steuerung des Zeittakts der Datenerfassung ist ein wesentliches Element der softwareseitigen Bedienung. Hier sind vier Methoden zu unterscheiden:

#### 1. fester Zeittakt

Die Datenaufzeichnung erfolgt mit einem konstanten Zeittakt. Diese Variante ist für wasserwirtschaftliche Dauerüberwachungen üblich. Diese Möglichkeit ist bei allen Datensammlern gegeben.

#### 2. manuell veränderlicher Zeittakt

Der Zeittakt kann während der laufenden Aufzeichnung manuell durch den Anwender geändert werden, z. B. Erhöhung der Taktrate bei Inbetriebnahme eines Brunnens. Diese Möglichkeit bietet eine hohe Flexibilität. Einige Datensammler lassen eine Änderung des Zeittakts nur in Verbindung mit dem Löschen der vorhandenen Daten und dem Neustart der Aufzeichnung zu.

#### 3. programmierbarer Zeittakt

Es wird ein Programm erstellt, das den Zeittakt zu vorbestimmten Zeitpunkten ändert. Diese Möglichkeit ist insbesondere für die Durchführung von Pumpversuchen von Interesse.

#### 4. Ereignissteuerung

Einige Datensammler-Systeme lassen die Steuerung des Zeittakts über Ereignisse zu. Unter einem Ereignis wird die kurzfristige Änderung des Messwertes (Wasserstand) verstanden. Dies heißt, dass bei einer plötzlichen Änderung des Wasserstands (z. B. Hochwasser, Ausfall einer Baugrubenwasserhaltung) die Aufzeichnung intensiviert wird. Durch die ständige Aktivität der Meßsysteme kommt es zu einem erhöhten Energieverbrauch, der im Einzelfall zu Schwierigkeiten führen kann.

Unabhängig vom gewählten Zeittakt erzeugen Datensammler typischerweise Datenmengen, die über das für die Auswertung benötigte Maß weit hinausgehen (reduzante Information). Es ist daher eine Datenreduktion durch Filterung oder gleitende Mittelwertbildung erforderlich. Diese Datenreduktion wird in einigen Fällen durch die mit den Datensammlern mitgelieferte Software geleistet. Daneben gibt es auch Eingangsdatenfilter bei den weiterverarbeitenden Programmen.

Einige Programme ermöglichen die grafische Visualisierung der Messdaten, so dass schon vor Ort Störungen erkannt und Entscheidungen über ggf. erforderliche Maßnahmen getroffen werden können.

Insgesamt haben Datensammler heute einen solchen technischen Stand erreicht, dass sie für alle hydrogeologischen Aufgabenstellungen als Standardwerkzeug der Grundwasserstandsbeobachtung eingesetzt werden können. Wegen der erheblichen Investitionen, die bei größeren Messnetzen in die Ausstattung mit mechanischen Pegelschreibern gesteckt worden sind, verbunden mit der Langlebigkeit dieser Geräte, wird es jedoch noch einige Zeit dauern, bis diese vollständig durch Datensammler verdrängt sein werden. Es ist auch zu bedenken, dass in Messnetzen, die auch der Qualitätsüberwachung dienen, Datenerfassungsgeräte von den Probennehmern aus- und eingebaut werden müssen. Da diese im Regelfall nicht über die entsprechenden Bedienungsgeräte und in vielen Fällen auch nicht über die notwendige Sachkenntnis verfügen, kann es dabei zu Datenverlusten oder zu dauerhaften Veränderungen von Einstellungen kommen. Klassische Pegelschreiber mit ihrer einfachen Bedienung und der Möglichkeit, auf dem Pegelbogen handschriftliche Bemerkungen über den Zeitpunkt der Aufzeichnungsunterbrechung und den Wasserstand zu hinterlassen, haben hier durchaus Vorteile. In Messnetzen mit verschiedenen Verantwortlichen kann es sinnvoll sein, dass der Betreiber eines Datensammlers eine Nachricht für Probennehmer, z. B. in Form eines Aufklebers an der Messstellenkappe, hinterlässt.

Es muss damit gerechnet werden, dass durch die ständige Fortentwicklung der EDV-Technik ein Teil der heute betriebenen Datensammler auf Grund mangelnder Softwarekompatibilität zu den Auslesegeräten (Palmtops, Laptop PC oder Sondergeräte) mittelfristig unbrauchbar werden.

### 4.3.3.3 Kartierung der Stoffausbreitung (A)

Ein direktes Verfahren zur Abschätzung der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit stellt die Auswertung der Stoffausbreitung geogener oder anthropogener Lösungsbestandteile dar. Voraussetzung hierfür ist ein hinreichend genau bekannter Eintragsort. Zur Bestimmung der Geschwindigkeit muss darüber hinaus der Zeitpunkt des Stoffeintrags bzw. sein Beginn bekannt sein. Das Verfahren wird in der Literatur auch als „Pollution-Tracer“-Verfahren bezeichnet (ORTLAM, 1983).

Wichtige Typen von anthropogenen Stoffeinträgen, die zur Bestimmung der Transporteigenschaften herangezogen werden können, sind in Tab. 4.3.3.3.1 zusammengestellt.

Quellentyp	Geometrie	Stoff(e), Leitparameter	Bemerkungen
Altablagerungen (Bauschutt)	Punkt	elektr. Leitfähigkeit, Sulfat, Schwermetalle	häufig auch TOC
Altablagerungen (Hausmüll)	Punkt	elektr. Leitfähigkeit, TOC, Kalium, Ammonium, Bor, Barium, Brom	häufig auch organische "Haushaltschemikalien" (z. B. LCKW)
Altablagerungen (Industrieabfälle)	Punkt	verschieden	
Altstandorte	Punkt	verschieden	
Uferfiltrat	Linie	Bor, Komplexbildner (EDTA), diverse Waschmittelkomponenten, Pharmaceutica	oft auch elektr. Leitfähigkeit
Abwasserkanäle	Linie	elektr. Leitfähigkeit, Bor, Komplexbildner (EDTA), Stickstoffverbindungen, Pharmaceutica	
Abwasserentsorgung (Versenkung, Verrieselung)	Punkt, Fläche	elektr. Leitfähigkeit, Bor, Komplexbildner (EDTA), Stickstoffverbindungen, Pharmaceutica	
landwirtschaftliche Flächen	Fläche	elektr. Leitfähigkeit, Stickstoffverbindungen, Phosphat, Kalium	z. T. sekundär auch Sulfat und Eisen
Atmosphäre	Fläche	Tritium und weitere Isotope, FCKW, SF <sub>6</sub>	vgl. Abschn. 7.3

TOC: gesamter organisch gebundener Kohlenstoff

LCKW: leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (Lösemittel)

FCKW: Fluorchlorkohlenwasserstoffe

Tab. 4.3.3.3.1: Typische anthropogene Stoffeinträge in das Grundwasser, die die Bestimmung von Grundwasserfließrichtung und ggf. -geschwindigkeit (Pollution-Tracer-Verfahren) ermöglichen

Punktförmige Stoffeinträge ergeben sich insbesondere im Bereich von Altablagerungen und anderen Altlasten. Im Einzelfall können auch vorsätzliche Einleitungen (Schluckbrunnen) vorliegen. Handelt es sich bei den eingetragenen Stoffen um Salze, so sind sie bei hinreichender Fracht in Abhängigkeit von den übrigen Gegeben-

heiten ohne Bau von Grundwassermessstellen und chemische Untersuchung von Wasserproben an Hand geophysikalischer Untersuchungen (Geoelektrik und Elektromagnetik) zu verfolgen (Abschn. 3.3).

Linienförmige Stoffeinträge ergeben sich insbesondere entlang von Gewässern (Uferfiltrat), an Hauptverkehrsstraßen mit Winterdienst (Streusalz) und im Verlauf von undichten Abwasserleitungen.

Flächige Stoffeinträge ergeben sich insbesondere im Bereich intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen (Düngesalze) und Rieselfeldern der Abwasserentsorgung. Flächige Einträge von zeitlich variablen Bestandteilen des Niederschlags (z. B. Tritium, FCKW) erfolgen im Gesamtbereich der Grundwasserneubildung.

Die Auswertung der Ausbreitung dieser Stoffeinträge erfolgt entsprechend den in Abschn. 4.3.3.4 dargestellten Methoden. Sie ist jedoch dadurch erschwert, dass wesentliche Randbedingungen oft nicht oder nur ungenau bekannt sind. Hierzu zählen die Stärke des Eintrags und sein zeitlicher Verlauf sowie bei Betrachtungen in einem Zeitmaßstab von Jahrzehnten oder Jahrhunderten die hydraulischen Randbedingungen.

Die Fließgeschwindigkeit lässt sich aus der Stoffausbreitung nur direkt ablesen, wenn der betrachtete Stoff mit derselben Geschwindigkeit wie das Wasser transportiert wird (sogenannter idealer Tracer). Dies gilt für viele Salze. Organische Spurenstoffe, z. B. LCKW, werden dagegen durch Sorption, insbesondere an natürlichen organischen Bestandteilen der Grundwasserleiter, zurückgehalten und verzögert (retardiert). In diesem Fall muss die Retardation abgeschätzt werden. Dies kann bei Kenntnis des Gehalts an organischem Kohlenstoff nach empirischen Rechenregeln geschehen (LYMAN et al., 1990).

#### 4.3.3.4 Markierungsversuche (C)

„Der Nachweis des Zusammenhanges der versinkenden Bäche mit den weiter abwärts hervortretenden Quellen lässt sich gewöhnlich nicht schwer führen. Früher war das übliche Verfahren, Häcksel oder Sägemehl in die Oeffnungen hinein zu schütten, ihr Wiederauftreten in der Quelle ergab den Zusammenhang.“ (GÄRTNER, 1902)

"Overall, synthetic dyes should be considered toxic to the environment." (FLURY & WAI, 2003)

Markierungsversuche (Tracerversuche, "tracer tests") sind vergleichsweise aufwändige Untersuchungsmethoden für die Hydrogeologie der Porengrundwasserleiter. Sie werden daher in der ingenieurtechnischen Praxis nur in Ausnahmefällen eingesetzt.

Bei Markierungsversuchen wird ein im Grundwasser des Standorts nicht oder nur im geringen Maß vorhandener Stoff in den Grundwasserleiter oder die ungesättigte Zone eingebracht und seine Ausbreitung beobachtet. Ihren historischen Ursprung haben sie in Karstgrundwasserleitern. In diesem Milieu mit seinen oft sehr komplexen Fließwegen, aber hohen Fließgeschwindigkeiten, wurden Versuche mit Driftkörpern, Salzen und anderen Markierungstoffen schon im 18. und 19. Jahrhundert durchgeführt (z. B. SEUME, 2001; THIEM, 1888). In Porengrundwasserleitern mit ihrem hohen Speichervolumen (Porosität) bedingen niedrige Fließgeschwindigkeiten von oft unter 1 m/d eine Versuchsdauer, die in den meisten Fällen mehrere Wochen bis Monate beträgt.

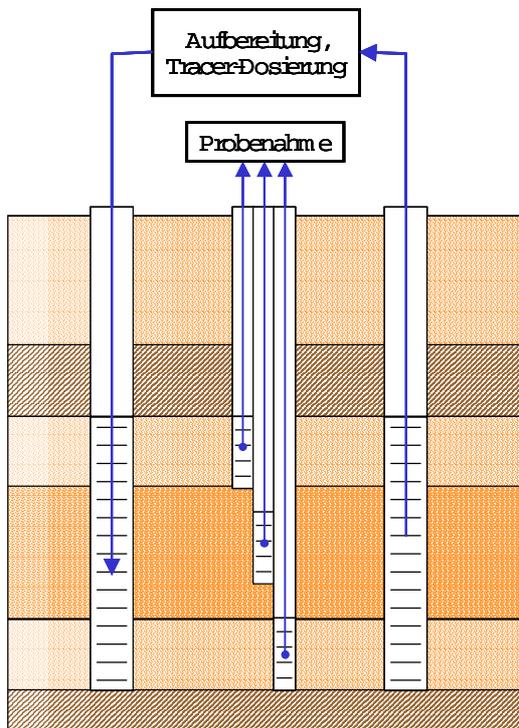
Es sind zwei grundlegende Versuchsansätze möglich:

1. Versuche unter natürlichen Strömungsbedingungen ("natural gradient");
2. Versuche unter erzwungenen Strömungsbedingungen, meist durch Betrieb von Brunnen ("forced gradient").

Versuche unter natürlichen Strömungsbedingungen stellen die erheblich aufwändigere Variante dar. Wegen der geringen natürlichen Fließgeschwindigkeiten sind entsprechend große Beobachtungszeiträume mit der sich daraus ergebenden hohen Zahl von chemischen Untersuchungen erforderlich. Da die Strömungsrichtung vor dem Versuch nicht gut bekannt ist, muss ein engräumiges Netz von Messstellen eingerichtet werden, damit die bei punktförmiger Stoffeingabe über Messstellen auch im weiteren Abstrom meist nur wenige Meter breite Fahne zuverlässig erfasst werden kann (z. B. HERFORT & PTAK, 2002).

Versuche unter erzwungenen Strömungsbedingungen sind dagegen in der Durchführung wirtschaftlich günstiger. Die Strömungsgeschwindigkeiten werden durch eine hydraulische Maßnahme deutlich erhöht. Zumindest ein Teil des Strömungsfeldes ist dabei so eindeutig vorgegeben, dass mit wenigen gezielt angesetzten Probenahmestellen gearbeitet werden kann (Abb. 4.3.3.4.1). Der Versuch wird meist nicht eigenständig ausgeführt, sondern im Rahmen eines ohnehin erforderlichen Pumpversuchs, z. B. zur Festlegung des Schutzgebietes einer Trinkwasserfassung oder zur Dimensionierung einer hydraulischen Sanierungsanlage. Bei hydraulischen Grundwassersanierungen mit Wiedereinleitung des gereinigten Wassers in den Untergrund werden Markierungsversuche zur Prüfung der Größe der dadurch geschaffenen „Sanierungsinsel“ und ggf. zur Quantifizierung einer biologischen Stimulation, z. B. durch Zugabe von Nitrat als Sauerstoffquelle, angewandt.

a) Pumpversuch für hydraulische Sanierung



b) Erprobung einer Grundwasseranreicherung

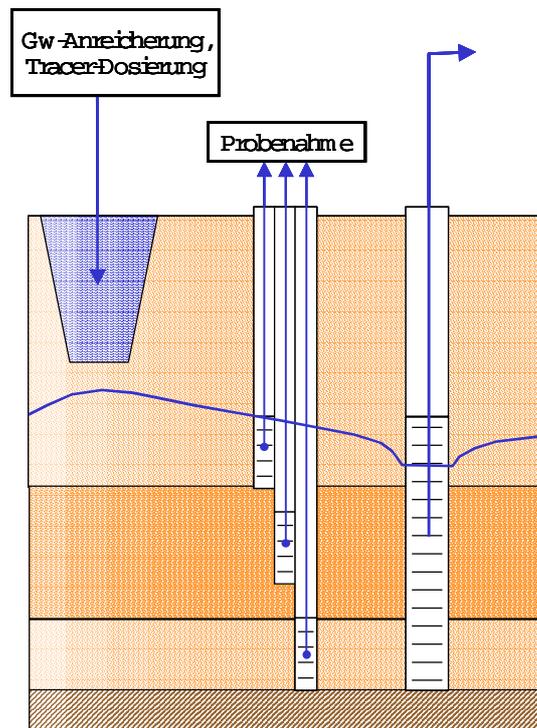


Abb. 4.3.3.4.1: Beispiele für Versuchsanordnungen von Markierungsversuchen mit erzwungenen Strömungsbedingungen

Die Zugabe des Markierungsstoffes kann kontinuierlich oder als einmaliger kurzer Puls erfolgen. Im Hinblick auf die Dauer der meisten Versuche und die wirtschaftlichen Aspekte wird in den meisten Fällen eine kurzfristige Zugabe (Puls) durchgeführt.

Die meisten Versuche dienen der Beschreibung der Grundwasserströmung. Das eingesetzte Markierungsmittel soll sich daher gemeinsam mit dem Wasser bewegen und keine wesentlichen Wechselwirkungen mit dem Sediment aufweisen und auch keinem Abbau unterliegen. Daneben muss der Tracer in den eingesetzten Mengen und Konzentrationen human- und ökotoxikologisch unbedenklich sein (ARBEITSKREIS "HUMAN- UND ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG VON MARKIERUNGSMITTELN IN GEWÄSSERN", 1997). Ein Mittel, das diesen Anforderungen genügt, wird als „idealer Tracer“ bezeichnet. In der Praxis werden als Markierungsmittel Salze und organische Farbstoffe verwendet (Tab. 4.3.3.4.1). Andere Tracer (z. B. Isotope, mikrosphärische Driftkörper, Bärlappsporen, Mikroorganismen) sind für Versuche in Porengrundwasserleitern aus verschiedenen Gründen unüblich und nur für Spezialfälle sinnvoll.

Stoff	Eigenschaften als Markierungsmittel / Bemerkungen
Chlorid	Nachweis in erhöhten Konzentrationen mittels Lf- oder ionensensitiver Sonde; oft hoher Hintergrund
Bromid	Nachweis in erhöhten Konzentrationen mittels ionensensitiver Sonde; Analytik wird von Chlorid gestört; Bildung von Bromat *) möglich
Lithium	deutliche Adsorption an Tonmineralen; Toxizität beachten
Uranin (Na-Fluoreszein)	sehr niedrige Nachweisgrenze, gering sorptiv, preiswert
Na-Naphthionat	nicht sorptiv, bei Einfluss von Uferfiltrat bzw. Abwasser Nachweis erschwert durch Hintergrund
Eosin	mäßig sorptiv
Pyranin	niedrige Nachweisgrenze, gering sorptiv
Rhodamin B	stark sorptiv; gentoxisch **)
Rhodamin WT	schwach sorptiv; gentoxisch **)

\*) Grenzwert gemäß TrinkwV ab 1.1.2003: 25 µg/l, ab 1.1.2008 10 µg/l

\*\*\*) Anwendung nicht zu empfehlen

Tab. 4.3.3.4.1: Zusammenstellung von häufig verwendeten Markierungsmitteln für Untersuchungen in Porengrundwasserleitern (unter Verwendung von Käss, 1992; ARBEITSKREIS "HUMAN- UND ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG VON MARKIERUNGSMITTELN IN GEWÄSSERN", 1997; HOUELLEBECQ, 2001)

Am häufigsten werden fluoreszierende Tracer, insbesondere Na-Fluoreszein (Uranin), eingesetzt, da diese eine sehr niedrige Nachweisgrenze aufweisen und mit vergleichsweise einfachem Gerät (Abb. 4.3.3.4.2) ggf. auch auf der Baustelle untersucht werden können. Es werden nur kleine Wassermengen für die Bestimmung benötigt. Bei der Probenahme aus Messstellen ist jedoch ein hinreichendes Abpumpvolumen zur Gewinnung repräsentativer Proben einzuhalten, falls eine stetige Durchströmung der Messstelle nicht zuverlässig gewährleistet ist (Abschn. 6), bzw. eine Homogenisierung des Messstelleninhalts erforderlich. Es besteht auch die Möglichkeit, Bestimmungen über Lichtleiter unmittelbar in den Messstellen vorzunehmen und sich damit Probenahme und -handling zu ersparen (BARCZEWSKI et al., 1996).

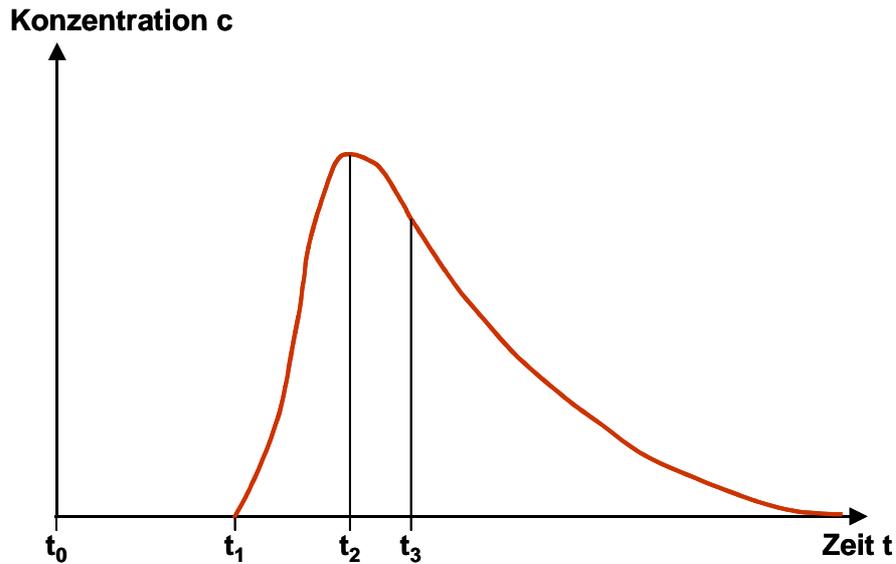
Besonders einfach zu handhabende Tracer sind Chloride, insbesondere Natriumchlorid (Kochsalz). Der Nachweis kann für viele praktische Belange mit hinreichender Genauigkeit über die elektrische Leitfähigkeit geführt werden. Wegen des ubiquitären Hintergrundes sind jedoch meist große Einsatzmengen erforderlich. Bei den konzentrierten Lösungen an der Eingabestelle kann es zu ausgeprägten Dichteströmungen, d. h. wesentlichen Veränderungen des Strömungsbildes, kommen. Dies ist bei der Planung und ggf. Auswertung zu berücksichtigen. Es kann sinnvoll sein, bei Versuchen mit Chlorid als Tracer Leitfähigkeitsprofile aufzunehmen (SAL-Logs, Abschn. 3.2.4.1).



Abb. 4.3.3.4.2: Fluoreszenzmessgerät zur quantitativen Bestimmung von Markierungsmitteln, z. B. Uranin, im ppb- ( $\mu\text{g/l}$ -) Bereich

Ein wesentlicher Schritt in der Planung eines Markierungsversuchs stellt die Festlegung der einzusetzenden Stoffmenge dar. Diese muss so gewählt werden, dass mit den verfügbaren analytischen Mitteln zuverlässig aussagefähige Daten erhoben werden können. Andererseits sollte sie nicht so groß sein, dass Gewässernutzungen beeinträchtigt oder die anwohnende Bevölkerung beunruhigt werden, z. B. durch das Auftreten sichtbarer Farbstoffspuren in Gewässern oder im Trinkwasser. Im einschlägigen Fachschrifttum werden verschiedene Methoden zur Abschätzung der erforderlichen Stoffmenge angegeben (z. B. KÄSS, 2004; FIELD, 2003). Es verbleiben aber immer Unsicherheiten über die Randbedingungen des Versuchs. Daher gilt angesichts des hohen Aufwands eines Markierungsversuchs und der weitreichenden Folgen, die ein komplettes Scheitern (keine Nachweise) haben kann, letztlich nur die Regel: „Im allgemeinen thut man gut, mehr zu nehmen, um möglichst große Ausschläge zu erhalten.“ (GÄRTNER, 1902)

Die Auswertung von Markierungsversuchen kann in Abhängigkeit von der Fragestellung auf unterschiedlichem Niveau erfolgen. Wie bei den Pumpversuchen (Abschn. 4.1.4.1) ist zu unterscheiden zwischen qualitativer und quantitativer Auswertung. Die qualitative Auswertung beschränkt sich auf die Feststellung der Fließrichtung bzw. des Fließweges und den Zeitpunkt des ersten Eintreffens des Markierungsstoffs am Kontrollpunkt bzw. den Durchgang des Konzentrationsmaximums oder der durchschnittlichen Transportgeschwindigkeit (Abb. 4.3.3.4.3).



- $t_0$ : Zeitpunkt der Tracereingabe  
 $t_1$ : erster Nachweis des Tracers in der Messstelle  
 $t_2$ : Erreichen der maximalen Konzentration  
 $t_3$ : Durchgang von 50 % der Tracermasse (Median)

Abb. 4.3.3.4.3: Typische Durchgangskurve eines Markierungsversuchs mit Definition der wichtigsten Zeiten (nach DVWK, 1982)

Eine quantitative Auswertung zielt dagegen auf die Bestimmung von Parametern des Grundwasserleiters. Hierbei handelt es sich um

- Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$
- durchflusswirksame Porosität  $n_f$
- longitudinaler Dispersionskoeffizient  $D_L$
- transversaler Dispersionskoeffizient  $D_T$

Die quantitative Auswertung kann für einfache Fälle mit geschlossenen (analytischen) Lösungen erfolgen (z. B. LEGE et al., 1996), für komplexere Fälle mit Hilfe von numerischen Modellen.

Eine sehr junge Entwicklung stellen **reaktive Tracer** dar. Diese sind bisher erst in wenigen Einzelfällen im Rahmen von Forschungsvorhaben zum Einsatz gekommen (z. B. SETARGE et al., 1999). Das Verfahren ist aber im Zusammenhang mit der Sanierung, Sicherung und Überwachung von Altlasten äußerst viel versprechend. Vor allem zwei Gruppen von reaktiven Tracern zur Untersuchung von Verunreinigungen durch organische Schadstoffe sind in den letzten Jahren untersucht worden. Organische sorptive Tracer ("partitioning tracer") sind Stoffe, die sehr stark an organische Phasen sorbieren. Die Verzögerung eines derartigen Stoffs im Vergleich zu einem „idealen“ Tracer ist ein Maß für den Gehalt der durchströmten Zone des Grundwasserleiters an organischer Phase. Durch den Einsatz eines solchen Tracers kann man also den durch konventionelle Verfahren (Sondierungen und Bodenuntersuchungen) praktisch nicht ermittelbaren mittleren Gehalt an organischen Schadstoffen, z. B. Lösemitteln, im Boden abschätzen. Durch Wiederholungsmessungen im Verlauf einer Sanierungsmaßnahme ist die Effizienz der Maßnahme zu prüfen. Das Verfahren wird durch natürliche organische Stoffe im Boden (z. B. Torfe) nachteilig beeinflusst. Daneben können Grenzflächentracer ("interfacial tracer", z. B. KIM et al., 1999) eingesetzt wer-

den. Hierbei handelt es sich um organische Moleküle, die nach Art von Tensiden ein hydrophiles und ein hydrophobes Ende aufweisen. Dadurch sorbieren sie an der Grenzfläche zwischen wässriger und organischer Phase. Die Verzögerung eines derartigen Stoffs im Vergleich zu einem „idealen“ Tracer ist ein Maß für die relative Oberfläche der organischen Phase. Es lässt sich damit feststellen, ob die Phase in größeren zusammenhängenden Körpern ("pools") oder feindispers in Porenwickeln ("blobs") vorliegt. Aus dieser Information ist eine Abschätzung der (diffusionsbegrenzten) Dauer des Schadstoffaustrags unter unbeeinflussten Bedingungen oder bei Durchführung von Sanierungsmaßnahmen möglich.

Gegenwärtig befinden sich diese Verfahren noch im Stadium der wissenschaftlichen Entwicklung. Insbesondere gibt es noch keine allgemein akzeptierte Festlegung, welche Stoffe als geeignete Markierungsmittel anzusehen sind. Im Einzelfall kann aber schon jetzt ein Einsatz unter entsprechender wissenschaftlicher Begleitung eine sinnvolle Maßnahme sein.

#### 4.3.3.5 Flowmetermessungen (C)

In neuerer Zeit sind verschiedene Verfahren zur Messung der horizontalen Durchströmung von Grundwassermessstellen nach Richtung und Geschwindigkeit vorgeschlagen worden. Diese Verfahren gehen davon aus, dass eine Grundwassermessstelle zwar eine Störung der Fließverhältnisse im Grundwasserleiter darstellt, nicht aber die generellen Fließverhältnisse beeinflusst (KEARL, 1997; KLOTZ, 1978) (Abb. 4.3.3.5.1). Dadurch lässt sich die Fließrichtung direkt bestimmen, die Fließgeschwindigkeit unter Abschätzung hydraulischer Korrekturfaktoren in Abhängigkeit von der Bauart der Messstelle abschätzen. Als Messverfahren für die sehr langsame Grundwasserströmung werden Verfahren unter Einsatz von Markierungsstoffen (Farbstoffe, Salzlösungen oder radioaktive Isotope, z. B. LUX & STUMP, 1999; MORGENSTERN, 2005), künstlichen oder natürlichen Partikeln (KEARL et al., 1992; KEARL, 1997; FENGLER & HOFFMANN, 2002; SCHÖTTLER, 1997; SCHÖTTLER, 2004) und Wärmepulse (KERFOOT & MASSARD, 1985) verwendet.

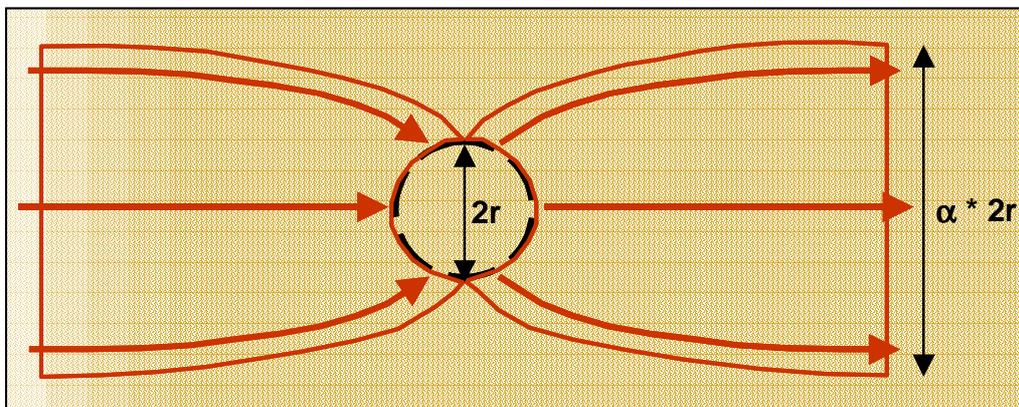


Abb. 4.3.3.5.1: Strömungsverhältnisse in einer Grundwassermessstelle (nach KLOTZ, 1978)

Kommerziell sind gegenwärtig Geräte nach den Prinzipien der Wärmepulsmessung (Fabrikat: Kerfoot Technologies) und zur Beobachtung der Bewegung natürlicher Partikel verfügbar (deutscher Anbieter: PHREALOG).

Die gleichzeitige Bestimmung der Fließgeschwindigkeit und des Stofftransports ist durch spezielle Messanordnungen möglich (ANNABLE et al., 2005)

## 5. Brunnenbau

"Beim Brunnengraben aber verschmähe man die Überlegung nicht, sondern ziehe die naturgemäßen Gründe der Dinge sehr genau und ernstlich in Betracht, da die Erde viele und mannigfache Wesenheiten in sich enthält." (Vitruv)

"Von außen unscheinbar - doch ein Grundwasserentnahmebrunnen kann eine Tiefe von bis zu 18 m haben." (JÜTTNER & RIES, 2002)

### 5.1 Brunnenhydraulik

#### 5.1.1 Brunnendimensionierung (B)

"How come geologists and engineers are so dumb about designing wells?" (CALHOUN, 1989)

Wie Grundwassermessstellen (Abschn. 3.2.3.1) werden Brunnen in Porengrundwasserleitern, abgesehen von Kleinstbrunnen zur Gartenbewässerung, als Kiesschüttungsbrunnen errichtet. Auf den Sonderfall der Horizontalfilterbrunnen (z. B. HÜPER, 1984a und b) wird hier nicht eingegangen.

Die Dimensionierung von Brunnen ähnelt in mancher Hinsicht der von Grundwassermessstellen. Während Grundwassermessstellen aber hinsichtlich der Repräsentativität der gewinnbaren Messwerte (Wasserstände oder chemische Untersuchungsdaten) optimiert werden, erfolgt bei Brunnen die Optimierung im Blick auf die Förderrate. Brunnen zur Wassergewinnung (Wasserwerks- oder Betriebsbrunnen) sollen unter wirtschaftlichen Bedingungen eine vorgegebene oder möglichst hohe Förderrate erbringen. Bei Baugrubenwasserhaltungen dagegen soll die Zahl der Brunnen und die gesamte Förderrate möglichst gering gehalten, das Absenkungsziel aber zuverlässig im gesamten Bereich der Baumaßnahme und innerhalb einer wirtschaftlich vertretbaren Vorlaufzeit erreicht werden. Bei hydraulischen Maßnahmen zur Grundwassersanierung ("pump and treat") schließlich sollen die Förderraten im Hinblick auf den Sanierungserfolg optimiert werden, wobei einerseits im Regelfall der gesamte verunreinigte Bereich zu fassen ist, andererseits Vorgaben über die zulässige Gesamtförderrate (aus wasserwirtschaftlichen Erwägungen bzw. Auflagen) sowie zeitliche Eckpunkte und wirtschaftliche Aspekte zu berücksichtigen sind (GORELICK et al., 1993).

Für die Förderleistung des Brunnens sind zwei verschiedene Aspekte zu berücksichtigen: zum ersten die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters, gelegentlich auch als **Wasserandrang** bezeichnet, zum zweiten die hydraulischen Eigenschaften am Brunnenbauwerk, das sogenannte **Fassungsvermögen**.

Eine einfache Abschätzung der Förderleistung nach LOGAN (1964) wurde schon für die Grundwassermessstellen vorgestellt:

$$Q = \frac{k_f * s * L}{1,22} \quad (5.1.1.1a, \text{vgl. } 3.2.3.3.1a)$$

bzw. für Wasserleiter mit freiem Grundwasserspiegel

$$Q = \frac{k_f * (s - \frac{s^2}{2 * M}) * M}{1,22} \quad (5.1.1.1b)$$

und bei einer maximalen Absenkung von 1/3 der wassergesättigten Mächtigkeit

$$Q_{\max} = \frac{k_f * M^2}{4,39} \quad (5.1.1.1c)$$

Für die maximal zulässige Absenkung  $s$  ergeben sich bei Brunnen der Wassergewinnung Vorgaben aus der Geometrie des Grundwasserleiters bzw. des Brunnens, da der Betriebswasserspiegel oberhalb der Filteroberkante liegen muss. Außerdem sind in der Wassergewinnung wirtschaftliche Grenzen für die maximal akzeptable Absenkung aus dem erforderlichen Energieeinsatz zur Wasserhebung gegeben. Bei Brunnen von Baugrubenwasserhaltungen ist dagegen eine Mindestabsenkung zu erreichen, wobei auch ein Trockenpumpen des Brunnens, d. h. eine Strömungssituation, bei der unter Ausbildung einer großen freien Sickerstrecke der Wasserstand im Brunnen auf Höhe der Einlauföffnung der Pumpe beharrt (GEFELL et al., 1994), zulässig sein kann. Gleichung 5.1.1.1a gilt als Näherung für gespannte Grundwasserleiter und bei geringer Absenkung  $s$  auch für Wasserleiter mit freier Wasseroberfläche. Da Brunnen nicht vollständig an den Grundwasserleiter anschließen, sondern Brunneneintrittsverluste auftreten, sind angemessene Sicherheitszuschläge in der Umsetzung erforderlich.

Eine genauere Bestimmung der Förderleistung unter Berücksichtigung der Hauptabmessungen des Brunnens ergibt sich für den quasistationären Dauerbetrieb nach DUPUIT (1863) und THIEM (1906) mit

$$Q = \frac{2 * \pi * T * s}{\ln R - \ln r} \quad (5.1.1.2a)$$

für den gespannten bzw.

$$Q = \frac{\pi * k_f * (2 * M * s - s^2)}{\ln R - \ln r} \quad (5.1.1.2b)$$

für den ungespannten Grundwasserleiter.

Für die Transmissivität  $T$  und die Mächtigkeit  $M$  ist konservativ für Wassergewinnungsbrunnen nur der durch das Brunnenfilter erschlossene Teil des Grundwasserleiters anzusetzen, für Baugrubenwasserhaltungen dagegen die gesamte Mächtigkeit (Abb. 5.1.1.1). Die Berechnung nach Gln. 5.1.1.2b setzt einen einheitlichen Durchlässigkeitsbeiwert voraus (Homogenitätsannahme). Bei deutlich geschichteten Grundwasserleitern ist bei der Anwendung dieser Formel daher Vorsicht geboten.

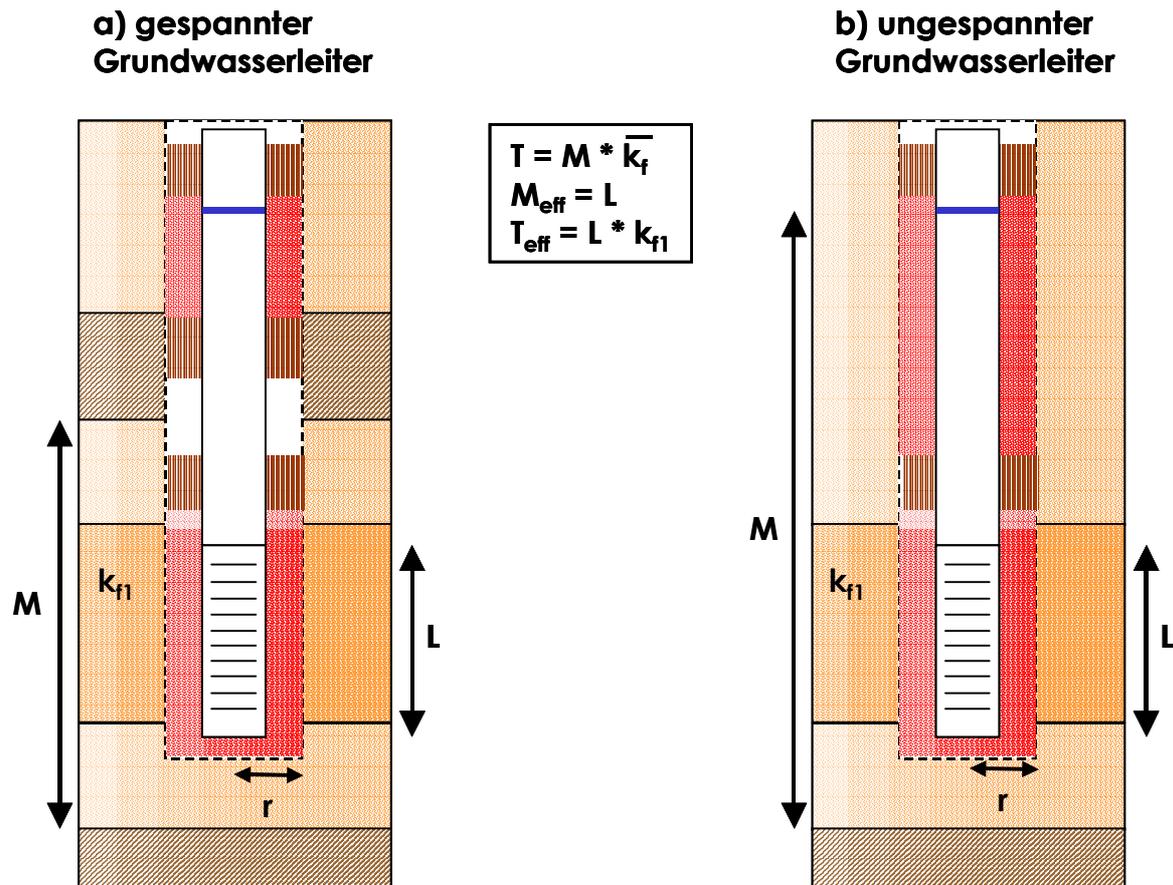


Abb. 5.1.1.1: Definitionsskizze zu den Bestimmungsgleichungen 5.1.1.1 und 5.1.1.2

Die Reichweite  $R$  der Absenkung stellt hierbei eine unsichere Größe dar (Diskussion in Abschn. 5.1.2), kann aber für eine Abschätzung durch eine beliebige große Zahl (einige 100er bis 1000er Meter) ersetzt werden. Für den Brunnenradius  $r$  ist der Bohrradius einzusetzen.

Gelegentlich hört man die Behauptung, bei ungespannten Grundwasserleitern sei zumindest bei größeren Absenkungen die freie Sickerstrecke zu berücksichtigen. Diese tritt zwar auf; der Wasserspiegel im Brunnen und damit die Absenkung  $s$  entspricht jedoch exakt der Berechnung nach der Dupuit-Theorie (BEAR, 1988; GEFELL et al., 1994). Für die Berechnung ist also die freie Sickerstrecke ohne Bedeutung. Die Abschätzung ihrer Größe ist, entgegen allen anders lautenden Behauptungen (z. B. TRESKATIS et al., 1998), ohnehin problematisch (z. B. BALKE et al., 2000).

Für den instationären Betrieb ergibt sich nach THEIS (1935) für gespannte Grundwasserleiter

$$Q = \frac{s * 4 * \pi * T}{W(u)} \quad (5.1.1.3a)$$

mit

$$W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-y}}{y} dy \quad \text{und} \quad u = \frac{r^2 * S}{4 * T * t}$$

bzw. mit Dupuit-Korrektur für ungespannte Grundwasserleiter

$$Q = \frac{\left( s - \frac{s^2}{2 * M} \right) * 4 * \pi * T}{W(u)} \quad (5.1.1.3b)$$

Werte der Theis'schen Brunnenfunktion  $W(u)$  können praktisch jedem Lehrbuch der Hydrogeologie entnommen werden. Modellrechnungen nach komplexeren analytischen Modellen sind im Regelfall nicht gerechtfertigt.

Diese Abschätzungen des Wasserandrangs gehen von laminaren Strömungsbedingungen, d. h. der Gültigkeit des linearen Darcy'schen Fließgesetzes, aus. In der Filterschüttung sowie in hoch durchlässigen Grundwasserleitern ( $k_f \gg 10^{-3}$  m/s) kann es jedoch in Brunnennähe zu teilturbulenten oder turbulenten Strömungsverhältnissen kommen. Dadurch entstehen größere Fließwiderstände und damit Absenkungen (Fließgesetz nach Forchheimer).

Bei der Dimensionierung kann berücksichtigt werden, ob der Brunnen dauernd oder nur gelegentlich, z. B. als Feuerlöschbrunnen, genutzt wird. Bei letzteren sind die Betriebskosten gegenüber den investiven Kosten von geringerer Bedeutung, so dass insbesondere größere Absenkungen mit entsprechend erhöhtem Energieeinsatz hingenommen werden können.

Im Einzelfall können hydrochemische Rahmenbedingungen, z. B. das Vorkommen von versalztem Tiefenwasser im Umfeld, die maximal zulässigen Absenkungen bzw. Förderraten bestimmen. Als Faustregel gilt nach hydrostatischen Überlegungen (Ansatz nach Ghyben und Herzberg, z. B. FETTER, 1994), dass ein Salzwasser mit der Dichte von Seewasser unter einem Brunnen mit einer Absenkung von 1 m um 40 m aufsteigen kann.

Einen Sonderfall stellen Injektionsbrunnen dar, die zur Grundwasseranreicherung oder zur Rückführung von aufbereitetem Grundwasser bei Sanierungsmaßnahmen verwendet werden. Bei diesen wird bei der Berechnung der Aufnahmemenge im ungespannten Fall konservativ als wirksame Mächtigkeit die Mächtigkeit des Ruhezustands angesetzt, d. h. der Überstau nicht berücksichtigt. Bei ihnen sind zusätzlich häufig bautechnische und ökologische Grenzen für den Aufstau gegeben, da Verlässungen von Fundamenten und Kellern, aber auch unbebauter Bereiche, unerwünscht sind (Abschn. 9.4).

In einem gespannten Grundwasserleiter lassen sich nach den Gleichungen 5.1.1.1 bzw. 5.1.1.2 bei entsprechender Absenkung beliebig hohe Förderraten ansetzen. Unabhängig von technischen Begrenzungen des Brunnenbauwerks (Größe der Pumpen, Rohrreibungswiderstände etc., siehe unten) ist dies jedoch nicht realisierbar. Als Begrenzungen sind zwei wesentliche Faktoren zu benennen:

1. Beim Übergang zu turbulenten oder teilturbulenten Strömungsbedingungen kommt es zu erhöhten Fließwiderständen mit stark ansteigenden Absenkungen. Dies führt zu unwirtschaftlichen Betriebsbedingungen. Chemische Fällungsreaktionen werden möglicherweise begünstigt.
2. Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten kommt es zur Mobilisierung und zum Transport von Feinkorn aus dem Grundwasserleiter. Dieses passiert entweder die Filterschüttung und tritt als unerwünschte Sand- und Schluffführung in Erscheinung oder es wird im Bereich der Filterschüttung zurückgehalten und führt damit allmählich zur Verstopfung und damit Leistungsminderung (Brunnenalterung).

Um diese unerwünschten Effekte zu vermeiden, ist die maximale Anströmgeschwindigkeit und damit Förderrate des Brunnens zu begrenzen. Üblicherweise wird hierfür das Kriterium des Brunnenfassungsvermögens nach SICHARDT (1927) verwendet:

$$i_{\max} = \frac{1}{15 * \sqrt{k_f}} \quad (5.1.1.4a)$$

bzw.

$$v_{f \max} = \frac{\sqrt{k_f}}{15} \quad (5.1.1.4b)$$

bzw.

$$Q_{\max} = \frac{\sqrt{k_f}}{15} * 2 * \pi * r * L \quad (5.1.1.4c)$$

Für die wirksame Filterlänge  $L$  ist im ungespannten Fall die durchflossene Filterstrecke maßgeblich. Im Fachschrifttum wird dieses Kriterium unterschiedlich interpretiert. Einerseits soll das Sichardt'sche Kriterium turbulente Strömungsbedingungen vermeiden, andererseits die Sandführung bzw. Brunnenalterung durch Partikelmobilisierung und -transport (Suffosion) und Verstopfung (Kolmatation) des Filters ausschließen (HUISMAN, 1972). Beide Interpretationen widersprechen der Intention der Originalarbeit. SICHARDT (1927) bestimmte  $i_{\max}$  empirisch aus Technikumsversuchen und betrieblichen Daten als maximal erreichbares Gefälle am Brunnenrand in einem ungespannten Grundwasserleiter. Es handelt sich also um jenen Grenzzustand, bei dem bei Ausbildung einer freien Sickerstrecke keine weitere Leistungssteigerung mehr möglich ist („Trockenpumpen“). Diese maximal gewinnbare Wassermenge wurde, sprachlich korrekt, von Sichardt als Fassungsvermögen bezeichnet. Eine Betrachtung der bei dieser Grenzgeschwindigkeit auftretenden Schleppkräfte führte ihn zu dem Ergebnis, dass bei Einhaltung dieses Kriteriums eine relevante Sandführung bzw. ein Bodenentzug, eine filterstabile Ausführung des Brunnenfilters vorausgesetzt, nicht zu erwarten ist. Damit ist die Formel in Verbindung mit Gln. 5.1.1.1 für die Abschätzung der erforderlichen Zahl der Brunnen für Wasserhaltungsarbeiten geeignet. Eine zusätzliche Betrachtung hinsichtlich der Gefahr von Suffosion und Kolmatation ist nicht erforderlich. Sichardt schließt die Anwendung seiner Regel auf gespannte Grundwasserleiter ausdrücklich aus und behauptet, in ihnen seien „beliebig hohe“ Gefälle möglich. Der mögliche Übergang zu nicht-laminaren Fließvorgängen wird hier ignoriert.

SICHARDT (1927) gibt an, dass für Brunnen der Wasserversorgung (langjähriger Betrieb) Sicherheitszuschläge erforderlich sind, ohne hierfür einen konkreten Vorschlag zu machen. Später wird oft ein Sicherheitsfaktor 2 verwendet (z. B. HUISMAN, 1972):

$$Q_{\max} = \frac{\sqrt{k_f}}{30} * 2 * \pi * r * L \quad (5.1.1.4d)$$

In der Folgezeit wurde der Sichardt'sche Ansatz als Sicherheitskriterium der maximal zulässigen Förderrate interpretiert (praktisch alle deutschsprachigen Lehr- und Handbücher, z. B. BIESKE, 1992; aber auch international, z. B. WILLIAMS, 1981). Es handelt sich hierbei aber, wie schon BUSCH & LUCKNER (1969) und HUISMAN (1972) diskutierten, um eine weder physikalisch noch empirisch gut begründete, aber voraussichtlich „auf der sicheren Seite“ angesiedelte Abschätzung.

Generell ist festzustellen, dass für die meisten Bodenarten eine Verlagerung von Feinkorn aus geometrisch-mechanischen Gründen unmöglich ist, da bei Ungleichförmigkeiten von  $U < 10$  bzw.  $U < 8$  die Körner fest in das Korngerüst eingebunden sind (z. B. KOVÁCS, 1981). Kriterien der einfachen Suffosionssicherheit sind daher in ihrer Anwendung auf Brunnen grundsätzlich mit Skepsis zu betrachten.

Es ist daher ein besonderes Augenmerk auf die Möglichkeit einer Kontaktsuffosion 2. Art (BRAUNS, 1985; Istomina, 1957, zitiert nach VUKOVIC & PUSIC, 1992) zu richten, bei der die Feinkornmobilisierung nicht innerhalb einer geologischen Schicht, sondern an der Grenze zwischen nicht filterstabil abgelagerten Schichten einsetzt. Diese Form der Suffosion erfasst eine erheblich größere wirksame Kontaktfläche und führt im Extremfall zum Gefügezusammenbruch (innerer hydraulischer Grundbruch) der geringer durchlässigen Schicht ("caving") (Abb. 5.1.1.2). Im Gegensatz zu allen anderen bis hierher referierten Ansätzen ist dies der erste, der die natürliche Heterogenität von Grundwasserleitern ausdrücklich berücksichtigt (PAUL, 1997).

Für das Einsetzen der Kontaktsuffosion 2. Art hat BRAUNS (1985) für nicht filterstabile Schichtungen bei laminarer Durchströmung experimentell und theoretisch ein Kriterium bestimmt:

$$v_{fkrit} = Fr_{krit} * n_f * \sqrt{\gamma' * d_{50} / \rho_w} \quad [m/s] \quad (5.1.1.5a)$$

mit der kritischen Froudezahl  $Fr_{krit}$  (ca. 0,65 bis 0,70),  $n_f$  der durchflusswirksamen Porosität der hoch durchlässigen Schicht,  $\gamma'$  der Auftriebswichte des Materials (16,2 kN/m<sup>3</sup>),  $d_{50}$  dem mittleren Korndurchmesser der gering durchlässigen (erodierbaren) Schicht [m] und  $\rho_w$  der Dichte von Wasser (1.000 kg/m<sup>3</sup>). Für praktische Belange gilt damit:

$$v_{fkrit} = Fr_{krit} * n_f * \sqrt{16,2 * d_{50}} \quad [m/s] \quad (5.1.1.5b)$$

mit  $d_{50}$  in [m], oder mit charakteristischen Durchschnittswerten für  $Fr_{krit}$  und  $n_f$ :

$$v_{fkrit} = 0,65 * 0,25 * \sqrt{16,2 * d_{50}} = 0,65 * \sqrt{d_{50}} \quad [m/s] \quad (5.1.1.5c)$$

Eine Ablagerung der durch Kontaktsuffosion 2. Art über die hoch durchlässige Schicht zum Brunnen transportierten Feinanteile im Bereich des Übergangs zur Filterschüttung (Kolmatation) wird durch zwei Sachverhalte begünstigt:

Erstens kommt es an diesem Übergang zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit, da der durchflusswirksame Porenquerschnitt der eng gestuften Filterschüttung deutlich höher ist als in natürlichen Böden (STRAMEL, 1965).

Zweitens werden bei einer nicht ausreichend auf die Schichten abgestimmten Filterschüttung (siehe unten), die „konservativ“ die feinen Schichten zuverlässig zurückhalten soll, im Bereich der hoch durchlässigen Schichten die dort antransportierten Feinanteile zwangsläufig festgehalten. Es kommt damit zu einer bevorzugten Kolmatation gerade im Bereich der produktivsten Anteile der Schichtenfolge.

Ähnliche Erscheinungen der Partikelverlagerung sind allgemein in heterogenen Böden zu erwarten. Der Transport konzentriert sich auf bevorzugte Wegsamkeiten und die Ablagerung erfolgt am Übergang zu Bereichen mit verringerter Geschwindigkeit (SILLIMAN, 1995).

Der von Brauns (1985) beschriebene Mechanismus erscheint also als physikalisch gut begründete Erklärung für das Auftreten von Feinkornführung und Verstopfungsercheinungen an Brunnen.

WALTON (1962) hat auf Grund von betrieblichen Erfahrungen in Illinois (überwiegend fluviale und glazifluviale Sande und Kiese; WALKER, 1974) Werte für die maximal zulässige Filtereintrittsgeschwindigkeit gegeben (Tab. 5.1.1.1). Bei Einhaltung dieses Kriteriums soll auch langfristig die Mobilisierung von Feinanteilen mit anschließender Verstopfung des Filters (Kolmatation, Skin-Bildung) ausgeschlossen sein. Diese Werte werden bis heute im nordamerikanischen Schrifttum unverändert zitiert (z. B. POWERS, 1992), stellen also dort den Stand der Technik dar. Es ist hierbei aber zu berücksichtigen, dass in Nordamerika eine dauernde Sandführung eher hingenommen wird als bei uns.

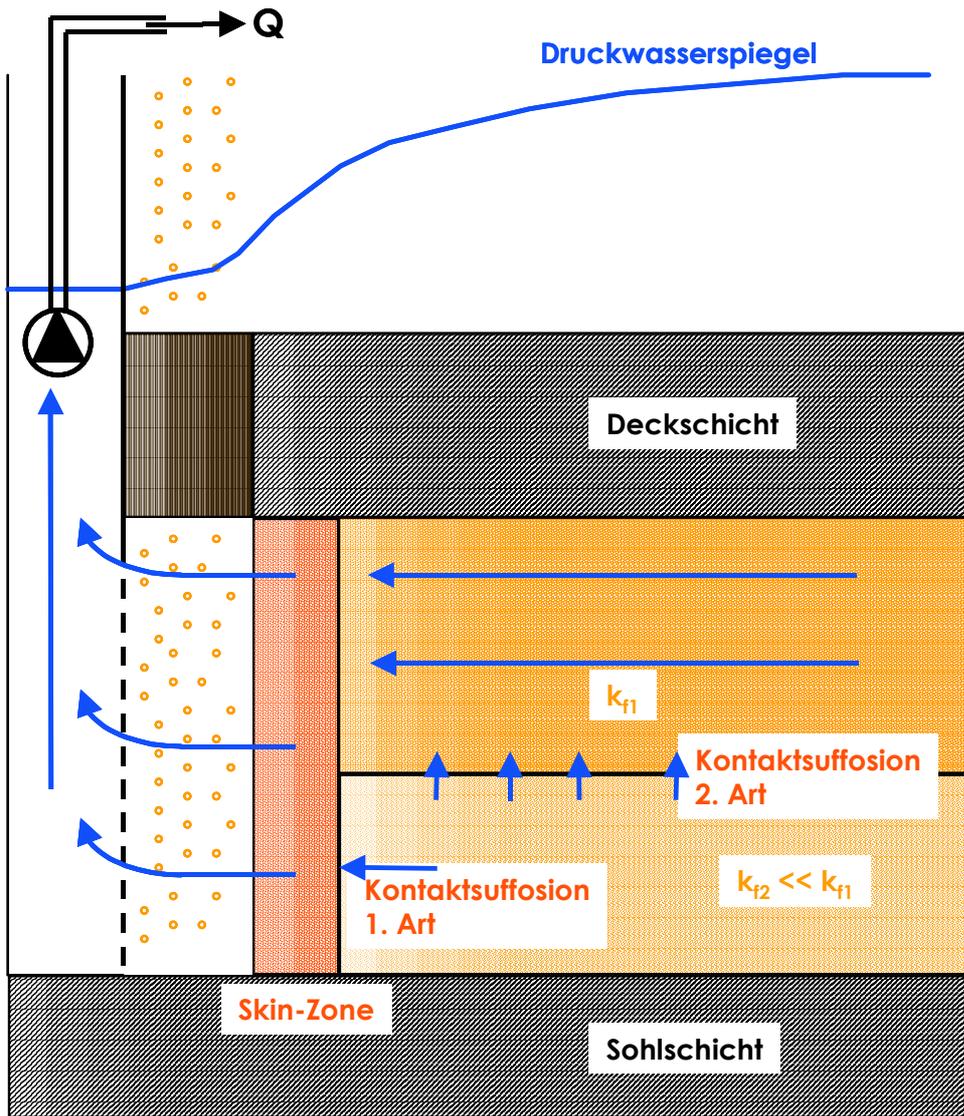


Abb. 5.1.1.2: Schematische Darstellung der relevanten Formen der Suffosion im Umfeld eines Brunnens

$k_f$ [m/s]	$v_{amax}$ [m/s]	$Q_{max}$ (spez.) [m <sup>3</sup> /h/m]
$> 2,8 \cdot 10^{-3}$	0,061	
$2,8 \cdot 10^{-3}$	0,056	95,0
$2,4 \cdot 10^{-3}$	0,051	86,5
$1,9 \cdot 10^{-3}$	0,046	78,0
$1,4 \cdot 10^{-3}$	0,041	69,6
$1,2 \cdot 10^{-3}$	0,036	61,1
$9,4 \cdot 10^{-4}$	0,031	52,6
$7,1 \cdot 10^{-4}$	0,025	42,4
$4,7 \cdot 10^{-4}$	0,020	33,9
$2,4 \cdot 10^{-4}$	0,015	25,4
$< 2,4 \cdot 10^{-4}$	0,01	

$Q_{max}$  (spez.): maximale Förderrate je Meter Filter bei  $r = 300$  mm und  $n_f = 0,25$

Tab. 5.1.1.1: Bemessungsregel nach WALTON (1962)

Vergleichen wir nun die konventionellen Kriterien (Sichardt, Walton) mit dem nach BRAUNS (1985), so zeigt sich, dass in den empirischen Erhebungen von Walton im Wesentlichen Fälle der Kontaktsuffosion erfasst wurden (Abb. 5.1.1.3). Dies ist plausibel, da dies in üblichen Bodenarten und bei richtiger Wahl von Filterkiesschüttung und Schlitzweite der einzige Fall ist, für den die geometrische Suffosionsicherheit nicht gegeben ist. Für die Auftragung wurde eine Umrechnung mit einer durchflusswirksamen Porosität  $n_f = 0,25$  durchgeführt. Die maximalen Filtergeschwindigkeiten wurden einheitlich in maximale Gefälle  $i$  umgerechnet. Für gängige Bodenarten liegt damit das Kriterium nach SICHARDT (1927) auch ohne weitere Sicherheitszuschläge deutlich im sicheren Bereich.

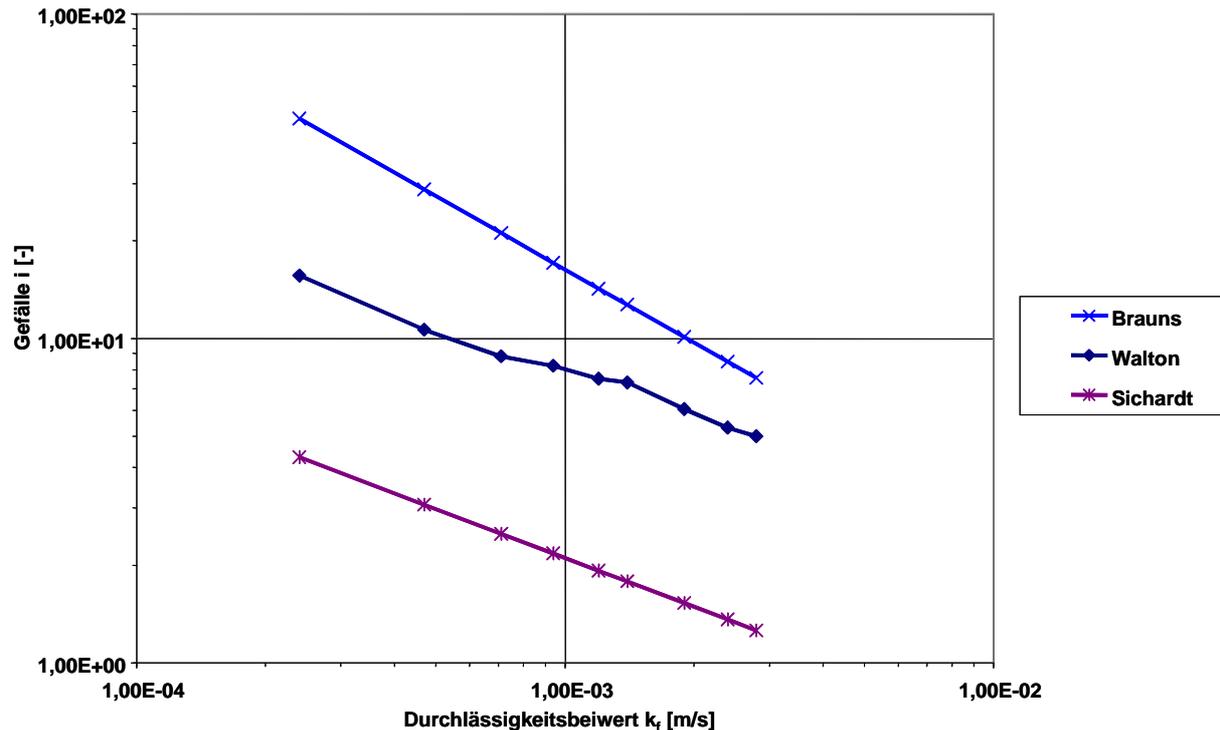


Abb. 5.1.1.3: Kriterien für die Suffosionssicherheit des Bodens an einem Brunnen in Abhängigkeit vom Durchlässigkeitsbeiwert

Mit den Ansätzen für den Wasserandrang (Gln. 5.1.1.2 bzw. 5.1.1.3) und das Fassungsvermögen des Brunnens (Gln. 5.1.1.4) lassen sich für die Hauptabmessungen Filterlänge und Bohrdurchmesser Vorgaben treffen.

Die entscheidende Größe für die Funktion eines Brunnens ist die **Lage und Länge der Filterstrecke** im Grundwasserleiter. Selten wird das Filter den gesamten Grundwasserleiter fassen („vollkommener“ Ausbau). Im Regelfall beschränkt man sich auf die ergiebigsten Anteile, d. h. die Schichten mit der höchsten Durchlässigkeit, soweit damit die angestrebte Förderrate erreicht werden kann. Als Faustregel gilt in sandig-kiesigen Grundwasserleitern für Wasserwerksbrunnen unabhängig vom Bohrdurchmesser (meist zwischen 400 und 800 mm) in Anlehnung an das Sichardt'sche Kriterium eine Förderrate von 3 bis 5 m<sup>3</sup>/h je Meter Filterlänge als angemessen (vgl. Tab. 5.1.1.1 und Abb. 5.1.1.3). Bei gängigen Brunnenförderraten im Wasserwerksbetrieb von 50 – 100 m<sup>3</sup>/h ergeben sich damit typische Filterlängen von 20 bis 30 m. Für Feuerlöschbrunnen mit nur gelegentlicher Nutzung ist dagegen ein Richtwert von 6 bis 8 m<sup>3</sup>/h je Meter Filterlänge anzugeben. Für nur vorübergehend genutzte Brunnen von Baugrubenwasserhaltungen kann kein Richtwert angegeben werden, da diese nach den jeweiligen Durchlässigkeitsverhältnissen auch mit deutlich höheren Entnahmeraten beaufschlagt werden können.

In der Vergangenheit war es üblich, bei unzureichender Mächtigkeit eines Grundwasserleiters in einem Brunnen mehrere Wasserleiter durch abschnittsweise Verfilterung zu fassen. Diese Praxis ist sowohl in wasserwirtschaftlicher Hinsicht (Verbindung unterschiedlicher Stockwerke), als auch oft in betrieblicher Hinsicht (Bildung von Mischwässern mit Fällungs- und Korrosionserscheinungen) fragwürdig und wird bei Neubauten meist durch die Wasserwirtschaftsverwaltung untersagt. Bei hydrochemi-

schen Problemen (vgl. Abb. 3.2.3.1.4) kann es auch sinnvoll sein, innerhalb eines Wasserleiters nur einen relativ homogenen Tiefenabschnitt zu verfiltern.

In Grundwasserleitern mit freiem Grundwasserspiegel (ungespannter Wasserleiter) muss die Filteroberkante so tief liegen, dass der abgesenkte Betriebswasserspiegel zuverlässig oberhalb der Filteroberkante bleibt. Das Eintreten des freien Grundwasserspiegels in das Filter führt durch die Belüftung (Sauerstoffzufuhr) regelmäßig zu schwerwiegenden hydrochemischen und mikrobiologischen Problemen. Auch in gespannten Grundwasserleitern ist bei der Dimensionierung dafür Sorge zu tragen, dass der Wasserspiegel stets oberhalb der Filteroberkante bleibt.

Während bei Grundwassermessstellen bei der Probenahme eine **Einhängung der Pumpe** im Bereich des Filters zwar als hydraulisch ungünstig, aber im Regelfall hinnehmbar angesehen wird, sollte dies bei dauernd bzw. mit hoher Leistung betriebenen Brunnen unterbleiben. Im Regelfall wird die Pumpe im Aufsatzrohr oberhalb des Filters eingehängt. Sie muss dabei zuverlässig unterhalb des abgesenkten Wasserspiegels bleiben, ist aber für alle Fälle mit einem Trockenlaufschutz ausgestattet. In ungespannten Grundwasserleitern oder gespannten Grundwasserleitern mit zu geringem Überstand über dem Filter kann die Pumpe innerhalb der Filterstrecke in einem Blindrohr (Vollrohr innerhalb der Filterstrecke), üblicherweise mit einer Länge von einigen Metern, eingehängt werden (z. B. BIESKE, 1969). Die Einhängung der Pumpe unmittelbar oberhalb der Sohle des Brunnens, insbesondere im Sumpfrohr, ist für Wasserwerksbrunnen nicht zu empfehlen, da sich hier mit geförderter Sand und Schwebstoffe absetzen (sollen), die bei einer Einhängung in dieser Tiefe in das Rohwasser gelangen und die Pumpe durch Abrieb übermäßig verschleiben und die Filter der Wasseraufbereitung verstopfen können. Bei Brunnen zur Baugrubenwasserhaltung, insbesondere bei weitgehender Trockenlegung eines oberflächennahen Grundwasserleiters, ist dagegen diese Pumpenposition durchaus sinnvoll. Nur bei grob fehlerhafter Wahl des Filtermaterials (siehe unten) kann die Sandführung so stark werden, dass die Pumpe in kürzester Zeit verschleißt oder sogar dicht setzt.

Üblicherweise geht man davon aus, dass innerhalb des Brunnens ein über die Tiefe einheitliches Potenzial vorliegt. Dies ist aber nicht der Fall, da die Zuströmung zur Pumpe nur durch ein Potenzialgefälle möglich ist. Bei relativ hohen Förderraten kann es innerhalb des Brunnens damit zu erhöhten Potenzialdifferenzen kommen, die wiederum zu ungleichmäßiger Anströmung des Brunnens und vertikalen Ausgleichsströmungen in der Filterkiesschüttung und dem unmittelbar anschließenden Grundwasserleiter führen. Derartigen Problemen kann im Einzelfall durch Einbau einer Saugstromsteuerung (SPRANGER, 1978; EHRHARDT & PELZER, 1992; KOROM et al., 2003) begegnet werden, die das Strömungsfeld vergleichmäßig und eine weitgehend horizontale Anströmung herstellt.

Im Gegensatz zu Grundwassermessstellen ist bei Förderbrunnen ein **Sumpfrohr** als Standard anzusehen, in dem sich eingedrungener Feinsand, Schwebstoffe und ggf. Fällungsprodukte, insbesondere Eisenoxidhydratschlämme, und Korrosionsprodukte sammeln können, die bedarfsweise entsorgt werden.

Für den **Durchmesser von Aufsatz- und Filterrohren** von Brunnen ist in erster Linie die angestrebte Förderleistung ausschlaggebend. In Tab. 5.1.1.2 sind die erforderlichen Mindestausbaumaße für den Einbau marktgängiger Unterwassermotorpumpen zusammengestellt. Für den konkreten Anwendungsfall können sich je nach Hersteller und besonderen technischen Anforderungen (z. B. besonders große Förderhöhe)

Abweichungen von diesen Pauschalangaben ergeben. Da bei der Entwicklung des Brunnens und beim anschließenden Abnahmepumpversuch oft mit deutlich höherer als der späteren Dauerleistung gepumpt werden soll (üblicherweise mit 150 %), ist dies bei der Wahl des geeigneten Rohrdurchmessers zu berücksichtigen. Außerdem ist darauf hinzuweisen, dass insbesondere bei den höheren Förderleistungen die Wahl eines etwas größeren Ausbaudurchmessers aus hydraulischen Gründen (Spaltströmung) vorzuziehen ist.

maximale Förderleistung [m <sup>3</sup> /h]	Durchmesser Pumpenkörper [mm]	Minstdurchmesser Ausbau (Aufsatz) DN [mm]
14	98	125
25	145	175 (150)
60	210	250
120	240	300
200	260	300
360	290	350

Tab. 5.1.1.2: Ausbaudurchmesser von Brunnen in Abhängigkeit von der Förderleistung der Pumpen

Bei Brunnen kann wie bei Grundwassermessstellen ein Ausbau mit wechselndem Durchmesser gewählt werden. Hierbei ist zum einen ein Ausbau mit durchgehender Rohrtour mit Übergangsstück (vgl. Abb. 3.2.3.1.6) möglich. Weitere Verbreitung hat aber ein sogenannter „verlorener“ Filterausbau, bei dem das Filter mit dem Aufsatzrohr nicht fest verbunden ist (Abb. 5.1.1.4; THOLEN, 1999; KNORR, 2000). Diese Konstruktion hat den Zweck, dass bei Alterungserscheinungen, insbesondere nicht mehr entfernbaren Ablagerungen in der Filterkiesschüttung, Filter und Filterkiesschüttung durch das stehen bleibende Aufsatz-/Sperrrohr hindurch entfernt und ersetzt werden können. Dies erfolgt durch Einsatz eines Klappmeißels, so dass der Bohrdurchmesser größer als beim ursprünglichen Ausbau ist und die gesamte alte Kiesschüttung sowie der Übergangsbereich vom Kies zum Gebirge (Zone der Kolmatation, Skin) zuverlässig entfernt wird. Das Aufsatz- oder Sperrrohr wird üblicherweise durch eine Zementation an das Gebirge angebunden.

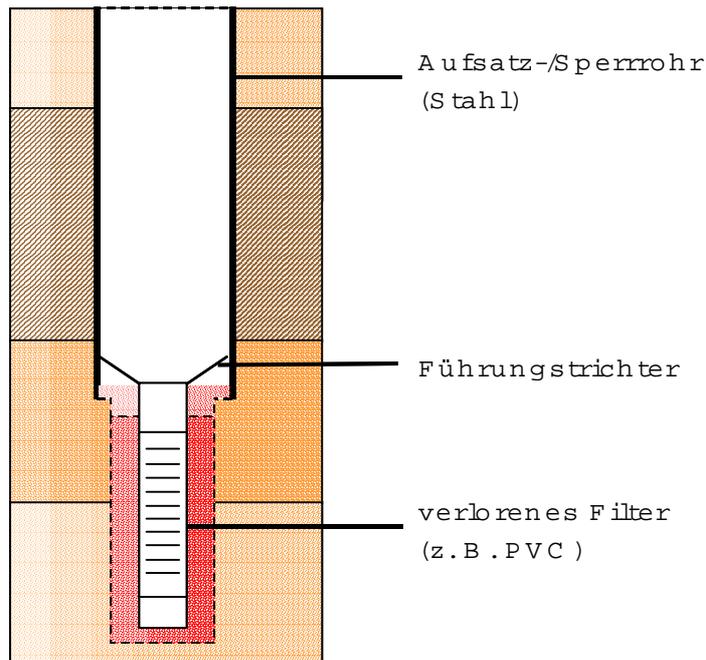


Abb. 5.1.1.4: Brunnen mit „verlorenem“ Filterausbau

Für die **Stärke der Filterkiesschüttung** (Differenz von Bohrdurchmesser und Außendurchmesser des Filters) werden üblicherweise Angaben zwischen 50 und 200 mm getroffen (z. B. BIESKE, 1992; THOLEN, 1997; NGWA, 1998; THOLEN & BERTRAM, 2000). Als typisch sind Beträge zwischen 100 und 150 mm anzusehen. Üblicherweise liegt bei einfacher Kiesschüttung der Bohrdurchmesser ungefähr beim doppelten Durchmesser der eingebauten Rohrtour (z. B. THOLEN & BERTRAM, 2000). Größere Durchmesser haben den Vorteil, dass das Risiko einer Brückenbildung des Ringraummaterials während des Schüttens zwischen Rohrtour und Bohrlochwand vermindert wird. Kleinere Durchmesser erleichtern dagegen die Entwicklung und ggf. Regenerierung des Brunnens (z. B. PAUL, 1994). Bei feinkörnigen Böden wird gelegentlich eine mehrfache Kiesschüttung eingebracht, für die ein entsprechend großer Ringraum zur Verfügung stehen muss. Die Einbringung erfolgt über zusätzliche Schüttrohre oder durch Verwendung von Kiestkörben für die innere Schüttung.

Die **Körnung der Filterkiesschüttung** ist in Anpassung an die angetroffenen Bodenarten zu wählen. Dieser Vorgang ist für die hydraulische Funktion des Brunnens und seine Lebenserwartung ausschlaggebend. Das Filter des Brunnens steht im Gegensatz zu den meisten sonst in der Technik als Filter bezeichneten Einrichtungen. Üblicherweise ist es die Aufgabe eines Filters, suspendierte oder feindisperse Stoffe aus einem fluiden Medium zu entfernen. Dies erfolgt durch Ablagerung dieser Stoffe an der Filteroberfläche oder (bevorzugt) im Porensystem des Filtermediums. Das Filter wird in regelmäßigen Zeitabständen oder bedarfsweise regeneriert. Dieser Vorgang, im Wasserwerksbetrieb als Filterrückspülung bekannt, löst durch Umkehr der Strömungsrichtung die abgelagerten Stoffe aus dem Filter. Das Rückspülwasser, das mit den abfiltrierten Stoffen angereichert ist, muss aufbereitet und entsorgt werden. Dagegen hat das Brunnenfilter ausschließlich stützende Funktion. Eine Ablagerung von Partikeln an seiner Außenfläche oder in seinem Porensystem ist unerwünscht, da sie zu einer allmählichen Verstopfung führen würde. Rückspülungen in Form von Brunnenregenerierungen werden zwar durchgeführt (Abschn. 5.5), sollen jedoch nicht

häufig anfallen und sind eher auf Ablagerungen unvermeidlicher chemischer bzw. mikrobiologisch-chemischer Ausfällungen orientiert. Partikel, die von außen aus dem Grundwasserleiter an das Filter herangetragen werden, sollen dieses möglichst ungehindert passieren (d. h. nicht filtriert werden). Sie werden mit dem Wasser abgefördert oder sedimentieren im Sumpf des Brunnens, der gelegentlich gereinigt werden muss. In Nordamerika, wo bezüglich der Dimensionierung von Brunnen etwas brutaler als bei uns vorgegangen wird, sind in manchen Brunnen in der Fördereinrichtung Sandabscheider nach dem Prinzip der Hydrozyklone integriert.

Das Brunnenfilter muss also einerseits so fein sein, dass es das Korngerüst des Wasserleiters als Ganzes zurückhält, andererseits die in diesem frei beweglichen (wenigen) Feinpartikel hindurchlässt. Die Bestimmung der richtigen Filterkörnung ist also eine geometrische Funktion des Aufbaus des anstehenden Bodens. Seine Schwachstellen sind hier besonders zu diskutieren.

Als Grundlage der Bestimmung der Filterkiesschüttung dienen Siebanalysen des anstehenden Bodens. Die Probenahme aus Bohrungen nach Spülverfahren, wie sie im Brunnenbau üblich sind, ist problematisch (Abschn. 3.2.2). Die Siebungen werden im Regelfall durch ein Erdbaulaboratorium, seltener durch das Brunnenbauunternehmen, angefertigt. Insgesamt kann man den Eingangsdaten der Filterkiesbestimmung im Normalfall nur orientierenden Charakter bescheinigen.

Die Bestimmung der Filterkieskörnung ist einer derjenigen Fälle, in denen die Praxis (vulgo: Stand der Technik) regelmäßig von der schriftlichen Festlegung der einschlägigen Norm (angeblich auch: Stand der Technik) abweicht. Für die Auswertung der Siebanalysen und die Festlegung der Filterkörnung ist das DVGW-Merkblatt W 113 (DVGW, 2001b) auf der Grundlage der Untersuchungen von NAHRGANG & SCHWEIZER (1982) maßgeblich. Bei den ausführenden Unternehmen hat sich das dort dargestellte Verfahren bis heute nicht durchsetzen können (z. B. THOLEN, 1997). Hierfür ist in erster Linie die schwer verständliche ältere Fassung des Merkblatts von 1983 verantwortlich zu machen. Beim Bestimmungsverfahren nach DVGW (2001b) werden Fehler bzw. Ungenauigkeiten in der Probennahme bzw. Siebanalyse durch einen Filterfaktor, der Werte zwischen 5 und 10 annimmt, möglicherweise stark verstärkt. Das Verfahren sollte daher tatsächlich nur angewandt werden, wenn die Eingangsdaten dies hergeben, insbesondere bei stark ungleichförmigen Bodenarten. Es ist auch festzustellen, dass dieses Verfahren gegenüber anderen regelmäßig zur Wahl eines etwas gröbereren Kiesel führt. Da in Deutschland die fast völlige Sandfreiheit des geförderten Wassers bei Trink- und Brauchwasserbrunnen gefordert wird, neigen die ausführenden Unternehmen im Hinblick auf ihre Gewährleistungsverpflichtungen zur Wahl feinerer Filterschüttungen. Dagegen erweisen sich ältere und einfachere Bestimmungsverfahren als deutlich robuster. Am häufigsten wird wohl das Kennkornlinienverfahren nach Bieske (BIESKE, 1961) unmittelbar oder in einer Abwandlung angewandt. Bei diesem Verfahren wird aus der Kornsummenkurve der obere Punkt der stärksten Krümmung (relatives Maximum der 2. Ableitung der Kurve) bestimmt (Abb. 5.1.1.5). Dieser Punkt wird in der Literatur mathematisch falsch als „Wendepunkt“ bezeichnet (z. B. THOLEN, 1997). Bei eng gestuften Böden ( $U < 5$ ), wie dies viele fluviatil abgelagerte Sande sind, liegt dieser Punkt beim 80 – 90 % - Perzentil der Summenkurve. Viele Praktiker verwenden aber für Sande ohne Ansehen der Kurve im Detail konservativ das 70- oder 80 %-Perzentil. Die so ermittelte wirksame Korngröße („Kennkorn“) wird mit einem Filterfaktor multipliziert, der Werte zwischen 3 und 7 annimmt (BOSOLD, 1965). Für Wasserwerksbrunnen sind Werte von 4 bis 5 für den Filterfaktor üblich (z. B. BIESKE, 1992) und entsprechen damit dem geometrischen Filterkriterium

nach Terzaghi (SHERARD et al., 1984). Als Filterschüttung wird dann die entsprechende Körnung nach DIN 4924 (DIN, 1995) gewählt. Die Durchlässigkeit des so bemessenen Filters liegt ein bis drei Zehnerpotenzen über der des Grundwasserleiters (BOSOLD, 1965; KLOTZ, 1997).

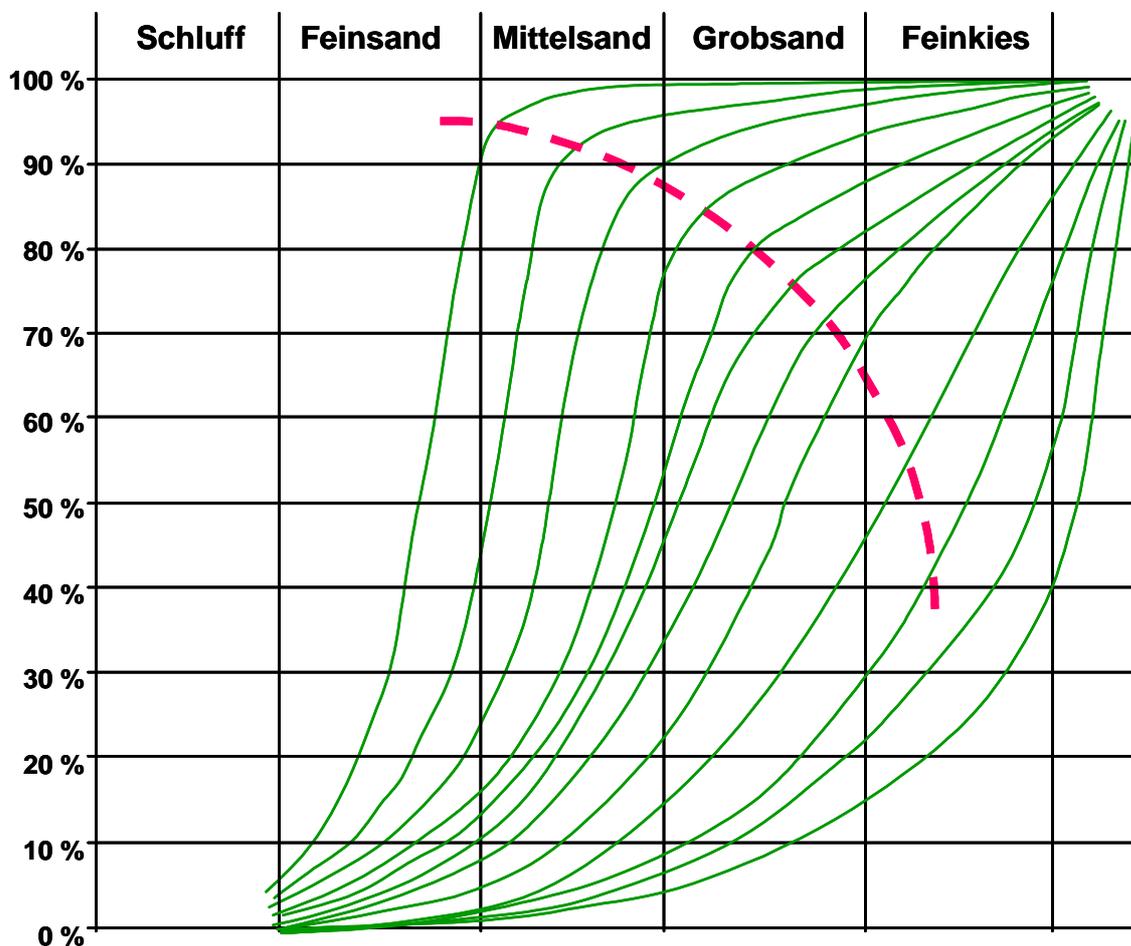


Abb. 5.1.1.5: Kennkornlinie nach BIESKE (1961)

Die Verwendung von Kieslebefiltern sollte auch bei sehr feinkörnigen Böden unterbleiben, da das unbewegliche Filtermaterial sich nicht entwickeln oder regenerieren lässt.

Uneinheitlich ist das Vorgehen bezüglich einer Tiefendifferenzierung der Filterschüttung und der Verwendung mehrfacher Kiesschüttungen. Bei Brunnenbauwerken für durchschnittliche Anforderungen erscheint mir eine einheitliche Schüttung, bemessen nach den feinsten erfassten Schichten, als ausreichend. Hier ist es hydraulisch am günstigsten, nur die produktivsten Schichten, dann aber mit einer entsprechend groben Körnung, zu verfiltern. Wenn bei hohem Wasserbedarf und geringer Mächtigkeiten des Wasserleiters Filterstellungen in deutlich unterschiedlichen Schichten unvermeidlich sind, sind erweiterte Untersuchungen und ggf. der Ausbau mit tiefendifferenzierter Körnung durchzuführen. In diesem Fall ist jedoch mit verstärkten Brunnenalterungsproblemen zu rechnen. Mehrfache Kiesschüttungen sind in den letzten Jahren im Vergleich zur Vergangenheit seltener zur Anwendung gekommen. Die

Entwicklung und, ggf. Regenerierung eines Brunnens werden durch den hierfür erforderlichen größeren Ringraum erheblich erschwert.

Im Vergleich zur Wahl der Filterkörnung ist jene der **Filterschlitzweite** unproblematisch. Sie wird üblicherweise mit 0,5 der nominellen unteren Grenze der (inneren) Kiesschüttung angesetzt.

Für Sonderanwendungen, insbesondere beim Ausbau in sehr feinkörnigen Böden, für die keine filterstabile Schüttung ausführbar ist, oder gesteuerte Horizontalbohrungen, stehen Filterrohre aus mikroporösem PE-HD (Handelsname: Schumasoil) zur Verfügung.

Zu den **Ringraumabdichtungen**, den zugehörigen **Gegenfiltern** und dem **Füllkies** wird auf Abschn. 3.2.3.1 verwiesen. Bei Brunnen in Grundwasserleitern mit freiem oder bei Absenkung freiem Wasserspiegel (ungespannter Fall) sollten im Bereich des Wasserspiegels keine Tonsperren verwendet werden, da diese bei wechselndem Wassergehalt Trockenrisse entwickeln können und danach zur Auswaschung neigen. In diesem Fall sollten Zementationen oder Verpressungen mit Ton-Zement-Suspension zum Einsatz kommen.

Für die Wahl der **Pumpe** ist außer der erforderlichen Förderleistung die hydraulische Druckhöhe maßgeblich, die sie zu leisten hat. Diese setzt sich zusammen aus

- geodätischem Höhenunterschied (Differenz zwischen Betriebswasserspiegel und höchstem Punkt der anschließenden Leitungen und Anlagen;
- Rohrreibungsverlusten in der Steigleitung und der anschließenden Rohwasserleitung;
- Reibungsverlusten an Formstücken und Armaturen (Schieber, Durchflussmesser etc.);
- maximalen Druckverlusten in Filteranlagen der Wasseraufbereitung, die oft unmittelbar von den Brunnenpumpen bedient werden.

Da die Druckhöhe unmittelbar die elektrische Leistung und damit die Betriebskosten der Pumpe bestimmt, ist hier eine großzügige Auslegung „auf der sicheren Seite“ unangebracht. Eine ausführliche Diskussion zur Wahl der Brunnenpumpe findet sich in LANGGUTH & VOIGT (2004). Falls Unsicherheiten bei der Dimensionierung der Pumpe auftreten, sollte besser der Rat eines entsprechenden Fachmanns eingeholt werden.

Die **Steigleitung** der Pumpe ist nach der Förderrate zu dimensionieren. Als Anhaltswerte werden für Wasserwerksbrunnen Fließgeschwindigkeiten von maximal 1 bis 1,5 m/s angesetzt. Höhere Fließgeschwindigkeiten führen zu deutlich erhöhten Rohrreibungsverlusten.

Der Brunnen muss an der Erdoberfläche durch ein **Abschlussbauwerk** gesichert werden, das auch technische Einrichtungen aufnimmt. Dieses Bauwerk wird je nach Bauform als Brunnenhaus (überwiegend oberirdisch) oder **Brunnenstube** (ganz oder teilweise unterirdisch, heute der Regelfall) bezeichnet. Für die meisten Verwendungszwecke werden komplette oder aus Modulen aufgebaute Brunnenstuben angeboten. Die tragende Konstruktion besteht aus Betonfertigteilen, meist in Form von Schachtringen, oder rostfreiem Stahl. Die Bauform und Qualität hängt stark vom Verwendungszweck ab. Wasserwerksbrunnen sollten eine Stube von wenigstens 2 m lichter Weite erhalten, damit regelmäßige Wartungsarbeiten ohne vermeidbare Behinderung ausgeführt werden können. Dagegen können nur vorübergehend oder

gelegentlich genutzte Brunnen, z. B. Feuerlöschbrunnen oder Brunnen zur Grundwassersanierung, sparsamer gestaltet werden, z. B. mit einem Schachtdurchmesser von 1,2 m. Bei Brunnen im Bereich von Straßenverkehrsflächen muss die Konstruktion befahrbar sein.

Wesentliche technische Funktionseinheiten sind

- Brunnenkopf (Abschluss des Brunnenrohrs mit Pumpenaufhängung und Durchführungen für Versorgungsleitungen und messtechnischen Einrichtungen);
- Armaturen (Sperrschieber, Rückflussverhinderer, Durchflussmesser, Probenahmehahn);
- elektrischer Schaltschrank für Kraftstrom mit Trockenlaufschutzschalter der Pumpe; ggf. Frequenzumformer für drehzahlgeregelte Pumpe(n);
- Interface für elektronische Datenübertragung (Messdaten des Durchflussmessers und der Druckdose für die Wasserstandsmessung, Pumpensteuerung);
- Be- und Entlüftung (soweit möglich).

Die Dimensionierung dieser technischen Einrichtungen ist fallspezifisch und muss entsprechend geplant werden.

### 5.1.2 Reichweite der Absenkung (A)

"It is better to acknowledge that radius of investigation is at best a vague concept that should only be used in a qualitative manner." (HORNE, 1995)

Für viele praktische Aufgaben wird eine Abschätzung der Reichweite einer Absenkung benötigt. Der Begriff der Reichweite wird im Schrifttum jedoch implizit sehr unterschiedlich gebraucht. Daher sollen hier verschiedene Definitionen in Abhängigkeit von typischen Aufgabenstellungen getroffen werden. Anschließend werden weit verbreitete Methoden der Reichweiteschätzung im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit für diese Anwendungsbereiche diskutiert.

(1) Messbare Reichweite: Bereich um einen Brunnen (oder eine andere Form der Wasserfassung), innerhalb dessen mit üblichen Mitteln messbare Absenkungen, d. h. Absenkungen von einigen Zentimetern, auftreten; wird z. B. bei der Planung des Messnetzes für Pumpversuche benötigt.

(2) Operative hydraulische Reichweite: Reichweite, die zu einer Abschätzung der Transmissivität aus der Absenkung im Brunnen bzw. der gewinnbaren Wassermenge bei vorgegebener Absenkung nach dem Ansatz von THIEM (1906) Gl. (5.1.1.2) herangezogen wird.

(3) Geotechnisch relevante Reichweite: Bereich um einen Brunnen (oder eine andere Form der Wasserfassung), innerhalb dessen Absenkungen auftreten, die bodenmechanisch relevant sein können; bei nicht besonders setzungsempfindlichen Böden (Sande, Kiese, Geschiebeböden) oft mit 1 – 2 m angesetzt.

(4) Wasserrechtlich relevante Reichweite: Bereich um einen Brunnen (oder eine andere Form der Wasserfassung), innerhalb dessen Absenkungen auftreten, die bestehende Grundwassernutzungen nachteilig beeinflussen können, insbesondere Trockenfallen von Brunnen; typischerweise Absenkungen von einigen Metern.

(5) Anderweitige wasserwirtschaftlich begründete Reichweite: Bereich um einen Brunnen (oder eine andere Form der Wasserfassung), innerhalb dessen Absenkungen auftreten, die nachteilige Änderungen herbeiführen können, insbesondere Verlagerungen von Grundwasserverunreinigungen.

(6) Reichweite für spezielle Fragestellungen: z. B. Bereich, innerhalb dessen eine grundwasserabhängige Vegetation beeinflusst werden kann (Abschn. 9.4).

Es ist leicht einzusehen, dass diese verschiedenen Definitionen unterschiedliche Methoden der Abschätzung der Reichweite erfordern. In Deutschland hat sich jedoch eingebürgert, in der ingenieurtechnischen Praxis fast alle Belange mit der Rechenvorschrift nach Sichardt:

$$R = 3000 \cdot s \cdot \sqrt{k_f} \quad (5.1.2.1)$$

(KYRIELEIS & SICHARDT, 1930; in der Lehrbuchliteratur oft irrtümlich als SICHARDT, 1927 oder 1928 zitiert) abzuhandeln.

Diese Formel wurde empirisch für Absenkungen bei Baugrubenwasserhaltungen in sandigen Grundwasserleitern mit freier Grundwasseroberfläche ermittelt und gibt „einen gewissen Anhalt für solche Schätzungen“ (KYRIELEIS & SICHARDT, 1930: 30). Sie kann unter entsprechenden hydrogeologischen Bedingungen zur Abschätzung der Reichweite nach den Definitionen (1) – (4) herangezogen werden. Für (2) kann jedoch erfahrungsgemäß auch jede große Zahl (einige 100er bis 1000er Meter) eingesetzt werden, da der Einfluss der Reichweite auf die berechneten Größen gering ist.

„Es sei hier auch auf die Ausführungen Webers über die Reichweite bei artesischen Brunnen [d. h. Brunnen in gespannten Grundwasserleitern] verwiesen. Er zeigt das schnelle Anwachsen der Reichweite bei Absenkungen mit artesischen Brunnen.“ (KYRIELEIS & SICHARDT, 1930: 83)

**Die Formel von Kyrieleis & Sichardt ist also für gespannte Grundwasserleiter nicht anzuwenden.** Für alle Arten von Grundwasserleitern ist eine Abschätzung der Reichweite unter Einbeziehung des instationären Verhaltens des Absenkungstrichters durch Verwendung analytischer Grundwasserströmungsmodelle machbar. Auf der Grundlage der Theorie von THEIS (1935) lassen sich Absenkungen zu beliebigen Zeiten des Brunnenbetriebes berechnen:

$$s = \frac{Q}{4 * \pi * T} * W(u) \quad (5.1.2.2)$$

mit

$$W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-y}}{y} dy \quad (5.1.2.3)$$

Der Rand des Absenkungstrichters lässt sich in erster Näherung nach dem vereinfachten Ansatz von Cooper & Jacob bestimmen:

$$R = \sqrt{\frac{2,25 * T * t}{S}} \quad (5.1.2.4)$$

(JACOB, 1947; DVWK, 1982; BALKE et al., 2000).

In Tab. 5.1.2.1 ist für zwei typische Beispiele für einen gespannten Grundwasserleiter und einen Grundwasserleiter mit freier Wasseroberfläche gezeigt, zu welchen Abschätzungen man mit den vorgestellten Gleichungen gelangt.

Verfahren	Wasserleiter 1 ungespannt S = 0,15		Wasserleiter 2 gespannt S = 0,0001	
	s <sub>Br</sub> [m]	R [m]	s <sub>Br</sub> [m]	R [m]
Sichardt	5,00	212	4,00	170
Jacob	5,73	245	4,13	9487
Theis Absenkung 1,00 m	---	41	---	1600
Theis Absenkung 0,10 m	---	277	---	10733
Theis Absenkung 0,01 m	---	495	---	19183

$M = 20 \text{ m}$        $k_f = 2 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$   
 $r_{Br} = 0,3 \text{ m}$      $Q = 50 \text{ m}^3/\text{h}$   
 $t = 1 \cdot 10^6 \text{ s}$

Tab. 5.1.2.1: Vergleich von Berechnungen zur Abschätzung der Reichweite von Brunnen

Es lässt sich erkennen, dass die Reichweiten nach Theis und Jacob für den gespannten Grundwasserleiter in einer Größenordnung liegen, die im Regelfall über die tatsächliche Größe eines Grundwasserleiters hinausreicht. Die tatsächlichen Reichweiten werden daher von der geologischen Struktur bestimmt (KYRIELEIS & SICHARDT, 1930). Für den ungespannten sandigen Wasserleiter gibt die Schätzung nach Sichardt eine im Vergleich zu der physikalischen Berechnung nach Theis bzw. Jacob plausible Größenordnung für praktisch beobachtbare Absenkungen.

Die bis hierher behandelten Schätzverfahren sind nicht geeignet, Aussagen zu den differenzierteren Fragestellungen der Definitionen (5) und (6) zu treffen. Für beide Fälle sind Berechnungen mit Hilfe von Grundwasserströmungsmodellen erforderlich. In Abhängigkeit von der Fragestellung und den hydrogeologischen Gegebenheiten können diese als analytische Modelle auf der Grundlage von Gl. (5.1.2.2) oder müssen als numerische Modelle aufgebaut werden.

Gelegentlich begegnet man einer impliziten Gleichsetzung von Reichweite und Einzugsgebiet. Dies führt zu Fehlinterpretationen in mehrfacher Hinsicht. Das Einzugsgebiet eines Brunnens hat eine unterstromige Begrenzung, die als untere Kulmination bezeichnet wird (z. B. HÖLTING & COLDEWEY, 2005). Auch im weiteren Abstrom können relevante Absenkungen eintreten, die zum Beispiel zum Trockenfallen von Flachbrunnen führen. Eine nachteilige Beeinflussung von Schadstofffahnen und Grundwassersanierungen ist auch dann möglich, wenn diese nicht im Einzugsgebiet des Brunnens liegen. Sie können trotzdem so stark aus ihrer ursprünglichen Richtung ausgelenkt werden, dass z. B. eine hydraulische Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahme wirkungslos wird (Abb. 5.1.2.1). Dies ist insbesondere im Hinblick auf größere Baugrubenwasserhaltungen zu bedenken. Diese werden häufig von Baugrunderingenieuren geplant, die ausschließlich Gln. 5.1.2.1 zum Ansatz bringen.

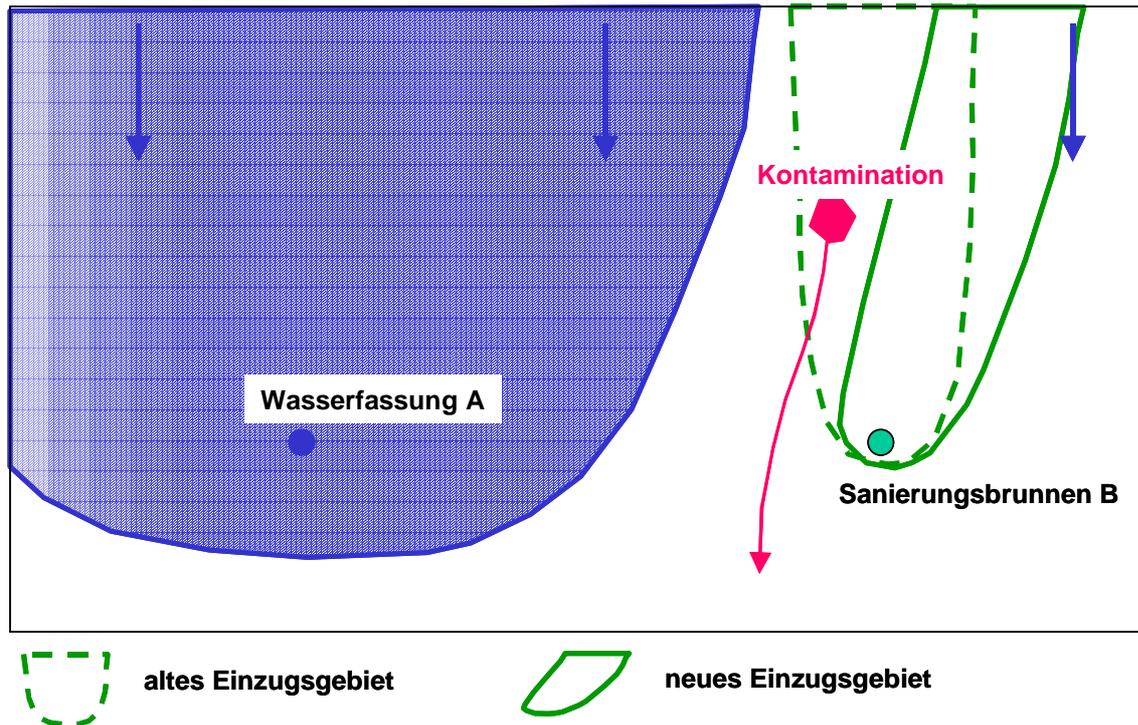


Abb. 5.1.2.1: Nachteilige Beeinflussung einer Grundwassersanierung (B) durch Einrichtung der neuen Wasserfassung (A)

## 5.2 Ausbaumaterialien (B)

Im Brunnenbau finden im Grundsatz dieselben Materialien Anwendung wie im Messstellenbau (Abschn. 3.2.3.2). Da im Regelfall jedoch größere Rohrdurchmesser benutzt werden, werden vielfach statt Kunststoffen andere (mechanisch festere) Werkstoffe verwendet. Außerdem gibt es noch viele Brunnen, die aus Zeiten stammen, in denen moderne Kunststoffe noch nicht zur Verfügung standen. Während bei Grundwassermessstellen heute die Möglichkeit zur Entnahme repräsentativer Wasserproben bei der Materialauswahl im Vordergrund steht, sind für Förderbrunnen die Langlebigkeit (mechanische Festigkeit und Korrosionsbeständigkeit) sowie die Vermeidung chemischer oder mikrobiologischer Verunreinigungen des Wassers die wichtigsten Kriterien. Während bei Messstellen eine einfache Schlitzlochung regelmäßig als ausreichend angesehen wird, bemüht man sich bei Förderbrunnen um möglichst breite und hydraulisch optimal gestaltete Schlitze sowie eine möglichst große freie Filterfläche (Anteil der Eintrittsöffnungen an der gesamten Mantelfläche). Bei der Wahl von Materialien und der Gestaltung der Eintrittsöffnungen ist auch die Möglichkeit späterer Regenerierungen zu berücksichtigen. Metallische Werkstoffe können von aggressiven Regenerierungsmitteln angegriffen werden.

Heute werden überwiegend **Brunnenrohre** aus PVC-U (bis zum Durchmesser DN 600), Stahl mit korrosionsverhindernden Kunststoffbeschichtungen und Sonderstähle verwendet. In der Vergangenheit wurden aber auch zahlreiche andere Materialien eingesetzt (Tab. 5.2.1). Rohre aus PE-HD werden für Sonderanwendungen in der Grundwassersanierung eingesetzt. Mikroporöses PE-HD (Handelsname: Schumasoil) kann aber auch ohne Kiesschüttung in feinkörnigen Böden für normale Brunnenbauwerke eingesetzt werden. Diese Anwendung ist besonders für dezentrale Wasserversorgungen (Hausbrunnen) interessant.

Im Bereich der rheinischen Braunkohle kommen auch Filter aus Faserzement und glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) zum Einsatz (EMRICH, 1997).

Material	physikalisch bedingte Einsatzgrenzen	chemisch bedingte Einsatzgrenzen	Bemerkungen
PVC-U	bei Temperaturen ab 40°C Abnahme der Festigkeit	nicht beständig gegen viele organische Lösemittel in Phase; beständig gegen Benzine und Mitteldestillate	maximale Durchmesser DN 600; Abb. 5.2.1
PE-HD	bei Temperaturen ab 40°C Abnahme der Festigkeit	mäßig beständig gegen manche organische Lösemittel in Phase	Schlitzweiten $\geq 0,5$ mm; mikroporöses PE-HD unter der Handelsbezeichnung Schumasoil
Stahl, schwarz (St 37)	keine relevanten	korrosionsanfällig gegen Elektrolyten	meist als Schlitzbrückenfilter; nur für geringfügige bzw. zeitlich begrenzte Nutzungen, z. B. Baugrubenwasserhaltungen; Abb. 5.2.2
Stahl, kunststoffbeschichtet	keine relevanten	korrosionsanfällig bei Beschädigung der Schutzschicht	Handelsnamen: Hagusta, Rilsan; meist als Schlitzbrückenfilter; Abb. 5.2.3
Sonderstähle	keine relevanten	korrosionsanfällig gegen Elektrolyten in Abhängigkeit von der gewählten Stahl- und Verarbeitungsqualität (Schweißpunkte!); korrosionsanfällig gegen stark reduziertes Milieu	meist als Wickeldrahtfilter, Handelsnamen: Johnson, Conslot; Abb. 5.2.4
Kupfer	keine relevanten	sehr korrosionsbeständig	meist als Schlitzbrückenfilter
Steingut	keine relevanten	sehr korrosionsbeständig	Schlitzweite meist mehrere mm; bis 1960er eingebaut
Pressholz, kunstharz- imprägniert	keine relevanten	in Abhängigkeit vom Milieu mikrobiologische Probleme möglich	Handelsname: Obo; Schlitzweite meist mehrere mm; bis 1970er eingebaut

Tab. 5.2.1: Marktgängige Ausbaumaterialien für Brunnen (Filter- und Aufsatzrohre)



Abb. 5.2.1: Brunnenfilter aus PVC-U mit Schlitzlochung

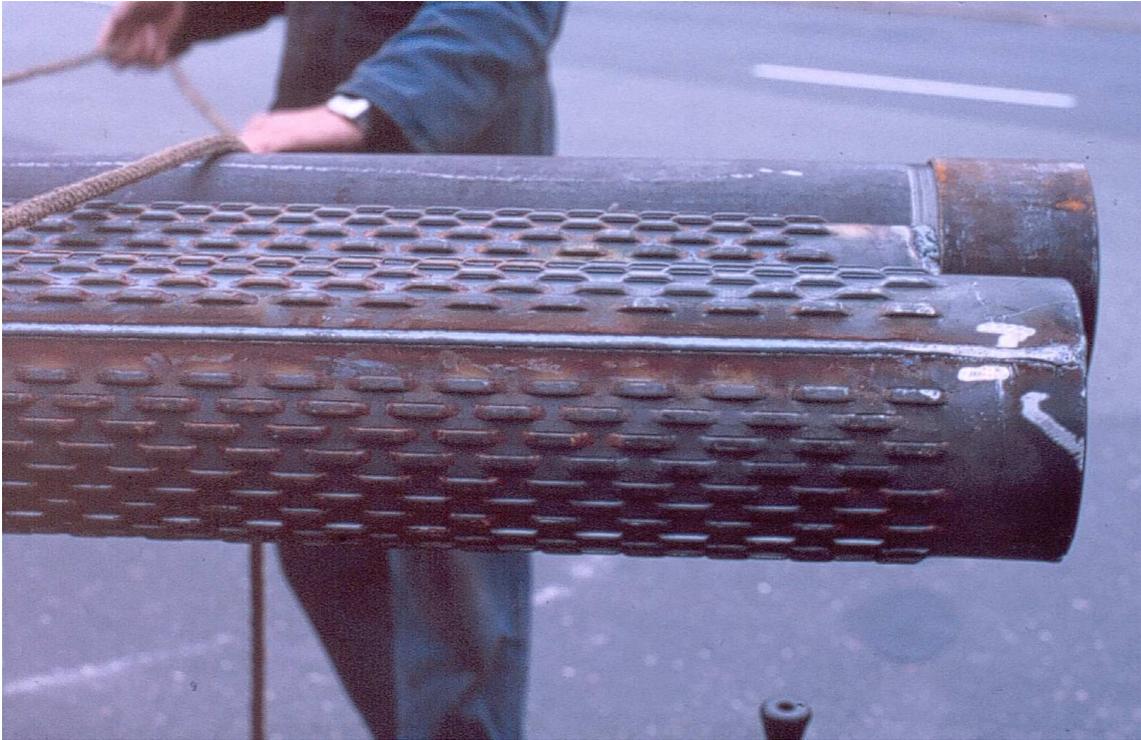


Abb. 5.2.2: Brunnenfilter aus Stahl (St 37) mit Schlitzbrückenlochung

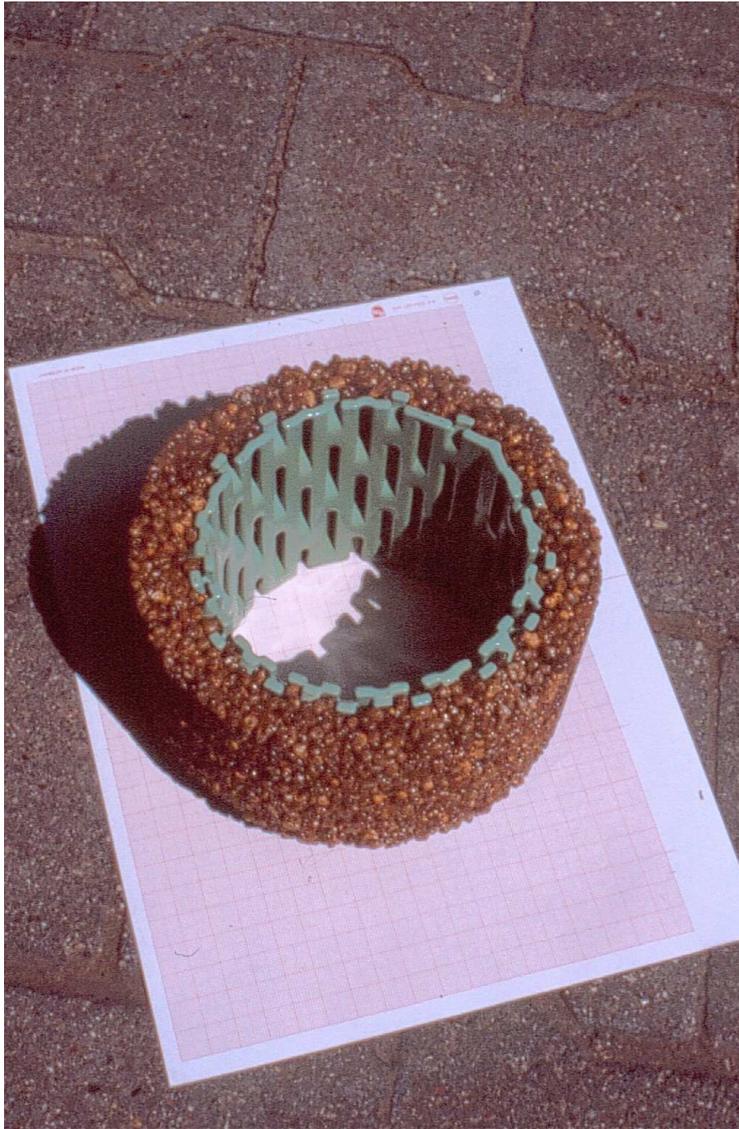


Abb. 5.2.3: Kiesklebefilter aus kunststoffbeschichtetem Stahl mit Schlitzbrückenlochung



Abb. 5.2.4: Wickeldrahtfilter aus Sonderstahl („V4A“, Werkstoffnummer 1.4571)

**Pumpen und Steigeleitungen** werden aus korrosionsbeständigen Materialien gewählt. Für die Pumpen sind dies im Regelfall Sonderstähle. Für Sonderanwendungen, stehen auch andere Materialien zur Verfügung, z. B. Pumpen aus Rotguss zur Förderung salinärer Solen. Die Steigeleitungen werden aus Sonderstahl, verzinktem Stahl oder, seit ca. 20 Jahren verstärkt, aus PVC-U gefertigt. Üblicherweise werden Steigeleitungen mit Flanschverbindungen mit eingearbeiteten Führungen für Stromkabel, Datenkabel (Trockenlaufschutz und Drucksonde) und ggf. Peilrohr zur Wasserstandsmessung verwendet.

Für die **Abschlussbauwerke** (Brunnenstuben bzw. –schächte) und die dort untergebrachten technischen Einrichtungen (**Armaturen**) werden ausschließlich korrosionsbeständige Werkstoffe verwendet. Die Brunnenstube wird meist aus Betonelementen (Schachtringen) hergestellt, seltener als Komplettlösung aus Edelstahl. Bei oberflächennahem Grundwasser bzw. Stau- oder Schichtenwasser ist in Abhängigkeit vom maximalen Wasserstand und der betonaggressiven Eigenschaften des Wassers eine besonders widerstandsfähige Betonqualität zu wählen. Bei erheblichem drückenden Bodenwasser oder in Überflutungsgebieten kann auch die Ausführung als wasserdichte und auftriebsichere („weiße“) Wanne notwendig werden. Rohrleitungen und Armaturen sowie Einstiegslukern, Be- und Entlüftungsschächte werden aus Sonderstahl oder verzinktem Stahl gefertigt. Verzinkter Stahl ist jedoch wegen der Möglichkeit von mechanischen Beschädigungen der Schutzschicht als unbefriedigende Lösung anzusehen. In jedem Fall muss ein unmittelbarer Kontakt verschiedener metallischer Werkstoffe (z. B. am Brunnenkopf oder an anderen Armaturen) vermieden werden, da dieser zur Ausbildung elektrochemischer Lokalelemente und damit zur schnellen Korrosion des weniger edlen Materials führt.

### 5.3 Brunnenentwicklung (B)

“Yes, I know they're old, but there hasn't been much since.” (SMITH, 2001: Kommentar zu Zitaten von 1960/61)

Während Grundwassermessstellen hydraulisch nur sehr grob bemessen werden (Abschn. 3.2.3.1), werden Brunnen auf eine optimale Ergiebigkeit ausgelegt. Damit sie diese auch erreichen können, müssen alle Störungen des Grundwasserleiters, die durch den Bohrvorgang bewirkt wurden, insbesondere die Invasion von tonhaltigen Bohrspülungen („Filterkuchen“), entfernt werden. Diese Aufgabe erfüllt die Brunnenentwicklung unmittelbar nach Abschluss der Bauarbeiten und dem Anquellen der Ringraumdichtungen, d. h. meist 24 – 48 Stunden nach dem Ausbau.

Die Wahl der optimalen Methode zur Brunnenentwicklung hängt vom Bohrverfahren, den Dimensionen des Brunnens und den geologischen Verhältnissen ab. Häufig wird statt des Begriffs Entwicklung auch Entsandung gesagt. Dabei spielt die traditionelle Vorstellung eine Rolle, aus dem Grundwasserleiter solle Feinsand entfernt und damit die Durchlässigkeit des brunnennahen Grundwasserleiters erhöht werde. Außerdem soll die spätere Sandfreiheit des Brunnens gewährleistet werden. Eine Vergrößerung des hydraulisch wirksamen Brunnenradius ist zum einen nicht sinnvoll (NAHRGANG, 1963), zum anderen in Böden mit einer Ungleichförmigkeit  $U < 8$  auch gar nicht möglich, da in einem solchen Boden auch die Feinanteile nicht frei beweglich sind (z. B. KOVÁCS, 1981). Die Sandfreiheit ist in diesem Fall ausschließlich durch die richtige Wahl der Filterkörnung zu gewährleisten (Abschn. 5.1.1).

Jede Art der Brunnenentwicklung sollte eine dynamische Belastung des Filterkieses und des brunnennahen Grundwasserleiters sowohl in Richtung auf den Brunnen als auch in entgegengesetzte Richtung enthalten (sogenannte Wechselstoßentsandung). Nur auf diese Weise kann die Bildung von Brücken aus feineren Körnern im Bereich des Übergangs vom Boden zur Filterschüttung oder vor den Filterschlitzten vermieden bzw. aufgelöst werden. Im Bereich dieser Kornbrücken können in den verengten Poren kleinere Partikel abgelagert werden, so dass es langfristig zur Verschlechterung der hydraulischen Eigenschaften des Gesamtsystems (sekundäre Skinbildung) kommt. Kiesklebefilter sind auf Grund der Unbeweglichkeit der Kiesschüttung nicht entwickel- und regenerierbar.

Die einfachste Form der Brunnenentwicklung ist das **Klarpumpen** mit erhöhter Leistung (“overpumping”). Oft wird eine Förderrate oberhalb der vorgesehenen Dauerlast angesetzt (DVGW, 2002). Spülungsrückstände werden, insbesondere bei zu großzügig bemessenem Ringraum, nicht in jedem Fall vollständig entfernt. Da nur eine Strömungsrichtung verwendet wird, bleiben gegebenenfalls gebildete Kornbrücken erhalten (SMITH, 1995; LEHR et al., 1988; NGWA, 1998; BICHARA, 1988). Wenn gegenüber dem späteren Dauerbetrieb mit erhöhter Leistung gefördert wird, werden bewegliche Sandpartikel im näheren Brunnenumfeld weitgehend entfernt, so dass der Brunnen im Betrieb technisch sandfrei fördert. Bei Brunnen für geringe Leistungen und Grundwassermessstellen ist das Klarpumpen die regelmäßig angewandte Entwicklungsmethode.

Auch Pumpen mit Unterbrechungen und passivem Rücklauf des Wassers in den Brunnen (sog. **Schocken**, “rawhiding”) ist als nur bedingt wirksames Verfahren anzusehen, da die Strömungsgeschwindigkeiten in der Rückflussphase gering bleiben

(LEHR et al., 1988). Für Brunnen mit mäßigen Leistungen ist es jedoch in vielen Fällen ausreichend.

Bei der sogenannten **Intensiventsandung** (SCHNEIDER, 1961) wird mit einer Unterwassermotorpumpe mit hoher bis sehr hoher Leistung aus einem durch Packer bzw. Manschetten isolierten Filterabschnitt, meist von 2 – 4 m Länge, abgepumpt. Nach DVGW (2002) soll die Förderrate das fünffache der späteren Betriebsförderrate betragen. In der Praxis wird dieser Wert auch überschritten. Das Verfahren wurde für bi- bis multimodale Böden mit grobkörnigem Gerüst (Talschotter) entwickelt, aus dem ein nennenswerter Feinanteil in Brunnennähe entfernt werden muss, um spätere Sandführung zu verhindern. Bei Anteilen des Grobgerüsts (Kies) von über 50 % kann es sinnvoll eingesetzt werden (WITTMANN, 1980). In der Grundform wird eine nach außen gerichtete Strömungskomponente durch regelmäßiges Ausschalten („Schocken“) erreicht (DVGW, 2002). Damit ein Rückfluss aus der Steigleitung in den Brunnen stattfindet, darf die Pumpe hierbei kein Rückschlagventil besitzen. Das Verfahren sollte aber besser mit einem aktiv nach außen wirkenden Verfahren zur Auflösung von Kornbrücken kombiniert werden, z. B. einer Wasserstrahlspülung („jetting“) (z. B. LICHT et al., 2001). Im übrigen besteht bei der Intensiventsandung in ihren verschiedenen Spielarten die Möglichkeit, durch Überschreiten der maximal zulässigen Strömungsgeschwindigkeiten und Gradienten dauerhafte Schäden im Korngerüst zu bewirken (Abschn. 5.1.1). Ist es einmal zum Einbruch eines nicht filterstabilen Schichtübergangs („caving“) gekommen, kann die Filterschüttung gerade im Bereich der produktivsten (durchlässigsten) Schichten mittelfristig dichtefahren werden. BLACKWELL et al. (1995) nennen ausdrücklich „excessively vigorous development“ als Ursache bleibender Schäden im Brunnenumfeld. Hierbei kann es im Extremfall zur Vermischung von Material des Grundwasserleiters mit der Filterschüttung kommen. Es bildet sich eine feinkörnige Filterschicht im Bereich der Bohrlochwand aus, in der in der Folge weiteres Feinmaterial abgelagert wird und zur Verstopfung führt.

Das Verfahren, das international die weiteste Verbreitung gefunden hat, ist das **Kolben** (z. B. SALISKO & SUTTER, 1980; WENDLING, 1991; WENDLING et al., 1997). Bei diesem Verfahren wird ein möglichst bündig in der Rohrtour eingepasster Kolben mit eingebautem Rückschlagventil auf und ab bewegt (Abb. 5.3.1). In der einfachsten Ausprägung des Verfahrens setzt sich das in den Brunnen geförderte Feinmaterial ab und wird anschließend aus dem Brunnensumpf entfernt. Es gibt aber auch Entsandungskolben mit integrierter Fördereinrichtung, die den Sand kontinuierlich abtransportiert und damit einen Übergang zwischen Kolben und Intensiventsandung darstellt (Abb. 5.3.2) (SMITH, 1995). Kolben wird in Nordamerika als Standardverfahren eingesetzt (LEHR et al., 1988; NGWA, 1998). Bei uns wird das Kolben nur in Ausnahmefällen zur Brunnenentwicklung eingesetzt, häufiger in der Regenerierung (DVGW, 2001c).



Abb. 5.3.1: Einfacher Entsandungskolben mit Manschetten aus Moosgummi zum Einsatz in Wickeldrahtfiltern

Eine Variante des Kolbens stellt der **Entsandungsseih** dar, der im Prinzip Abb. 5.3.2 entspricht. Die nach außen wirkende Strömungskomponente wird aber nicht durch Bewegung der Einrichtung, sondern durch Druckstöße der Mammutpumpe erzeugt (FABER & HOMRIGHAUSEN, 2002).

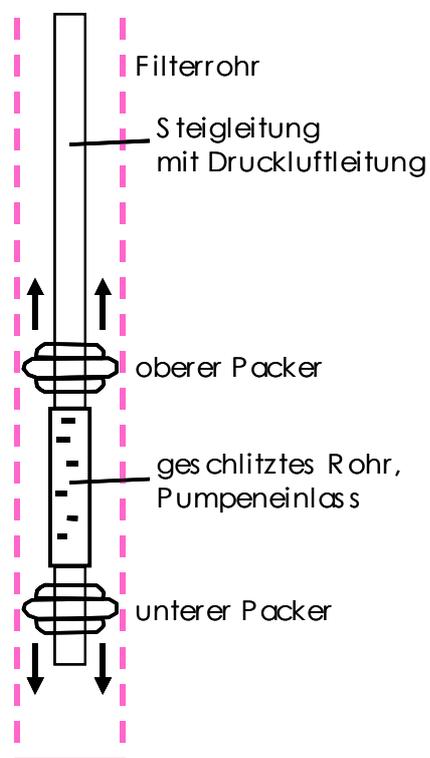


Abb. 5.3.2: Entsandungskolben mit Fördereinrichtung nach dem Mammutpumpenprinzip (vereinfacht nach SMITH, 1995)

Da für den weiteren Betrieb des Brunnens in Abhängigkeit seiner Nutzung die technische Sandfreiheit zu fordern ist, müssen während des Entsandens entsprechende Messungen durchgeführt werden (DVGW, 2002). Bei einfachen Brunnenbauwerken für geringen oder gelegentlichen Betrieb oder solche, bei denen Sandführung ohnedies ein nachgeordnetes Betriebsproblem darstellt (Sanierungsbrunnen) kann eine einfache optische Kontrolle (Absetzen im Spitzglas, Abb. 5.3.3) erfolgen. Für Brunnen mit höheren Ansprüchen, insbesondere der Wasserversorgung, ist eine höherwertige messtechnische Überwachung nach DVGW (2002) unverzichtbar (Abb. 5.3.4).



Abb. 5.3.3: Spitzglas zur volumetrischen Abschätzung des Sandgehaltes

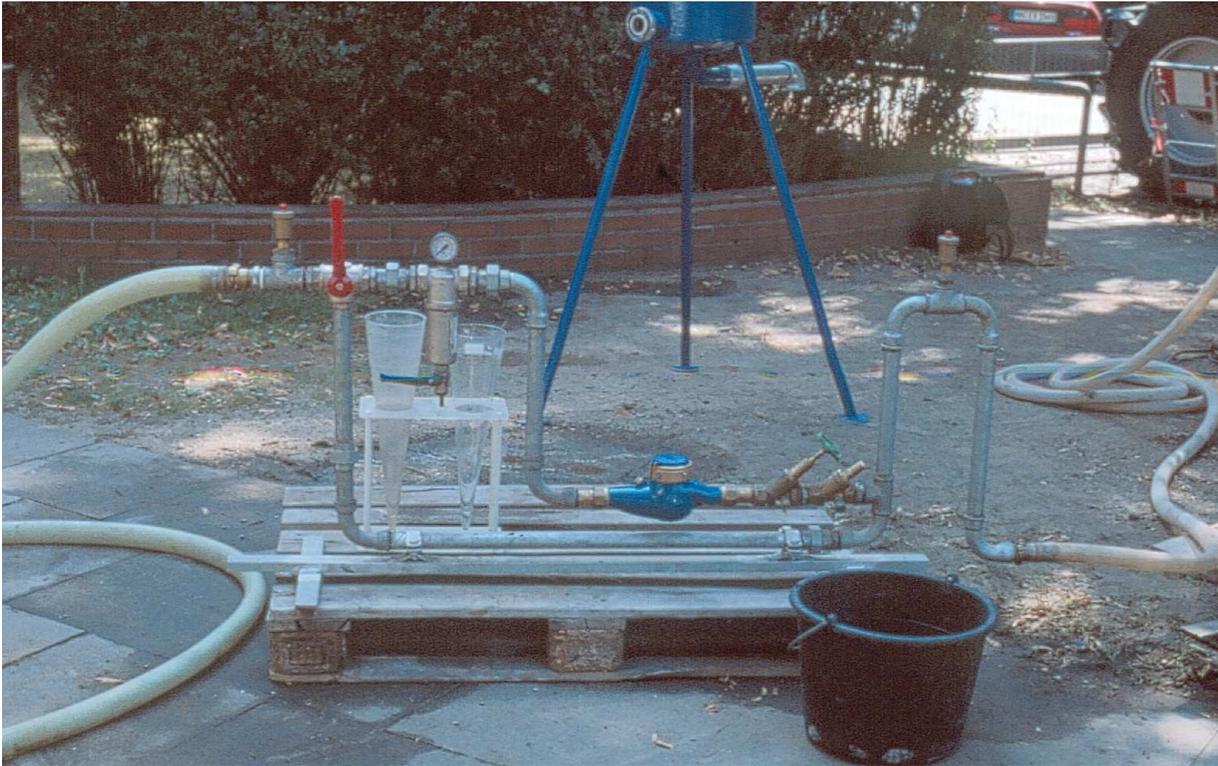


Abb. 5.3.4: Sandmengenmessgerät nach DVGW W 119

## 5.4 Qualitätssicherung (B)

Für die Qualitätskontrolle im Brunnenbau gelten dieselben Regeln wie beim Bau von Grundwassermessstellen (Abschn. 3.2.3.3). An dieser Stelle werden daher nur ergänzende Hinweise gegeben.

In der **Planung** unterscheidet sich ein Förderbrunnen von einer Grundwassermessstelle wesentlich durch das erheblich komplexere Abschlussbauwerk („Brunnenstube“). Es ist hier in jedem Einzelfall zu entscheiden, ob eine vollständige ingenieurtechnische Durchplanung sinnvoll ist, oder ob auf Standarddesigns der Brunnenbauunternehmen zurückgegriffen werden soll. Nach meiner Erfahrung sind vollständige Planungen zwar sehr lehrreich, in den meisten Fällen erfolgt jedoch unter Kostengesichtspunkten die Ausführung nach einem Standarddesign. Vordringliche Aufgabe der Planung sollte daher die Definition von Mindestanforderungen an die Funktionalität sein.

Nur bei gut bekannten Standorten kann schon im Vorfeld eine Festlegung auf die Dimensionierung des Filters hinsichtlich Schlitzweite und Körnung der Schüttung erfolgen. Im Regelfall wird man hier das erbohrte Bodenmaterial und die daraus angefertigten Siebanalysen abwarten müssen. Eine Festlegung auf das Filtermaterial ist dagegen regelmäßig möglich, da beim Bau eines Brunnens zumindest die generellen hydrochemischen Verhältnisse bekannt sein dürften.

Für die hydraulische Funktion des Brunnens ist die richtige Wahl und der einwandfreie Einbau der Filterschüttung entscheidend. Die Entnahme und Auswahl von Bodenproben sowie die Anfertigung der Siebanalysen sind damit qualitätskritische Arbeitsschritte und sollten besonders geplant und überwacht werden. Hinweise hierzu finden sich in Abschn. 4.1.2. Da es sich bei Filterkies um ein Massenprodukt handelt, sind trotz der heute üblichen qualitätssichernden Vorkehrungen der Produzenten Chargen mit fehlerhafter Körnungslinie nicht auszuschließen. Es sollte daher in der **Bauüberwachung** stichprobenartig vor dem Einbau die tatsächliche Körnungslinie bestimmt oder, auch wenn das Material nach Augenschein einwandfrei ist, zumindest einige Rückstellproben entnommen werden.

Die **Ausbaubesprechung** für ein Brunnenbauwerk ist ein zentraler Teil innerhalb des Projektablaufs. Im Gegensatz zum Ablauf bei der Errichtung von Grundwassermessstellen ist daher hier der Bauherr im Regelfall anwesend. Die meisten Brunnenbauunternehmen werden nicht nur durch den örtlichen Bauleiter (Brunnenbaumeister), sondern zusätzlich durch ein Mitglied der Geschäftsführung vertreten. Der Ausbau beginnt nur in Ausnahmefällen unmittelbar nach der Besprechung. Da hier detaillierte und oft besondere Anforderungen an das Material festgelegt werden, insbesondere hinsichtlich der Körnung der Filterschüttung und der Schlitzweite der Filterrohre, und wegen der größeren Bohrdurchmesser große Mengen benötigt werden, muss das Material erst beschafft werden. Soll aus einer Aufschlussbohrung ein Brunnen erstellt werden, muss die Bohrung noch, ggf. unter Wechsel des Bohrverfahrens, auf den erforderlichen Durchmesser erweitert werden. Bei besonderen Anforderungen, z. B. Filter aus Wickeldraht oder Kupfer, wird erst zu diesem Zeitpunkt der Auftrag zur Fertigung erteilt. Die Bohrung muss in diesem Fall für Tage oder sogar Wochen offen gehalten werden. Im Einzelfall wird sogar ein Teil verfüllt und erst bei Anlieferung des Materials wieder geöffnet.

Brunnen für die Wasserversorgung müssen technisch sandfreies (Abschn. 5.3) und chemisch und mikrobiologisch einwandfreies Wasser liefern. Dies ist durch entsprechende Untersuchungen am Ende der Brunnenentwicklung nachzuweisen. Wurde nicht ordnungsgemäßer Filterkies verwendet oder wurde dieser auf der Baustelle verunreinigt, kann eine lang anhaltende Verkeimung des neuen Brunnens die Folge sein. In diesem Fall muss der Auftragnehmer durch entsprechend langes Abpumpen und ggf. **Desinfektion** des Brunnens die Keimfreiheit herstellen.

Am Abschluss der Brunnenbaumaßnahme steht der **Leistungspumpversuch**. Dieser wird als Stufenpumpversuch zur Ermittlung irregulärer Brunneneintrittsverluste, d. h. baulicher Mängel, durchgeführt. Über die fachtechnisch ordnungsgemäße Durchführung und Interpretation von Stufenpumpversuchen bestehen bis in jüngste Zeit (z. B. DVGW, 1997; ADAM et al., 2000; THOLEN & TRESKATIS, 1998) unklare Vorstellungen.

Grundsätzlich ist ein Stufenpumpversuch mit mindestens drei Stufen durchzuführen. Jede Stufe sollte im Regelfall eine Dauer von zwei Stunden haben (RADMANN & GILLBRICHT, 1997). Ein längeres Pumpen oder gar ein Erreichen eines quasistationären Beharrungszustandes in jeder Stufe, wie es immer noch vielfach als notwendig angesehen wird, ist für eine qualifizierte Bewertung des Brunnenbauwerks weder notwendig noch sinnvoll. Durch diese Vorgehensweise werden nur unnötige Kosten produziert.

Aufgabe des Stufenpumpversuchs ist es, im Absenkungsverhalten des Brunnens die hydraulischen Widerstände des Grundwasserleiters und des Brunnens zu unterscheiden. Die konventionelle Herangehensweise mit Auswertung quasistationärer Endzustände ging von folgenden Voraussetzungen aus:

1. Der Grundwasserleiter verhält sich wie ein idealer Wasserleiter nach Thiem bzw. Theis, d. h. er ist homogen, isotrop und sehr weit ausgedehnt. Sein Einfluss ist in jeder Pumpstufe gleich.
2. Im Grundwasserleiter treten nur laminare Strömungsbedingungen auf. Die Absenkung am Brunnenrand ist daher eine lineare Funktion der Förderrate („Darcy-Verhalten“).
3. Brunnenverluste treten als nicht-lineare („turbulente“) Anteile der Absenkung in Erscheinung.

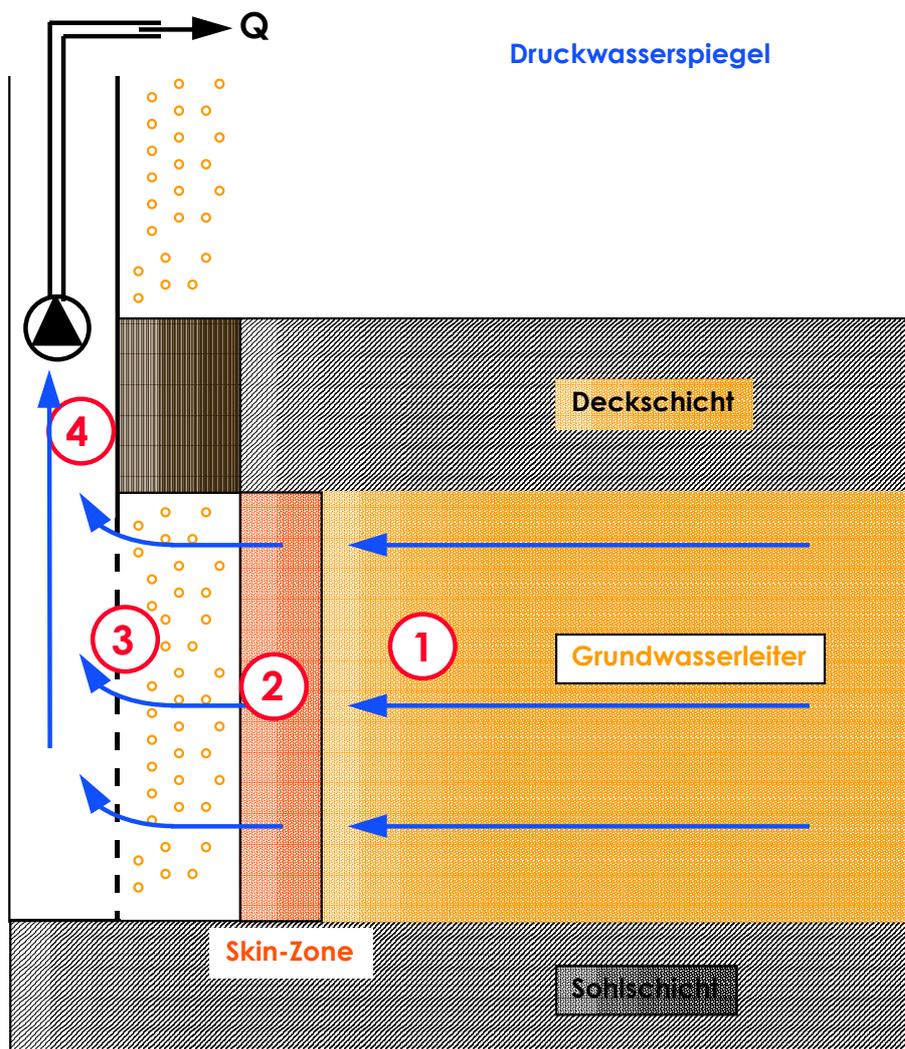
Mathematisch ergibt sich daraus die Beziehung (z. B. CLARK, 1977):

$$s_{\text{gesamt}} = s_{\text{GwLeiter}} + s_{\text{Brunnen}} = B * Q + C * Q^2 \quad (5.4.1)$$

B ist hierbei eine Konstante des Grundwasserleiters, C eine des Brunnens.

Leider sind die aufgeführten Voraussetzungen regelmäßig nicht erfüllt. Mit zunehmender Dauer und Förderrate des Pumpversuchs bzw. der einzelnen Pumpstufe steigt die Wahrscheinlichkeit, dass das Absenkungsverhalten durch großräumige Inhomogenitäten des Grundwasserleiters bzw. hydraulische Grenzen beeinflusst wird. Diese sollten unabhängig vom Leistungspumpversuch untersucht werden, z. B. unter anderem durch einen hydrologischen Pumpversuch von längerer Dauer mit entsprechendem Messnetz. In hoch durchlässigen Grundwasserleitern treten im Umfeld eines Brunnens Strömungsbedingungen jenseits des Gültigkeitsbereichs des Darcy'schen Fließgesetzes auf (z. B. SEN, 1989). Eine Abtrennung der nicht-linearen Ab-

senkungsanteile als irreguläre Brunnenverluste ist dann unzulässig. Schließlich sind irreguläre Brunnenverluste, die bei einem neu errichteten Brunnen als nachzubessernde Mängel anzusehen sind, im Regelfall durch die Ausbildung einer Zone verringerter Durchlässigkeit im Bereich der Bohrlochwand, dem sogenannten Skin, geprägt (Abb. 5.4.1). Dieser Skin bewirkt eine lineare Vergrößerung der Absenkung und ist damit bei einer quasistationären Betrachtung weder zu erkennen noch zu bewerten. Gelegentlich werden hilfswise Daten aus mindestens einer benachbarten Messstelle zur Bestimmung der Transmissivität herangezogen und der Skin als Differenz aus scheinbarer Transmissivität am Brunnen und an der Messstelle bestimmter Transmissivität berechnet.



1. Fließwiderstände im Grundwasserleiter
2. Fließwiderstände durch reduzierte Durchlässigkeit (Skin)
3. Fließwiderstände in der Filterschüttung und an den Filterschlitzten
4. Fließwiderstände der Rohrströmung im Brunnenrohr

Abb. 5.4.1: Schematische Darstellung der Bereiche der einzelnen Fließwiderstände an einem Tiefbrunnen (RADMANN & GILLBRICHT, 1997)

Aus diesen Gründen ist der Stufenpumpversuch zur Ermittlung des hydraulischen Verhaltens des Brunnens und möglicher baulicher Mängel in allen Stufen im instationären Zustand auszuwerten (RAMEY, 1982; RADMANN & GILLBRICHT, 1997; GILLBRICHT & RADMANN, 1998). Die Betrachtung folgt dabei folgendem mathematischen Ansatz:

$$s_{gesamt} = s_{GwLeiter} + s_{Skin} + (s_{Filter} + s_{Rohr}) = f(t, Q) + D * Q + C * Q^2 \quad (5.4.2a)$$

wobei die Absenkungsfunktion des Grundwasserleiters für die meisten sandig-kiesigen Wasserleiter eine lineare Funktion der Förderrate bleibt:

$$s_{gesamt} = s_{GwLeiter} + s_{Skin} + (s_{Filter} + s_{Rohr}) = f(t) * Q + D * Q + C * Q^2 \quad (5.4.2b)$$

mit  $f(t)$  einer der einschlägigen analytischen Brunnenfunktionen, in vielen praktischen Fällen mit ausreichender Genauigkeit der Theis'schen Brunnenfunktion für gespannte Grundwasserleiter (THEIS, 1935). Der Absenkungsanteil durch die Fließwiderstände der Rohrströmung  $s_{Rohr}$  lässt sich nach den Regeln für Rohrströmungen abschätzen. Bei ordnungsgemäß dimensionierten Brunnen der Wassergewinnung sind diese zu vernachlässigen.

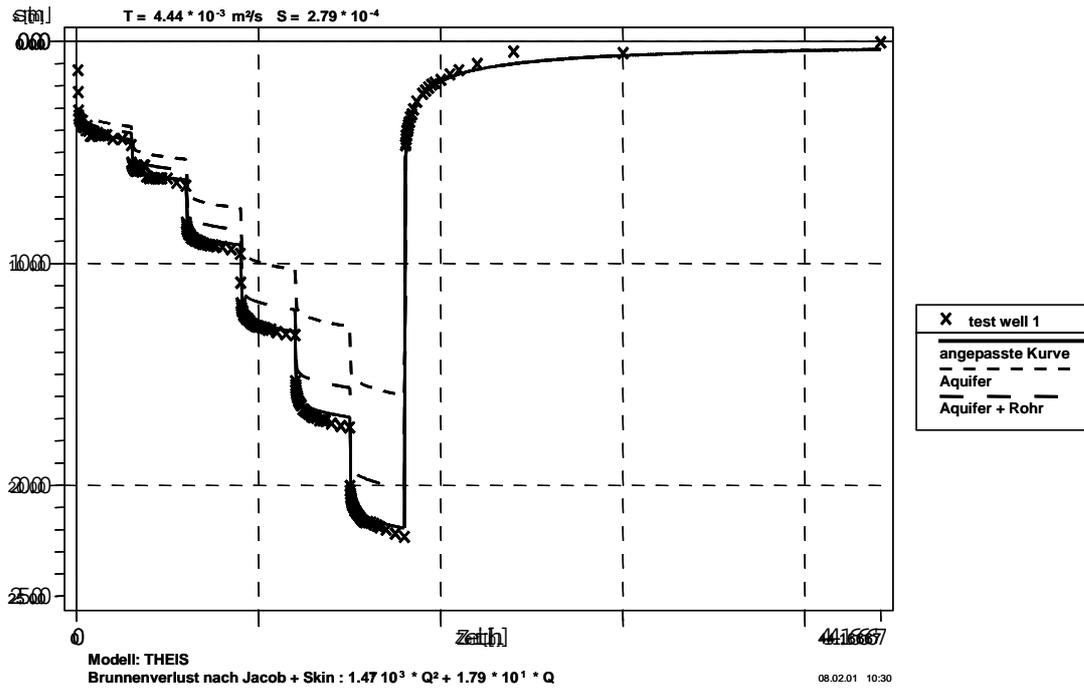
Die Auswertung von Stufenpumpversuchen nach Gln. 5.4.2b erfolgt rechnergestützt mit Hilfe analytischer Strömungsmodelle (RADMANN & GILLBRICHT, 1997). Hierfür steht heute kommerzielle Standardsoftware (z. B. Programme Aqtesolv, MRQWIN) zur Verfügung (Abb. 5.4.2).

WALTON (1962) gibt für das quadratische Glied empirische Bewertungsmaßstäbe für die Konstante C an (Tab. 5.4.1).

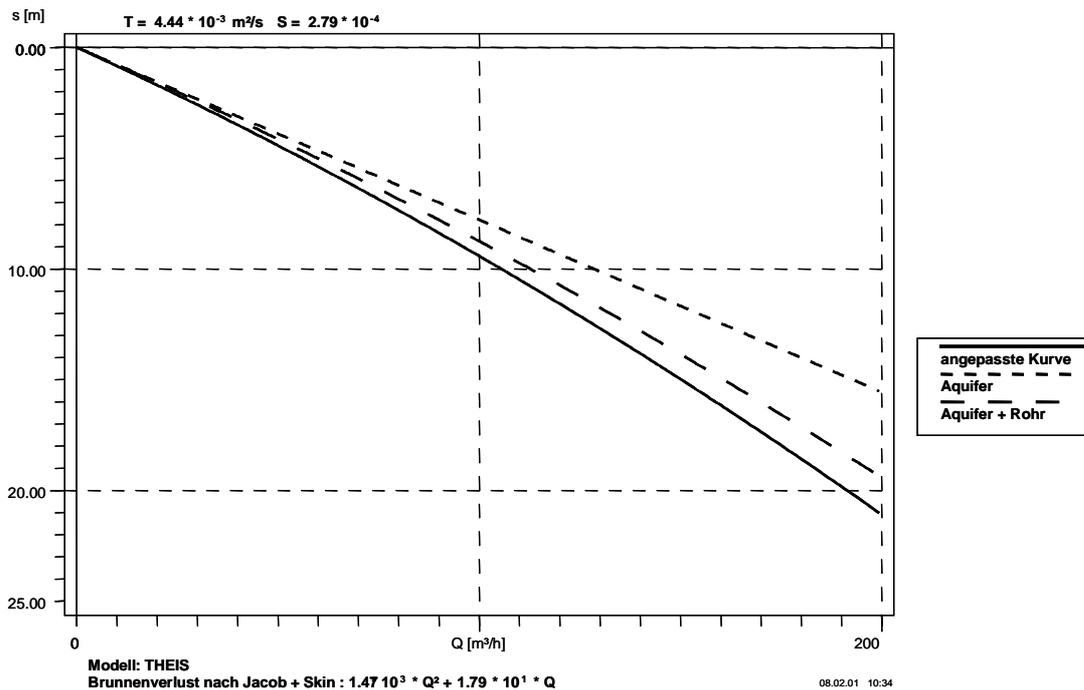
Konstante C [s <sup>2</sup> /m <sup>5</sup> ]	Zusatzabsenkung für Q = 60 m <sup>3</sup> /h s = C * Q <sup>2</sup> [m]	Bewertung nach Walton
< 1.900	< 0,5	einwandfrei
1.900 - 3.800	0,5 - 1,0	geringer Mangel bzw. Alterung
> 3.800	> 1,0	starker Mangel bzw. Alterung
> 15.200	> 4,0	sehr starker Mangel, evtl. irreparabel

Tab. 5.4.1: Kriterien zur Bewertung des baulichen Zustands von Brunnen nach WALTON (1962)

Für das lineare Skin-Glied gibt es keine veröffentlichten Vorschläge für Bewertungsmaßstäbe. Entsprechend der betrieblichen Praxis ist aber eine Zusatzabsenkung in einer Größenordnung von ca. 1 m bei einer Förderleistung von 60 m<sup>3</sup>/h unerheblich und selten Ausgangspunkt für schnell fortschreitende Alterungsprozesse. Es ist damit als Anhaltswert für den zulässigen Höchstwert der Konstanten D ein Wert von 60 s/m<sup>2</sup> anzugeben.



Stufenpumpversuch  
Daten aus CLARK, 1977 Bild 5.4.2a



Stufenpumpversuch, test well 1  
Leistungscharakteristik, 12.00 Stunden Bild 5.4.2b

Abb. 5.4.2: Beispiel zur instationären Auswertung eines Stufenpumpversuchs (Daten aus CLARK, 1977)

## 5.5 Betrieb und Wartung (B)

Brunnen unterliegen verschiedenen Alterungsprozessen, die ihre Leistungsfähigkeit im Laufe der Zeit reduzieren. Aufgabe der betrieblichen Überwachung ist es, Veränderungen am Zustand des Brunnens rechtzeitig festzustellen und ggf. Abhilfe zu schaffen (HOUBEN & TRESKATIS, 2003).

Filter- und Mantelrohre aus Stahl unterliegen in Abhängigkeit von den hydrochemischen Bedingungen der **Korrosion**. Dies gilt auch für Rohre aus Sonderstählen („rostfrei“) oder mit Kunststoffbeschichtungen in Abhängigkeit von der jeweiligen Material- und Verarbeitungsqualität. Brunnenbauwerke mit Rohrtouren aus Stahl sollten daher in mehrjährigen Abständen überprüft werden. Hierfür eignen sich Kamerabefahrungen und geophysikalische Spezialmessungen zur Bestimmung der Wandstärke der Rohrtour.

Durch Korrosion stark angegriffene Rohrtouren oder Filter, bei denen ein Kollabieren oder Brechen von Filterstegen zu befürchten ist, können in vielen Fällen durch Einziehen einer Rohrtour kleineren Durchmessers („inliner“) saniert werden. Hierbei muss jedoch im Einzelfall eine Reduzierung der Förderrate in Kauf genommen werden.

Ebenfalls zur Korrosion neigen Steigleitungen aus Stahl, insbesondere bei unsachgemäßer Verbindung verschiedener Stahlqualitäten (Bildung von elektrochemischen Lokalelementen, z. B. Verwendung höherwertiger Schrauben). Es ist daher sinnvoll, bei Verwendung minderwertiger Materialien oder bei Unklarheit über die eingesetzten Werkstoffe eine Prüfung vorzunehmen, bevor durch ein Materialversagen die Pumpe „abstürzt“ und, insbesondere bei abgesetztem oder verlorenem Ausbau, den Brunnen schwerwiegend beschädigt.

Alterungserscheinungen im Bereich des Filters beruhen auf

- Zusetzen der Filterschlitz und / oder der Filterschüttung durch Feinkorn
- Ausfällung mineralischer Phasen
  - durch Zutritt von Sauerstoff
  - durch Mischwasserbildung
  - durch Druckentlastung
  - durch mikrobiologische Aktivität

Das **Zusetzen des Filters durch Feinkorn** ist durch richtige Wahl der Filterschüttung und der Filterschlitzweite sowie eine nicht zu hohe hydraulische Auslastung des Brunnens zu vermeiden (Abschn. 5.1.1). Der **Zutritt von Sauerstoff** zum meist reduzierten Grundwasser wird durch Einhaltung eines Betriebswasserspiegels deutlich oberhalb der Filteroberkante eingeschränkt. In ungespannten Grundwasserleitern begünstigen häufige Schaltvorgänge die Vermischung oberflächennahen sauerstoffhaltigen Wassers mit dem tieferen reduzierten Wasser. Die **Bildung von Mischwasser** im oder am Brunnen mit Fällung mineralischer Phasen, z. B. Eisensulfide, ist durch Wahl einer hydrochemisch geeigneten Filterstellung zu vermeiden (Abschn. 5.1.1). Die **Druckentlastung** ist eine unvermeidliche Folge des Brunnenbetriebs und kann zur Fällung von Karbonaten („Versinterung“) führen. Bei kritischen Wässern ist betrieblich eine Reduzierung dieses Effektes nur über die Senkung der Förderrate des Brunnens und die Verteilung der Gesamtleistung des Wasserwerkes auf eine größere Zahl von Brunnen zu realisieren. Die Brunnenalterung durch **mikrobiologische Aktivität** hängt von den hydrochemischen Milieubedingungen ab und kann nur sehr eingeschränkt beeinflusst werden. Die Eisen- und Manganfällung durch eisen- bzw. manganoxidierende

Bakterien ist vom Sauerstoffangebot abhängig. Im Brunnenrohr kann üblicherweise eine zur Eisenoxidation hinreichende Sauerstoffmenge über Diffusion von der freien Wasseroberfläche geliefert werden. Eine Möglichkeit der Reduktion des Oxidationspotenzials besteht daher im Austausch der Luft im Aufsatzrohr durch Stickstoff.

Alle Alterungserscheinungen führen zu einer **Reduzierung der Brunnenergiebigkeit**, d. h. einer geringeren Förderrate bei gleicher Absenkung bzw. größerer Absenkung bei gleicher Förderrate. Als Faustregel wird oft ein Leistungsrückgang von 10 – 20 % als kritische Größe genannt, bei der Maßnahmen zur Brunnenregenerierung erforderlich werden. Dieser Anhaltswert ist gerechtfertigt, da alle genannten Prozesse eine positive Rückkopplung aufweisen, d. h. sich selbst verstärken (z. B. HOUBEN, 2004). Allerdings bestehen Schwierigkeiten in der betrieblichen Praxis, derartig geringe Änderungen im Verhalten eines Brunnens zuverlässig zu erkennen. In vielen Fällen werden geringe Änderungen im hydraulischen Verhalten eines Brunnens durch regionale Schwankungen des Grundwasserstandes und wechselnde Betriebszustände in einem Brunnenfeld überdeckt. Es ist daher erforderlich, in regelmäßigen zeitlichen Abständen unter kontrollierten Randbedingungen Stufenpumpversuche (Abschn. 5.4) durchzuführen und auszuwerten (z. B. CLARK et al., 1988). Über die zeitlichen Abstände ist nach den betrieblichen Erfahrungen, d. h. den örtlichen hydrochemischen und hydraulischen Verhältnissen zu entscheiden. Der Vorschlag, generell jeden Brunnen alle 6 Monate zu überprüfen (THOLEN & TRESKATIS, 1998), ist unter organisatorischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten unrealistisch.

Werden Mängel an einem Brunnen festgestellt, so ist vor weiteren Maßnahmen eine **Problemdiagnose** erforderlich (DVGW, 2001c; SMITH, 1995; MANSUY, 1999; HOUBEN & TRESKATIS, 2003). Hierzu gehören beispielsweise eine Kamerabefahrung, die Identifizierung der hydrochemischen Milieuparameter und die Bestimmung von gefällt-mineralischen Phasen und Mikroorganismen. Erst auf der Grundlage dieser Informationen kann ein optimiertes Programm zur Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit des Brunnens entworfen werden. Abweichend von den Verhältnissen bei Grundwassermessstellen (Abschn. 3.2.3.4) werden in Förderbrunnen öfter „härtere“ Maßnahmen zur **Regenerierung** eingesetzt. Dies liegt zum einen an den wesentlich höheren investiven und betrieblichen Kosten der Brunnen, zum anderen an den besseren technischen Möglichkeiten in Ausbauten aus festeren Materialien und in größeren Durchmessern. Beispiele sind in Tab. 5.5.1 zusammengestellt. Nähere Informationen finden sich in DVGW (2001c) und HOUBEN & TRESKATIS (2003).

Allgemein ist festzustellen, dass die Regenerierung eines primär ordnungsgemäß hergestellten Brunnens selten den Zustand bei seiner Errichtung wiederherstellen kann. Außerdem können die überwiegend natürlichen hydrochemischen Ursachen der Alterung nicht abgestellt werden, so dass ein solcher Brunnen regelmäßig erneut behandelt werden muss. Bei vielen Regenerierungen ist jedoch festzustellen, dass die Ergiebigkeit gegenüber dem Neubauzustand erhöht werden kann, da die Erstentwicklung unzureichend war.

Brunnenmangel / Problem	Maßnahme	Bemerkungen
Sandführung	Kamerabefahrung	anschließend Entscheidungen über weiteres Vorgehen
Korrosion der Rohrtour	Einschubverrohrung	
undichte Aufsatzverrohrung	in Abhängigkeit der geologischen Situation ggf. Überbohren und Ringraum Verpressen; evtl. Einschubverrohrung	
fehlende oder unzureichende Tonsperren	in Abhängigkeit der geologischen Situation ggf. Überbohren und Ringraum Verpressen	
Fremdkörper im Brunnenrohr	Fangarbeiten	
Fällung von Karbonaten (Versinterung)	Regenerieren mit chemischen Hilfsmitteln (Säuren, Komplexbildner)	Methode abhängig vom Ausbaumaterial (chemische Beständigkeit) und mineralogischem Aufbau der Fällungen
Verstopfung des Filters durch Feinkorn	mechanische Regenerierung (z. B. Kolben, Hochdruckstrahlen, Intensiventsandung, Ultraschall, Sprengungen); verlorene Filter: ggf. Ausbohren und Ersatz	Methode abhängig vom Ausbaumaterial (mechanische Festigkeit)
Mischwasserbildung	je nach Ausbau, ggf. teilweiser Rückbau oder Einschubverrohrungen	evtl. Aufgabe und Rückbau
mikrobiologische Fällungen (Verockerung)	mechanische Regenerierung, meist mit chemischen Hilfsmitteln unterstützt	im Einzelfall: Reduzierung des Sauerstoffeintrags

Tab. 5.5.1: Beispiele für Maßnahmen zur Reparatur und Regenerierung von Brunnen

## 6. Grundwasserprobenahme

### 6.1 Allgemeine Aspekte (A)

"Bei den Beprobungskampagnen [...] waren auch die äußeren Bedingungen günstig, da meist Bedecktwetterlagen mit etwas Nieselregen bzw. Schneeschauern vorherrschten." (NEITZEL et al., 2002)

"Eine wichtige Voraussetzung für sorgfältiges Arbeiten an Ort und Stelle sind akzeptable Arbeitsbedingungen, vor allem bei diffizilen Feldarbeiten. Dies war eine wichtige Erfahrung bei den Feldeinsätzen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Sinsheim und Stuttgart-Bad Cannstatt." (SENG & KERN, 2003)

Zweck jeder Probenahme ist die Gewinnung repräsentativer Proben zur chemischen Untersuchung. Die Methodik der Probenahme und Probenbehandlung ist dabei abhängig von der Definition der Repräsentativität, den untersuchten Stoffen (Analyten) und den allgemeinen Genauigkeitsanforderungen unter Berücksichtigung technischer und wirtschaftlicher Randbedingungen.

Jede Probenahme stellt einen Eingriff in das natürliche Grundwassersystem dar. Hierzu zählen zum einen die Errichtung der Grundwassermessstelle bzw. des Brunnens (Abschn. 3.2.3 und 5), zum anderen der eigentliche Entnahmevorgang. Eine Grundwasserprobe wird daher niemals exakt den chemischen Zustand des Grundwassers repräsentieren, sondern immer in Abhängigkeit von den angewandten Methoden mehr oder weniger ausgeprägte Veränderungen (Artefakte der Probenahme) aufweisen. Die Wahl der Methoden stellt damit einen zentralen Punkt der Planung einer Grundwasseruntersuchung dar. Es muss ein akzeptabler Kompromiss zwischen technisch machbarem und in der Regelanwendung praktikablem gefunden werden. Regelwerke zur Probenahme (z. B. DIN 38403, T. 13; DIN, 1985; DVWK, 1992, diverse Richtlinien der Bundesländer) geben hierzu keine ausreichende Grundlage, so dass den Kenntnissen und Fähigkeiten der ausführenden Unternehmen besondere Bedeutung zukommt.

Motorsaugpumpen mit elektrischem Antrieb oder Verbrennungsmotor (Abb. 6.1.1) sind nur mit starken Einschränkungen für die Probenahme geeignet. Marktgängige Saugpumpen sind bis zu einem Grundwasserflurabstand von ca. 6 – 7 m einsetzbar. Durch den starken Unterdruck auf der Saugseite der Pumpe kann es zur Entgasung leicht flüchtiger Bestandteile, z. B. CO<sub>2</sub>, Lösemittel, kommen.



Abb. 6.1.1: Motorsaugpumpe (Foto: Dr. Reißner GmbH)

Peristaltikpumpen (Schlauchquetschpumpen) (Abb. 6.1.2) sind in chemischen Laboren vielfach für den Transport des Probengutes in die Messgeräte im Einsatz. Sie haben den großen Vorteil, dass durch Variation der Drehzahl die Förderrate sehr genau eingestellt werden kann und nur der leicht auswechselbare Schlauch (meist aus Silikon) mit dem Probengut in Berührung kommt. Für die Grundwasserprobenahme ist dieser Pumpentyp dagegen nur in besonderen Anwendungsbereichen (Abschn. 6.3 und 6.4) zu verwenden. Wie die Motorsaugpumpen erzeugt er an der Saugseite Unterdrücke von bis zu 9 mWS und führt damit zur Ausgasung flüchtiger Bestandteile. Die erreichbaren Förderraten liegen meist unter 1 m<sup>3</sup>/h.

Als Standard für die Grundwasserprobenahme sind Unterwassermotorpumpen (Abb. 6.1.3) anzusehen, wie sie für die Wasserförderung aus Brunnen marktüblich sind (z. B. BARTHEL et al., 2003). Diese Pumpen sind in Grundwassermessstellen ab einem Rohrdurchmesser von 100 mm einsetzbar. Ihre Förderleistung beträgt je nach Bautyp zwischen 1 und 14 m<sup>3</sup>/h. Es werden Druckhöhen bis über 100 m erreicht. Sie werden von einigen Anbietern für Probenahmezwecke und den Einsatz zur Förderung aggressiver bzw. kontaminierter Medien aus besonders hochwertigen Materialien auch für die Dichtungselemente angeboten.



Abb. 6.1.2: Peristaltikpumpe für den Geländeeinsatz



Abb. 6.1.3: Unterwassermotorpumpe für Probenahmen (Foto: Nordheide Geotechnik GmbH)

Speziell für Probenahmeaufgaben gibt es drehzahlgeregelte Unterwassermotorpumpen. Besonders weite Verbreitung hat das Modell MP 1 (bzw. RediFlo 2) der Firma Grundfos gefunden (Abb. 6.1.4). Diese ist schon in Messstellen ab einem Innendurchmesser von 50 mm (2") einsetzbar. Sie erreicht eine Förderleistung von 0,4 bis 1,8 m<sup>3</sup>/h und eine maximale Druckhöhe von 70 m. Die maximale Drehzahl beträgt über 20000 Umdrehungen pro Minute (UPM). Es muss davon ausgegangen werden, dass es dabei zur Ausbildung von Unterdruckzonen an den Flügelrädern kommt, so dass leicht flüchtige Bestandteile teilweise ausgasen können. Systematische Untersuchungen sind hierzu meines Wissens nicht veröffentlicht worden. Die amerikanische EPA hat die Pumpe MP 1 auf Grund von Vergleichuntersuchungen für die Probenahme zugelassen, wobei während der eigentlichen Probenahme eine Beschränkung auf eine Förderleistung von 0,6 m<sup>3</sup>/h gefordert ist.



Abb. 6.1.4: Drehzahlgeregelte Unterwassermotorpumpe mit Steuerteil, Fabrikat Grundfos MP 1 (Foto: Nordheide Geotechnik GmbH)

Gelegentlich werden für die Grundwasserprobenahme Kleinpumpen mit Stromversorgung über Fahrzeugakkus (12 V), sogenannte Campingpumpen, eingesetzt (z. B. Käss, 1989) (Abb. 6.1.5). Hierbei handelt es sich um kleine Unterwassermotorpumpen mit einer Förderleistung von bis zu 0,8 m<sup>3</sup>/h und einer Druckhöhe von maximal 5 – 6 m. Größere Druckhöhen können durch Kombinationen mit Verstärkerpumpen erzielt werden. Bei einigen Modellen handelt es sich um extreme Schnellläufer, die durch das Wasser nicht ausreichend gekühlt werden. Sie sind daher nicht zum Dauerbetrieb geeignet und sollten maximal ca. 15 Minuten betrieben werden. Auf diesbezügliche Herstellerangaben ist zu achten. Wegen ihres geringen Preises eignen sich Pumpen dieses Bautyps besonders zum ständigen Einbau in Messstellen ("dedicated systems") für häufig wiederkehrende Probenahmen auf nicht flüchtige Bestandteile, z. B. Markierungsstoffe (Abschn. 4.3.3.4). Einige Anbieter liefern für Probenahmезwecke fertig

montierte Kombinationen aus Basispumpe mit Einlaufsieb, mehreren Verstärkerpumpen sowie den zugehörigen Schläuchen und Anschlusskabeln.



Abb. 6.1.5: Kleinunterwassermotorpumpe (sogenannte Campingpumpe)

Für Sonderanwendungen, insbesondere Messstellen mit geringer Ergiebigkeit oder Durchmessern unter DN 50, können Schöpfgeräte unterschiedlicher Bauart (Abb. 6.1.6) oder Handpumpen nach dem Trägheitspumpenprinzip eingesetzt werden. Bei beiden Systemen kommt es durch die instantane bzw. pulsierende Wasserentnahme kurzfristig zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten mit lokal turbulenten Bedingungen. Dadurch ergeben sich meist stark getriebene Proben, die nur eingeschränkt für chemische Untersuchungen geeignet sind.

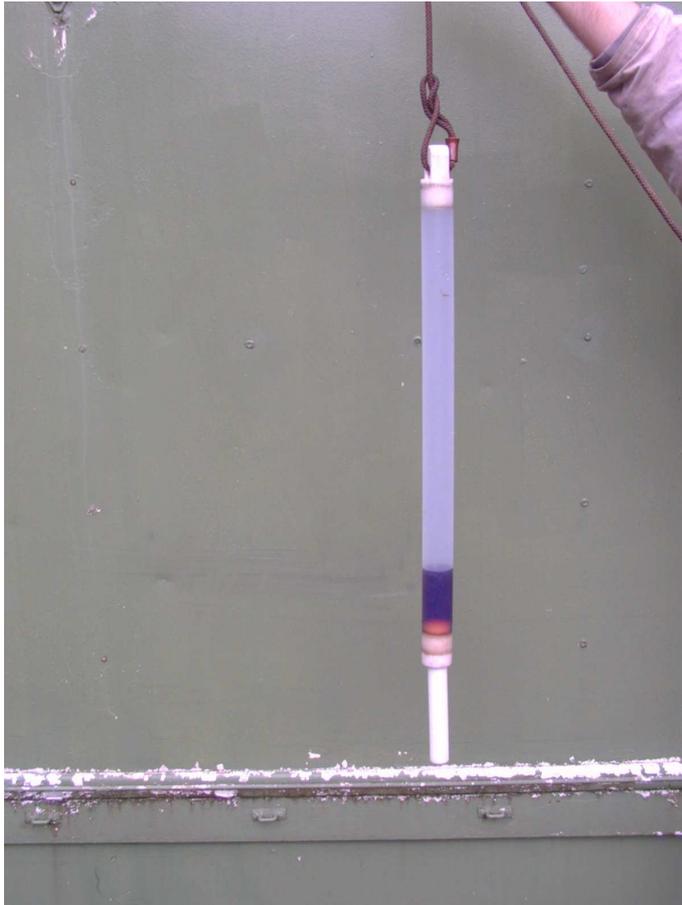


Abb. 6.1.6: Schöpfgerät zur Entnahme von Grundwasserproben (Foto: Nordheide Geotechnik GmbH)

In Deutschland unüblich ist der in Nordamerika verbreitete Einsatz von Membranpumpen ("bladder pumps"). Hier erfolgt die Förderung des Grundwassers durch eine flexible Blase. Die Blase wird rhythmisch durch Gasdruck über einen kleinen Kompressor oder eine Druckgasflasche zusammengedrückt und entspannt. Es handelt sich um eine sehr schonende Förderungsart. Es sind jedoch nur niedrige Förderraten zu erzielen, so dass dieser Pumpentyp nur für low-flow sampling (Abschn. 6.4) aus kurzen Filterstrecken geringen Durchmessers geeignet ist.

In neuerer Zeit werden für einige Stoffe, insbesondere leicht flüchtige Lösemittel, passive Probenahmesysteme ohne Pumpe eingesetzt. Diese bestehen aus einer semi-permeablen Membran und einem Sammelmedium. Die einfachste Konstruktion besteht aus einem Polyethylen Schlauch, der mit deionisiertem Wasser gefüllt ist (Abb. 6.1.7). Das System wird in die Grundwassermessstelle eingehängt. Innerhalb eines Zeitraums von ca. 2 Wochen stellt sich ein Gleichgewicht der Stoffkonzentration innerhalb und außerhalb des Schlauchs ein. Der Schlauch wird entnommen und das darin enthaltene Wasser in Probengefäße überführt. In den USA hat dieses Verfahren bereits eine gewisse Standardisierung erfahren (ITRC, 2004; VROBLESKY, 2001a und 2001b). Wegen verschiedener Einschränkungen werden Passivverfahren nicht allgemein anerkannt (BARCELONA et al., 2005). In Deutschland werden derartige Systeme bislang noch nicht verbreitet eingesetzt.



Abb. 6.1.7: Passive Diffusion Bag Sampler (PDBS) mit Diffusionsmembran aus Polyethylen (PE) (Innovative Messtechnik Weiß, Tübingen)

Wasserproben sollen möglichst unverändert aus dem Gelände zum Labor transportiert werden. Ideal wäre daher eine einfache Abfüllung der Proben in inerte (Glas-) Gefäße. In der Praxis können aber schon innerhalb üblicher Transportzeiten von wenigen Stunden bei einigen Parametern erhebliche Veränderungen durch chemische und mikrobiologische Prozesse, in einigen Fällen auch durch Sorption am Flaschenmaterial, eintreten. Teilproben für derartige Parameter müssen daher nach den Vorgaben des untersuchenden chemischen Labors vor Ort behandelt (konserviert) werden (Tab. 6.1.1). Da Probenahmen zum Teil durch Personal mit geringer Erfahrung in chemisch-technischen Arbeiten ausgeführt werden und der Umgang mit (konzentrierten) Chemikalien unter Geländebedingungen eine erhöhte Unfallgefahr birgt, werden Konservierungsstoffe häufig schon im Labor als sogenannte Vorlage in die entsprechenden Probengefäße gegeben. Die Gefäße müssen entsprechend gekennzeichnet sein, damit sie nicht irrtümlich mit dem Probengut im Überschuss gespült werden.

Parameter	Konservierung	Gefäß
Schwermetalle	HNO <sub>3</sub>	PE
PAK	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	G
AOX	HNO <sub>3</sub>	G
CSB	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	G, PE
BTEX	CuSO <sub>4</sub>	G

G: Glas

PE: Polyethylen

Tab. 6.1.1: Typische Maßnahmen zur Probenkonservierung (nach VAN STRAATEN & HESSER, 1998, verändert)

Bei der Untersuchung auf Metalle wird zur Konservierung regelmäßig unmittelbar nach der Probenahme stark angesäuert (Tab. 6.1.1). Durch diese Maßnahme können in der Probe enthaltene Schwebstoffe in Lösung gehen und die Analysen erheblich verfälschen. Schwebstoffe sind in den meisten Fällen Artefakte der Probenahme. Durch das Abpumpen der Messstelle werden lokal Strömungsgeschwindigkeiten erzeugt, die weit oberhalb natürlichen Verhältnissen liegen. Dadurch können Feinanteile des Grundwasserleiters mobilisiert werden. Viele Schwermetalle und gering wasserlösliche organische Stoffe (z. B. PAK) sind zum erheblichen Teil an dieses Feinkorn gebunden. Eine Untersuchung, bei der nicht am Transportgeschehen im Grundwasserleiter beteiligte Partikel einbezogen werden, liefert grob fehlerhafte und damit nicht bewertbare Ergebnisse. Es ist daher zu fordern, dass nur die im Wasser echt gelösten Anteile bzw. die an sehr feine, im Grundwasser auch unter natürlichen Bedingungen transportierten kolloidalen Substanzen in die chemische Untersuchung eingehen. Konventionell wird im Grundwasser eine äquivalente Partikelgröße von 0,45 µm als Trennschnitt zwischen gelöster Substanz und probenahmebedingten Artefakten angenommen. In manchen Probenahmeverfahren wird daher generell eine Filtration zumindest bestimmter Teilproben über Membranfilter mit einer Porengröße von 0,45 µm (Abb. 6.1.8) gefordert, in anderen nur bei offenkundiger Trübung des Wassers. Für die Untersuchung auf viele organische Parameter, z. B. PAK, sind Membranfilter aus organischen Polymeren wegen ihrer Sorptionseigenschaften ungeeignet (HERBERT et al., 1992). Je nach Grad der Schwebstoffführung des Wassers und dem benötigten Probenvolumen kann die Filtration den zeitlichen Ablauf der Probenahme erheblich verzögern. Empfehlenswert sind daher Membranfilter nach dem Standard der U.S. EPA mit einer wirksamen Filterfläche von 600 cm<sup>2</sup>, die auch bei erheblicher Trübung keine Verstopfung aufbauen.

In neuerer Zeit ist diese Vorgehensweise zunehmend kritisiert worden, da wenigstens in einigen Fällen Partikel auch in Porengrundwasserleitern wesentlich zum Stofftransport beitragen und im Filterkuchen ursprünglich im Wasser gelöste Substanzen sorbiert werden können. Es sind daher Sonderverfahren zur Probenahme entwickelt worden (Abschn. 6.4).



Abb. 6.1.8: Filtration einer Teilprobe für die Bestimmung von Schwermetallen

Bei allen Probenahmen sind begleitende Messungen durchzuführen und aufzuzeichnen (Tab. 6.1.2). Die Messungen erfolgen in einer Durchflussmesszelle im Förderstrom bzw. einem Nebenstrom oder an Teilproben. Es sind Systeme unterschiedlicher Bauart im Einsatz. Empfehlenswert sind luftdicht abschließende Glasbirnen mit eingeschliffenen Stutzen für die Aufnahme der Elektroden (z. B. DVGW, 2001a; Abb. 6.1.9)

Parameter	Einheit	Zweck	Messtechnik	Bemerkungen
elektrische Leitfähigkeit (Lf)	[ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Plausibilitätskontrolle, Bestimmung des Probenahmezeitpunkts	Elektrode in Durchflussmesszelle	vgl. Abschn. 6.2
pH-Wert	[-]	Plausibilitätskontrolle, Bestimmung des Probenahmezeitpunkts	Elektrode in Durchflussmesszelle	
Sauerstoffgehalt	[mg/l]	hydrochemisches Milieu	Elektrode in Durchflussmesszelle	oft unzuverlässig, neuartige Elektroden in Erprobung (Johnston & Williams, 2006)
Redoxpotenzial / Eh-Wert	[mV]	hydrochemisches Milieu	Elektrode in Durchflussmesszelle	oft unzuverlässig, kein Routineparameter; bei Standard- (Platin-) elektroden um +217 mV korrigieren
Temperatur	[ $^{\circ}\text{C}$ ]	Plausibilitätskontrolle, Korrektur von Lf, Eh und pH	Thermometer in Durchflussmesszelle	
Luft-Temperatur	[ $^{\circ}\text{C}$ ]	Plausibilitätskontrolle; Hinweis zu möglichen Veränderungen der Probe	Thermometer	
Radon 222	[Cu]	Bestimmung des Probenahmezeitpunkts	Szintillometer	kein Routineparameter (vgl. Abschn. 6.2)
Trübung	[NTU], [FTU]	Hinweis auf Artefakte, Bestimmung des Probenahmezeitpunkts	photometrisch in Durchflussmesszelle oder Küvette	kein Routineparameter (vgl. Abschn. 6.4); nach TrinkwV bis 31.12.2002 FTU, ab 01.01.2003 NTU; marktgängige Geräte messen NTU
Trübung	qualitativ	Hinweis auf Artefakte	visuell in Glasgefäß	
Färbung	qualitativ	Hinweis auf Inhaltsstoffe	visuell in Glasgefäß	
Geruch	qualitativ	Hinweis auf Inhaltsstoffe	organoleptisch	
Förderrate	[ $\text{m}^3/\text{h}$ ]	Bestimmung des Probenahmezeitpunkts	Messgefäß, Wasseruhr, IDM	vgl. Abschn. 6.2
Wasserspiegel	[m u. M.P.]	Bestimmung des Probenahmezeitpunkts, Prüfung der Messstelle	Kabellichtlot, Drucksonde	vgl. Abschn. 6.2

Tab. 6.1.2: Begleitmessungen bei Grundwasserprobenahmen



Abb. 6.1.9: Durchflussmesszelle zur Bestimmung physikalisch-chemischer Leitparameter (Foto: Nordheide Geotechnik GmbH)

Alle Proben müssen eindeutig und unveränderlich beschriftet werden. Nach Maßgabe des untersuchenden Labors sind ihnen Begleitpapiere beizufügen, die neben der Identität der Probe auch Angaben zum Probennehmer, zu den Bedingungen der Probenahme einschließlich der Ergebnisse der vor Ort durchgeführten Messungen und das Analyseprogramm enthalten. Das nähere regelt die Dokumentation zur Qualitätssicherung des Projektes.

Proben müssen schnellstmöglich zum Labor transportiert werden. Im Regelfall sollen sie vor Sonnenlicht und erhöhter Temperatur, aber auch Frost geschützt werden. Der Transport in marktgängigen Kühlboxen bei Temperaturen zwischen 4 und 10 °C ist üblich. Für die Einhaltung dieser Bedingungen besteht jedoch im Regelfall keine Gewähr.

Zur Abschätzung von Artefakten bei Probenahme und Proben transport sollten verschiedene Blindproben mitgeführt werden. Bei Untersuchungen auf ubiquitär in der Atmosphäre vorkommende leicht flüchtige Substanzen (z. B. Lösemittel) sollte am Probenahmeort eine Probe eines lösemittelfreien Wassers (z. B. kommerziell käufliches Mineralwasser) abgefüllt werden, die im übrigen wie die Grundwasserproben zu behandeln und zu untersuchen ist. Alternativ kann im bebauten Gelände auch eine Probe des örtlichen Leitungswassers als Blindprobe verwendet werden. Allerdings sind hier unangenehme Überraschungen bezüglich dessen Beschaffenheit nicht auszuschließen.

Eine Sonderstellung nehmen Proben zur Untersuchung auf mikrobiologische Parameter ein. Hierzu muss das gesamte Probenahmegerät desinfiziert werden. Im Regelfall werden daher fest installierte ("dedicated") Pumpen verwendet, insbesondere Brunnenpumpen in Förderbrunnen der Wasserversorgung. Die Probe ist aus einem Abgang unmittelbar am Brunnenkopf zu entnehmen. Dieser muss als Wasserhahn aus Metall, möglichst Edelstahl, ausgeführt sein. Vor der Probenahme wird der Hahn mit einem Gasbrenner gründlich abgeflammt und dadurch desinfiziert.

## 6.2 Probenahme zur Ermittlung mittlerer Stofffrachten (A)

In Deutschland sind Grundwassermessstellen mit vollkommener Verfilterung eines Grundwasserleiters üblich (Abschn. 3.2.3.1). Hinter diesem Standardprozedere steht die Idee, dass im Hinblick auf die Bedeutung des Grundwassers im natürlichen Wasserkreislauf und seine Nutzung durch den Menschen die mittlere (durchflussgemittelte) Beschaffenheit maßgeblich ist. In sehr mächtigen Grundwasserleitern wird die Filterlänge von Messstellen oft auf ca. 30 m beschränkt (z. B. LFU BADEN-WÜRTTEMBERG, 1994). Dieser Wert entspricht der typischen Filterlänge vieler Wasserwerksbrunnen (Abschn. 5.1.1).

Es ist jedoch zu bedenken, dass über derartig lange Filterstrecken deutliche hydraulische und hydrochemische Differenzierungen im Grundwasserleiter vorliegen können. Das aus solchen Messstellen gewonnene Wasser stellt damit im Einzelfall ein Mischwasser aus hydrogeochemisch verschiedenen Zonen, insbesondere hinsichtlich des Redoxzustandes, dar (Abschn. 3.2.3.1). In diesem Fall ist eine aussagefähige chemische Untersuchung an den Proben nicht mehr möglich.

Es ist davon auszugehen, dass auch innerhalb eines Grundwasserleiters über die Tiefe Potenzialdifferenzen als Ergebnis natürlicher vertikaler Strömungskomponenten vorliegen (Abschn. 3.2.3.1: Abb. 3.2.3.1.2). Bei der Probenahme zur Bestimmung mittlerer (durchflussgemittelter) Stofffrachten wird aber angenommen, dass über die gesamte Länge des Filters der Wasserzufluss zur Messstelle proportional zum jeweiligen Durchlässigkeitsbeiwert erfolgt:

$$c_m = \frac{\sum c_i * k_{fi} * m_i}{\sum k_{fi} * m_i} = \frac{\sum c_i * k_{fi} * m_i}{T} \quad (6.2.1a)$$

Geht man jedoch von nennenswerten Potenzialdifferenzen innerhalb des Grundwasserleiters aus, so müssen diese berücksichtigt werden:

$$c_m = \frac{\sum c_i * k_{fi} * m_i * s_i}{\sum k_{fi} * m_i * s_i} \quad (6.2.1b)$$

Da in der Praxis die Potenzialdifferenzen entlang des Filters  $s_i$  nicht bekannt und auch nicht mit einfachen Mitteln messbar sind, erfordert die Entnahme durchflussgemittelter Proben, dass  $s_i$  eine Konstante ist und der messbaren Absenkung im Brunnen entspricht. Unter gängigen hydrogeologischen Randbedingungen betragen die vertikalen Potenzialdifferenzen über einige 10er Meter Grundwasserleiter einige Millimeter bis wenige Zentimeter. Bei einer Absenkung von einigen Dezimetern in der Messstelle ist also die Bedingung der Konstanz von  $s_i$  über die Filterlänge mit hinreichender Genauigkeit erfüllt. Als Richtwert für die Absenkung zur Gewinnung durchflussgemittelter Proben zur Bestimmung mittlerer Stofffrachten wird daher hier ein Wert von 0,3 – 0,5 m angesetzt. Die verbreitete Methode, Grundwasserprobenahmen unabhängig von den Durchlässigkeitsverhältnissen und der Länge der Filterstrecke ausschließlich nach einem Kriterium für den Wasseraustausch, meist dreifaches Brunnenvolumen (siehe unten), zu bemessen und im übrigen eine möglichst einfach zu handhabende (kleine und leichte) Pumpe zu verwenden, ist damit abzulehnen, da hierbei oft nur Absenkungen von wenigen Zentimetern erreicht werden. Auch das Argument, eine möglichst niedrige Förderrate ("minimum drawdown sampling") führe zu

einer besonders schonenden Probenahme, ist vor diesem Hintergrund wenig stichhaltig.

Aus Messstellen üblicher Ausbaudurchmesser von maximal 125 mm lassen sich mit marktgängigen Unterwassermotorpumpen Förderraten von höchstens rund 12 m<sup>3</sup>/h erzielen. Bei einer Filterstrecke von 30 m Länge und einem Durchlässigkeitsbeiwert von im Mittel  $k_f = 5 \cdot 10^{-4}$  m/s ergibt sich nach Gl. (3.2.3.3.1) für die Absenkung in der Messstelle

$$s = 1,22 \cdot \frac{Q}{k_f \cdot L} = 1,22 \cdot \frac{12/3600}{5 \cdot 10^{-4} \cdot 30} = 0,27 \text{ m}$$

Für viele Porengrundwasserleiter lassen sich also mit den üblichen Unterwassermotorpumpen ausreichende Absenkungen zur abgesicherten Gewinnung durchflussgemittelter Mischproben erzielen. Für höher durchlässige Systeme ist jedoch eine Beschränkung der wirksamen Filterlänge oder die Verwendung stärkerer Pumpen in entsprechend großzügig dimensionierten Messstellen (DN 150 oder größer) erforderlich. Derartige Wasserleiter weisen ohnedies oft eine ausgeprägte Schichtung (Heterogenität) auf, die eine getrennte Verfilterung verschiedener Tiefenbereiche angezeigt erscheinen lässt. Filterlängen von bis zu 50 m, wie sie in der Literatur auch vorgeschlagen werden (TOUSSAINT, 1989), sind aus den genannten hydraulischen Gründen nicht sinnvoll.

Zur Gewinnung einer repräsentativen Probe des Grundwassers muss das Standwasser innerhalb der Messstelle und ihrer Filterkiesschüttung, die sich nicht mit dem Material des Grundwasserleiters im chemischen Gleichgewicht befinden und durch die Druckentlastung chemisch verändert sein können, abgefördert werden. Im Regelfall wird bei einem gespannten Grundwasserleiter die Pumpe im Aufsatzrohr oberhalb des Filters, oft nur wenige Meter unterhalb des Wasserspiegels, eingehängt. In diesem Fall ist es erforderlich, den gesamten Rohrinhalt auszutauschen. Als Faustregel wird bei dieser Anordnung oft ein dreifacher Austausch angesetzt, da dieser bei üblichen Bohrdurchmessern auch das Porenvolumen der Filterkiesschüttung mit einschließt. Außerdem erfolgt während des Klarpumpens eine kontinuierlich messtechnische und organoleptische Kontrolle des geförderten Wassers auf Parameter gemäß Tab. 6.1.2.

Die Festlegung des Probenahmezeitpunkts erfolgt meist nach der Stabilisierung der Parameter Wasserspiegel, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt. Insbesondere die elektrische Leitfähigkeit gilt als guter Anzeiger für den vollständigen Austausch des Standwassers und die Gewinnung repräsentativer Proben des Grundwassers. Allerdings wurde verschiedentlich festgestellt, dass dieser Parameter in keinem reproduzierbaren oder allgemein gültigen Verhältnis zu organischen Spurenstoffen, insbesondere anthropogenen Schadstoffen, steht (z. B. GIBS & IMBRIGIOTTA, 1990).

Neuerdings ist als Parameter zur Festlegung des Probenahmezeitpunkts auch der Gehalt an radioaktivem Radon (<sup>222</sup>Rn) vorgeschlagen worden (DEHNERT et al., 1996; DEHNERT, 1998). Im Grundwasserleiter stellt sich durch den radioaktiven Zerfall ein Fließgleichgewicht auf konstantem Niveau ein, das im Bereich der Messstelle (Filter-schüttung, Brunnenrohr) gestört wird. Da es sich hierbei um eine vergleichsweise aufwändige Messung handelt, soll sie nicht bei jeder Probenahme begleitend

durchgeführt werden, sondern einmalig zur Bestimmung der Charakteristik jeder beprobten Messstelle. Das Verfahren befindet sich noch in der Entwicklung.

Da bei tiefen Messstellen ein wesentlicher Zeitfaktor bei den Abpumparbeiten aus der Abförderung des Standwassers aus dem Bereich des Aufsatzrohrs besteht und außerdem bei stark kontaminierten Grundwässern dieses gegebenenfalls gesondert entsorgt werden muss, kann die Abpumpzeit durch Einbau der Pumpe innerhalb des Filters oder (hydraulisch günstiger) unmittelbar oberhalb des Filters reduziert werden. In diesem Fall verbleibt das Standwasser weitgehend unberührt im Aufsatzrohr, ohne die Probe zu beeinträchtigen. Es ist also eine Abwägung zwischen dem Aufwand des tieferen Pumpeneinbaus und der Abpumpzeit zu treffen. Besondere Verhältnisse ergeben sich bei Messstellen mit abgesetzter Rohrtour (Abschn. 3.2.3.1), bei denen nur Pumpen geringen Durchmessers und damit Förderrate bis zum Filter abgelassen werden können.

### 6.3 Tiefenorientierte Probenahme (A)

"It is unclear, however, whether the distribution of VOCs in the wells, as indicated by the PDB [passive diffusion bag] samplers, represents contaminant distributions in the aquifer or transient movement within the wells." (VROBLESKY & PETERSON, 2004)

Im Verlauf der letzten 30 Jahre ist eine Vielzahl von Vorschlägen zur tiefenorientierten Entnahme von Grundwasserproben gemacht worden (Zusammenstellung in GILLBRICHT, 1996a). Als technisch beste Lösung ist immer die Errichtung von Messstellengruppen anzusehen, bei denen mehrere Messstellen mit Filterstellungen kurzer Länge in unterschiedlichen Tiefen hergestellt werden (z. B. DVWK, 1997). Die früher gebräuchliche Methode der Bündelpegel, bei der mehrere Rohrtouren in ein einziges Bohrloch größeren Durchmessers eingestellt und durch Tonsperren getrennt wurden, wird heute nicht mehr angewandt, weil die Abdichtung und ggf. Trennung unterschiedlicher Wasserleiter nicht (auf Dauer) gewährleistet werden kann. Sonderbauwerke, die unter der Bezeichnung Multi-Level-Brunnen bekannt sind (z. B. nach dem System der Ruhr-Universität Bochum), sind nur in begründeten Einzelfällen sinnvoll einzusetzen. Die meisten derartigen Systeme gestatten die Probenahme nur mittels Saugpumpen, in der Regel Peristaltikpumpen, so dass ihr Einsatzbereich durch den Flurabstand des Grundwasserspiegels begrenzt ist. Systeme mit drückend arbeitenden fest installierten Pumpen (z. B. SGM-System, LUCKNER et al., 1992) stellen erhebliche Investitionen dar. Außerdem ist bei ihnen mit Systemausfällen zu rechnen.

In vielen Erkundungsfällen ergibt sich der Wunsch, aus bestehenden konventionellen Grundwassermessstellen mit vollkommenem, den ganzen Grundwasserleiter erfassenden Ausbau oder jedenfalls langer (über 10 m) Filterstrecke tiefenorientiert Proben zu gewinnen, um hydrochemische Differenzierungen, insbesondere auch hinsichtlich Schadstoffen, zu erkennen.

Praktische Bedeutung haben hierfür gegenwärtig nur zwei Verfahren erlangt. Das erste Verfahren ist das der abschnittsweise durchflussgemittelten Probenahme (SUKOP, 2000). Bei diesem Verfahren wird die Messstelle wie bei der Entnahme einer durchflussgemittelten Mischprobe (Abschn. 6.2) mit einer Pumpe abgepumpt. Die Probenahme erfolgt aber parallel zum Abpumpvorgang in unterschiedlichen Tiefen mit einem Schöpfgerät bzw. einer Pumpe sehr kleiner Leistung aus der fließenden Welle (Abb. 6.3.1). Die Probe repräsentiert damit den Bereich vom Filterende bis zur Probenahmetiefe bzw. bei Betrieb der Hauptpumpe am Boden der Messstelle von der Filteroberkante bzw. dem freien Wasserspiegel bis zur Probenahmetiefe.

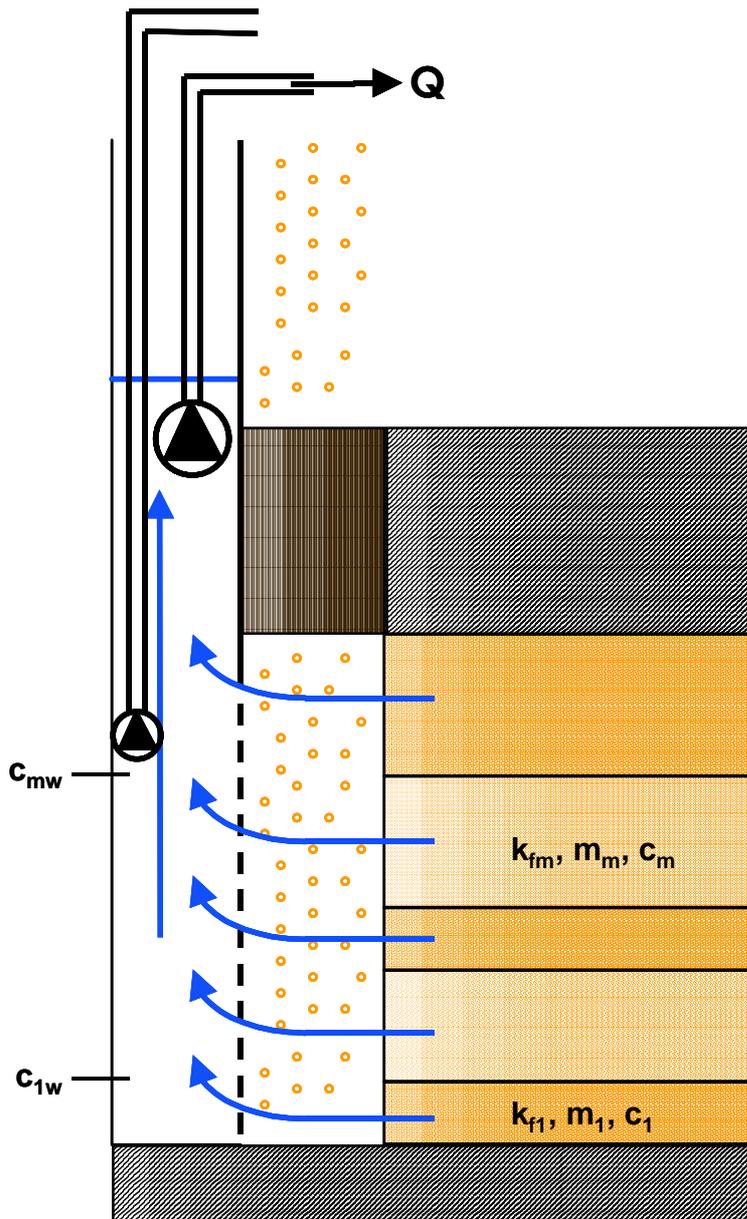


Abb. 6.3.1: Abschnittsweise durchflussgemittelte Probenahme

Wenn die Durchlässigkeiten der einzelnen Schichten durch Flowmetermessungen oder andere Untersuchungen, z. B. Siebanalysen (Abschn. 4.1.2), abgeschätzt werden können, berechnen sich die Stoffkonzentrationen im Grundwasserleiter in der Schicht  $m$  nach der Bestimmungsgleichung

$$c_m = \frac{c_{mw} * \sum_{i=1}^m T_i - c_{(m-1)w} * \sum_{i=1}^{m-1} T_i}{T_m} \quad (6.3.1)$$

Wie bei der durchflussgemittelten Probe (Abschn. 6.2) gilt hier als Voraussetzung, dass in der Messstelle eine ausreichende Absenkung erzielt wird, so dass der Zufluss aus den einzelnen Schichten unmittelbar proportional zu ihrem Anteil an der Transmissivität erfolgt.

Das zweite Verfahren ist das "separation pumping" in unterschiedlicher Ausprägung (NILSSON et al., 1995a; RAPP et al., 1998). Bei diesem Verfahren werden zwei oder mehr Pumpen gleichzeitig betrieben (Abb. 6.3.2). Die Probenahme erfolgt entweder aus allen oder einzelnen ausgewählten Pumpen, wobei die übrigen nur zur Abförderung des nicht gewünschten Wassers (sogenannte Schutzbeprobung) dienen.

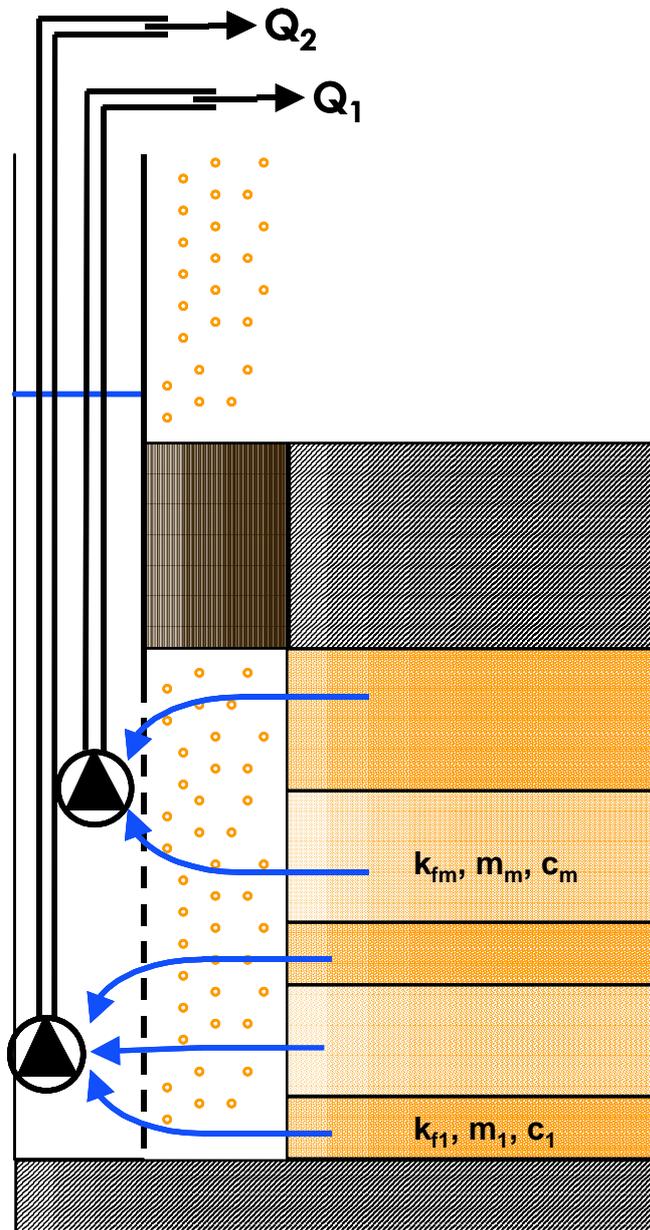


Abb. 6.3.2: Probenahme nach dem "separation pumping" Prinzip

Es sind zur Zeit drei Spielarten des Verfahrens im praktischen Gebrauch (Tab. 6.3.1).

Bezeichnung	Verfahrensbeschreibung	Literatur
Verfahren des Dänischen Geologischen Dienstes (DGU)	3 Pumpen, obere und untere Pumpe als Schutzbe- probung mit relativ hoher Leistung, mittlere Pumpe zur Probenahme mit niedriger Leistung im Niveau der hyd- raulischen Trennstromlinie, Festlegung der Trenn- stromlinie über empfindliche Flowmetermessung	NILSSON et al., 1995a
vereinfachtes DGU-Verfahren	2 - 4 Pumpen, alle Pumpen zur Probenahme, Abschät- zung der zugeordneten Tiefenbereiche über $k_f$ -Profil aus Siebanalysen oder Flowmeter-Messungen	GILLBRICHT, 1996a
2-Pumpen- Methode (dual pumping technique = DPT)	2 Pumpen, beide Pumpen zur Probenahme, wechsell- de Förderraten, Bestimmung der Trennstromlinie über Flowmeter-Messungen	RAPP et al., 1998

Tab. 6.3.1: Modifikationen der tiefenorientierten Grundwasserprobenahme nach dem Prinzip des "separation pumping"

In der Praxis ist der Einsatz von Flowmetern während der Probenahme einerseits durch die Bauform der meisten Messstellen (Durchmesser) eingeschränkt, andererseits auch messtechnisch und hydraulisch problematisch (NILSSON et al., 1995b; THULLNER et al., 2000). Darüber hinaus ist er relativ kostenintensiv, da Flowmeter kommerziell nur in Verbindung mit geophysikalischen Messeinrichtungen zur Verfügung stehen. Von verschiedener Seite sind in den letzten Jahren Flowmeter mit ausreichender Auflösung (Ansprechgeschwindigkeit um oder unter 1 mm/s) als Handgeräte angekündigt worden. Bislang hat aber keines dieser Systeme Marktreife erlangt.

## 6.4 Low-flow sampling (A)

In den letzten 10 Jahren hat sich, insbesondere in den USA, eine starke Minderheit der Fachleute für Grundwasserprobenahmen mit sehr geringen Abpumpraten stark gemacht (z. B. PULS & BARCELONA, 1996). Bei diesem Verfahren, das als "low-flow sampling" oder "micropurge sampling" bzw. "minimal drawdown sampling" bezeichnet wird, wird mit einer sehr niedrigen Förderrate von 100 bis 500 ml/min im Filter abgepumpt. Der Zweck dieser abweichenden Vorgehensweise besteht darin, einerseits die Entfernung des Standwassers im Bereich der Aufsatzverrohrung überflüssig zu machen, andererseits die hydraulischen Verhältnisse im Grundwasserleiter nur minimal zu verändern. Im Idealfall soll sogar ein Teil des Filters noch horizontal vom Grundwasser durchströmt werden (Abb. 6.4.1).

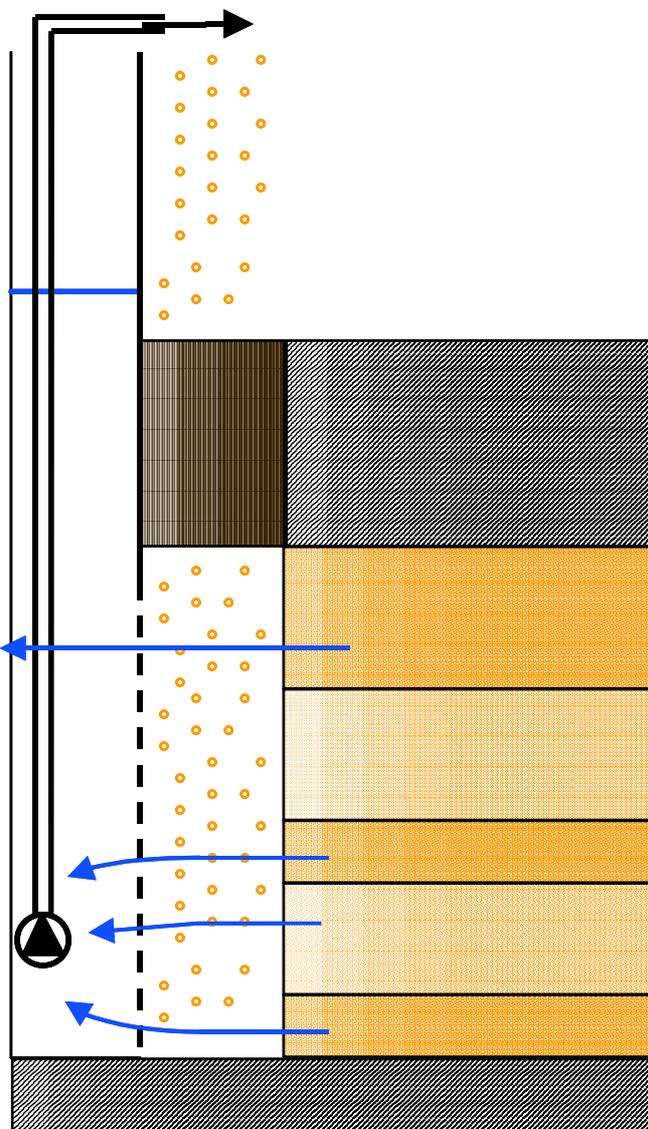


Abb. 6.4.1: Schematische Darstellung des "low-flow sampling"

Dieses Verfahren ist besonders geeignet für Grundwassermessstellen mit kurzen Filterstrecken kleinen Ausbaudurchmessers, bei denen vertikale Ausgleichsströmungen

ausgeschlossen werden können und das abzufördernde Filtervolumen gering ist. Ein Ausbau ohne Ringraum (Kiesschüttung) (Rammfilter, Hohlbohrschneckenbohrungen) ist günstig, da dieser das notwendige Abpumpvolumen weiter verringert. Dennoch liegen die Abpumpzeiten üblicherweise in der Größenordnung von Stunden.

“Low-flow sampling“ ist in Deutschland ein selten angewandtes Verfahren, da die Messstellen überwiegend in Ausbaudurchmessern von mindestens 100 mm ausgeführt werden und oft Filterstrecken von über 10 m Länge (vollkommener Ausbau) aufweisen. Es ist jedoch dort sinnvoll, wo eine Probenahme mit den Standardverfahren die Untersuchungsergebnisse durch Mobilisierung von Partikeln (und daran gebundenen Stoffen) beeinflussen kann. Eine Abtrennung der Partikel (Trübe) durch Filtration vor Ort oder im Labor stellt nur eine weitere Quelle von Artefakten dar und ist damit als schlechte Lösung anzusehen. In der Vergangenheit wurde allgemein davon ausgegangen, dass zumindest in Porengrundwasserleitern unter natürlichen Strömungsbedingungen praktisch keine partikulären Substanzen transportiert werden und damit alle Partikel als Artefakte anzusehen sind, die durch Filtration ausgeschieden werden dürfen. Dieses Bild hat sich über die letzten 15 Jahre deutlich relativiert. Partikel sind auch in Porengrundwasserleitern als ubiquitär anzusehen (z. B. KEARL, 1997) und sind für einzelne Stoffgruppen ein bedeutender, wenn nicht sogar der wichtigste Transportmechanismus. Dies gilt insbesondere für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (BACKHUS et al., 1993) sowie einige Schwermetalle und Radionuklide. Im Kontext von Standarduntersuchungen kann der Einfluss von Partikeln jedoch weitgehend vernachlässigt werden (DEHNERT et al., 2003).

Beim “low-flow sampling“ im Hinblick auf partikulär (kolloidal) gebundene Schadstoffe muss neben den üblichen physikalisch-chemischen Leitparametern (Abschn. 6.1) auch die Trübe messtechnisch überwacht werden. Sie stellt in diesem Fall den entscheidenden Parameter dar. Erst nach ihrer Stabilisierung darf die Probenahme durchgeführt werden (PULS & BARCELONA, 1996). Es stehen hierfür preisgünstige Messgeräte zur Verfügung (WILDE & GIBS, 1998; ANDERSON, 2005), die in Deutschland bislang nur geringe Verbreitung gefunden haben.

Als Beispiel sollen hier Untersuchungen aus dem Bereich einer Altablagerung vorgestellt werden. Es handelt sich um eine Ablagerung, die fast ausschließlich aus Trümmerschutt des 2. Weltkriegs besteht (BRUNSWIG, 1994). Dieser ist mit Aschen durchsetzt. Die mittlere Durchlässigkeit ist entsprechend gering mit ca.  $10^{-6}$  bis  $10^{-5}$  m/s. Im Rahmen einer Gefährdungsabschätzung wurden mehrere Sickerwassermessstellen innerhalb des Deponiekörpers eingerichtet. Der Ausbau erfolgte mit handelsüblichen PVC-Rohren DN 65 und Sandfilter. Die wassererfüllte Mächtigkeit lag zwischen 1,0 und 1,5 m. Bei Probenahmen nach standardisierten Verfahren (FHH Umweltbehörde, 1999b) mittels einer Unterwassermotorpumpe kam es trotz starker Drosselung der Pumpe in einigen Messstellen zu sehr starken Absenkungen. Das geförderte Wasser war dauerhaft stark trübe. Die chemischen Untersuchungen für das (nicht filtrierte) Wasser ergaben stark erhöhte Gehalte an Schwermetallen, insbesondere Blei und Zink, und PAK, zum Teil deutlich oberhalb der jeweiligen Wasserlöslichkeiten (Tab. 6.4.1).

Offenkundig handelte es sich bei diesen Ergebnissen um Artefakte der Probenahme. Ein Transport von partikulärer Substanz und daran gebundenen Schadstoffen in diesem Ausmaß war auszuschließen. Es wurden daher in Anlehnung an BACKHUS et al. (1993) an ausgewählten Messstellen Probenahmen mit einer Förderrate von nur 100 ml/min ( $0,006 \text{ m}^3/\text{h}$ ) durchgeführt. Die gewonnenen Proben wurden geteilt und ein

Teil zusätzlich über Membranfilter 0,45 µm filtriert. Es ergab sich kein signifikanter Unterschied zwischen filtrierten und nicht filtrierten Teilproben. Erwartungsgemäß zeigten die Proben nach dem "low-flow sampling"-Verfahren nur noch sehr geringe Gehalte an PAK und Blei (rund ein Tausendstel der ursprünglichen Werte), während die Zinkgehalte in der Größenordnung unverändert waren, d. h. das Zink zum erheblichen Teil in wässriger Lösung vorliegt (vgl. MERKEL & SPERLING, 1998).

Messstelle	PAK (EPA) [µg/l] Probenahme		Blei [µg/l] Probenahme		Zink [µg/l] Probenahme	
	Standard	low flow	Standard	low flow	Standard	low flow
1	88,6	0,07 *)	1310	1,54	2150	1560
2	104	0,1 *)	8220	8,76	8120	1010
3	7,75	0,03 *)	184	0,13	657	277

\*) : ausschließlich Naphthalin

Tab. 6.4.1: Vergleich der Ergebnisse chemischer Untersuchungen aus dem Bereich einer Trümmerschuttdeponie bei Probenahmen nach Standardprozedere und nach dem "low-flow sampling"-Verfahren (Daten: FHH Umweltbehörde)

## **7. Hydro(geo)chemie**

### **7.1 Untersuchungsparameter (A)**

„In der Praxis hat nicht der Analytiker, sondern der Grundwasserexperte dem chemischen Labor die zu analysierenden Inhaltsstoffe in den Grundwasserproben zu benennen.“ (LANGGUTH & VOIGT, 2004)

Die Parameter zur chemischen Analyse sind nach dem Zweck der Untersuchungen festzulegen (Tab. 7.1.1). Die Empfehlungen in Tab. 7.1.1 beziehen sich ausschließlich auf Untersuchungen des Grundwassers („Rohwasser“). Für Produkte, z. B. Trinkwasser, gelten die jeweiligen gesetzlichen Vorschriften, z. B. die Trinkwasserverordnung (TrinkwV), in der jeweils gültigen Fassung. Bei Untersuchungen für Brauchwasser wird an dieser Stelle von einer Nutzung als Kühlwasser ausgegangen. Bei manchen Nutzungen sind abweichende Untersuchungsprogramme angezeigt.

Untersuchungen zu speziellen chemischen Altlasten richten sich nach den fallspezifischen Bedingungen, insbesondere Vorinformationen aus der historischen Recherche.

Für Mineral- und Heilwässer gelten besondere Anforderungen.

Parameter	allgemeine hydrogeologische Erkundung	Trinkwasser oder ähnliche Nutzung	Brauchwasser	Sonderuntersuchungen zu mikrobiologischen Prozessen
<b>anorganische Hauptbestandteile</b>				
Ammonium	+	+	+	+
Calcium	+	+	+	+
Chlorid	+	+	+	+
Hydrogenkarbonat	+	+	+	+
Kalium	+	+	+	+
Magnesium	+	+	+	+
Natrium	+	+	+	+
Nitrat	+	+	+	+
Sulfat	+	+	+	+
<b>anorganische Spurenstoffe ohne Metalle und Metalloide</b>				
Bor	+	+	-	-
Cyanid	+	+	-	-
Fluorid	+	+	-	-
Nitrit	+	+	-	+
Phosphat	+	+	+	+
Schwefelwasserstoff (Sulfid)	(+)	(+)	(+)	+
SiO <sub>2</sub>	(+)	+	+	-
<b>Metalle und Metalloide</b>				
Aluminium	+	+	-	-
Antimon	(+)	(+)	-	-
Arsen	+	+	-	-
Barium	(+)	+	-	-
Blei	+	+	-	-
Cadmium	+	+	-	-
Chrom	+	+	-	-
Eisen	+	+	+	-
Kobalt	(+)	(+)	-	-
Kupfer	+	+	-	+
Mangan	+	+	+	-
Molybdän	(+)	(+)	-	-
Nickel	+	+	-	-
Quecksilber	+	+	-	-
Selen	(+)	(+)	-	-
Silber	-	(+)	-	-
Thallium	-	(+)	-	-
Vanadium	-	(+)	-	-
Zink	+	+	-	+
Zinn	(+)	(+)	-	-

+: empfohlen

(+): in Abhängigkeit von Rahmenbedingungen empfohlen

-: nur in Sonderfällen

Tab. 7.1.1: Chemische Parameter für die Untersuchung von Grundwasser in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel (unter Verwendung von DVKW, 1992; LAWA 1994)

Parameter	allgemeine hydrogeologische Erkundung	Trinkwasser oder ähnliche Nutzung	Brauchwasser	Sonderuntersuchungen zu mikrobiologischen Prozessen
<b>organische Substanzen</b>				
AOX	+	+	(+)	+
TOC / DOC	+	+	+	+
Methan	(+)	+	+	+
Tenside	-	(+)	-	(+)
MKW	+	+	-	(+)
Chlorbenzole	-	-	-	-
Chlorphenole	-	-	-	-
Phenole	(+)	+	-	(+)
BTEX	+	+	-	(+)
LHKW	+	+	-	(+)
PAK (EPA)	+	+	-	(+)
Methylnaphthaline	+	(+)	-	(+)
PBSM	-	(+)	-	-
PCB	-	(+)	-	-
<b>sonstige Parameter</b>				
Wasserstoff	-	-	-	+
CO <sub>2</sub>	+	+	+	+
CSB	+	+	+	+
Färbung (SAK 254 / 436 nm)	+	+	+	+
el. Leitfähigkeit	+	+	+	+
pH-Wert	+	+	+	+
Sauerstoff	+	+	+	+
Tritium	+	+	-	-
radioaktive Strahlung (Gesamtdosis)	(+)	+	-	-

+: empfohlen

(+): in Abhängigkeit von Rahmenbedingungen empfohlen

-: nur in Sonderfällen

Tab. 7.1.1 (Forts.): Chemische Parameter für die Untersuchung von Grundwasser in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel (unter Verwendung von DVKW, 1992; LAWA 1994)

Grundsätzlich sollten bei Wasseruntersuchungen als Grundlage die charakteristischen geogenen Haupt- und Nebenbestandteile untersucht werden. Es ist im Einzelfall zu entscheiden, ob diese Untersuchungen bei Wiederholungsbeprobungen, z. B. im Falle von Gefährdungsabschätzungen an Altlasten, reduziert werden können. Allerdings sind dann Prüfungen der Plausibilität (Abschn. 7.2) nicht oder nur eingeschränkt möglich. Es ist zu bedenken, dass zwischen Haupt- und Nebenbestandteilen und ggf. vorhandenen anthropogenen Kontaminationen Wechselbeziehungen bestehen, die für weitergehende Aussagen, z. B. zu Möglichkeiten der Sanierung oder des natürlichen Abbaus ("natural attenuation", "intrinsic bioremediation") unverzichtbar sind.

In der Vergangenheit war es üblich, nur auf Stoffe aus Grenz- bzw. Prüfwertlisten einschlägiger Regelwerke, insbesondere der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) zu untersuchen („Listenanalytik“). Durch neuere Empfehlungen der LAWA, die auch in die Bundesbodenschutzverordnung (1999) Eingang gefunden haben, sind jetzt jedoch offene Anforderungen auch im Vollzug gesetzlicher Bestimmungen entstanden. Dies

ist ausdrücklich zu begrüßen, da in Deutschland bislang einige Stoffgruppen überhaupt nicht berücksichtigt wurden, obwohl von ihnen im Einzelfall ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die Umwelt und die menschliche Gesundheit ausgehen kann. Hier ist insbesondere auf die Gruppe der heterocyclischen aromatischen Verbindungen hinzuweisen, die einen erheblichen Anteil am Steinkohlenteer ausmachen und wesentlich höhere Wasserlöslichkeiten als die traditionell untersuchten PAK aufweisen (Abschn. 7.4). Ebenfalls sachgerecht erweitert wurde die Liste der einkernigen aromatischen Verbindungen über die bislang regelmäßig untersuchten Verbindungen Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (BTEX) hinaus. Es ist aber festzustellen, dass einige Stoffgruppen, die nach internationalen Grundlagenuntersuchungen als Grundwasserkontaminanten Bedeutung haben können, in Deutschland nur bei konkretem Verdacht bzw. in Ausnahmefällen untersucht werden (Tab. 7.1.2). In jüngerer Zeit ist die sehr zögerliche Aufnahme des MTBE (Methyl-tertiär-Butylether, Bestandteil hochoktaniger Vergaserkraftstoffe seit ca. 1985) in Untersuchungsprogramme zu beklagen. Zu einem Zeitpunkt, als aus Nordamerika schon eine sehr große Zahl von Veröffentlichungen vorlag (z. B. BRACHTL et al., 1997), über die Verwendung des Stoffes in Deutschland von Seiten der Mineralölindustrie kein Zweifel bestand (WENCK & SCHNIEDER, 1993) und sogar die ersten Nachweise erheblicher Grundwasserverunreinigungen auch aus Deutschland bekannt wurden (HOLDER & TEUTSCH, 1999), galt der Stoff in weiten Kreisen unserer Branche als „nicht existent“. Missverständliche Äußerungen aus dem Umweltbundesamt, das ein Anwendungsverbot entsprechend nordamerikanischen Verhältnissen ablehnt, haben hierzu beigetragen (PAHLKE et al., 2000). Erst nach deutschsprachigen Publikationen mit weiterer Verbreitung (SCHIRMER, 1999; SCHIRMER & WEISS, 1999; EFFENBERGER et al., 2000; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2000; EFFENBERGER et al., 2001) besteht jetzt die Hoffnung, dass dieser Mangel allmählich abgestellt wird. Insgesamt befinden wir uns in der Situation, dass bei der Auswahl der Untersuchungsparameter gerade im Zusammenhang mit anthropogenen Grundwasserinhaltsstoffen der Informationsfluss zwischen wissenschaftlichem Kenntnisstand und Praxis noch unzureichend ist und Erfahrungen aus dem Ausland nur mit erheblicher Verzögerung berücksichtigt werden.

Stoff oder Stoffgruppe	typische Quellen	Untersuchungen in Deutschland	Bemerkungen
PAK	Gaswerke, Kokereien, Holzschutzmittel	regelmäßig	meist 16 Einzelsubstanzen nach EPA; gelegentlich nur 6 Einzelsubstanzen nach TrinkwV (alte Fassung)
PBSM	Herstellung, Verwendung und Entsorgung von Pflanzenschutzmitteln	regelmäßig	bei konkretem Verdacht; sehr unterschiedliche Stofflisten
PCB	Elektrogeräte, Hydrauliköle	regelmäßig	bei konkretem Verdacht, meist 6 Einzelsubstanzen nach DIN 51527, T.1; in der TrinkwV von 2001 nicht mehr enthalten
BTEX	Vergaserkraftstoff, Lösemittel, Gaswerke, Kokereien	regelmäßig	meist nur die namengebenden 4 Substanzen; nach TrinkwV nur Benzol vorgeschrieben
LHKW	Lösemittel, Pflanzenschutzmittel	regelmäßig	sehr unterschiedliches Untersuchungsspektrum, z. T. nur die in der TrinkwV aufgeführten Einzelsubstanzen
Phenole	Gaswerke, Kokereien, Holzschutzmittel; Kunststoffherzeugung	regelmäßig	meist nur Phenolindex; in der TrinkwV von 2001 nicht mehr enthalten
Schwermetalle und Metalloide	diverse	regelmäßig	unterschiedliche Stofflisten, oft die in der TrinkwV aufgeführten Einzelsubstanzen
Cyanide	Gaswerke, Kokereien, Schädlingsbekämpfung	regelmäßig	
Phthalate	Kunststoffverarbeitung, Explosivstoffe	selten	bei konkretem Verdacht, meist nach EPA-Liste
FCKW	Lösemittel, Kunststoffverarbeitung, Treibgase, Kühlanlagen	selten	bei konkretem Verdacht, wenige Einzelsubstanzen
Chlornaphthaline	Elektrotechnik, Holzschutzmittel	selten	bei konkretem Verdacht
Chlorbenzole, alle Chlorierungsgrade	Lösemittel, Desinfektionsmittel, chemische Industrie	selten	bei konkretem Verdacht
Dinitrotoluole	Explosivstoffe	selten	bei konkretem Verdacht
Nitrobenzol	Explosivstoffe, Lösemittel	selten	bei konkretem Verdacht
Chlorphenole, alle Chlorierungsgrade	Pflanzen- und Holzschutzmittel (PCP), chemische Industrie	selten	bei konkretem Verdacht
4,6-Dinitro-o-kresol (DNOC)	Pflanzenschutzmittel	selten	bei konkretem Verdacht
Nitrophenole, Dinitrophenole	Explosivstoffe	selten	bei konkretem Verdacht

Tab. 7.1.2: U.S. EPA Priority pollutants (129 Einzelstoffe, zitiert und verändert nach KEITH & TELLIARD, 1979; NIELSEN, 1991) und ihre Berücksichtigung bei Grundwasseruntersuchungen in Deutschland

Stoff oder Stoffgruppe	typische Quellen	Untersuchungen in Deutschland	Bemerkungen
Benzidin	chemische Industrie	???	
3,3'-Dichlorbenzidin	chemische Industrie	???	
bis(2-Chlorethoxy)methan	chemische Industrie	???	
halogenierte Ether	chemische Industrie	???	Uferfiltrat, Altablagerungn
Acrolein	chemische Industrie	???	
Acrylnitril	chemische Industrie, Schädlingsbekämpfung	???	
1,2-Diphenylhydrazin	chemische Industrie	???	
Hexachlorbutadien	chemische Industrie, Kunststoffverarbeitung, Elektrotechnik	???	
Hexachlorcyclopentadien	chemische Industrie	???	
Isophoron	Lösemittel	???	
N-Nitrosodimethylamin	Gummiverarbeitung	???	
N-Nitrosodiphenylamin	Gummiverarbeitung	???	
p-Chlor-m-kresol	Desinfektionsmittel	???	
Asbest	Rohrleitungen	nie	im Porengrundwasser ohne Bedeutung

Tab. 7.1.2 (Forts.) : U.S. EPA Priority pollutants (129 Einzelstoffe, zitiert und verändert nach KEITH & TELLIARD, 1979; NIELSEN, 1991) und ihre Berücksichtigung bei Grundwasseruntersuchungen in Deutschland

## 7.2 Interpretation chemischer Daten

### 7.2.1 Plausibilitätsprüfungen (A)

"Nevertheless, accurate chemical analyses (i.e., electrochemical balances less than 5%) of the kind published in refereed journals are often rare in the "real world", where regulatory protocols on sampling and analysis (e.g., whether to purge wells, the "total" versus "dissolved" controversy, vis-a-vis metals, etc.) lead to substantial uncertainty." (SIEGEL, 2001)

Im Regelfall sind hydrogeologische Bearbeitung und chemische Untersuchungen organisatorisch und personell getrennt. Daher sind die internen qualitätssichernden Maßnahmen der chemischen Laboratorien (heute durchweg nach DIN EN 45000 ff. zertifiziert) nicht ausreichend, die Richtigkeit von Untersuchungsergebnissen sicher zu stellen. Es sind deshalb regelmäßig weitergehende Plausibilitätsprüfungen durchzuführen (FEUERSTEIN & GRIMM-STRELE, 1989). Grundsätzlich zu unterscheiden sind hierbei drei Stufen der Prüfungen:

1. **Prüfung der inneren Datenkonsistenz:** Bei Wasseruntersuchungen können durch mehrere Prüfungen analytische Fehler und Ungenauigkeiten nachgewiesen werden. Die wichtigste Prüfung bei Untersuchungen auf anorganische Hauptkomponenten stellt die Aufstellung der Ionenbilanz aus den Summen von An- und Kationen dar:

$$\alpha = \frac{\sum \text{Anionen} - \sum \text{Kationen}}{0,5 * (\sum \text{Anionen} + \sum \text{Kationen})} * 100 \quad (7.2.1.1)$$

mit  $\alpha$ : relativer Fehler der Ionenbilanz in %

Für die Aufstellung der Ionenbilanz sollten die Stoffe nach Tab. 7.2.1.1 untersucht werden.

Stoff	Bemerkungen
<b>Anionen</b>	
Chlorid	
Sulfat	
Nitrat	
Hydrogenkarbonat	
Karbonat	im Regelfall unbedeutend
Phosphat	im Regelfall unbedeutend
<b>Kationen</b>	
Natrium	
Kalium	
Ammonium	
Calcium	
Magnesium	
Eisen	berechnet als Eisen(II)
Mangan	berechnet als Mangan(II); im Regelfall unbedeutend

Tab. 7.2.1.1: Erforderliche Analysendaten für die Aufstellung einer Ionenbilanz in gering mineralisierten Grundwässern

Die Ionenbilanz sollte bei normalen süßen Grundwässern in der Routineanalytik einen Fehler von weniger als 5 %, maximal 10 % aufweisen (LAWA, 1993). Schärfer gefasste Qualitätskriterien (DVWK, 1992) haben sich praktisch nicht durchsetzen können. Größere Abweichungen deuten auf erhebliche analytische Fehler, Vertauschung von Teilproben oder ein Wasser mit nicht erfassten Substanzen, z. B. organische Anionen in Deponiesickerwässern, hin. In manchen Untersuchungsprogrammen werden einige Parameter wegen der Möglichkeit einer Veränderung bei Transport und Lagerung schon vor Ort bestimmt. Hierzu zählen insbesondere flüchtige und wenig stabile Parameter, z. B. Hydrogenkarbonat, Schwefelwasserstoff, Nitrit. Da die übrigen Parameter erst im Labor untersucht werden, können hierdurch Unstimmigkeiten entstehen.

Eine weitere Möglichkeit der Prüfung der Datenkonsistenz stellt der Vergleich der berechneten und gemessenen physikalisch-chemischen Parameter elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert dar (Tab. 7.2.1.3). Da es sich bei Grundwasser regelmäßig um ein Medium handelt, das mit dem Grundwasserleiter im Gleichgewicht steht, kann mit einer thermodynamischen Modellrechnung (PARKHURST & APPELO, 1999) überprüft werden, ob es sich um ein Gleichgewichtswasser handelt oder auffällige Über- oder Untersättigungen für einzelne Bestandteile vorliegen. In diesem Zusammenhang können auch einfachere Regeln bezüglich der Redox-Verhältnisse zur manuellen Kontrolle verwendet werden (Tab. 7.2.1.2, Abb. 7.2.1.1). Im Gegensatz zu makroskopischen thermodynamischen Überlegungen (Redox-Gleichgewichte) bestehen in einem Grundwasserleiter auf engem Raum wechselnde Verhältnisse (Mikromilieus), so dass sich die einzelnen Zonen durchdringen (Abb. 7.2.1.1). Außerdem bleibt bei derartigen Plausibilitätskontrollen immer zu prüfen, ob auf Grund des Ausbaus der beprobten Grundwassermessstelle bzw. des Brunnens sowie der Technik der Probenahme die Möglichkeit einer (makroskopischen) Mischwasserbildung besteht (Abschn. 3.2.3.1).

Plausibilitätsregel	Begründung
$O_2 > 5 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{Fe, Mn, NO}_2^-, \text{NH}_4^+, \text{H}_2\text{S, CH}_4 \text{ n.n.}$	Bildung oxidierteter Spezies ( $\text{FeOOH, MnO}_2, \text{NO}_3, \text{SO}_4, \text{CO}_2$ )
$\text{Fe} > 0,2 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{NO}_3^- < 2 \text{ mg/l}$	
$\text{Fe} > 1 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{H}_2\text{S} < 0,1 \text{ mg/l}$	Fällung von Eisensulfid
$\text{Mn} > 0,2 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{NO}_3^- < 2 \text{ mg/l}$	
$\text{Mn} > 0,2 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{H}_2\text{S} < 0,1 \text{ mg/l}$	
$\text{H}_2\text{S} > 0,1 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{NO}_3^- < 1 \text{ mg/l}$	Sulfat stabil in der Nitratreduktion
$\text{CH}_4 > 1 \text{ mg/l} \Rightarrow \text{SO}_4^{2-} < 5 \text{ mg/l}$	nur geringe Methanbildung vor Abschluss der Sulfatreduktion

Tab. 7.2.1.2: Plausibilitätskontrollen für chemische Wasseranalysen (Beispiele) (verändert nach HÖLTING & COLDEWEY, 2005)

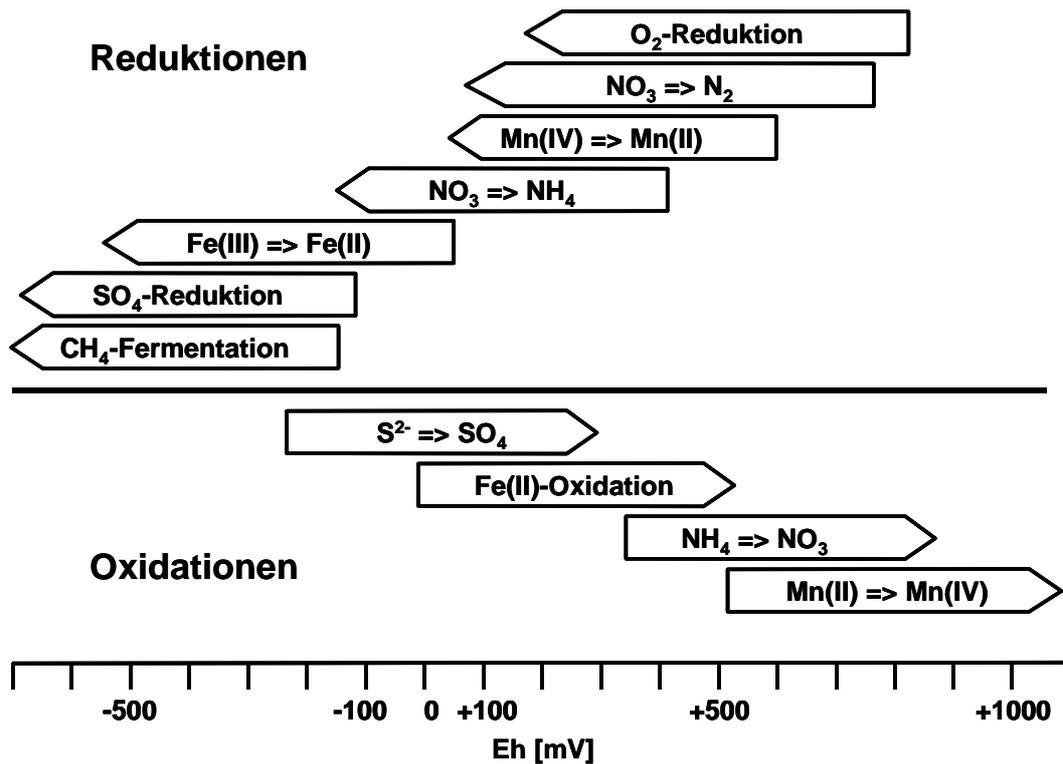


Abb. 7.2.1.1: Redoxpotenziale und wichtige mikrobiologisch katalysierte Reaktionen im Grundwasser (vereinfacht nach STUMM & MORGAN, 1981)

Für Spurenbestandteile einschließlich anthropogener organischer Spurenstoffe sind Plausibilitätsprüfungen nur eingeschränkt möglich. Hier kann im Regelfall nur geprüft werden, ob Wasserlöslichkeiten überschritten werden.

**2. Prüfung der äußeren Datenkonsistenz:** In einem zweiten Schritt ist zu prüfen, ob die Analyse dem Probenahmeort glaubwürdig zugeordnet werden kann, d. h. ob eine Probenverwechslung auszuschließen ist. Hierzu dienen zuerst die vor Ort bei der Probenahme aufgezeichneten qualitativen (organoleptischen) und quantitativen (Sondenmessungen) Befunde (Tab. 7.2.1.3).

Laboruntersuchung	Geländebefund	Bewertung / Bemerkungen
berechnete el. Leitfähigkeit nach ROSSUM (1975)	el. Leitfähigkeit (Elektrode)	Abweichung im Regelfall kleiner 10%
berechneter pH-Wert nach SONTHEIMER et al. (1980)	pH-Wert (Elektrode)	Abweichung im Regelfall kleiner 0,5 Einheiten; Elektroden oft mangelhaft
redoxsensitive Parameter (Eisen, Mangan, Ammonium, Nitrat, Methan)	Sauerstoff (Elektrode), Eh-Wert (Elektrode), Geruch	Prüfung nach Tab. 7.2.1.2; Inkonsistenz häufig wegen mangelhafter Elektroden oder Messbedingungen; Mischwasser möglich
TOC, spektrale Absorption	Färbung, Geruch	ab TOC 20 mg/l deutliche Färbung möglich

Tab. 7.2.1.3: Vergleich von Ergebnissen chemischer Wasseranalysen mit Messungen und Beobachtungen bei der Probenahme

Liegen für eine Messstelle ältere Untersuchungsergebnisse vor, sind diese zum Vergleich heranzuziehen. Sprunghafte Werteänderungen können auf Proben- oder Messstellenverwechslungen oder auf analytische Fehler, die bei der Prüfung der inneren Konsistenz nicht erkannt wurden, z. B. bei Spurenstoffen, zurückgehen.

**3. Prüfung der standortspezifischen Verhältnisse:** Kenntnisse über das geochemische Milieu des Wasserleiters und die besonderen Verhältnisse des Standorts können für die Prüfung der Plausibilität herangezogen werden. Wenn eine thermodynamische Modellrechnung ein Gleichgewichtswasser anzeigt und die Probe damit innere Konsistenz aufweist, so ist weitergehend zu prüfen, ob die mineralischen Phasen des Gleichgewichts im Wasserleiter überhaupt vorhanden oder zu erwarten sind. Bei Spurenstoffen, insbesondere anthropogenen Schadstoffen, ist im Falle unwahrscheinlicher Ergebnisse zur Kontrolle ein schrittweises Vorgehen in drei Stufen üblich:

- fachtechnische Prüfung der Analysenoriginale durch das untersuchende Labor und ggf. externe Fachleute;
- Wiederholung der Analyse, wenn noch ein geeignetes Quantum an Rückstellprobe verfügbar ist;
- Kontrollbeprobung, ggf. Einschaltung eines zweiten Labors.

## 7.2.2 Charakterisierung von Grundwässern (B)

Eine aktuelle Zusammenstellung von Verfahren zur Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit findet sich in HÖTZL & WITTHÜSER (1999).

In Deutschland ist für die qualitative Auswertung der Hauptinhaltsstoffe des Grundwassers das Piper-Diagramm (PIPER, 1944) (Abb. 7.2.2.1) die am häufigsten angewandte Form der Darstellung.

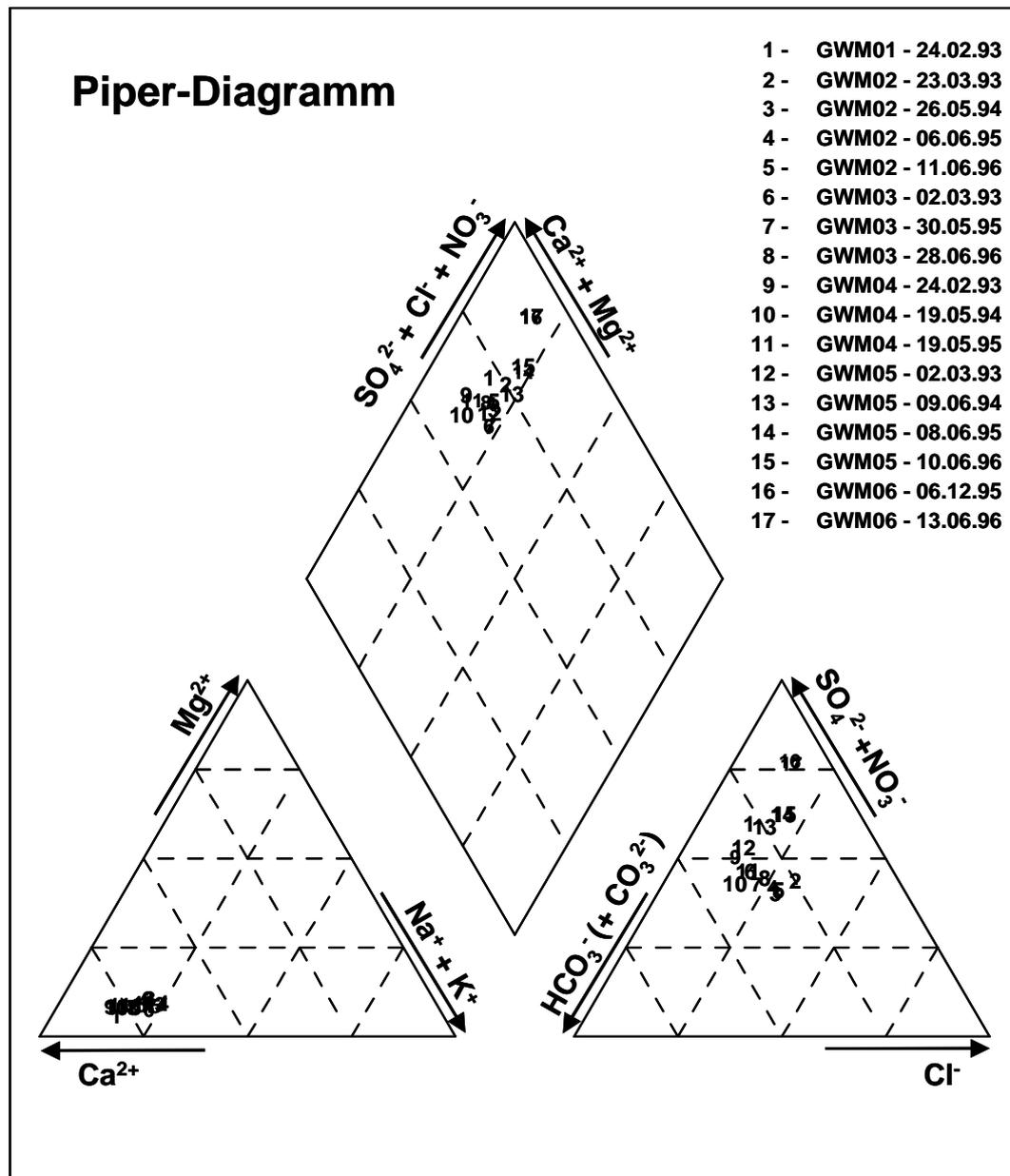


Abb. 7.2.2.1: Piper-Diagramm zur Charakterisierung von Grundwässern nach den Hauptinhaltsstoffen

Innerhalb dieses Diagramms wird konventionell eine Einteilung in Feldbereiche nach Furtak & Langguth vorgenommen (HÖTZL & WITTHÜSER, 1999). Andere Verfahren, insbe-

sondere aus der russischen Schule (RECHLIN, 1997; JAHNKE, 1999), haben dagegen nur regionale Bedeutung erlangt.

Im Hinblick auf organische Spurenstoffe, insbesondere anthropogene Schadstoffe, erfolgt eine Charakterisierung durch grafische Zusammenstellung repräsentativer Einzelsubstanzen ("fingerprinting"). An Hand derartiger Diagramme lassen sich Herkunft und gegebenenfalls hydrochemische Veränderungen mit der Zeit und / oder entlang des Fließweges erkennen (Abb. 7.2.2.2) (vgl. ERTEL et al., 1999; STUPP & PÜTTMANN, 2001).

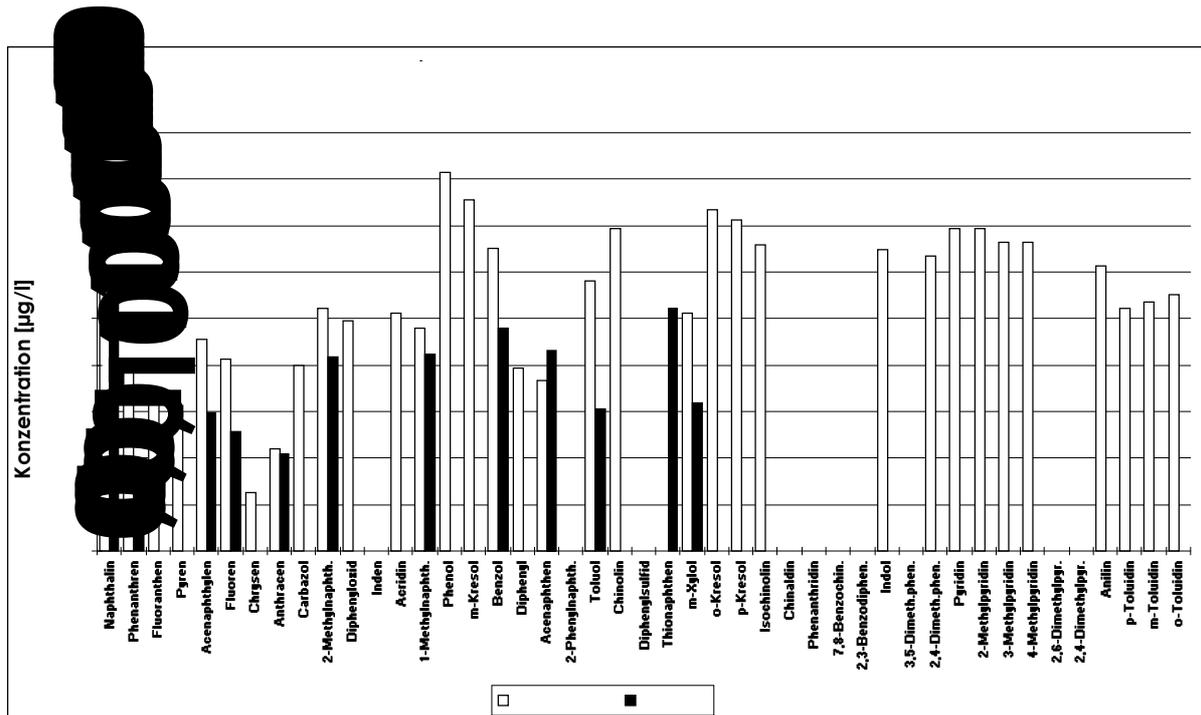


Abb. 7.2.2.2: Hydrochemische Charakterisierung eines Grundwassers im Unterstrom einer Teerdestillationsanlage im Vergleich zu Steinkohlenteer, Darstellung normiert auf Naphthalin

### 7.2.3 Prüfung auf anthropogene Einflüsse (A)

In vielen Fällen sind oberflächennahe Grundwasserleiter von anthropogenen Einflüssen betroffen. Handelt es sich dabei um massive Einträge von ausschließlich anthropogen vorkommenden Stoffen, ist die Sachlage eindeutig. Dabei ist zu bedenken, dass auch manche typischerweise anthropogenen Stoffe in geringen Konzentrationen natürlichen Ursprungs sein können. Dies gilt für Kohlenwasserstoffe einschließlich der PAK ebenso wie für manche LCKW (LATURNUS et al., 2000). Größere Probleme bereiten schwache bis mäßige Veränderungen mit Stoffen, die auch geogen vorkommen, insbesondere wenn keine Vergleichsuntersuchungen aus der Vergangenheit zur Verfügung stehen und die Analysengenauigkeit den mäßigen Qualitätsstandards der kommerziellen Routineanalytik entspricht, so dass einzelne auffällige Ergebnisse im Rahmen der Streuung des Gesamtverfahrens vielleicht doch als nicht signifikant einzustufen sind. Unter diesen Umständen sind anthropogene Einflüsse oft nicht offenkundig und müssen durch weitergehende Datenbehandlung eingegrenzt werden. Hierfür sind vier Verfahrensweisen als bewährt anzusehen:

1. **Prozessorientierte Datensichtung.** Bestehen schon konkrete Vorstellungen von der Art einer möglichen anthropogenen Beeinflussung des Grundwassers, kann die Auswertung einzelner Stoffe auch im Spurenbereich weitergehende Informationen ergeben. Gegebenenfalls sind geeignete Leitparameter in das analytische Untersuchungsprogramm aufzunehmen. Typische Leitsubstanzen dieser Art sind in Abschn. 4.3.3.2 unter dem Stichwort „pollution tracer“-Verfahren behandelt und in Tab. 4.3.3.2.1 zusammengestellt. Unter den Spurenstoffen handelt es sich hierbei insbesondere um typische Inhaltsstoffe des häuslichen Abwassers, vor allem Bestandteile von synthetischen Wasch- und Reinigungsmitteln. Neuerdings wird hierzu auch die Bedeutung von Pharmaceutica bzw. ihren Abbauprodukten diskutiert (SEILER, 1996; SEILER et al., 1999; SCHEYTT et al., 1998). KERNDORFF et al., 1993 und LOOSER et al. (1999) haben charakteristische anorganische Bestandteile einschließlich Spurenelementen im Grundwasserunterstrom von Deponien untersucht (Tab. 7.2.3.1, 7.2.3.2).

Substanz	Einheit	Mittelwert kontaminiert	Mittelwert unkontaminiert
<b>Hauptbestandteile</b>			
Ammonium (NH <sub>4</sub> )	[mg/l]	11,0	0,17
Calcium (Ca)	[mg/l]	175	83,2
Eisen (Fe)	[mg/l]	9,6	2,0
Kalium (K)	[mg/l]	32,9	2,9
Magnesium (Mg)	[mg/l]	38,1	14,3
Mangan (Mn)	[mg/l]	1,5	0,18
Natrium (Na)	[mg/l]	128	17,5
Chlorid (Cl)	[mg/l]	202	33,4
Hydrogenkarbonat (HCO <sub>3</sub> )	[mg/l]	519	238
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	[mg/l]	25,6	13,3
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	[mg/l]	0,49	< 0,01
Phosphat (PO <sub>4</sub> )	[mg/l]	1,8	0,14
Sulfat (SO <sub>4</sub> )	[mg/l]	194	59,0
<b>Spurenbestandteile</b>			
Aluminium (Al)	[µg/l]	596	50
Arsen (As)	[µg/l]	45,4	1,2
Blei (Pb)	[µg/l]	6,3	1,4
Bor (B)	[µg/l]	832	34,8
Cadmium (Cd)	[µg/l]	1,5	0,13
Chrom (Cr)	[µg/l]	21,2	0,58
Kupfer (Cu)	[µg/l]	24,5	7,0
Nickel (Ni)	[µg/l]	22,9	2,8
Strontium (Sr)	[µg/l]	580	240
Zink (Zn)	[µg/l]	410	117

Tab. 7.2.3.1: Anorganische Substanzen im Grundwasserunterstrom von Deponien im Vergleich zum geogenen bzw. ubiquitären Hintergrund (KERNDORFF et al., 1993)

Element	Möglichkeit [µg/l]	hohe Wahrscheinlichkeit eines Eintrags [µg/l]
<b>typische Verunreinigungsanzeiger</b>		
Silber (Ag)	-	> 0,2
Cäsium (Cs)	-	> 0,2
Antimon (Sb)	-	> 0,2
Zinn (Sn)	-	> 0,2
Wismut (Bi)	-	> 0,2
Zirconium (Zr)	-	> 0,2
Selen (Se)	> 0,5	> 5
Lanthan (La)	> 0,5	> 5
Tritium ( <sup>3</sup> H)	-	> 50 *)
<b>anthropogene Leitsubstanzen</b>		
Titan (Ti)	> 1	> 5
Kobalt (Co)	> 1	> 5
Vanadium (V)	> 1	> 5
Nickel (Ni)	> 5	> 10
Kupfer (Cu)	> 5	> 10
Barium (Ba)	> 50	> 100
Brom (Br)	> 50	> 100
Bor (B)	> 50	> 100

\*) Tritiumeinheiten (TU)

Tab. 7.2.3.2: Spurenelemente im Grundwasserunterstrom von Deponien (LOOSER et al., 1999)

2. Untersuchung der Analysen mit Hilfe qualitativer oder quantitativer **multivariater statistischer Verfahren**. Als qualitatives Verfahren wird üblicherweise die Auftragung der Analysen im Piper-Diagramm (Abschn. 7.2.2) oder einer anderen grafischen Repräsentation und die visuelle Prüfung auf Ausreißer angewandt. Quantitative Verfahren der multivariaten Statistik werden in Abschn. 8.1 angesprochen.

3. Bei ausreichend dichten Messnetzen ist die Unsicherheit über die Aussagekraft der einzelnen Analyse (analytische und zufällige Streuung) durch den räumlichen Zusammenhang der Ergebnisse auszugleichen. Bei einer Auftragung einfacher Leitparameter, z. B. der elektrischen Leitfähigkeit, im **Kartenbild** lassen sich im Einzelfall Bereiche abweichender hydrochemischer Verhältnisse abgrenzen und kausal interpretieren, z. B. als Eintrag von Elektrolyten oder Störungen der Redoxverhältnisse (z. B. GOLWER et al., 1976). Dieses Verfahren kann durch Methoden der **Geostatistik** unterstützt und objektiviert werden (Abschn. 8.2). LAWA (1994) gibt Richtwerte für signifikante Messwertänderungen vom Ober- zum Unterstrom potenzieller Eintragsflächen.

4. In der **Bewertung von Einzelanalysen** lassen sich „ungewöhnliche“ Sachverhalte nicht nur an Absolutgehalten bestimmter Analyten festmachen, sondern oft sehr zuverlässig an ihren Verhältnissen, wenn die Analysenergebnisse mit hinreichender Genauigkeit vorliegen. Diese ist im Regelfall gegeben, wenn der Ionenbilanzfehler unter 5 % liegt und die zur Bildung von Quotienten herangezogenen Parameter deutlich (möglichst eine Zehnerpotenz) oberhalb der jeweiligen Nachweisgrenzen liegen. Die wichtigsten regelmäßig zu verwendenden Quotienten sind in Tab. 7.2.3.3 zusam-

mengestellt. Die lokalen geogenen Verhältnisse können jedoch von den hier aufgeführten Richtwerten abweichen. Weitere Vorschläge für Quotientenbildungen sind in VOIGT & WIPPERMANN (1998) enthalten.

Ionenquotient [mg/l]/[mg/l]	geogen typisch	anthropogen typisch
K/Na	0,1 - 0,2	> 0,25
Mg/Ca	0,05 - 0,15	> 0,2

Tab. 7.2.3.3: Ionenquotienten als Hinweis auf anthropogene Einflüsse im Grundwasser; oberflächennahe quartäre Grundwasserleiter im Stadtgebiet von Hamburg

### 7.2.4 Prüfung auf chemische Reaktionswege (C)

Das Grundwasser stellt kein statisches System dar, sondern befindet sich räumlich wie chemisch immer „auf dem Weg“. Stellt man entlang des vermuteten Fließweges systematische Änderungen des Chemismus fest, so können dafür folgende Ursachen verantwortlich sein:

1. chemische Reaktionen auf Grund veränderter physikalischer Bedingungen (Druck, Temperatur);
2. fortschreitende langsame chemische Reaktionen, z. B. diffusionsbegrenzte Redoxreaktionen;
3. chemische Reaktionen als Folge lokaler Ungleichgewichte (geochemische Heterogenität des Grundwasserleiters);
4. Zumischung anders zusammengesetzten Wassers ohne chemische Reaktion;
5. Zumischung anders zusammengesetzten Wassers mit chemischer Reaktion.

Viele dieser Reaktionstypen lassen sich unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Randbedingungen qualitativ an Hand einfacher grafischer Auftragungen der Analyseergebnisse (Abschn. 7.2.2) oder entsprechender Karten- und Schnittdarstellungen erkennen. Die überschlägliche Quantifizierung, die zugleich eine Überprüfung des konzeptionellen Ansatzes darstellt, erfolgt durch die Aufstellung von Mischungsansätzen bzw. vereinfachten stöchiometrischen Gleichungen der beteiligten Reaktionen (Redoxreaktionen, Fällung / Lösung, Ionenaustausch). Dieses Verfahren bleibt für Spurenstoffe jedoch oft unbefriedigend, da die Genauigkeit der vorliegenden Daten nicht ausreicht.

Eine umfassende Modellierung der chemischen Reaktionswege ist mit Hilfe thermodynamischer Simulationsprogramme möglich (z. B. PARKHURST & APPELO, 1999). Diese gehören jedoch ausschließlich in die Hand erfahrener Geochemiker und nicht in die Werkzeugkiste des durchschnittlichen Praktikers.

### 7.3 Isotopenmethoden (C)

"The ease of sample collection and low analytical costs make isotopic analyses simple and inexpensive to incorporate into most investigations." (SUEKER, 2001)

"Unraveling the relevant processes and distinguishing  $^{14}\text{C}$  decay from  $^{14}\text{C}$  dilution is an engaging geochemical problem." (CLARK & FRITZ, 1997)

Fast alle chemischen Elemente kommen in verschiedenen Isotopen vor. Daher ist im Laufe der letzten Jahrzehnte eine Vielzahl von Methoden entwickelt worden, die sich diesen Umstand für hydrogeologische Fragestellungen zu Nutze machen. Allerdings haben sie in der Praxis außerhalb wissenschaftlicher Einrichtungen bis heute kaum wesentliche Bedeutung erlangt. Hierfür sind verschiedene Faktoren verantwortlich zu machen. Isotopenuntersuchungen erfordern spezielle physikalisch-chemische Messeinrichtungen und entsprechendes Fachpersonal. Es gibt nur sehr vereinzelt kommerzielle Anbieter derartiger Dienstleistungen. Die Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Einrichtungen stellt sich aber vielen Praktikern als wenig Erfolg versprechend dar. Schon bei dem seit den 1950er Jahren eingesetzten Verfahren der Grundwasserdatierung mittels Kohlenstoff 14 erlebt man statt klarer Aussagen einen bis heute anhaltenden Methodenstreit unter den Fachleuten (z. B. ZHU & MURPHY, 2000), der gelegentlich auf einem Niveau geführt wird, das an der Seriosität des gesamten Verfahrens Zweifel aufkommen lässt. Das Fehlen kommerziell tätiger Labors geht einher mit dem Fehlen qualifizierter, auf praktische Fragestellungen ausgerichteter Berater für Isotopenverfahren.

Nach den Anwendungsgebieten sind die Isotopenmethoden vier Aufgabenbereichen zuzuordnen:

1. Grundwasserdatierung einschließlich Schätzung der Neubildungsrate;
2. Untersuchung von Fließwegen;
3. Untersuchung der Herkunft einzelner Lösungsbestandteile;
4. Untersuchung von chemischen und mikrobiologischen Reaktionen.

Diese vier Bereiche sind dabei nicht ausschließlich zu sehen, sondern werden oft in Verbindung miteinander und vor dem Hintergrund eines umfassenden hydrogeologischen bzw. chemischen Konzeptmodells eingesetzt. In Tab. 7.3.1 sind einige häufiger in der Hydrogeologie eingesetzte Verfahren mit ihrem Anwendungsbereich und Einschränkungen zusammengestellt.

Methode	Anwendungsbereich	Bemerkungen / Verfahrensgrenzen / Anwendungsgebiete
Tritium ( $^3\text{H}$ )	Datierung	Halbwertszeit ca. 12,4 a; Tritium als "Bombentritium" aus atmosphärischen Versuchen Ende der 1950er bis Anfang der 1960er Jahre; "Auslaufmodell"; Modifikation: $^3\text{H}/^3\text{He}$
Deuterium ( $^2\text{H}$ )	Datierung, Fließwege, Herkunft	stabil
$^{18}\text{O}$	Datierung, Fließwege, Herkunft	stabil
$^{14}\text{C}$	Datierung	Halbwertszeit ca. 5730 a; $^{14}\text{C}$ -Gehalt der Atmosphäre nicht konstant; wegen anorganischer und mikrobiologischer Umsetzungen Korrekturen erforderlich, dazu häufig mit $^{13}\text{C}$ kombiniert
$^{13}\text{C}$	Herkunft, Reaktionen	stabil
$^{15}\text{N}$	Herkunft	stabil; anthropogene Quellen
$^{34}\text{S}$	Herkunft	stabil
$^{86}\text{Sr}/^{87}\text{Sr}$	Herkunft	stabil
$^{10}\text{B}/^{11}\text{B}$	Herkunft	stabil; anthropogene Quellen
$^{85}\text{Kr}$	Datierung	Halbwertszeit ca. 10,8 a; aus dem Betrieb kerntechnischer Anlagen, atmosphärischer Gehalt weiter steigend; noch kein Standardverfahren
$^{222}\text{Rn}$	Fließwege, Sonderanwendungen	Halbwertszeit ca. 3,8 d; Erdbebenvorhersage; Qualitätssicherung bei der Gw-Probenahme (Abschn. 6.2)

Tab. 7.3.1: Isotopenmethoden in der Hydrogeologie (Beispiele; unter Verwendung von FETTER, 1994; EKWURZEL et al., 1994; DEHNERT et al., 1997; ARAVENA et al., 1993; BÖTTCHER & USDOWSKI, 1993; JOERGENSEN & HOLM, 1995; LEENHOUTS et al., 1998; WAKITA, 1981; PLUMMER & FRIEDMAN, 1999)

Das am häufigsten eingesetzte Isotopenverfahren ist zur Zeit noch die Grundwasserdatierung mittels Tritium. Bei diesem relativ kostengünstigen Verfahren kann eindeutig zwischen jungem (jünger als 50 Jahre) und altem Grundwasser unterschieden werden. Damit ist dieses Verfahren besonders für qualitative Untersuchungen zum Grundwasserschutz geeignet. Für genaue Datierungen ist die begleitende Bestimmung des Zerfallsprodukts  $^3\text{He}$  erforderlich. Da die Freisetzung von Tritium durch oberirdische Versuche mit thermonuklearen Waffensystemen (vulgo Wasserstoffbombe) eingestellt worden ist, wird das Verfahren allmählich an Bedeutung verlieren. Andere Methoden zur Datierung junger Wässer verwenden  $^{85}\text{Kr}$  oder die chemischen Tracer FCKW und  $\text{SF}_6$  (z. B. PLUMMER & FRIEDMAN, 1999).

In jüngster Zeit sind Methoden entwickelt worden, um mit Hilfe von Isotopensignaturen die Quellen und den Verbleib von Grundwasserverunreinigungen zu identifizieren (z. B. ERTEL et al., 1999; STURCHIO et al., 1998; RICHNOW & MECKENSTOCK, 1999).

## 7.4 Geochemische Prognosen, Sickerwasserprognose (B)

„Gemäß § 4 , Absatz 3 BBodSchV ist zur Bewertung der Gefahren für das Grundwasser eine Sickerwasserprognose zu erstellen. Bis der BMBF-Projektverbund eine praxistaugliche Methode hierzu liefern kann, geht sicher noch einige Zeit aktiver Forschungsarbeit ins Land.“ (OELSNER, 2001)

„Die festgestellten Grundwasserbelastungen [...] zeigten, dass eine Grundwassergefährdung bestand.“ (WEINGRAN, 2004)

Die hydrogeologischen Praktiker sind in ihrer deutlichen Mehrheit keine Fachleute für Fragen der Thermodynamik. Geochemische Prognosen gehören daher nicht zu ihrem normalen Werkzeug. Diese wurden bislang nur in Ausnahmefällen und dann meist von wissenschaftlichen Einrichtungen erstellt. Seit Einführung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) (1999) besteht die Pflicht, eine Sickerwasserprognose für kontaminierte Böden im Hinblick auf das Grundwasser zu erstellen. Die Verordnung gibt hierfür einige Verfahrensvorschläge. Diese werden aber von vielen Seiten als nicht ausgereift angesehen (z. B. SCHMID, 2001). Selbst in Kreisen des Umweltbundesamtes wird eine faktische Einführung dieses Werkzeuges erst für die geplante Novellierung der Verordnung im Jahr 2005 erwartet (BANNICK et al., 2001), womit impliziert wird, dass die jetzt in der Verordnung gegebenen Handlungsanweisungen obsolet sind. Die hydrogeologischen Praktiker befinden sich damit heute in der Situation, eine administrative und fachtechnische Grauzone zu füllen. Dies führt dazu, dass zum gegenwärtigen Zeitpunkt Sickerwasserprognosen entgegen den verordneten Bestimmungen in den meisten Fällen gar nicht, mit wirklichkeitsfernen „Worst-case“-Ansätzen oder nach anderweitig problematischen Verfahren vorgenommen werden.

Jede Form der geochemischen Prognose muss aus drei Komponenten bestehen:

1. Feststellung der stofflichen Verfügbarkeit einer Komponente;
2. Prüfung ihrer Mobilisierbarkeit durch einfache Lösung oder Reaktion mit der Porenlösung, einschließlich Fragen der Kinetik;
3. Prüfung der Transportprozesse, insbesondere Sorptionseigenschaften, chemische Reaktionen (Fällung, Umsetzung mit anderen Komponenten, mikrobiologische Umsetzung).

Die gegenwärtige Praxis der Erkundung (potenziell) verunreinigter Flächen schließt eine Erhebung des **Stoffbestandes** durch chemische Untersuchungen an Bodenproben ein. Die meisten der verwendeten Aufschlussverfahren bestimmen dabei weder den Gesamtgehalt noch die unter natürlichen Bedingungen verfügbare Fraktion eines Stoffes. Es handelt sich um Konventionsverfahren, die die Vergleichbarkeit der Untersuchungen sicherstellen. Dies gilt insbesondere für den Königswasseraufschluss zur Bestimmung von Schwermetallen. Anzahl und räumliche Verteilung der Probeorte wird in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten und den Vorinformationen über mögliche Gefährdungsschwerpunkte festgelegt. Eine statistisch begründete Zufallsverteilung unterbleibt im Regelfall aus fachlichen, organisatorischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten (Abschn. 8.1).

Die **Mobilisierbarkeit** von Stoffen kann theoretisch (rechnerisch) und experimentell abgeschätzt werden. Im Kontext von Gefährdungsabschätzungen ist eine Abschätzung als ungünstigster Fall ("worst case") üblich. Bei diesem Verfahren wird eine Gleichgewichtseinstellung von Sickerwasser und Boden angenommen, d. h. die relative Sättigung des Wassers mit den relevanten Stoffen unter den gegebenen physi-

ko-chemischen Randbedingungen, insbesondere Temperatur und pH-Wert. Für anorganische Spezies können Sättigungskonzentrationen für einzelne Phasen aus Handbüchern der Geochemie entnommen werden. Wegen der vielfältigen Wechselbeziehungen ionarer Spezies in der Lösung ist eine thermodynamisch begründete Modellrechnung (z. B. PARKHURST & APPELO, 1999) zu empfehlen. Da im Regelfall nur Gesamtgehalte von Elementen bzw. deren konventionelle Annäherung, aber nicht mineralische Phasen bestimmt werden, fehlen für derartige Berechnungen die notwendigen Eingangsdaten. Es ist daher üblich, die Mobilisierbarkeit experimentell zu bestimmen. Bis zur Einführung der BBodSchV wurde hierfür fast ausschließlich der Schüttelversuch nach DEV S 4 (24 Stunden mit Wasser im Überschuss 10 : 1) eingesetzt. Dieses Verfahren ist nach Abfallrecht vorgeschrieben, so dass in Fällen, in denen eine Entsorgung von Teilen des verunreinigten Bodens erforderlich oder als Option zu prüfen ist, dieses Verfahren unabhängig von den bodenrechtlichen Bestimmungen zur Anwendung kommt. Nach einer zum Teil sehr kontroversen Diskussion wurde der Verweis auf diese Norm aus dem Entwurf der BBodSchV entfernt. Stattdessen wird als Verfahrensempfehlung die Anfertigung des Bodensättigungsextraktes (BoSE) vorgegeben (BIELERT et al., 1999). Dabei wird der Boden manuell mit Wasser durchgearbeitet und die so hergestellte künstliche Porenlösung anschließend untersucht. Das Verfahren wird aus mehreren Gründen kritisiert. Die manuelle Herstellung des Sättigungszustandes und der Mischvorgang sind vom Bearbeiter abhängig und damit nur eingeschränkt reproduzierbar. Da es sich um ein neues Verfahren handelt, liegen außerdem bei den kommerziellen Labors noch keine ausreichenden Erfahrungen vor. Die intensive Vermischung von wässriger Phase und Boden wird wie bei DEV S 4 als unzulässig ungünstige Versuchsbedingung angesehen. Selbst nicht verunreinigte Böden und andere anerkanntermaßen unbedenkliche Materialien können bei Anwendung dieses Verfahrens eine Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV ergeben. Die letzte Kritik ist allerdings nicht gerechtfertigt, da sie den rechtlichen Status der Prüfwerte falsch bewertet. Bislang ist allerdings auch nicht belegt, dass der BoSE gegenüber anderen Verfahren bezüglich der Prognose von Sickerwasserkonzentrationen systematisch überlegen ist (NIEDERSÄCHSISCHER ARBEITSKREIS SICKERWASSERPROGNOSE, 2001).

Bodensättigungsextrakte werden an ausgewählten Proben durchgeführt, die besonders ungünstige Verhältnisse erwarten lassen. Die Bewertung hinsichtlich einer Grundwassergefährdung bezieht sich dagegen auf die gesamte Bodenmasse der verunreinigten Fläche unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse. Geringe Prüfwertüberschreitungen werden daher regelmäßig in der sachkundigen fachlichen Bewertung dazu führen, dass keine weitergehenden Maßnahmen veranlasst werden. Experimentelle Mängel und Fragwürdigkeiten sollten daher nicht überbewertet werden. In Tab. 7.4.1 sind als Beispiel die Ergebnisse von Feststoffanalysen (Königswasseraufschluss) und Bodensättigungsextrakten von zwei Bodenproben aufgeführt, von denen die erste eine geringe, die zweite eine bedenkliche Schadstofffreisetzung anzeigt.

		Feststoff (Königswasser- aufschluss) [mg/kg]	Bodensätti- gungsextrakt (BSE) [µg/l]
Auffüllung mit Buntmetall- schlacke	As	9	< 5
	Pb	950	< 1,1
	Cd	6,5	0,9
	Cr	58	20
	Cu	854	<b>161</b>
	Ni	79	< 50
	Zn	3110	456
Auffüllung mit Holzschutzmittel	As	515	<b>1030</b>
	Pb	183	2,2
	Cd	0,9	0,4
	Cr	10	<b>50</b>
	Cu	77	<b>230</b>
	Ni	10	<b>148</b>
	Zn	146	464

**fett:** Prüfwertüberschreitungen nach BBodSchV (1999)

Tab. 7.4.1: Vergleich eines (kurzfristig) unbedenklichen Materials (Buntmetallschlacke, Wasserbaustein) mit einem hoch kontaminierten Boden (Holzschutzmittel auf Arsenatbasis) mit dem Verfahren des Bodensättigungsextraktes

Das langfristige Verhalten von verunreinigtem Material in der Umwelt kann durch dieses Verfahren nicht prognostiziert werden. Die oben aufgeführte Buntmetallschlacke kann durch langfristige Auslaugung mit einem sauren Medium („saurer Regen“) nach Aufbrauch ihres Pufferungsvermögens zur Abgabe toxischer Schwermetalle gebracht werden. Derartige Effekte können im pH-stat-Versuch experimentell bestimmt werden. Gegenwärtig zeichnet sich eine Tendenz ab, dass Stofffreisetzungen in einem Zeitmaßstab von einigen hundert Jahren als nicht bewertungsrelevant angesehen werden (z. B. LARM et al., 1999). Hierzu sind politische Grundsatzentscheidungen im Rahmen der Novellierung der BBodSchV zu erwarten.

Problematischer stellen sich die Verhältnisse bei organischen Schadstoffen dar. Bei diesen kommt es zum Teil bei normalen Durchsickerungsgeschwindigkeiten nicht zur Gleichgewichtseinstellung. Für flüchtige Komponenten sind experimentelle Arbeiten schwierig, da bei allen Arbeitsschritten Verluste praktisch unvermeidlich sind. Für die Abschätzung der Quellstärke werden zur Zeit zwei Verfahren vorgeschlagen:

1. Abschätzung der Gleichgewichtskonzentration („worst case“). Geht man pessimistisch von einer Gleichgewichtseinstellung zwischen organischer Phase und Sickerwasser aus, so lassen sich die Lösungsgehalte aus den Wasserlöslichkeiten der Komponenten der organischen Phase und ihrem Anteil nach dem Raoult'schen Gesetz bestimmen (z. B. PYKA, 1994):

$$C_{\text{Gleichgewicht}} = x * S_w \quad (7.4.1a)$$

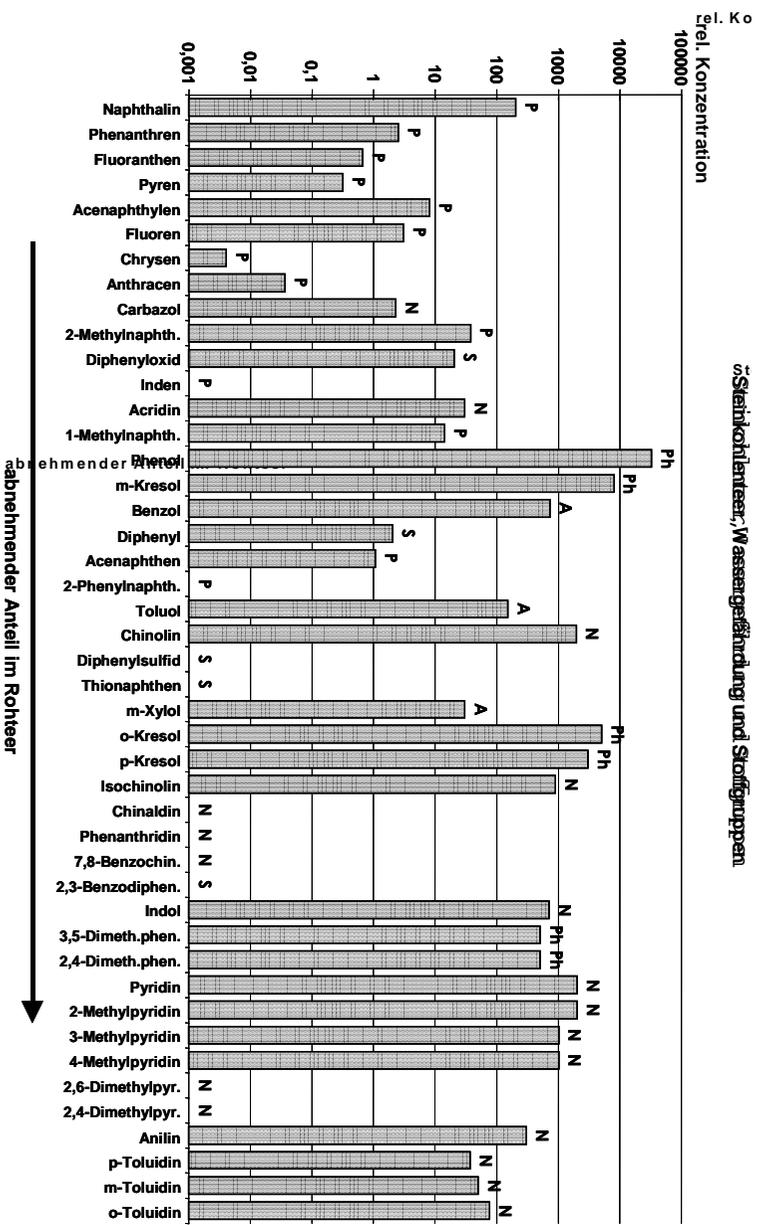
mit dem Molenbruch  $x$  und der Löslichkeit der Reinsubstanz  $S_w$ . Der Molenbruch  $x$  ist der molar berechnete Anteil der Substanz am Stoffgemisch (Phase). Da für viele technische Stoffgemische die genaue Zusammensetzung und das mittlere Moleku-

largewicht nicht bekannt oder nur ungenau zu bestimmen sind, es sich aber oft um Destillationsprodukte mit mäßiger Variation der Molekülgrößen der Einzelsubstanzen handelt, darf man für viele praktische Anwendungen den Molenbruch durch den Gewichtsanteil ersetzen:

$$C_{\text{Gleichgewicht}} = \text{Gew}\% * S_w \quad (7.4.1b)$$

Diese Schätzung zeigt bereits, dass die Annahme einer Gleichgewichtskonzentration auf der Grundlage der Wasserlöslichkeit einer Einzelsubstanz unzulässig konservativ ("worst case") ist. Für Vergaserkraftstoff mit einem Benzolgehalt von 2 % ergibt sich bezüglich des Benzols statt der Löslichkeit des reinen Benzols von ca. 1800 mg/l „nur“ ein Erwartungswert von 36 mg/l im Sickerwasser. Im Kontakt mit komplexen Gemischen aus Einzelsubstanzen sehr unterschiedlicher Wasserlöslichkeiten bilden sich Sickerwässer, die gegenüber der organischen Phase stark an den höher löslichen Komponenten angereichert sind. Ein Beispiel hierfür sind der Steinkohlenteer und seine Produkte. Bei einer Lösung des Teers im Wasser werden die in geringen Anteilen enthaltenen gut wasserlöslichen Phenole und heterocyclischen Verbindungen gegenüber den polycyclischen Aromaten, die den Hauptanteil bilden, um mehrere Zehnerpotenzen angereichert (Abb. 7.4.1; vgl. ZAMFIRESCU & GRATHWOHL, 2001). Die mögliche Wirkung mancher Teerinhaltstoffe, z. B. Phenol, als Lösungsvermittler kann praktisch vernachlässigt werden (PYKA, 1994). Immer wieder in der Diskussion auftretende Hinweise in diese Richtung (z. B. STUPP & PÜTTMANN, 2001) sind unbegründet. Dies gilt entsprechend bei der Lösung von Vergaserkraftstoffen mit hoch wasserlöslichen oxygenierten Komponenten (RECKHORN et al., 2001).

Für Grundwasserverunreinigungen, die von frischem Steinkohlenteer verursacht werden, ist also von einem erheblichen Anteil an üblicherweise nicht untersuchten (Abschn. 7.1) Verbindungen auszugehen, die zum Teil toxikologisch ebenso bedenklich sind wie die PAK. Wegen der Disproportionierung durch den Lösungsvorgang kommt es aber im Laufe der Zeit zu einer Verarmung der organischen Phase an den leicht löslichen Komponenten, so dass ihr Anteil an der Lösung abnimmt (Abb. 7.4.2). Es zeigt sich in dieser Darstellung, dass nur für die besonders wasserlöslichen Phenole in einem Zeitraum von Jahrzehnten ein wesentliches Abklingen der Wasserbelastung zu erwarten ist. Angaben der Literatur, dass auch für die höher löslichen PAK, insbesondere Naphthalin, in diesem Zeitmaßstab rückläufige Konzentrationen zu erwarten seien (STUPP & PÜTTMANN, 2001), sind vor diesem Hintergrund kritisch zu sehen. Sie beziehen sich ausschließlich auf Verunreinigungen in der gesättigten Zone. Außerdem sind andere Phänomene, insbesondere der Ausgasung und des biologischen Abbaus, relevant.



A: einkernige Aromaten (BTEX)

N: Stickstoffheterocyclen

P: PAK

Ph: Phenole

S: Schwefel- und Sauerstoffheterocyclen

Abb. 7.4.1: Relatives Grundwassergefährdungspotenzial von Einzelsubstanzen im Hochtemperatursteinkohlenteer, abgeschätzt nach Gl. 7.4.1b (Zusammensetzung des Teers nach FRANCK & COLLIN, 1968; Wasserlöslichkeiten nach unterschiedlichen Quellen)

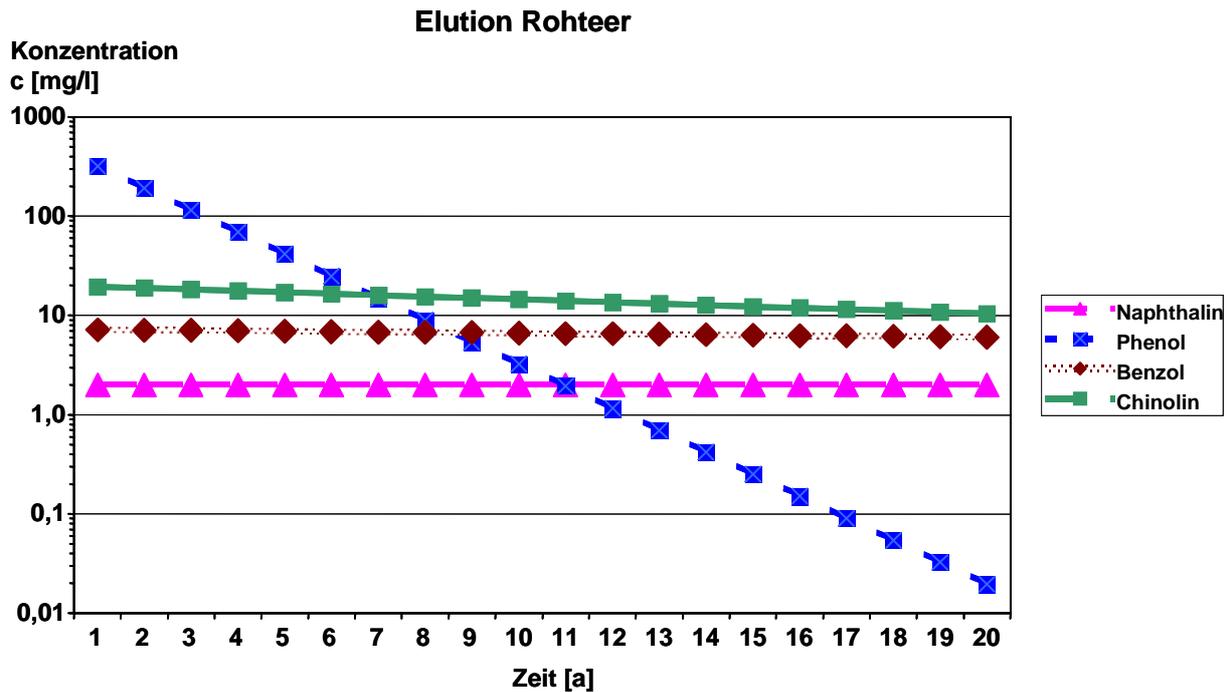


Abb. 7.4.2: Zeitliche Entwicklung der Zusammensetzung einer Wasserverunreinigung durch Hochtemperatursteinkohlenteer, Quelle oberhalb des Grundwasserspiegels mit Sickerrate 250 mm/a; abgeschätzt als Gleichgewichtslösung nach Gl. 7.4.1b

In der Praxis erweist es sich, dass für viele organische Phasen, wie z. B. Teeröle, die Gleichgewichtsannahme in mäßig kontaminierten Böden die tatsächlichen Konzentrationen im Sickerwasser deutlich überschätzt. Der Übergang von der organischen in die wässrige Phase wird durch eingeschränkte Zugänglichkeit organischer Restsättigungen in Feinporen und diffusionsbedingte Phasenübergänge begrenzt. Für diese Mechanismen ist keine einfache Abschätzung durch Überschlagsrechnung möglich. Daher werden in der BBodSchV Säulenversuche (vgl. WEISS, 1998) als Verfahren der empirischen Bestimmung der Mobilisierbarkeit der Stoffe empfohlen. Im Gegensatz zum Bodensättigungsextrakt stellt sich bei diesen kein Gleichgewicht ein, sondern ein naturähnliches Fließgleichgewicht auf niedrigerem Niveau. Wie beim Bodensättigungsextrakt ist dieses Verfahren durch die BBodSchV neu eingeführt worden, so dass auch einschlägige Fachlabore noch über keine Erfahrung damit verfügen. Es muss bezweifelt werden, dass unter diesen Umständen reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen sind. Versuche, das Verfahren in einer Norm zu fixieren, haben zu einer heftigen Diskussion unter den Fachleuten geführt (LUA, 2000). Es wird bezweifelt, dass die im gesättigten Zustand durchgeführten Säulenversuche hinreichend naturnah die Verhältnisse im ungesättigten Boden abbilden. Bislang sind Säulenversuche daher in der Praxis noch nicht eingeführt. Angesichts der erheblichen Kosten, die diese im Vergleich zu den konventionellen Verfahren (Untersuchung der Festphase, Elution nach DEV S 4) erzeugen, ist mit der Einführung dieses Verfahrens für die nächste Zeit auch nicht zu rechnen. Hinzu kommt, dass angesichts der erheblichen Variabilität von Bodenverhältnissen und Belastungssituation schon für kleine Untersuchungsflächen etliche Säulenversuche zur Abschätzung mittlerer Austragsraten erforderlich werden. Alternativ werden auch Versuche mit nicht wassergesättigten Säulen (Lysimeter- bzw. Perkolationsversuche) diskutiert (KLOTZ, 2004). Hier ist jedoch die Standardisierung noch problematischer als bei Säulenversuchen im gesättigten Zustand.

Andererseits haben sie den Vorteil, den natürlichen Verhältnissen näher zu kommen und auch einen Teil der Transportprozesse mit zu erfassen.

Die Betrachtung der **Transportprozesse** in der ungesättigten und gesättigten Zone erfordert eine umfassende Analyse der beteiligten Teilprozesse, die in einem mehr oder weniger komplexen Modell zusammengefasst werden. Das erste Element des Modells ist das Strömungsmodell. Während Strömungsmodelle für die gesättigte Zone mit konstanter Durchlässigkeit und homogener Durchströmung (Abschn. 8.3) relativ einfach zu handhaben sind, sind in der ungesättigten Zone vielfache Probleme durch Phänomene der Zweiphasenströmung (Wasser / Bodenluft) oder Mehrphasenströmung (Wasser / Bodenluft / organische Flüssigkeiten), bevorzugte Wegsamkeiten durch oberflächennahe Erscheinungen (Trockenrisse, Wurzelbahnen etc.) und weitere zu erwarten.

Der Transport von Stoffen erfolgt nur im Ausnahmefall ungehindert gemeinsam mit dem Wasser. Im Regelfall werden Stoffe durch verschiedene chemische, physikalische und ggf. mikrobiologische Prozesse gegenüber dem Wasser zurückgehalten, umgesetzt oder abgebaut. Der wichtigste physikalische Prozess ist die **Adsorption** an Bodenbestandteilen. Gängige Modelle zum Stofftransport und zur Sickerwasserprognose verwenden ein Retardationskonzept (Kd-Konzept), bei dem die Stoffe gegenüber dem Sickerwasser durch reversible Sorption zwar zurückgehalten werden, letztlich aber, soweit keine Abbauprozesse beteiligt sind, mit der vollen Ausgangskonzentration der Quelle am Ort der Beurteilung (Grundwasserspiegel) eintreffen. Dieses Konzept ist für viele organische Spurenstoffe mit Sorption an der organischen Bodensubstanz anwendbar, nicht jedoch für viele anorganische (Schad-) Stoffe, die komplexeren Sorptionsgesetzen folgen, die auch ohne Abbau und Verdünnung zu einer deutlichen Reduktion der maximalen Konzentrationen führen können (ISENBECK et al., 1985; BETHKE & BRADY, 2000). Für gering wasserlösliche organische Substanzen (z. B. PAK) ist wegen der Nichtlinearität der Sorptionsisothermen und kinetischen Effekten das Kd-Konzept ebenfalls nicht anwendbar (GRATHWOHL, 1999). Abschätzungen mittels des Retardationskonzeptes sind für derartige Stoffe, insbesondere Schwermetalle, bezüglich der maximalen Konzentrationen im Einzelfall stark konservativ und können damit ein irreführendes Bild der Gefährdungslage geben. Sorptionsisothermen können empirisch durch Schüttelversuche ("batch test") oder Säulenversuche ermittelt werden.

Noch problematischer stellt sich die Situation im Falle von mikrobiologischen **Abbau-** und Umbaureaktionen dar, wie sie auf viele organische Bestandteile des Sickerwassers einwirken. Eine sehr konservative Abschätzung wird diese Reaktionen völlig vernachlässigen. Eine modellmäßige Erfassung der Einzelprozesse oder eine experimentelle Simulation ist im Regelfall nicht Erfolg versprechend, da die Verhältnisse in Böden mit lokal wechselnden Verhältnissen der Belüftung, des Wassergehalts und der sonstigen Stoffverteilung auch bezüglich der mikrobiologischen Verhältnisse sehr heterogen sind. Es werden daher im allgemeinen nur makroskopische Abschätzungen für das Gesamtverhalten des Systems in Form von Abbaukonstanten bzw. Halbwertszeiten oder Halbwertslängen (Transportweiten) von Stoffen auf der Grundlage von Geländebefunden durchgeführt. Die Extrapolation derartiger Werte ist zu unsicher, als dass sie zur Grundlage belastbarer Aussagen gemacht werden könnte.

Einen Sonderfall unserer Betrachtung stellt der Transport leicht flüchtiger Verbindungen, insbesondere Lösemittel, in der ungesättigten Zone dar. Für diese ist neben dem

Transport mit dem Wasser ein wesentlicher diffusiver Transport durch die Gasphase (Bodenluft) anzusetzen (GRATHWOHL, 2000).

Insgesamt zeigt es sich damit, dass Prognosen zur Stoffausbreitung, insbesondere in der ungesättigten Zone, derartig komplex sind, dass sie in der Regel nur mit adäquaten rechnerischen Modellen auf der Grundlage umfassender Messdaten getroffen werden können. Der damit zu fordernde Aufwand für die Datenerfassung und -interpretation beträgt damit ein Vielfaches dessen, was als gegenwärtige Praxis gelten kann (ZEISBERGER & SCHMID, 2001).

Es ist daher auf eine letzte technische Möglichkeit einzugehen, die ausdrücklich in der BBodSchV vorgesehen ist, die **Rückrechnung** der Sickerwasserkonzentrationen aus Messungen im Grundwasser. Dieses Verfahren ist aus fachtechnischer wie rechtssystematischer Sicht nur in Ausnahmefällen zu begründen (MÜLLER, 2001). Die Prüfwerte der BBodSchV für das Sickerwasser aus verunreinigtem oder belastetem Boden entsprechen den Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser nach LAWA (1994) in der überarbeiteten Fassung von 1998 (RÖDER et al., 1999). Bei einer Unterschreitung des Prüfwertes im Sickerwasser (keine weiteren Maßnahmen nach Bodenrecht) kann damit das gesamte lokale Grundwasser ohne Verdünnung aus dem Sickerwasser der betrachteten Fläche gebildet werden (Fläche im Bereich einer Wasserscheide), ohne dass dieses die Geringfügigkeitsschwelle (Vorsorgeprinzip nach Wasserrecht) überschreiten könnte. Liegen nun Untersuchungen des Grundwassers aus dem Ober- und Unterstrom einer Fläche mit möglichen Stoffeinträgen vor, so ist eine Rückrechnung auf die Sickerwasserkonzentration beim Übergang in die gesättigte Zone (Ort der rechtlichen Bewertung im Sinne des Bodenrechts) nach einem einfachen Mischungsansatz möglich (Abb. 7.4.3):

$$c_{Sw} = \frac{c_1 * (Q_0 + Q_{Sw}) - Q_0 * c_0}{Q_{Sw}} \quad (7.4.2)$$

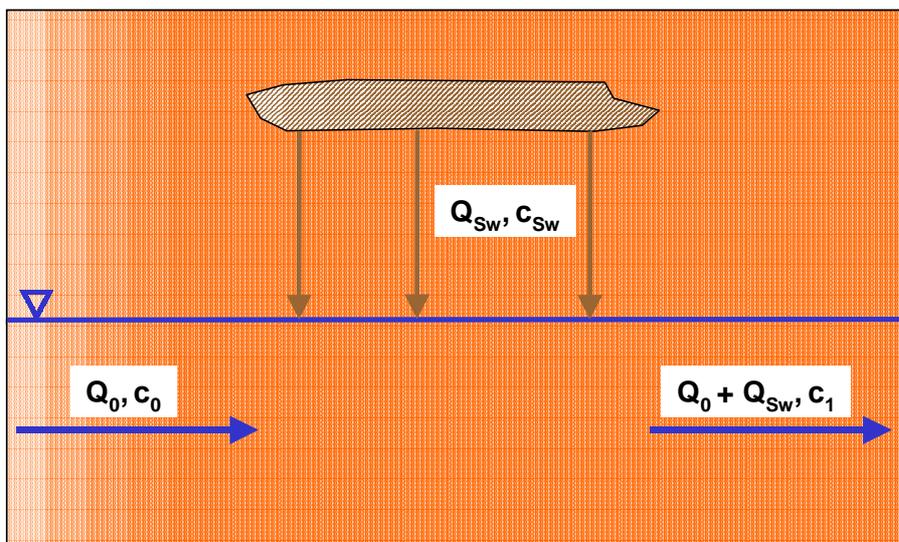


Abb. 7.4.3: Definitionsskizze zur Rückrechnung der Sickerwasserkonzentration aus Stoffkonzentrationen im Grundwasser nach Gln. 7.4.2

Es sind nun folgende Fälle zu unterscheiden:

**Fall 1:** Die Sickerwasserkonzentration am Übergang zum Grundwasser ist zeitlich konstant (quasistationäres Fließgleichgewicht) oder hat ihr Maximum überschritten und die Belastung des Grundwassers liegt unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle. Eine Rückrechnung auf die aktuelle Sickerwasserkonzentration (Prognose) ist überflüssig. Es besteht weder nach Boden- noch nach Wasserrecht Untersuchungsbedarf.

**Fall 2:** Die Sickerwasserkonzentration am Übergang zum Grundwasser ist zeitlich konstant (quasistationäres Fließgleichgewicht) oder hat ihr Maximum überschritten und die Belastung des Grundwassers liegt oberhalb der Geringfügigkeitsschwelle. Eine Rückrechnung auf die aktuelle Sickerwasserkonzentration (Prognose) ist überflüssig. Es besteht die Notwendigkeit einer Gefahrenbeurteilung nach Wasserrecht. Eine Prognose für die weitere Entwicklung des Sickerwassers kann sinnvoll sein, wenn eine vorübergehende Belastung des Grundwassers hingenommen werden kann.

**Fall 3:** Die Sickerwasserkonzentration am Übergang zum Grundwasser ist zeitlich nicht konstant und hat ihr Maximum noch nicht erreicht, z. B. bei Stoffen mit starker Sorption. In diesem Fall kann eine Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration als Eingangsdatum für Aufbau und Eichung eines rechnerischen Sickerwassermodells sinnvoll sein. In Anbetracht der üblicherweise großen Unsicherheiten hinsichtlich der lokalen Wasserbilanz ( $Q_0$  und  $Q_{sw}$ ) ist jedoch im Regelfall der direkten Untersuchung geeigneter Proben der Vorzug zu geben.

Bei dieser Argumentation wird jeweils vorausgesetzt, dass die Probenahme an geeigneten und ggf. an einer ausreichenden Anzahl von Grundwassermessstellen durchgeführt wurde. Hierbei ist insbesondere die Länge der Filterstrecke und damit die Verdünnung bei der Probenahme zu berücksichtigen.

## 8. Mathematische Verfahren zur Dateninterpretation

„Lustig ist übrigens, daß es in den Medien, wenn von neuen Erfindungen berichtet wird, immer heißt, daß diese mit Hilfe *modernster* Computertechnik gemacht wurden. Sind da wirklich immer nur die allerneuesten Geräte im Spiel? Ich fände es erfrischend, wenn einmal verlautbart würde, daß eine neue Entwicklung mit einem fünf Jahre alten Computer bewerkstelligt worden sei.“ (GOLDT, 1993)

### 8.1 Verfahren der klassischen Statistik (A)

“Already the simple study of distributions in graphics will often give more important geochemical insights than very advanced statistical methods.” (REIMANN & FILZMOSER, 2000)

„Die zahlreich verfügbaren Programmpakete verführen leicht zu einem unkritischen Gebrauch und zu Fehlinterpretationen der statistischen Verfahren.“ (HÖTZL & WITTHÜSER, 1999)

Generell werden mathematische Verfahren in der hydrogeologischen Praxis nur im sehr begrenzten Maße eingesetzt. Erfahrungsgemäß ist dies nicht unbedingt ein Nachteil. Die meisten Hydrogeologen sind zuerst Geologen und stehen als solche der Mathematik tendenziell fern. Eine sachgerechte Anwendung rechnerischer Verfahren ist bei dieser Ausgangslage nicht zu erwarten. In der Zusammenarbeit mit Kollegen benachbarter Fächer (Bauingenieure, Chemiker etc.) zeigt es sich, dass die formal bessere Ausbildung in den mathematischen Grundlagen auch bei diesen oft wenig bleibende Spuren hinterlässt.

Die qualifizierte Anwendung mathematischer Verfahren erfordert die Kenntnis ihrer Voraussetzungen und Grenzen. Viele Methoden werden aber nach stark vereinfachenden „Kochbüchern“ oder ohne jeden theoretischen Hintergrund mit Hilfe kommerziell verfügbarer Software eingesetzt. Die Ergebnisse werden dann gerne akzeptiert, wenn sie eine vorgefasste Meinung stützen (und inhaltlich meist trivial sind). Im Einzelfall ist die Verwendung mathematischer Verfahren auch als reine Vernebelung zu sehen, die das mangelnde Systemverständnis übertüncht. Ich werde daher im Folgenden nur wenige Verfahren exemplarisch ansprechen und mich hauptsächlich mit strategischen Fragen des Einsatzes statistischer Verfahren auseinandersetzen. Umfassende Darstellungen statistischer Methoden finden sich in den zahlreichen Lehrbüchern dieses Faches (z. B. SACHS, 1984), aber auch in speziell für die Umwelt- und Geowissenschaften ausgelegten Darstellungen (z. B. DAVIS, 1986; GILBERT, 1987).

Der Mensch nimmt seine Umwelt intuitiv als System linear ablaufender Prozesse wahr, die kausal nur durch einzelne oder wenige Faktoren bedingt sind, und handelt entsprechend. Sobald nicht lineare oder anderweitig komplexe Gesetzmäßigkeiten ins Spiel kommen, verlieren wir leicht den Überblick und begehen Fehleinschätzungen. Bei der Auswertung von Daten sind daher gerade für den gelegentlich hierzu gezwungenen Fachmann alle Verfahren, die nicht linear arbeiten oder mehrere Einflussfaktoren berücksichtigen, fehlerträchtig. Es ist daher durchaus sinnvoll, dass Praktiker sich auf diese einfachsten Verfahren beschränken, namentlich:

- Mittelwertbildung;
- lineare Regression (Ausgleichsgeraden) und Korrelation.

Diese Verfahren haben als Konventionsverfahren weite Verbreitung gefunden. Bei Konventionsverfahren ist es im Grundsatz zulässig, die ursprünglich definierten Voraussetzungen und Randbedingungen zu ignorieren, und im Sinne der Vergleichbarkeit verschiedener Untersuchungsobjekte diese Verfahren ohne Methodendiskussion

oder fallspezifische Modifikation anzuwenden. Trotzdem sollte man für eine qualifizierte Bewertung der Ergebnisse die Grundvoraussetzungen der Verfahren kennen.

Die Bildung des **arithmetischen Mittelwertes** nach der Gleichung

$$\bar{x} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n x_i \quad (8.1.1)$$

setzt voraus, dass eine hinreichend große Anzahl von  $n$  Messwerten  $x_i$  zufällig aus einer sogenannten Grundgesamtheit, d. h. einem homogenen Untersuchungsobjekt, entnommen wird. Damit der arithmetische Mittelwert eine sinnvolle Größe zur Beschreibung der Grundgesamtheit darstellt, muss die Variable der Normalverteilung (Abb. 8.1.1) folgen. Bei den meisten hydrogeologischen Untersuchungen ist keine dieser Voraussetzungen erfüllt.

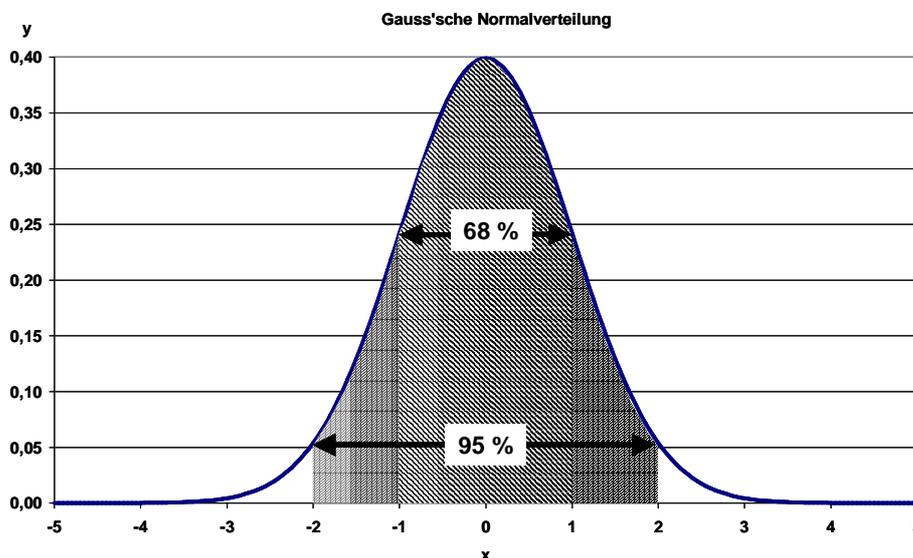


Abb. 8.1.1: Gauss'sche Normalverteilung in standardisierter Form mit dem Mittelwert 0 und der Standardabweichung 1

Die Entnahme von Proben zur Untersuchung folgt nur in Ausnahmefällen einem Zufallskonzept. Es ist vielmehr gängige (und aus wirtschaftlichen Gründen gute) Praxis, Proben gezielt nach dem jeweiligen Untersuchungsziel auszuwählen. Bohransatzpunkte werden nicht zufällig über das Untersuchungsgebiet gestreut. Sie orientieren sich an geologischen Vorinformationen (Karten, Archivunterlagen, Ergebnissen geophysikalischer Untersuchungen, vgl. Abschn. 3) oder sind durch externe Zwangspunkte (Eigentumsverhältnisse, Bebauung, Verkehrswege) eingeschränkt. Bei Untersuchungen im Zusammenhang mit möglichen Bodenverunreinigungen ist verschiedentlich auf Grund geometrischer und stochastischer Betrachtungen gezeigt worden, dass die Suche nach kleinen, hoch kontaminierten Schadensschwerpunkten ("hot spots") mit Hilfe von Zufallsrastern aussichtslos bzw. unbezahlbar ist (z. B. GILBERT, 1987; FRÄNZLE et al., 1995). Die Probenahmepunkte werden daher nach Vorinformationen (organoleptische Befunde, Kenntnisse zur Flächennutzung, Grundwasserströmungsrichtung) ausgewählt. Organoleptisch als eindeutig hoch kontaminiert er-

kennbare Proben, z. B. mit aufschwimmender Ölphase, werden oft chemisch nicht untersucht. Ebenso unterrepräsentiert sind oft die unbelasteten Bereiche („gewachsener Boden“). Eine Mittelwertbildung über das gesamte Untersuchungsgebiet auf der Grundlage der analytischen Ergebnisse ist unter derartigen Umständen mathematisch wie praktisch sinnlos.

Bei vielen Untersuchungen ist es fraglich, ob die Proben einer einheitlichen Grundgesamtheit entstammen. Hierbei ist jedoch der Betrachtungsmaßstab, insbesondere beim Vergleich verschiedener Stichproben bzw. Standorte, zu beachten. Bei dem oben angeführten Beispiel einer Untersuchung im Bereich eines verunreinigten Geländes kann es durchaus sinnvoll sein, Teilbereiche als homogen zu betrachten und einzeln statistisch zu behandeln, z. B. für eine grobe Abschätzung der Schadstoffmasse.

Für viele hydrogeologisch bedeutsame Parameter kann eine Normalverteilung nicht angenommen werden. Durchlässigkeitsbeiwerte und die Konzentrationen vieler Spurenbestandteile im Boden und Grundwasser weisen ausgeprägt linksschiefe Verteilungen auf. Diese werden häufig in erster Näherung durch Logarithmierung in eine annähernde Normalverteilung transformiert. Ob eine Normalverteilung gegeben ist, kann visuell oder mit Hilfe statistischer Testverfahren überprüft werden. Dazu werden Histogramme der Messwerthäufigkeiten in einer angemessenen Zahl von Klassen gleicher Klassenbreite erstellt. Die Bestimmung des Mittelwertes einer logarithmischen Normalverteilung erfolgt unmittelbar aus den Originaldaten durch Bildung des geometrischen Mittels:

$$\bar{x} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x_i} \quad (8.1.2)$$

Zur Beschreibung einer Normalverteilung gehört außer dem Mittelwert die Standardabweichung  $s$  als Streuungsmaß:

$$s = \sqrt{\frac{n \cdot \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2}{n \cdot (n-1)}} \quad (8.1.3)$$

Rund 68% der Messwerte liegen innerhalb des durch die einfache Standardabweichung gegebenen Streuungsbereichs um den Mittelwert, 95 % innerhalb der doppelten Standardabweichung (Abb. 8.1.1). Nicht verwechselt werden darf damit die Aussagesicherheit bezüglich des Mittelwerts. Diese bestimmt sich über den Standardfehler zu

$$s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (8.1.4)$$

Diese Beziehung zeigt, dass für eine Erhöhung der Aussagesicherheit des Mittelwertes um den Faktor 2 (Halbierung des Standardfehlers) die Zahl der Messwerte  $n$  vervierfacht werden muss.

Für die Anwendung eines so einfachen Verfahrens wie der Bildung des arithmetischen bzw. geometrischen Mittelwerts sind also die Schritte gemäß Abb. 8.1.2 durchzuführen. In der Praxis wird diese Vorgehensweise nur im Ausnahmefall eingehalten. Die Entscheidung über die Bildung von Mittelwerten fällt entweder als Routinemaßnahme (Konventionlösung) oder intuitiv nach dem subjektiven Eindruck bzw. der Erfahrung des Bearbeiters.

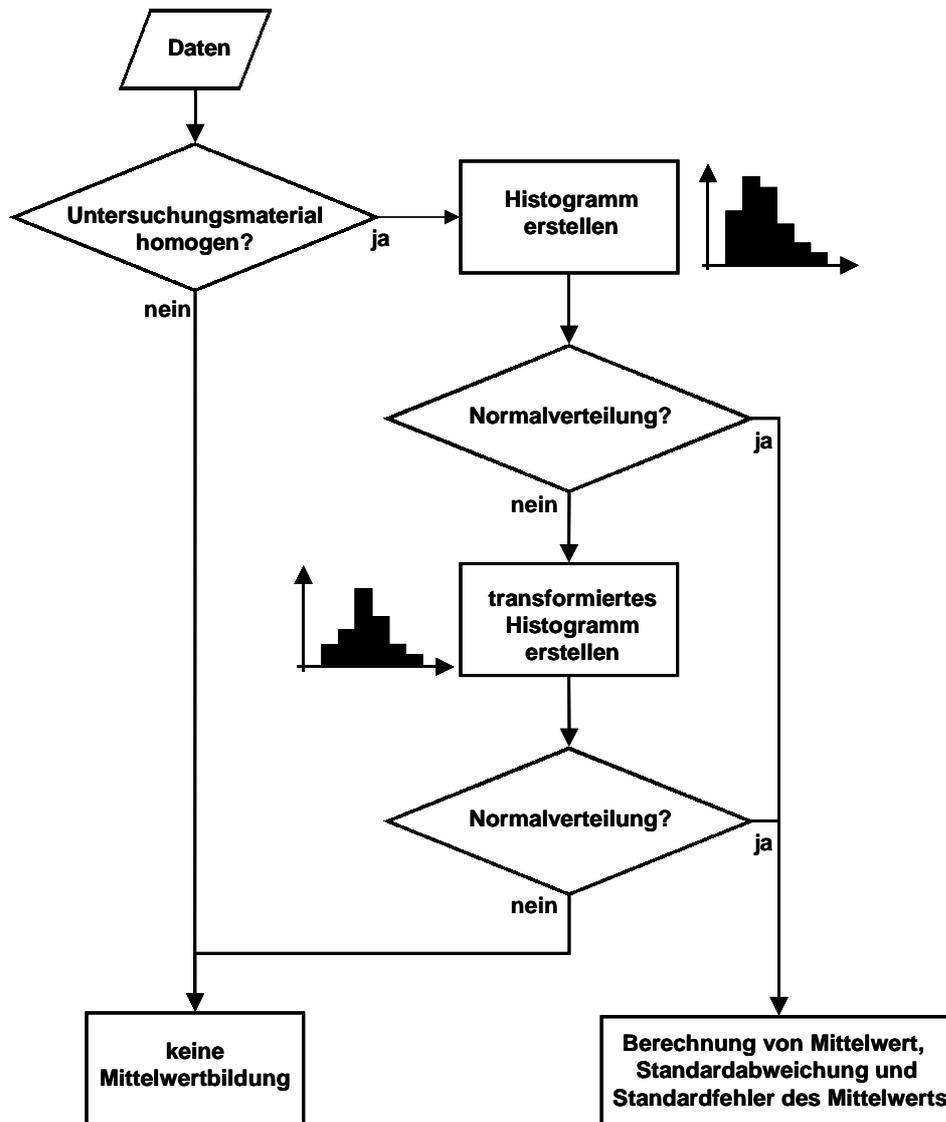


Abb. 8.1.2: Ablaufplan für die Bildung eines arithmetischen Mittels aus Ergebnissen hydrogeologischer Untersuchungen

Vor diesem Hintergrund ist die Verwendung nicht parametrischer statistischer Verfahren, die keine Vorgaben für die Verteilungsfunktion der Messwerte treffen, vorteilhaft. Bei diesen Verfahren werden die Messwerte dem Betrag nach sortiert und als statistische Maßzahlen die Durchgänge der Summenkurve bei bestimmten Anteilen (Perzentilen) verwendet. Das Verfahren entspricht damit der Auswertung von Korngrößensummenkurven aus Siebanalysen. Als Mittelwert wird der Durchgang der Summenkurve beim Anteil von 50 % verwendet. Dieser wird als Median bezeichnet. Die

Streuung wird oft durch Angabe des gesamten Wertebereichs (Maximum – Minimum) oder durch ausgewählte Perzentile beschrieben. Häufig werden Perzentile in Anlehnung an die Standardabweichung der parametrischen Verfahren auf der Grundlage der Normalverteilung angegeben (68 %, 95 %). In den USA sind "box plots" mit Darstellung des Bereichs 25 – 75 % üblich (Abb. 8.1.3). Auch diese Verfahren stellen nur eine konventionelle Beschreibung der Stichprobe dar. In wie weit die so gewonnenen Angaben auf die angenommene Grundgesamtheit, d. h. die Verhältnisse im Gelände, übertragen werden dürfen, kann nur auf der Grundlage einer Bewertung der Probenahme-strategie und damit der Frage, wie repräsentativ und zufällig die Proben gezogen wurden, entschieden werden.

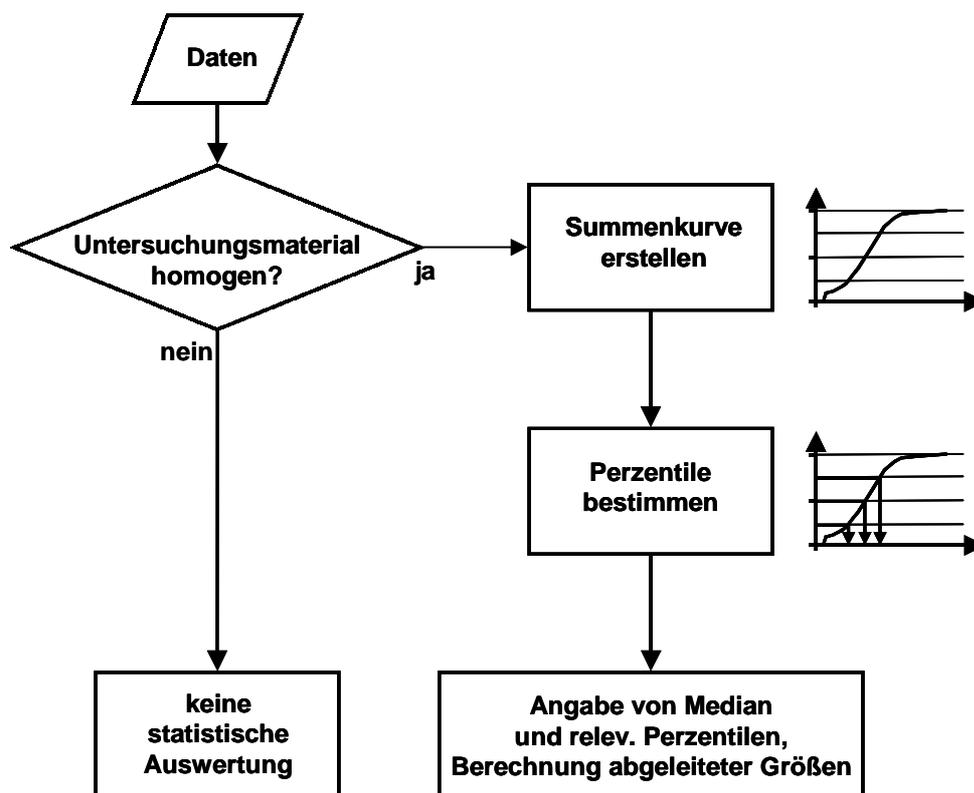


Abb. 8.1.3: Ablaufplan für die Auswertung von Ergebnissen hydrogeologischer Untersuchungen mit nicht parametrischen statistischen Verfahren

Ein weiteres weit verbreitetes Konventionsverfahren aus der beschreibenden Statistik ist die Berechnung von **linearen Regressionen (Regressionsgeraden)** bzw. Korrelationen. Bei diesem Verfahren wird das Verhalten einer „abhängigen“ Variable als lineare Funktion einer „unabhängigen“ Variable beschrieben:

$$y = f(x) = a_0 + a_1 * x \quad (8.1.5)$$

Für die so beschriebene Ausgleichsgerade gilt als Kriterium die Minimierung der Abstandsquadrate nach der Beziehung:

$$\sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2 \rightarrow \min. \quad (8.1.6)$$

Die Regressionskoeffizienten  $a_0$  und  $a_1$  können unmittelbar aus den Messwertpaaren  $(x_i, y_i)$  berechnet werden (z. B. SACHS, 1984).

Voraussetzungen dieses Verfahrens sind, dass

1. die „unabhängige“ Variable  $x$  für jedes Wertepaar fehlerfrei bekannt ist;
2. die „abhängige“ Variable  $y$  normalverteilt ist.

Sind diese Voraussetzungen erfüllt, kann Gln. 8.1.5 zur Interpolation der Messdaten verwendet werden. Ein Gütemaß für die Anpassung der Ausgleichsgeraden stellt der Korrelationskoeffizient  $r$  dar. Dieser Koeffizient beschreibt die Stärke der Korrelation der beiden betrachteten Größen. Er liegt zwischen  $-1$  (negative starke Korrelation) und  $+1$  (positive starke Korrelation). Ein Wert in der Nähe von  $0$  zeigt an, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen den betrachteten Größen besteht. Das Signifikanzniveau kann in Abhängigkeit von der Zahl der Datenpaare aus Tabellen der einschlägigen Lehrbücher entnommen werden.

In vielen Fällen werden Regressionsrechnungen für geochemische Parameter, z. B. den Gehalt von Boden oder Grundwasser an Spurenelementen, durchgeführt. Dieses Verfahren ist in mehrfacher Hinsicht problematisch. Zum einen sind diese Gehalte im Regelfall nicht normalverteilt. In vielen Fällen bestehen innerhalb eines Untersuchungsgebietes mehrere Grundgesamtheiten oder es sind durch gezielte Probenahmen verfälschte Ausschnitte einer Grundgesamtheit erzeugt worden. Zum zweiten gibt es hier keine „unabhängige“ fehlerfrei bekannte Variable. Vielmehr sind regelmäßig die verglichenen Parameter mit erheblichen, nicht bekannten, aber oft in derselben Größenordnung liegenden, Unsicherheiten (analytische Unsicherheiten, natürliche Wertestreuung) behaftet. Unter diesen Umständen ergibt sich die Situation, dass die Regressionsbeziehung nach Gln. 8.1.5 nicht mehr eindeutig definiert ist, da es kein Argument gibt, für welchen Parameter die Minimierung der Abstandsquadrate durchzuführen ist (GILLBRICHT, 1974). Bei einer konventionell berechneten Regressionsgerade ist daher eine Interpolation oder Extrapolation nur hinsichtlich der bei der Berechnung der Regression angesetzten abhängigen Variablen zulässig. Eine einfache rechnerische Inversion der Gradengleichung zur Abschätzung der ursprünglich als unabhängig angenommenen Variablen ist unzulässig (Abb. 8.1.4). Hiervon ist jedoch der Korrelationskoeffizient nicht betroffen, so dass er für weitergehende Auswertungen, z. B. die nachfolgend angesprochenen multivariaten Verfahren als Ausgangsbasis herangezogen werden kann.

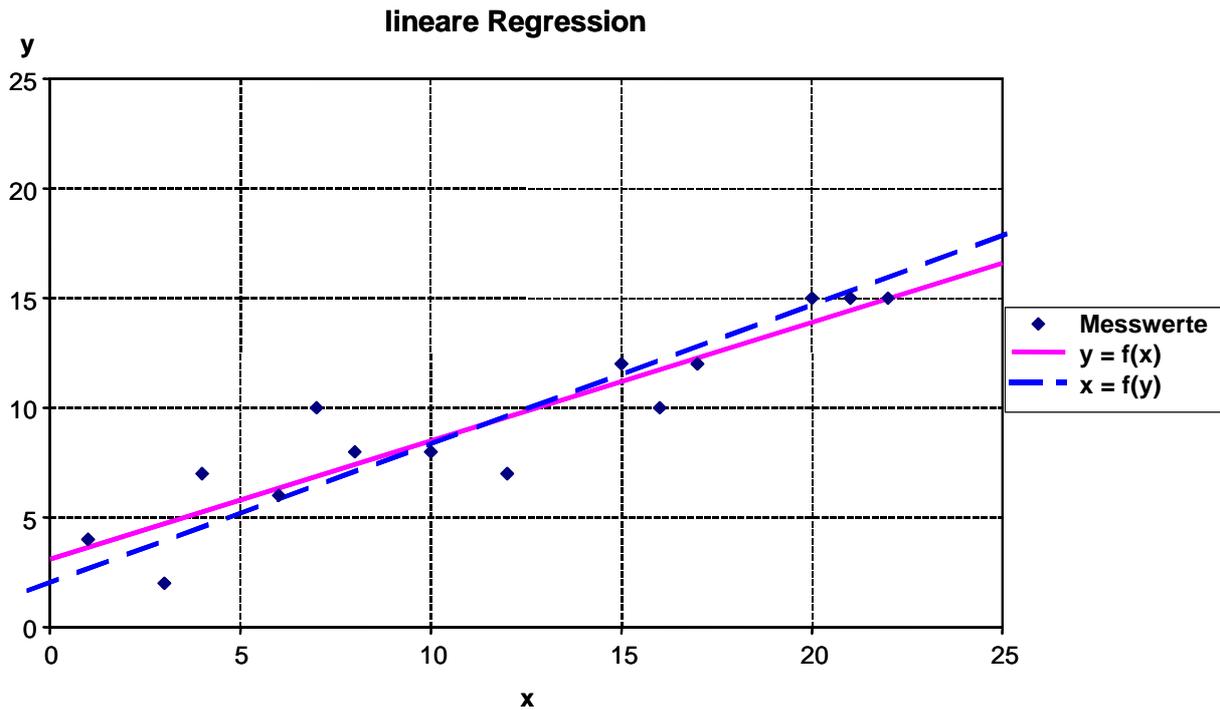


Abb. 8.1.4: Vergleich der Regressionsgeraden  $y = f(x)$  und  $x = f(y)$ ; synthetische Daten

Lineare Regressionsrechnungen sind auch die Grundlage einfacher **Zeitreihenanalysen** nach dem Verfahren der **Autokorrelation** oder **Kreuzkorrelation**. Bei diesen Verfahren wird die Zeitreihe eines Parameters mit sich selbst oder der Zeitreihe eines anderen Parameters verglichen.

$$x(t + \delta t) = f(x(t)) = a_0 + a_1 * x(t) \quad (8.1.7a)$$

bzw.

$$y(t + \delta t) = f(x(t)) = a_0 + a_1 * x(t) \quad (8.1.7b)$$

mit der Zeitverschiebung ("lag")  $\delta t$ .

In diesem Fall wird die Regressionsrechnung für unterschiedliche Zeitverschiebungen  $\delta t$  durchgeführt. Bei der Autokorrelation wird als charakteristische Größe derjenige Betrag von  $\delta t$  bestimmt, für den keine signifikante Korrelation mehr besteht (Reichweite), bei der Kreuzkorrelation derjenige Betrag, für den die beste Anpassung, d. h. der betragsmäßig höchste Korrelationskoeffizient, erreicht wird. Messwerte der Parameter  $x$  und  $y$  müssen als Zeitreihen mit gleichen und gleichmäßigen Zeitabständen vorliegen oder auf gleichmäßige Abstände interpoliert werden. Ein klassischer Anwendungsbereich von Zeitreihenanalysen in der Hydrogeologie ist die Kreuzkorrelation von Messreihen des Niederschlags und der Grundwasserstände. Die Zeitverschiebung beruht dabei physikalisch auf der Ausbreitung der Feuchtigkeitsfront in der ungesättigten Zone.

Die lineare Regression kann zu Verfahren mit mehreren unabhängigen Variablen (**multiple Regression**) erweitert werden. Dieses Verfahren bietet sich dort an, wo kau-

sale Abhängigkeiten angenommen werden. Ein Beispiel ist die Behandlung von Konzentrationsdaten, wenn ein Eintrag aus belastetem Boden in das oberflächennahe Grundwasser vorliegt. Die Konzentrationen korrelieren oft signifikant sowohl mit der Vorbelastung als auch der Grundwasserneubildung bzw. den Niederschlägen (ggf. unter Berücksichtigung einer Zeitverschiebung).

Vor allem zur Interpretation hydrochemischer Daten werden bei wissenschaftlichen Untersuchungen oft **multivariate statistische Verfahren** (z. B. HÖTZL & WITTHÜSER, 1999) herangezogen. Diese Verfahren haben die Aufgabe, aus einer großen Zahl von analytischen Einzelergebnissen nach objektiven mathematischen Gesichtspunkten Gruppen ähnlicher Objekte zu bilden, die dann weiter interpretiert werden können. Die wichtigsten Verfahren sind die Cluster- und Diskriminanzanalysen als klassifizierende Verfahren, sowie die Faktorenanalyse als Methode zur Variablenreduktion. In der hydrogeologischen Praxis wird keines dieses Verfahren regelmäßig eingesetzt, da entweder die Datenlage unzureichend ist, oder triviale oder nicht interpretierbare Ergebnisse erwartet werden.

## 8.2 Geostatistische Verfahren (B)

„Auf Wunsch übernimmt der Hersteller [der Probenahmeröhrchen] auch die geostatistische Auswertung der gewonnenen Messdaten.“ (KERN & BLUMHOFER, 1996)

"If you do not understand variograms or if you are unsure about which model to apply, use Surfer's default linear variogram with the kriging algorithm." (Golden Software, 1999)

"The mapping appears to be a most impressive and user-friendly presentation of element distribution." (PARCZEWSKI et al., 2004)

Die meisten hydrogeologischen Messgrößen zeigen in ihrer räumlichen Verteilung keine völlig zufällige Struktur, sondern in Abhängigkeit vom Betrachtungsmaßstab räumliche Korrelationen, d. h. eng benachbarte Messpunkte ergeben ähnlichere Werte als weit entfernte. Auf diesem Sachverhalt baut die Theorie der ortsabhängigen Variablen ("regionalized variables") auf, die das Verhalten räumlich verteilter Variablen statistisch beschreibt. Seit Mitte der 60er Jahre (MATHERON, 1963) hat sich dieser Ansatz zum eigenen Wissenschaftszweig der Geostatistik entwickelt. Trotzdem ist es ihr bislang nicht gelungen, in der hydrogeologischen Praxis Fuß zu fassen. Hierfür gibt es außer einer allgemeinen mathematischen Schwäche der handelnden Personen verschiedene historische Gründe. Zum einen ist trotz einer hinreichenden Zahl einschlägiger Lehrbücher (de MARSILY, 1986; AKIN & SIEMES, 1988; KITANIDIS, 1997; SCHAFMEISTER, 1999) in vielen Ausbildungsstätten der Begriff der Geostatistik immer noch völlig unbekannt oder wird wahllos auf jede Form mathematischer Datenbehandlung angewandt. Dies ist zumindest zum Teil darauf zurückzuführen, dass die Geostatistik in den letzten 30 Jahren eine sehr große Zahl von theoretischen Ansätzen und Arbeitsmethoden entwickelt hat, die den Zugang für einen gelegentlichen Nutzer erheblich erschwert. Auf der anderen Seite wird Geostatistik als triviales Tagesgeschäft qualifiziert. So behaupten KERN & BLUMHOFER (1996), eine geostatistische Auswertung könne als Nebenleistung der (gewerblichen) Gestellung von Probenahmegerät bzw. der chemischen Analytik bezogen werden. LAWA (2000b) sieht geostatistische Verfahren als notwendigen Bestandteil bei der Optimierung von Grundwassermessnetzen vor.

Nicht wenig zur Verwirrung der Praktiker hat auch über viele Jahre die weit verbreitete Interpolationssoftware Surfer (GOLDEN SOFTWARE, 1989) beigetragen. In dieser wurde das Geostatistikverfahren des Kriging als Voreinstellung verwendet, obwohl es weder ausreichend dokumentiert war, noch mathematisch in der dort verwandten Form auch nur rudimentären Ansprüchen genügte. Es erzeugte im Regelfall hübsche Kartendarstellungen (Isolinien), die manuell gezeichneten Karten ähnelten und dadurch hohe Akzeptanz erzielten. Mittlerweile ist die Voreinstellung auf einfache Linearinterpolation (Triangulation, hydrologische Dreiecke; vgl. Abschn. 4.3.3.1) zurückgesetzt worden (GOLDEN SOFTWARE, 1999). Die Krigingoption ist jetzt fachlich angemessen erweitert worden. Sie wird aber seither von den Praktikern nicht mehr verwendet.

Umfassende benutzerfreundliche Programmpakete liegen zur geostatistischen Methodik bislang nicht vor. Angesichts der Vielzahl der Ansätze und Speziallösungen ist dies für die nächste Zukunft auch nicht zu erwarten. Einen gewissen Standard stellt heute die Programmsammlung von DEUTSCH & JOURNEL (1992) dar, die jedoch über keine Benutzeroberfläche verfügt und für den praktischen Einsatz programmtechnische Anpassungen erfordert.

Wie bei den einfachen statistischen Verfahren (Abschn. 8.1), die einer geostatistischen Auswertung immer vorgeschaltet werden müssen, sind die meisten Datensätze aus hydrogeologischen Projekten nach Umfang und Struktur ungeeignet. Sollte man dennoch im Einzelfall in der Lage sein, geostatistische Verfahren sachgerecht einzusetzen, so sind hier drei Stufen zu unterscheiden:

1. **Daten- und Strukturanalyse:** Aufbauend auf den statistischen Basisarbeiten (Prüfung auf Normalverteilung, ggf. Transformation, Berechnung von Parametern der Verteilung; alternativ Anwendung nicht parametrischer Verfahren) wird die räumliche Struktur der betrachteten Variablen (Messgröße) analysiert. Hierfür wird im parametrischen Verfahren das empirische Semivariogramm der Messgröße  $z$  erstellt:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2 * N(h)} * \sum_{i=1}^{N(h)} (z(x) - z(x+h))^2 \quad (8.2.1)$$

wobei die Raumkoordinate  $x$  ggf. vektoriell alle drei Raumrichtungen einschließt. Hierbei ist  $h$  der räumliche Abstand zwischen zwei Datenpunkten  $z(x)$  und  $N(h)$  die Zahl der Datenpaare, die ungefähr den Abstand  $h$  haben, d. h. einer Distanzklasse angehören (Abb. 8.2.1). Um eine räumliche Struktur zu erkennen, ist es daher erforderlich, dass möglichst alle Distanzklassen mit statistisch aussagekräftigen Anzahlen an Datenpaaren besetzt sind. Dies gilt insbesondere auch für kleine Distanzen, d. h. in der Nähe des Ursprungs. Die Mindestzahl an Datenpunkten bei optimaler räumlicher Verteilung und im Falle eines homogenen isotropen Systems wird im Fachschrifttum üblicherweise mit ca. 30 angegeben. Damit ist für die meisten praktischen Anwendungsfälle mit geringer Anzahl der Proben, nicht homogenen Systemen und „willkürlicher“ Verteilung der Probenahmepunkte schon der Analyseschritt nicht erfolgversprechend zu vollziehen. Auch bei ausreichender Datenanzahl sollte keinesfalls darauf verzichtet werden, zur Abschätzung der statistischen Signifikanz der Ergebnisse zu jeder Distanzklasse die Anzahl der Datenpaare anzugeben. In heterogenen Systemen, die mathematisch als anisotrop beschrieben werden können, sind richtungsabhängige Semivariogramme zu erstellen.

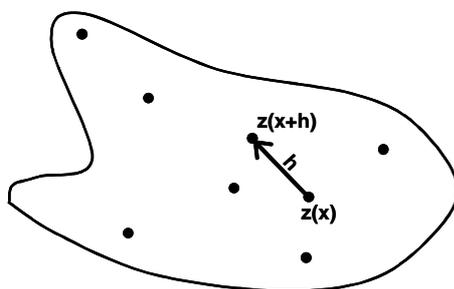


Abb. 8.2.1: Definitionsskizze zur Berechnung des empirischen Semivariogramms

Für weitergehende Untersuchungen wird dem so gewonnenen empirischen Semivariogramm eine Modellfunktion angepasst. Hierfür gibt es einige zulässige Modellfunktionen (z. B. SCHAFMEISTER, 1999). In der Literatur sind in der Vergangenheit leider auch mathematisch unzulässige Modelle eingeführt worden (z. B. ANLAUF et al., 1988). Da die meisten empirischen Semivariogramme unter Berücksichtigung der geringen Be-

setzung mancher Distanzklassen durch fast beliebige Funktionen angepasst werden können, sollte möglichst einfachen Modellen der Vorzug gegeben werden, wobei das Systemverhalten in der Nähe des Ursprungs besonders zu berücksichtigen ist.

**2. Dateninterpolation:** Auf der Grundlage der Strukturanalyse kann eine Dateninterpolation, d. h. eine flächige Darstellung der untersuchten Variablen mit dem Verfahren des Kriging erfolgen. Hierbei handelt es sich um eine gleitende Mittelwertbildung, bei der die zur Mittelbildung herangezogenen Daten mit Gewichten in Abhängigkeit von ihrer Entfernung und räumlichen Anordnung im Bezug zum geschätzten Ort versehen werden. Die Größe der Gewichte wird aus dem Modell-Semivariogramm bestimmt. Datenpunkte außerhalb der Reichweite der räumlichen Korrelation ("range") werden nicht berücksichtigt. Eine einfache Linearinterpolation (Triangulation in hydrologischen Dreiecken, Abschn. 4.3.3.1) stellt in diesem Sinne einen Grenzfall der geostatistischen Methodologie dar. Das System des Kriging liefert im Unterschied zu anderen Interpolationsverfahren als Nebenprodukt eine Schätzung des lokalen Fehlers und damit der Genauigkeit der Kartendarstellung. Dieser Umstand kann dazu benutzt werden, die Verbesserung eines Messnetzes durch Hinzufügen neuer Datenpunkte objektiv zu bewerten (z. B. BUCHER, 1992).

**3. Simulation:** Auf der Grundlage einer geostatistischen Datenanalyse können Verteilungen der Variablen frei (unkonditioniert) oder unter Berücksichtigung der gemessenen Datenpunkte (konditionierte Simulation) erstellt werden, die in ihren statistischen Eigenschaften gleichwertig sind, d. h. gleich wahrscheinliche Realisationen der Verteilung der Variablen darstellen. Simulationsverfahren haben in den letzten Jahren im Wissenschaftsbetrieb stark an Akzeptanz gewonnen, da sie gegenüber Interpolationen mit ihren Glättungseffekten realistischere Systembilder ergeben. Dies gilt insbesondere für die Simulation der Verteilung von Durchlässigkeiten, wenn anschließend ein Transportproblem modelliert werden soll (z. B. SCHAD & TEUTSCH, 1996; GILLBRICHT, 1997). Dagegen ist für rein wasserwirtschaftliche Fragestellungen der Interpolationsansatz (Kriging) meist ausreichend.

Da hydrogeologisch relevante Größen, insbesondere der Durchlässigkeitsbeiwert, oft nicht normal verteilt sind und sich auch nicht einfach in eine Normalverteilung überführen lassen, oder neben zahlenmäßigen Angaben auch qualitative Eingangsdaten (z. B. Bodenansprachen) zu berücksichtigen sind, haben sich in den letzten 15 Jahren zunehmend nicht parametrische Verfahren auch in der Geostatistik einen festen Platz erobert. Hier ist insbesondere auf den Indikatoransatz (z. B. PTAK, 1993) hinzuweisen.

### 8.3 Grundwassermodelle (B)

"When the numbers from a computer output are plotted up in three-dimensional color graphics, it's easy to lose sight of all the assumptions that went into the modeling effort." (ANDERSON, 1983)

"Results from numerical simulations are problematic to apply to real aquifer systems." (SMITH, 2004)

"In a very real sense, ground water models are the technological equivalent of myths." (CHAPELLE, 1997)

"Hands down, computer modeling has had the most devastating effect on the science of remediation. This effect has pervaded our application of all technologies sending us in the wrong direction for our designs, and resulting in billions of wasted dollars." (NYER, 1999)

Seit Ende der 60er Jahre haben sich Grundwasserströmungsmodelle zur Behandlung wasserwirtschaftlicher Fragestellungen durchgesetzt (z. B. REMSON et al., 1971; PRICKETT & LONQUIST, 1971; LÜHR & ZIPFEL, 1975; PINDER & GRAY, 1977). Nach einer frühen euphorischen Phase zeigte sich bald, dass auch in Gebieten mit einfachen geologischen Verhältnissen und günstiger Datenlage, insbesondere in Forschungsprojekten, die Fähigkeit der Modelle zur Prognose (Extrapolation) begrenzt ist (KONIKOW, 1986; KONIKOW & BREDEHOEFT, 1992). Diese Situation hat sich mit der Entwicklung zunehmend komplexer Transportmodelle seit den 80er Jahren weiter verschärft. Trotzdem hat sich, insbesondere durch die zunehmende Verfügbarkeit hoher Rechenleistungen und benutzerfreundlicher Programmoberflächen, der Einsatz von numerischen Modellen in der ingenieurtechnischen Praxis als Standard durchgesetzt. SPITZ & MORENO (1996) haben ausführlich dargestellt, dass eine kritiklose Verwendung aufwändiger numerischer Modelle in vielen Fällen weder von der Aufgabenstellung her angemessen, noch von der Datenlage her gedeckt ist. In vielen Fällen sind die erforderlichen Entscheidungen auf der Grundlage sehr viel einfacherer analytischer Lösungen mit hinreichender Aussagesicherheit zu treffen. Die leistungsfähigeren numerischen Modelle verführen nur dazu, eine große Zahl nicht durch Geländebefunde belegter Parameter durch die Kalibrierung des Modells zu ermitteln. Das Modell wird dadurch aber nicht aussagekräftiger, sondern nur bunter. Kritische Parameter müssen ohnehin durch ergänzende Untersuchungen ermittelt werden.

Für den Aufbau eines Modells ist daher nach dem Fließschema Abb. 8.3.1 vorzugehen (vgl. FH-DGG, 1999). In allen Bearbeitungsschritten ist ein wesentlicher Einfluss der Fragestellung gegeben. Eine organisatorische Abkoppelung der Modellierung von der Projektbearbeitung ist daher nicht sinnvoll. Am günstigsten ist die Situation, wenn der Projektbearbeiter die modelltechnische Umsetzung selbst vornehmen kann, da damit die Rückkopplung zwischen geologischem und rechentechnischem Modell mit der Datenerhebung optimiert wird.

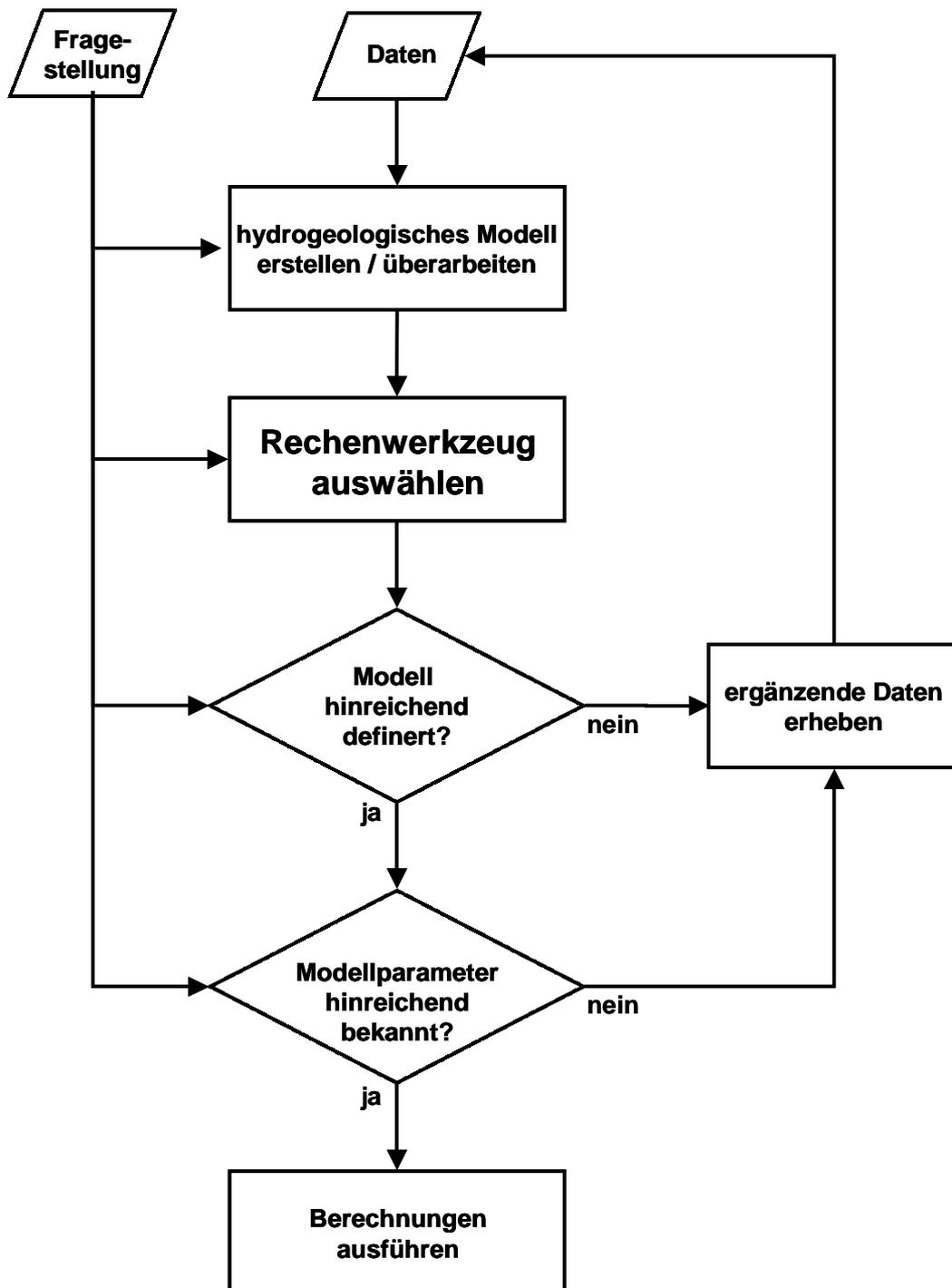


Abb. 8.3.1: Fließschema für den Aufbau eines Grundwasserströmungsmodells

In Tab. 8.3.1 sind grundlegende Typen von Strömungsmodellen zusammengestellt. Die meisten der aufgeführten Beispielprogramme können sowohl stationäre als auch instationäre Strömungsvorgänge behandeln. Bei den meisten sind mehr oder weniger leistungsfähige Transportmodelle integriert oder als Zusatzprogramme verfügbar.

Modelltyp	Beispiele	Literatur
analytisch	Aqtesolv, MRQWIN	GILLBRICHT, 1999c
analytische Elemente	TWODAN	FITTS, 1997; DIODATO, 1998
2D-FD	ASM, FLOWPATH	CHIANG et al., 1998
3D-FD	MODFLOW	HARBAUGH et al., 2000; CHIANG & KINZELBACH, 2000
3D-FE	GFR, FEFLOW	KINZELBACH et al., 1996

2D: zweidimensional  
 3D: dreidimensional  
 FD: Finite Differenzen  
 FE: Finite Elemente

Tab. 8.3.1: Typen von Grundwasserströmungsmodellen mit Beispielen

Auf Grund der meist schlechten Datenlage ist es die Regel, dass Grundwasserströmungsmodelle nur unter stationären Bedingungen (Stichtagsmessungen der Grundwasserstände) kalibriert werden. Da unter stationären Bedingungen der Durchfluss des Grundwasserleiters im allgemeinen nicht oder nur mit erheblicher Unsicherheit bekannt ist, sind die Ergebnisse derartiger Kalibrierungen immer mit Zweifeln behaftet (z. B. KINZELBACH, 1987; HILL et al., 1998; YAGER, 1998). Es ist daher zu wünschen, dass für die Kalibrierung von Grundwasserströmungsmodellen verstärkt die Ergebnisse aussagefähiger Pumpversuche herangezogen werden (RADMANN, 1999). Hinzu kommt im Fall vieler ingenieurtechnischer Anwendungen, dass die Modelle oft nur einen kleinen Ausschnitt aus natürlichen Einzugsgebieten darstellen und die Wahl der Randbedingungen willkürlich und ungünstig ist. Das modellierte Systemverhalten wird dann fast ausschließlich von den Randbedingungen beherrscht und sein Verhalten damit fehlerhaft abgebildet (z. B. SCHEUBER, 1999; REILLY, 2001). Sensitivitätsanalysen zum Einfluss der Randbedingungen sind nach meinem Eindruck bei kommerziellen Projekten nicht üblich.

Bei den meisten Modellanwendungen handelt es sich heute um Transportmodelle, so beispielsweise bei der Dimensionierung von Trinkwasserschutzgebieten oder der Planung von Grundwassersanierungen. Transportprozesse können wie Strömungsprozesse bei einfachen Rand- und Startbedingungen oder geringer Datenlage durch geschlossene analytische Lösungen oder teil-numerische Lösungen behandelt werden (JAVANDEL et al., 1984; LEGE et al., 1996; KINZELBACH et al., 1996). Für weitergehende Untersuchungen werden im Regelfall numerische Modelle verwendet. Modellprogramme, die den Transportvorgang in ein FD- oder FE-Modell integrieren, sind heute die Ausnahme. Die gängigen Programme entkoppeln Strömung und Transport. Das Strömungsfeld wird dabei mit einem der oben genannten Programme simuliert. Der Transport wird anschließend nach dem Verfahren des "particle tracking" (in den Varianten "method of characteristics" und "random walk") durch Einsetzen von Stoffteilchen in die Strömung simuliert (z. B. KINZELBACH, 1986; KONIKOW et al., 1994).

Es ist immer noch gängige Praxis, Modelle als stationäre Strömungsmodelle auf der Grundlage gemessener Wasserstände zu kalibrieren und anschließend unter Einbeziehung plausibler Transportparameter Prognosen für den Stofftransport zu erstellen. Tatsächlich sind brauchbare Transportmodellierungen nur zu erzielen, wenn schon die Modellkalibrierung Konzentrationsdaten einbezieht und zur Bestimmung der Transportparameter dient (KINZELBACH, 1987; BARLEBO et al., 1998). Es zeigt sich dabei

allerdings, dass selbst in gut erkundeten Gebieten die Zahl der Feldmessungen oft nicht ausreicht, alle benötigten Parameter zu bestimmen (BARLEBO et al., 1998).

Mit der heute verfügbaren Rechenleistung auch von marktgängigen PCs ist es möglich, die Unsicherheit bezüglich der Parameter und ihrer räumlichen Verteilung durch stochastische Simulationen in ihren Auswirkungen auf die Zielvariablen, z. B. gewinnbare Wassermenge oder maximale Schadstoffkonzentration an einem Brunnen, einzugrenzen (Abschn. 8.2; GILLBRICHT, 1997). Diese Methoden werden bisher nur in Ausnahmefällen angewandt (FREEZE, 2004).

Insgesamt wird der Wert numerischer Modelle zur Zeit zwiespältig beurteilt. Sie sind als Hilfsmittel des Systemverständnisses vor allem in der Erkundung von erheblichem Wert. Dagegen ist ihre prognostische Kraft nach wie vor eher vorsichtig zu bewerten (BREDEHOEFT, 2005). Jede wasserwirtschaftliche Maßnahme muss auch bei umfassender modelltechnischer Vorbereitung von angemessenen Programmen zur Beweissicherung begleitet werden. Es ist daher in jedem Fall abzuwägen, welchen Aufwand man in den Aufbau eines Modells und seine Pflege im Verhältnis zu den übrigen Erkundungsmaßnahmen und Messprogrammen investieren will.

## **8.4 Geografische Informationssysteme (B)**

In den letzten Jahren sind geografische Informationssysteme (GIS) zu einem Standardwerkzeug zur Verwaltung und Darstellung von Raumdaten geworden. Kommerziell verfügbare Systeme sind vielfach auf kaufmännische und militärische Anwendungsgebiete ausgelegt (z. B. ESRI, 1999). Für geowissenschaftliche Fragestellungen müssen sie daher durch Zusatzprogramme oder eigene Programmierung angepasst werden. Der wirtschaftliche Einsatz der Systeme hängt damit wesentlich von der Größe der Organisation ab, in der sie verwendet werden. Für die im hydrogeologischen Bereich überwiegend tätigen kleinen und Mikrounternehmen sind daher die meisten GIS als wenig effizient einzustufen.

## 9. Spezielle ingenieurtechnische Fragestellungen

### 9.1 Baugrubenwasserhaltungen (B)

„Bedarfspositionen dürfen nur Leistungen enthalten, die zur Ausführung der vertraglichen Leistung erforderlich werden können und deren Notwendigkeit zum Zeitpunkt der Aufstellung der Leistungsbeschreibung trotz aller örtlichen und fachlichen Kenntnisse nicht festzustellen ist (z. B. Wasserhaltung).“ (BMVBW, 2002)

Baugrubenwasserhaltungen werden in Deutschland meistens nicht rechnerisch dimensioniert, sondern nach Erfahrungswerten bemessen. Dabei ist es gängige Praxis vieler planender Baugrunder Ingenieure, die Dimensionierung den ausführenden Tiefbauunternehmen zu übertragen. Leistungen der Wasserhaltung werden dabei häufig auch bei größeren Maßnahmen pauschal ausgeschrieben („Einmal Wasserhaltung zur Trockenlegung der Baustelle, einschließlich aller Nebenleistungen, Verfahren nach Wahl des Bieters“). In den Ausschreibungsunterlagen werden neben den Anforderungen an die Absenkung (Ruhewasserspiegel und Absenkungsziel) oft nur die ungefähre Mächtigkeit des Grundwasserleiters und ein geschätzter mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert angegeben. Es kommt daher in vielen Fällen zu begründeten Nachtragsforderungen der ausführenden Unternehmen zu Lasten des Bauherrn. Diese werden dann vom Planer bzw. Bauüberwacher dem Baugrundrisiko des Bauherrn zugerechnet und damit zum nicht vermeidbaren Naturereignis. Ein allgemein niedriges Niveau des Planungswesens findet so Eingang in den Stand der Technik.

Eine korrekte planerische Dimensionierung einer Baugrubenwasserhaltung ist durch mehrere Faktoren ein schwieriges Unterfangen:

1. Es liegen oft keine hinreichenden Informationen zu den Durchlässigkeitsverhältnissen vor, da die geologische Erkundung fast ausschließlich unter bodenmechanischen Gesichtspunkten betrieben wird. Pumpversuche (Versuchsabsenkungen) sind nur in Ausnahmefällen durchzusetzen, da sie nicht branchenüblich sind (z. B. GILLBRICHT, 1999c). Angaben zu Speicherkoeffizienten bzw. entwässerbaren Porositäten, die zur Abschätzung der erforderlichen Vorlaufzeit benötigt werden, stehen praktisch nie aus der lokalen Erkundung zur Verfügung und müssen nach Erfahrungswerten (Abschn. 4.2.1) angenommen werden.

2. In der Wassergewinnung reichen mittlere Durchlässigkeiten für die Planung aus, weil nur die insgesamt aus dem System gewinnbare Wassermenge interessiert. Dagegen ist bei einer Baugrubenwasserhaltung die Erreichung des Absenkungsziels an jedem Punkt der Baugrube erforderlich. Außerdem muss das Absenkungsziel in einer für den Bauablauf vertretbaren Vorlaufzeit erreicht werden. Lokal stark wechselnde Durchlässigkeitsverhältnisse, unter Umständen in Verbindung mit vorhandenen Baukörpern, haben daher auf Gestaltung und Betrieb der Absenkungsanlage einen wesentlichen Einfluss.

3. Baugrubenwasserhaltungen werden in vielen Fällen durch zahlreiche Brunnen oder Kombinationen von Brunnen, Vakuumanlagen mit Sauglanzen und offenen Wasserhaltungen realisiert. Die Abschätzung der gesamten Fördermenge wird dann nach dem vereinfachten Verfahren der Ersatzbrunnenberechnung, bei der die gesamte Baugrube als einziger großer Brunnen angesetzt wird, vorgenommen (HERTH & ARNDTS, 1985).

4. Wasserhaltungen haben oft das Ziel, oberflächennahe Grundwasserleiter zu erheblichen Teilen oder vollständig trocken zu legen. Für die sich daraus ergebenden extremen Strömungsverhältnisse sind die gängigen Rechenwerkzeuge, insbesondere auch die numerischen Standardmodelle (Abschn. 8.3), nicht eingerichtet. Es ist daher oft geübte Praxis, die Wasserhaltung mit vereinfachten Ansätzen zu berechnen, die große versteckte Sicherheiten enthalten. Der ungespannte Grundwasserleiter wird beispielsweise als gespannter Grundwasserleiter mit konstanter wassererfüllter Mächtigkeit angesetzt. Es kommt damit regelmäßig zu einer erheblichen Überdimensionierung der Absenkungsanlagen. Die geringe prognostische Kraft der Modelle hat die Folge, dass von Seiten der Bauherrn und der ausführenden Unternehmen eine rechnerische Planung für künftige Projekte als verzichtbar angesehen wird. Mit großen Sicherheiten sind ebenfalls die empirischen Abschätzungen der Tiefbauunternehmen versehen. Für eine verbesserte Planung ist es daher erforderlich, spezielle Rechenwerkzeuge zu verwenden, die diesen besonderen Anforderungen gerecht werden (Abb. 9.1.1). Wie bei allen Modellrechnungen besteht die Kunst in der geeigneten Wahl der Randbedingungen (Abschn. 8.3; vgl. BRAUNS & GOTTHEIL, 1989).

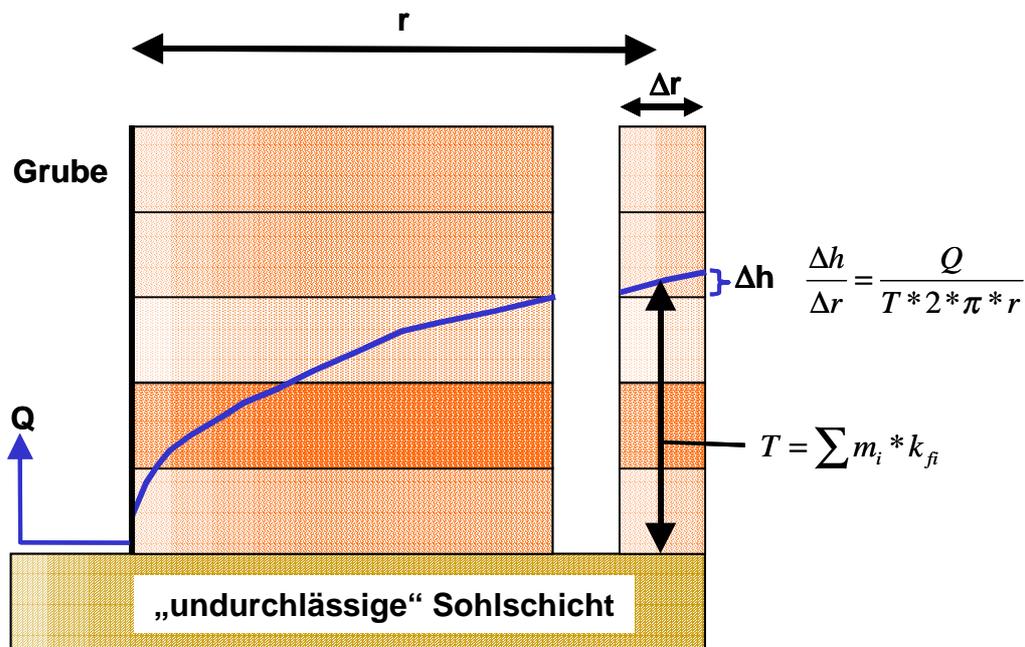


Abb. 9.1.1: Berechnung einer Baugrubenwasserhaltung in einem geschichteten Grundwasserleiter mit weitgehender Trockenlegung mit Hilfe eines radialsymmetrischen Finite-Differenzen-Schemas

## 9.2 Grundwasser und Standsicherheitsprobleme (B)

„Lassen Sie mich Ihnen zum Trost sagen, daß es zu den schönsten und anspruchsvollsten Aufgaben eines Bauingenieurs gehört, eingetretene Schäden zu sanieren.“ (ZIEGLER, 2002)

“According to statistical data, more the 90 % of the landslides [...], and about 30 – 40 % of dam instability are related to groundwater movement.” (WU, 2003)

Durch das Grundwasser können in verschiedener Hinsicht Standsicherheitsprobleme geschaffen werden, die der praktisch arbeitende Hydrogeologe kennen sollte, um rechtzeitig Spezialisten für Bodenmechanik oder Gründungen hinzuzuziehen.

Das wohl bekannteste Phänomen, und schon jedem einige Jahre im Bauwesen tätigen Ingenieur begegnet, ist der **hydraulische Grundbruch**. Trotz der Häufigkeit der Erscheinung und der hohen damit verbundenen Kosten und der Verzögerungen im Bauablauf wird die Möglichkeit des Eintritts eines hydraulischen Grundbruchs in der Planung von Baumaßnahmen oft nicht hinreichend berücksichtigt. Daher sollte, unabhängig davon, ob andere Ingenieure, insbesondere aus den Fachgebieten Tiefbau, Grundbau oder Bodenmechanik, in das Projekt eingebunden sind, der Hydrogeologe stets überschläglich die Möglichkeit eines hydraulischen Grundbruchs überprüfen und gegebenenfalls auf die Gefahr hinweisen.

Ein hydraulischer Grundbruch tritt ein, wenn bei einer Tiefbaumaßnahme eine gering durchlässige Schicht, die einen Grundwasserleiter mit gespanntem Wasserspiegel abdeckt, freigelegt oder zum Teil abgetragen wird, so dass der Wasserdruck die Schicht anheben und aufbrechen kann. Es kommt dann, meist schlagartig, an einzelnen Stellen der Baugrube zum Aufdringen von Wasser vermischt mit Material des Grundwasserleiters. Dieses Schadensbild wird in der angelsächsischen Literatur sehr anschaulich als “boil“ oder “blow“ bezeichnet (POWERS, 1992). Nicht selten werden Maschinen, die in der Grube stehen, dabei beschädigt oder völlig unbrauchbar gemacht.

Die Sicherheit gegenüber einem hydraulischen Grundbruch  $\eta$  lässt sich überschläglich aus einer statischen Betrachtung der Auftriebssicherheit nach folgender Formel abschätzen (Abb. 9.2.1):

$$\eta = \frac{\gamma' * h}{\gamma_w * (h_w - h)} \quad (9.2.1a)$$

Für die Wichte des Bodens unter Auftrieb  $\gamma'$  kann man für eine Schätzung pauschal einen Wert von 0,8 ansetzen, für die Wichte des Wasser  $\gamma_w = 1,0$ :

$$\eta = \frac{0,8 * h}{(h_w - h)} \quad (9.2.1b)$$

Die statische Sicherheit sollte bei  $\eta > 1,4$  liegen. Eine exakte Durchrechnung unter Berücksichtigung der tatsächlichen bodenmechanischen Kennwerte einschließlich der Kohäsion und der hydrodynamischen Lasten sollte nur ein Fachmann vornehmen.

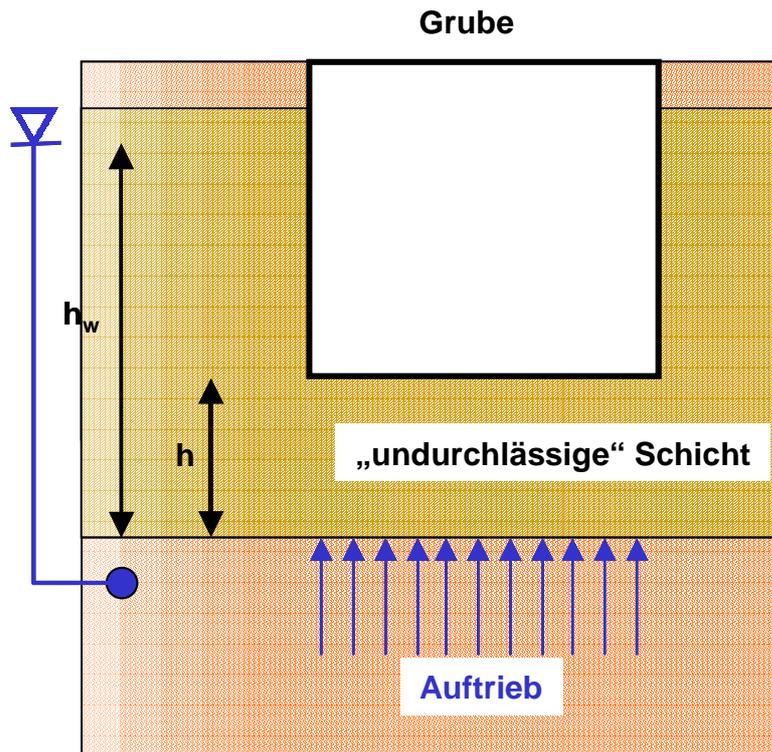


Abb. 9.2.1: Definitionsskizze zum hydraulischen Grundbruch

Einem hydraulischen Grundbruch kann durch zwei Arten von Maßnahmen vorgebeugt werden. Beim ersten Verfahren wird der Wasserdruck im Grundwasserleiter durch eine hydraulische Maßnahme abgesenkt („entspannt“). Handelt es sich um einen sehr durchlässigen oder mächtigen Grundwasserleiter, können sich hier hohe Förderraten und damit Kosten ergeben. Die zweite Möglichkeit besteht darin, die bindige Schicht im Bereich der Baugrube zu belasten. Eine relativ häufig angewandte Technik besteht darin, die Sohle des Bauwerks unter Wasser aus Spezialbeton herzustellen und erst danach - wenn die statische Sicherheit erreicht ist – die Baugrube trocken zu legen. Wenn die Gefahr des hydraulischen Grundbruchs in der Planungsphase rechtzeitig erkannt wird, ist es angesichts der erheblichen Kosten für Sonderbaumaßnahmen oder Grundwasserentspannung sinnvoll, eine Änderung der Gesamtplanung mit höher gelegter Sohlentiefe zu erwägen.

Bei größeren Grundwasserabsenkungen kann es durch Reduzierung des Auftriebs und des Porenwasserdrucks zur Erhöhung der effektiven Spannungen im Grundwasserleiter und damit zu **Setzungen** des Bodens kommen, die Gebäude schädigen können (z. B. PREENE, 2000). Absenkungen in der Größenordnung von 1 – 2 m, d. h. im Bereich natürlicher Grundwasserstandsschwankungen, stellen in kompetenten Bodenarten (Sande, Kiese, Geschiebemergel) bei normalen Bauwerken kein Problem dar. Dagegen können setzungsempfindliche Bodenarten, insbesondere Torfe und manche Schluffe, schon bei geringeren Absenkungsbeträgen zu Problemen führen. Ein wesentlicher Faktor ist dabei nicht nur die absolute Setzung, sondern auch die Kippung von Gebäuden durch unterschiedliche Setzungen, sei es durch unterschiedlich starke Grundwasserabsenkungen (im Nahbereich der Förderanlagen) oder durch unterschiedlich kompressiblen Untergrund. Eine grobe Einteilung der erwarteten Setzungsschäden für normale Bebauung ist in Tab. 9.2.1 gegeben. Besonders empfindliche Bauwerke, z. B. Brücken oder manche

ders empfindliche Bauwerke, z. B. Brücken oder manche Maschinenfundamente, bedürfen immer einer gesonderten Betrachtung.

Risiko-kategorie	maximale Setzung [mm]	Gebäude-verstellung	erwartete Wirkungen
vernachlässigbar	< 10	< 1/500	sichtbare Schäden unwahrscheinlich
leicht	10 - 50	1/500 - 1/200	sichtbare Schäden möglich, Substanzschäden unwahrscheinlich
mäßig	50 - 75	1/200 - 1/50	sichtbare Schäden erwartet; Substanzschäden an Gebäuden möglich; Schäden an starren Rohrleitungen möglich
schwer	> 75	> 1/50	Substanzschäden an Gebäuden und Schäden an starren Rohrleitungen erwartet; Schäden an anderen Rohrleitungen möglich

Die maximale Setzung bezieht sich auf die am nächsten zur Absenkungsanlage gelegene Kante des Bauwerks. Die Gebäudeverstellung versteht sich als starre Rotation unter der Annahme, dass die maximale Setzung als Differenzialsetzung über die Breite des Bauwerks bzw. ein Element des Bauwerks erfolgt. Die Zuordnung zu einer Risikokategorie erfolgt nach dem schwereren Ergebnis aus dem Setzungs- und Verstellungskriterium.

Tab. 9.2.1: Klassifizierung von Bauwerksschäden durch Setzungen in Folge Grundwasserabsenkung (LAKE et al., 1996, zitiert nach PREENE, 2000)

Bindige Bodenarten können in Folge einer Reduzierung des Wassergehaltes schrumpfen. Auch durch diese Volumenänderung kommt es zu Setzungen (HORN, 1968; Liu et al., 2006). Torfe können bei Absenkung des Wasserspiegels und Zutritt von Luft verstärkt abgebaut werden (Moorsackungen).

Bei Gebäuden, die nach Beginn größerer technischer Eingriffe in den Grundwasserhaushalt, d. h. im Regelfall ab ca. 1900, errichtet wurden, können Änderungen in der Grundwasserbewirtschaftung erhebliche Gebäudeschäden verursachen (BWK, 2003). Die tendenzielle Abnahme der Grundwasserförderung in vielen Ballungsräumen (KOFOD, 2001) führt lokal zu **Kellervernässungen**, kann aber im Einzelfall auch zu erheblichen statischen Problemen durch **Auftrieb unterirdischer Bauwerksteile**, oder Schäden an unterirdisch verlegten Leitungen führen. Bei der Planung einfacher Bauwerke wird auch heute der Bemessungswasserspiegel üblicherweise im Rahmen der Baugrunduntersuchung nach Bohrungs- bzw. Sondierungsergebnissen unter Ansatz von Sicherheitszuschlägen (meist 1 – 1,5 m) bestimmt. Im Umfeld von größeren Wasserentnahmen, insbesondere der Trinkwassergewinnung, können jedoch bei Stilllegung von Brunnen (auch zeitweilig, z. B. zu Wartungsarbeiten) Anstiege des Wasserspiegels um etliche Meter auftreten. Ein Grundwasseranstieg kann außer zu unmittelbaren Wirkungen auf das Bauwerk auch zu **Sackungen** (schnellen Setzungen) des Baugrunds führen (FEESER et al., 2001; GRIMMER & LEMPP, 2005).

Wasserhaltungen in feinkörnigen, aber nur gering kohäsiven Böden (schluffige Feinsande) können eine ständige Feinkornführung aufweisen. Damit kommt es zu einem **Bodenentzug**, der letztlich schwere Setzungserscheinungen bis hin zum vollständigen Gefügezusammenbruch ("caving", vgl. Abschn. 5.1.1) zur Folge haben kann. Bei hydraulischen Maßnahmen in derartigen Böden sind im Einzelfall besondere Vorkehrungen zu treffen, z. B. durch Verwendung feinmaschiger geotextiler Filtermaterialien.

lien. Gegebenenfalls sind in Abstimmung mit dem Baugrundexperten beweissichernde Maßnahmen vorzusehen.

Natürliche Hänge und künstliche Böschungen können durch Grundwasser, das an ihnen frei austritt oder unzureichend dräniert wird, destabilisiert werden. An **Rutschungen** und Bergstürzen ist häufig Grundwasser als auslösender oder begünstigender Faktor beteiligt. Zum einen führt eine Erhöhung des Wassergehalts zur Änderung der elementaren bodenmechanischen Kennwerte (Reibungswinkel, Kohäsion), zum anderen reduziert die Wassersättigung die effektiven Normalspannungen. In Hängen mit stark wechselnden Durchlässigkeitsverhältnissen kann es lokal bzw. zeitweilig zum Aufbau hoher Porenwasserüberdrücke kommen, die bis zur völligen Entfestigung bzw. Mobilisierung präformierter Bewegungsbahnen führen. Einen Sonderfall stellen derartige Prozesse unter dynamischen Lasten (Erdbeben) dar. Bei diesen kann es bedingt durch schnell schwankende Porenwasserdrücke zur völligen Destabilisierung feinkörniger Sande (Treibsand, "quicksand", "sand-blows") kommen (z. B. SIEH & LEVAY, 1998).

### 9.3 Historische Bauwerke (C)

Bei historischen Bauwerken, die nicht über eine Gründung nach den heutigen Standards verfügen und auch anderweitig weniger belastbar sind, können sich Setzungen (Abschn. 9.2) wesentlich stärker auswirken als bei modernen Bauwerken. Daneben können durch Grundwasserabsenkungen hölzerne Pfähle ganz oder teilweise trocken fallen und damit verstärktem biologischen Angriff, insbesondere durch Pilze, unterliegen.

Einige historische Bauwerke greifen ihrerseits in die Grundwasserverhältnisse ein, z. B. durch künstliche Gewässer (Burggräben). Bei Maßnahmen an oder im Umfeld historischer Bauwerke sind daher besondere Sorgfalt und die Einschaltung auf solche Fragestellungen spezialisierter Unternehmen und Forschungsstellen regelmäßig erforderlich (vgl. MÜLLER & GÜCKER, 1990; BORRMANN, 1992).

### 9.4 Vegetationsschäden (C)

Grundwasserabsenkungen können die Vegetation schädigen, wenn diese in ihrer Wasserversorgung mittelbar oder unmittelbar vom Grundwasser abhängt. Eine unmittelbare Schädigung kann eintreten, wenn Pflanzen zumindest zeitweilig Wasser aus dem Grundwasserraum aufnehmen. Dies ist nur dann gegeben, wenn die Wurzeln der Pflanzen zumindest den Kapillarsaum der Grundwasseroberfläche erreichen. Bei unseren heimischen Pflanzen ist selbst bei relativ tief wurzelnden Bäumen eine Abhängigkeit vom Grundwasser ab einem Flurabstand von mehr als 5 m nicht mehr anzunehmen (z. B. RENGER et al., 1984; NEUMANN & WEBER, 1995; NEUMANN & WOLFF, 1998; GARTUNG & NEFF, 2000). Bei geringeren Flurabständen ist es ggf. erforderlich, in Abstimmung mit entsprechenden Sachverständigen die möglichen Schädigungen abzuschätzen und durch ein konsequentes Grundwassermanagement in Verbindung mit beweissichernden Maßnahmen weitgehend zu reduzieren. Im Einzelfall können aber auf Grund nicht vermeidbarer Schäden auch Ausgleichsmaßnahmen erforderlich werden.

Mittelbare Schädigungen der Vegetation können entstehen, wenn durch Förderung von Grundwasser und Ableitung in ein anderes Einzugsgebiet (z. B. durch Nutzung als Trinkwasser) lokale Oberflächengewässer trocken fallen bzw. in ihrer Wasserführung deutlich zurückgehen oder ihre natürlichen Schwankungen, sowohl regelmäßige jahreszeitlich bedingte als auch katastrophale Einzelereignisse, verlieren. Hierdurch sind insbesondere Feuchtgebiete der Talniederungen (Niedermoore, Auwälder) betroffen.

Eine Schädigung der Vegetation ist auch im umgekehrten Fall bei deutlicher Anhebung des Grundwasserspiegels möglich, wenn hierdurch die Luftversorgung der Wurzeln beeinträchtigt wird.

## 9.5 Versickerung von Oberflächenwasser (C)

Eine planmäßige Versickerung von Oberflächenwasser wird aus unterschiedlichen Gründen betrieben. Regenwasser von versiegelten Flächen, insbesondere Dächern und Verkehrsflächen, wird über Versickerungsanlagen in den Boden gegeben, um zum einen die Grundwasserneubildung zu erhöhen und damit naturnahe wasserwirtschaftliche Verhältnisse zu erhalten, zum anderen gegebenenfalls kostenintensive Abwasserleitungssysteme zu ersparen (DWA, 2005). Die Regenwasserversickerung ist nicht unumstritten, da mit dem Wasser verschiedene Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe, in das Grundwasser eingetragen werden können (z. B. FHH UMWELTBEHÖRDE, 2000). In diesem Zusammenhang ist auf die in den letzten 20 Jahren zunehmende Beliebtheit der Dacheindeckung mit metallischen Materialien, insbesondere Zink und Kupfer, hinzuweisen. Die Aufgabe des planenden Hydrogeologen beschränkt sich daher nicht nur auf die Ermittlung der Versickerungsfähigkeit des Bodens bzw. die Abschätzung des für die Versickerungsanlagen technisch erforderlichen Flächenbedarfs, sondern auch auf die Bewertung der Filterfähigkeit bzw. des Rückhaltevermögens des Bodens für Schadstoffe im Einzelfall.

In ländlichen Gebieten ohne zentrale Schmutzwassererfassung und -aufbereitung werden verbreitet Kleinkläranlagen zur dezentralen Abwasseraufbereitung eingesetzt. Das aufbereitete „klare“ Wasser wird dabei über Filterstränge (sogenannte umgekehrte Dränage) in den Boden versickert. Wie bei der Regenwasserversickerung ist die hydraulische Aufnahmefähigkeit des Bodens und damit die erforderliche Länge und Gestaltung der Filterstränge zu prüfen. Eine Bewertung der Filterfähigkeit des Bodens hinsichtlich abwassertypischer Schadstoffe ist hier nicht erforderlich, da die grundsätzliche Entscheidung für die Zulässigkeit dieses Abwasserentsorgungsverfahrens an einem bestimmten Standort von der zuständigen Gebietskörperschaft getroffen wird.

Alle Maßnahmen zur Versickerung von Oberflächenwasser können in Abhängigkeit von ihrem Umfang lokal oder regional zu einem Anstieg der Grundwasseroberfläche, ggf. über das natürliche Niveau hinaus, führen (BWK, 2003).

## Literatur

- ADAM, C.; GLÄSSER, W. & HÖLTING, B. (2000): Hydrogeologisches Wörterbuch.- Enke: 311 S.; Stuttgart
- ADAMS, J.W. & ROBITAILLE, G. (2000): The tri-service Site Characterization and Analysis Penetrometer System - SCAPS: Innovative environmental technology from concept to commercialization.- U.S. Army: VII + 40 S.; Aberdeen Proving Ground, MD [SFIM-AEC-ET-TR-99073]
- ADAMS, S. (1997): The Dilbert principle.- Boxtree: VIII + 336 S.; London/Basingstoke
- AKIN, H. & SIEMES, H. (1988): Praktische Geostatistik.- Springer: X + 304 S.; Berlin
- AKKERMANN, M.; GIESKA, M.; HANSEN, O. & WEUSTHOFF, H.-O. (1999): Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit von Böden für die Bemessung von Versickerungsanlagen.- Wasser und Boden, 51(10): 15 – 19; Berlin
- ANDERSON, C.W. (2005): Turbidity - Version 2.1.- U.S. Geological Survey Techniques of water resources investigations, 9-A6.7: 53 S.; Washington, D.C.  
[[http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.7\\_contents.html](http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.7_contents.html); letzter Zugriff: 20.01.06]
- ANDERSON, M.P. (1983): Ground-water modeling - The emperor has no clothes.- Ground water, 21: 666 – 669; Worthington, OH
- ANLAUF, R.; KERSEBAUM, K.C.; LIN, Y.P.; NUSKE-SCHÜLER, A. & RICHTER, J. (1988): Modelle für Prozesse im Boden.- Enke: 232 S.; Stuttgart
- ANNABLE, M.D.; HATFIELD, K.; CHO, J.; KLAMMLER, H.; PARKER, B.L.; CHERRY, J.A. & RAO, P.S.C. (2005): Field-scale evaluation of the passive flux meter for simultaneous measurement of groundwater and contaminant fluxes.- Environmental science and technology, 39: 7194 – 7201; Easton, PA
- ARAVENA, R.; EVANS, M.L. & CHERRY, J.A. (1993): Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems.- Ground water, 31: 180 – 186; Dublin, OH
- ARBEITSKREIS "HUMAN- UND ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG VON MARKIERUNGSMITTELN IN GEWÄSSERN" (1997): Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern.- Grundwasser, 2: 61 – 64; Berlin/Heidelberg
- ARMBRUSTER, J.; BARTEL, H.; ESSLER, H.; HOLDERMANN, D.; LILLICH, W.; MEZ, C.; SCHNEPF, R.; STRAYLE, G. & UEHLENDAHL, A.W. (1977): Pumpversuche in Porengrundwasserleitern.- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg: 125 S.; Stuttgart
- ARMBRUSTER, V.; LEIBUNDGUT, C. & MENZEL, L. (2000): Modellierung der detaillierten Grundwasserneubildung im Lockergestein mit einem SVAT-Modell.- Wasser und Boden, 52(11): 24 – 28; Berlin

- ARYA, L.M.; LEIJ, F.J.; SHOUSE, P.J. & VAN GENUCHTEN, M.T. (1999): Relationship between the hydraulic conductivity function and the particle-size distribution.- Soil Science Society of America Journal, 63: 1063 – 1070; Madison, WI
- ASCHENBRENNER, F. & PREISS, S. (1998): Pumpversuchsauswertung mit Berücksichtigung der 1. Ableitung der Absenkung.- Terra Nostra, 98/3: V9; Köln
- ASPRION, U. & AIGNER, T. (1997) : Aquifer architecture analysis using ground-penetrating radar: Triassic and Quaternary examples (S. Germany).- Environmental geology, 31: 66 – 75; New York
- ASSMANN, W.; PICKEL, H.-J.; SCHELKES, K. & VIERHUFF, H. (1983): Tiefe Grundwassermeßstellen im Lockergestein - Erfahrungen und Weiterentwicklung.- BBR, 34: 45 – 50; Köln
- AUSTRALIAN DRILLING INDUSTRY TRAINING COMMITTEE LIMITED (ED.) (1997): Drilling: The manual of methods, applications, and management.- Lewis: 615 S.; Boca Raton, FL
- BACKHUS, D.A.; RYAN, J.N.; GROHER, D.M.; MACFARLANE, J.K. & GSCHWEND, P.M. (1993): Sampling colloids and colloid-associated contaminants in ground water.- Ground water, 31: 466 – 479; Dublin, OH
- BALKE, K.-D.; BEIMS, U.; HEERS, W.; HÖLTING, B.; HOMRIGHAUSEN, R. & MATTHES, G. (2000): Grundwassererschließung.- Borotraeger: XIV + 740 S.; Berlin/Stuttgart
- BANNICK, C.; EBERLE, S.H. & RUDEK, R. (2001): Sickerwasserprognose - neues Instrument zur Abschätzung der Grundwassergefährdung beim Aufbringen schwachkontaminierter Materialien auf Böden.- Altlasten Spektrum, 10: 38 – 39; Berlin
- BARCELONA, M.J.; VARLJEN, M.D.; PULS, R.W. & KAMINISKI, D. (2005): Ground water purging and sampling methods: history vs. hysteria.- Ground water monitoring and remediation, 25(1): 52 – 62; Westerville, OH
- BARCZEWSKI, B.; KÄSS, W.; SCHMID, G. & WERNER, A. (1996): Neue Möglichkeiten und Anwendungen der Grundwassermarkierungstechnik.- Wasserwirtschaft, 86: 20 – 24; Stuttgart
- BARKER, R. (1992): A simple algorithm for electrical imaging of the subsurface.- First break, 10: 53 – 62; Oxford
- BARLEBO, H.C.; HILL, M.; ROSBJERG, D. & JENSEN, K.H. (1998): Concentration data and dimensionality in groundwater models: evaluation using inverse modeling.- Nordic hydrology, 29: 149 – 178; Copenhagen
- BARTHEL, E.; DEHNERT, J.; DÖRING, U.; GRÖTZNER, M.; HÖPFNER, T.; KATER, R.; KUHN, K.; LANKAU, R.; RAUCH, H.; RÜCKERT, M.; SCHEERBAUM, M.; SCHIRMER, M. & WEIB, H. (2003): Grundwasserprobennahme.- Handbuch Grundwasserbeobachtung, 5: 40 + 28 S.; Dresden
- BAUER, R.; GATZ, K.-W. & OBST, U. (1993): Mikrobielle Kontaminationen durch organische Bohrspül- und Brunnenregenerationszusätze.- BBR, 44: 584 – 589; Köln

- BAUMAN, P.D.; SALLOMY, J.T. & BROWN, A. (1994): Borehole logging as an aid to hydro-geologic characterization of leaking underground storage tank sites.- Ground water management proceedings, 18: 463 - 477; Minneapolis, Minn.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. (1990): Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie.- Borntraeger (Lehrbuch der Hydrologie, 1): XXXVII + 673 S.; Berlin/Stuttgart
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2000): Benzinzusatz MTBE – eine neue Gefahr für unsere Gewässer? Die bayerische Wasserwirtschaft auf der Spur der Chemikalie Methyl-tertiär-Butylether. Pressemitteilung vom 20.12.2000; München [[http://www.bayern.de/lfw/aktuelles/presse/20122000\\_mtbe.htm](http://www.bayern.de/lfw/aktuelles/presse/20122000_mtbe.htm)]; letzter Zugriff: 20.01.06]
- BEAR, J. (1988): Dynamics of fluids in porous media.- Dover: XX + 764 S.; Mineola, NY [unveränderter Nachdruck, Originalausgabe 1972]
- BENDER, F. (Hrsg.) (1985): Angewandte Geowissenschaften, Band II.- Enke: XIX + 766 S.; Stuttgart
- BERES, M. & HAENI, F.P. (1991): Application of ground-penetrating radar methods in hydrogeologic studies.- Ground water, 29: 375 – 386; Dublin, OH
- BERNER, U. & STREIF, H. (Hrsg.) (2004): Klimafakten. 4. Auflage.- Schweizerbart: 259 S.; Stuttgart
- BETHKE, C.M. & BRADY, P.V. (2000): How the Kd approach undermines ground water cleanup.- Ground water, 38: 435 – 443; Westerville, OH
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden.- Wasserwirtschaft, Wassertechnik (wwt), 14: 165 – 168; Berlin
- BICHARA, A.F. (1988): Redevelopment of clogged recharge wells.- Journal of irrigation and drainage engineering, 114: 343 – 350; New York
- BIELERT, U.; HEINRICHS, H. & BECKER, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk BBodSchV.- UBA Texte, 86/99: 118 S.; Berlin
- BIESKE, E. (1961): Zur Schüttkornbestimmung bei Kiesschüttungsbrunnen.- BBR, 12: 407 - 411; Berlin
- BIESKE, E. (1969): Alterungserscheinungen bei Bohrbrunnen.- BBR, 20: 287 – 292; Köln
- BIESKE, E. (1992): Bohrbrunnen. 7. Auflage.- Oldenbourg: 416 S.; München/Wien
- BJERG, P.L.; HINSBY, K.; CHRISTENSEN, T.H. & GRAVESEN, P. (1992): Spatial variability of hydraulic conductivity of an unconfined sandy aquifer determined by a mini slug test.- Journal of hydrology, 136: 107 – 122; Amsterdam
- BLACKWELL, I.M.; HOWSAM, P. & WALKER, M.J. (1995): Borehole performance in alluvial aquifers: particulate damage.- Quarterly journal of engineering geology, 28: S151 - S162; London

- BMVBW (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN) (Hrsg.) (2002): Ver-  
gabehandbuch für die Durchführung von Bauaufgaben des Bundes im Zustän-  
digkeitsbereich der Finanzbauverwaltungen (VHB).- Deutscher Bundes-Verlag;  
Bonn
- BÖHM, H. (1957): Die erste Fernseh-Bohrlochsonde.- BBR, 8: 366 - 369; Berlin
- BÖTTCHER, M.E. & USDOWSKI, E. (1993):  $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$  ratios of the dissolved sulphate of river,  
well and spring waters in a gypsum-carbonate karst area at the southwest  
edge of the Harz mountains.- Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesell-  
schaft, 144: 471 - 477; Hannover
- BOHLING, G.C. & McELWEE, C.D. (1992): SUPRPUMP: An interactive program for well test  
analysis and design.- Ground water, 30: 262 - 268; Dublin, OH
- BORRMANN, M. (1992): Historische Pfahlgründungen.- Materialien zu Bauforschung und  
Baugeschichte, 3: 216 S.; Karlsruhe
- BOSOLD, H. (1965): Experimentelle Untersuchungen zu den hydraulischen Verhältnis-  
sen vollkommener Brunnen und ihr praktischer Aussagewert.- Wasserwirtschaft,  
Wassertechnik (wwt), 15: 191 - 196; Berlin
- BRACHTL, E.V.; PRICE, C.V. & CLAWGES, R.M. (1997): Selected bibliography of the fuel  
oxygenate methyl tert-butyl ether (MTBE) with emphasis on water quality.- U.S.  
Geological Survey Open-file report, 97-0564: V + 25 S.; Rapid City, SD
- BRASSINGTON, F.C. (1992): Measurements of head variations within observation bore-  
holes and their implications for groundwater monitoring.- Journal of the Institu-  
tion of Water and Environmental Management, 6: 91 - 100; London
- BRASSINGTON, R. (1998): Field hydrogeology. 2nd edition.- Wiley: XII + 248 S.; Chichester
- BRAUNS, J. (1985): Erosionsverhalten geschichteten Bodens bei horizontaler Durch-  
strömung.- Wasserwirtschaft, 75: 448 - 453; Stuttgart
- BRAUNS, J. & GOTTHEIL, K.-M. (1989): Anmerkungen zur Absenkungswirkung von Mehr-  
brunnenanlagen.- Wasserwirtschaft, 79: 464 - 469; Stuttgart
- BREDEHOEFT, J. (2005): The conceptualization model problem - surprise.- Hydrogeology  
journal, 13: 37 - 46; Berlin
- BRENNER, K. (2000): Kennzeichnung von Grundwasser-Messstellen.- BBR, 51(6): 21 - 24;  
Köln
- BREWSTER, M.L. & ANNAN, A.P. (1994): Ground-penetrating radar monitoring of a con-  
trolled DNAPL release: 200 MHz radar.- Geophysics, 59: 1211 - 1221; Tulsa, OK
- BRÜHL, H. & SPIERLING, P. (1986): Ein statistischer Methodenvergleich von Abflußmes-  
sungen mit dem hydrometrischen Flügel in kleinen Wasserläufen.- Deutsche  
Gewässerkundliche Mitteilungen, 30: 143 - 146; Koblenz

- BRUNSWIG, H. (1994): Feuersturm über Hamburg. 10. Auflage.- Motorbuch: 470 S.; Stuttgart
- BUCHER, B. (1992): Anwendung von Kriging-Verfahren zur Analyse und Optimierung von Grundwasser-Messnetzen.- Diss. Univ. Freiburg: XVII + 141 S.; Freiburg i.Br.
- BÜCHERL, K. (2004): Bohrlochabdichtung bei der Altlastenerkundung, Probleme bei Anwesenheit lipophiler Phase.- Altlasten Spektrum, 13(6): 362; Berlin
- BUSCH, K.-F. & LUCKNER, L. (1969): Diskussionsbeitrag zur Veröffentlichung "Die Berechnung von Brunnen mit axialsymmetrischer Strömung" in Heft 1 und 2, 69.- BBR, 20: 378 – 382; Köln
- BUSCH, K.-F. & LUCKNER, L. (1974): Geohydraulik. 2. Auflage.- Enke: 442 S.; Stuttgart
- BUTLER, J.J. (1998): The design, performance, and analysis of slug tests.- Lewis: 252 S.; Boca Raton, FL
- BUTLER, J.J.; BOHLING, G.C.; HYDER, Z. & MCELWEE, C.D. (1994): The use of slug tests to describe vertical variations in hydraulic conductivity.- Journal of hydrology, 156: 137 – 162; Amsterdam
- BUTLER, J.J.; LANIER, A.A.; HEALEY, J.M.; SELLWOOD, S.M.; MCCALL, W. & GARNETT, E. (2000): Direct-push hydraulic profiling in an unconsolidated alluvial aquifer.- Kansas Geological Survey Open-file report, 2000-62; Lawrence, KA  
[[http://www.kgs.ku.edu/Hydro/Publications/OFR00\\_62/](http://www.kgs.ku.edu/Hydro/Publications/OFR00_62/); letzter Zugriff: 20.01.06]
- BWK (BUND DER INGENIEURE FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABFALLWIRTSCHAFT UND KULTURBAU) (Hrsg.) (2003): Nutzungskonflikte bei hohen Grundwasserständen - Lösungsansätze - BWK Berichte , 1/2003: IV + 92 S.; Düsseldorf
- CALHOUN, D.E. (1989): Water well design considerations.- Water well journal, 43(3): 36 – 37; Dublin, OH
- CARMAN, P.C. (1956): Flow of gases through porous media.- Butterworth: IX + 182 S.; London
- CASTELL-EXNER, C. (1997): Qualitätssicherung im Bohr- und Brunnenbau.- Grundwasser, 2: 176 – 180; Berlin/Heidelberg
- CEDERGREN, H.R. (1989): Seepage, drainage, and flow nets.- Wiley: XVIII + 465 S.; New York
- CHAPELLE, F.H. (1997): The hidden sea.- Geoscience: X + 238 S.; Tucson, AZ
- CHAPUIS, R.P. (2004) : Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio.- Canadian geotechnical journal, 41: 787 – 795; Toronto
- CHAPUIS, R.P. & AUBERTIN, M. (2003): On the use of the Kozeny - Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils.- Canadian geotechnical journal, 40: 616 – 628; Toronto

- CHIANG, W.-H. & KINZELBACH, W. (2000): 3d-groundwater modeling with PMWIN.- Springer: 335 S.; Berlin
- CHIANG, W.; KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1998): Aquifer simulation model for Windows.- Schweizerbart: IV + 137 S.; Stuttgart
- CHURCH, P.E. & GRANATO, G.E. (1996): Bias in ground-water data caused by well-bore flow in long-screen wells.- *Ground water*, 34: 262 – 273; Dublin, OH
- CLARK, I.D. & FRITZ, P. (1997): Environmental isotopes in hydrogeology. 2nd edition.- Lewis: 328 S.; Boca Raton, FL/New York
- CLARK, L. (1977): The analysis and planning of step-drawdown tests.- *Quarterly journal of engineering geology*, 10: 125 – 143; London
- CLARK, L.; RADINI, M. & BISON, P.L. (1988): Borehole restoration methods and their evaluation by step-drawdown tests: the case history of a detailed study in northern Italy.- *Quarterly journal of engineering geology*, 21: 315 – 328; London
- CLAUSS, J. & SCHÄFER, M. (1995): Beiträge der Bohrlochgeophysik zur Erkundung von Braunkohlefeldern in Mitteldeutschland.- *Zeitschrift für Geologische Wissenschaften*, 23: 95 - 102; Berlin
- COOPER, H.H. & JACOB, C.E. (1946): A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well-field history.- *American Geophysical Union Transactions*, 27: 526 - 534; Washington, D.C.
- DAVIS, J.C. (1986): Statistics and data analysis in geology. 2nd Edition.- Wiley: X + 646 S.; New York
- DAWSON, K.J. & ISTOK, J.D. (1991): Aquifer-testing: Design and analysis of pumping and slug tests.- Lewis: XVIII + 344 S.; Chelsea, MI
- DEHNERT, J. (1998): Radon-222 als natürlicher Tracer bei der Grundwasserprobennahme und bei der Uferfiltration.- *Techn. Univ. Bergakademie, Diss.*: 157 S.; Freiberg
- DEHNERT, J.; NEITZEL, P.L.; DÖRING, U.; LANKAU, R.; SCHNEIDER, P.; FEYER, K. & KUHN, K. (2003): Bestimmung geeigneter Förderraten bei der Grundwasserprobennahme mithilfe von Partikel- und Radonmessungen.- *Grundwasser*, 8: 91 – 102; Berlin/Heidelberg
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.C.; NEITZEL, P. & WALTHER, W. (1996): Bestimmung der notwendigen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration.- *GeoCongress*, 2: 40 – 45; Köln
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.C.; NEITZEL, P. & WALTHER, W. (1997): Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen.- *Grundwasser*, 2: 25 – 33; Berlin/Heidelberg

- DEUTSCH, C.V. & JOURNAL, A.G. (1992): GSLIB: Geostatistical software library and user's guide.- Oxford University: X + 340 S.; New York
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1984): DIN 4023: Baugrund- und Wasserbohrungen - Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse.- Beuth: 11 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1985): DIN 38402, Teil 13: Probenahme aus Grundwasserleitern.- Beuth: 14 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1990a): DIN 4021: Aufschluß durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben.- Beuth: 27 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1990b): DIN 4094: Erkundung durch Sondierungen.- Beuth: 12 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1992): DIN ISO 3310, Teil 1: Analysensiebe; Anforderungen und Prüfung.- Beuth: 7 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1993): Standardleistungsbuch für das Bauwesen. Leistungsbereich 005: Brunnenbauarbeiten und Aufschlußbohrungen.- Beuth: 41 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1995): DIN 4924: Sande und Kiese für den Brunnenbau. Entwurf Stand April 1995.- Beuth: 5 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1996): DIN 18123: Bestimmung der Korngrößenverteilung.- Beuth: 12 S.; Berlin
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (Hrsg.) (1998): DIN 18130-1: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts. Teil 1: Laborversuche.- Beuth: 20 S.; Berlin
- DIODATO, D.M. (1998): Software spotlight: TWODAN.- Ground water, 36: 389 – 390; Westerville, OH
- DRISCOLL, F.G. (1986): Groundwater and wells. 2nd Edition.- Johnson Division: XV + 1089 S.; St. Paul, Minn.
- DUPUIT, J.E.F. (1863): Etudes théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et a travers les terrains permeables. 2. Edition.- Dunot: 304 S.; Paris
- DVGW (Hrsg.) (1990): Geophysikalische Untersuchungen in Bohrlöchern und Brunnen zur Erschließung von Grundwasser.- DVGW-Merkblatt, W 110: 50 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (1991): Verfahren für die Erteilung der DVGW-Bescheinigung für Bohr- und Brunnenbauunternehmen.- DVGW-Arbeitsblatt, W 120: 7 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser.- DVGW-Arbeitsblatt, W 101: 23 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (1997): Planung, Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen bei der Wassererschließung.- DVGW-Arbeitsblatt, W 111: 37 S.; Bonn

- DVGW (Hrsg.) (1998a): Verwendung von Spülmittelzusätzen in Bohrspülungen bei Bohrarbeiten im Grundwasser.- DVGW-Merkblatt, W 116: 25 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (1998b): Sanierung und Rückbau von Bohrungen, Grundwassermeßstellen und Brunnen.- DVGW-Arbeitsblatt, W 135: 76 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (1999): Qualitätsanforderungen an DVGW-Sachverständige für Wassergewinnung.- DVGW-Arbeitsblatt, W 100: 15 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2001a): Entnahme von Wasserproben bei der Wassererschließung.- DVGW-Merkblatt, W 112: 14 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2001b): Bestimmung des Schüttkorndurchmessers und hydrogeologischer Parameter aus der Korngrößenverteilung für den Bau von Brunnen.- DVGW-Merkblatt, W 113: 22 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2001c): Brunnenregenerierung.- DVGW-Merkblatt, W 130: 28 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2001d): Bohrungen zur Erkundung, Gewinnung und Beobachtung von Grundwasser.- DVGW-Arbeitsblatt, W 115: 27 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2002): Entwickeln von Brunnen durch Entsandern - Anforderungen, Verfahren, Restsandgehalte.- DVGW-Merkblatt, W 119: 23 S.; Bonn
- DVGW (Hrsg.) (2003): Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen.- DVGW-Arbeitsblatt, W 121: 21 S.; Bonn
- DVWK (Hrsg.) (1982): Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebots.- DVWK Schriften, 58: 670 S.; Hamburg/Berlin
- DVWK (Hrsg.) (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, 128: 36 S.; Hamburg
- DVWK (Hrsg.) (1994): Datensammler für die Grundwassermessung.- DVWK Schriften, 107: 113 - 241; Hamburg/Berlin
- DVWK (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen.- DVWK-Merkblatt, 238: X + 135 S.; Bonn
- DVWK (Hrsg.) (1997): Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen.- DVWK-Merkblatt, 245: IV + 14 S.; Bonn
- DWA (Hrsg.) (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser.- DWA-Arbeitsblatt, A138: 59 S.; Hennef
- EFFENBERGER, M.; SCHIRMER, M. & WEISS, H. (2000): Der Einfluss des Benzininhaltstoffes MTBE auf den „Natural-Attenuation“-Ansatz bei Benzinschadensfällen.- Terra-Tech, 9(6): 58 – 63; Mainz

- EFFENBERGER, M.; WEISS, H.; POPP, P. & SCHIRMER, M. (2001): Untersuchungen zum Benzin-inhaltsstoff Methyl-tertiär-butylether (MTBE) in Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland.- *Grundwasser*, 6: 51 – 60; Berlin/Heidelberg
- EHRHARDT, G. & PELZER, R. (1992): Wirkung von Saugstromsteuerungen in Brunnen.- *BBR*, 43: 452 – 458; Köln
- EKWURZEL, B.; SCHLOSSER, P.; SMETHIE, W.M.; PLUMMER, L.N.; BUSENBERG, E.; MICHEL, R.L.; WEPPERINIG, R. & STUTE, M. (1994): Dating of shallow groundwater: Comparison of the transient tracers  $^3\text{H}/^3\text{He}$ , chlorofluorocarbons, and  $^{85}\text{Kr}$ .- *Water resources research*, 30: 1693 – 1708; Washington, D.C.
- ELCI, A.; MOLZ, F.J. & WALDROP, W.R. (2001): Implications of observed and simulated ambient flow in monitoring wells.- *Ground water*, 39: 853 – 862; Dublin, OH
- EMRICH, D. (1997): Bohrtechnik im teilentwässerten Lockergestein der Rheinischen Braunkohle.- *BBR*, 48(10): 14 – 21; Köln
- ENDRES, A.L.; CLEMENT, W.P. & RUDOLPH, D.L. (2000): Ground penetrating radar imaging of an aquifer during a pumping test.- *Ground water*, 38: 566 – 576; Westerville, OH
- ENTENMANN, W. (1998): Hydrogeologische Untersuchungsmethoden von Altlasten.- Springer: XII + 373 S.; Berlin
- ERSKINE, A.D. (1991): The effect of tidal fluctuation on a coastal aquifer in the UK.- *Ground water*, 29: 556 – 562; Dublin, OH
- ERTEL, T. & VOUTTA, A. (1999): Fluid-logging.- *BBR*, 50(4): 20 – 25; Köln
- ERTEL, T.; ERTL, S. & ALIM, H. (1999): Störerauswahl bei Boden- und Grundwasserverunreinigungen - Isotopensignaturen, Fingerprints und Biomarker in der Praxis.- *TerraTech*, 8(1): 36 – 40; Mainz
- ESRI (Hrsg.) (1999): ArcView GIS. Version 3.2.- Redlands, CA
- FABER, P. & HOMRIGHAUSEN, R. (2002): Carboxymethylcellulose (CMC) in Bohrspülungen.- *BBR*, 53(5): 26 – 33; Köln
- FAIR, G.M. & HATCH, L.P. (1933): Fundamental factors governing the streamline flow of water through sand.- *American Water Works Association Journal*, 25: 1551 – 1565; New York
- FECHNER, T.; DIETRICH, P. & TEUTSCH, G. (1996): Ein kombiniertes tomographisches Verfahren zur Erkennung von Strukturen und Fließvorgängen im Untergrund.- *Geo-Congress*, 2: 97 – 102; Köln
- FEESER, V.; PETH, S. & KOCH, A. (2001): Löß-Sackung. Ursachen - experimentelle Bestimmung - Bewertung – Prävention.- *Geotechnik*, 24: 107 – 116; Essen

- FENGLER, G. & HOFFMANN, V. (2002): Neues Messverfahren zur direkten Bestimmung von Grundwasserströmungsrichtung und -geschwindigkeit.- TerraTech, 11(3): 30 – 34; Mainz
- FETTER, C.W. (1994): Applied hydrogeology. 3rd Edition.- Prentice Hall: XV + 691 S.; Englewood Cliffs, NJ
- FEUERSTEIN, W. & GRIMM-STRELE, J. (1989): Plausibilitätstests für eine routinemäßige Erfassung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten.- Vom Wasser, 73: 375 – 398; Weinheim
- FH-DGG (FACHSEKTION HYDROGEOLOGIE IN DER DEUTSCHEN GEOLOGISCHEN GESELLSCHAFT) (HRSG.) (1999): Hydrogeologische Modelle.- Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, 10: 36 S.; Hannover
- FHH (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG) UMWELTBEHÖRDE (HRSG.) (1999a): Bau von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen.- Merkblätter zur Qualitätssicherung, 3: 9 S.; Hamburg
- FHH (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG) UMWELTBEHÖRDE (HRSG.) (1999b): Entnahme von Grundwasserproben.- Merkblätter zur Qualitätssicherung, 4: 9 S.; Hamburg
- FHH (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG) UMWELTBEHÖRDE (HRSG.) (2000): Dezentrale naturnahe Regenwasserbewirtschaftung.- FHH Umweltbehörde: 56 S.; Hamburg
- FIELD, M.S. (2003): A review of some tracer-test design equations for tracer-mass estimation and sample-collection frequency.- Environmental geology, 43: 867 – 881; New York
- FINCH, J.W. (2001): Estimating change in direct groundwater recharge using a spatially distributed soil water balance model.- Quarterly journal of engineering geology and hydrogeology, 34: 71 – 83; London
- FITTS, C.R. (1997): Analytic modeling of impermeable and resistant barriers.- Ground water, 35: 312 – 317; Westerville, OH
- FLOHN, H. (1988): Das Problem der Klimaänderung in Vergangenheit und Zukunft.- Erträge der Forschung, 220: XVIII + 228 S.; Darmstadt
- FLURY, M. & WAI, N.N. (2003): Dyes as tracers for vadose zone hydrology.- Reviews of geophysics, 41(1): 2-1 - 2-37; Washington, D.C.
- FRÄNZLE, O.; SCHMOTZ, W.; KRINITZ, L.; HERTLING, T.; FLORINSKI, M.; PERMITIN, W.; POCHLEBKINA, L. & MÜLLER, J. (1995): Handlungsanleitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden.- UBA Texte, 26/95: 135 S.; Berlin
- FRANCK, H.-G. & COLLIN, G. (1968): Steinkohlenteer.- Springer: VII + 245 S.; Berlin
- FREEMAN, L.A.; CARPENTER, M.C.; ROSENBERRY, D.O.; ROUSSEAU, J.P.; UNGER, R. & MCLEAN, J.S. (2004): Use of submersible pressure transducers in water-resources investigations.- U.S. Geological Survey Techniques of water-resources investigations, 8-A3: XII + 50 S.; Reston, VA

- FREEZE, R.A. (2004): The role of stochastic hydrogeological modeling in real-world engineering applications.- Stochastic environmental research and risk assessment, 18: 286 – 289; Berlin/Heidelberg
- FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. (1979): Groundwater.- Prentice Hall: XVI + 604 S.; Englewood Cliffs, NJ
- FRY, S. (2004): Das Nilpferd.- Aufbau: 394 S.; Berlin
- GÄRTNER, A. (1902): Die Quellen in ihren Beziehungen zum Grundwasser und zum Typhus.- Klinisches Jahrbuch, 9: 335 – 498; Jena
- GARBRECHT, G. (Hrsg.) (1991): Historische Talsperren 2.- Wittwer: VIII + 457 S.; Stuttgart
- GARTUNG, E. & NEFF, H.K. (2000): Empfehlungen des Arbeitskreises "Geotechnik der Deponiebauwerke" der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V.- Bautechnik, 77: 615 – 640; Berlin
- GEFELL, M.J.; THOMAS, G.M. & ROSSELLO, S.J. (1994): Maximum water-table drawdown at a fully penetrating pumping well.- Ground water, 32: 411 – 419; Dublin, OH
- GIBS, J. & IMBRIGIOTTA, T.E. (1990): Well-purging criteria for sampling purgeable organic compounds.- Ground water, 28: 68 – 78; Dublin, OH
- GILBERT, R.O. (1987): Statistical methods for environmental pollution monitoring.- Van Nostrand Reinhold: X + 320 S.; New York
- GILLBRICHT, C.A. (1996a): Horizontierte Grundwasserprobenahme.- Handbuch der Altlastensanierung, 15232: 1 – 34; Heidelberg
- GILLBRICHT, C.A. (1996b): Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen.- Sörensen: 60 S.; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. (1997): Stochastische Grundwassermodellierung in der ingenieurtechnischen Praxis.- Sörensen: 53 S.; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. (1998): Geophysikalische Bohrlochvermessungen in der ingenieurtechnischen Praxis.- Sörensen: 72 S.; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. (Hrsg.) (1999a): Pumpversuche in der hydrogeologischen Praxis.- Sörensen: 86 S.; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. (1999b): Datenerfassung bei Pumpversuchen mittels Datensammeln.- in GILLBRICHT (1999a): 21 - 34; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. (1999c): Integration von Pumpversuchsauswertung und analytischen Grundwassermodellen.- in GILLBRICHT (1999a): 67 - 72; Hamburg
- GILLBRICHT, C.A. & RADMANN, K.-J. (1998): Zur Berücksichtigung von Brunnenverlusten bei der Auswertung von Pumpversuchen.- Terra Nostra: 98/3: P53; Köln

[<http://mindepos.bg.tu-berlin.de/GEO98/abstracts/PF8.12-01.html>; letzter Zugriff: 20.01.06]

- GILLBRICHT, M. (1974): Ein Problem bei der Berechnung von Regressionsgeraden.- Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung, 23: 120 – 129; Hamburg
- GLASER, R. (2001): Klimageschichte Mitteleuropas.- Wissenschaftliche Buchgesellschaft: 227 S.; Darmstadt
- GNAUCK, B. & FRÜNDT, P. (1991): Einstieg in die Kunststoffchemie. 3. Auflage.- Hanser: 278 S.; München/Wien
- GOLDEN SOFTWARE (Ed.) (1989): Surfer, Version 4.0.- Golden, CO
- GOLDEN SOFTWARE (Ed.) (1999): Surfer, Version 7.0.- Golden, CO
- GOLDT, M. (1993): Der Sonderoskar für prima Synchronisation geht in diesem Jahr an den Film "Fünf stattliche Herren und ein Flockenquetschen-Selbstbau-Set".- Titanic, 15(12): 46 - 47; Frankfurt a.M.
- GOLWER, A.; KNOLL, K.-H.; MATTHES, G.; SCHNEIDER, W. & WALLHÄUSER, K.H. (1976): Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe.- Abhandlungen des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung, 73: 131 S.; Wiesbaden
- GORELICK, S.M.; FREEZE, R.A.; DONOHUE, D. & KEELY, J.F. (1993): Ground water contamination - optimal capture and containment.- Lewis: XXVIII + 385 S.; Boca Raton, FL
- GRATHWOHL, P. (1999): Empirische Korrelationen zur Sickerwasserprognose.- Bodenschutz, 4: 44 – 46; Berlin
- GRATHWOHL, P. (2000): Elemente der Sickerwasserprognose zur Gefahrenbeurteilung "Grundwasser" bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten.- Handbuch Bodenschutz, 3360: 1 – 40; Berlin
- GRIES, K. (1995): Auswahl von Brunnenausbauprodukten.- BBR, 46(4): 18 – 27; Köln
- GRIMMER, S. & LEMPP, C. (2005): Änderungen der bodenmechanischen Eigenschaften ausgewählter Lockergesteine unter dem Einfluss regionaler Grundwasserwiederanstiege.- Geotechnik, 28: 112 – 118; Essen
- GROSSMANN, J. (1997): Modell zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Großraum Hamburg.- Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke GmbH, 16(1): 38 – 48; Hamburg
- GROSSMANN, J.; JOPPICH, A. & RADMANN, K.-J. (1996): Verfahren zur automatischen Konstruktion von Gleichenplänen mit integrierter Berechnung von Absenktrichtern im Bereich von Förderbrunnen.- Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke GmbH, 15(2): 38 – 46; Hamburg

- HACKETT, G. (1987): Drilling and constructing monitoring wells with hollow-stem augers. Part 1: Drilling considerations.- Ground water monitoring review, 7(4): 51 – 62; Dublin, OH
- HANSTEIN, P. & HÖTZL, H. (1995): Auswertung von Pumpversuchen.- Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 39: 1 - 34; Karlsruhe
- HANTUSH, M.S. & JACOB, C.E. (1955): Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer.- American Geophysical Union Transactions, 36: 95 – 100; Washington, D.C.
- HARBAUGH, A.W.; BANTA, E.R.; HILL, M.C. & McDONALD, M.G. (2000): MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - User guide to modularization concepts and the ground-water flow process.- U.S. Geological Survey Open-file report, 00-0092: VIII + 121 S.; Reston, VA
- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration.- Mitteilungen des deutschen Wetterdienstes, 8: 3 – 22; Bad Kissingen
- HAZEN, A. (1893): Some physical properties of sands and gravels.- Massachusetts State Board Health Annual report, 24: 541 – 556; Boston, MA
- HEINEMANN, E. & PAUL, R. (1998): Hydraulik für Bauingenieure.- Teubner: 320 S.; Stuttgart / Leipzig
- HENNINGS, V. (HRSG.) (1994): Methodendokumentation Bodenkunde.- Geologisches Jahrbuch, F31: 5 – 242; Hannover
- HERBERT, M.; SCHÜTH, C. & PYKA, W. (1992): Sorption polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) bei der Filtration von Wasserproben.- Wasser und Boden, 44: 504 – 507; Hamburg
- HERFORT, M. & PTAK, T. (2002): Multitracer-Versuch im kontaminierten Grundwasser des Testfeldes Süd.- Grundwasser, Z: 31 – 40; Berlin/Heidelberg
- HERTH, W. & ARNDTS, E. (1985): Theorie und Praxis der Grundwasserabsenkung. 2. Auflage.- Ernst & Sohn: XXI + 378 S.; Berlin
- HILL, M.C.; COOLEY, R.L. & POLLOCK, D.W. (1998): A controlled experiment in ground water flow model calibration.- Ground water, 36: 520 - 535; Westerville, OH
- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W.G. (2005): Hydrogeologie. 6. Auflage.- Elsevier: XXII + 326 S.; München
- HÖTZL, H. & WITTHÜSER, K. (1999): Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit.- DVWK Schriften, 125: XV + 113 + 72 + 56 S.; Bonn
- HOFKNECHT, A. & NILLERT, P. (1998): Operationelle Datenbereitstellung beim Beweissicherungsmeßnetz am Potsdamer Platz, Berlin.- DVWK-Materialien, 3/98: 43 - 51; Bonn

- HOLDER, T. & TEUTSCH, G. (1999): Bestimmung der Schadstoffimmission im Grundwasser - Verfahrensprinzip, Messung und Modellierung.- Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz, 4/99: 31 – 65; Stuttgart
- HOMRIGHAUSEN, R. (1993): Bohrungen für Erkundungen von Altlasten, Industriestandorten und Deponien.- BBR, 44: 480 – 489; Köln
- HORN, A. (1968): Gebäudeschäden durch Veränderung des Grundwasserspiegels.- Wasserwirtschaft, 58: 295 – 298; Stuttgart
- HORN, A. (1989): In-situ-Dichtigkeitsprüfungen von Deponie-Flächendichtungen.- Geotechnik, 12(1): 16 – 18; Essen
- HORNE, R.N. (1995): Modern well test analysis. 2nd edition.- Petroway: IV + 257 S.; Palo Alto, CA
- HOUBEN, G.J. (2004): Modeling the buildup of iron oxide encrustations in wells.- Ground water, 42: 78 – 82; Dublin, OH
- HOUBEN, G. & TRESKATIS, C. (2003): Regenerierung und Sanierung von Brunnen.- Oldenbourg: 280 S.; München
- HOUELLEBECQ, M. (2001): Elementarteilchen.- List: 357 S.; München
- HUBER, H. (1983): Edelstahl Rostfrei, ein Werkstoff für die Wasserversorgung.- BBR, 34: 172 – 176; Köln
- HÜPER, G. (1984a): Stand der Technik im Horizontal-Brunnenbau. Teil 1.- BBR, 35: 231 – 238; Köln
- HÜPER, G. (1984b): Stand der Technik im Horizontal-Brunnenbau. Teil 2.- BBR, 35: 280 – 285; Köln
- HUFSCHMIED, P. (1983): Die Ermittlung der Durchlässigkeit von Lockergesteinsgrundwasserleitern, eine vergleichende Untersuchung verschiedener Feldmethoden.- Diss. ETH Zürich, 7397: 300 S., Zürich
- HUISMAN, L. (1972): Groundwater recovery.- Macmillan: XI + 336 S.; London
- HVORSLEV, M.J. (1951): Time lag and soil permeability in groundwater observations.- U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experimental Station Bulletin, 36: VIII + 50 S.; Vicksburg, MS
- ISENBECK, M.; SCHRÖTER, J.; KRETSCHMER, W.; MATTHES, G.; PEKDEGER, A. & SCHULZ, H.D. (1985): Die Problematik des Retardationskonzeptes - dargestellt am Beispiel ausgewählter Schwermetalle.- Meyniana, 37: 47 – 64; Kiel
- ITRC (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL DIFFUSION SAMPLER TEAM )(ED.) (2004): Technical and regulatory guidance for using polyethylene diffusion bag samplers to monitor volatile organic compounds in groundwater.- ITRC: VI + 39 S.; Washington, D.C.

- JACOB, C.E. (1947): Drawdown test to determine effective radius of artesian well.- American Society of Civil Engineers Transactions, 112: 1047 – 1070; New York
- JAHNKE, C. (1999): Ein neues Klassifikationssystem für Grundwässer und seine Anwendung in känozoischen Porengrundwasserleitern.- Grundwasser, 4: 62 – 72; Berlin/Heidelberg
- JAVANDEL, I.; DOUGHTY, C. & TSANG, C.-F. (1984): Groundwater transport: Handbook of mathematical models.- Water resources monograph series, 10: VII + 228 S.; Washington, D.C.
- JOERGENSEN, N.O. & HOLM, P.M. (1995): Strontium-isotope studies of chloride-contaminated groundwater, Denmark.- Hydrogeology journal, 3(2): 52 – 57; Hannover
- JOHNSON, A.I. (1967): Specific yield - compilation of specific yields for various materials.- U.S. Geological Survey Water-supply paper, 1662-D: V + 74 S.; Washington, D.C.
- JOHNSON, D.G. (1992): Use of ground-penetrating radar for water-table mapping, Brewster and Harwich, Massachusetts.- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report.- 90-4086: 27 S.; Marlborough, MA
- JOHNSTON, M.W. & WILLIAMS, J.S. (2006): Field comparison of optical and Clark cell dissolved oxygen sensors in the Tualatin River, Oregon, 2005.- U.S. Geological Survey Open-file report, 2006-1047: IV + 11 S.; Reston, VA
- JORGENSEN, D.G. (1989): Using geophysical logs to estimate porosity, water resistivity, and intrinsic permeability.- U.S. Geological Survey Water-supply paper, 2321: V + 24 S.; Denver, CO
- JOSOPAIT, V. & LILICH, W. (1975): Die Ermittlung der Grundwasserneubildung und ihre Kartendarstellung im Maßstab 1:200.000 unter Verwendung von geologischen und bodenkundlichen Karten.- Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 19: 132 – 136; Koblenz
- JÜTNER, R. & RIES, T. (2002): Brunnenregenerierung mit Kohlendioxid.- Wasserwirtschaft, Wassertechnik (wwt), 2002(7): 47; Berlin
- KÄSS, W. (1989): Grundwasser-Entnahmegерäte - Zusammenstellung von Geräten für die Grundwasserentnahme zum Zweck der qualitativen Untersuchung.- DVWK Schriften, 84: 119 – 172; Hamburg
- KÄSS, W. (1992): Hydrogeologische Markierungstechniken bei der Altlastensanierung.- Geowissenschaften, 10: 199 – 205; Weinheim
- KÄSS, W. (2004): Geohydrologische Markierungstechnik. 2. Auflage.- Borntreager: XIV + 557 S.; Berlin/Stuttgart
- KAIN, R.M. (1990): Crevice corrosion resistance of stainless steels in waters containing chloride and sulfate ions.- ASTM Special technical publication, 1086: 37 – 53; Philadelphia, PA

- KAMINSKI, U. & WINKLER, P. (1994): Die luftchemischen Meßreihen des Meteorologischen Observatoriums Hamburg.- Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 192: 124 S.; Offenbach
- KAMP, G. VAN DER (2001): Methods for determining the in situ hydraulic conductivity of shallow aquitards - an overview.- Hydrogeology journal, 9: 5 – 16; Berlin
- KEARL, P.M. (1997): Observation of particle movement in a monitoring well using the colloidal borescope.- Journal of hydrology, 200: 323 – 344; Amsterdam
- KEARL, P.M.; KORTE, N.E. & CRONK, T.A. (1992): Suggested modifications to ground water sampling procedures based on observations from the colloidal borescope.- Ground water monitoring review, 12(2): 155 – 161; Dublin, OH
- KEITH, L.H. & TELLIARD, W.A. (1979): Priority pollutants.- Environmental science and technology, 13: 416 – 423; Easton, PA
- KERFOOT, W.B. & MASSARD, V.A. (1985): Monitoring well screen influences on direct flowmeter measurements.- Ground water monitoring review, 5(4): 74 – 77; Worthington, OH
- KERN, F. & BLUMHOFER, W. (1996): Vergleichsmessungen mit aktiven und passiven Bodenluftuntersuchungsmethoden in Lichtenau.- Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, 26/96: 43 S.; Karlsruhe
- KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R. & DIETER, H.H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen: Standardisierte Methoden und Maßstäbe.- WABOLU Hefte, 1/93: 145 S.; Berlin
- KEYS, W.S. (1990): Borehole geophysics applied to ground-water investigations.- U.S. Geological Survey Techniques of water resources investigations, 2-E2: XVI + 150 S.; Denver, CO
- KEYS, W.S. (1997): A practical guide to borehole geophysics in environmental investigations.- CRC-Lewis: 192 S.; Boca Raton, FL
- KILLEEN, P.G. (Ed.) (1986): Borehole geophysics for mining and geotechnical applications.- Geological Survey of Canada Paper, 85-27; Ottawa, Ontario
- KIM, H.; RAO, P.S.C. & ANNABLE, M.D. (1999): Consistency of the interfacial tracer technique: experimental evaluation.- Journal of contaminant hydrology, 40: 79 – 94; Amsterdam
- KINZELBACH, W. (1986): Groundwater modelling.- Elsevier: X + 334 S.; Amsterdam
- KINZELBACH, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.- Schriftenreihe gwf Wasser/Abwasser, 21: VII + 317 S.; München/Wien

- KINZELBACH, W.; VOSS, A.; RAUSCH, R.; SAUTY, J.-P.; CHIANG, W.H.; CORDES, C. & FANG, S.Z. (1996): Altlastenhandbuch Niedersachsen. Berechnungsverfahren und Modelle.- Springer: VII + 216 S.; Berlin
- KIRSCH, R. (Hrsg.) (1999a): Geophysik - ein Werkzeug für die Hydrogeologie.- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: 76 S.; Flintbek
- KIRSCH, R. (1999b): Moderne Verfahren der angewandten Geophysik.- in KIRSCH (1999a): 9 – 18; Flintbek
- KITANIDIS, P. (1997): Introduction to geostatistics: Applications to hydrogeology.- Cambridge University: XX + 249 S.; New York
- KITCHING, R.; EDMUNDS, W.M.; SHEARER, T.R.; WALTON, N.R.G. & JACOVIDES, J. (1980): Assessment of recharge to aquifers.- Hydrological sciences bulletin, 25: 217 – 235; Louvain
- KLEY, W. (1973): Untersuchungen über die Einsatzmöglichkeit des hydrologischen Pumpversuchs bei der Ermittlung der Wasserleitfähigkeit und des Speicherfaktors von nichtbindigen Böden.- Diss. Univ. Bonn: 127 S.; Bonn
- KLINGBEIL, R. (1998): Outcrop analogue studies - Implications for groundwater flow and contaminant transport in heterogeneous glaciofluvial quaternary deposits.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, C-43: XII + 111 S.; Tübingen
- KLOTZ, D. (1978): alpha-Werte ausgebaute Bohrungen.- GSF-Bericht, R176: 119 S.; München
- KLOTZ, D. (1997): Hydraulische Eigenschaften ausgebaute Bohrungen. Teil 2: Durchlässigkeiten der Filtersande und -kiese.- BBR, 48(4): 40 – 41; Köln
- KLOTZ, D. (1999): Ausbreitungs- und Abbauverhalten von Pestiziden im unterirdischen Wasser unter Boden.- Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 11: 151 – 156; Landsberg
- KLOTZ, D. (Hrsg.) (2004): Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern.- GSF-Bericht, 02/04: 211 S.; Neuherberg
- KNÖDEL, K.; KRUMMEL, H. & LANGE, G. (1997): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Band 3: Geophysik.- Springer: XXVIII + 1063 S.; Berlin
- KNORR, W. (2000): Einsatz von Sperrrohren bei Trinkwasserbrunnen.- BBR, 51(9): 28 – 34; Köln
- KÖLSCH, F. & LHOTZKY, K. (1991): Die Eignung von ABDI-Rohren für den Ausbau von Gütemeßpegeln.- BBR, 42: 496 – 498; Köln
- KOFOD, M. (2001): Rückgang der Grundwasserförderung und Veränderung des Grundwasserspiegels in städtischen Regionen - Berlin, Hamburg, London.- gwf Wasser/Abwasser, 142: 356 – 360; München

- KONIKOW, L.F. (1986): Predictive accuracy of a ground-water model - lessons from a postaudit.- *Ground water*, 24: 173 – 184; Dublin, OH
- KONIKOW, L.F. & BREDEHOEFT, J.D. (1992): Ground-water models cannot be validated.- *Advances in water resources*, 15: 75 – 83; Southampton
- KONIKOW, L.F.; GRANATO, G.E. & HORNBERGER, G.Z. (1994): User's guide to revised method-of-characteristics solute-transport model (MOC, Version 3.1).- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report, 94-4115; Reston, VA
- KOROM, S.F.; BEKKER, K.F. & HELWEG, O.J. (2003): Influence of pump intake location on well efficiency.- *Journal of hydrologic engineering*, 8: 197 – 203; New York
- KOSCHIK, H. (HRSG.) (1998): Brunnen der Jungsteinzeit: Internationales Symposium in Erkelenz, 27. bis 29. Oktober 1997.- Materialien zur Bodendenkmalpflege im Rheinland, 11: 317 S.; Köln
- KOTTMANN, A. (1995): Wünschelrute und Geophysik als Partner?.- *BBR*, 46(6): 46 – 50; Köln
- KOVÁCS, G. (1981): Seepage hydraulics.- Elsevier (Developments in water science, 10): 730 S.; Amsterdam
- KOZENY, J. (1953): *Hydraulik*.- Springer: XI + 588 S.; Wien
- KOZIOROWSKI, G. (1985): Ermittlung der Transmissivität eines Lockergesteinsaquifers durch Kurzpumpversuche in Grundwassermeßstellen.- *Abhandlungen des Geologischen Landesamtes in Baden-Württemberg*, 11: 45 – 75; Freiburg i.Br.
- KRAUSS, I. (1974): Die Bestimmung der Transmissivität von Grundwasserleitern aus dem Einschwingverhalten des Brunnen-Grundwassersystems.- *Journal of geophysics*, 40: 381 – 400; Heidelberg
- KRETZER, H. (1992): Eine Methode zur tiefenorientierten Beprobung von Grund- und Bodenwasser.- *Wasser und Boden*, 44: 77 – 89; Hamburg
- KRUSEMAN, G.P. & DE RIDDER, N.A. (1990): Analysis and evaluation of pumping test data.- International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI) Publication, 47: 375 S.; Wageningen
- KUHN, T.S. (1967): *Die Struktur wissenschaftlicher Revolutionen*.- Suhrkamp: 239 S.; Frankfurt a.M.
- KUSTER, H. & MEYER, K.-D. (1979): Glaziäre Rinnen im mittleren und nordöstlichen Niedersachsen.- *Eiszeitalter und Gegenwart*, 29: 135 – 156; Hannover
- KYRIELEIS, W. & SICHARDT, W. (1930): *Grundwasserabsenkung bei Fundierungsarbeiten*. 2. Auflage.- Springer: VIII + 286 S.; Berlin
- LAMB, H.H. (1989): *Klima und Kulturgeschichte: der Einfluß des Wetters auf den Gang der Geschichte*.- Rowohlt: 448 S.; Reinbek

- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (HRSG.) (1999): Anforderungen und Handlungsempfehlungen für die Errichtung und den Betrieb von Grundwassermessstellen (GWMS) im Rahmen der Altlastenbearbeitung (Lockergestein).- Materialien zur Altlastenbearbeitung Land Brandenburg, 10: 105 S.; Potsdam
- LANGE, T. (1997): Einbringen von Ton-Zement-Suspensionen (Beispiel für den norddeutschen Raum).- BBR, 48(9): 17 – 19; Köln
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R. (2004): Hydrogeologische Methoden. 2. Auflage.- Springer: XIV + 1005 S.; Berlin
- LAPHAM, W.W.; WILDE, F.D. & KOTERBA, M.T. (1997): Guidelines and standard procedures for studies of ground-water quality; selection and installation of wells, and supporting documentation.- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report, 96-4233: VII + 110 S.; Reston, VA
- LARM, A.; ROSPUNT, J.; BLUM, U.; SCHWEDT, G. & BERTRAM, H.-U. (1999): Mobilisierbarkeit von Schwermetallen und Arsen aus Schlacken, Gläsern und Gesteinen.- Nachhaltiges Niedersachsen, 2: 130 S.; Hildesheim
- LATURNUS, F.; LAURITSEN, F.R. & GROEN, C. (2000): Chloroform in a pristine aquifer system: Toward an evidence of biogenic origin.- Water resources research, 36: 2999 - 3009; Washington, D.C.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER), ARBEITSKREIS GRUNDWASSERMESSUNG (Hrsg.) (1982): Grundwasser - Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 1 – Grundwasserstand.- 69 S.; Essen
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1993): Grundwasser - Richtlinien für Beobachtung und Auswertung. Teil 3: Grundwasserbeschaffenheit.- 59 S.; Essen
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden.- 19 S.; Stuttgart
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (2000a): Empfehlungen zu Konfiguration von Meßnetzen sowie zu Bau und Betrieb von Grundwassermeßstellen (qualitativ).- VI + 32 S.; Berlin
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (Hrsg.) (2000b): Empfehlungen zur Optimierung des Grundwassermeßdienstes (quantitativ).- VI + 36 S.; Berlin
- LEENHOUTS, J.M.; BASSETT, R.L. & MADDOCK, T. (1998): Utilization of intrinsic boron isotopes as co-migrating tracers for identifying potential nitrate contamination sources.- Ground water, 36: 240 – 250; Westerville, OH
- LEGE, T.; KOLDITZ, O. & ZIELKE, W. (1996): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Band 2: Strömungs- und Transportmodellierung.- Springer: XV + 418 S.; Berlin
- LEHR, J.; HURLBURT, S.; GALLAGHER, B. & VOYTEK, J. (1988): Design and construction of water wells: A guide for engineers.- Van Nostrand Reinhold: VII + 229 S.; New York

- LERNER, D.N.; ISSAR, A.S. & SIMMERS, I. (1990): Groundwater recharge: A guide to understanding and estimating natural recharge.- IAH International contributions to hydrogeology, 8: XVIII + 345 S.; Hannover
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1994): Tiefenmittlung über den direkt betroffenen Grundwasserleiter. Erläuterung 6 zur Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen vom 16.9.1993.- LfU Baden-Württemberg: 3 S.; Karlsruhe
- LIANDI, Z. (1991): Talsperren und Wehre im alten China.- in GARBRECHT (1991): 109 – 129; Stuttgart
- LICHT, F.; TRESKATIS, C. & KNOPF, O. (2001): Einsatz der gesteuerten Horizontalbohrtechnik im Brunnenbau. HDD/Brunnenbau.- BBR, 52(1): 27 – 32; Köln
- LIEBAU, C. (1985): Hydrogeologische Untersuchungen eines tiefen Grundwasserleiters im Gebiet von Kiel.- Berichte/Reports des Geologisch-Paläontologischen Instituts der Universität Kiel, 10: 113 S.; Kiel
- LINNENBERG, W. (Hrsg.) (1995): EDV-gestützte Darstellung und Auswertung von Pumpversuchen.- Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 39: X + 193 S.; Karlsruhe
- LIU, C.-W.; LIN, W.-S. & CHENG, L.-H. (2006): Estimation of land subsidence caused by loss of smectite-interlayer water in shallow aquifer systems.- Hydrogeology journal, 14: 508 – 525; Berlin
- LIU, W.Z. & BUTLER, J.J. (1995): The KGS model for slug tests in partially penetrating wells.- Kansas Geological Survey Computer program series, 95-1: 3 S.; Lawrence, KA
- LIVINGSTON, P. & LYNCH, W. (1937): Methods of locating salt-water leaks in water wells.- U.S. Geological Survey Water-supply paper, 796-A: 20 S.; Washington, D.C.
- LIZANEC, T. & FAHEY, L. (1996): A field test of visually clear casing for subsurface inspection.- Ground water monitoring and remediation, 16(3): 76 – 78; Dublin, OH
- LOGAN, J. (1964): Estimating transmissibility from routine production tests of water wells.- Ground water, 2(1): 35 – 37; Worthington, OH
- LOKE, M.H. & BARKER, R.D. (1996): Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method.- Geophysical prospecting, 44: 131 – 152; The Hague
- LOOSER, M.O.; PARRIAUX, A. & BENSIMON, M. (1999): Landfill underground pollution detection and characterization using inorganic traces.- Water research, 33: 3609 – 3616; Oxford
- LUA (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (HRSG.) (2000): Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV).- LUA-Merkblätter, 20: 14 S.; Essen

- LUCKNER, L.; NITSCHKE, C. & EICHHORN, D. (1992): Das SGM-System.- Geowissenschaften, 10: 37 – 44; Weinheim
- LÜHR, H.-P. & ZIPFEL, K. (1975): Grundwassermodelle und ihr praktischer Einsatz.- DVGW-Schriftenreihe Wasser, 9: 146 S.; Eschborn
- LUX, K.-N. & STUMP, U. (1999): Bestimmung von Fließgeschwindigkeit und Fließrichtung in Bohrungen, Brunnen und Meßstellen mit umweltverträglichem Lebensmittelfarbstoff.- BBR, 50(4): 26 – 33; Köln
- LYMAN, W.J.; REEHL, W.F. & ROSENBLATT, D.H. (Eds.) (1990): Handbook of chemical property estimation methods, environmental behavior of organic compounds.- American Chemical Society: XXXIX + 939 S.; Washington, D.C.
- MANSUY, N. (1999): Water well rehabilitation.- Lewis: 174 S.; Boca Raton, FL
- MARSCHALL, P. (1993): Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren.- Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart, 79: 161 S.; Stuttgart
- MARSILY, G. de (1986): Quantitative hydrogeology.- Academic : XIX + 440 S.; Orlando, FL
- MASCH, F.D. & DENNY, K.J. (1966): Grain size distribution and its effects on the permeability of unconsolidated sands.- Water resources research, 2: 665 – 667; Washington, D.C.
- MATHERON, G. (1963): Principles of geostatistics.- Economic geology, 58: 1246 – 1266; New Haven, Conn.
- MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3. Auflage.- Lehrbuch der Hydrogeologie, 2: VI + 499 S.; Berlin/Stuttgart
- MATTHESS, G. & UBELL, K. (2003): Allgemeine Hydrogeologie, Grundwasserhaushalt. 2. Auflage.- Lehrbuch der Hydrogeologie, 1: XIV + 575 S.; Berlin/Stuttgart
- MCCAULOU, D.R. & HULING, S.G. (1999): Compatibility of bentonite and DNAPLs.- Ground water monitoring and remediation, 19(2): 78 – 86; Westerville, OH
- MCCAULOU, D.R.; JEWETT, D.G. & HULING, S.G. (1996): Compatibility of NAPLs and other organic compounds with materials used in well construction, sampling, and remediation.- Ground water monitoring and remediation, 16(4): 125 – 131; Dublin, OH
- MEINHOLD, R. (1989): Geschichte der Bohrlochmessungen bis zum zweiten Weltkrieg.- Zeitschrift für Geologische Wissenschaften, 17: 1109 - 1121; Berlin
- MERKEL, B.; DIETRICH, P.G.; STRUCKMEIER, W. & LÖHNERT, E.P. (Hrsg.) (1996): Grundwasser und Rohstoffgewinnung.- von Loga: 551 S.; Köln

- MERKEL, B. & SPERLING, B. (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme. Teil II.- DVWK Schriften, 117: XVIII + 397 S.; Bonn
- MEYER, E. & GROSSMANN, J. (1997): Abbildung elsterkaltzeitlicher Rinnen in einem hydraulischen Grundwassermodell.- Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke GmbH, 16(2): 16 – 21; Hamburg
- MICHALSKI, A. (1989): Application of temperature and electrical-conductivity logging in ground water monitoring.- Ground water monitoring review, 9(3): 112 - 118; Dublin, OH
- MIELCAREK, W.; NILLERT, P. & SCHÄFER, D. (1991): Beeinflussung nichtkontaminierter Grundwässer durch Spülbohrverfahren.- BBR, 42: 313 – 318; Köln
- MOENCH, A.F. (1994): Specific yield as determined by type-curve analysis of aquifer-test data.- Ground water, 32: 949 - 957; Dublin, OH
- MOLZ, F.J.; BOMAN, G.K.; YOUNG, S.C. & WALDROP, W.R. (1994): Borehole flowmeters: Field applications and data analysis.- Journal of hydrology, 163: 347 - 371; Amsterdam
- MOLZ, F.J.; MORIN, R.H.; HESS, A.E.; MELVILLE, J.G. & GÜVEN, O. (1989): The impeller meter for measuring aquifer permeability variations: Evaluation and comparison with other tests.- Water resources research, 25: 1677 - 1683; Washington, D.C.
- MORGENSTERN, A. (2005): Entwicklung einer Einbohrloch-Messsonde zur Bestimmung der horizontalen Fließparameter ohne Störung des Strömungsfeldes.- Proceedings des DGFZ e.V., 28: XVI + 132 S.; Dresden
- MÜLLER, G. (2001): Altlastenbewertung für den Wirkungspfad Boden - Grundwasser (Sickerwasserprognose) und Festsetzung vorläufiger Sanierungsziele im Freistaat Sachsen.- Altlasten Spektrum, 10: 120 – 127; Berlin
- MÜLLER, N. & GÜCKER, R. (1990): Gründungsschäden an historischen Bauwerken.- Landesinstitut für Bauwesen und angewandte Bauschadensforschung, 2.9: 133 S.; Aachen
- NAHRGANG, G. (1963): Über theoretische Überlegungen über Leistungssteigerungen beim Entsanden von Bohrbrunnen.- BBR, 14: 340 – 341; Köln
- NAHRGANG, G. (1982): Über Brunnen.- BBR, 33: 56 – 63; Köln
- NAHRGANG, G. & SCHWEIZER, W. (1982): Untersuchungen über die Stabilität und das Dichtfahren von Filtern aus Sanden und Kiesen bei Bohrungen: Stufe I und II.- DVGW-Schriftenreihe Wasser, 11: 18 S.; Eschborn
- NEITZEL, P.L.; SCHNEIDER, P.; ECKARDT, L.; KUHN, K.; LANKAU, R. & DEHNERT, J. (2002): Analytische Erprobung der Electrical Sensing Zone (ESZ)-Methode für die Quantifizierung von Partikeln in Grund-, Oberflächen- und Modellwasser - Labor- und Felduntersuchungen.- Vom Wasser, 98: 91 – 115; Weinheim

- NEUMANN, K. & WEBER, K. (1995): Baubedingte Grundwasserschwankungen und Vegetation.- Gartenamt, 44: 235 – 242; Hannover
- NEUMANN, K. & WOLFF, K. (1998): Vermeidung von Vegetationsschäden bei Grundwasserentnahmen.- Wasserrecht und Wasserwirtschaft, 35: 9 – 29; Berlin
- NGWA (NATIONAL GROUND WATER ASSOCIATION) (Ed.) (1998): Manual of water well construction practices. 2nd edition.- NGWA: XVII + 246 S.; Westerville, OH
- NIEDERSÄCHSISCHER ARBEITSKREIS SICKERWASSERPROGNOSE (2001): Die Sickerwasserprognose in der Praxis.- Manuskript: 29 S.; Hannover
- NIEHUES, B. (2002): Anforderungen und Problematiken von Abdichtungen in Bohrungen, Messstellen und Brunnen.- BBR, 53(3): 22 – 25; Köln
- NIELSEN, D.M. (Hrsg.) (1991): Practical handbook of ground water monitoring.- Lewis: X + 717 S.; Chelsea, MI
- NILSSON, B.; JAKOBSEN, R. & ANDERSEN, L.J. (1995a): Development and testing of active groundwater samplers.- Journal of hydrology, 171: 223 – 238; Amsterdam
- NILSSON, B.; LUCKNER, L. & SCHIRMER, M. (1995b): Field trials of active and multi-port sock samplers in gravel-packed wells.- Journal of hydrology, 171: 259 - 289; Amsterdam
- NOLTE, L.-P. (1988): Niederbringung von tiefen Grundwassermeßstellen im Raum Südost-Holstein.- BBR, 39: 282 – 290; Köln
- NOLTE, L.-P. & HARTWIG, H. (1998a): Pflege, Sanierung und Rückbau von Grundwassermeßstellen. Teil 1.- BBR, 49(2): 29 – 32; Köln
- NOLTE, L.-P. & HARTWIG, H. (1998b): Pflege, Sanierung und Rückbau von Grundwassermeßstellen. Teil 2.- BBR, 49(3): 26 - 34; Köln
- NOLTE, L.-P. & ROHDE, H. (1994): Verfüllmaßnahmen an Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen.- BBR, 45(12): 10 – 14; Köln
- NYER, E.K. (1999): Looking back.- Ground water monitoring and remediation, 19(4): 54 - 56; Westerville, OH
- NYER, E.K. (2004a): Design bias.- Ground water monitoring and remediation, 24(3): 46 - 50; Westerville, OH
- NYER, E.K. (2004b): Five small steps for hydrogeologists to take over the world ... of remediation, 24(4): 44 - 50; Westerville, OH
- NYER, E.K. & FIERRO, P. (2001) : Real science.- Ground water monitoring and remediation, 21(3): 34 – 38; Westerville, OH
- OELSNER, C. (Ed.) (1997): Radiometrie.- in KNÖDEL et al. (1997): 725 - 747; Berlin

- OELSNER, K. (2001): Tipp im Lotto immerfort... Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung.- Altlasten Spektrum, 10: 100 – 101; Berlin
- OGDEN, F.L. & RUFF, J.F. (1993): Strength of bentonite water-well annulus seals in confined aquifers.- Journal of irrigation and drainage engineering, 119: 242 – 250; New York
- ORTLAM, D. (1983): Einsatz und Möglichkeiten von Pollution-Tracer-Verfahren am Beispiel der Weser.- Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie Abhandlungen, 165: 303 - 325; Stuttgart
- OSBORNE, P.S. (1993): Suggested operating procedures for aquifer pumping tests.- Ground water issue: 23 S.; Ada, OK [EPA 540/ S-93-503]
- PAHLKE, G.; LEONHARD, H. & TAPPE, M. (2000): Mögliche Umweltbelastungen durch die Nutzung von MTBE als Kraftstoffzusatz in Deutschland und Westeuropa.- Erdöl, Erdgas, Kohle, 116: 498 – 504; Wien/Hamburg
- PAILLET, F.L. & PEDLER, W.H. (1996): Integrated borehole logging methods for wellhead protection applications.- Engineering geology, 42: 155 - 165; Amsterdam
- PARCZEWSKI, A.; KRAFT, J. & EINAX, J. (2004): Examination and presentation of element distribution in soil.- Journal of soils and sediments, 4: 170 – 176; Landsberg
- PARKER, L.V.; HEWITT, A.D. & JENKINS, T.F. (1990): Influence of casing materials on trace-level chemicals in well water.- Ground water monitoring review, 10(2): 146 – 156; Dublin, OH
- PARKER, L.V. & RANNEY, T.A. (1994): Effect of concentration on sorption of dissolved organics by PVC, PTFE, and stainless steel well casings.- Ground water monitoring and remediation, 14(3): 139 – 149; Dublin, OH
- PARKER, L.V. & RANNEY, T.A. (1996): Further studies on the softening of rigid PVC by aqueous solutions of organic solvents.- U.S. Army Corps of Engineers Cold Regions Research and Engineering Laboratory Special report, 96-26: IV + 22 S.; Hanover, NH
- PARKHURST, D.L. & APPELO, C.A.J. (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report, 99-4259: XIV + 312 S.; Denver, CO
- PAUL, K.F. (1994): Zusammenhänge zwischen Brunnenbau und den verschiedenen Arten der Brunnenalterung. Teil 1.- BBR, 45(6): 26 – 37; Köln
- PAUL, K.F. (1997): Ursachen der Brunnenalterung.- WAR-Schriftenreihe, 103: 33 – 80; Darmstadt
- PEKDEGER, A. & SCHULZ, H.D. (1975): Ein Methodenvergleich zur Laborbestimmung des  $k_f$ -Wertes von Sanden.- Meyniana, 27: 35 – 40; Kiel

- PINDER, G.F. & GRAY, W.G. (1977): Finite element simulation in surface and subsurface hydrology.- Academic: 295 S.; New York
- PIOTROWSKI, J.A. (1992): Was ist ein Till?.- Geowissenschaften, 10: 100 – 108; Weinheim
- PIPER, A.M. (1944): A graphic procedure in the geochemical investigation of water analyses.- American Geophysical Union Transactions, 25: 914 – 923; Washington, D.C.
- PLUMMER, L.N. & FRIEDMAN, L.C. (1999): Tracing and dating young ground water.- U.S. Geological Survey Fact sheet, 0134-99: 4 S.; Washington, D.C.  
[<http://pubs.usgs.gov/fs/FS-134-99/>; letzter Zugriff: 20.01.06]
- POCCI, F. VON (1855): Der artesische Brunnen oder Kasperl bei den Leuwutschen.-  
[<http://www.gutenberg2000.de/pocci/brunnen/brunnen.htm>; letzter Zugriff: 14.05.02]
- POWERS, J.P. (1992): Construction dewatering. 2nd edition.- Wiley: XXIII + 492 S.; New York
- PREENE, M. (2000): Assessment of settlements caused by groundwater control.- Institution of Civil Engineers Proceedings, 143: 177 – 190; London
- PRICKETT, T.A. & LONQUIST, C.G. (1971): Selected digital computer techniques for groundwater resource evaluation.- Illinois State Water Survey Bulletin, 55: 62 S.; Urbana, IL
- PTAK, T. (1993): Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung.- Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart, 80: X + 176 S.; Stuttgart
- PULS, R.W. & BARCELONA, M.J. (1996): Low-flow (minimal drawdown) ground-water sampling procedures.- EPA Ground Water Issue: 12 S.; Ada, OK [EPA /540/S-95/504]
- PYKA, W. (1994): Freisetzung von Teerinhaltstoffen aus residualer Teerphase in das Grundwasser: Laboruntersuchungen zur Lösungsrate und Lösungsvermittlung.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, C-21: 76 S.; Tübingen
- RADMANN, K.-J. (1999): Einsatz 3-dimensionaler Grundwassermodelle zur Auswertung von Pumpversuchen in heterogenen Grundwasserleitern.- in GILLBRICHT (1999a): 77 - 86; Hamburg
- RADMANN, K.-J. & GILLBRICHT, C.A. (1997): Berechnung von Brunnenverlusten mit instationären Verfahren.- Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke GmbH, 16(2): 22 - 29; Hamburg
- RAMEY, H.J. (1982): Well-loss function and the skin effect: a review.- Geological Society of America Special paper, 189: 265 - 271; Boulder, CO

- RANNEY, T.A. & PARKER, L.V. (1997): Comparison of fiberglass and other polymeric well casings, part I: susceptibility to degradation by chemicals.- Ground water monitoring and remediation, 17(1): 97 – 103; Westerville, OH
- RANNEY, T.A. & PARKER, L.V. (1998a): Comparison of fiberglass and other polymeric well casings. Part II: Sorption and leaching of trace-level organics.- Ground water monitoring and remediation, 18(2): 107 – 112; Westerville, OH
- RANNEY, T.A. & PARKER, L.V. (1998b): Comparison of fiberglass and other polymeric well casings, part III. Sorption and leaching of trace-level metals.- Ground water monitoring and remediation, 18(3): 127 – 133; Westerville, OH
- RAPP, M.C.; FULDA, C.; SCHÄFER, W. & KINZELBACH, W. (1998): The dual pumping technique (DPT) for level-determined sampling in fully screened groundwater wells.- Journal of hydrology, 207: 220 – 235; Amsterdam
- RASMUSSEN, T.C. & CRAWFORD, L.A. (1997): Identifying and removing barometric pressure effects in confined and unconfined aquifers.- Ground water, 35: 502 – 511; Westerville, OH
- RECHLIN, B. (1997): Zur Anwendung des hydrogeochemischen Genesemodells der Wässer in den Grundwasserleiterkomplexen des Landes Brandenburg (mittelbrandenburgischer Raum, Stand April 1997).- Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge, 4(1): 67 – 71; Kleinmachnow
- RECKHORN, S.B.F.; ZUQUETTE, L.V. & GRATHWOHL, P. (2001): Experimental investigations of oxygenated gasoline dissolution.- Journal of environmental engineering, 127: 208 – 216; New York
- REILLY, T.E. (2001): System and boundary conceptualization in ground-water flow simulation.- U.S. Geological Survey Techniques of water-resources investigations, 3-B8: VI + 29 S.; Reston, VA
- REIMANN, C. & FILZMOSER, P. (2000): Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data.- Environmental geology, 39: 1001 – 1014; New York
- REMLER, F. (1990): Einflüsse von Meßstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe.- DVWK Mitteilungen, 20: XI + 141 S.; Bonn
- REMSON, I.; HORNBERGER, G.M. & MOLZ, F.J. (1971): Numerical methods in subsurface hydrology with an introduction to the finite element method.- Wiley-Interscience: XVI + 389 S.; New York
- RENGER, M. & STREBEL, O. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften.- Wasser und Boden, 32: 362 – 366; Hamburg
- RENGER, M.; STREBEL, O.; SPONAGEL, H. & WESSOLEK, G. (1984): Einfluß von Grundwasser-senkungen auf den Pflanzenertrag landwirtschaftlich genutzter Flächen.- Wasser und Boden, 36: 499 – 502; Hamburg

- RENGER, M. & WESSOLEK, G. (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung.- Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Hochschule der Bundeswehr München, 38b: 295 – 305; München
- REYNOLDS, J.M. (1997): An introduction to applied and environmental geophysics.- Wiley: IX + 796 S.; Chichester
- RIBBECK, W. & THOLEN, M. (1996): Qualitätsmerkmale und Qualitätskontrolle im Brunnenbau.- BBR, 47(4): 26 – 33; Köln
- RICHNOW, H.H. & MECKENSTOCK, R.U. (1999): Isotopen-geochemisches Konzept zur In-situ-Erfassung des biologischen Abbaus in kontaminiertem Grundwasser.- Terra-Tech, 8(5): 38 – 41; Mainz
- RÖDER, R.; VON DER TRENCK, K.T.; MARKARD, C.; KÜHL, C. & SLAMA, H. (1999): Ableitungskriterien für Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen.- Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 11: 212 – 218; Landsberg
- RÖSCH, A. (1992): Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit im Gelände - Entwicklung von Meßsystemen und Vergleich verschiedener Auswerteverfahren.- Mitteilungshefte des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik der Technischen Universität Braunschweig, 39: V + 156 S.; Braunschweig
- ROSENFELD, M. (1998): Fluid-Logging.- in SCHREINER & KREYSING (1998): 282 – 298; Berlin
- ROSSUM, J.R. (1975): Checking the accuracy of water analysis through the use of conductivity.- American Water Works Association Journal, 67: 204 – 205; New York
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. 6. Auflage.- Springer: XXIV + 552 S.; Berlin
- SALISKO, W. & SUTTER, K. (1980): Das Entsandungskolben von Brunnen.- BBR, 31: 232 – 234; Köln
- SAVENIJE, H.H.G. (2004): The importance of interception and why we should delete the term evapotranspiration from our vocabulary.- Hydrological processes, 18: 1507 – 1511; New York
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K.H. & SCHWERTMANN, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde "Scheffer / Schachtschabel". 14. Auflage.- Enke: XII + 494 S.; Stuttgart
- SCHAD, H. & TEUTSCH, G. (1996): Einfluß von Untergrundheterogenitäten auf die Dimensionierung von passiven Systemen zur Sanierung kontaminierter Standorte.- in MERKEL et al. (1996): 436 - 441; Köln
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis.- Springer: XVII + 172 S.; Berlin

- SCHENK, V.; WILLY, H. & FREIMANN, R. (1996): Meßungenauigkeiten bei der Ermittlung von Grundwasserständen mit Kabellichtloten.- Wasserwirtschaft, 86: 26 – 30; Stuttgart
- SCHUEBER, M. (1999): Mathematisches Grundwassermodell "Kluftgrundwasserleiter": Diskussion der Probleme und Grenzen bei der analytischen Auswertung von Pumpversuchen in Kluftgrundwasserleitern.- Profil, 16: 297 – 314; Stuttgart
- SCHeyTT, T.; GRAMS, S. & FELL, H. (1998): Vorkommen und Verhalten eines Arzneimittels (Clofibrinsäure) im Grundwasser.- Grundwasser, 3: 67 – 77; Berlin/Heidelberg
- SCHILDKNECHT, F. & SCHNEIDER, W. (1987): Über die Gültigkeit des Darcy-Gesetzes in bindigen Sedimenten bei kleinen hydraulischen Gradienten - Stand der wissenschaftlichen Diskussion.- Geologisches Jahrbuch, C48: 3 – 21; Hannover
- SCHIRMER, M. (1999): Das Verhalten des Benzinhaltstoffes Methyltertiärbutylether (MTBE) in Grundwasser.- Grundwasser, 4: 95 - 102; Berlin/Heidelberg
- SCHIRMER, M. & WEISS, H. (1999): Einfluss refraktärer Substanzen wie Methyltertiärbutylether (MTBE) auf den "Natural Attenuation"-Ansatz in Grundwasserleitern.- Altlasten Spektrum, 8: 340 – 344; Berlin
- SCHMID, T. (2001): Sickerwasserprognose: Länderaktivitäten bei Arbeitshilfen für den Vollzug.- TerraTech, 10(5): 18 – 24; Mainz
- SCHMIDT, G.W. (1987): The use of PVC casing and screen in the presence of gasolines on the ground water table.- Ground water monitoring review, 7(2): 94 – 95; Dublin, OH
- SCHNEIDER, G. (1988): Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwertes von mineralischen Dichtungsschichten aus in situ-Versuchen.- Bautechnik, 65: 424 – 426; Berlin
- SCHNEIDER, H. (1961): Vertikalbrunnen – Horizontalbrunnen.- BBR, 12: 412 – 429; Berlin
- SCHNEIDER, H. (Hrsg.) (1988): Die Wassererschließung.- Vulkan: XXIV + 867 S.; Essen
- SCHOENEN, D. (1992): Bakteriologische Belastung des Grundwassers durch Bohrspüladditive und Brunnenregenerationsmittel.- Gesundheits-Ingenieur, 113: 83 – 86; München
- SCHOENEN, D. & LAKES, P. (1989): Einfluß von Bohrspüladditiven auf die Wasserbeschaffenheit.- BBR, 40: 560 – 565; Köln
- SCHÖTTLER, M. (1997): Meßbarkeit der Grundwasserbewegung durch Visualisierung der Strömung in Bohrbrunnen.- Shaker: XII + 119 S.; Aachen [Diss. Univ. Köln]
- SCHÖTTLER, M. (2004): Erfassung der Grundwasserströmung mittels des GFV-Messsystems.- Geotechnik, 27: 41 - 46; Essen
- SCHREINER, M. & KREYSING, K. (Hrsg.) (1998): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Band 4: Geotechnik, Hydrogeologie.- Springer: XX + 577 S.; Berlin

- SCHULMEISTER, M.K.; BUTLER, J.J.; HEALEY, J.M.; ZHENG, L.; WYSOCKI, D.A. & MCCALL, G.W. (2003): Direct-push electrical conductivity logging for high-resolution hydrostratigraphic characterization.- Ground water monitoring and remediation, 23(3): 52 – 62; Westerville, OH
- SEEGERS, H. (1993): Der älteste Holzbau der Welt - ein 7300 Jahre alter Brunnen.- gwf Wasser/Abwasser, 134: 711 – 714; München
- SEIBEL, M. (2003): Der Stand der Technik im Umweltrecht.- Umweltrecht in Forschung und Praxis, 10: XV + 241 S.; Hamburg
- SEILER, K.-P. (1973): Durchlässigkeit, Porosität und Kornverteilung quartärer Kies-Sand-Ablagerungen des Bayerischen Alpenvorlandes.- gwf Wasser/Abwasser, 114: 353 – 358; München
- SEILER, R.L. (1996): Methods for identifying sources of nitrogen contamination of ground water in valleys in Washoe County, Nevada.- U.S. Geological Survey Open-file report, 96-0461: 20 S.; Carson City, NV
- SEILER, R.L.; ZAUGG, S.D.; THOMAS, J.M. & HOWCROFT, D.L. (1999): Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells.- Ground water, 37: 405 – 410; Westerville, OH
- SEN, Z. (1989): Nonlinear flow toward wells.- Journal of hydraulic engineering, 115: 193 – 209; New York
- SENGPIEL, K.-P. & FLUCHE, B. (1992): Application of airborne electromagnetics to groundwater exploration in Pakistan.- Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft, 143: 254 – 261; Hannover
- SETARGE, B.; DANZER, J.; KLEIN, R. & GRATHWOHL, P. (1999): Partitioning and interfacial tracers to characterize non-aqueous phase liquids (NAPL) in natural aquifer materials.- Physics and chemistry of the earth, B24: 501 – 510; Amsterdam
- SEUME, J.G. (2001) : Spaziergang nach Syrakus im Jahre 1802.- Insel: 455 S.; Frankfurt a.M.
- SHERARD, J.L.; DUNNIGAN, L.P. & TALBOT, J.R. (1984): Basic properties of sand and gravel filters.- Journal of geotechnical engineering, 110: 684 – 700; New York
- SICHARDT, W. (1927): Das Fassungsvermögen von Rohrbrunnen und seine Bedeutung für die Grundwasserabsenkung, insbesondere für größere Absenkungstiefen.- Springer: 89 S.; Berlin
- SIEGEL, D.I. (2001): Review of "Applied chemical hydrogeology" by Alan Kehew.- Ground water, 39: 324 – 325; Dublin, OH
- SIEH, K. & LEVAY, S. (1998): The Earth in turmoil: Earthquakes, volcanoes, and their impact on humankind.- Freeman: VI + 324 S.; New York

- SILLIMAN, S.E. (1995): Particle transport through two-dimensional, saturated porous media: influence of physical structure of the medium.- *Journal of hydrology*, 167: 79 – 98; Amsterdam
- SKOWRONEK, F. & GROSSMANN, J. (1998): Grundwasserstandsmessungen in Grundwassermeßstellen mit Salzwassereinfluß.- *Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke GmbH*, 17(2): 34 – 40; Hamburg
- SMITH, A.J. (2004): Mixed convection and density-dependent seawater circulation in coastal aquifers.- *Water resources research*, 40: W08309-1 - W08309-16; Washington, D.C.
- SMITH, S.A. (1995): Monitoring and remediation wells. Problem prevention, maintenance, and remediation.- CRC Lewis: 183 S.; Boca Raton, FL
- SMITH, S.A. (2001): Major well maintenance and rehabilitation references.- Smith-Comeskey Ground Water Science LLC; Upper Sandusky, OH  
[<http://www.groundwatersystems.com/m&rrefs.html>; letzter Zugriff: 20.01.06; letztes Update 13.01.2004]
- SONTHEIMER, H.; SPINDLER, P. & ROHMANN, U. (1980): Wasserchemie für Ingenieure.- ZfGW-Verlag: 492 S.; Frankfurt a.M.
- SPANE, F.A. & WURSTNER, S.K. (1993): DERIV: A computer program for calculating pressure derivatives for use in hydraulic test analysis.- *Ground water*, 31: 814 – 822; Dublin, OH
- SPIZ, K. & MORENO, J. (1996): A practical guide to groundwater and solute transport modeling.- Wiley-Interscience: XVII + 461 S.; New York
- SPRANGER, E. (1978): Die Saugstromsteuerung.- *BBR*, 29: 10 – 16; Köln
- STRAATEN, L. VAN & HESSER, F. (1998): Grundwasserprobennahme.- in VOIGT & WIPPERMANN (1998): 136 – 157; Berlin
- STRAMEL, G.J. (1965): Maintenance of well efficiency.- *American Water Works Association Journal*, 57: 996 – 1010; New York
- STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1981): Aquatic chemistry.- Wiley & Sons: XIV + 780 S.; New York
- STUPP, H.D. & PÜTTMANN, W. (2001): Migrationsverhalten von PAK in Grundwasserleitern.- *Alllasten Spektrum*, 10: 128 – 136; Berlin
- STURCHIO, N.C.; CLAUSEN, J.L.; HERATY, L.J.; HUANG, L.; HOLT, B.D. & ABRAJANO, T.A. (1998): Chlorine isotope investigation of natural attenuation of trichloroethene in an anaerobic aquifer.- *Environmental science and technology*, 32: 3037 – 3042; Easton, PA
- SUEKER, J.K. (2001): Isotope applications in environmental investigations: Theory and use in chlorinated solvent and petroleum hydrocarbon studies.- *Remediation*, 12(1): 5 – 24; New York

- SUKOP, M.C. (2000): Estimation of vertical concentration profiles from existing wells.- Ground water, 38: 836 – 841; Westerville, OH
- TAYLOR, K.C.; HESS, J.W. & MAZZELA, A. (1989): Field evaluation of a slim-hole borehole induction tool.- Ground water monitoring review, 9(1): 100 - 104; Dublin, OH
- TAYLOR, K. & MOLZ, F. (1990): Determination of hydraulic conductivity and porosity logs in wells with a disturbed annulus.- Journal of contaminant hydrology, 5: 317 - 332; Amsterdam
- TAYLOR, S.R.; MOLTYANER, G.L.; HOWARD, K.W.F. & KILLEY, R.W.D. (1987): A comparison of field and laboratory methods for determining contaminant flow parameters.- Ground water, 25: 321 – 330; Dublin, OH
- TELLAM, J.H. (1992): Reversed flow test: A borehole logging method for estimating pore water quality and inflow rates along an uncased borehole profile.- Ground water monitoring review, 12(2): 146 - 154; Dublin, OH
- TETZLAFF, B.; TAUGS, R.; KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2004): Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg.- Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, 46: 87 S.; Jülich
- THEIS, C.V. (1935): The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage.- American Geophysical Union Transactions, 16: 519 – 524; Washington, D.C.
- THIEM, A. (1888): Neue Messungsart natürlicher Grundwassergeschwindigkeiten.- Journal für Gasbeleuchtung und Wasserversorgung, 31: 18 – 28; München/Leipzig
- THIEM, G. (1906): Hydrologische Methoden.- Gebhardt: 56 S.; Leipzig
- THIEM, G. (1940): Berechnete und beobachtete Grundwassermengen.- gwf Wasser/Abwasser, 83: 509 – 513; München
- THOLEN, M. (1997): Arbeitshilfen für den Brunnenbauer.- R.Müller: 212 S.; Köln
- THOLEN, M. (1999): Alternative Ausbaumöglichkeiten von Vertikalfilterbrunnen.- BBR, 50(8): 31 – 34; Köln
- THOLEN, M. & BERTRAM, M. (2000): Anforderungen an den modernen Brunnenbau.- BBR, 51(10): 50 – 56; Köln
- THOLEN, M. & TRESKATIS, C. (1998): Planung, Durchführung und Auswertung von Leistungspumpversuchen im Brunnenbau.- BBR, 49(8): 32 – 38; Köln
- THOMSEN, R. (1990): Effect of climate variability and change in groundwater in Europe.- Nordic hydrology, 21: 185 – 194; Copenhagen

- THOMSEN, R. (1993): Future droughts, water shortages in parts of Western Europe.- EOS Transactions of the American Geophysical Union, 74: 161 – 165; Washington, D.C.
- THULLNER, M.; HOHENER, P.; KINZELBACH, W. & ZEYER, J. (2000): Validation of the dual pumping technique for level-determined groundwater sampling in a contaminated aquifer.- Journal of hydrology, 235: 104 – 116; Amsterdam
- TOUSSAINT, B. (1987): Erfahrungen mit Eignungsprüfungen von Meßstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit.- Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 31: 1 – 11; Koblenz
- TOUSSAINT, B. (1989): Anforderungen an den Bau von Grundwassermeßstellen aus hydrogeologischer Sicht.- Oberrheinische Geologische Abhandlungen, 35: 111 – 128; Stuttgart
- TRENTER, N.A. (1999): A note on the estimation of permeability of granular soils.- Quarterly journal of engineering geology and hydrogeology, 32: 383 – 388; London
- TRESKATIS, C.; VOLGNANDT, P.; WESSOLLEK, H.; PURONPÄÄ-SCHÄFER, P.; GERBL-RIEGER, S. & BLANK, K.-H. (1998): Anforderungsprofile an den wirtschaftlichen Bau und Betrieb von Bohrbrunnen.- Grundwasser, 3: 117 – 128; Berlin/Heidelberg
- TSANG, C.-F.; HUFSCHMIED, P. & HALE, F.V. (1990): Determination of fracture inflow parameters with a borehole fluid conductivity method.- Water resources research, 26: 561 – 578; Washington, D.C.
- U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (Ed.) (1996): Cone penetrometer.- U.S. Department of Energy; Washington, D.C. [<http://web.em.doe.gov/plumesfa/intech/conepen/>; letzter Zugriff: 20.01.06]
- UTERMANN, J. (HRSG.) (2000): Labormethoden-Dokumentation.- Geologisches Jahrbuch, G8: 215 S.; Hannover
- VOGELANG, H. (1867): Philosophie der Geologie und mikroskopische Gesteinsstudien.- Max Cohen & Sohn: 229 S.; Bonn
- VOIGT, H.-J. & WIPPERMANN, T. (1998): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Band 6: Geochemie.- Springer: XVI + 491 S.; Berlin
- VROBLESKY, D.A. (2001a): User's guide for polyethylene-based passive diffusion bag samplers to obtain volatile organic compound concentrations in wells. Part 1: Deployment, recovery, data interpretation, and quality control and assurance.- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report, 01-4060: IV + 18 S.; Columbia, SC
- VROBLESKY, D.A. (ED.) (2001b): User's guide for polyethylene-based passive diffusion bag samplers to obtain volatile organic compound concentrations in wells. Part 2: Field tests.- U.S. Geological Survey Water-resources investigations report, 01-4061; Columbia, SC

- VROBLESKY, D.A. & PETERSON, J.E. (2004): Flow-Meter and passive diffusion bag tests and potential influences on the vertical distribution of contaminants in wells at Galena Airport, Galena, Alaska, August to October 2002.- U.S. Geological Survey Open-file report, 04-1241: VI + 37 S.; Reston, VA
- VUKOVIC, M. & PUSIC, M. (1992): Soil stability and deformation due to seepage.- Water Resources Publ.: VI + 80 S.; Highlands Ranch, CO
- WAKITA, H. (1981): Precursory changes in groundwater prior to the 1978 Izu-Oshima-Kinkai earthquake.- Maurice Ewing Series, 4: 527 – 532; Washington, D.C.
- WALKER, W.H. (1974): Tube wells, open wells, and optimum groundwater resource development.- Ground water, 12: 10 – 15; Worthington, OH
- WALTON, W.C. (1962): Selected analytical methods for well and aquifer evaluation.- Illinois State Water Survey Bulletin, 49: IV + 81 S.; Urbana, IL
- WEART, S. (2003): The discovery of rapid climate change.- Physics today, 54(8): 30 – 36; Washington, D.C.
- WEIGHT, W.D. & SONDEREGGER, J.L. (2001): Manual of applied field hydrogeology.- McGraw-Hill: XVI + 608 S.; New York
- WEINGRAN, C. (2004): Die Sanierung der TRI-Halde.- Handbuch der Altlastensanierung, 9200.07.2: 1 – 42; Heidelberg
- WEISS, H. (1998): Säulenversuche zur Gefahrenbeurteilung für das Grundwasser an PAK-kontaminierten Standorten.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, C-45: VII + 111 S.; Tübingen
- WENCK, H. & SCHNIEDER, C. (1993): Chemisch-physikalische Daten von Otto- und Dieselmotoren.- DGMK-Forschungsbericht, 409: 119 S.; Hamburg
- WENDLING, G. (1991): Variation de perméabilité au voisinage d'un puits due à un développement par pistonnage.- Diss. Université de Montréal: XXX + 329 S.; Montréal
- WENDLING, G.; CHAPUIS, R.P. & GILL, D.E. (1997): Quantifying the effects of well development in unconsolidated material.- Ground water, 35: 387 – 393; Westerville, OH
- WIEDERHOLD, H. (1999): Quartäre Rinnen im geophysikalischen Abbild.- in KIRSCH (1999a): 19 - 27; Flintbek
- WILDE, F.D. & GIBS, J. (1998): Turbidity.- U.S. Geological Survey Techniques of water-resources investigations, 9-A6.7: 30 S.; Washington, D.C.
- WILLIAMS, E.B. (1981): Fundamental concepts of well design.- Ground water, 19: 527 – 542; Worthington, OH
- WILLY, H.; SPRENGER, W. & WITTMER, G. (2004): Fernsehbefahrung von Grundwassermessstellen.- Materialienbände des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft,

- 116: 104 S.; München  
[[http://www.bayern.de/lfw/service/download/materialien\\_116.pdf](http://www.bayern.de/lfw/service/download/materialien_116.pdf); letzter Zugriff: 20.01.06]
- WITTMANN, L. (1980): Filtrations- und Transportphänomene in porösen Medien.- Veröffentlichungen des Instituts für Bodenmechanik und Felsmechanik der Universität Fridericiana in Karlsruhe, 86: V + 168 S.; Karlsruhe
- WOOD, W.W. (1999): Use and misuse of the chloride-mass balance method in estimating ground water recharge.- *Ground water*, 37: 2 – 3; Westerville, OH
- WU, Y. (2003): Mechanism analysis of hazards caused by the interaction between groundwater and geo-environment.- *Environmental geology*, 44: 811 – 819; New York
- YAGER, R.M. (1998): Detecting influential observations in nonlinear regression modeling of groundwater flow.- *Water resources research*, 34: 1623 - 1633; Washington, D.C.
- YEARSLEY, E.N.; CROWDER, R.E. & IRONS, L.A. (1991): Monitoring well completion evaluation with borehole geophysical density logging.- *Ground water monitoring review*, 11(1): 103 - 111; Dublin, OH
- YOUNG, S.C. & PEARSON, H.S. (1995): The electromagnetic borehole flowmeter: Description and application.- *Ground water monitoring and remediation*, 15(4): 138 - 147; Dublin, OH
- YOUNGER, P.L. (1993): Simple generalized methods for estimating aquifer storage parameters.- *Quarterly journal of engineering geology*, 26: 127 – 135; London
- ZAMFIRESCU, D. & GRATHWOHL, P. (2001): Occurrence and attenuation of specific organic compounds in the groundwater plume at a former gasworks site.- *Journal of contaminant hydrology*, 53: 407 – 427; Amsterdam
- ZEISBERGER, V. & SCHMID, T. (2001): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser.- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, 3(3): 80 S.; Wiesbaden
- ZENNER, M. (1996): Ein Beitrag zur Analyse von Slug Tests in hochpermeablen Grundwasserleitern.- Dissertation Freie Universität: 139 S.; Berlin
- ZHU, C. & MURPHY, W.M. (2000): On radiocarbon dating of ground water.- *Ground water*, 38: 802 – 804; Westerville, OH
- ZIEGLER, M. (2002): Sicherheit und Risiko in der Geotechnik.- Manuskript: 56 S.; Aachen  
[[www.geotechnik.rwth-aachen.de/images/Antrittsvorlesung.pdf](http://www.geotechnik.rwth-aachen.de/images/Antrittsvorlesung.pdf); letzter Zugriff: 18.06.02]
- ZOELLMANN, K.; KINZELBACH, W. & FULDA, C. (2001): Environmental tracer transport ( $^3\text{H}$  and  $\text{SF}_6$ ) in the saturated and unsaturated zones and its use in nitrate pollution management.- *Journal of hydrology*, 240: 187 – 205; Amsterdam

ZSCHERPE, G. & STEINBRECHER, D. (1997): Bohrlochgeophysik.- in KNÖDEL et al. (1997): 789 - 895; Berlin