

Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe

im Grundwasser pleistozäner Lockersedimente

M. Nerger



Gustav Fischer Verlag • Stuttgart/New York • 1990

Der 1902 gegründete gemeinnützige Verein für Wasser-, Boden- und Luft-hygiene E.V. fördert das gleichnamige Institut des Bundesgesundheitsamtes.

Außerdem tritt er über das Institut mit wissenschaftlichen Veranstaltungen auf den einschlägigen Gebieten der Umwelthygiene und der Gesundheitstechnik an die Öffentlichkeit.

Er gibt für seine Mitglieder die Schriftenreihe und die Literaturberichte über Wasser, Abwasser, Luft und feste Abfallstoffe (Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York) heraus.

Geschäftsführender Vorstand:

Oberstadtdirektor a. D. Hans-Diether Imhoff, Dortmund

Direktor Dr.-Ing. Günther Annen, Essen

Direktor Dr.-Ing. Heinz Tessorff, Berlin

Geschäftsführung:

Dipl.-Ing. Heiner Nobis-Wicherding,

Postfach 31 01 69, 1000 Berlin 31

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten

© Copyright 1990 by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,
Berlin-Wilmersdorf

Printed in Germany

ISBN 3-437-30666-9

Herstellung: Westkreuz-Druckerei Berlin/Bonn, 1000 Berlin 49

Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe

im Grundwasser pleistozäner Lockersedimente

M. Nerger



**Untersuchungen
zu Eintrag, Verteilung und Ausbreitung
von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (LCKW)
im Grundwasser pleistozäner Lockersedimente**

**vorgelegt von
Diplom - Geologe
Manfred Nerger**

**vom Fachbereich 16
Bergbau und Geowissenschaften
der Technischen Universität Berlin**

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuß:

Vorsitzender: Prof. Dr. K. Germann

Berichter: Prof. Dr. E. Klitzsch

Berichter: Prof. Dr. A. Pekdeğer

Tag der mündlichen Prüfung: 6. 7. 1990

Berlin 1990

D 83

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
1. Einleitung	7
1.1 Chemische und physikalische Eigenschaften von LCKW und ihr Einsatz	7
1.2 Emissionen von LCKW in die Umwelt	8
1.2.1 Atmosphäre	10
1.2.2 Oberflächengewässer	11
1.2.3 Abfall und Abwasser	11
1.2.4 Untergrund	12
1.3 Ausbreitung und Verhalten von LCKW im Untergrund	13
1.4 Persistenz, Umwandlung und Toxizität der LCKW	16
1.5 Untersuchungsstrategie von Untergrundkontaminationen durch LCKW	18
1.6 Aufgaben- und Zielstellung	20
2. Untersuchungsgebiet	21
2.1 Lage	21
2.2 Geologie und Hydrogeologie	23
2.2.1 Geologisch-hydrogeologische Situation im Untersuchungsgebiet	23
2.2.2 Lagerungsverhältnisse und hydrogeologische Parameter	27
2.2.3 Grundwasserströmungsverhältnisse	30
2.2.4 Grundwasserneubildung	32
2.2.5 Grundwasserentnahme	34
2.2.6 Lage und Ausbau der Grundwassermeßstellen	34
2.2.7 Nutzungsentwicklung des Untersuchungsgebiets	35

3.	Untersuchungsmethoden	37
3.1	Bestimmung von LCKW in Flüssigkeiten	37
3.1.1	Einfluß des Ausgasens auf die LCKW-Konzentration in Grundwasserproben	44
3.2	Untersuchungen von LCKW in der ungesättigten Zone	45
3.2.1	Boden	45
3.2.2	Bodenluft	48
3.3	Physikalische und chemische Begleituntersuchungen des Grundwassers	50
3.4	Erfassung von Einsatz, Lagerung und Entsorgung von LCKW im Untersuchungsgebiet	53
4.	Ergebnisse	55
4.1	Physikalisch-chemische Parameter des Grundwassers	55
4.1.1	Diskussion	65
4.2	LCKW in der gesättigten Zone	67
4.2.1	Horizontale und vertikale Verteilung	67
4.2.2	LCKW-Verteilung in den Schadensgebieten	73
4.2.3	LCKW-Verunreinigung im Wasserwerk	76
4.2.4	Einfluß auf die Grundwassernutzung	83
4.2.5	Zusammenfassung	84
4.3	LCKW in der ungesättigten Zone	86
4.3.1	LCKW-Verteilung in der Bodenluft	86
4.3.1.1	Laterale Verteilung	86
4.3.1.2	Vertikale Verteilung	90
4.3.1.3	Diskussion	94
4.3.2	LCKW-Verteilung im Sediment	96
4.3.2.1	Diskussion	100
4.4	Mikrobieller Abbau von LCKW	102
4.4.1	Hinweise auf einen mikrobiellen Teilabbau im Grundwasser	102
4.4.2	Laboruntersuchungen	104
4.4.2.1	Material und Methoden	104
4.4.2.2	Ergebnisse	106
4.4.3	Diskussion	112
4.5	Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen	115

5.	Diskussion	118
6.	Zusammenfassung	121
7.	Literatur- und Quellenangaben	125
8.	Verzeichnis der Abkürzungen	140
9.	Anhang (weitere Abbildungen und Tabellen)	142
10.	Fremdsprachliche Zusammenfassungen (englisch, französisch, spanisch, russisch, arabisch)	165
11.	Danksagung	174



Vorwort

Aus der mehrjährigen interdisziplinären Forschungsarbeit zur Untersuchung von Chlorkohlenwasserstoff-Kontaminationen im Bereich eines Berliner Wasserwerkes, entstand der Wunsch, die langfristig gewonnenen umwelt- und hydrogeologisch relevanten Ergebnisse und die für die Praxis abzuleitenden Folgerungen in Form einer Dissertation zu präzisieren.

Die vorliegende Arbeit wurde in der Zeit von Juli 1988 bis September 1989 am Institut für Wasser-, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes unter Verwendung der dort in der Zeit von 1983 bis 1988 erarbeiteten Untersuchungsergebnisse angefertigt. Die im Text enthaltenen Abbildungen und Tabellen sind durchnummeriert und mit den Abkürzungen Abb. x und Tab. y gekennzeichnet. Abbildungen und Tabellen, die im Anhang zusammengestellt sind, werden dagegen mit Anl. Ax und Anl. Ty bezeichnet.

Um dem fremdsprachlichen Leser den Zugang zur Arbeit und ihren Hauptergebnissen zu ermöglichen, sind unter 10. fremdsprachliche Kurzfassungen angeführt, die aus der Übersetzung der deutschen Zusammenfassung stammen.

Teilergebnisse der Arbeit wurden bereits in Fachzeitschriften und Sammelwerken veröffentlicht.

M. Nerger



1. Einleitung

1.1 Chemische und physikalische Eigenschaften der LCKW und ihr Einsatz

Die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) sind niedermolekulare gesättigte (Chloralkane) und ungesättigte (Chloralkene) aliphatische Verbindungen (Tab.1).

Tab. 1: Zusammenstellung der wichtigsten leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe

Alkane :		
<u>Methan</u> CH_4 :	CH_2Cl_2 :	Dichlormethan (DCM, Methylenchlorid)
	CHCl_3 :	Trichlormethan (Chloroform)
	CCl_4 :	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
<u>Ethan</u> C_2H_6 :	$\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}_3$:	1,1,1-Trichlorethan (Methylchloroform, 1,1,1-TCA)
Alkene :		
<u>Ethen</u> C_2H_4 :	$\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$:	Monochlorethan (VC, Vinylchlorid)
	$\text{C}_2\text{H}_2\text{Cl}_2$:	(DCE, cis/trans-1,2-Dichlorethen)
	C_2HCl_3 :	Trichlorethen (TCE, Tri, Trichlorethylen)
	C_2Cl_4 :	Tetrachlorethen (PCE, Per, Tetra, Tetrachlorethylen Perchlorethylen)

Sie unterscheiden sich auf Grund ihrer chemischen Struktur in ihren Eigenschaften deutlich von den cyclischen aliphatischen und von den aromatischen Chlorkohlenwasserstoffen, zu denen u.a. eine Reihe bekannter Insektizide, wie Aldrin, Dieldrin, DDT, Lindan, p-Chlorphenol und 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure u.a.m. gehören (BEYER 1984). Die wichtigsten industriell genutzten LCKW sind Dichlormethan (DCM), 1,1,1-Trichlorethan (1,1,1-TCA), Trichlorethen (TCE) und Tetrachlorethen (PCE). Bei den in dieser Arbeit untersuchten Chlorethenen handelt es sich um Massenprodukte, die weltweit in Größenordnungen von Hunderttausend bis Millionen Tonnen jährlich produziert werden; in der Bundesrepublik Deutschland betrug die Produktion 1985 $255 \cdot 10^3$ t (DRECHSLER 1987). Die LCKW besitzen gegenüber Fett, Öl, Harz, Gummi, Lack, Wachs, Kunststoff, Bitumen, Teer und ähnlichen Stoffen ein sehr gutes Lösungsvermögen. Sie werden daher direkt als Löse- und Reinigungsmittel verwendet, wobei hauptsächlich 1,1,1-TCA, TCE, PCE und DCM eingesetzt werden. Ihre Einsatzgebiete in Industrie und Gewerbe sind entsprechend breit (ATRI 1985a, 1985b, 1985c, LÖCHNER 1981):

Chemikalienhandel,
Maschinen- und Elektroindustrie (Metallentfettung, Kaltreinigung),
Druckereien,
Chemische Reinigungen,
Tierkörperbeseitigungsanstalten (Fettextraktion),
Chemische Laboratorien.

Auf Grund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften zeigen die aufgeführten LCKW bezüglich ihres Umweltverhaltens ein relativ einheitliches, nur graduell abgestuftes Verhaltensbild und bilden eine nahezu einheitliche Gruppe. Sie sind wasserklare Flüssigkeiten, besitzen einen typischen Geruch und sind schwerer als Wasser. Sie haben eine Dichte, die je nach Einzelsubstanz zwischen 1,3 und 1,6 kg/m³ schwankt. Ihre Wasserlöslichkeit bewegt sich zwischen 160 mg/l und 20.000 mg/l (BUSS 1985), wodurch sie partiell in Wasser löslich, jedoch praktisch mit Wasser nicht mischbar sind. Bis auf PCE verdunsten sie schnell, auch aus wäßriger Lösung. Die kinematische Viskosität der LCKW, die die Mobilität eines Stoffes beim Durchströmen eines trockenen, porösen Mediums wiedergibt, liegt zwischen 0,3 und $0,7 \cdot 10^{-6}$ m²/sec (Wasser = $1 \cdot 10^{-6}$ m²/sec). Die Oberflächenspannung, die maßgeblich die LCKW-Ausbreitung im Grenzbereich zu Wasser bestimmt, schwankt zwischen 26 (1,1,1-TCA) und $32 \cdot 10^{-3}$ N/m (Dyn/cm) (TCE und PCE), im Gegensatz zu Wasser, das eine Oberflächenspannung von $73 \cdot 10^{-3}$ N/m hat (MELUF 1983). Die für das Verhalten der Stoffe in der Umwelt wichtigen physikalischen und chemischen Eigenschaften sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Die LCKW gelangen in den meisten Fällen am Ort ihrer Anwendung durch Verflüchtigung in die Atmosphäre, in Form flüssiger Abfälle in die Vorfluter und versickern bei Havarien und unsachgemäßer Behandlung in den Untergrund.

1.2 Emissionen von LCKW in die Umwelt

Die unterschiedlichen Emissionswege der LCKW, die durch die technische Anwendung in die Umwelt gelangen, sind für die Bereiche Atmosphäre, Oberflächengewässer, Abfall und Abwasser sowie Untergrund in der Abbildung 1 als Fließschema dargestellt.

Tab. 2: Kenndaten wichtiger LCKW

Stoff Formel Abkürzung	Dampfdruck (b. 20°C) [mbar]	Siedetemp. (b. 1 bar) [°C]	Dichte (Luft = 1) [g/cm³]	Löslichkeit in Wasser (b. 20 °C) [mg/l]	Verteilungs- koeffizient Oktanol/ Wasser log Pow	Molekular- gewicht	MAK-Wert [ml/m³] [mg/m³]
Tetrachlorethen (Perchlorethylen) $\text{Cl}_2\text{-C-CCl}_2$ (C_2Cl_4) PCE	18,66	121	1,62	160 1) 150 2,3,4) 100 5)	2,88	165,8	50 335
Trichlorethen (Trichlorethylen) ClCH-CCl_2 (C_2HCl_3) TCE	77,2	87	1,46	1000 6,7)	2,29	131,4	50 260
1,1,1-Trichlorethan (Methylchloroform) $\text{H}_3\text{-C-CCl}_3$ ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}_3$) 1,1,1-TCA	133,3	74	1,34	4400 2) 1320 7) 480 4)	2,17	133,4	200 1080
cis-1,2-Dichlorethen (cis-1,2-Dichlorethylen) ClHC-HCCl ($\text{C}_2\text{H}_2\text{Cl}_2$) DCE	234	60	3,35	800 2,5)	1,48	96,94	200 790
Vinylchlorid (Chlorethen) $\text{CH}_2\text{-CHCl}$ ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$) VC	3093	-13,9	2,16	400 7) 60 4)	1,38	62,5	ohne MAK-Wert (Kanzergen)

1) STEINHÄUSER, K.G.; 1987

2) VERSCHUEREN, K.; 1983

3) KOCH, R.; 1989

4) PEARSON, C.R.; 1982

5) ATRI, F.R.; 1985

6) NIEMITZ, W., und TRENEL, J.; 1979

7) DABAWAS; 1979

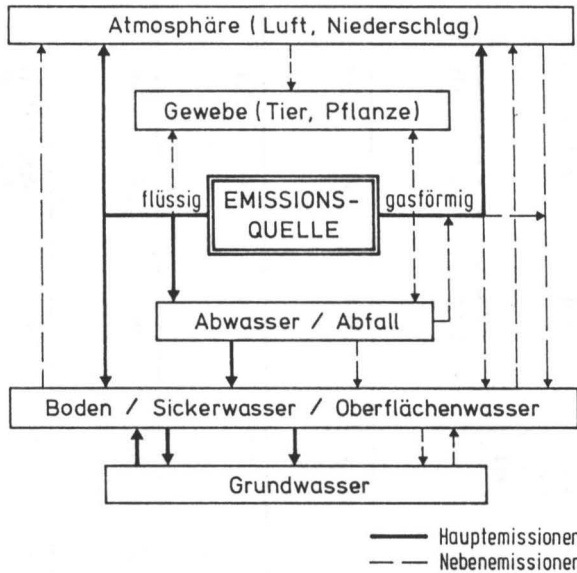


Abb. 1: Eintrag von LCKW in die Umwelt

1.2.1 Atmosphäre

Nach Schätzungen von BAUER und KANITZ (1983) gelangen 60 bis 90% der hergestellten LCKW in die Atmosphäre, da ihre Leichtflüchtigkeit eine der Voraussetzungen für ihren Einsatz bei der Reinigung von Metalloberflächen oder bei der Trocknung von Lacken ist. Die Direktemission in die Atmosphäre liegt nach Angaben des Umweltbundesamtes (1978) für TCE und PCE bei ca. 60% und für 1,1,1-TCA bei ca. 70%; das bedeutet z.B. für das Jahr 1984 eine Gesamtemission von rd. 121.000 t.

Einige der LCKW werden in der Troposphäre photochemisch abgebaut, wobei der genaue Umfang und die dabei entstehenden Metabolite weitgehend unbekannt sind. Neben einer Verlagerung vom Emissionsort gelangen diese Substanzen und ihre Metabolite mit dem Niederschlagswasser in die terrestrische und aquatische Umwelt. So wird in einer Modellrechnung (Umweltbundesamt 1978) der jährliche Transport durch den Niederschlag mit maximal 260 t/a veranschlagt.

In der "Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft" 1986 sind die zulässigen Mengen für die Emissionen von organischen Stoffen in Abhängigkeit von der Stoffklasse und dem emittierten Massenstrom pro Stunde zwischen 20 mg/m^3 und $0,15 \text{ g/m}^3$ festgelegt.

1. 2. 2 Oberflächengewässer

LCKW gelangen mit den industriellen, gewerblichen und häuslichen Abwässern sowie dem Niederschlag in die Oberflächengewässer. Da in einigen Gebieten Oberflächenwasser für die Grundwasseranreicherung bei der Trinkwassergewinnung genutzt wird, ist das Auftreten dieser Stoffgruppe besonders zu beachten. Bei Untersuchungen an dem Schweizer Fluß Glatt wurde festgestellt, daß während der Uferfiltration nach einer Untergrundpassage von 120 m PCE nur zu 8 % beseitigt wurden und bei TCE und 1,1,1-TCA praktisch keine Eliminierung stattfand (GIGER et al. 1983). Im Gegensatz dazu wurden am Rhein für PCE Eliminierungsraten von 94 % und 100 % bei einer Flußwasserkonzentration von $2 \mu\text{g/l}$ bis $1,6 \mu\text{g/l}$ festgestellt (HABERER und DREWS 1985). Nach der Literatur (BAUER 1978, KÜHN und SANDER 1978, BOLZER 1980, SCHWARZENBACH und WESTALL 1981 und ZOETEMANN et al. 1981) liegen die Wiederfindungsraten für die Stoffe 1,1,1-TCA und TCE nach der Ufer- und Brunnenfiltration zwischen 60 und 100 % und für PCE zwischen 35 und 100 % (MILDE 1987). Die von KUSSMAUL und MÜHLHAUSEN (1981), NEUMAYR (1981) sowie HELLMANN (1984, 1985) durchgeführten Untersuchungen von Oberflächengewässern zeigten, daß die Konzentrationsverteilung der LCKW von der Lage der Abwassereinleitungsstelle und von der Verweildauer der LCKW im Oberflächenwasser bestimmt wird. Der hohe Dampfdruck der LCKW ermöglicht in Oberflächengewässern ein rasches Ausgasen, das durch turbulente Strömungen beschleunigt wird. Weiterhin stellen die substanzspezifischen Eigenschaften, wie Dichte und Löslichkeitsverhalten im Wasser zusätzliche Einflußgrößen dar.

1. 2. 3 Abfall und Abwasser

Bei einer Bilanzierung der mit dem industriellen und gewerblichen Abfall in die Umwelt gelangenden LCKW wurde für 1985 ein Menge von 75000 t/a errechnet (STIEF 1984). Es fehlen jedoch Angaben zum Eintrag in den Untergrund auf dem Weg zur Zwischen- und Endlagerung LCKW-kontaminierter Abfälle bzw. Sonderabfälle. Die LCKW-haltigen Abfälle setzen sich im wesentlichen aus Schleif-, Galvanik- und Ölschlamm, Bohremulsionen, Filterrückständen und Kunststoffabfällen zusammen, die bis in den Grammbereich mit den Lösemitteln belastet sein können. Die Lagerung erfolgt im allgemeinen auf Abfallplätzen nach drei Kategorien, auf denen Hausmüll (Kategorie I) und Industrie- und Gewerbeabfälle der

Kategorie II und III entsorgt werden. Im Bereich für Industrie- und Gewerbeabfälle sind z.T. erhebliche Belastungen durch LCKW in der Bodenluft (Deponiegas) nachweisbar (HAGENDORF und KRAFFT 1988).

Für das Abwasser aus Industrie, Gewerbe und Haushalt wird eine jährliche LCKW-Fracht von 600 t/a, also ca. 1 bis 3 % der verwendeten Gesamtmenge, angesetzt. Hierbei wird davon ausgegangen, daß von dieser Menge ca. 10 % über undichte Abwasserkanäle in den Untergrund versickern (Umweltbundesamt 1978, HOV-STUDIE 1987). Die Ursachen für das Auftreten von LCKW im Abwasser sind unterschiedlich. So treten häufig Belastungen in Produktionsanlagen mit Lösemittelinsatz auf, die direkte Abwasseranschlüsse haben oder schadhaft sind. Eine Zuordnung von LCKW-Emittenten zu bestimmten Industrie- und Gewerbebereichen ist auf Grund der umfangreichen Anwendungsgebiete meist schwierig (HAGENDORF 1988). Die LCKW aus dem Abwasser gelangen bei der Reinigung in die Atmosphäre. Nur ein kleiner Teil erreicht mit dem gereinigten Abwasser die Vorfluter.

1. 2. 4 **Untergrund**

Die physikalischen Eigenschaften, wie unter anderem die sehr geringe dynamische Viskosität und das hohe spezifische Gewicht, führen dazu, daß die LCKW bei unsachgemäßem Umgang oder bei Leckagen in Betriebs-, Transport- und Lagersystemen nahezu ungehindert in den Untergrund gelangen. Die Verluste beim normalen betrieblichen Umgang (z.B. Tropfverluste) werden mit ca. 0,5 % der umgeschlagenen Menge, also etwa 1000 t/a angegeben. Außerdem ist ein Eintrag von LCKW in den Untergrund durch undichte Abwasserkanäle möglich (FRITSCHI et al. 1979, MELUF 1983, NEUMAYR 1985). Das Ausmaß der Grundwasserkontamination ist dabei im wesentlichen von der infiltrierten Menge, der Sorptionskapazität in Abhängigkeit vom Bodentyp, der Größe der Infiltrationsfläche, der hydrogeologisch-wasserwirtschaftlichen und hydrologische Situation sowie dem lithologischen Aufbau des Grundwasserleiters abhängig. Da ein Eindringen von LCKW in den Untergrund häufig nicht sofort erkannt wird, können bis zu einem Nachweis einer Grundwasserkontamination beträchtliche Mengen in die ungesättigte- und gesättigte Zone gelangen.

Zusätzlich ist mit einem jährlichen Eintrag in den Untergrund von 100 t/a durch den Niederschlag (260 t/a) bei 30 % Versickerungsanteil zu rechnen (CLASS 1986, HOV-STUDIE 1987).

1.3 **Ausbreitung und Verhalten von LCKW im Untergrund**

Auf Grund der weiten Verbreitung der LCKW in der Umwelt liegen die Grundbelastungen in Böden und Grundwässern im ng/kg- bzw. ng/l-Bereich. Grundwasserkontaminationen, die einen Wert von 5 µg/l wesentlich überschreiten, sind in der Regel auf einen direkten punktuellen Eintrag in den Untergrund zurückzuführen (MILDE 1983). In Grund- und Trinkwässern wurden an vielen Stellen in den letzten Jahren C₂-chlororganische Verbindungen mit der Verbesserung der Nachweis- und Bestimmungsmethoden gemessen (NIOSH 1977 in ROSSKAMP 1981). Diesen Verbindungen wurde auf Grund ihrer Humantoxizität seit Ende der 70er, Anfang der 80er Jahre besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Das Verhalten der LCKW im Untergrund wird durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmt, wobei

- Diffusionsgeschwindigkeit,
- Dampfdruck,
- Wasserlöslichkeit,
- Verteilungsquotient Wasser/Luft/Boden und
- die Henrykonstante

die entscheidenden Einflußgrößen darstellen. Daneben werden die Verteilung und der Transport in der ungesättigten und gesättigten Zone wesentlich von der Heterogenität des Untergrundes beeinflusst. Sie ist charakterisiert durch die

- Verteilung von Grundwasserleiter und -nichtleiter sowie ihrer Petrographie,
- das nutzbare Porenvolumen und der Permeabilität,
- Korngröße und -form,
- den Tongehalt,
- den Corg. Gehalt und der
- Wassersättigung.

Diese Faktoren bewirken unterschiedliche Infiltrationsabläufe. Die Beweglichkeit der LCKW im Untergrund wird bei konzentriertem LCKW-Eintrag durch ihr Fließverhalten in eigener Phase und durch ihre Eigenschaften in wäßriger Lösung bestimmt. Außerdem beeinflusst das Rückhaltevermögen des durchsickerten porösen Mediums entscheidend den Umfang, in dem infiltrierte LCKW die Grundwasseroberfläche erreichen (CHIOU et al. 1979).

Wäßrige LCKW-Lösungen können bei der Bodenpassage nur adsorbiert werden, wenn ausreichend bodenorganische Substanz, wie z.B. Humus, vorhanden ist, da nur sie eine nennenswerte Sorptionskapazität aufweist (KARICKHOFF 1981). Da die Sorption von LCKW reversibel ist, können adsorbierte Stoffe leicht remobilisiert werden (FRIESEL et al. 1984). Grundsätzlich verursacht die Adsorption eine von Menge und Art der organischen Substanz (Huminstoffe, fossiles Holz, Braunkohle) abhängige unterschiedlich starke Verzögerung des Stofftransports, deren Maß von der Form der Sorption-/Desorptionsisotherme abhängt. CORNEL (1983) konnte durch Versuche nachweisen, daß die an Feststoffen sorbierte Menge

CORNEL (1983) konnte durch Versuche nachweisen, daß die an Feststoffen sorbierte Menge der Konzentration der im Wasser enthaltenen LCKW proportional war. Durch die Sorptionsisotherme, die die Beziehung zwischen gelöster und adsorbierter Menge eines Stoffes bei konstanter Temperatur ausdrückt, wird dargestellt, wie stark die Fließverzögerung sein kann. In eigener Phase können die LCKW auf Grund ihres spezifischen Gewichts bei Sättigung des durchflossenen porösen Sediments und Bildung einer sie umgebenden Lösungszone bis auf die Sohle des Grundwasserleiters sinken. Dabei wird das dort vorhandene Grundwasser verdrängt, so daß der Stofftransport verzögert wird. Unter bestimmten Voraussetzungen werden dort die Schadstoffe akkumuliert. Die Oberfläche des Grundwassernichtleiters bestimmt die weitere Ausbreitung der LCKW. Hier erfolgt der Lösungsvorgang durch das Grundwasser auf Grund der kleineren Oberfläche des Phasenkörpers langsamer als in der ungesättigten Zone. Die Form und Ausbreitung der Lösungszone wird im allgemeinen durch die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers bestimmt, jedoch nicht von den Dichteunterschieden der LCKW zu ihm. Dadurch wird das Grundwasser kontinuierlich kontaminiert und es bildet sich in Grundwasserfließrichtung eine Kontaminationsfahne (SCHWILLE 1984). Bei entsprechendem Sohlengefälle kann eine Ausbreitung der LCKW entgegen der Grundwasserfließrichtung erfolgen (SCHWILLE 1984). Wichtige Prozesse sind hierbei :

- Konvektion
- Diffusion und Dispersion
- Adsorption.

Die Verfrachtung von Schadstoffen mit der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers in eine Richtung wird beim konvektiven Transport durch die Fließrichtung sowie die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im Grundwasserleiter als Mittelwert für ein repräsentatives Volumen um einen bestimmten Punkt definiert. Die molekulare Diffusion, die durch den Konzentrationsgradienten verursacht wird, ruft eine Aufweitung der Schadstoffverteilung hervor, wenn die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers sehr gering ist. Dieser Effekt wird von der korngerüstbedingten Dispersion übertroffen, wobei die Mikrodispersion eine minimale Bedeutung besitzt. Die Einflußgrößen bei diesem Prozeß sind:

- unterschiedliche Porengröße,
- ungleichförmiges Geschwindigkeitsprofil beim Durchströmen eines Porenquerschnitts
- und Strömungsumlenkung durch das feste Korngerüst,

die eine generell unterschiedliche Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasser durch die Makrodispersion, bedingt durch die Heterogenität des Untergrundes bewirken. Die Ausbreitung von LCKW in Phase wird im Grundwasser generell vom Zweiphasenfließen nicht mischbarer Flüssigkeiten im porösen Medium bestimmt (SCHWILLE 1981, 1984). Unter normalem Druck werden die nicht benetzenden LCKW so lange nicht fließen, wie sie nicht den Grad der Residualsättigung überschritten haben. Während LCKW als Restsättigung das Fließen von Wasser deutlich hemmen, hat nicht zurückführbares (irreduzibles) Wasser keinen nennenswerten Einfluß auf die Fließbewegung von LCKW. Das heißt, daß die Fließgeschwindigkeit der Flüssigkeiten nicht nur nach ihrer kinematischen Viskosität beurteilt werden darf.

Auch im Untergrund verdunsten die LCKW aus eigener Phase und wäßriger Lösung auf Grund ihres relativ hohen Dampfdrucks (LOCH et al. 1986). Stehen Lockersedimente mit großen k_f -Werten, wie Grobsande und Kiese an, kann ein bedeutender Teil der Schadstoffe aus dem kontaminierten Grundwasser in die Gasphase übergehen. Die Bodenluftkonzentrationen erreichen dabei ähnliche Größenordnungen wie die Konzentrationen in der flüssigen Phase. Durch die Ausbildung eines Gaskörpers um den LCKW-Phasenkörper besteht eine große Kontaktmöglichkeit zwischen Haft- und Sickerwasser zur Gasphase und damit zum Wasser im Kapillarsaum. In Abhängigkeit von der Wasserlöslichkeit können sich die gasförmigen LCKW im Sickerwasser lösen und so zum Grundwasser transportiert werden.

Bei Modellversuchen wurde in relativ homogenen Lockersedimenten eine sehr schnelle vertikale Infiltration der LCKW beobachtet (SCHWILLE 1984). Bei den in der Praxis untersuchten LCKW-Schadensfällen erfolgte teilweise eine nur langsame, nicht kontinuierliche Abgabe in den Untergrund. Diese ist auf das Rückhaltevermögen und die Residualsättigung im Sediment, die vom durchdrungenen Medium abhängt, zurückzuführen. Jedoch ist ihre Wirkung in der gesättigten Zone in der Regel deutlich höher als in der ungesättigten Zone (MELUV 1983). Diese Kenntnis ist besonders im Hinblick auf die Durchführung von Sanierungen von Schadensfällen von Bedeutung.

Die Untersuchung der Ausbreitungsmechanismen und Verteilungsverhältnisse der LCKW im Untergrund in Modellversuchen (FRIESEL et al. 1981a, 1981b, 1984, MATTHESS 1983, MILDE et al. 1983, SCHWILLE 1984) und bei Grundwasserverunreinigungen (WERNER, 1983) ergab, daß bei der Beurteilung der Einflüsse der variablen Verteilungskoeffizienten zwischen den LCKW-Gehalten der Bodenluft, des Bodenwassers und der festen Phase des Bodens in der ungesättigten Zone noch Unsicherheiten bestehen (EINSELE et al. 1988).

1.4 Persistenz, Umwandlung und Toxizität der LCKW

Ein Teil der Chlorethane und -ethene werden aus der Atmosphäre durch Niederschläge ausgewaschen (WALTHER et al. 1986) und abiotisch (z. B. photochemisch) oder biotisch umgewandelt bzw. abgebaut. Durch Einwirkung von Feuchtigkeit, Sonnen- und UV-Licht, reduzierend oder oxidierend wirkenden Agenzien, wie Säuren, Basen und Metallsalzen, können die LCKW zersetzt werden. Dabei werden Chlorwasserstoff bzw. seine Salze freigesetzt (MELUF 1985). Die Dehalogenierung ist meist ein langsamer Prozeß; Brom, der labilste Substituent, wird entsprechend seiner Stellung im Periodensystem am schnellsten abgespalten. PCE und TCE werden verhältnismäßig leicht oxidiert. 1,1,1-TCA wird dagegen leichter hydrolysiert. Die Zugabe von Stabilisatoren, wie z.B. Aminen und Epoxiden, soll die Beständigkeit dieser Stoffe erhöhen und gewünschte Eigenschaften, wie gute Löslichkeit und gute Destillierbarkeit, gewährleisten (HOV-STUDIE 1987). Zu den abiotischen Abbaumechanismen zählen: Hydrolyse, nukleophile Reaktionen und Dehydrohalogenierung. Die Geschwindigkeit der Hydrolyse hängt von der Zahl der Halogen-Substituenten ab. Monochlor- und Monobromalkane hydrolysieren schnell, die Halbwertszeiten liegen bei 25 °C bei ca. einem Monat. Die Dehydrohalogenierung verläuft dagegen bei monosubstituierten meist langsamer als bei höher halogenierten Alkanen. Der wichtigste Weg der abiotischen Eliminierung ist bei Schadensfällen das Verdampfen bei Kontakt mit der Luft (VOGEL et al. 1987). Die Autoren beschreiben in ihrem Übersichtsartikel detailliert die Prozesse des abiotischen und des biologischen Abbaus.

Die LCKW galten bis Mitte der 80er Jahre als verhältnismäßig persistent (KOBUS 1981, SCHWILLE 1984, FRISCHHERZ 1984). Neuere Untersuchungen haben jedoch gezeigt, daß in der aquatischen Phase (Grundwasser, Abwasser) unter bestimmten Milieubedingungen ein mikrobieller Abbau stattfindet (vgl. BOUWER und McCARTY 1983a, 1983b, 1985). Nach der vorliegenden Literatur ist die Dechlorierung im anaeroben Milieu begünstigt. Vor allem die höher chlorierten Alkane werden besser anaerob angegriffen, obwohl auch eine aerobe Transformation nachgewiesen wurde (TABAK et al. 1981, VOGEL et al. 1987, WARD, C.H. et al. 1986). Die Dechlorierung der hochchlorierten Kohlenwasserstoffe liefert keine Energie, so daß die Bakterien eine zusätzliche Energie- und Kohlenstoffquelle (Primär- bzw. Co-Substrat) benötigen.

Die Mono- und Dichloralkane werden besser aerob abgebaut. Der anaerobe Abbau erfolgt häufig unter methanogenen Bedingungen; d.h. aus dem Primärsubstrat, meist Acetat (CH_3COO^-), wird Methan (CH_4) gebildet. Im aeroben Milieu wurde die Beteiligung von methylophilen Bakterien am Abbau der LCKW nachgewiesen. Sie verwerten Methan und oxidieren es zu CO_2 (GOTTSCALK 1986). PCE (BOUWER und McCARTY 1983a, 1985, PARSONS et al. 1985, VOGEL et al. 1987, VOGEL und McCARTY 1985) und TCE wurden in der Mehrzahl der Untersuchungen nur anaerob bzw. in Anwesenheit von Restsauerstoff

dechloriert (BARRIO-LAGE et al. 1987, BOUWER und McCARTY 1983a, FOGEL et al. 1986, KLEOPFER et al. 1985, PARSONS et al. 1985, VOGEL et al. 1987). Neben TCE wurden als Endprodukte DCE (BARRIO-LAGE et al. 1987, BOUWER und McCARTY 1983a, KLEOPFER et al. 1985, PARSONS et al. 1985, VOGEL et al. 1987), VC (WILSON et al. 1986) und CO_2 (FOGEL et al. 1986, WILSON und WILSON 1985) nachgewiesen. Die Dechlorierung von DCE erfolgte sowohl anaerob als auch aerob, wobei außerdem die Bildung von Chlorethan aus cis-1,2-DCE festgestellt wurde (BARRIO-LAGE et al. 1986). VC wurde von einem Bakterium (*Mycobakterium sp.*) unter aeroben Bedingungen als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle genutzt, wobei HCl gebildet wurde (HARTMANS et al. 1985). Die Arbeiten zeigen, daß PCE und TCE unter bestimmten Bedingungen mikrobiell transformiert bzw. abgebaut werden können. Hauptprodukte des anaeroben Abbaus sind cis-1,2-DCE und teilweise VC. In einigen Arbeiten (vgl. BRAUCH et al. 1987, NERGER und MERGLER-VÖLKL 1988) konnte ein stufenweiser Abbau von PCE über TCE, DCE und VC nachgewiesen werden. Die Mineralisierung zu CO_2 als Endprodukt wurde durch $^{14}\text{CO}_2$ -Messungen nachgewiesen (VOGEL und McCARTY 1985).

Die Rolle von Phenol und Toluol als Primär- (NELSON et al. 1987) bzw. Co-Substrat (NELSON et al. 1988, WACKETT und GIBSON 1988) beim aeroben Abbau von TCE wurden untersucht. Die Arbeiten belegten die Beteiligung von Dioxygenasen am Abbau des Chlorethens und zeigten damit eine Beziehung zwischen den Abbauwegen von Aromaten und der Dehalogenierung der Aliphate.

Die toxikologische Relevanz der Ausgangsstoffe PCE, TCE und 1,1,1-TCA im Trinkwasser wird in der Trinkwasserverordnung (TVO 1986) berücksichtigt. Der Summengrenzwert dieser Stoffe darf im Jahresmittel $25 \mu\text{g/l}$ betragen, wobei das Minimierungsgebot im Vordergrund steht. Die Toxizität der Substanzen zeigt die Tendenz, bei gleichem Ausgangsmolekül und zunehmender Zahl der Chlorsubstituenten anzusteigen (STEINHÄUSER 1987). Neben substanzspezifischen bestehen auch artspezifische Unterschiede in der Toxizität für verschiedene Organismengruppen einschließlich der Bakterien und in der pharmakologischen Wirkung auf den Menschen (BELAY und DANIELS 1987, KANAZAWA und FILIP 1987, FORTH et al. 1983, WARD, G.S. et al. 1986). Für das Auftreten von VC gibt es ebenfalls eine Regelung in der TVO, denn dieser Stoff ist in der MAK-Liste als eindeutig cancerogen aufgeführt. Die Verbindung cis-1,2-DCE ist bei diesen Grenzwerten nicht berücksichtigt. Es gibt Hinweise darauf, daß die Mutagenität und die damit potentiell cancerogene Wirkung von unsymmetrisch substituierten Ethenen, TCE, 1,1-DCE und VC, höher ist als die der symmetrisch substituierten. Als Ursache wird die mit der unsymmetrischen Substitution verbundene Instabilität angesehen (HENSCHLER 1977). Zwei dieser Substanzen, TCE und VC, wurden als Produkte der mikrobiellen Dechlorierung nachgewiesen. Das Auftreten dieser Metabolite im Grundwasser verdient daher besondere Beachtung im Hinblick auf die Sicherung der Trinkwasserqualität.

1. 5 Untersuchungsstrategie von Untergrundkontaminationen durch LCKW

Für die Sicherung der Grund- und Trinkwasserqualität ist es notwendig, das Grundwasser, insbesondere im Einzugsgebiet einer Wasserfassungsanlage, systematisch zu überwachen. Wenn sich aus Bestimmungen des Summenparameters der an Aktivkohle adsorbierbaren halogenhaltigen organischen Verbindungen (AOX) (STACHEL et al. 1984, DIN 38 409, Teil 4, 1985, FRIESEL et al. 1985) oder aus gaschromatographischen Einzelstoffbestimmungen (KOLB et al. 1982, RINNE und BIEBER 1985) Hinweise auf eine Verunreinigung durch LCKW im Einzugsgebiet einer Wasserfassungsanlage ergeben, ist deren Quantifizierung erforderlich. Außerdem sind bei positivem Befund kurzfristig Schutzmaßnahmen, wie z.B. der Betrieb von Abwehrbrunnen, einzuleiten. Um das gesamte Ausmaß der Verunreinigung des Untergrundes zu erfassen, müssen detaillierte Untersuchungen in der ungesättigten und gesättigten Zone im Schadensbereich und angrenzenden Gebieten durchgeführt werden (HAGENDORF et al. 1987, NERGER et al. 1987). Die Untersuchungen auf den Gehalt an LCKW umfassen die Analysen von:

- Grundwasser (gegebenenfalls Oberflächen-, Regen- und Abwasser),
- Boden (gegebenenfalls Produktionsrückstände, wie Schlämme) und
- Bodenluft.

Parallel dazu sind Untersuchungen der hydrogeologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet sowie Erhebungen u.a. über Art, Menge, Ort und Einsatz der LCKW in den Anwendungsbereichen erforderlich. Nach ihrem zeitlichen Ablauf und ihrer logischen Folge können die Arbeiten in Übersichts-, Vor- und Hauptuntersuchungen und abschließend darauf aufbauend in die Sanierung bzw. Dekontaminierung unterteilt werden (Abb.2).

Die Nutzung des Grundwassers für Trinkwasserzwecke wird in qualitativer Hinsicht durch die "Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe" (Trinkwasserverordnung - TVO) vom 22. Mai 1986 bestimmt. In ihr werden die Untersuchungsverfahren (Paragraph 12) und die Häufigkeit der Untersuchungen (Anlage 5) festgelegt, sowie in Anlage 2 die Grenzwerte für chemische Stoffe aufgeführt, die für die organischen Chlorverbindungen 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Dichlormethan in der Summe 0,025 mg/l und für Tetrachlorkohlenstoff 0,003 mg/l betragen dürfen. Cis-1,2-Dichlorethen fällt nicht unter die Mengengrenzung der vorgenannten Stoffe, jedoch ist das Auftreten dieses Stoffes durch den Absatz 2 der TVO geregelt, in dem es heißt: "Andere als die in der Anlage 2 aufgeführten Stoffe ... darf das Trinkwasser nicht in Konzentrationen enthalten, die geeignet sind, die menschliche Gesundheit zu schädigen". Bei Vinylchlorid handelt es sich um ein nachgewiesenes Humankarzinogen, MAK-Liste III A I. Es ist aber nicht bei den in der Trinkwasserverordnung genannten, nicht insektiziden CKW (Chlorkoh-

Erkennung, Ortung und Bewertung von Untergrundkontaminationen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW)

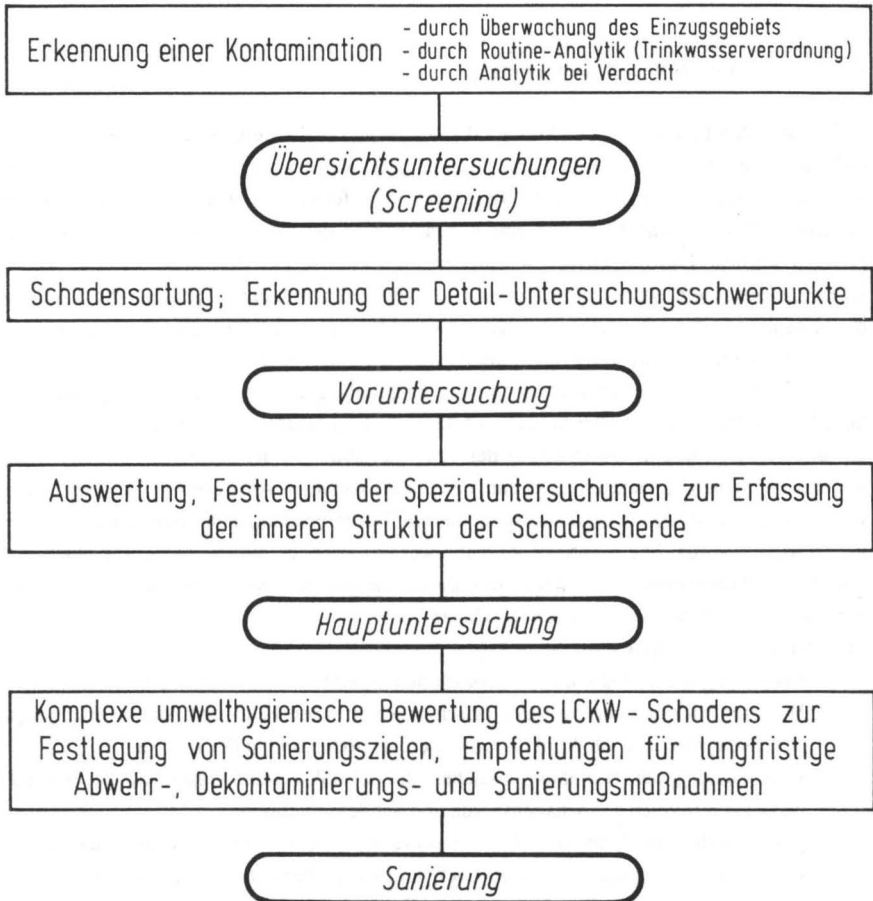


Abb. 2: Ablaufschema zur Untersuchung von Verunreinigungen durch LCKW im Untergrund

lenwasserstoffen) (Anlage 2, lfd. Nummer 12 der Trinkwasserverordnung) aufgeführt. Vorsichtige Hochrechnungen der National Academy of Science der USA (Environmental Protection Agency 1985) ergaben, daß das Lebenszeitrisko, an Krebs zu erkranken, bei einem lebenslangen Konsum von 2 l Trinkwasser pro Tag und bei einer Konzentration von 1 µg/l Vinylchlorid einem Wert von $7 \cdot 10^{-5}$, das die oberen Grenze eines vertretbaren Risikos darstellt, entspricht.

1.6 Aufgaben- und Zielstellung

Die **Aufgabenstellung** der vorgelegten Arbeit ergab sich aus der Tatsache, daß im Jahre 1982 in mehreren Förderbrunnen des Wasserwerks Berlin-Jungfernheide im Rohwasser relativ hohe Gehalte an PCE und TCE festgestellt wurden, deren Herkunft zunächst unbekannt war. Es mußte eine Kontamination des Grundwasserleiters in Betracht gezogen werden. Um die Ursachen, Quellen und Verursacher der Kontamination durch LCKW zu ermitteln, wurde eine umfassende hydrogeologisch-umweltgeologische Untersuchung geplant und durchgeführt. Die **Zielstellung** beinhaltete die Eingrenzung und detaillierte Untersuchung der Kontaminationsquellen entsprechend einem dafür modifizierten Ablaufschema der Erkundung sowie Empfehlungen zur Verhinderung weiterer Schadstoffeinträge. Notwendigerweise gehörte dazu die Klärung der Schadstoffverteilung in der ungesättigten und die Ausbreitung der Schadstoffzonen in der gesättigten Zone. Ferner war das Phänomen zu klären, daß in einigen Schadensgebieten vorwiegend PCE eingetragen wurde, während in den dadurch kontaminierten Förderbrunnen aber hauptsächlich TCE nachgewiesen wurde. Die wichtigste Aufgabe war, im Hinblick auf die Sicherung einer einwandfreien Trinkwasserbereitstellung das durch die Kontamination entstandene Gefährdungspotential für das Wasserwerk abzuschätzen.

Methodisch gehörte dazu die

- Erkundung der geologisch-hydrogeologischen Situation des Schadensgebietes i.w.S.;
- Weiterentwicklung von hydrogeologisch-geochemischen Feld- und Analysemethoden zum Nachweis der LCKW im Grundwasser, im Boden und in der Bodenluft;
- Untersuchung der Beziehung zwischen der LCKW-Zusammensetzung des Grundwassers im Bereich der Schadensherde und auf dem Fließweg;
- physikalisch-hydrochemische Charakterisierung der Inhaltsstoffe und der Qualität des Grundwassers in Bezug auf den LCKW-Gehalt im Bereich der Schadensgebiete anhand kontinuierlicher Routinemessungen des Rohwassers aus den Förderbrunnen des Wasserwerkes und stichprobenartiger eigener Bestimmungen;
- Abschätzung des Reinigungsvermögens des pleistozänen Lockersediments gegenüber LCKW;
- Laboruntersuchungen zur mikrobiellen Transformation (Biodegradation) von PCE und TCE im anaeroben Milieu.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Das Zentrum des Untersuchungsgebietes wird vom Wasserwerk Jungfernheide im Berliner Bezirk Spandau mit seinen 100 m- und 500 m-Zonen gebildet, an das sich im Umkreis von weiteren 500 m die Industrie- und Wohngebiete Siemensstadt und Haselhorst im Osten und Norden, Ruhleben im Westen sowie Charlottenburg-Westend im Süden anschließen (Abb. 3).

Die Spree, die im Untersuchungsgebiet Hauptvorfluter ist, verläuft nahezu in ost-westlicher Richtung und trennt das Gebiet in einen nördlichen und einen südlichen Bereich. Der **südliche** Bereich, der nicht auf der Karte dargestellt ist, wird hauptsächlich durch Wohngebiete, Kleingartenanlagen und Parkanlagen geprägt und von der Spandauer Chaussee als Hauptverkehrsachse durchzogen. In diesem Gebiet ist **westlich** ein Industrie- und Gewerbegebiet angesiedelt, zu dem ein Papier- und Kartonagenbetrieb, eine Müllverbrennungsanlage, eine Tierkörperbeseitigungsanstalt, ein Kfz-Reparaturbetrieb, zwei Fleisch- und Wurstwarenbetriebe, ein Küchenmöbelhersteller, eine Tischlerei, ein Fahrstuhlbetrieb, eine Spirituosenfabrik und ein Baumaschinenvermieter gehören. Im nördlichen Bereich befindet sich in der Spreeniederung das Wasserwerk mit seinen 51 durchschnittlich 35 m bis 40 m tiefen Förderbrunnen. **Östlich** und **nördlich** werden die Wasserfassungsanlagen von den Betriebsteilen eines Elektroindustrie-Unternehmens sowie einer Leuchtkörperfabrik umschlossen. Im Westen liegen eine Kleingartenkolonie und das Kraftwerk "E. Reuter" mit einem Mitte der 80er Jahre errichteten Neubau. Am Rande dieses westlich gelegenen Industriekomplexes befinden sich zahlreiche Kleinbetriebe, die ihrerseits wiederum von den Wohngebieten Siemensstadt und Haselhorst begrenzt werden. Als Hauptverkehrsachse des nördlichen Teilbereiches sind die Nonnendammallee bzw. in östlicher Fortführung der Siemensdamm zu nennen.

Wegen der Größe des Untersuchungsgebietes von ca. 4,5 km², der Vielzahl der Industrie- und Gewerbeflächen und der unterschiedlichen LCKW-Anwendungsbereiche erwies es sich für die Bearbeitung als sinnvoll, das Gebiet in einzelne, lokal begrenzte Schadensgebiete aufzuteilen. Dabei wurde die geographische Lage zum Wasserwerk als Kennzeichnung verwendet: Schadens- oder Teiluntersuchungsgebiete West (W) (Anl. A1), Nordwest (NW) (Anl. A2), Nord (N) (Anl. A3) und Ost (O) (Anl. A4) (Abb.3).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich morphologisch im Urstromtal der Spree zwischen der südlich gelegenen Geschiebemergelhochfläche des Teltow, die in diesem Be-

reich bis auf über +60 m NN ansteigt und der sich nördlich anschließenden Barnim-Hochfläche. Die Geländehöhen im Untersuchungsgebiet bewegen sich zwischen +30 m und +35 m NN.

Das ca. 1100 m (Richtung W-E) • 500 m (Richtung N-S) große Wasserwerksgelände wird vom Rohrdamm im Osten, der Motardstraße im Norden, der Sternfelder Straße und dem Kohlekraftwerk im Westen sowie der Spree im Süden begrenzt.

2.2 Geologie und Hydrogeologie

2.2.1 Geologisch-hydrogeologische Situation im Untersuchungsgebiet

Im weiteren Bereich des Einzugsgebiets des Wasserwerkes bildet der prätertiäre Untergrund das Liegende. Die ältesten erbohrten Gesteine in diesem Gebiet sind die des Rotliegenden, sie werden im Hangenden vom Zechsteinsalinar überlagert. Die sich daran anschließende, in ihrer Abfolge vollständig sedimentierte Trias wird von marinen, z.T. aber auch limnischen Folgen des Jura und der Kreide, deren Sedimente lückenhaft abgelagert wurden, gebildet.

Das Tertiär beginnt nach einer Schichtlücke mit dem Oligozän, da es durch die seit der Kreidezeit anhaltenden Regression nicht zur Ablagerung paleo- und eozäner Sedimente kam. Die während der folgenden Transgression sedimentierten, bis zu etwa 75 m mächtigen glaukonitischen Grünsande und Tone sind in das Unter-Oligozän zu stellen.

Das Mittel-Oligozän, das aus dem festen, teilweise schluffigen, grüngrauen Septarien- oder Rupelton mit seinen Mineralneubildungen, wie Pyrit, Gipskristallen oder Toneisensteinknollen und den namensgebenden Septarien besteht, ist in der Norddeutsch-Polnischen Senke weit verbreitet. Der Septarienton wurde in rein mariner Fazies gebildet. Seine Mächtigkeit wurde in Bohrungen zwischen 70 m und 160 m aufgeschlossen, im Bereich der Innenstadt beträgt sie durchschnittlich 80 m. Er ist als Grundwassernichtleiter die hydrogeologisch wichtigste Einheit für den Schutz vor negativen geogenen Beeinträchtigungen für die Trinkwasserversorgung Berlins. Durch ihn wird nämlich das im Liegenden stark mineralisierte Grundwasser (nach OTTO, 1987 max. Cl-Gehalt von 10 g/l) von süßwasserführenden Grundwasserleitern im Hangenden getrennt (vgl. ASSMANN 1958, GOCHT 1963, FREY 1975 und TRAPP 1983).

Zu Beginn des Ober-Oligozäns setzte bei einer zunehmenden Regression die Sedimentation glimmerhaltiger, glaukonit-führender Schluffe und Feinsande in einer Flachwasserfazies ein. Sie wurde mit einer Mächtigkeit bis zu 60 m erbohrt. Aufgrund ihrer meist feinsandigen Ausbildung besitzen sie nur eine mäßige Durchlässigkeit. Aus diesem Grund und wegen einer möglichen Verschleppung humoser Substanzen aus den hangenden braunkohleführenden

den Sedimenten (bei einer erhöhten Grundwasserentnahme) sind diese für eine Grundwassergewinnung wenig geeignet.

Die Ablagerungen des **Miozäns**, die hauptsächlich aus Wechsellagerungen von glim-merführenden Sanden, Schluffen und Tonen sowie geringmächtigen Braunkohleflözen bestehen, sind limnisch-terrestrischen Ursprungs und im subtropischen Klima entstanden. Ihre Gesamtmächtigkeit wird für den Berliner Raum mit über 100 m, durchschnittlich mit 40 m bis 50 m angegeben. Das Grundwasser in den Feinsanden, zwischen die Braunkohle, Braunkohle-
tonen und -schluffe eingelagert sind, wird durch den Eintrag von gelösten Huminstoffen aus diesen organogenen Sedimenten (OTTO 1987) organoleptisch negativ beeinflusst.

Bildungen des ebenfalls zum Neogen gehörenden **Pliozäns** wurden unter dem Stadtgebiet nicht erbohrt. Es wird daher angenommen, daß durch weiträumige Hebungen, die bereits am Ende des Miozäns einsetzten, auch während des gesamten Plio-
zäns Erosionsbedingungen vorherrschten. Das Hangende des Miozäns wird daher von den Schichtfolgen des Quartärs gebildet, dessen Sedimente die drastische Klimaveränderung seit der Grenze Tertiär/Quartär dokumentieren (KARRENBURG 1947, ASSMANN 1957, GOCHT 1963, 1970, WIENHOLZ 1965, KALLENBACH 1970 und FREY 1975).

Die Sedimente des **Quartärs** werden durch Ablagerungen des Pleistozäns und Holo-
zäns gebildet, die im wesentlichen die Morphologie des Berliner Raumes bestimmen. Der Schichtkomplex des Quartär ist, bei einer durchschnittlichen Mächtigkeit von ca. 35 m bis 40 m und seinen vorwiegend sandig bis feinkiesigen Sedimenten, im Urstromtal gegenüber an-
thropogenen Schadstoffeinträgen durch das Fehlen eines abschirmenden Grundwassernicht-
leiters, wie z. B. des Geschiebemergels, völlig ungeschützt. Die mächtigeren Ablagerungen des **Pleistozäns** werden durch den regelmäßigen Wechsel von Glazialen und Interglazialen der drei im norddeutschen Raum nachgewiesenen Kaltzeiten geteilt (WOLDSTEDT & DUPHORN 1974):

Weichsel-Glazial

Eem-Interglazial (Interglazial II)

Saale-Glazial

Holstein-Interglazial (Interglazial I)

Elster-Glazial

Im Bereich des Untersuchungsgebietes sind sie bisher nicht eindeutig feinstratigraphisch gegliedert (Abb. 4). Sie sind hier überwiegend sandig-feinkiesig ausgebildet und werden nur durch rhythmische, geringmächtige tonig-schluffige Beckenablagerungen mit einer Mächtigkeit von max. 7 m unterbrochen.

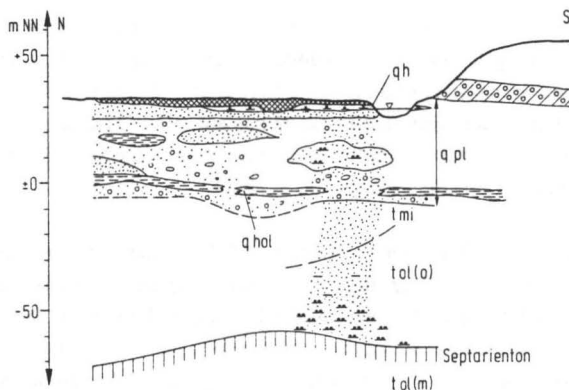


Abb. 4: *Schematisierter geologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet*

Sie konnten im östlichen Untersuchungsgebiet dem Interglazial I zugeordnet werden. Die Anwesenheit von oberflächennahen gut durchlässigen Sanden im Warschau-Berliner Urstromtal stellt den wichtigsten Grundwasserleiter im Talsandbereich der Spree im Berliner Raum dar. Seine Mächtigkeit beträgt ca. 25 m bis 30 m, der Durchlässigkeitsbeiwert der Sande liegt zwischen $8,3 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $5,5 \cdot 10^{-3}$ m/s (KLOOS 1986).

Stratigraphische Gliederungen und petrographische Beschreibungen der einzelnen eiszeitlichen Bildungen wurden u. a. von ASSMANN (1958), GOCHT (1970), CEPEK (1967), CEPEK et al. (1975) und BÖSE (1979) vorgelegt. Bei einer vollständigen Sedimentation ohne nachfolgende Erosion besteht das Elster-Glazial in vielen Gebieten des Berliner Raums aus glazifluviatilen Sanden und zwei Grundmoränen, deren Mergel einen hohen Gehalt an Flint besitzen. Sie werden durch glazifluviatile Sedimente bzw. Beckentone und -schluffe getrennt. Die Mächtigkeit beträgt durchschnittlich 50 m bis 80 m, lokal auch über 100 m, wobei sie in den nördlichen Bezirken Berlins geringer ist bzw. die Elster-Ablagerungen hier teilweise vollständig fehlen.

Dem Elster-Glazial folgen die limnisch-fluviatilen Sedimente des **Holstein-Interglazials**, die ein wärmeres Klima belegen. Die Wechsellagerungen der limnischen Sande und Tone (u. a. Paludinenbank), organogenen Bildungen und fluviatilen Sedimente, die nach GOCHT

(1963) auf einen beckenartigen, von Flußläufen und Seen beherrschten Sedimentationsraum schließen lassen, besitzen eine mittlere Mächtigkeit von 15 m bis 20 m (KALLENBACH 1970) und erreichen bis zu 50 m (OTTO 1987). In den nördlichen Gebieten der Stadt wurden sie weitgehend durch das folgende Saale-Glazial erodiert.

Die Bildungen des **Saale-Glazials** werden, sofern sie vollständig sedimentiert wurden, von drei Grundmoränen gebildet, die voneinander durch glazifluviale Feinsande bis Kiese getrennt sind. Da der Grundmoränenkomplex im Bereich des Berliner Stadtgebietes selten in seiner Gesamtheit angetroffen wird, sind Rückschlüsse auf seine Mächtigkeiten nur mit Vorbehalt möglich. Diese liegen durchschnittlich bei 30 m; im Untergrund der nördlichen Stadtbezirke ist die Mächtigkeit generell geringer.

Im Gegensatz zu den Bildungen des Interglazials I sind die Sedimente des **Eem-Interglazials** (Interglazial II) im Berliner Raum wesentlich geringer verbreitet und kamen in Pfuhlen und Kolken mit geringer Mächtigkeit (1 m bis 2 m, nach OTTO (1987) bis 10 m) zur Ablagerung. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Torfe, Mudden, Sande und Tone sowie untergeordnet Kalkmudden. Nur bei Vorhandensein der eemzeitlichen Bildungen ist es nach GOCHT (1970) möglich, eine eindeutige stratigraphische Trennung des Saale- gegenüber dem Weichselglazial vorzunehmen.

Das Hangende wird von den Sedimenten des **Weichsel-Glazials** gebildet, in dessen Zeitabschnitt durch zweimalige Eisvorstöße nach ASSMANN und GOCHT zwei unterschiedliche Grundmoränensedimente abgelagert wurden. Sie sind in Sande und Kiese eingebettet, die auch eine Trennung zwischen den Grundmoränen ermöglichen. Die weichselzeitlichen Geschiebemergel wurden im Urstromtal später größtenteils durch glazifluviale Schmelzwasserströme erodiert (BÖSE 1983) und erschweren dort die stratigraphische Gliederung der erbohrten Folgen.

Die Akkumulations- (Grund- und Endmoränen sowie Dünen- und Sanderflächen), Erosions- (Rinnen und Urstromtäler, wie Warschau-Berliner- und Glogau-Baruther-Urstromtal) und Abschmelzformen (Seen des Weichsel-Glazials) prägten im wesentlichen die derzeitige Oberflächenmorphologie des Berliner Raumes und der umgebenden Mark Brandenburg.

Das Quartär endet mit den postglazialen Bildungen des **Holozäns**, das im Berliner Raum aus klastischen Sedimenten, wie Feinsanden unterschiedlicher Fazies (Dünen-, Fluß- und Beckensande) sowie Schluffen und Tonen, vor allem aber aus organogenen Sedimenten (Torfe und Mudden) gebildet wird. Letztere wurden in meist abflußlosen Senken abgelagert und sind im Berliner Urstromtal, das von der Spree und ihren Niederungsbereichen eingenommen wird, weiträumig verbreitet. Ihre Mächtigkeit wechselt stark und beträgt ca. 10 bis 12

m. Dort, wo die ehemaligen Spreewiesen und Mäandrierungsbereiche (Altarme) nicht durch umgelagerte Sande aufgefüllt wurden bzw. in den angrenzenden Bereichen der obere Boden anthropogen verändert wurden, endet das Profil mit einer ca. 0,5 m mächtigen Braunerde.

Während heute der Stand der hydrogeologischen Erkundung der quartären Sedimente im Berliner Stadtgebiet als gut bezeichnet werden kann, fehlt eine den Datenmengen entsprechende moderne feinstratigraphische Gliederung des Quartärs, die auch den Kenntniszuwachs des näheren und weiteren Umlandes berücksichtigt. Es ist deshalb geplant, nach Abschluß des Bohrprogramms "Süd" Anfang der 90er Jahre in einem Bohrprogramm "Mitte" weitere geologische Erkundungen im Berliner Urstromtal in den Stadtbezirken Tiergarten, Charlottenburg und vor allem Spandau (KLOOS 1986) durchzuführen.

Die Spree bildet im Untersuchungsgebiet außerhalb des Absenkungsbereiches des Wasserwerkes Jungfernheide, das hier nahezu radialsymmetrisch angeströmt wird, die Hauptvorflut. Die großräumige, unbeeinflusste Grundwasserströmungsrichtung, die von den Grundwasserzuflüssen von der Barnim-Hochfläche und der Hochfläche des Teltow gespeist wird, verläuft West-Nordwest.

2.2.2 Lagerungsverhältnisse und hydrogeologische Parameter

Die Lagerungsverhältnisse im tieferen Untergrund des Untersuchungsgebietes werden im Südwesten durch das in Folge von Halokinese entstandene Salzkissen der Struktur Spandau (KALLENBACH 1970, FREY 1975) bestimmt. Hier wird das Liegende des Mittel-Oligozäns vom Keuper gebildet, während das Hangende teilweise aus den nahezu horizontalen gelagerten Sedimenten des Oberoligozäns, Jungtertiärs und Quartärs besteht (KARRENBERG 1947).

Weitere mesozoische Salzstrukturen im Berliner Raum und seiner Umgebung sind die von Rüdersdorf, Sperenberg und Dreilinden sowie der Salzlücken von Waßmannsdorf (WIENHOLZ 1964). Ihre Lagerungsverhältnisse, speziell die geringe Mächtigkeit bzw. das Fehlen des Septarientons, haben eine nicht unwesentliche Bedeutung für den Grundwasserchemismus, da es dort zur Migration hochmineralisierten Tiefenwassers in pleistozäne Grundwasserleiter kommen kann (OTTO 1987).

Im Untersuchungsgebiet wurde die Oberkante des Septarientons in drei Bohrungen zwischen -58,4 m NN (Bohrung A - 1) und -70,2 m NN (Bohrung O - 3) angetroffen. Die Ergebnisse bestätigen die Angaben von GOCHT (1963), der für dieses Gebiet die Oberkante des Septarientons zwischen -40 m NN und -80 m NN angibt. Die Sedimente des Oberoligozäns wurden im Untersuchungsgebiet bisher nur in einer Bohrung auf dem Wasserwerksgelände

(Bohrung A - 1) nachgewiesen. Die von GOCHT (1963) vermutete Obergrenze des Miozäns wird für das Gebiet bei ca. -10 m NN angegeben und ist in ähnlicher Größenordnung in Teufen zwischen 2,6 m NN und -14,8 m NN durch die Bohrungen A - 1 und O - 3 bestätigt worden.

Das Interglazial I, zu dessen vielfältigen Bildungen auch die Paludinschicht mit dem Leitfossil *Vivipara diluviana* KUNTH gehört, konnte nur im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes durch eine Bohrung (O - 3) eindeutig in einer Teufenlage (Oberkante) von -2,3 m NN identifiziert werden. Die Mächtigkeit der Paludinschicht betrug 6,5 m. Die Zuordnung der in diesem Teufenbereich im Schadensgebiet Nord (N - 1, N - 3) und im Schadensgebiet West (W - 1, - 4, - 5, und - 6) südwestlich der Spree erbohrten tonig-schluffigen Bildungen ist zur Zeit nicht eindeutig möglich. Ihre Oberkanten liegen zwischen -8,9 m NN (W - 4) und -14,3 m NN (W - 6), wobei die vollständige Mächtigkeit von 7 m nur in der Boh-

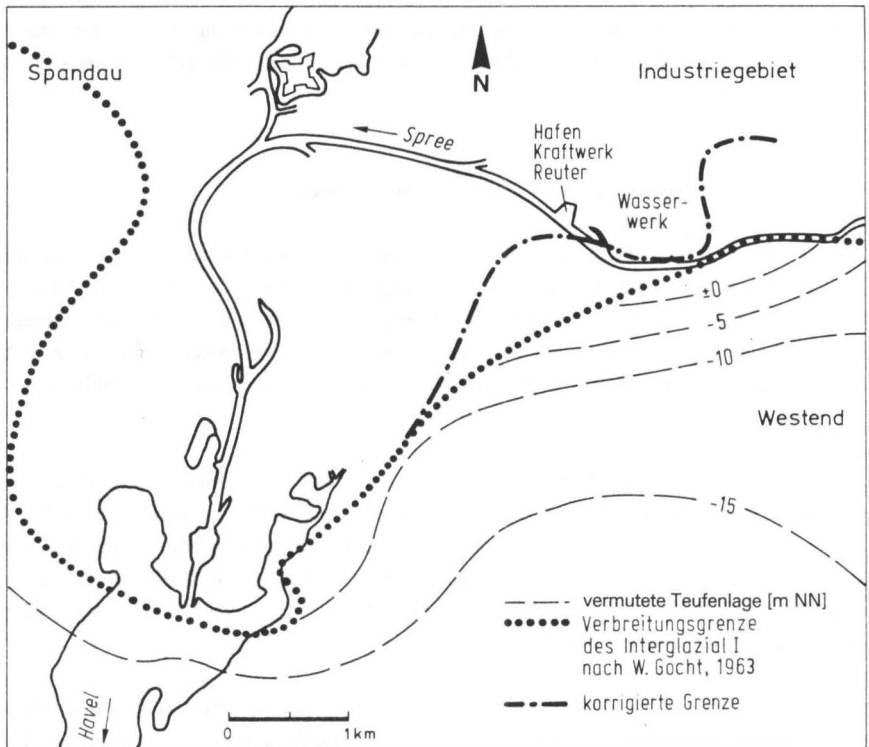


Abb. 5: Verbreitungsgrenzen des Interglazials I im Untersuchungsgebiet

zung W - 1 aufgeschlossen wurde. Diese Ergebnisse stimmen teilweise mit den Annahmen von GOCHT (1963) überein, der die Verbreitungsgrenze des Interglazial I der Linie zwischen Stößensee und Spree, Höhe Rohrdammbrücke, und nach Osten der Spree folgen läßt. Südöstlich dieser Linie wurde die Teufenlage der Interglazialuntergrenze zwischen 0 m und -10 m NN angenommen (Abb. 5). Den Untersuchungsergebnissen und der Annahme folgend, daß diese Sedimente dem Interglazial I zuzuordnen sind, müßte die Verbreitungsgrenze des Interglazial I in diesem Bereich geringfügig geändert werden.

Im zentralen Wasserwerksbereich kann aufgrund des Fehlens eines Grundwasser-nichtleiters bis zum Septarienton ein einheitlicher Grundwasserleiter angenommen werden. In den randlichen Gebieten im Osten, Norden und Südwesten, in denen ein Grundwassernichtleiter (Interglazial I bzw. Braunkohletone und -schluffe) erbohrt wurde, kann eine stockwerksähnliche Teilung des Grundwasserleiters, die sich wahrscheinlich in Richtung Süden fortsetzt, angenommen werden. Die Lagerungsverhältnisse der oberflächennahen quar-tären Sedimente sind in dem Profilschnitt A - B (Abb. 6) dargestellt und zeigen die horizon-talebene Lagerung der vorwiegend sandigen Bildungen im "Talsand"-Bereich der Spree. Im zentralen Gebiet des Wasserwerkes existieren neben den Altarm-Bildungen der "Faulen Spree" Relikte eines Niedermooses. Unmittelbar südlich der Spree erstreckt sich ein Gley-Braunerde-Bereich parallel zur Spree, während der den restlichen Teil des Wasserwerkes umgebende Oberboden aus Regosol, Pararendzina und Hortisol bzw. Syrosem, Regosol und Pararendzina besteht (UMWELTATLAS 1985).

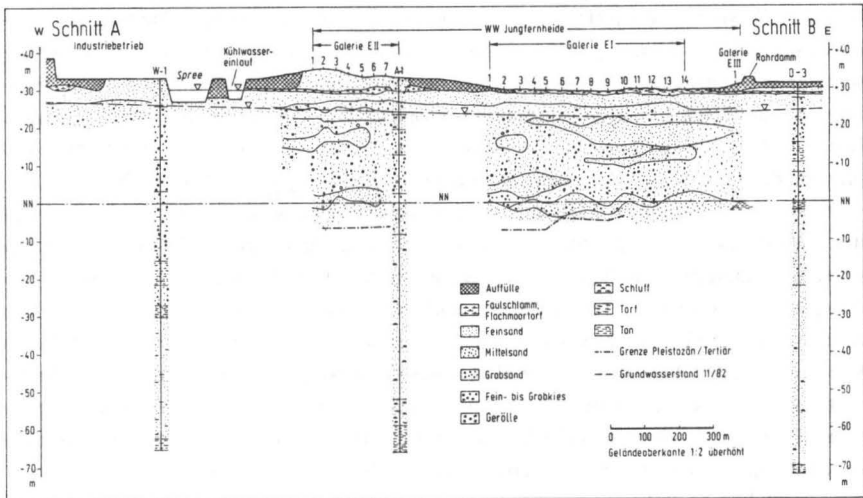


Abb. 6: Hydrogeologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet

Der Grundwasserleiter im zentralen Wasserwerksbereich setzt sich aus Feinsand- bis Feinkiesbildungen, vorwiegend Mittelsand, zusammen. Seine mittlere Mächtigkeit beträgt 30 m, seine Basis wird im zentralen Wasserwerksbereich von miozänen schluffigen Feinsanden gebildet. Aus dem Datenmaterial der Berliner Wasserbetriebe, die die Durchlässigkeitsbeiwerte der ausgebauten Schichten von 26 Förderbrunnen mit Hilfe von Korngrößenanalysen (Auswertung nach HAZEN-ZIESCHANG in LANGGUTH und VOIGT 1980) ermittelt haben, wurden die mittleren k_F -Werte mit $2,9 \cdot 10^{-4}$ m/s bestimmt. Im randlichen Wasserwerksbereich (Schadensgebiet Ost und Nordwest) wurden durch die Fa. Harreß Geotechnik mit Hilfe von neun Pumpversuchen Durchlässigkeitsbeiwerte von $1,3 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $9,0 \cdot 10^{-3}$ m/s ermittelt. Der Mittelwert aller Bestimmungen betrug $6,7 \cdot 10^{-4}$ m/s. Unter Annahme eines nutzbaren Porenvolumens von 28-32 % (Angaben der Berliner Wasserbetriebe) liegt die Abstandsgeschwindigkeit bei einem hydraulischen Gradienten von 0,001 bis 0,01 und einem Gefälle an der Wasserwerksgrenze (Motardstraße) von 2,7 bis 3,9 ‰ zwischen 0,10 und 0,75 m/d.

2.2.3 Grundwasserströmungsverhältnisse

Die Strömungsverhältnisse des Grundwassers im Untersuchungsgebiet werden für den pleistozänen Grundwasserleiter hauptsächlich durch die Spree (influente Verhältnisse), dem von der südlichen und nördlichen Geschiebemergelhochfläche aber auch aus dem östlichen Spreetal zufließenden Grundwasser und der künstlichen Grundwasseranreicherung auf dem Wasserwerksgelände bestimmt. Die im Nordwesten bzw. Südosten des Untersuchungsgebietes liegenden Wasserwerke Tegel und Tiefwerder sowie das Wasserwerk Spandau im Westen beeinflussen darüber hinaus großräumig die Grundwasserströmung. Durch ihre Grundwasserentnahmen entstehen Absenkungstrichter mit unterschiedlichen Formen und Absenkungsbeträgen, an deren Einzugsgebietsgrenzen entsprechende Grundwasserscheiden existieren. Durch die Grundwasserförderung des Wasserwerks Jungfernheide wird eine großräumige Depression der Grundwasseroberfläche mit einem Durchmesser von ca. 2400 bis 2600 m in ost-westlicher Richtung und ca. 3200 m in nord-südlicher Richtung verursacht. Die Entwicklung des Grundwasserströmungsbildes wurde nur von lokal und zeitlich begrenzten Grundwasserabsenkungen im Rahmen von Baumaßnahmen beeinflusst, wie der Grundwassergleichplan von 1984 (Abb. 7) zeigt. Durch radialsymmetrische Anströmung des Grundwassers zu den Fassungsanlagen ergaben sich unterschiedliche Grundwasserstände im unmittelbaren Einzugsgebiet des Wasserwerks. Der Zufluß des Grundwassers ist bei normalem Förderbetrieb und den dabei wechselnden Entnahmemengen richtungskonstant, jedoch ist eine Beeinflussung der Grundwasserstandshöhen im Verlauf eines Jahres zu beobachten. Im fassungs-nahen Raum können sie 4 bis 5 m betragen, so daß die Grundwasserstandsverhältnisse instationär sind. Im unmittelbaren Bereich der Brunnengalerien liegen die Grundwasserstände bei +24 m bis +25 m NN, während sie sich in einer Entfernung von 1000 m bei +28 m bis +29 m NN befinden (Anl. A5 und T1).

2.2.4 Grundwasserneubildung

Durch die Grundwasserneubildung, die im wesentlichen von den Faktoren: Niederschlag, Klima, Bewuchs, Bodenart sowie Bodenversiegelung bestimmt wird, wird die Menge und Geschwindigkeit des vertikalen Zuflusses von Sickerwasser zum Grundwasser gekennzeichnet.

Die im Talbereich der Spree anstehenden Sande bieten eine günstige Voraussetzung für eine Grundwasserneubildung durch die Niederschläge, jedoch kommt ihr auf Grund der hohen Flächenversiegelung im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Bedeutung zu. Die Grundwasserneubildung kann für das Untersuchungsgebiet folgendermaßen veranschlagt werden: Das Untersuchungsgebiet hat eine Fläche von ca. 4,5 km², von der nach der Bodenversiegelungskarte (UMWELTATLAS 1985 und nach WESSOLECK 1988) die in Tabelle 3 zusammengestellte Einteilungen vorgenommen werden kann.

Tab. 3: Anteil der Oberflächenversiegelungskategorien an der Gesamtfläche und die zugeordneten Grundwasserneubildungsraten nach WESSOLECK (1988)

Beschreibung der Bodenversiegelung	Fläche (km ²) (%)		Versiege- lungsstufe nach WESSOLECK	Grundwasser- neubildung (mm/a)
- vollständig dominierende Bebauung	2,2	49	IV	90
- Vegetation tritt gegenüber der Bebauung zurück	0,6	13,3	III	135
- überwiegend vegetationsbedecktes Gebiet (zentraler Wasserwerksbereich Kleingartenkolonie)	1,4	31	II	165
- rein vegetationsbedecktes Gebiet	0,1	2,2	I	170
- Oberflächengewässer (Spree und Altarme)	0,2	4,4		

Daraus ergibt sich, daß ca. 60 % der Fläche stark bis mittel bodenversiegelt sind und ca. 30 % eine mäßige bis geringe Bodenversiegelung im Untersuchungsgebiet besitzen.

Wird die Grundwasserneubildungsrate für Berliner Verhältnisse nach KLOOS (1986) (langjähriges Niederschlagsmittel $N=596 \text{ mm/a}$ ($N=596 \text{ l/m}^2/\text{a}$, Berlin-Dahlem, BEILAGE DER BERLINER WETTERKARTE)) für bebautes Gebiet mit 110 mm/a ($3,5 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$) und für unbebautes mit 180 mm/a ($5,7 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$) eingesetzt, so können im Untersuchungsgebiet unter bebautem Gebiet ca. 308.000 m³/a und unter mäßig bis gering bebautem Gebiet

ca. 270.000 m³/a Grundwasser neu gebildet werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß für das mäßig bis gering bebaute Gebiet die Neubildungsrate für unbebaute Flächen verwendet wurde, und dadurch die neu gebildete Grundwassermenge von insgesamt 578.000 m³/a als wahrscheinlich zu groß anzusehen ist.

Wird die Grundwasserneubildung nach den Versiegelungsstufen I bis IV (WES-SOLECK 1988) und deren entsprechenden Summen der Grundwasserneubildung berechnet, ergeben sich bei den Voraussetzungen, die in Tabelle 3 zusammengestellt sind und mit den dazugehörigen Flächen multipliziert, folgenden Neubildungsmengen für die Stufe I 17.000 m³/a, für die Stufe II 231.000 m³/a und für die Stufe IV 198.000 m³/a. Hierbei sind die Flächen, die durch die Oberflächengewässer (0,2 km²) und Sickerbecken (32.000 m²) auf dem Wasserwerksgelände bedeckt werden, nicht berücksichtigt. Insgesamt ergibt sich für das Untersuchungsgebiet eine durchschnittliche Grundwasserneubildung durch Niederschlag von ca. 527.000 m³/a für die Fläche von 4,3 km².

Niederschlagsmessungen der Berliner Wasserbetriebe auf dem Gelände des Wasserwerkes Jungfernheide haben für die Jahre 1982 bis 1985 ein Mittel von 523 mm/a ergeben (Anl. T2). Obwohl 1983 die höchsten Niederschlagsmengen mit 561,5 mm in dieser Meßreihe registriert wurden, sank der Grundwasserspiegel ab Mai 1983 sehr stark. Die Erklärung dafür besteht darin, daß die Niederschlagsmenge im Jahr 1982 mit 287 mm/a weit unter dem Mittel von 596 mm/a bzw. 523 mm/a lag (BEILAGE DER BERLINER WETTERKARTE) und im Juni und Juli 1983 nur 20,2 mm und 7,2 mm Niederschlag zu verzeichnen waren. Nahezu die Hälfte der Niederschlagsmenge im Mai (insgesamt 107,1 mm) fiel im wesentlichen bei drei Starkregenereignissen (1. 5. 1983, 13,2 mm; 10. 5. 1983, 11,9 mm und 24. 5. 1983, 24,8 mm). Zusätzlich kam es im Monat Juli zur maximalen monatlichen Grundwasserentnahme von 3.232.800 m³ in der Zeit von 1970 bis 1987.

Die Größe des Einzugsgebietes des Wasserwerks hat sich in den letzten Jahren stark verändert. Sie schwankte, bedingt durch mehrere Grundwasserhaltungen und unterschiedliche Förderregimes der umliegenden Wasserwerke, nach Ermittlungen der Berliner Wasserbetriebe zwischen 38 km² (1974) und 105 km² (1979). Vom Institut für Ökologie der TU Berlin wurde bei der Berechnung der Grundwasserneubildung im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe für die Einzugsgebiete eine konstante Größe von 38 km² zu Grunde gelegt, die dabei erhaltene Grundwasserneubildung wird in der Anlage T3 dargestellt. Die vom Institut für Ökologie ermittelte mittlere Grundwasserneubildungsrate von ca. 6 Mio. m³/a in der Zeit zwischen 1974 und 1982 steht in einem gewissen Widerspruch mit der durchschnittlichen Fördermenge des Wasserwerkes von ca. 2 Mio.m³/a und des ständig zu beobachtenden Absenkungstrichters. Die Ursache dafür liegt möglicherweise in der unterschiedlichen Wahl der Randbedingungen für die Berechnung. Insgesamt ist danach eine leichte Abnahme der gebildeten Grundwassermengen zu beobachten, die neben klimatischen Schwankungen auf die

zunehmende Bodenversiegelung und die Veränderung der Einzugsgebietsgrenzen zurückzuführen ist.

2.2.5 Grundwasserentnahme

Die durchschnittliche Grundwasserentnahme betrug im Zeitraum 1970 bis 1979 2,04 Mio. m³/a, in der Zeit von 1980 bis 1987 1,97 Mio. m³/a, die maximale Fördermenge belief sich auf 2,65 Mio. m³/a im Jahre 1976. Die Förderbrunnen des Wasserwerkes sind den Brunnengalerien E I, E II und E III mit je 15, 21 und 15 Brunnen zugeordnet und als Brunnengruppen gekoppelt. Sie wurden im Zeitraum zwischen 1959 und 1974 mit einem Durchmesser von 800 bis 1000 mm bis in eine Teufe von 35 bis 40 m unter Geländeoberkante (GOK) gebohrt und mit Brückenschlitzfiltern (Ø 400 mm) ausgebaut. Die Filter sind mit einer Kieschüttung, Körnung 200 bis 300 mm, versehen. Die in Teufen von 20 m bis 37 m installierten Unterwasserpumpen erreichen eine durchschnittliche Förderleistung von 80 m³/h; das Maximum liegt bei 130 m³/h. Die Rohwasserbereitstellung für die Wasseraufbereitung wird für die einzelnen Galerien getrennt vorgenommen. Sie umfaßt die Enteisung und die Entmanung des Rohwassers.

Das Grundwasser wird mit einer durchschnittlichen Tagesleistung von 50.000 bis 60.000 m³ alternierend zwischen jeweils zwei Brunnen im 24-Stunden-Rhythmus gefördert, so daß im Normalbetrieb nur die Pumpe jedes zweiten Brunnens läuft. Die Tagesspitzenleistung von 155.800 m³ (8/1975) wird nur bei maximaler Förderung aller Brunnen erreicht. Als Maximum wurden im Juli 1983 3.232.800 m³ Wasser dem Grundwasserleiter entnommen.

Das geförderte Grundwasser setzt sich zu zwei Dritteln aus dem natürlichen Grundwasserdargebot und zu einem Drittel aus künstlich infiltriertem Oberflächenwasser der Spree zusammen (ENVI SANN 1988). Die Grundwasseranreicherung wird durch die Infiltration über insgesamt 8 mit Kiesfiltern versehene Sickerbecken mit einer Gesamtfläche von 32.000 m² vorgenommen.

2.2.6 Lage und Ausbau der Grundwassermeßstellen

Die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Grundwassermeßstellen befinden sich in der Rechtsträgerschaft der Berliner Wasserbetriebe, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz und eines Elektroindustriunternehmens. Die Meßstellen wurden zwischen 1931 und 1985 errichtet; ihre Filterdurchmesser betragen 50 mm bzw. 125 mm. Über den Ausbau sowie die Qualität älterer Grundwassermeßstellen können keine Angaben gemacht werden. Die im Rahmen der Untersuchungsarbeiten gebohrten Grundwassermeßstellen entsprechen dagegen der DIN-Norm 4049 Teil 1 und den Empfehlungen der im DVGW-

Regelwerk, Merkblatt W 121 1988 zusammengefaßten Richtlinien für den Bau und Betrieb von Meßstellen für den Grundwasserstand und die Grundwasserbeschaffenheit. Soweit möglich, wurden Grundwassermeßstellen, die den Anforderungen an Grundwassergütemeßstellen entsprachen und einen Filterausbau von \varnothing 125 mm besaßen, zur Grundwasserentnahme mit Hilfe einer 8 m³/h-U-Pumpe zur Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit benutzt. Zur Erarbeitung der Grundwassergleichenpläne bzw. für Übersichtsuntersuchungen zur LCKW-Verteilung wurden nahezu sämtliche Grundwassermeßstellen im Untersuchungsgebiet verwendet, auch die, die noch nicht den Anforderungen einer Grundwassergütemeßstelle entsprachen. Die Grundwassermeßstellen sowie einige für die Untersuchungen ebenfalls benutzte Sanierungs- bzw. Abwehrbrunnen sind für die einzelnen Schadensgebiete mit weiteren Kenndaten in der Anlage T4 zusammengestellt. Zur Zeit gibt es im Untersuchungsgebiet zwei Grundwassermeßstellen (W - 1, O - 3), die bis in den Rupelton abgeteuft und entsprechend ausgebaut wurden.

2.2.7 Nutzungsentwicklung des Untersuchungsgebietes

Um zu einem besseren Verständnis der Entwicklung der untersuchten Schadensgebiete im Untersuchungsgebiet zu gelangen, erscheint es nützlich, kurz die Geschichte des Gebietes zu skizzieren. Im Mittelalter gehörte das Gebiet dem Spandauer Benediktinerinnenkloster und wurde bis weit in das 19. Jahrhundert vorrangig land- und forstwirtschaftlich genutzt (Abb. 8). Die Spreeregulierung in den Jahren 1883 bis 1885 sowie die abgeschlossene Separation des Gebietes begünstigten die Nutzung dieses Gebietes für Industrie- und Wohnbebauung (RIBBE & SCHÄCHE 1985) und führten zur Ausdehnung Berlins in Richtung Westen. Südlich der Motardstraße und westlich des Rohrdammes wurde 1896 am nördlichen Rand der Spreewiesen das vierte Wasserwerk der Charlottenburger Wasserwerke, die "Förderstelle Jungferneide", errichtet (BERLINER WASSERWERKE 1956). Nennenswerte Erweiterungen der Förderkapazität des Wasserwerks erfolgten in den 30er und 60er Jahren des 20. Jahrhunderts.

Die ersten industriellen Ansiedlungen erfolgten im Nordostbogen um das Wasserwerk zur Jahrhundertwende. In mehreren Etappen wurde das Wasserwerk bis Ende der 30er Jahre auch nördlich und nordwestlich umbaut. Einzige Industriestandorte im Westen des Wasserwerks waren zu dieser Zeit das alte Gleichstromkraftwerk Unterspree (1904) am Südufer der Spree und das neuere Bewag-Kraftwerk (1929 bis 1932) auf der Nordseite. Zu weiteren Industrieansiedlungen kam es zwischen 1957 und 1987. Hierbei muß zwischen den kleineren Gewerbebetrieben, die südlich des Wiesendamms an der Freiheit, westlich des Werkringes und östlich der Otternbuchtstraße liegen, und den industriellen Großbetrieben, wie der Müllverbrennungsanlage, dem Klärwerk Ruhleben und dem Kraftwerk Reuter-West unterschieden werden.

zelen Schutzzone gültigen Bestimmungen sowie eine kontinuierliche und umfassende Überwachung der Grundwasserqualität im Einzugsgebiet der Wasserwerke.

3. Untersuchungsmethoden

3.1 Bestimmung von LCKW in Flüssigkeiten

Die Ermittlung der LCKW-Schäden im Gelände stützt sich neben der Bodenluftanalytik auf die Untersuchung von Grundwasserproben. Dafür mußten zusätzlich zu den bereits vorhandenen 48 Grundwassermeßstellen 16 neue errichtet werden. Diese Arbeiten wurden von einer vom Berliner Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz beauftragten Firma durchgeführt und vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene fachlich begleitet.

Das Grundwasser wurde als Pumpprobe und/oder Schöpfprobe aus den Grundwassermeßstellen entnommen. Die Schöpfprobenahme (Probenahme-System Dr. Blasy) wurde als Stichprobe generell in 2 m Teufe unter dem Grundwasserspiegel gewonnen. Mit Hilfe der Pumpproben wurden sowohl Mischproben aus einer bestimmten Teufe - in der Regel 7 m unter dem Grundwasserspiegel - als auch mit einer Entnahmekammer (Konzeption und Fertigung Berliner Wasserbetriebe) weitgehend teufenorientiert gepumpte Grundwasserproben gewonnen. Teufenorientierte Grundwasserproben wurden aus Grundwassermeßstellen (\varnothing 125 mm) mit Hilfe einer Unterwasserpumpe mit einer Förderleistung von 8 m³/h in einer Kammer mit einer Länge von 1,5 m bzw. 2 m nach Pumpzeiten von 5 min., 20 min. bzw. 30 min. gewonnen. Ein Zustrom aus liegenden bzw. hangenden Bereichen über die Kiesfilterschüttung konnte dabei nicht ausgeschlossen werden.

Generell werden die Grundwasserproben unter Berücksichtigung der hohen Flüchtigkeit der LCKW unter Vermeidung von Turbulenzen in 250 ml-Steilbrustflaschen bzw. direkt in Headspace(HS)-Gläser (Volumen 23 ml; Probenvolumen 10 ml) abgefüllt. Während die Steilbrustflaschen mit einem Glasschliffstopfen verschlossen werden, dienen zum gasdichten Verschließen der Headspace-Gläser Teflon kaschierte Butylsepta in Sicherheitsbördelkappen, die mit einer speziellen Zange auf die Headspace-Gläser gepreßt werden. Zur gaschromatographischen Analyse mit der statischen Headspace-Methode werden im Labor 10 ml der Proben in die Headspace-Gläser abgefüllt. Erfolgt die Probenahme direkt in Headspace-Gläser, kann die Grundwasserprobe dort bis zur Analyse verbleiben, so daß Ausgasungsverluste durch die Probenhandhabung stark reduziert werden. Dies gilt ebenfalls für Bodenproben.

Um Veränderungen der Probenzusammensetzung zu verhindern, werden alle Proben bis zur Messung kühl (4 °C) und dunkel transportiert und gelagert. Die Proben dürfen wegen der möglichen Adsorption und Desorption während der Lagerung nicht mit Kunststoffen in

Kontakt kommen, daher werden Glasgefäße benutzt. Vorbeugend werden alle zur Lagerung und Handhabung der Proben notwendigen Geräte und Gefäße thermisch konditioniert, so daß eine Sekundärkontamination der Proben wirksam vermieden werden kann.

Die Untersuchung von Wasser-, Boden- und Bodenluftproben auf LCKW muß wegen der hohen Flüchtigkeit dieser Verbindungen sehr sorgfältig durchgeführt werden, da generell bei jeder Handhabung der Proben, die Grenzflächen zu einer Gasphase schafft, die Gefahr von Stoffverlusten gegeben ist. Daher sollten nach Möglichkeit nur solche Meßverfahren eingesetzt werden, bei denen die hohe Flüchtigkeit der zu bestimmenden Stoffe nicht zu unvermeidbaren Fehlern führt.

Vor der gaschromatographischen Bestimmung werden die Stoffe durch ein geeignetes Lösungsmittel, wie z.B. Pentan, von der Probenmatrix abgetrennt und angereichert. Anschließend kann ein Aliquot des Extraktes gaschromatographisch analysiert werden. Ein Verfahren nach diesem Prinzip liegt für leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe in Wasser und Abwasser als DIN-Norm 38407 (Teil 4, Mai 1988) vor. Die im Normentwurf vorgeschriebene Pentanextraktion ist dabei sehr arbeitsaufwendig, da das Extraktionsmittel in der Regel nicht in der erforderlichen Reinheit erhältlich ist und nachgereinigt werden muß (Rektifikation, Molekularsiebe etc.). Bei der Extraktion treten Verluste durch Ausgasung auf, die über die Bestimmung von Wiederfindungsraten korrigiert werden müssen. Bei einer komplexen Matrix, wie beispielsweise Boden, sind Wiederfindungsraten nur schwer zu bestimmen. Bei der Ausarbeitung des Normentwurfs wurde jedoch berücksichtigt, daß nicht in allen chemischen Untersuchungslaboratorien Geräte zur Abtrennung und Anreicherung leichtflüchtiger Komponenten über die Gasphase vorhanden sind.

Für die Bestimmung von VC steht das DIN-Verfahren DIN 38 413, Teil 2, zur Verfügung, das mit Hilfe von Ringversuchen getestet wurde. Probleme bei der Analyse ergeben sich aus der hohen Flüchtigkeit des VC.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden zwei Anreicherungsverfahren eingesetzt, die die hohe Flüchtigkeit der untersuchten Stoffe zur Abtrennung von der Probenmatrix nutzen. Das dynamische Dampfraumverfahren (Purge- und Trap-Verfahren) reichert kontinuierlich die leichtflüchtigen Inhaltsstoffe an einem Adsorbens an, während das alternativ benutzte statische Dampfraumverfahren auf der Einstellung von Gleichgewichten zwischen Probe und dem Gasraum beruht. Da beide Verfahren weitgehend automatisiert sind, ist ein reproduzierbarer Ablauf der Probenvorbereitung und der Anreicherung für die Gaschromatographie möglich. Der Vorzug der selektiven Anreicherung leichtflüchtiger Komponenten besteht in der geringeren Verunreinigung des Gaschromatographen durch schwer verdampfbare Probeninhaltsstoffe. Für diese Rahmenbedingungen kann der stoffspezifische Verteilungskoeffizient genau bestimmt werden, der neben den jeweiligen thermody-

namischen Eigenschaften von den Wechselwirkungen der Einzelsubstanzen mit der Probenmatrix abhängt. Die Beziehung zwischen der Konzentration in der Probe und dem Partialdruck im Gasraum wird von dem HENRY-Gesetz beschrieben. (Die Beziehung lautet

$k = c_L / c_G$, wobei:

- k Verteilungskoeffizient des jeweiligen Stoffes,
- c_L Konzentration eines Stoffes in der flüssigen Phase und
- c_G Konzentration eines Stoffes in der Gasphase sind.)

Da die Spurenanalytik von der idealen Verdünnung der Komponenten ausgeht, sind auch konstante Aktivitätskoeffizienten anzunehmen. Wechselwirkungen der gelösten Stoffe untereinander sind im vorgefundenen Konzentrationsbereich vernachlässigbar. Die Anreicherung erfolgt über die Gleichgewichtseinstellung der im Wasser gelösten LCKW zwischen Gas und flüssiger Phase in einem geschlossenen System unter definierten Bedingungen (Temperatur, Phasenverhältnis, Zeit).

Die Multiple-Headspace-Extraktion wird bei der Flüssigkeitsuntersuchung von Grund- und Abwasser und bei der Untersuchung von Lockergesteinsproben eingesetzt, während das Purge- und Trap-Verfahren vorwiegend für die Grundwasseruntersuchung angewendet wird. Für die qualitative und quantitative Bestimmung wird das durch die Anreicherung erhaltene Gemisch der leichtflüchtigen Substanzen in eine geeignete gaschromatographische Trennsäule injiziert.

Die getrennten Stoffe werden in der Regel mit einem Elektroneneinfangdetektor (ECD) nachgewiesen, der besonders für den Nachweis kleinster Mengen von Substanzen hoher Elektronenaffinität geeignet ist. Von den LCKW im Untersuchungsgebiet waren es die Verbindungen mit mehr als zwei Chloratomen pro Molekül, die detektiert wurden. Zusätzlich wurde ein Flammenionisationsdetektor (FID) verwendet, der demgegenüber unspezifisch und erheblich weniger empfindlich als der ECD ist. Bei den zu analysierenden Substanzen ist die Anzahl der Kohlenstoffatome pro Molekül und ihre Bindungsform in erster Näherung ein Maß für die Nachweisempfindlichkeit. Der Einsatz des FID empfiehlt sich deshalb immer bei höheren LCKW-Konzentrationen, wenn keine Interferenzen mit anderen Kohlenwasserstoffen auftreten. Eine Simultandetektion mit beiden Detektoren erweitert den dynamischen Bereich, insbesondere der TCE- und PCE-Bestimmung, und ermöglicht eine verbesserte qualitative Aussage, da mit dem Responseverhältnis (Verhältnis der Empfindlichkeit der Detektoren) eine weitere Hilfsgröße zur Verfügung steht.

Die Kalibrierung der Meßvorrichtung erfolgt durch Messung von wäßrigen Standards mit bekannten LCKW-Konzentrationen. Aus den resultierenden Detektorsignalen wird eine Kalibrierfunktion errechnet. Die verwendeten Standards sollen den gesamten Konzentrationsbereich der zu untersuchenden Proben abdecken. Hierbei ist zu beachten, daß sich alle

apparativen Randbedingungen sowohl bei der Messung von Proben als auch bei den Standards gleichen. Die Zuordnung der Detektorsignale zu bestimmten Substanzen erfolgt im Routinebetrieb durch die Retentionszeiten nach Eichung auf Referenzsubstanzen. Die Identifizierung wird periodisch durch den Einsatz von Trennsäulen anderer Polarität abgesichert. Bei Einzelproben wurde die qualitative Absicherung der Befunde durch Kontrollmessungen mit Hilfe einer Gaschromatographie-Massenspektrometrie-(GC/MS)-Analyse nach Dampf-raumanreicherung erzielt.

Bei der Untersuchung der Wasserproben wurden das Purge- und Trap- und das Headspace-Verfahren verglichen. Die Analysenergebnisse von rund 70 Grundwasserproben wurden nach der Bestimmung mit beiden Verfahren einander gegenübergestellt. Die Steigung der Regressionsgeraden in Abb. 9 und 10 zeigt eine gute Vergleichbarkeit der Werte. Da die Korrelationskoeffizienten $r=0,98$ und $r=0,99$ betragen und die Steigung sich nahe bei 1 befindet, kann davon abgeleitet werden, daß die mit beiden Methoden erhaltenen Resultate gut vergleichbar sind.

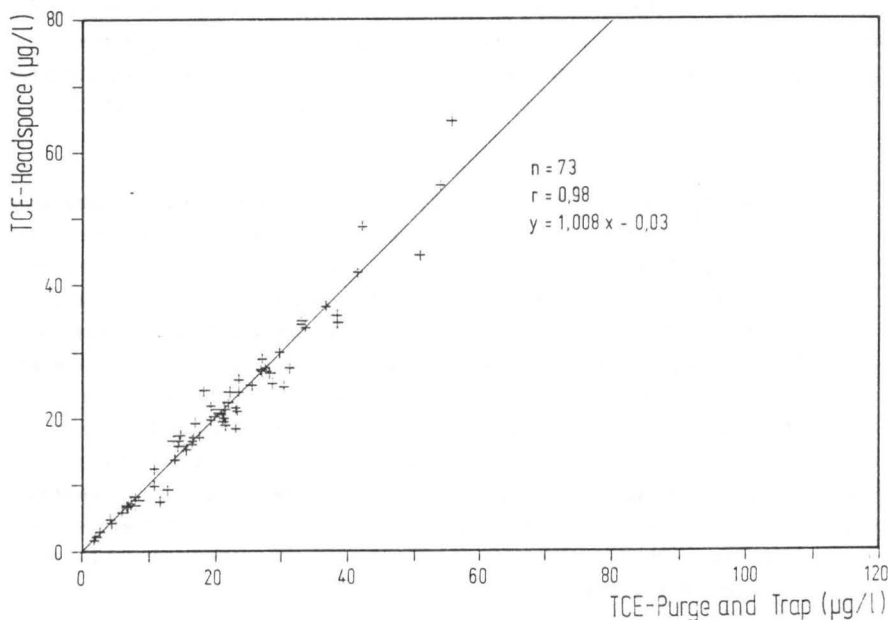


Abb. 9: *Verhältnisse der Meßwerte zwischen der Purge- und Trap- und der Multiple-Headspace-Extraction-Methode bei der TCE-Bestimmung*

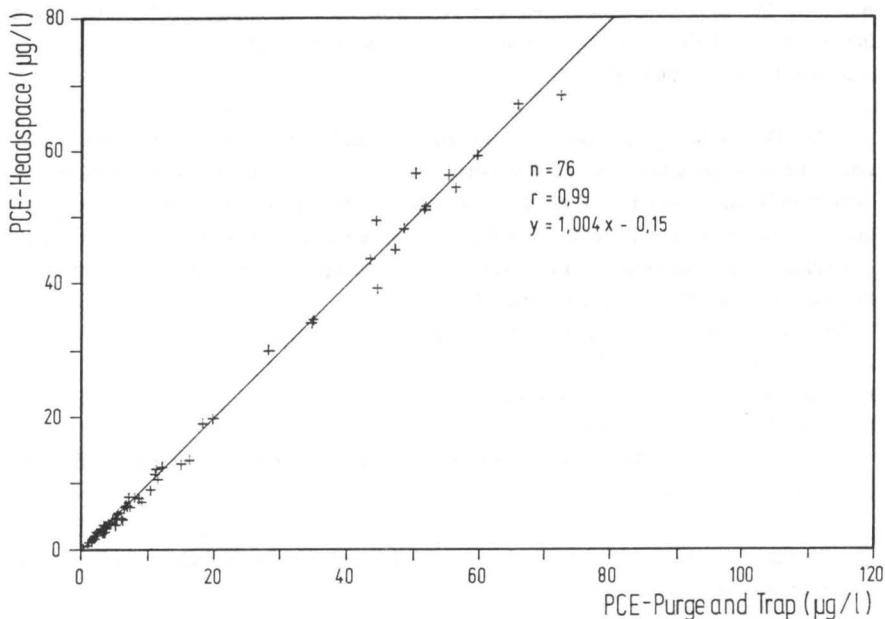


Abb. 10: *Verhältnisse der Meßwerte zwischen der Purge und Trap- und der Multiple-Headspace-Extraction-Methode bei der PCE-Bestimmung*

Da die Herstellung wäßriger Standardlösungen für Substanzen mit hoher Flüchtigkeit zur Kalibrierung eines Meßverfahrens nicht unmittelbar möglich ist, ist die Verwendung eines gut wasserlöslichen organischen Lösungsmittels als Lösungsvermittler unumgänglich. In unserem Fall wird Methanol für die Spektroskopie (Merck, Art.-Nr. 6002) verwendet. Bei der Lagerung und Handhabung methanolischer Stammlösungen und Zwischenverdünnungen treten wesentlich geringere Ausgasungsverluste auf als bei wäßrigen Standards. Wegen der unbeschränkten Wasserlöslichkeit des Methanols ist auch der Ansatz der wäßrigen Standards relativ problemlos durchführbar. Da in den Standardlösungen geringe Mengen Methanol aus den methanolischen Zwischenverdünnungen enthalten sind, war die Auswirkung dieser Matrixveränderung auf die Verteilungskoeffizienten der untersuchten Parameter zu ermitteln. Es konnte jedoch kein signifikanter Einfluß der eingesetzten Methanolmengen festgestellt werden. Vor dem Gebrauch wird das Wasser zum Ansetzen von Eichlösungen oder zur Verdünnung hochbelasteter Proben mit einem Inertgasstrom ausgeblasen, um möglicherweise vorhandene Spuren von leichtsiedenden Komponenten zu eliminieren.

Für die Kalibrierung von VC-Messungen werden Stammlösungen durch Einpressen von VC-Gas in Benzylalkohol hergestellt. Der VC-Gehalt der Stammlösungen wird gravimetrisch

bestimmt. Die wäßrigen Standardlösungen werden durch Verdünnung von Stammlösungen hergestellt. Die Kalibrierung schließt auch hier alle Verfahrensschritte, auch die Anreicherungsschritte im Gasraum, ein.

Die Durchführung der analytischen Messung der im Dampfraum angereicherten LCKW erfolgt im Gaschromatographen in folgenden praktischen Schritten: Aus dem geschlossenen System im Headspace-Glas wird aus der Gasphase ein Aliquot mit einem automatischen Probengeber entnommen und in einen Gaschromatographen injiziert. Die Auftrennung des Gasgemisches und der Nachweis der Einzelkomponenten erfolgt unter folgenden Bedingungen:

Dampfrauminjektor:	Perkin-Elmer HS 100
Thermostatisierung:	60 min. bei 60 °C - 80 °C
Phasenverhältnis:	1,3 - 3,6
Injektionszeit:	0,14 - 0,8 min.
Dosierdruck:	2,6 bar

Entsprechend der Angabe von Wertebereichen wird nach benötigter Empfindlichkeit die Anreicherung im Dampfraum variiert.

Zur gaschromatographischen Analyse werden folgende Geräte, Zubehör und Parameter eingesetzt bzw. gewählt:

Gaschromatograph:	Perkin-Elmer Sigma 2000
Trennsäule:	Fused Silica Kapillarsäule, CP Sil 8, stationäre Phase chemisch gebunden, 25 m, 0,32 mm I.D., 5,0 µm Filmdicke
Trenntemperatur:	40 °C (2 min.); 5 °C (1 min.); 150 °C (5 min.)
Detektoren:	Ni-63 ECD, FID
Detektortemperatur:	250 °C (FID), 350 °C (ECD)
ECD-Quenchgas:	60 ml N ₂ /min.
Injektion:	pneumatisch, splitless durch Dampfrauminjektor
Trägergas:	Helium, nachgereinigt
Lin.Gasgeschwindigkeit:	45 cm/s
Auswertung:	Peakintegration und Chromatogrammausdruck von Rechner-Integrator Shimadzu C-R3A oder C-R2A, Ergebnisrechnung und Datenspeicherung mit Personalcomputer.

Die Nachweisgrenzen für die genannten Stoffe hängen von der gewählten Betriebsweise und vom Verhalten des Einzelstoffes bei der Dampfraumanreicherung und dem Detektor ab. Mit dem beschriebenen Verfahren liegen sie für VC bei 1 µg/l, für cis- und trans-1,2-DCE bei 4 µg/l und für 1,1,1-TCA, TCE und PCE bei 0,1 µg/l.

Beim Purge- and Trap-Verfahren wird die Wasserprobe in einem geschlossenen System

feinblasig von Inertgas durchströmt. Die große Oberfläche der Gasblasen erlaubt den Übergang flüchtiger, wenig polarer Stoffe vom Wasser zum Gas gemäß dem jeweiligen Verteilungskoeffizienten. Die Neigung zur Gleichgewichtseinstellung wird laufend durch den Zu-
strom von unbeladenem Gas gestört, so daß ständig ein maximales Konzentrationsgefälle vor-
liegt. In einer Adsorbersäule (Tenax-GC) werden die ausgeblasenen Stoffe vom Gasstrom ge-
trennt und angereichert. Zur gaschromatographischen Bestimmung werden die Substanzen im
Trägergasstrom des Gaschromatographen thermisch desorbiert und direkt auf die Trennsäule
gespült. Die aufgetrennten Einzelsubstanzen wurden mittels ECD nachgewiesen. Das
gaschromatographische Trenn- und Detektionssystem wurde unter folgenden Bedingungen
betrieben:

Gaschromatograph:	Pye Unicam 104
Injektion:	direkt
Trennsäule:	gepackt, 10 % OV - 101 auf Chromosorb WAW DMCS, 100/120 mesh, 13 ft., 2 mm I.D.
Trenntemperatur:	90 °C, isotherm
Detektoren:	Ni-63 ECD, FID
Detektortemperatur:	250 °C
ECD-Quenchgas:	75 ml N ₂ /min., nachgereinigt
Trägergas:	10 ml N ₂ /min., nachgereinigt
Auswertung:	Rechner-Integrator, Spectra-Physics SP 4100

Die Anwendung dieses Verfahrens ist auf Wasserproben beschränkt. Es zeichnet sich
durch niedrige Nachweisgrenzen aus. Sie liegen für die routinemäßig bestimmten Stoffe unter
0,1 µg/l. VC wurde mit diesem Verfahren nicht bestimmt.

Exemplarisch ist die Trennung der leichtflüchtigen Inhaltstoffe eines Rohwassers nach
dynamischer Dampfraumanreicherung dargestellt (Abb. 11).

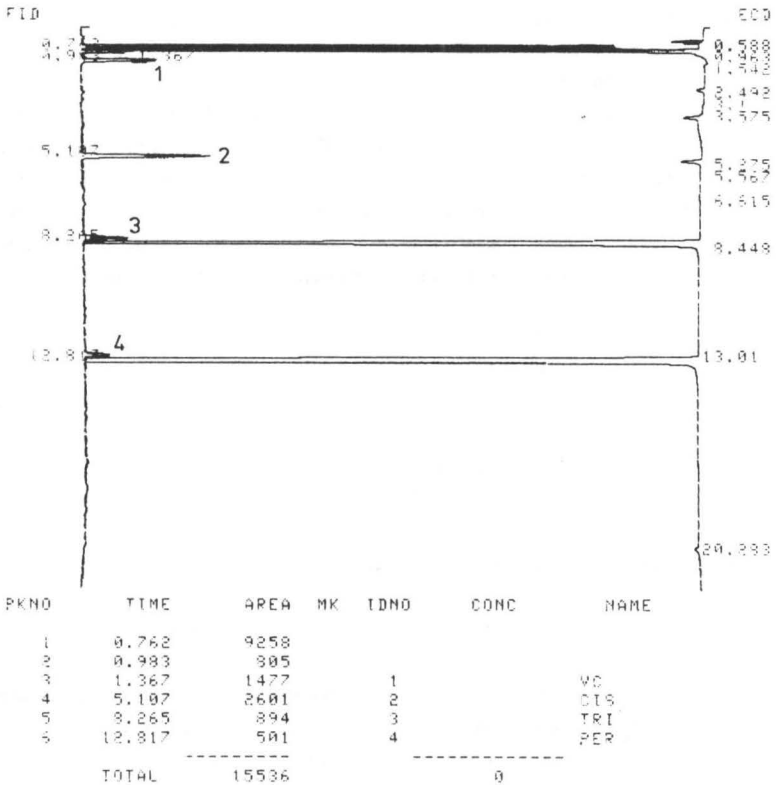


Abb. 11: LCKW-Gaschromatogramm einer Grundwasseranalyse

3.1.1 Einfluß des Ausgasens auf die LCKW-Konzentration in Grundwasserproben

In Zusammenarbeit mit den Berliner Wasserbetrieben, die Untersuchungen zum Verhalten von LCKW bei der Verdüsung kontaminierten Rohwassers durchführten, wurde das Grundwasser aus den Förderbrunnen E II/1, E II/2, E II/18 und E II/19 auf das Ausgasen von LCKW untersucht.

Um zu prüfen, ob unterschiedliche Wiederfindungsraten beim Umfüllen nach der Probenahme in Abhängigkeit von der Ausgaskonzentration auftreten, wurden die Ergebnisse

von zwei Versuchen mit 5maligem Umfüllen verglichen (Anl. A6). Für VC lagen diese zwischen 48 und 64 %, für cis-1,2-DCE zwischen 24 und 40 %, für TCE zwischen 33 und 51,5 % und für PCE zwischen 50 und 75 %. Die prozentualen Verluste der einzelnen Stoffe waren recht unterschiedlich, in den Wässern mit höheren Ausgangskonzentrationen waren sie größer als in denen mit einer geringeren Konzentration.

Da für die Analysen nur eine einmalige Umfüllung notwendig ist, bei der ein Ausgasen durch Turbulenzen vermieden wird, kann die Fehlerquelle bei der Bestimmung von DCE, PCE und TCE als sehr gering eingestuft und deshalb vernachlässigt werden. Obwohl für VC Umfüllverluste in der Größenordnung bis zu 20 % möglich sind, ist VC nachweisbar. Die Versuche widerlegen die bisher vertretene Ansicht, daß VC derart leichtflüchtig ist, daß es im Wasser sehr schlecht nachgewiesen werden kann. Sie ist vermutlich auf die bislang unzureichende Technik zum analytischen Nachweis geringer VC-Konzentrationen zurückzuführen.

3.2 Untersuchung von LCKW in der ungesättigten Zone

3.2.1 Boden

Anhand von Bodenproben aus der ungesättigten Zone der Schadensgebiete wurden die LCKW-Belastung, ihre räumliche Verteilung und mögliche Abgabe in die gesättigte Zone untersucht. Unter Boden werden hier die unverfestigten Lockersedimente der ungesättigten Zone verstanden, das den Boden i. S. des belebten, humusreichen obersten Bereichs (i.a. 0,2 bis 1,5 m) einschließt. Die Gewinnung von Bodenproben erfolgte nach zwei Bohraufschlußarten (NERGER et al. 1988):

- Schlauchkernbohrungen (mit Stadel-Gerät)

- à 100 cm Länge, Ø 8,0 cm und

- Sondierbohrungen (mit Rillenbohrgerät und Vibrationshammer)

- à 200 cm Länge; Ø 4,5 cm.

Die Aufschlußtiefe der Bohrungen zur Gewinnung von Bodenproben richtete sich nach dem Flurabstand des Grundwasserspiegels, der je nach Geländehöhe durchschnittlich 8 m betrug. Bei den Tiefbauarbeiten überschritt sie selten die Tiefe von 3 bis 4 m unter Geländeoberkante.

Die Probenahmeabstände in den Bohrprofilen betrugen in Abhängigkeit von der petrographischen Ausbildung der zu untersuchenden Horizonte 30 bis 50 cm. Bevor das Probenmaterial mit dem jeweiligen Headspace-Glas aus dem Bohrkern als Doppelprobe (Meßreihe I und II) herausgestochen wurde (Abb. 12), wurde die äußere Bohrgutschicht verworfen.

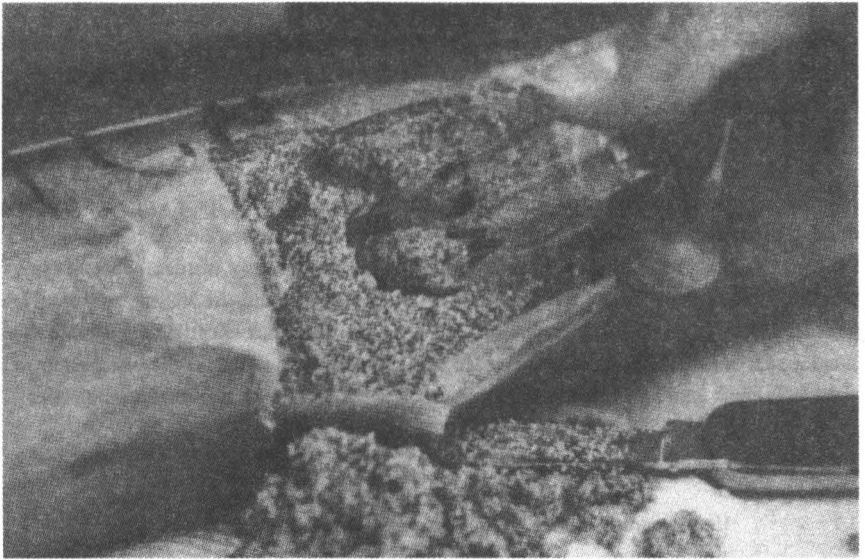


Abb. 12: *Entnahme einer Bodenprobe aus einem Schlauchkern*

Zusätzlich wurden Bodenproben analysiert, die aus Baugruben stammten. Der Umfang der Probenahme wurde in der Regel von den baubedingten Gegebenheiten (Zeit, Tiefe, Baufortschritt u.a.) sowie von der petrographischen Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials bestimmt. Die Proben wurden ausschließlich aus dem anstehenden Material nach seiner Freilegung entnommen. Aus dem Bohrgut wurden unmittelbar nach der Bohrgutauslage aus Schlitzfüllungen und Schlauchkernen die Proben in Headspace-Gläser gefüllt, die sofort gasdicht verschlossen und im Dunkeln bei 4 °C gelagert wurden. Für die Analyse einer Bodenprobe sind zweimal ca. 5 g der Probensubstanz erforderlich.

Bevor die Headspace-Analyse des Bodens zur Anwendung kam, erfolgte die Analyse des LCKW-Gehalts in Lockersedimentproben mit der Soxhlet-Extraktion unter Verwendung von n-Pentan und anschließender gaschromatographischer Messung. Mit Hilfe der Mehrfach-Gasextraktion (Multiple-Headspace-Extraction) kann der Gehalt an LCKW in Bodenproben analysiert werden. Sie besitzen je nach Zusammensetzung und Korngrößenverteilung unterschiedliche Grenzflächen zur Gasphase, so daß die Zeit der Gleichgewichtseinstellung und Lage des Gleichgewichts beim statischen Dampfraumverfahren von der Probenmatrix abhängt. Die Variabilität des Untersuchungsmaterials wird durch Entnahme von Doppelproben

und anschließende Dreifachbestimmung ermittelt. Wegen der Gefahr des Ausgasens wurden die Proben nicht homogenisiert. Im Gegensatz zur Kalibrierung des statischen Dampfraumverfahrens für die Wasseranalyse ist eine Standardherstellung für Boden durch die Inhomogenität nicht möglich. Dieses Verfahren kann mit dem kontinuierlichen Ausspülvorgang aus einem Gasdiluter zur Herstellung von Prüfgasen verglichen werden. Die Konzentration an dessen Ausgang folgt einer Exponentialfunktion. Nach jeder Gasentnahme und Messung in definierten Zeitabständen erfolgt im Headspace-Glas eine Verdünnung, anschließend muß eine erneute Gleichgewichtseinstellung zwischen Probe und Gasraum abgewartet werden. Die zeitliche Abfolge kann durch die fortlaufende Nummer des Extraktionsschrittes ersetzt werden. Das Gas jeder Extraktion wird gaschromatographisch untersucht.

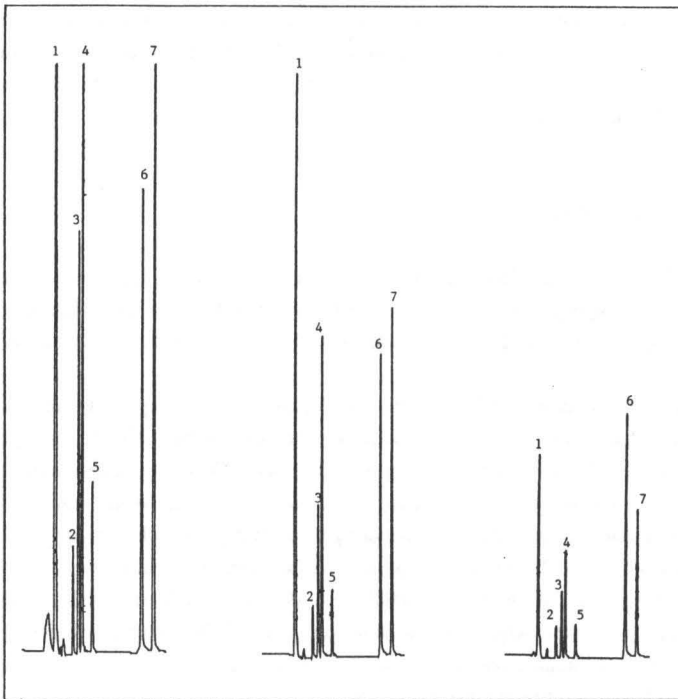


Abb. 13: Gaschromatogramm einer Dreifachextraktion (MHE-Methode) einer Eichlösung zur Bodenanalyse (1=Luft, 2=Trichlormethan, 3=1,1,1-TCA, 4=Tetrachlormethan, 5=TCE, 6=Dibromchlormethan, 7=PCE)

Die Summe aller Detektorsignale aus den Einzelextraktionen bis zur völligen Erschöpfung der Probe entspricht der Stoffmenge im Probengefäß. Da der Signalabfall von Extraktion zu Extraktion einer Exponentialfunktion folgt, ist eine Durchführung einer erschöpfenden Ex-

traktion (Detektorsignal = 0) nicht erforderlich. Aus den ersten Extraktionsschritten läßt sich das Bildungsgesetz einer konvergierenden geometrischen Reihe ableiten. Die Abnahme wird durch die Probenmatrix bestimmt und ist das charakteristische Element der Funktion. Es wird für jede Komponente und jede Probe durch lineare Regression der logarithmierten Detektorsignale gegen die Zeit neu ermittelt. Der Vergleich mit Standards gestattet die Angabe der Stoffmenge. Die gaschromatographische Analyse erfolgt mit dem Gaschromatographen Perkin-Elmer Sigma 2000. Abbildung 13 zeigt deutlich den stoffabhängigen Konzentrationsrückgang im Gaschromatogramm bei drei aufeinanderfolgenden Extraktionen. Die Nachweisgrenzen dieses Verfahrens liegen für die analysierten Parameter TCE und PCE bei $1 \mu\text{g/kg}$.

Der zeitliche Aufwand zur gaschromatischen Untersuchung einer Bodenprobe ist hoch, da eine Doppelprobe dreimal gemessen werden muß. Für einen Meßzyklus werden drei bis vier Gerätestunden benötigt. Für eine vergleichbare Wasseranalyse beträgt die Meßzeit knapp eine halbe Stunde.

3.2.2 Bodenluft

Die Bodenluft- oder Bodengas-Untersuchungen werden bei der Voruntersuchung auf LCKW-Verunreinigungen wegen ihrer verhältnismäßig einfachen Handhabbarkeit als Screening-Verfahren genutzt, so daß die relative LCKW-Verteilung in Profilen festgestellt werden kann.

Dazu stehen drei Methoden zur Verfügung: das halbquantitative Gasprüföhrchenverfahren, die Anreicherung von LCKW einer definierten Bodenluftmenge (Kolbenpumpe) auf XAD-Harz (Polystyrol-Adsorberharze) oder Aktivkohle und Elution mit Pentan oder Benzylalkohol sowie die im folgenden beschriebene Entnahme der Bodenluft mit Hilfe einer Glas-Metall-Spritze und anschließender gaschromatographischer Analyse. Die sehr einfache halbquantitative Bestimmung von Einzelsubstanzen mit Hilfe von Gasprüföhrchen (HARRES und HOLZWARTH 1983, HUEBER 1985, KÖSTER und HOLZWARTH 1988) reicht oftmals zur ersten Schadensfeststellung aus. In der VDI-Richtlinie 3865 (1988) werden Empfehlungen zur Planung des Messens leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe bei organischen Bodenverunreinigungen gegeben.

Die Bodenluftentnahme im Gelände wurde horizontal in Profillinien und Rastern mit n-Probenahmepunkten durchgeführt und in Schlauchkernen im Vertikalprofil untersucht. Anfangs erfolgte die Probenahme in Profillinien mit relativ weiten Abständen der Probenahmepunkte. Der Auswertung der ersten Meßreihe folgten gezielte Entnahmen in einem engeren Raster. Bei den Untersuchungen ist ein ubiquitärer Gehalt von LCKW in der Bodenluft zu berücksichtigen, der in Abhängigkeit von der Geländenutzung als Wohn-, Ge-

werbe-, Industriegebiet unterschiedlich groß ist. Im Untersuchungsgebiet wurden die Flächen dementsprechend in wenig oder unbelastet, mittel- und hochbelastet gegliedert.

Die Entnahme der Bodenluft aus oberflächennahen Schichten wurde nach den Arbeiten von ALBERTSEN (1977) bzw. NEUMAYR (1981) mit einer Glas-Metall-Spritze durchgeführt. Im Laufe der Untersuchungen wurden Form und Material der Sonde modifiziert, um negative Einflüsse auf die Probenahme, wie Probleme beim Einführen der Sonde und dadurch bedingtes partielles Ausgasen oder Bohrlochhindernisse bei Bauschuttauffülle zu unterbinden. Die Probenahme erfolgte nach Einschlagen eines Einmeterbohrstockes. In das entstandene Bohrloch wurde die Entnahmesonde mit einer 5 ml-Glas-Metall-Spritze bis in eine Entnahmeteufe von ca. 80 bis 100 cm eingeführt und die Probe entnommen. Von der so gewonnenen Bodenluft wurden 2 ml in eine einseitig abgeschmolzene Pasteurpipette übergeführt, die sofort zugeschmolzen wurde.

Zusätzlich wurden Bodenluftproben aus Schlauchkernen aus der ungesättigten Zone unmittelbar nach der Kernentnahme genommen. Die PE-Folie wurde mit der $15 \cdot 0,6$ mm Kanüle durchstoßen, die Bodenluft aus dem im Schlauchkern enthaltenen Sediment entnommen und ebenfalls sofort in eine Pasteurpipette übergeführt und bis zur Analyse im Kühlschrank dunkel bei ca. 4 °C gelagert.

Die Abtrennung der leichtflüchtigen Komponenten von der Probenmatrix entfällt bei gasförmigen Proben. Die Handhabung der Proben war aber in Bezug auf die vollständige Erfassung der gesuchten Stoffe nicht problemlos, da bis zur Analyse der Bodenluft mehrere Überführungsschritte erforderlich sind. Dazu gehörten die Probenahme im Gelände mittels Sonde und Spritze, die Überführung von der Spritze in eine Pasteurpipette sowie die Aufgabe der aus der Pipette mit einer gasdichten Spritze entnommenen Probe auf das gaschromatographische System. Da die weitgehend verlustfreie Manipulation der Gasprobe visuell nicht kontrolliert werden konnte, wurde ein Teil des geschilderten Ablaufs an Gasen definierter Belastung überprüft. Dazu wurde Gas aus dem Prüfgasbehälter direkt gaschromatographisch untersucht. Anschließend wurde analog zum Vorgehen im Feld Prüfgas mit einer Spritze entnommen, in eine Pasteurpipette eingeschmolzen, kurz gelagert, aus dieser wieder mit der Spritze entnommen und die Konzentration gaschromatographisch bestimmt. Dabei zeigte sich, daß bei Verwendung ausreichend langer Spritznadeln ca. 90 % der bei Direktinjektion ermittelten Konzentrationen bei dem "Umweg" über die Pasteurpipette wiedergefunden wurden. Als mögliche Quelle größerer Fehler blieb nur die Bodenluftentnahme mit der Spritze aus dem Boden, wobei die Funktion des Bohrstockes und der Entnahmesonde im Einzelfall durch das dichte Korngerüst der anstehenden Schluffe oder Mergel beeinträchtigt worden sein könnte.

Zur Untersuchung wurden die Pasteurpipetten aufgebrochen, die enthaltene Luft mit

einer gasdichten Spritze entnommen und 1 ml direkt in eine gaschromatographische Trennsäule injiziert. Zur Vermeidung von Substanzverschleppungen von einer Probe zur nächsten wurde die Spritze nach jeder Injektion mehrmals mit Argon gespült.

Die gaschromatographische Bestimmung der Bodenluftproben wurde mit dem gleichen Gerät (Pye Unicam 104) wie die Purge-and-Trap-Bestimmung der Grundwasserproben unter den gleichen Bedingungen durchgeführt; lediglich die Trenntemperatur wurde auf 110 °C erhöht. Da jede Probe nur einmal vorhanden war, erfolgte der Nachweis der Stoffe mittels Paralleldetektion durch ECD und FID. Es konnte so ein großer Konzentrationsbereich abgedeckt werden. Routinemäßig wurde das gaschromatographische System für die Stoffe TCE und PCE geeicht. Zur Aufnahme der Eichkurven wurden gasförmige Standards verwendet. Die Nachweisgrenze für TCE lag bei ca. 50 µg/m³ und für PCE bei ca. 10 µg/m³.

3.3 Physikalische und chemische Begleituntersuchungen des Grundwassers

Ergänzend wurden zur Charakterisierung des Grundwassers die in Tab. 4 aufgeführten Parameter untersucht. Dabei sollten hydrochemische Parameter des Rohwassers aus dem Wasserwerk und Grundwassergütemeßstellen aus dem Beobachtungsprogramm der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz mit den Meßdaten der Schadensgebiete verglichen werden. Die Proben wurden mit technischer Hilfe der Berliner Wasserbetriebe, Abt. Bau, im August/September 1987 genommen. Da die Probenahmeausrüstung und das Bedienungspersonal der Wasserwerke nur in zeitlich begrenztem Umfang zur Verfügung standen, konnten nur an 9 repräsentativen Grundwassermessstellen in den Schadensgebieten West, Nordwest und Ost teufenorientierte Pumpproben entnommen werden. Bei der Auswahl der Grundwassermessstellen in den Schadensgebieten wurde darauf geachtet, daß sie sich etwa auf einer Linie in Grundwasserfließrichtung zwischen den Schadensherden und den kontaminierten Wasserwerksbrunnen befanden. Die Auswahl der Grundwassermessstellen erfolgte auf Grund einer Voruntersuchung der Grundwasserbeschaffenheit von Mischproben.

Die Proben wurden unter 30 Minuten Pumpen (Förderleistung 8 m³/h; 1,5 m lange Kammer) gewonnen (Abb. 14). Der Abstand der Probenahmehorizonte betrug in der Regel 10 m und wurde entsprechend der Brunnentiefe und der Lage der Grundwasseroberfläche variiert. Die Probenahme wurde im tiefsten Bereich der Meßstelle begonnen und in Richtung Geländeoberkante fortgesetzt, um die teufenabhängige LCKW-Verteilung ermitteln zu können. Das geförderte Grundwasser wurde durch eine Woulfesche Flasche mit einem Überlauf geleitet, in der sich vier Öffnungen für Meßfühler zur Messung des pH- und des Eh-Werts, der Leitfähigkeit, der Temperatur und des Sauerstoffgehalts befinden. Für die Messung der pH- und Eh-Werte wurde das Gerät pH-Digi 550/WTW mit den Elektroden pH: Ingold Typ 405 und Eh: Ingold Typ PL-4805, für die Leitfähigkeit und die Temperatur das Gerät LF-

Tab. 4: Untersuchte physikalisch-chemische Parameter und eingesetzte Meßverfahren, Analysen- und Meßgeräte

Parameter	analytische Methode	Vorbehandlung	Behältermaterial	Probenvolumen (l)
<u>Anorganische Wasserinhaltsstoffe</u>				
F^- , Cl^- ; NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{--} , PO_4^{--}	Ionenchromatographie (IC)	--	Polyethylen	0,02
HCO_3^-	Titration (K_s 4,3)	--	Glas	0,25
NH_4^+	Dr. Lange-Küvetten-Test	--	Glas	0,25
As, Pb, B, Cd, Ca, Cr, Fe, Cu, Mg, Mn, Na, N P, Sr, Zn	Plasmaemissionsspektroskopie (ICP / AES)	pH < 2	Polyethylen	0,02
K	Flammenphotometrie			
<u>Organische Wasserinhaltsstoffe</u>				
DOC	DEV		Glas	0,25
KMnO ₄ -Verbrauch	DEV		Glas	0,25
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe	Head-Space-Gaschromatographie		Glas	0,25
<u>In situ-Parameter</u>				
T, pH, Eh, O ₂ , Leitfähigkeit	Elektroden			Messung vor Ort

191/WTW mit der Elektrode LS 1/T-1,5 und für die Sauerstoffmessung ein Oxygenmeter von Yellow Springs Instr., Model 54, verwendet.

Vor Ort wurden die Parameter nach einer Pumpzeit von 30 Minuten gemessen, nachdem sich konstante Meßwerte, mit Ausnahme des Eh-Wertes, eingestellt hatten. Nach 5

Minuten, spätestens aber nach 30 Minuten wurden die Proben genommen. Die übrigen Parameter wurden im Labor bestimmt. Die Konservierung der Proben und die Lagerung bis zur Messung erfolgte in Anlehnung an ARNETH et al. (1986).

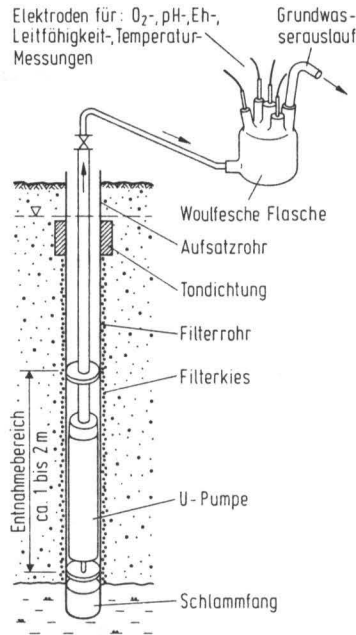


Abb. 14: *Schema der tiefenorientierten Grundwasserentnahme und -parametermessung*

Mit Ausnahme der Kalium-Bestimmung, die am Institut für Angewandte Geologie der Freien Universität Berlin, sowie die TOC- und Mineralbestimmung im Sediment, die im Fachbereich für Bergbau und Geowissenschaften (FB 16) der Technischen Universität Berlin vorgenommen wurden, sind die Untersuchungen und Messungen im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes durchgeführt worden. Die Meßergebnisse der Grundwasserbeschaffenheit sind in den Anlagen T8 und T9 (Kapitel 4.1) dokumentiert.

3.4 Erfassung von Einsatz, Lagerung und Entsorgung von LCKW im Untersuchungsgebiet

Nachdem im Grundwasser des untersuchten Wasserwerks in einigen Förderbrunnen LCKW nachgewiesen wurde, wurden die Ursachen erkundet. Die Untersuchungen über den Umgang mit LCKW und dessen Auswirkung auf die Verunreinigung des Untergrundes im Rahmen der betrieblichen Nutzung erfolgte in 12 Unternehmen und deren Betriebsteilen mit Hilfe von Fragebögen, Gesprächen und Begehungen. Dabei wurde im engeren Einzugsgebiet des Wasserwerks über die wichtigsten Lösemittelanwendungen ein Jahresverbrauch von ca. 300 t im Erfassungszeitraum 1983/1984 ermittelt (HAGENDORF 1984; NERGER und MERGLER 1986). Er entfiel weitgehend auf TCE und PCE und untergeordnet auf 1,1,1-TCA. Obwohl davon der überwiegende Anteil in die Luft emittiert wird (BAUER 1981), bildet diese Stoffgruppe eine der häufigsten Ursachen für Punktquellen von Boden- und Grundwasserkontaminationen (MELUF 1983).

Die Erhebung über die Lagerung von LCKW in den Umgangsbereichen ergab, daß Fässer als Haupttransport- und Lagerungsgebinde für frische und verbrauchte Lösemittel dienen, so daß während des Abfüllens durch Tropf-, Überlauf- und Umfüllverluste erhebliche Lösemittelmengen in den Untergrund gelangen können. Die Kontaminationsgefahren gingen hauptsächlich von den an die Produktionsanlagen angeschlossenen peripheren Systemen, wie Wasser- oder Lösemittelabscheider und Destillationsanlagen, aus. Darüber hinaus stellten unüberdachte, ebenerdige und nicht verschlossene Vorrats- und Entsorgungslager, undichte Abwasserkanäle und -sammelbecken sowie Fehllanschlüsse in Abwassersystemen zuzüglich Altlasten potentielle Gefahrenquellen dar. Die Entsorgung verbrauchter LCKW wurde im Untersuchungsgebiet entsprechend den anfallenden Mengen unterschiedlich gehandhabt. Relativ risikoarm war die Entsorgung bei direkter Übernahme der Lösemittelreste in Tankfahrzeuge von Recyclingfirmen. Wenn eine Zwischenlagerung notwendig war, wurden gleichzeitig Vorratslager genutzt oder Entsorgungsanlagen für Altöl direkt einbezogen. Diese Art der Behandlung der LCKW war problematisch, da die bautechnischen Schutzmaßnahmen (Ölabscheider) nicht für die Stoffgruppe der LCKW ausgelegt waren. Von der gesamten im Untersuchungsgebiet angewendeten LCKW-Menge wurde, wie in anderen Untersuchungsgebieten auch, nur etwa ein Fünftel als Wirtschaftsgut und Sonderabfall entsorgt.

Insgesamt konnten bei der Erhebung 83 Standorte der Lagerung, Anwendung und Entsorgung erfaßt werden (Abb. 15). Gleichzeitig wurden zahlreiche Schwachstellen im engeren Einzugsgebiet des Wasserwerks erkannt, die die Ursache für die Untergrundkontamination bildeten.

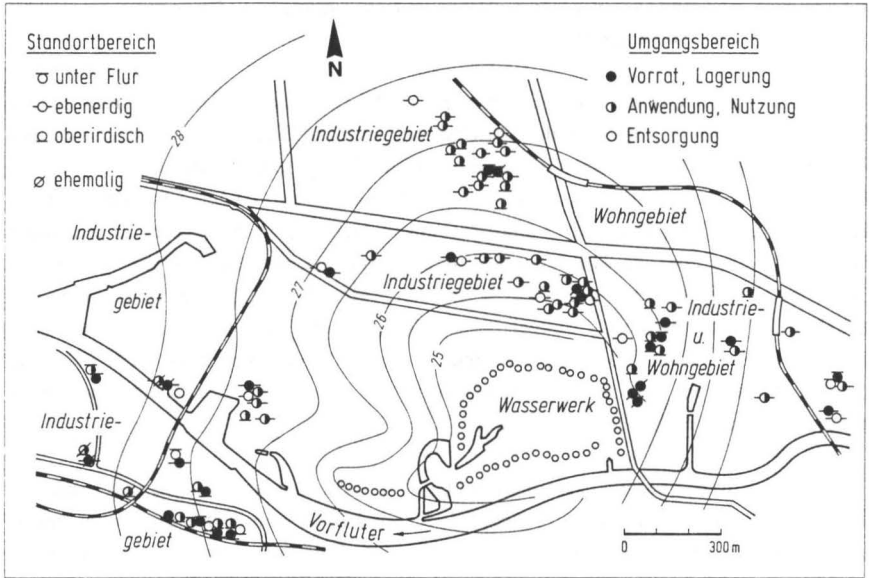


Abb. 15: Verteilung der LCKW-Anwendung und Lagerung im Untersuchungsgebiet

4. Ergebnisse

4.1 Physikalisch-chemische Parameter des Grundwassers

Um zu einer vollständigen hydrogeologisch-geochemischen Charakterisierung des Untersuchungsgebiets zu kommen, wurden parallel zur Klärung der LCKW-Verteilung exemplarisch Lockersediment und Grundwasser aus unterschiedlichen Teufenbereichen untersucht.

Die im Untersuchungsgebiet (Schadensgebiet West) anstehenden pleistozänen Sedimente bestehen zu durchschnittlich 96 % aus Quarz und geringen, auf einzelne Horizonte beschränkte Anteile an Dolomit (durchschnittlich 2 %) und Calzit (durchschnittlich 0,6 %). Der Feldspatgehalt war in sämtlichen auf den Mineralbestand untersuchten Proben <2 % (Anl. T5). Die Gehalte an organischem Kohlenstoff betrugen durchschnittlich 0,24 % (Bohrung W - 7). Der Schwefelgehalt lag in den untersuchten Horizonten meist bei <0,05 %, erreichte aber auch Werte von 1,3 % (Anl. T6).

Um das Grundwasser geochemisch zu kennzeichnen, wurden an teufenorientiert entnommenen Proben aus dem Hangenden des Grundwasserleiters (bis maximal 38 m) die Kationen K^+ , Na^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} und die Anionen HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- sowie weitere Spurenelemente, wie Arsen, Blei, Bor, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel, Phosphor, Strontium, Zink, sowie Fluor, Nitrat, und Ammonium untersucht.

Um im Untersuchungsgebiet von den geogenen "Normalwerten" abweichende Konzentrationen erfassen zu können, wurden die Analysenwerte den mittleren geogenen Konzentrationen des Grundwassers aus dem Gebiet Berlin-Kladow/Gatow von KERNDORFF et al. (1985) gegenübergestellt (Anl. T7). Bei dem dortigen anthropogen unbelasteten Grundwasser handelte es sich um ein "normal-calciumhydrogencarbonatisches" Grundwasser mit normalen Chlorid- und Sulfatanteilen nach SCHOELLER (1965). Die Meßwerte dieses relativ unbeeinflussten Grundwassers wurden mit den entsprechenden Mittelwerten von sechs Grundwassergütemeßstellen des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz im Untersuchungsgebiet (Meßreihe A, Zeitraum 1977 bis 1987), mit dem Rohwasser des Wasserwerkes Jungfernheide (Meßreihe B, Zeitraum 1978 bis 1987) und teufenorientiert entnommenen Proben aus Grundwassermessstellen dreier Schadensgebiete im Untersuchungsgebiet (Meßreihe C, Probennahmezeit August/September 1987) verglichen (Tab. 5, 6, Anl. T8, T9). Außerdem wurden in der Tabelle 7 die Werte der Meßreihe C den Werten von KERNDORFF et al. (1985) für den südwestlichen, von TRAPP (1983) für den nördlichen und von OTTO (1987) für den südöstlichen Teil von Berlin (West) gegenübergestellt.

Tab. 5: Grundwasserinhaltsstoffe und in-situ-Parameter der Meßreihe A (Grundwassergütemeßstellen), B (Wasserwerksförderbrunnen) und C (Grundwassermeßstellen in den Schadensgebieten)

Parameter/ Dimension	Grundwassergütemeßstellen Meßreihe A (1977/1987)			Wasserwerke (Rohwasser) (EII) Meßreihe B (1978/1987)			Teufenorientierte Probenahme Meßreihe C (1987)		
	Mittelw.	Standa.	Anz.d.W.	Mittelw.	Standa.	Anz.d.W.	Mittelw.	Standa.	Anz d.W.
K (mg/l)				7	0,4	15	9,4	2,3	31
Na (mg/l)				55,3	5,9	14	44	13,7	31
Ca (mg/l)	163	50,6	254	131	7,5	14	205	50,2	31
Mg (mg/l)	13	7		11,4	1,8	14	17	6,9	31
Pb (µg/l)							31	8,1	31
B (µg/l)							96	48	31
Cd (µg/l)							1,5	2,3	31
Cr (µg/l)							0,9	2,1	31
Fe (µg/l)	1670	1301	254	1200	1772	473	3348	3309,5	31
Cu (µg/l)							109	204,1	31
Mn (µg/l)	1156	724,2	261	690	109,5	437	1121	580,8	31
Ni (µg/l)							7,4	5,3	31
P (µg/l)				190	0,4	151	43,7	56,4	31
Sr (µg/l)							436	103,3	31
Zn (µg/l)							242	226,9	31
F (mg/l)							0,1	0,1	32
Cl (mg/l)	60,7	15,2	260	84,7	6,9	474	67	20,7	32
NO ₃ (mg/l)	0,2	0,3	260	0,5	0,3	159	8,5	17,4	32
SO ₄ (mg/l)	192	66,1	260	177	10	44	281	106,9	32
HCO ₃ (mg/l)							294	40,4	32
NH ₄ (mg/l)	0,7	0,6	258	0,8	0,3	153	0,7	0,4	32
Temp. (°C)	12,8	7	258	12,1	0,4	560	12,1	0,9	32
pH-Wert	7,3	0,2	260	7,1	0,1	15	7,1	0,2	32
O ₂ -Geh. (mg/l)							0,4	0,3	32
Leitf. (µS/cm)	916,1	238,1	260	915	79	15	858	870	25
C.org.	4,1	0,7	105	3,8	0,4	472			
DOC (mg/l)							4,5	0,6	32
Kmno ₄ -Verbr. (mg/l)				3,6	0,7	50	13,1	7,8	30

Tab. 6: Mittelwerte der Meßergebnisse aus der
teufenorientierten Grundwasseruntersuchung

Element	Anz.d.W.	G e s a m t		Mittelw.	Stand.
		Min.	Max.		
K (mg/l)	31	3,6	18,5	9,4	2,8
Na (mg/l)	31	26,6	79,7	44	13,7
Ca (mg/l)	31	130	325	205,2	50,2
Mg (mg/l)	31	8,8	33,9	17	6,9
Pb (µg/l)	31	20	49	31,5	8,1
B (µg/l)	31	41	216	95,9	48
Cd (µg/l)	31	0	8	1,5	2,3
Cr (µg/l)	31	0	6	0,9	2,1
Fe (µg/l)	31	404	13360	3348,7	3309,4
Cu (µg/l)	31	0	848	108,9	204,1
Mn (µg/l)	31	384	2190	1121,5	580,8
Ni (µg/l)	31	0	18	7,4	5,3
P (µg/l)	31	0	5860	229	1029,6
Sr (µg/l)	31	260	710	436,3	103,3
Zn (µg/l)	31	52	890	242,1	226,9
<u>LCKW</u>					
VC (µg/l)	32	0	194	42,9	57,8
DCE (µg/l)	32	21	672	171,7	180,8
1,1,1 (µg/l)	32	0	44	5,1	11,4
TCE (µg/l)	32	4,4	1970	320,9	544,2
PCE (µg/l)	32	0,4	1640	238	451,5
<u>Ionen</u>					
F (mg/l)	32	0	0,4	0,1	0,1
Cl (mg/l)	32	41	119	67,1	20,7
NO ₃ (mg/l)	32	0	74	8,5	17,4
SO ₄ (mg/l)	32	123	505	281	106,9
HCO ₃ (mg/l)	32	207	354	294,3	40,3
NH ₄ (mg/l)	32	0	1,4	0,7	0,4
<u>Parameter</u>					
Temp. (°C)	32	10,7	13,8	12,1	0,9
pH-Wert	32	6,75	7,4	7,1	0,2
O ₂ -Geh. (mg/l)	32	0,02	1,3	0,4	0,3
Leitf. (µS/cm)	25	465	3136	858,5	870
DOC (mg/l)	32	3,6	6,2	4,5	0,6
KMnO ₄ -Verbr. (mg/l)	30	10,5	49,2	13,1	7,8

Die Entwicklung des Grundwasserchemismus und -milieus wurde an Hand des Verlaufs der Calcium-, Chlorid- und Sulfatkonzentrationen und der Leitfähigkeit aus den drei Grundwassergütemeßstellen 206, 31 und 74 in den Schadensgebieten Nordwest und West sowie im Südosten des Untersuchungsgebietes über einen Meßzeitraum von 10 Jahren beobachtet, deren Hauptwerte (Mittelwerte, Minima und Maxima) in Anl. T10 zusammengestellt sind.

Die Leitfähigkeitsmittelwerte des Rohwassers der Wasserwerksgalerie E II gaben, da es sich um die Jahresmittelwerte handelt, die Entwicklung nicht sehr deutlich wider. Insgesamt

Tab. 7: Grundwasserinhaltsstoffe aus den Untersuchungen von KERNDORFF et al. 1985, TRAPP 1983, OTTO 1987 und der Meßreihe C

	Kerndorff et al. (1985)	Trapp (1983)	Otto (1987)	Meßreihe C Standardab- weichung
Ca (mg/l)	100	124	220...240	205 ± 24,4%
Mg "	5,4	11,8	10...20	17 ± 0,4%
Na "	8,5	46,6	10...30 60...70	44 ± 31,1%
K "	1,2	4,06	2...4 14...17	9,4 ± 24,4%
HCO ₃ "	213	279	363	294 ± 13,9%
SO ₄ "	240	121	100...250	281 ± 38 %
Cl "	22	55,7	30...60	67 ± 30,8%
NO ₃ "	1	1,2	0,1 *	2,5 1)
NH ₄ "	0,25	k.Angaben	1,4	0,7 1)
B (µg/l)	24	77,5	140	96 ± 50 %
Fe (mg/l)	1,98	1,08	3,16	3,4 ± 98,8%
Mn "	0,2	0,3	0,2	1,9 ± 51,8%
Ni (µg/l)	< 5	3,91	< 1...39	7,3 1)
Cu "	11	3,07	0,9	109 ± 187 %
Zn "	95	26	8,8	242 ± 95,7%
Cd "	< 0,06	0,25...1,03	0,2	1,5 ± 15,4%
Pb "	< 4	<4...102	0,6	31 ± 26,1%
Cr "	< 5	2,02	0,3	0,9 1)
Sr "	141	240	325	436 ± 23,7%
F "	0,1	k.Angaben	0,2	0,1 1)

* Einzelwert

1) Angaben der prozentualen Standardabweichung nicht möglich

nahm die Leitfähigkeit im Beobachtungszeitraum leicht zu (Anl. A7, Anl. T11). Trotzdem hob sich bei den drei Hauptionen bzw. der Leitfähigkeit das Jahr 1983 mit deutlichen Konzentrationsänderungen hervor.

Die Mittelwerte der einmaligen teufenorientierten Probenahme (Meßreihe C), die aus zwei bis fünf Probennahmenhorizonten mit einem Abstand von ca. 10 m von neun untersuchten Grundwassermeßstellen ermittelt wurden, lagen für die Kationen K, Na, Ca, Mg und Anionen HCO_3 , SO_4 , Cl *) deutlich über den Mittelwerten der "unbeeinflussten" Werte aus dem Gebiet Kladow-Gatow (Tab. 5, 6, Anl. T7). Die Leitfähigkeit des Grundwassers aus der Meßreihe C wies dagegen einen niedrigeren Mittelwert ($858 \mu\text{S}/\text{cm}$) auf, verglichen mit den erhöhten Konzentrationen der Hauptionen, sowie gegenüber den Mittelwerten der Leitfähigkeit aus den Grundwassergütemeßstellen (Meßreihe A) und den Förderbrunnen des Wasserwerks (Meßreihe B). Die Standardabweichung (+/- 101 %) belegt jedoch die starken Differenzen der Meßwerte (Tab. 5).

Die maximalen Konzentrationen der Kationen und Anionen im Grundwasser traten vorwiegend in den den LCKW-Schadensherden nahegelegenen Meßstellen auf (Tab. 8). Die Ursache für die deutlich höheren Ionenkonzentrationen sind hauptsächlich in anthropogenen Einflüssen zu sehen, da sich die Grundwassermeßstellen in den Schadensgebieten in Industriebereichen befinden.

Tab. 8: Konzentrationsmaxima und -minima der Grundwasserinhaltsstoffe in den Grundwassermeßstellen der Schadensgebiete

Parameter Dimension [mg/l]	HCO_3	SO_4	Cl	K	Na	Ca	Mg	Fe	Mn
Maximum	354	505	119	18,5	80	325	33	13,4	2,1
Grundwasser- meßstelle	208	NW-3	W-6	W-4	W-6	NW-3	NW-3	W-4	NW-
Minimum	207	123	41	3,6	26,7	130	8,8	0,4	0,4
Grundwasser- meßstelle	O-2	W-6	Sie DW-20	W-6	NW-2	W-6	W-6	W-6	W-4

*) Im folgenden Text wird der einfacheren Schreibweise wegen auf die Ladungskennzeichnung der Ionen verzichtet.

Geogene Beeinflussungen sind jedoch auf Grund der Lage zwischen dem Südrand der Tegeler Rinne und der Nordostflanke der Salzkissenstruktur Spandau nicht auszuschließen.

Die Beschreibung der Ionenbilanz, die Darstellung der Hauptionen und des Hydrogencarbonat/Salinarverhältnisses in Beziehung zur Gesamtmineralisation erfolgte mit Hilfe eines Rechnerprogramms zur Auswertung und graphischen Darstellung hydrochemischer Daten (BROSE 1987) und eines damit erstellten Piperdiagramms.

Die durchschnittliche Gesamtmineralisation des aus den Grundwassermessstellen der Schadensgebiete untersuchten Grundwassers beträgt 25,78 mval/l, minimal 16,28 bis maximal 38,94 mval/l. Die höchste Mineralisation wurde im Schadensgebiet Nordwest in den Messstellen NW - 3 und NW - 4 angetroffen. Bei den Kationenverhältnissen herrschen die Erdalkali- gegenüber den Alkaliionen vor; das Calcium dominierte besonders im Schadensgebiet Nordwest (Abb. 16). Die Anionenverhältnisse wurden durch das Verhältnis Hydrogencarbonat/Sulfat charakterisiert, das sich bei erhöhten Chlorid-Anteilen (> 18 mval-%) zu Gunsten des Hydrogencarbonats verschob. TRAPP (1983), der sich in seiner Arbeit im wesentlichen mit dem Grundwasser tertiärer Sedimente im Nord- und Nordwestteil Berlins befaßte, fand für das Grundwasser in pleistozänen Sedimenten des nördlichen Berliner Stadtgebiets eine Gesamtmineralisation von durchschnittlich 17,38 mval/l; minimal 7,7 bis maximal 37,4 mval/l, die in anthropogen beeinflussten Gebieten deutlich höher lag.

Von den Ionen- oder Ionengruppenverhältnissen, die zur Erfassung der hydrochemischen Zusammenhänge bei der Grundwassergenese und -bewegung dienen, sind die Werte für das Verhältnis der Alkalien Na/K und der Erdalkalien Ca/Mg, das Erdalkali-Alkali-Verhältnis E/A, das Hydrogencarbonat-Salinar-Verhältnis HK/S und das Salinarverhältnis Cl/SO_4 von Bedeutung (Tab. 9).

Die Grundwassertypisierung erfolgte nach dem Schema von FURTAK & LANGGUTH (in HÖLTING 1980). Da die Werte einen größeren Bereich belegen, sind drei Wassergruppen zu unterscheiden: erdalkalisches Hydrogencarbonat-Sulfat-Wasser (Schadensgebiet Ost und Nordwest), erdalkalisches überwiegend sulfatisches Wasser (ebenfalls Schadensgebiet Nordwest) und erdalkalisches Wasser mit höherem Alkaligehalt, überwiegend sulfatisch (Schadensgebiet West).

Die Gesamthärte der untersuchten Wässer bewegte sich zwischen minimal 18,2 °dH und maximal 48,4 °dH, die meisten Wässer lagen im Bereich von 24-35 °dH, waren also nach KLUT-OLSZEWSKI (in HÖLTING 1980) als sehr hart einzustufen.

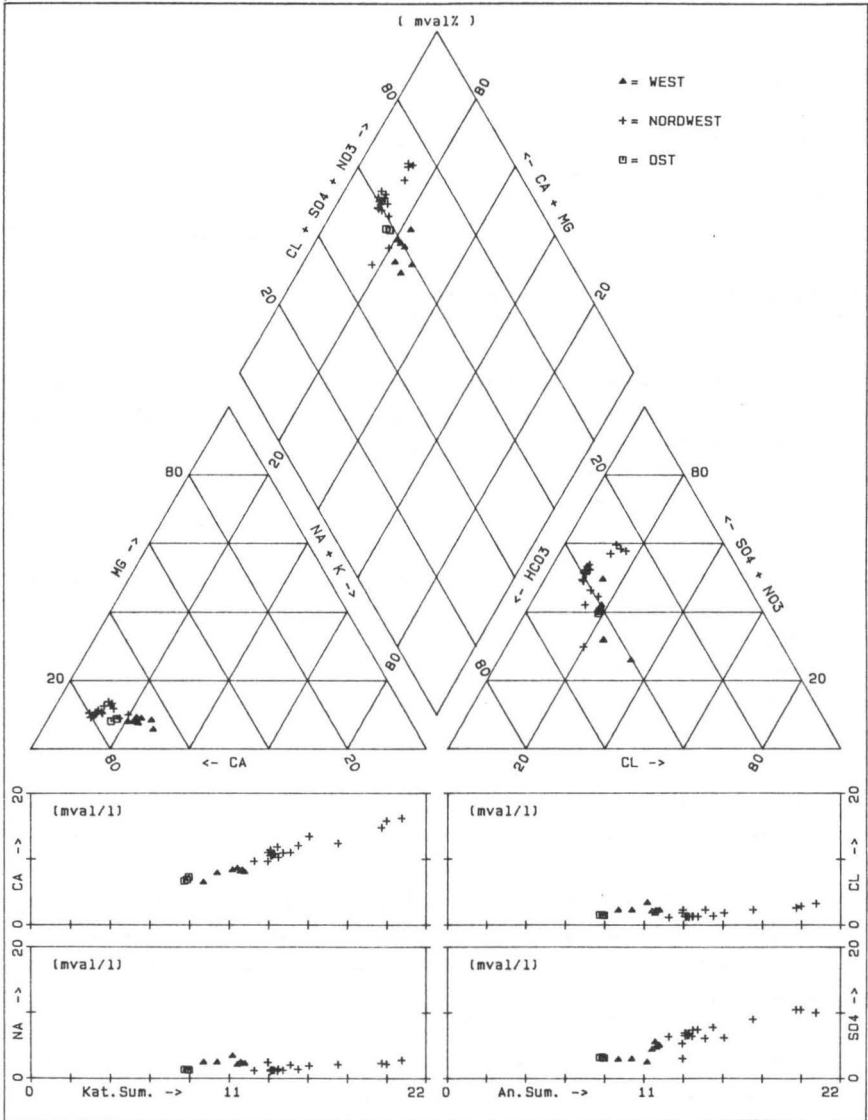


Abb. 16: Verteilung der Ionen im Piper-Diagramm des Grundwassers aus den Schadensgebieten West, Northwest und Ost

Tab. 9: Ionen- und Ionengruppenverhältnisse des untersuchten Grundwassers

	Cl/Na	Ca/Mg	Na/K	E/A ¹⁾	E/HC ²⁾	HC/S ³⁾	Cl/SO ₄
Mittelwert (n = 31)	0,99	7,7	9,16	5,98	2,4	0,64	0,37
Minimum	0,7	5,3	4,17	2,8	1,74	0,37	0,17
Maximum	1,24	11,6	37,65	9,32	3,8	1,07	1,31
Standardabw.	0,11	1,25	6,31	1,93	0,48	0,13	0,24

1) E/A-Erdalkali-/Alkaliverhältnis

2) E/HC-Erdalkali-/Hydrogenkarbonatverhältnis

3) HC/S-Hydrogencarbonat-/Salinarverhältnis

Die **Nebenbestandteile und Spurenstoffe** zeigen ein ähnliches Bild der Konzentrationsverteilung. Die Stickstoffanionen Nitrat (NO₃), Nitrit (NO₂) und Ammonium (NH₄) sind, wie im unbeeinflussten Grundwasser von Berlin-Kladow/Gatow, in nur sehr geringen Mengen vorhanden oder fehlten, wie z.B. Nitrit.

Eine wichtige Indikatorsubstanz für antropogene Einträge in das Grundwasser ist das geochemisch mobile Element Bor (B). Im untersuchten Grundwasser der Schadensgebiete betrug der Mittelwert 96 µg/l, in zwei Grundwassermeßstellen wurden auch Konzentrationen bis zu 180 µg/l gemessen (Anl. T8). Nach KERNDORFF et al. (1985) kann bei einer Konzentration von >50 µg/l im Grundwasser von einer Beeinflussung durch Hausmüll ausgegangen werden. Der Gehalt an Orthophosphat (PO₄) lag immer unterhalb der Nachweisgrenze. Der Mittelwert für Gesamtphosphor betrug 43,7 µg/l (Anl. T8 und T9).

Infolge ihrer Abhängigkeit von unterschiedlichen Milieubedingungen zeigten die Gesamt-Eisen (Fe)- und Mangan (Mn)-Gehalte deutliche Konzentrationsunterschiede. Die Mittelwerte betrugen für Fe 3,4 mg/l und für Mn 1,1 mg/l. Für Eisen und Mangan lagen in den Meßreihen A und B und für Phosphor nur in der Reihe B (Wasserwerk) Ergebnisse von zehn- bzw. neunjährigen Untersuchungen vor. Aus ihnen geht hervor, daß außer für Phosphor (190 µg/l) die Werte für Eisen und Mangan unterhalb der Werte aus der Reihe C (Schadensgebiete) lagen (Tab. 5).

Das Schadensgebiet Nordwest hob sich mit höheren Spurenstoffkonzentrationen von denen der übrigen drei Grundwassermeßstellen in den beiden anderen Schadensgebieten ab. Für Nickel (Ni), die Schwermetalle Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Cadmium (Cd), Arsen (As), Blei (Pb) und Chrom (Cr), Strontium (Sr) und Fluor (F) werden keine Einzelstoffbetrachtungen durchgeführt. Ihre gemittelten Konzentrationen sind in Tabelle 4 und in den Anlagen T8 und T9 dokumentiert. As wurde in keiner der Proben nachgewiesen. Die Nachweisgrenzen und Meßfehlerbereiche der untersuchten Stoffe sind in der Anlage T12 zusammen-

mengestellt.

Da es zur Zeit für die Bewertung von Beeinträchtigungen bzw. Kontaminationen des Grundwassers noch keine gesetzlich verbindlichen Kriterien gibt, werden für die einzelnen Parameter und Stoffe Richtzahlen (RZ), die zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK) der EG-Richtlinie und die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung herangezogen. Acht der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe haben die Grenz- oder Richtwerte überschritten. Von den nach der EG-Richtlinie (EG 1980) als "toxisch" eingestuften Stoffen waren im Untersuchungsgebiet keine, und von den als "unerwünscht" geltenden Stoffen Cu, Zn, NH_4 , Fe, Mn, Ca und SO_4 erhöht. Bei den Gehalten an Fe, Mn und zum Teil von Ca und NH_4 unter reduzierenden Bedingungen ist zu vermuten, daß es sich auf Grund der Sedimentzusammensetzung um eine weitgehend geogen bedingte Erhöhung handelt.

Die Konzentrationen aller untersuchten Kationen und Anionen im Grundwasser aus den Schadensgebieten waren gegenüber dem unbeeinflussten Grundwasser erhöht, abgesehen von As und NO_2 , die nicht nachgewiesen wurden.

Die Untersuchungen der Gehalte an organischen Stoffen im Grundwasser beschränkte sich auf die Summenparameter KMnO_4 -Verbrauch, organischer Kohlenstoff (Corg.) und auf die Einzelstoffanalytik der LCKW (FID-ECD-Gaschromatographieanalytik).

Die organischen Kohlenstoffgehalte, als DOC (dissolved organic carbon) bestimmt, lagen im untersuchten Grundwasser der Schadensgebiete zwischen 3,6 mg/l und 6,2 mg/l (Anl. T 8 und T9). TRAPP (1983) fand bei seinen Untersuchungen im pleistozänen Grundwasser im Norden von Berlin (West) einen Mittelwert von 2,4 mg/l, während OTTO (1987) ebenfalls im pleistozänen Grundwasser im Südosten von Berlin (West) einen Wert von 4,9 mg/l ermittelte (Tab. 7).

Der Mittelwert des KMnO_4 -Verbrauchs lag bei 11,3 mg/l, die Einzelwerte schwankten zwischen 10,3 mg/l und 18,5 mg/l. Die Werte des KMnO_4 -Verbrauchs der Meßreihe B lagen gegenüber der Reihe C bedeutend niedriger (Mittelwert 3,6 mg/l). Für die Meßreihe A standen keine Meßwerte für den KMnO_4 -Verbrauch zur Verfügung (Anl. T8 und T9). TRAPP (1983) ermittelte einen Mittelwert von nur 2,3 mg/l für den KMnO_4 -Verbrauch (Tab. 7).

Durch den Kontakt des Grundwassers mit organischen Stoffen treten im Grundwasser eine Vielzahl von komplexen Huminstoffen auf. Die Werte des Corg.-Gehaltes korrelieren mit den Werten des KMnO_4 - oder O_2 -Verbrauchs recht schwach ($r=0,5$). Ein erhöhter O_2 -Verbrauch ist nicht nur auf die Anwesenheit organischer Stoffe zurückzuführen, sondern kann nach MUTSCHMANN und STIMMELMAYR (1986) außerdem durch oxidierbare anorganische Stoffe wie z.B. Fe (III) und Mn (IV) verursacht werden.

Die Bestimmung und Auswertung der in-situ- gemessenen Parameter Leitfähigkeit, pH und Temperatur der einmaligen teufenorientierten Probenahme aus neun Grundwassermessstellen in den Schadensgebieten die mit den Daten aus sechs Grundwassergütemessstellen über einen Zeitraum von ca. zehn Jahren verglichen wurden, hatte zum Ziel, eine mögliche Veränderung dieser Parameter, die eine Milieuänderung im Untergrund widerspiegeln, zu erkunden (Tab. 5).

Die Temperaturentwicklung in den Grundwassergütemessstellen konnte, von klimatisch bedingten Schwankungen abgesehen, als gleichbleibend bzw. schwach steigend beurteilt werden. In der Grundwassermessstelle 206 war dagegen eine deutlich steigende Tendenz im Zeitraum Juni 1979 bis August 1983 zu beobachten. Die dort generell über 12,5 °C liegende Temperatur des Grundwassers war gegenüber der des unbeeinflussten Grundwassers um 2 °C erhöht. Im Schadensgebiet Nordwest nahm in Grundwasserfließrichtung die Temperatur von 10,7 °C (NW - 3) auf 13 °C (207) zu (Anl. T8). Die Ursache für diese Temperaturerhöhung kann in anthropogenen Einflüssen wie den Betrieb von Schluckbrunnen, Oberflächenversiegelung, Erwärmung durch Kanalisation, Heizungsleitungen sowie Wohn- und Produktionsstättenbebauung gesehen werden.

Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers, der bei einem normalen Gleichgewichtswert 6 bis 12 mg/l O₂ (MATTHES 1973) beträgt, hatte in den Messstellen der Schadensgebiete einen Mittelwert von nur 0,4 mg/l; die Meßwerte lagen zwischen 0,02 mg/l und 1,3 mg/l (Anl. T8 und T9). Der Grund für den geringen Sauerstoffgehalt muß in der Anwesenheit sauerstoffzehrender Stoffe und der hohen Oberflächenversiegelung sowie der damit verbundenen Verhinderung der O₂-Zufuhr mit dem Sickerwasser in den Untergrund gesehen werden (MATTHESS 1973). Die Verteilung der O₂-Gehalte, die mit der Grundwasserfließrichtung im Schadensgebiet Nordwest von 0,2 mg/l auf 1,1 mg/l leicht zunahm (Anl. T8), zeigt die Lage und das flächenhafte Ausmaß der Reduktionszone, die sich im Untergrund unter Bereichen mit Schadstoffeinträgen ausbilden kann (SCHÄFER und PFEIFFER 1987). Eine genauere Abgrenzung ist allerdings aus den Meßreihen A und B und dem unbeeinflussten Grundwasser nicht möglich, da keine detaillierten Meßergebnisse vorliegen.

Das Milieu des Untersuchungsgebietes konnte im Wasserwerksbereich durch Auswertung der von den Berliner Wasserbetrieben durchgeführten Redox-Potential-Messungen (Eh) für den Zeitraum von Mitte 1960 bis Anfang 1980 ermittelt werden. Für die Förderbrunnen der Galerie E II wurde ein mittlerer Eh-Wert von 68 mV (n=131) bei einem Minimum von -148 mV und einem Maximum von +283 mV errechnet. In der Galerie E III lag der Mittelwert bei 135 mV (n=78), das Minimum bei -147 mV und das Maximum bei 312 mV. Die Eh-Werte lagen in den 70er und 80er Jahren generell über den Werten der 60er Jahre, was möglicherweise auf die Inbetriebnahme der Sickerwasserbecken (zentrale Becken

1965, westliche Becken 1972) zurückzuführen ist. Hierbei wird deutlich, daß die geogenbedingten reduzierenden Verhältnisse im Grundwasser unter bestimmten Bedingungen anthropogen beeinflußt werden können.

Die Eh-Werte wurden bei der teufenorientierten Probenahme nach einer Pumpzeit von 30 Minuten ermittelt. Sie können jedoch nicht als repräsentativ gelten, da die Einstellung der Meßwerte nach dieser Zeit noch nicht vollständig abgeschlossen war (KÄSS 1984). Die Eh-Werte bewegten sich zwischen -25 mV (W - 4) und 170 mV (NW - 3), generell betrugen sie < 100 mV.

4.1.1 Diskussion

Durch Umrechnung der Ionen-Gehalte in Millivalprozent konnte das untersuchte Grundwasser einem $\text{Ca}-(\text{Na}, \text{Mg})\text{-SO}_4\text{-HCO}_3\text{-(Cl)}$ -Typ mit verhältnismäßig geringen Schwankungen der HCO_3 und SO_4 -Konzentrationen und einem teilweise erhöhten Anteil an Spurenelementen zugeordnet werden. Der gleiche Grundwassertyp (Calcium-Carbonat-Typ) wurde in den von TRAPP (1983), KERNDORFF et al.(1985) und OTTO (1987) untersuchten Grundwässern pleistozäner Sedimente angetroffen. Das Grundwasser der drei Schadensgebiete ließ sich drei Teilgruppen zuordnen:

<u>Schadensgebiet West:</u>	erdalkalisches Grundwasser mit höherem Alkaligehalt, überwiegend sulfatisch
<u>Schadensgebiet Nordwest:</u>	erdalkalisches Grundwasser, überwiegend sulfatisch
<u>Schadensgebiet Ost:</u>	erdalkalisches Hydrogencarbonat-Sulfat-Grundwasser, (ebenefalls im Schadensgebiet Nordwest)

Es unterschied sich in Bezug auf Beschaffenheit und Inhaltsstoffe von unbeeinflusstem Grundwasser aus dem Gebiet Berlin-Kladow/Gatow nach KERNDORFF et al.(1985) deutlich. Die Ionenkonzentrationen der Meßreihen A und B, ausgenommen die Parameter Eisen und Nitrat, lagen ebenfalls über diesen Werten. Weniger groß waren die Unterschiede gegenüber den Ergebnissen aus den nördlichen (TRAPP 1983) bzw. südwestlichen Teilen Berlins (OTTO 1987).

Der Verlauf der Ionenkonzentrationen von Ca , Cl und SO_4 sowie der Leitfähigkeit, deren Meßwerte über einen Zeitraum von neun bzw. zehn Jahren aus dem Rohwasser des Wasserwerkes bzw. dem Grundwasser aus drei Grundwassergütemeßstellen ausgewertet wurden, war sehr unterschiedlich. Der Zeitraum 1982/1983 war hier auffällig, da ein Anstieg des Calciumgehaltes zu beobachten war, der mit der Leitfähigkeit im Rohwasser korrelierte.

Die Gesamthärte des Grundwassers in den Schadensgebieten liegt zwischen 24-35 °dH, so daß es als sehr hart einzustufen ist. Die höchsten Konzentrationen fast aller Ionen wurden in der Grundwassermeßstelle NW - 3 gemessen. Vermutlich ist dieses Grundwasser durch verschiedene anthropogene Einflüsse beeinträchtigt. Neben Altablagerungen kommt auf Grund der dort in allen vier Probenahmenhorizonten gemessenen hohen Nitratkonzentrationen wahrscheinlich eine unsachgemäße Fäkalienbeseitigung im nördlich sich anschließenden Kleingartenbereich in Frage. Die erhöhten Konzentrationen der Spurenelemente im Grundwasser sind auf neuere (Schadensgebiet Nordwest) bzw. alte Industriestandorte (Schadensgebiet Ost) (vgl. RIBBE & SCHÄCHE 1985) oder auf Bauschuttumschüttungen (Schadensgebiet West) (NERGER & MERGLER 1986) zurückzuführen.

Inwieweit geogene Einflüsse, resultierend aus der Lage des Untersuchungsgebiets am Nordostrand der Antiklinalstruktur Spandau (Salzkissen) bzw. am Südrand einer NE-SE streichenden pleistozänen Erosionsrinne (Tegeler Rinne) (TRAPP 1983), die geochemische Zusammensetzung des Grundwassers beeinflussen, konnte nicht geklärt werden. Darüber könnte u.a. die Untersuchung der Korrelation zwischen dem TOC- und dem Na-Gehalt des Grundwassers (OTTO 1989) Aufschluß geben.

Die Gehalte des Grundwassers an organischem Kohlenstoff bzw. an oxidierbaren Substanzen in den Schadensgebieten differierten nicht wesentlich und konnten als leicht erhöht eingestuft werden. An organischen Substanzen wurden in unterschiedlichen Konzentrationen ferner leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (PCE, TCE, cis-1,2-DCE und VC sowie 1,1,1-TCE) im Grundwasser der Schadensgebiete nachgewiesen.

Die Leitfähigkeit war gegenüber dem unbeeinflussten Grundwasser erhöht (Mittelwert 858 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und hatte entsprechend dem Grad der Gesamtmineralisation, die hauptsächlich durch hohe Calciumsulfatgehalte bedingt war, im Bereich der einzelnen Meßstellen erhebliche Abweichungen.

Auf Grund der pH-Wertmessungen konnte der Grad der Aggressivität als sehr schwach sauer bis schwach basisch bei Werten um den Neutralpunkt (Mittelwert 7,1) bestimmt werden.

Die Temperatur, deren Mittelwert in den Schadensgebieten 12,1 °C betrug, lag um 2 °C über dem Wert des unbeeinflussten Grundwassers. Ursache sind auch hierfür anthropogene Einflüsse, wie Oberflächenversiegelung und Wärmetransport (Heizleitungen, Abwasserkanäle).

Neben den natürlichen geogenen Verhältnissen wirkt sich die weitgehende Oberflächenversiegelung auf den Sauerstoffgehalt des Grundwassers negativ aus, der zusätz-

lich durch den Eintrag sauerstoffzehrender Substanzen verringert wurde. Im Grundwasser der Schadensgebiete wurde ein mittlerer Sauerstoffgehalt von 0,2 mg/l gemessen. Auf Grund der Sauerstoffgehalte und des Redoxpotentials von $E_h < +150 \text{ mV}$ liegt im Grundwasser der Schadensgebiete ein reduzierendes Milieu vor. Aus der Abwesenheit von Nitrit, Sulfit und dem Auftreten von Sulfat, Sauerstoffspuren und Nitrat in einigen Grundwassermeßstellen wird gefolgert, daß der Grad der reduzierenden Verhältnisse des Grundwassers relativ hoch ist. Ferner wird eine Reduktionszonierung in einem Schadensgebiet vermutet; die Analysendaten reichten allerdings nicht aus, diese Annahme zu bestätigen.

Der Vergleich mit den Ionengehalten von anthropogen unbeeinflusstem Grundwasser nördlich und südwestlich des Untersuchungsgebietes verdeutlicht, daß die Leitfähigkeit und Temperatur erhöht, der Sauerstoffgehalt und E_h -Wert geringfügig niedriger bzw. der pH-Wert nahezu identisch waren. Die Ursache für diese vom unbeeinflussten Grundwasser abweichenden Werte ist vorrangig in anthropogenen Aktivitäten, die das Milieu des Grundwassers beeinflussen, zu sehen.

4.2 LCKW in der gesättigten Zone

4.2.1 Horizontale und vertikale Verteilung

Die Voruntersuchung hatte die Kartierung der Schadensgebiete mit Hilfe der Bodenluftanalytik zum Ziel, der sich in der Hauptuntersuchung die detaillierte Untersuchung des Grundwassers anschloß. Die maximalen LCKW-Konzentrationen in der Bodenluft (bis $7 \cdot 10^6 \text{ g/m}^3$) und Bereiche erhöhter LCKW-Konzentration (bis $100.000 \mu\text{g/m}^3$) fielen mit den Gebieten hoher LCKW-Gehalte im Grundwasser zusammen. Damit gelang es in kurzer Zeit, die wichtigsten kontaminierten Gebiete voneinander abzugrenzen.

Dem überwiegenden Teil der Grundwasseraufschlüsse, deren Grundwasser eine standortbedingte LCKW-Grundbelastung von nicht nachweisbar (n. n.) bis $2 \mu\text{g/l}$ enthielt, standen Areale gegenüber, in denen LCKW-Konzentrationen bis zu $25.000 \mu\text{g/l}$ auftraten (Abb. 17). Derartige Konzentrationen deuteten auf die unmittelbare Nähe des Eintragsortes hin (W - 4).

Zur Klärung und Präzisierung der vertikalen und horizontalen LCKW-Verteilung in den abgegrenzten Schadensgebieten wurden gezielt Grundwasserproben entnommen und untersucht. Die gewonnenen Verteilungsbilder der LCKW-Konzentrationen waren in Abhängigkeit von der Position der Grundwassermeßstellen zur LCKW-Quelle und Grundwasserströmungsrichtung unterschiedlich ausgeprägt. Die Untersuchung der LCKW-Verteilung brachte Klarheit über die Ausdehnung der von den Zentren der Bodenverunreinigung in Grundwasserfließrichtung verlaufenden Schadstoffahnen, die zur Verunreinigung einiger För-

derbrunnen des Wasserwerkes geführt hatten. Während sich das horizontale bzw. flächenhafte LCKW-Verteilungsbild über den Untersuchungszeitraum nur wenig veränderte, war die vertikale Konzentrationsverteilung im Grundwasserleiter teufen- bzw. sedimentabhängig.

Die LCKW-Verteilung in der Nähe von LCKW-Schadensherden bzw. Schadstoffahnen nahm in einigen Grundwassermeßstellen mit zunehmender Teufe ab. Daraus wurde auf das Vorhandensein von ausreichenden Mengen unkontaminierten Grundwassers in tieferen Bereichen des Grundwasserleiters geschlossen. Das Absinken der Schadstoffe im Grundwasser wurde nur in Meßstellen, die in geringer Entfernung zu den Schadensherden bzw. zu den Kernbereichen der Schadstoffahnen lagen, festgestellt. Das war auf die höhere Konzentration und die gering erhöhte Dichte der LCKW in wäßriger Lösung zurückzuführen. Die Konzentrationsentwicklung in den Grundwassermeßstellen, die sich ca. 300 m bis 500 m vom Schadensherd entfernt oder am Rand von Schadstoffahnen befanden, unterlag starken Schwankungen.

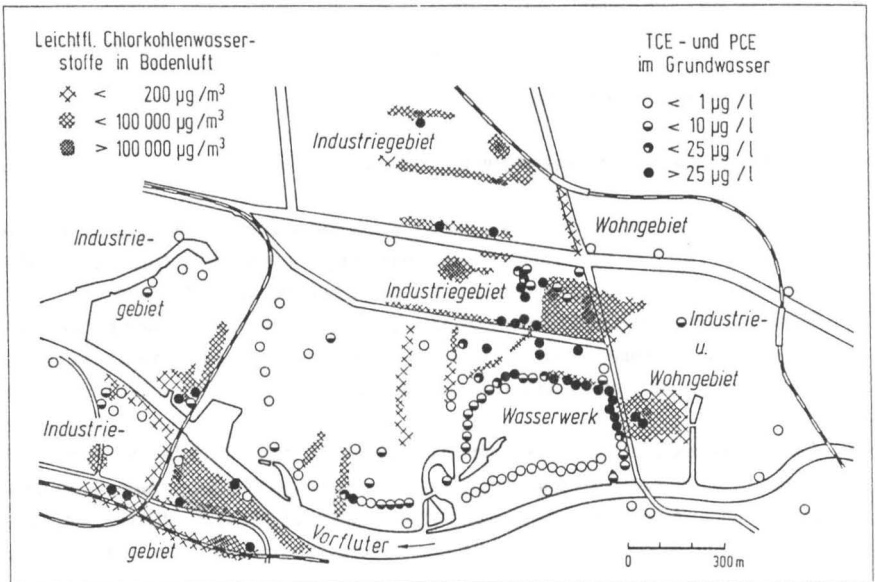


Abb. 17: LCKW-Verteilung in Grundwasser und Bodenluft im Untersuchungsgebiet

Eine Grundkontamination durch LCKW wurde jedoch in jeder untersuchten Meßstelle der Schadensgebiete gemessen. Innerhalb eines Probenabschnitts wurden bei unterschiedlichen Pumpzeiten teilweise erhebliche Konzentrationsunterschiede gefunden (Abb. 18, 19). Auf Grund dieser Konzentrationsunterschiede sowie der über das Vertikalprofil auftretenden Differenzen der LCKW-Konzentration wurde auf unterschiedliche Formen von Bereichen glei-

cher LCKW-Konzentration geschlossen. Sie entstehen durch die differierende Fließgeschwindigkeiten im Sediment bedingt durch unterschiedliche k_F -Werte. Auch spiegeln sie die Lage der Meßstellen zu Bereichen mit LCKW verunreinigten Grundwassers sowie die Entfernung zum Schadensherd wider.

Die vertikale LCKW-Verteilung in den Schadensgebieten deren Meßwerte in Tabelle 10 dokumentiert sind, ist in Abb. 18 dargestellt. Die höchsten Gesamtkonzentrationen wurden in den Schadensgebieten Nordwest und West ermittelt.

Tab. 10: Vertikale LCKW-Verteilung im Grundwasser der Schadensgebiete Nordwest und West (Angaben in $\mu\text{g/l}$)

Grundwasser- meßstelle	Entn- tiefe [m]	PCE	TCE	1,1,1- TCA	cis-1,2- DCE	VC	Summe(LCKW) Pumpzeit (min.)	
							5	30
NW - 3	8	1050	1240	26	57	n.n.	2367	2373
	13	1400	1660	35	88	n.n.	3696	3183
	22	1340	1560	31	56	n.n.	3477	2987
	33	1640	1970	44	52	n.n.	3706	3171
NW - 2	8	84	7	0,3	158	7	273	256
	13	59	6	0,3	199	9	313	273
	25	34	7	0,3	151	7	213	199
	35	35	10	0,3	143	6	286	194
NW - 4	9	70	55	n.n.	634	76	840	835
	14	81	45	n.n.	672	70	896	868
	24	32	24	n.n.	591	104	906	751
	34	23	17	n.n.	423	74	601	537
Sie DW - 20	13	104	74	n.n.	93	4,6	363	275
	24	59	47	n.n.	68	4,8	183	454
	34	76	61	n.n.	83	4,4	381	178
207	9	10,6	324	<0,1	284	14	636	746
	14	12	366	<0,1	344	14	698	622
208	9	4,4	118	n.n.	361	14	304	505
	13	4,8	60	n.n.	287	17	464	375
W - 6	8	725	42	n.n.	72	9,4	895	849
	14	397	69	n.n.	102	11	568	576
	20	211	31	n.n.	63	15	265	319
	30	118	23	n.n.	50	10,2	166	201
	40	35	9,1	n.n.	21	7	81	72
W - 4	9	0,7	1020	9,6	61	163	1223	1254
	13	0,7	856	8,3	74	194	1151	1133
	20	0,4	256	2,8	67	183	430	509
	30	0,4	147	2	70	154	551	373
	40	0,4	151	2,1	89	114	568	356

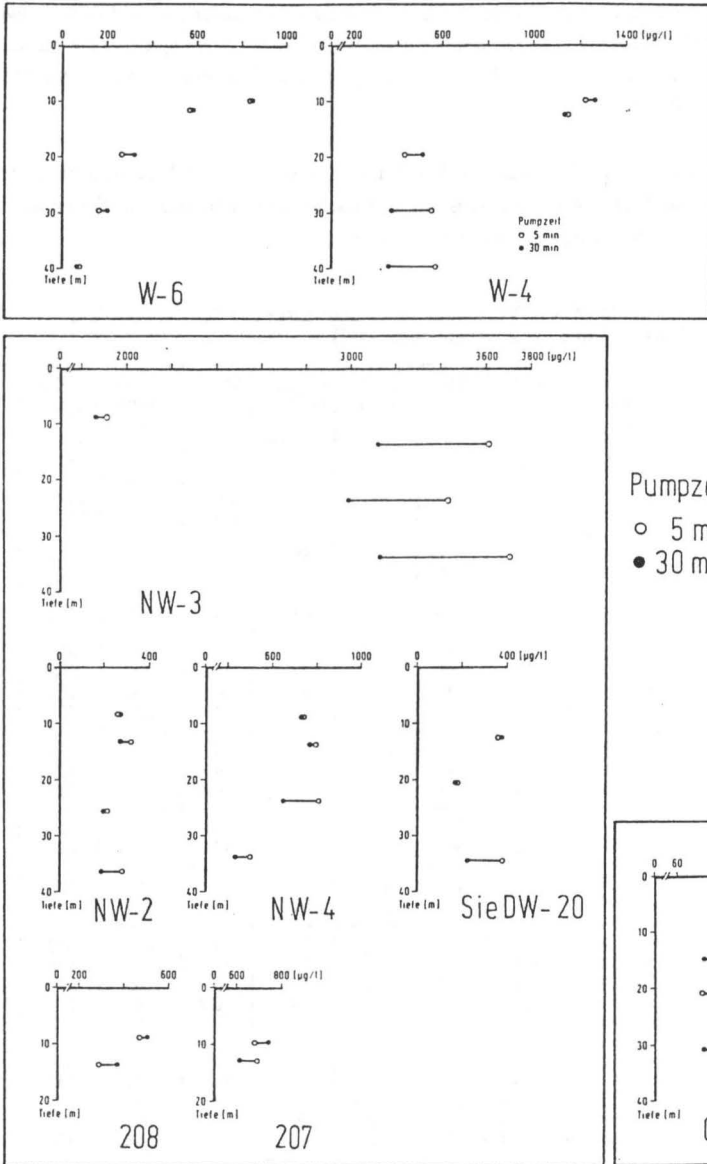


Abb. 18: Vertikale LCKW-Verteilung im Grundwasser in den Schadensgebieten Northwest, West und Ost (August/September 1987)

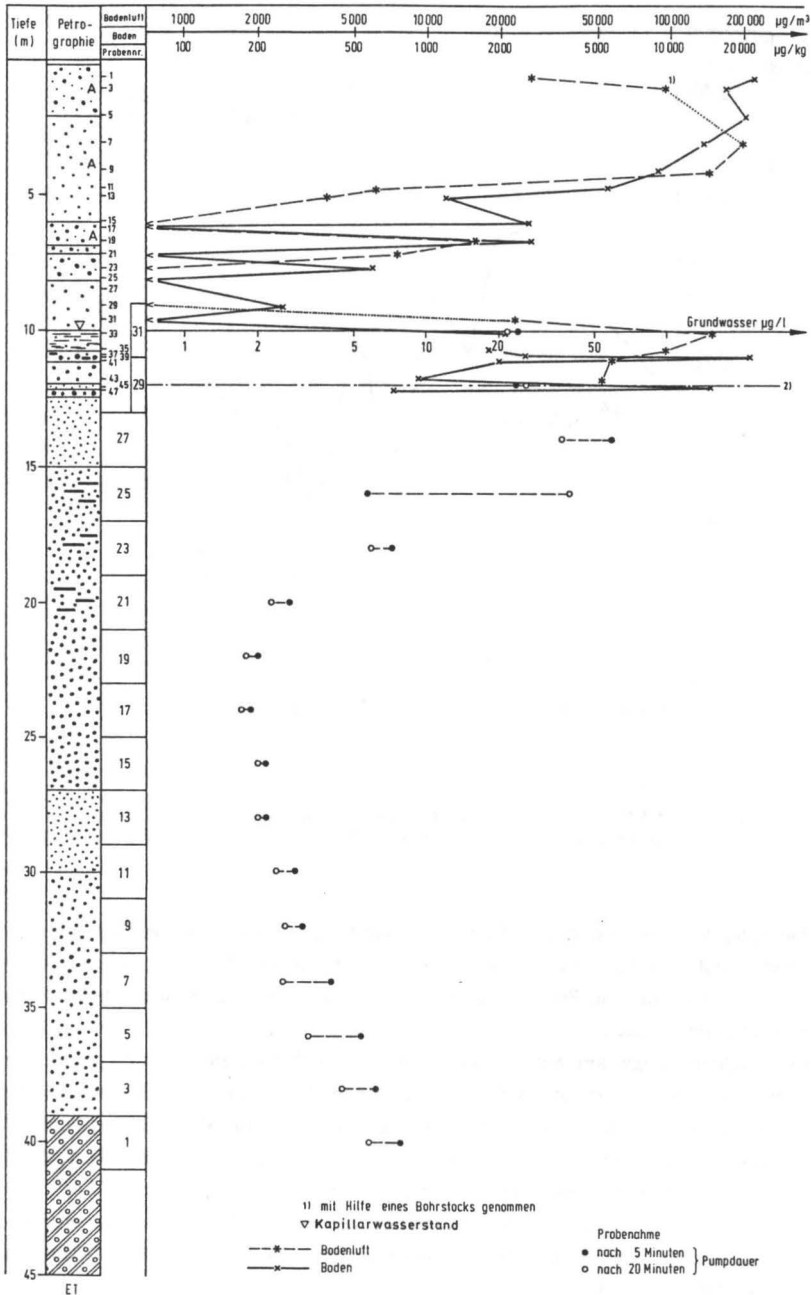


Abb. 19: Vertikale LCKW-Verteilung im Grundwasser der Grundwassermeßstelle W - 4 im Schadensgebiet West (August 1985)

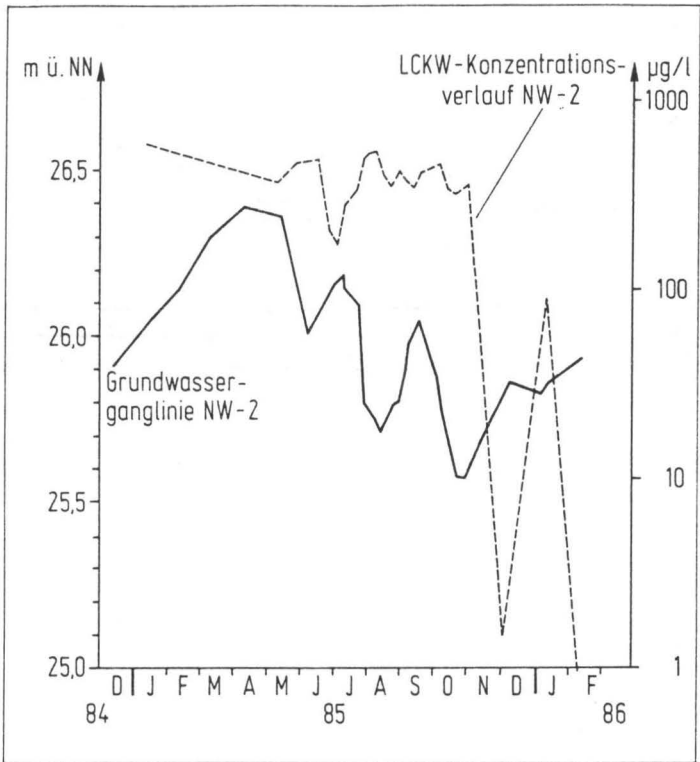


Abb. 20: LCKW-Konzentration und Grundwasserflurabstand in den Grundwassermeßstellen NW - 2 und NW - 4 des Schadensgebiets Nordwest

Aufgrund der differenzierten und differierenden Ergebnisse der LCKW-Bestimmungen nach unterschiedlichen Pumpzeiten von 5 bzw. 30 Minuten und der dadurch gewonnenen Verteilungsbilder konnte die Position der Grundwassermeßstellen zum Schadensherd bzw. zur Schadstofffahne ermittelt werden:

- unmittelbare Lage am Schadensherd: hohe LCKW-Konzentrationen, keine nennenswerten Konzentrationsunterschiede zwischen der 5- und der 30-Minutenprobe. Beispiele: W - 4 (relativ junger Schadensherd), NW - 3 (relativ alter Schadensherd);
- randliche Lage zum Schadensherd: geringere LCKW-Konzentration, die Werte der 5-Minutenprobe liegen meist über denen der 30-Minutenprobe. Beispiel: NW - 4;
- Lage im zentralen Bereich der Schadstofffahne: geringere LCKW-Konzentration, keine nennenswerten Konzentrationsunterschiede zwischen der 5- und der 30-Minutenprobe. Beispiel: 207, O - 2;

- randliche Lage zum Zentrum der Schadstofffahne: geringere LCKW-Konzentration, die Werte der 30-Minutenprobe liegen meist über denen der 5-Minutenprobe. Beispiel: W - 6.

Obwohl keine nennenswerten Konzentrationsunterschiede zwischen der 5- und der 30-Minutenprobe unmittelbar am Schadensherd bzw. im zentralen Bereich der Schadstofffahnen zu beobachten waren, konnten im Bereich der Schadensherde größere Konzentrationsunterschiede als im Bereich der Schadstofffahnen festgestellt werden. Die sowohl innerhalb der einzelnen Probennahmehorizonte (5- und 30-Minutenproben) als auch im Vergleich der Proben innerhalb der Meßstellen aufgetretenen Differenzen ließen sich auf unterschiedliche Formen der LCKW-Schadstofffahnen im Grundwasser zurückführen. Ihre Formen hängen von der petrographischen Ausbildung der Sedimente, wie z.B. Wechsel von Sedimenten unterschiedlicher Korngröße, und der damit verbundenen unterschiedlichen Grundwasserfließgeschwindigkeit ab. Die beschriebenen Verteilungsbilder gelten zunächst nur für das Untersuchungsgebiet, sind also nicht ohne weiteres auf andere Schadensgebiete übertragbar.

4.2.2 LCKW-Verteilung in den Schadensgebieten

Durch regelmäßige Beobachtung des Grundwassers in Grundwassermeßstellen über einen längeren Zeitraum stellte sich heraus, daß sich die Konzentrationen von TCE und PCE im Grundwasser der einzelnen Schadensgebiete im Untersuchungszeitraum unterschiedlich entwickelten. Diese Differenzierung der LCKW-Verteilung wird von der Änderung der Grundwasseroberfläche beeinflusst. Auf Grund stark wechselnder Grundwasserentnahmen und unterschiedlicher Grundwasserneubildung änderte sich die Grundwasseroberfläche im Untersuchungsgebiet im Beobachtungszeitraum 1983 bis 1987 sehr stark. Er betrug im fassungsnahe Bereich 4 bis 5 m.

Im Schadensgebiet Nordwest korrelierten die Veränderungen der Grundwasseroberflächenhöhe in den Grundwassermeßstellen NW - 2 und NW - 4 weitgehend mit der der LCKW-Konzentration im Grundwasser (Abb. 20). Bei sinkender Grundwasseroberfläche verbleiben die LCKW in der ungesättigten Zone (Abb. 21b), was zunächst zu einer Konzentrationsverminderung im Grundwasser führt (Abb. 21c). Bei erneut steigendem Grundwasserstand werden LCKW gelöst und mit dem Grundwasser fortgeführt (Abb. 21c); nach einer zeitlichen Verzögerung ist ein Konzentrationsanstieg meßbar.

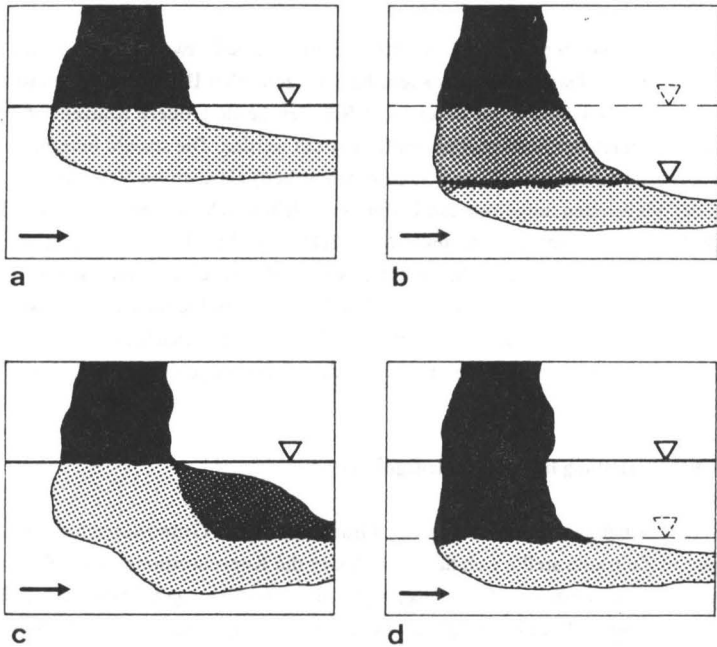


Abb. 21: *Schema des LCKW-Transports von der ungesättigten in die gesättigte Zone bei wechselnden Grundwasserflurabständen*

Die Konzentrationverteilung der beiden Primärverunreinigungen TCE und PCE im Grundwasser im Zentrum der Schadensherde oder in deren unmittelbarer Nähe unterschied sich von der in den durch sie kontaminierten Förderbrunnen des Wasserwerkes. Besonders deutlich war die Differenzierung in den Schadensgebieten West und Nordwest, in denen vorwiegend PCE gegenüber TCE eingesetzt wurde (Verhältnis ca. 3 : 1) (HAGENDORF 1984, NERGER & MERGLER 1986). Aus diesem Grund wurde die Entwicklung der Mengenverhältnisse von TCE und PCE in den kontaminierten Förderbrunnen betrachtet. In beiden Schadensgebieten nahm die LCKW-Konzentration im Grundwasser mit zunehmender Entfernung vom Schadensherd ab, außerdem verschob sich das Konzentrationsverhältnis zugunsten von TCE gegenüber PCE. Während die beiden Schadensgebiete vorwiegend mit PCE belastet waren, dominierte in den Förderbrunnen des Wasserwerkes TCE. Im Schadensgebiet Nord

wurden TCE und PCE im Verhältnis von ca. 3 : 1 verwendet, im Schadensgebiet Ost wurde vorrangig TCE gelagert und umgeschlagen (HAGENDORF 1984). Aus dem Verhältnis der eingesetzten LCKW war die zu Untersuchungsbeginn festgestellte höhere Belastung der kontaminierten Förderbrunnen III/5 und 6 sowie III/12 und 13 mit TCE im Bereich dieser Schadensgebiete abzuleiten.

Der Konzentrationsgang der Dechlorierungsprodukte cis-1,2-DCE und VC konnte auf Grund des relativ kurzen Beobachtungszeitraumes nur mit Vorbehalt in einigen Grundwassermeßstellen eingeschätzt werden. Im Schadensgebiet West blieb die cis-1,2-DCE-Konzentration gleich oder sank, die des VC blieb ebenfalls gleich.

Eine gleichbleibende bis leicht zunehmende Tendenz zeigten die VC-Gehalte in den Grundwassermeßstellen im Schadensgebiet Nordwest, wobei die Konzentrationen von VC und cis-1,2-DCE in Grundwasserfließrichtung generell zunahmen.

Während in den Grundwassermeßstellen des Schadensgebietes Nord über den letzten Teil des Untersuchungszeitraumes nur einmal VC ($2 \mu\text{g/l}$) und cis-1,2-DCE nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurde, trat in den von diesem Schadensgebiet kontaminierten Förderbrunnen des Wasserwerks cis-1,2-DCE auf.

Im Schadensgebiet Ost blieb die cis-1,2-DCE-Konzentration nahezu konstant oder stieg leicht an. VC trat nur am Ende des Untersuchungszeitraumes vereinzelt auf.

In den Teilschadensgebieten Nord und Ost hatte sich bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes die LCKW-Menge im Grundwasser auf Grund der Unterbindung weiteren LCKW-Eintrags und der durchgeführten oder laufenden Sanierungsarbeiten sehr langsam verringert. Diese Tendenz traf jedoch nicht auf die Schadensgebiete West und Nordwest zu, die noch als hoch kontaminiert eingestuft werden mußten. Das Schadensgebiet Ost war als mittelschwer belastet anzusehen, und das Teilschadensgebiet Nord konnte als gering- bis mittelbelastet gelten (Abb.17).

4.2.3 LCKW-Verunreinigung im Wasserwerk

Die Untersuchung des Grundwassers auf LCKW aus dem Wasserwerk erfolgte an gepumpten Stichproben aus den Förderbrunnen, dem gemischten Rohwasser der drei Brunnen-galerien und dem aufbereiteten Reinwasser.

Die kontaminierten Förderbrunnen ($> 25 \mu\text{g/l}$), die in den durch Schadstoffahnen verunreinigten Bereichen lagen, waren von gering- ($1 \text{ bis } 9 \mu\text{g/l}$) und unbelasteten Brunnen deutlich abzugrenzen. Jede Schadstoffahne kontaminierte mit ihrem stark verunreinigten zentralen Bereich jeweils zwei bis drei Brunnen (bis maximal $2000 \mu\text{g/l}$). Das Verteilungsbild der LCKW-Konzentration in Bezug auf die Position und Anzahl der kontaminierten Förderbrunnen änderte sich in dem fünfjährigen Untersuchungszeitraum nur wenig. Es wurde von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen und randlich variierten Förderregimes nur unwesentlich beeinflusst. Diese Brunnen wurden zur Beibehaltung richtungsconstanter Grundwasserströmung mit nur geringen Unterbrechungen durchgehend betrieben, jedoch nach Klärung des Kontaminationsbefundes aus der Rohwasserbereitstellung herausgenommen.

Die Konzentration der Primärverunreinigungen PCE und TCE ging im Untersuchungszeitraum zurück: Sie nahm im geförderten Grundwasser von $135 \mu\text{g/l}$ TCE, (Mittelwert der 8 kontaminierten Brunnen der Mittelwerte im Zeitraum 1982/83) nach einem Anstieg im Jahr 1984 auf $23 \mu\text{g/l}$ TCE im Jahr 1987 ab. Die PCE-Gehalte sanken, ausgenommen im Brunnen II/19 von $8,7 \mu\text{g/l}$ (Mittelwert der 8 kontaminierten Brunnen der Mittelwerte 1982/83) auf $2,9 \mu\text{g/l}$ (Mittelwert der 7 kontaminierten Brunnen der Mittelwerte 1987). Die Ursachen hierfür lagen in der:

- Ausgasung der LCKW infolge ihres Übergangs von der flüssigen in die gasförmige Phase,
- Dechlorierung von PCE und TCE zu cis-1,2-DCE und VC,
- Unterbindung der Schadstoffeinträge,
- Durchführung von Dekontaminierungs- und Sanierungsmaßnahmen in den Teil-schadensgebieten und Entnahme von kontaminiertem Grundwasser im Wasserwerk.

Um die zeitliche Veränderung der Mengenverhältnisse zwischen PCE und TCE zu verdeutlichen, wurde sie zu den Zeitpunkten Ende 1982, Ende 1985 und Ende 1987 verglichen (Tab. 11).

Im Schadensgebiet West fielen 1982 der mengenmäßig höhere Anteil von PCE und im Schadensgebiet Nord die sehr großen TCE-Mengen im Verhältnis zu PCE auf. In den Schadensgebieten Nordwest und Ost waren die TCE-/PCE-Verhältnisse vergleichbar. Im Schadensgebiet West war 1985 eine deutliche Schadstoffverschiebung zugunsten von TCE im Ver-

Tab. 11: Entwicklung der PCE-/TCE-Verteilungsverhältnisse im Grundwasser in den Schadensgebieten

TCE - PCE-Verteilungsverhältnisse						
Schadensgebiet	Ende 1982	n	Ende 1985	n	Ende 1987	n
West	\bar{x} 8,8 : 1 3,4 : 1 bis 19 : 1	8	\bar{x} 21 : 1 8 : 1 bis 51 : 1	10	\bar{x} 1 : 2 1:1 bis 1 : 7	7
Nordwest	\bar{x} 24,5 : 1 18 : 1 bis 40 : 1	8	\bar{x} 41 : 1 1,5 : 1 bis 12 : 1	8	\bar{x} 14 : 1 2,7 : 1 bis 34 : 1	8
Nord	\bar{x} 109 : 1 25 : 1 bis 300 : 1	7	\bar{x} 116 : 1 27 : 1 bis 303 : 1	8	\bar{x} 37 : 1 1,8 : 1 bis 91 : 1	7
Ost	\bar{x} 22,8 : 1 7,4 : 1 bis 37 : 1	8	\bar{x} 3,4 : 1 2,2 : 1 bis 4,1 : 1	10	\bar{x} 1,8 : 1 1 : 1 bis 1,8 : 1	7

n = Anzahl der Messungen

hältnis zu PCE zu beobachten. Die Mengenverhältnisse in den Schadensgebieten Nordwest und Ost hatten sich nahezu gleichmäßig zu Gunsten von PCE verschoben, was im Nordwesten auf einen erhöhten PCE-Eintrag zurückzuführen war (gesonderter Schadensherd). Im Osten dagegen hatte die TCE-Menge stärker als die PCE-Menge abgenommen. Im Schadensgebiet Nord war ein nahezu konstantes Mengenverhältnis mit TCE-Dominant, zu beobachten. Im Schadensgebiet West konnte zum Schluß des Untersuchungszeitraumes Ende 1987 durch die stärkere TCE-Konzentrationsabnahme gegenüber dem PCE-Gehalt eine Änderung des Mengenverhältnisses auf nahezu 1 : 1 beobachtet werden. Im Schadensgebiet Nordwest wurde die Beurteilung der Mengenverhältnisse durch erhebliche Konzentrationsunterschiede der beiden Stoffe in den beiden Brunnen erschwert. So betrug das Mengenverhältnis TCE : PCE im Brunnen II/18 durchschnittlich 25 : 1 (4 Messungen), während es im Brunnen II/19 bei 2,6 : 1 (ebenfalls 4 Messungen) lag. Diese Unterschiede sind auf die verhältnismäßig stärkere PCE-Abnahme gegenüber der TCE-Konzentration im Brunnen II/18 zurückzuführen, während im Brunnen II/19 eine stärkere PCE-Zunahme gegenüber der TCE-Konzentration die Ursache war. Im Schadensgebiet Nord hat sich das TCE : PCE-Verhältnis auf Grund der starken Reduzierung von TCE deutlich zu Gunsten von PCE verschoben, wobei aber auch hier eine Differenzierung zwischen den beiden Brunnen (Brunnen III/12 und III/13) zu beobachten war. Nur geringere Änderungen waren im Schadensgebiet Ost (Brunnen III/5 und III/6) zu beobachten, in dem sich die TCE-Konzentration ebenfalls stärker gegenüber der PCE-Konzentration verringert und das Mengenverhältnis auf nahezu 1 : 1 geändert hat.

Die zeitliche Entwicklung der Mengenverhältnisse zwischen TCE und PCE läßt sich folgendermaßen zusammenfassen: Zu Beginn der Untersuchungen dominierte TCE in allen kontaminierten Förderbrunnen. Die TCE-/PCE-Verhältnisse verringerten sich auf Grund der TCE- und der nur teilweise geringeren Zunahme der PCE-Konzentrationen von 9 : 1 und

109 : 1 auf 2 : 1 und 37 : 1. In fast allen Brunnen, mit Ausnahme der Brunnen II/19 und III/13, haben die TCE- und PCE-Konzentrationen abgenommen.

Die Konzentrationsentwicklung von PCE, TCE, cis-1,2-DCE und VC sowie die Mittelwerte, Maxima und Minima dieser Stoffe über den gesamten Untersuchungszeitraum und die von einzelnen Jahren von jeweils zwei repräsentativen Förderbrunnen der insgesamt vier durch die Schadensherde bzw. Schadstoffahnen verunreinigten Wasserwerksbereiche sind in den Abbildungen 22 bis 24 und den Anlagen T13 bis T15 dokumentiert.

Für die im Wasserwerksbereich nachgewiesenen Dechlorierungsprodukte cis-1,2-DCE und VC konnten auf Grund des kurzen Nachweiszeitraumes und der relativ geringen Anzahl der Messungen in den einzelnen Schadensbereichen Tendenzen nur mit Vorbehalt erkannt werden, was auch für die Diskussion der Mengenverhältnisse gilt. Nach den Mittelwerten zu urteilen, sank die cis-1,2-DCE-Konzentration im Meßzeitraum 1986/87 in den Brunnen II/1, II/2, II/18 und III/13, stieg im Brunnen II/19 und blieb in den Brunnen III/5, III/6 und III/12 nahezu gleich. Die Mittelwerte betrugen 1986 im Schadensgebiet West für die Brunnen II/1 und II/2 426 µg/l und 99 µg/l, im Schadensgebiet Nordwest (Brunnen II/18 und II/19) 222 µg/l und 152 µg/l, im Schadensgebiet Nord (Brunnen III/12 und III/13) 4,2 µg/l und 23 µg/l und im Schadensgebiet Ost (Brunnen III/5 und III/6) 11 µg/l und 10 µg/l (Anl. T15). Die VC-Konzentrationsentwicklung konnte nur für vier Brunnen der Schadensgebiete West und Nordwest eingeschätzt werden, da für sie Meßwerte aus den Jahren 1986 und 1987 vorlagen. Bis auf den Brunnen II/19, in dem die VC-Konzentration zunahm, sank sie in den übrigen Brunnen bzw. blieb nahezu gleich. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes waren keine nennenswerten Konzentrationsverschiebungen zwischen cis-1,2-DCE und VC zu beobachten.

Hinsichtlich der Kontamination der Förderbrunnen bestanden auch am Ende der Untersuchungen große Unterschiede in der Konzentrationsverteilung. Der überwiegenden Zahl unbelasteter oder schwach belasteter Brunnen standen einige stark belastete Brunnen gegenüber. Allerdings lag das Schwergewicht der Kontamination nicht mehr bei den Primärverunreinigungen (PCE und TCE), sondern bei deren Abbauprodukten cis-1,2-DCE und VC. Ihre Konzentration war zu diesem Zeitpunkt in neun Brunnen noch so hoch, daß deren Grundwasser nicht für die Rohwasserbereitstellung verwendet werden konnte. Weitere acht Brunnen in der Nachbarschaft der acht hochkontaminierten Förderbrunnen waren derart hoch mit LCKW belastet, daß das Grundwasser von insgesamt 16 der 51 Brunnen durch LCKW beeinträchtigt war.

Entwicklung der Jahresmittelwerte

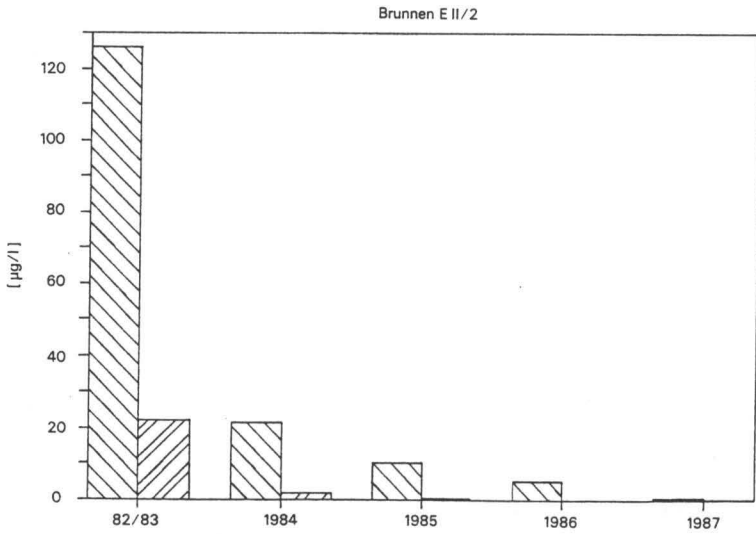
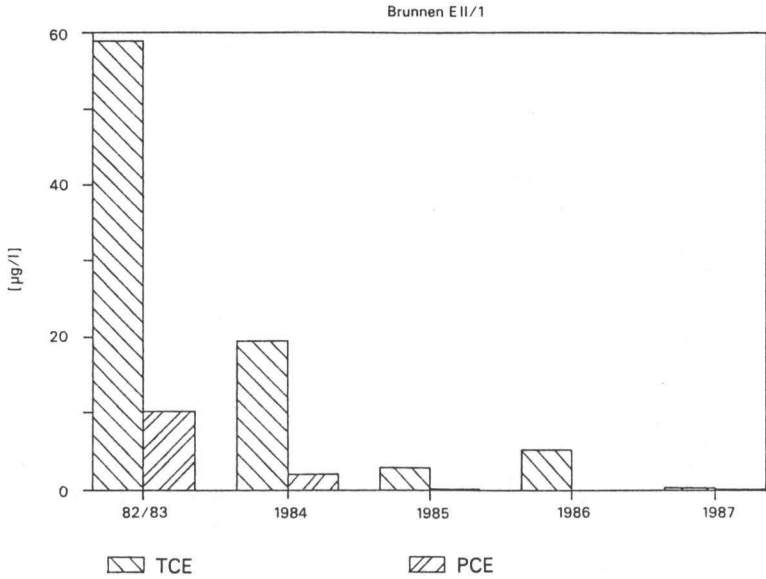
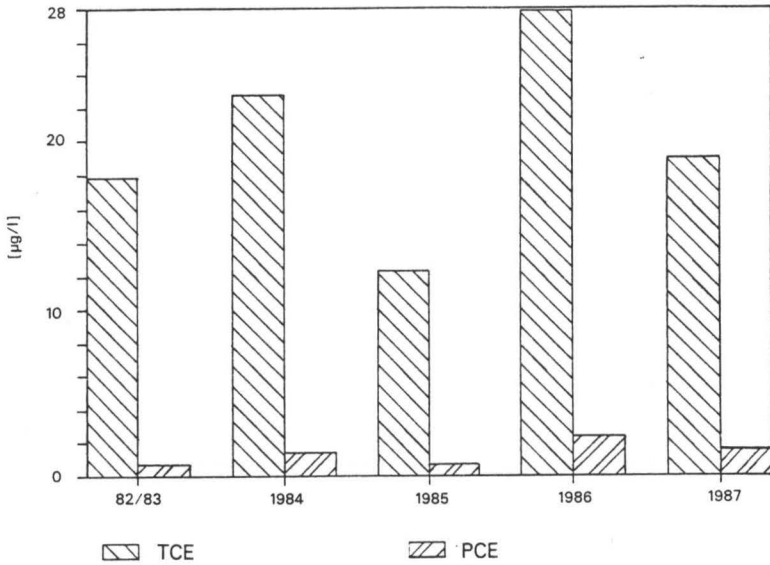


Abb. 22: Mittlere PCE- und TCE-Konzentrationen in den Förderbrunnen E II/1 und E II/2 im Schadensgebiet West

Entwicklung der Jahresmittelwerte

Brunnen E II/18



Brunnen E II/19

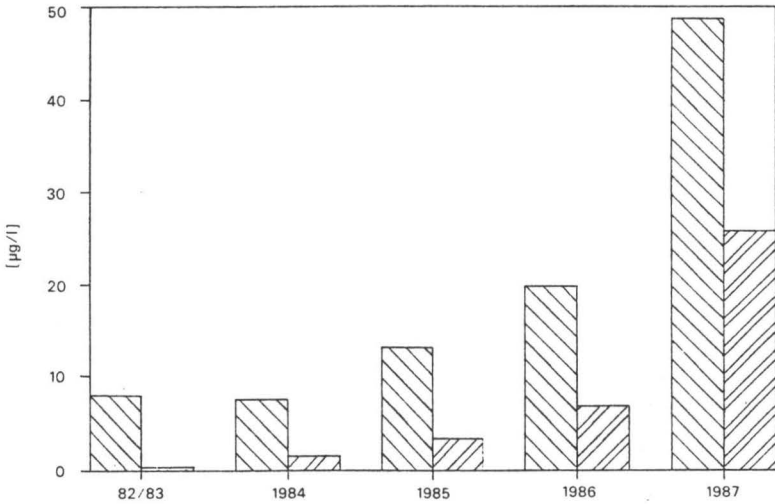
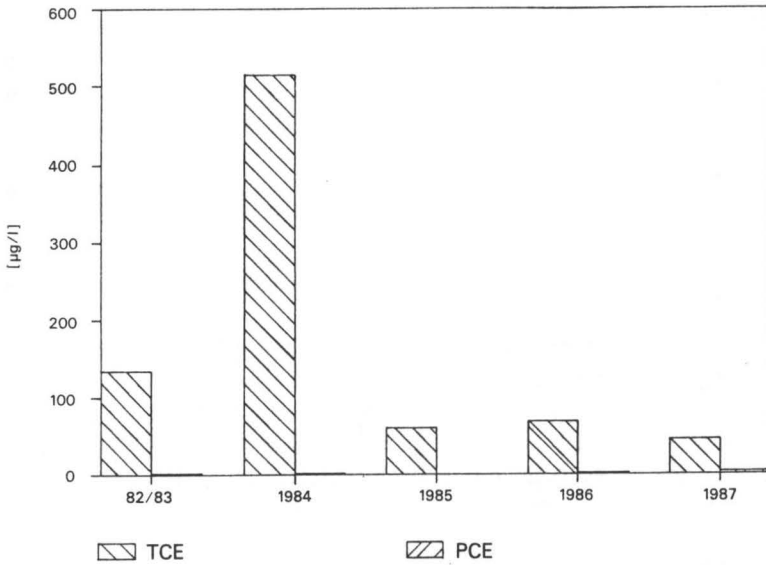


Abb. 23: Mittlere PCE- und TCE-Konzentrationen in den Förderbrunnen E II/18 und E II/19 im Schadensgebiet Nordwest

Entwicklung der Jahresmittelwerte

Brunnen E III/12



Brunnen E III/13

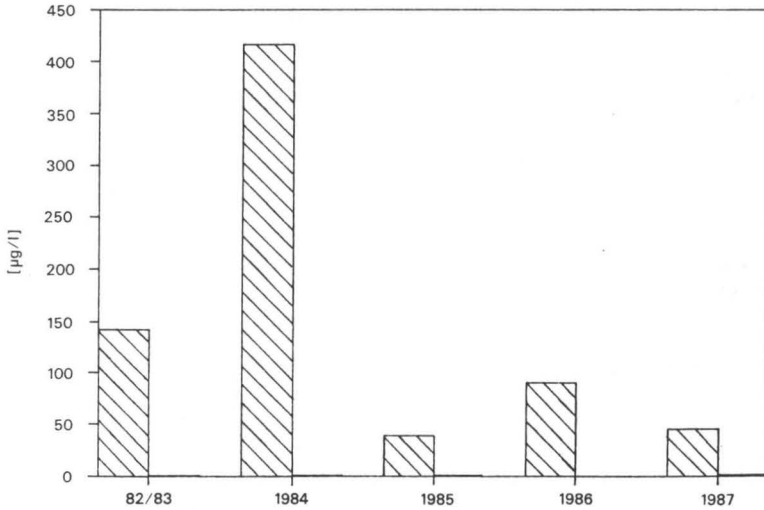
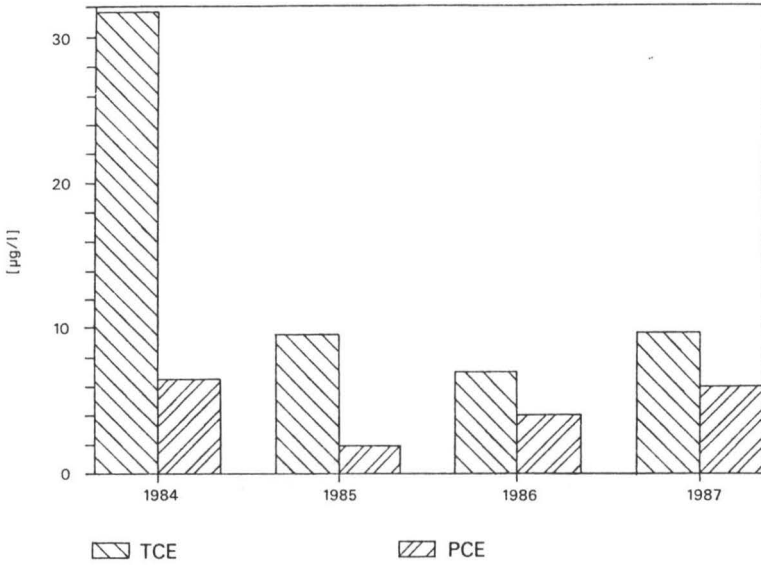


Abb. 24: Mittlere PCE- und TCE-Konzentration in den Förderbrunnen E III/12 und E III/13 im Schadensgebiet Nord

Entwicklung der Jahresmittelwerte

Brunnen E III/5



Brunnen E III/6

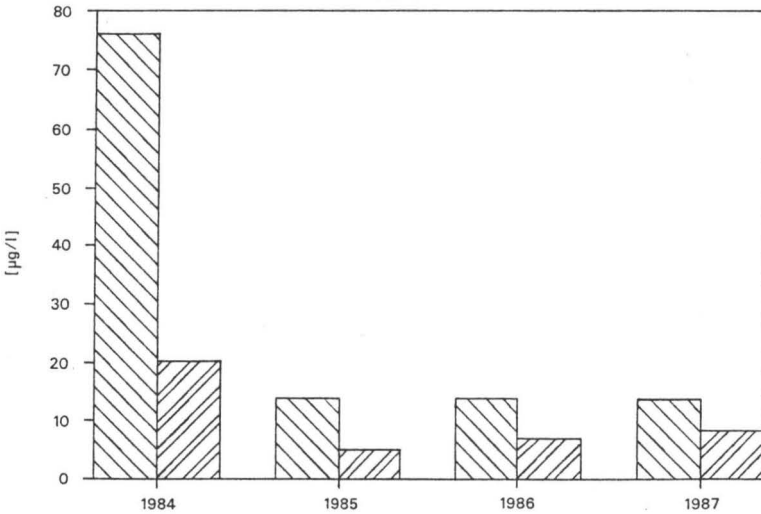


Abb. 25: Mittlere PCE- und TCE-Konzentration in den Förderbrunnen E III/5 und E III/6 im Schadensgebiet Ost

Die Konzentrationsentwicklung und veränderten Mengenverhältnisse der Primärverunreinigungen TCE und PCE machten deutlich, daß die Änderung der LCKW-Gehalte im Grundwasser von mehreren Einflußgrößen bestimmt wird. Dazu sind neben dem Schadstoffeintrag (Ort - oberirdisch, unterirdisch -, Zeitpunkt, Dauer, Art, Mobilität, Entfernung von der Wasserefassung und Menge) vor allem die hydrogeologischen Verhältnisse, wie Sedimentausbildung, Fließgeschwindigkeit, Grundwasserchemismus, -neubildung und -flurabstand sowie Höhenänderungen der Grundwasseroberfläche und milieubedingte stoffliche Umwandlungsprozesse zu rechnen.

4.2.4 Einfluß auf die Grundwassernutzung

Die in der TVO genannten aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffe 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Dichlormethan sind anthropogenen Ursprungs und werden bis auf TCE im Grundwasserleiter nicht gebildet. Trotzdem sind sie im Grundwasser industriell genutzter Gebiete in ubiquitärer Verteilung von 1 bis 2 µg/l festgestellt worden. Bei den im Untersuchungsgebiet gefundenen Stoffen cis-1,2-DCE und VC handelt es sich um Abbauprodukte der eingetragenen Verbindungen PCE und TCE infolge Dechlorierung.

Im Wasserwerk mußten 16 Brunnen von 51 Brunnen als durch LCKW beeinträchtigt eingestuft werden. Zehn hochgradig kontaminierte Förderbrunnen mußten mehrere Monate aus der Rohwasserbereitstellung herausgenommen und abgepumpt werden, um die Schadstofffahnen möglichst schmal und richtungskonstant zu halten und um dadurch eine weitere Verunreinigung benachbarter Brunnen zu verhindern. Das kontaminierte Wasser wurde mit Hilfe einer Stripanlage gereinigt, deren Wirkungsweise kontrolliert wurde. Die Größenordnung der aus dem Brunnen E III/12 abgepumpten und nicht für die Trinkwasserbereitstellung nutzbaren Wassermengen betrug $1,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ in der Zeit von November 1982 bis Juli 1985 (Anl. T16). Das Rohwasser aus den schwach kontaminierten Brunnen konnte im Rahmen der üblichen Trinkwasseraufbereitung mittels Enteisung und Entmanganung auf Grund ihrer hohen Flüchtigkeit von LCKW gereinigt werden. Durch die eingeleiteten Abwehr- und Dekontaminierungsmaßnahmen trat nur im Oktober 1987 eine einmalige geringfügige Überschreitung des Grenzwertes durch cis-1,2-DCE im Reinwasser des Wasserwerkes auf.

4.2.5 Zusammenfassung

Die Kontamination des Grundwassers durch LCKW wurde bei Untersuchungen des Rohwassers im Wasserwerk festgestellt. Diese Untersuchungen waren durch Berichte über die bei der Chlorung von Trinkwässern gebildeten Trihalogenmethane veranlaßt, die etwa ab 1974 in Trinkwässern gefunden wurden (ROOK 1974, HOV-STUDIE 1988). Da im Wasserwerk Natriumhypochlorit zur Behandlung verockerter Brunnenfilter verwendet wird, war auch hier die Bildung von Haloformen denkbar.

Die vertikale und laterale Ausbreitung der LCKW erfolgt im Grundwasserleiter in Abhängigkeit von ihren physikalischen Eigenschaften sowie von Adsorption und Desorption (CORNEL 1983) nach bestimmten Transportmechanismen. Bei punktförmigen Schadstoffeinträgen kommt es in Porengrundwasserleitern zur Ausbildung von unterschiedlich langen Schadstoffahnen oder Lösungszonen, außerdem können durch Dispersion und Konvektion größere Gebiete des Grundwasserleiters mit diesen Substanzen verunreinigt werden. Die in der gesättigten Zone auftretenden Kontaminanten umfassen die

- ursprünglich in den Untergrund eingetragenen Substanzen TCE, PCE und - untergeordnet - 1,1,1-TCA als Primärverschmutzungsstoffe sowie
- die durch Teilabbau gebildeten Sekundärverschmutzungsstoffe cis-1,2-DCE und VC.

Die laterale LCKW-Ausbreitung erfolgte in Schadstoffahnen und war infolge der sich wenig ändernden Grundwasserströmungsverhältnisse über den Untersuchungszeitraum relativ gleichmäßig. Demgegenüber war die vertikale Ausbreitung sehr ungleichmäßig, da sie stark von der Position zum Schadensherd und von der Teufe infolge der sich wenig ändernden Lithologie des Profils, das vorwiegend aus Mittel- bis Feinsanden besteht, bestimmt wurde.

Die zu Beginn der Untersuchungen vorgenommene Einteilung des Untersuchungsareals in vier Teilschadensgebiete mit verschiedenen Schadensherden erwies sich in der Folgezeit als nützlich, da sich diese Gebiete gegenüber den unkontaminierten Bereichen klar abhoben.

Die LCKW-Gehalte im Grundwasser zeigten über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum folgende Tendenzen: In den Schadensgebieten West und Nord und teilweise Ost mit den von ihnen emittierten Schadstoffahnen und den dadurch kontaminierten Förderbrunnen des Wasserwerkes ist die LCKW-Konzentration (TCE und PCE) eindeutig gesunken. Im Schadensgebiet Nordwest blieb die TCE- und PCE-Konzentration nahezu unverändert bzw. stieg sogar leicht an (Brunnen II/19). Die cis-1,2-DCE- und VC-Konzentrationen, die nur im letzten Abschnitt des Untersuchungszeitraumes gemessen wurden, waren relativ gleichmäßig.

Das sich zeitlich-räumlich verschiebende Mengenverhältnis zwischen dem vorrangig

eingetragenen PCE und dem im Wasserwerk vorwiegend nachgewiesenen TCE war mit der Fließverzögerung des PCE-belasteten Grundwassers durch Adsorption an organischer Matrix und mit seinem mikrobiellen Abbau im Grundwasserleiter zu erklären. Bei der schrittweisen anaeroben Dechlorierung des PCE entstehen TCE, das DCE-Isomer (cis-1,2-DCE) sowie VC. Bereits 1983 wurde vom Auftreten von 1,2-DCE bei LCKW-Schadensfällen berichtet (ENG-ESSER 1983) und seit Mitte der 80er Jahre wurde es als Zwischenabbauprodukt erkannt (MELUF 1983, CKW-Studie Hessen 1985).

Die Bildung von cis-1,2-DCE und VC war in den Schadensgebieten West und Nordwest am deutlichsten zu beobachten. Die Grundwasserverunreinigung ging dort vorwiegend auf PCE zurück, die Fließwege von den Schadensherden zu den Förderbrunnen betrugen 900 m bis 1000 m. In den Schadensgebieten Nord und Ost war die Umwandlung des überwiegend eingetragenen TCE nicht so deutlich zu verfolgen, da die Fließwege von den Schadensherden hier nur ca. 300 m und 100 m betrugen. Insgesamt konnte durch die Untersuchungen das Ausmaß der LCKW-Kontamination im Grundwasser ermittelt werden. Außerdem wurde nachgewiesen, daß sich im Untersuchungszeitraum das Schwergewicht der Kontamination von den Primärkontaminanten PCE und TCE auf die Sekundärkontaminanten cis-1,2-DCE und insbesondere das toxische VC verlagert hatte.

4.3 LCKW in der ungesättigten Zone

4.3.1 LCKW-Verteilung in der Bodenluft

4.3.1.1 Laterale Verteilung

Um die Herkunft und den Verlauf der LCKW-Kontamination im Grundwasser zu erkunden, wurden zunächst Voruntersuchungen mittels Bodenluftuntersuchungen durchgeführt. Zusätzlich zur lateralen LCKW-Verteilung wurde durch die vertikale Verteilung der LCKW in der Bodenluft und im Boden das Ausmaß der Kontamination der ungesättigten Zone im Bereich der Schadensherde erkundet. Hierfür bot die hydrogeologische Situation des Untersuchungsgebietes - vorwiegend sandig-kiesige pleistozäne Sedimente mit nur wenigen tonig-schluffigen Lagen und einem Grundwasserflurabstand zwischen 5 und 10 m - mit Ausnahme von Bereichen mit starker Oberflächenversiegelung und/oder Bauschuttauffüllungen günstige Voraussetzungen.

Die relative Verteilung von vorwiegend PCE und TCE in der ungesättigten Zone zwischen 0,80 m und 1,00 m Teufe wurde in den Schadensgebieten mit Hilfe der Bodenluftanalytik untersucht. Dabei wurde die LCKW-Verteilung weitgehend flächendeckend durch Proben aus Meßpunkten erfaßt, die auf Profilen und in Rastern angeordnet waren. Das Gewicht lag auf dem Vorfeld der LCKW-kontaminierten Wasserwerksbrunnen und den LCKW-Umgangsbereichen. Innerhalb der Gebiete wurde - sofern nach Zwischenauswertungen notwendig - der Abstand zwischen den Probennahmepunkte der möglichst rechtwinklig zur Grundwasserfließrichtung angeordneten Profile von durchschnittlich 25 m auf 10 bis 5 m verkürzt. Hierdurch konnten die Schadensgebiete eingegrenzt und entsprechend ihrer Bodenluftbelastung in den untersuchten LCKW-Umgangsbereichen und ihren Randgebieten in drei Kategorien eingeteilt werden :

Kategorie I	nicht bis gering belastet	<	200	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Kategorie II	mittel- bis hochbelastet	$200 <$	100.000	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Kategorie III	extrem belastet	$>$	100.000	$\mu\text{g}/\text{m}^3$

Es dominierten Flächen mit mittleren bis hohen LCKW-Konzentrationen in der Bodenluft, in die kleinere Areale mit Höchstbelastungen bis zu $7 \text{ g}/\text{m}^3$ eingebettet waren. Konzentrationen der Kategorie I wurden vorrangig in den Bereichen mit größerer Entfernung zu den Umgangsbereichen bzw. zwischen den Schadensgebieten angetroffen (Abb. 17).

Die Ergebnisse aus Messungen von Proben aus dem stark verdichteten Flächenfeinrastr, das im Rahmen der Hauptuntersuchung über die Schadensherde des Schadensgebiets West gelegt wurde, sind in Abbildung 26 und 27 dargestellt. Diesen Untersuchungen waren Profilmessungen bei der Voruntersuchung vorangegangen, in denen im Bereich des Scha-

densherdes A vorwiegend PCE-Konzentrationen und im Bereich des Schadensherdes B TCE-Konzentrationen der Kategorie II gemessen wurden.

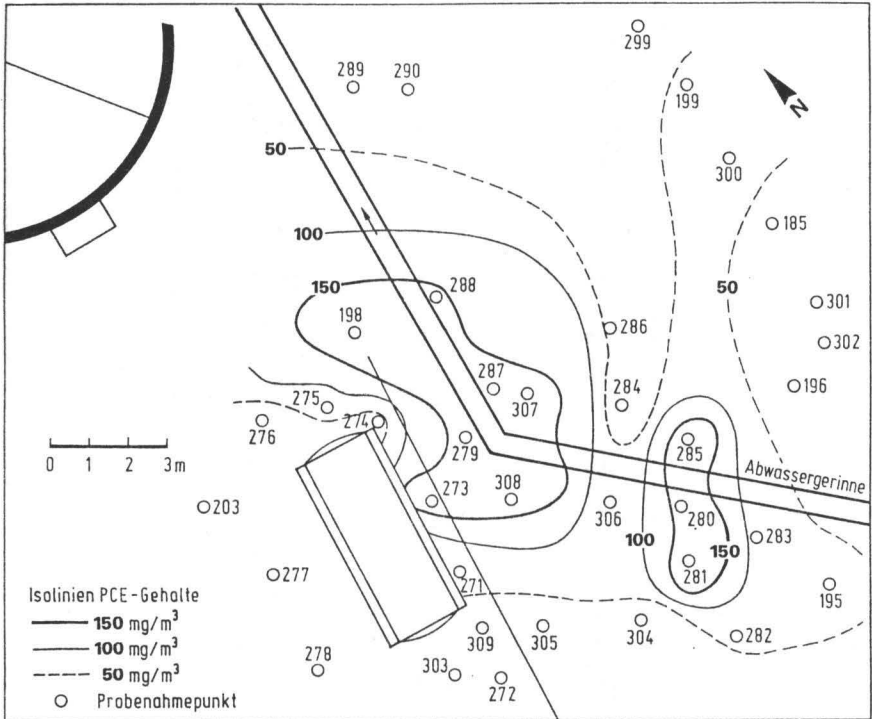


Abb. 26: Laterale LCKW-Verteilung in der Bodenluft im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Im Schadensherd A, in dessen Zentrum sich der Knick eines offenen Abwassergerinnes befand, betrugen die maximalen LCKW-Konzentrationen (vorwiegend PCE) in der Bodenluft 1 g/m³. Mit zunehmender Entfernung verringerten sie sich, so daß in einer Entfernung von 20 m nur noch eine Belastung von 13.000 µg/m³ PCE gemessen wurde (Abb. 26, Tab.12). Als Kontaminationsursache stellte sich das periodische Überlaufen von hauptsächlich mit PCE-belastetem Abwasser, besonders im Knickbereich des Gerinnes, und dessen Infiltration in den vorwiegend aus Mittelsand bestehenden Untergrund heraus.

Tab. 12: Laterale LCKW-Verteilung in der Bodenluft
im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben-Nr.	LCKW-Gehalte Bodenluft in mg/m ³	
	TCE	PCE
185	0,67	7,6
194	0,32	0,04
195	2,16	82,3
196	0,12	0,02
198	2,98	355,2
199	1,09	79,5
203	0,24	22,1
271	0,7	59,4
272	0,45	38,6
273	2,03	174,6
274	0,3	22,9
275	1,01	80,6
276	0,17	17,3
277	n.n.	0,8
278	0,29	32,2
279	3,17	255,4
280	2,44	185,1
281	2,41	191,9
282	0,73	69,1
283	0,87	60,9
284	0,13	3,8
285	1,37	166,6
286	0,7	46,1
287	1,88	169,8
288	0,83	107,6
289	0,18	28,4
290	0,26	35,6
299	n.n.	0,8
300	1,21	79,2
301	0,79	39,6
302	0,07	3,9
303	0,12	14,7
304	0,36	25,8
305	0,09	4,9
306	0,35	21,9
307	1,32	77,6
308	1,21	102,9
309	0,19	15,9

Im Schadensherd B war die Kontaminationsquelle visuell schwer zu erkennen, da keine äußeren Anzeichen auf eine gegenwärtige LCKW-Nutzung schließen ließen. Im Zentrum der Kontamination wurde eine deutlich geringere PCE- als TCE-Konzentration gemessen. Die maximale TCE-Konzentration betrug 7 g/m³, in einer Entfernung von 35 m wurden noch 6.200 µg/m³ TCE gemessen (Abb. 27, Tab. 13).

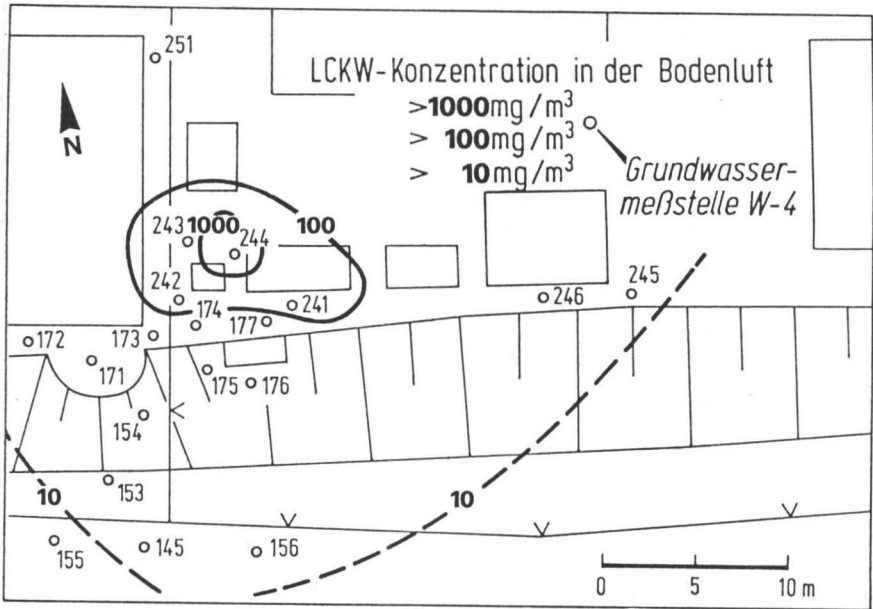


Abb. 27: Laterale LCKW-Verteilung in der Bodenluft im Schadensherd B (Schadensgebiet West)

Nach Recherchen handelte es sich um einen vor Versickerung ungeschützten Platz zur Entfettung von Maschinenteilen, von dem aus die LCKW ungehindert in den aus aufgeschüttetem Mittelsand bestehenden Untergrund gelangt waren.

Die Vielzahl derartiger Kontaminationsherde in den Teilschadensgebieten bildete die Ursache für die relativ weiträumige erhöhte Belastung der Bodenluft mit LCKW. Mit Hilfe der lateralen Bodenluftuntersuchungen war eine qualitative und halbquantitative Abschätzung der Ausdehnung der Schadensherde und des künftigen Eintrags der bereits in den Untergrund der ungesättigten- und gesättigten Zone gelangten Schadstoffe möglich.

Tab. 13: Laterale LCKW-Verteilung in der Bodenluft
im Schadensherd B (Schadensgebiet West)

Proben-Nr.	LCKW-Gehalte in der Bodenluft	
	TCE (mg/m ³)	PCE (µg/m ³)
145	13,2	37
153	12,2	15
154	21,8	15
155	5,3	17
156	14,6	9
171	29,6	12
172	25,7	14
173	46,8	67
174	64,1	289
175	10,8	17
176	39,6	66
177	71,8	643
241	221,0	40
242	270,0	190
243	472,0	170
244	7000,0	1310
245	31,0	20
256	12,5	n.n.
251	36,4	60

4.3.1.2 Vertikale Verteilung

Die vertikale Verteilung der LCKW in der ungesättigten Zone wurde punktuell durch Trockenbohrungen, die der Errichtung von Grundwassermeßstellen dienten, während der Hauptuntersuchung ermittelt. In der gesättigten Zone wurden die Bohrungen als Spülbohrungen abgeteuft. Die Ansatzpunkte der Erkundungsbohrungen lagen in den Teilschadensgebieten zentral oder randlich zum Schadensherd, grundsätzlich aber im Abstrom der Schadensherde. Aus den im schlagenden Bohrverfahren gewonnenen Schlauchkernen (maximale Länge 1,00 m, Durchmesser 8 cm, Entnahmevorrichtung Stade-Gerät) wurden Bodenluftproben mit der bereits beschriebenen Probenahmetechnik, also mit einer Bodenluftsonde und einer Glas-Metallspritze, gewonnen.

In dem Bodenluftprofil der Bohrung W - 6, die sich im Grundwasserabstrom am Rand einer PCE/TCE-Schadstoffahne aus dem Schadensherd C befand, wurde im Bereich des Kapillarsaums (6 m unter GOK) bis maximal 40 µg/m³ gemessen. In der ungesättigten Zone des Profils waren beide Substanzen analytisch nicht nachweisbar (Abb. 28, Tab. 14). Das gleichzeitig im Kapillarsaum mit einer Schappe entnommene Grundwasser war mit 5,1 µg/l PCE und 1,4 µg/l TCE belastet, das 14 Tage später gepumpte Grundwasser ent-

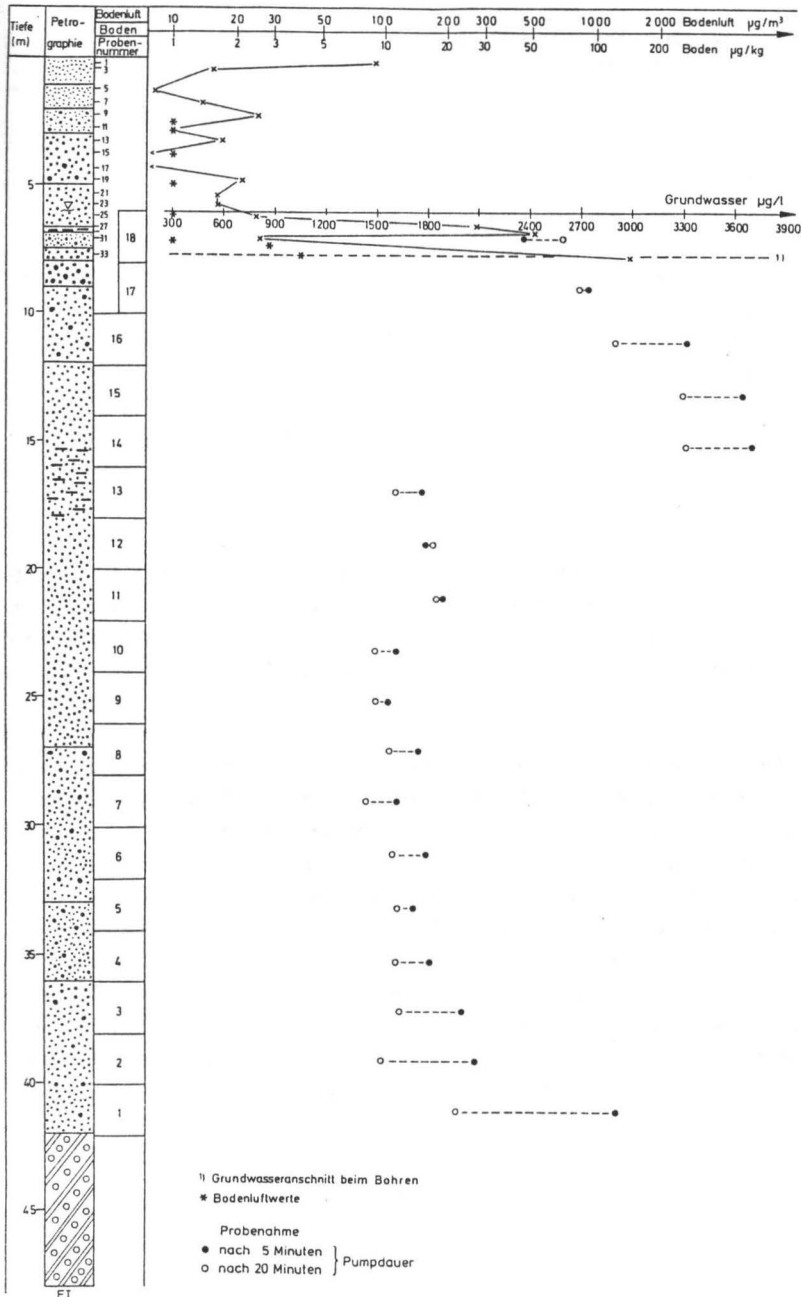


Abb. 28: Vertikale LCKW-Verteilung in der gesättigten- und ungesättigten Zone (Bohrung W-6) am Schadensherd C (Schadensgebiet West)

Tab. 14: Vertikale LCKW-Verteilung in der Bodenluft und im Boden der Bohrung W - 6 in der Nähe des Schadensherdes C (Schadensgebiet West)

Proben Nr.	Entnahme- tiefe (m)	Proben- material	Bodenluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		I Boden ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
6.1	0,2	y	n.n.	n.n.	< 1	< 1	7,9	< 1
6.3	0,4	fS,u	n.n.	n.n.	1,0	< 1	< 1	< 1
6.5	1,3	fS,ms	n.n.	n.n.	< 1	< 1	< 1	< 1
6.7	1,8	fS,ms	n.n.	n.n.	1,3	< 1	< 1	< 1
6.9	2,3	fS,ms	n.n.	n.n.	2,5	< 1	2,0	< 1
6.11	2,8	fS,ms	n.n.	10	< 1	< 1	< 1	< 1
6.13	3,3	mS	n.n.	n.n.	1,6	< 1	< 1	< 1
6.15	3,8	mS	n.n.	10	< 1	< 1	< 1	< 1
6.17	4,4	mS	n.n.	n.n.	< 1	< 1	< 1	< 1
6.19	4,85	mS,gs	n.n.	10	< 1	< 1	2,1	< 1
6.21	5,4	mS	n.n.	n.n.	1,6	< 1	1,6	< 1
6.23	5,8	mS	n.n.	n.n.	1,3	< 1	1,5	< 1
6.25	6,3	mS	n.n.	n.n.	2,3	< 1	< 1	< 1
6.27	6,7	mS	n.n.	10	2,0	13	3,0	15
6.29	6,85	mS,h	n.n.	10	6,3	37,6	5,9	44
6.31	7,2	ms,fs	n.n.	30	< 1	1,4	1,4	1,2
6.33	7,8	mS,gs	n.n.	40	5,1	136	4,6	12

hielt demgegenüber 550 $\mu\text{g}/\text{l}$ PCE und 120 $\mu\text{g}/\text{l}$ TCE. Die sehr geringe Bodenluftbelastung ist auf den indirekten Schadstoffeintrag aus dem Grundwasser in die Mittelsande der ungesättigten Zone zurückzuführen. Eine laterale LCKW-Verbreitung war auf Grund der starken Oberflächenversiegelung und Aufschüttung nicht nachzuweisen. Die Schadstoffquelle befand sich ca. 140 m oberhalb des Grundwasserstroms im undichten Abwassersystem einer Entfettungsanlage.

Die Grundwassermeßstelle W - 4 befindet sich 25 m im Grundwasserabstrom am unmittelbaren Rand des beschriebenen TCE-Schadensherdes B (vgl. Abschnitt 4.3.1.1). Die vertikale Schadstoffverteilung lag zwischen maximal 150 mg/m^3 und 200 mg/m^3 . Stark kontaminierte Bereiche traten oberflächennah und im Kapillarsaumbereich (10 m unter GOK) auf und waren an die in Fein- und Mittelsanden eingebettete organische Matrix gebunden (Abb. 29, Tab. 15). Im Teufenbereich zwischen 7 und 9,5 m lagen die LCKW-Gehalte bei < 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Das Grundwasser im Kapillarsaum war mit 2.710 $\mu\text{g}/\text{l}$ TCE und 6,6 $\mu\text{g}/\text{l}$ PCE kontaminiert, das sechs Wochen später gepumpte Grundwasser enthielt zum Vergleich 15,2 $\mu\text{g}/\text{l}$ TCE und 2,6 $\mu\text{g}/\text{l}$ PCE. Aus der teufenabhängigen Verteilung der LCKW-Gehalte ist die direkte Kontamination der Bodenluft durch einen Eintrag von der Oberfläche, sowie der auch wechselseitig wirkende Eintrag aus der gesättigten Zone, abzuleiten.

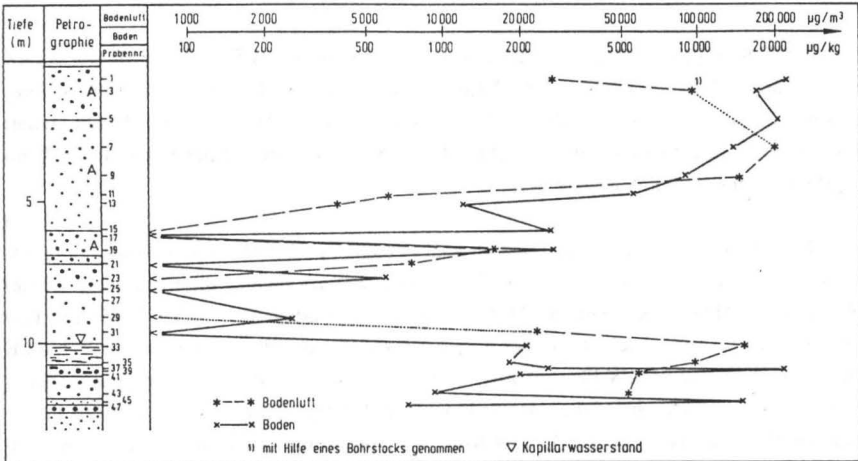


Abb. 29: Vertikale LCKW-Verteilung in der Bodenluft und im Boden in der Bohrung W - 4 im Schadensherd B (Schadensgebiet West)

Tab. 15: Vertikale LCKW-Verteilung in der Bodenluft und im Boden der Bohrung W - 4 im Schadensherd B (Schadensgebiet West)

Proben Nr.	Entnahme- tiefe (m)	Proben- material	Bodenluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		I Boden ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
4.1 1)	0,6	y	27.060	10	16.200	7,4	22.200	11,7
4.1a			97.350	70				
4.3	1,0	y,ms,fs	hoher Kernverlust		14.400	8,8	16.800	9,7
4.5	2,0	y,fs,ms	hoher Kernverlust		20.500	14,3	18.600	13,6
4.7	3,0	y	200.000	50	8.730	5,8	13.800	9,6
4.9	4,0	y,ms	149.000	40	3.840	3,8	8.190	5,3
4.11	4,7	y	6.190	n.n.	5.810	3,5	4.590	4,2
4.13	5,0	y,ms	3.850	n.n.	1.210	1,1	911	< 1
4.15	5,9	y,ms	230	n.n.	2.550	2,6	2.630	2,6
4.17	6,1	y,fs	30	n.n.	6,5	< 1	20	< 1
4.19	6,6	fs,ms	16.000	10	2.730	3,3	2.780	2,6
4.21	7,1	fs,ms	7.670	n.n.	50	< 1	41	< 1
4.23	7,6	ms,gs	790	n.n.	594	< 1	191	< 1
4.25	8,0	mS	zerbrochen		6,2	< 1	20	< 1
4.27	8,4	mS	zerbrochen		89	< 1	82	< 1
4.29	9,0	mS	zerbrochen		261	< 1	56,6	< 1
4.31	9,5	mS	23.000	10	24	< 1	47	< 1
4.33	10,0	mS	151.000	30	2.160	2,4	1.280	1,8
4.35	10,6	mS	98.000	20	1.440	< 1	1.840	< 1
4.37	10,83-10,88	mS,h	zerbrochen		2.560	1,4	146	< 1
4.39	10,85	-hz	-	-	28.300	21	21.600	27,6
4.41	11,0	mS,gs	59.000	10	1.450	< 1	1.950	< 1
4.43	11,7	mS	51.300	20	911	< 1	191	< 1
4.45	12,0	fs,hz	wassergesättigt		14.300	12	15.200	18,3
4.47	12,1	mS,gs	wassergesättigt		230	< 1	732	< 1

1) mit Hilfe eines Bohrstockes in 1,0 m Tiefe entnommen

4.3.1.3 Diskussion

Durch die Bodenluftuntersuchungen wurden insgesamt sieben Teilschadensherde ermittelt und kartiert (HAGENDORF 1984, NERGER und MERGLER 1986), die in ihren Zentren mit LCKW in der Größenordnung bis $10^6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kontaminiert waren. Im Schadensgebiet West wurden vier Kontaminationsbereiche erkannt, die entsprechend der Lage zu den Umgebungsbereichen mit LCKW belastet waren.

Die hohe Flüchtigkeit der oberirdisch angewendeten und in den Untergrund gelangten LCKW läßt sie relativ schnell sowohl in die Atmosphäre als auch in die ungesättigte Zone übertreten. In Abhängigkeit von der Durchlässigkeit, der Bodenfeuchte, dem nutzbaren Porenvolumen, dem Wassergehalt und der Sorptionskapazität des Bodens können sie sich dort entsprechend um den LCKW-Phasenkörper ausbreiten. Die Form dieser gasförmigen LCKW-Hülle wird von der Durchlässigkeit des Sediments in der ungesättigten Zone und den Lageungsverhältnissen bestimmt; die LCKW-Konzentration nimmt mit zunehmendem Abstand vom Zentrum ab. Die Tendenz zum Absinken der LCKW-Dämpfe ergibt sich aus der höheren Dichte und der Schwerkraft, wobei sie sich über dem Kappillarsaum der Grundwasseroberfläche ausbreiten und im Grundwasser in Lösung gehen können (MELUF 1983). Entgegen dieser Ausbreitungstendenz kommt es trotz der relativen Dichte der LCKW-Dämpfe durch ein Konzentrationsgefälle auch zur Diffusion in Richtung Geländeoberfläche und zum Übertritt in die Atmosphäre. Dieser Vorgang wird aber erheblich von den meteorologischen Bedingungen, wie Niederschlag, Luftfeuchtigkeit und Temperatur, beeinflußt, die wegen der Vergleichbarkeit der Meßdaten auf dem Probenahmeprotokoll vermerkt werden sollten. Wenn eine genügend hohe Sättigungskonzentration der LCKW im Grundwasser vorliegt, kann es bei einem günstigen Verteilungsquotienten Wasser/Luft nach der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des Bodens zu einer Diffusion von LCKW aus dem Grundwasser in die ungesättigte Phase und zu einer Kontamination der Bodenluft kommen. Nach von EINSELE et al. (1988) durchgeführten Laborversuchen läßt sich durch einen Verteilungskoeffizienten zwischen der Feststoffphase des Bodens und der Bodenluft die LCKW-Gesamtbelastung des Systems Boden-Wasser-Bodenluft aus der Belastung der Gasphase relativ einfach berechnen. Für die Beurteilung von Verunreinigungen des Untergrundes durch LCKW erscheint diese Aussage recht hilfreich und eröffnet der Bodenluftuntersuchung weitere Einsatzbereiche, wobei die Gültigkeit dieser Beziehung in der Praxis zu überprüfen ist.

Mit Hilfe der Bodenluftuntersuchungen konnten bei den Voruntersuchungen im oberflächennahen Boden LCKW-Schadensherde lokalisiert, die Zentren innerhalb der Schadensherde deutlich bestimmt und die laterale LCKW-Verteilung durch flächendeckende Untersuchungen in Form von Profil- und Rastermessungen ermittelt werden. Mit Hilfe dieser Untersuchungsmethode war es außerdem möglich, Rückschlüsse auf die Art und den relativen Umfang der Kontamination sowie die Art der eingetragenen Schadstoffe zu ziehen.

Durch Bodenluftuntersuchungen an Schlauchkernen aus Bohrungen im Bereich von Schadensherden oder Schadstoffahnen konnten bei den Hauptuntersuchungen detaillierte Kenntnisse über die vertikalen LCKW-Verteilung und ihre Gehalte in den Lockersedimenten gewonnen werden. Es wurden zwei Typen des Schadstoffeintrages in die ungesättigte Zone unterschieden:

- (1) die **direkte Kontamination** durch oberflächlich eingetragene LCKW mit einem quasi-kontinuierlichen LCKW-Gehalt in der Bodenluft und hohen Gehalten im Bereich des Kapillarsaums und geringen unterhalb der Geländeoberkante.
- (2) die **indirekte konzentrationsabhängige Kontamination** durch LCKW-kontaminiertes Grundwasser ausschließlich im Bereich des Kapillarsaums. In den darüber liegenden Sanden der ungesättigten Zone konnten keine LCKW nachgewiesen werden. Weiterhin wurden Rückschlüsse auf die Position der Bohrung im Teilschadensgebiet und zur Schadstoffquelle gezogen.

Auf Grund der Erkenntnisse über die punktuelle Verteilung und Konzentration der LCKW in der Gasphase waren Teilbewertungen möglich. Für die Interpretation der Meßwerte sind allerdings nicht die Einzel- und Absolutwerte, sondern die Gesamtheit und Größenordnung aller Meßdaten entscheidend. In Bezug auf die Empfehlung von Dekontaminierungsmaßnahmen der ungesättigten Zone wurden Anhaltspunkte über die Art und Weise des Einsatzes und möglichen Umfangs der Bodenluftabsaugung gewonnen.

Die Ergebnisse der Bodenluftuntersuchungen bestätigten, daß diese Methode auf Grund ihres relativ geringen zeitlichen, technischen und finanziellen Aufwands und der einfachen Handhabung trotz ihres halbquantitativen Charakters im Rahmen der Voruntersuchung als ein aussagefähiges Screening-Verfahren zur Erkundung der relativen LCKW-Verteilung in der ungesättigten Zone dienen kann.

4.3.2 LCKW-Verteilung im Sediment

Die LCKW-Verteilung in der ungesättigten Zone wurde in einigen Schadensherden mit Hilfe von Trockenbohrungen untersucht. Ergänzend zur Bodenluftuntersuchung sollte dadurch die innere Struktur der Schadensherde erkundet werden, um das Gefährdungspotential für das Grundwasser abschätzen und Daten für Sanierungsempfehlungen zusammenstellen zu können. Sondierbohrungen, die in Profilen und Rastern angeordnet waren, wurden vorwiegend dann niedergebracht, wenn Schlauchkernbohrungen aus technischen oder finanziellen Gründen nicht möglich waren.

In einzelnen punktförmigen Aufschlüssen, die als Sondierbohrung ebenfalls im Trockenbohrverfahren abgeteuft wurden, konnte zunächst die vertikale LCKW-Verteilung ermittelt werden. Durch Kombination dieser Aufschlüsse mit einer größeren Anzahl von Sondierbohrungen, die die Möglichkeit einer dichten Probenahme boten, konnte die laterale LCKW-Verteilung in bestimmten Teufenbereichen im Boden kurzfristig ermittelt werden (HAGENDORF et al. 1987). Exemplarisch für jede Aufschlußart, der Sondierbohrung, der Schlauchkernbohrung und der Baugrube, sollen im folgenden die Ergebnisse von drei Bodenuntersuchungen beschrieben werden.

Mit Hilfe von sechs **Sondierbohrungen** wurden im Schadensherd A (Schadensgebiet West) bei einer durchschnittlichen Bohrteufe von 8 m insgesamt 75 Bodenproben untersucht und der kontaminierte Bereich abgegrenzt. Die Bohransatzpunkte wurden auf Grund der Ergebnisse einer stark verdichteten Rastermessung der Bodenluftuntersuchung festgelegt. Die lithologische Profilaufnahme wurde gleichzeitig mit der Probenahme, die im Abstand von ca. 0,50 m bzw. bei Änderung der Korngröße erfolgte, vorgenommen. Die LCKW-Gehalte differierten innerhalb der einzelnen Bodenprofile zwischen den Doppelpunkten und den einzelnen Bohrungen stark. Proben mit wenigen $\mu\text{g/kg}$ ($5 \mu\text{g/kg}$) standen Proben mit sehr hohen Konzentrationen bis $> 100 \text{ mg/kg}$ gegenüber. Das Profil unterhalb der Auffülle, der kontaminierte Haupthorizont und sein Liegendes bestanden aus Fein- und Mittelsanden mit geringmächtigen schluffig-grobsandigen Einschaltungen. Die LCKW-Belastung lag in diesen Bereichen zwischen $5 \mu\text{g/kg}$ und $77.000 \mu\text{g/kg}$ (Anl. T17 bis T22), mit Ausnahme der Bohrungen BS₃ und BS₆, in denen die Werte teilweise darüber lagen. Trotz erheblicher Schwankungen zwischen den maximalen und minimalen Meßwerten ergab sich ein deutliches Verteilungsbild: Die kontaminierten Horizonte befanden sich sowohl oberhalb der Grundwasseroberfläche, dem Grenzbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Zone (Kapillarsaum) zwischen 5 und 7 m unter GOK, als auch im oberflächennahen Bereich ($> 2 \text{ m}$), bzw. in humos-schluffigen Bereichen mit einem höheren Anteil organischer Substanz (Abb. 30). PCE trat in allen Profilen auf, während TCE in einigen Proben nicht nachzuweisen war. Die Ursache dafür wurde bereits im Abschnitt 4.3.1.1 beim Schadensherd A beschrieben. Der Eintragsbeginn und die -menge der Schadstoffe konnten nicht ermittelt werden. Eine ähnliche Tendenz zeigt

te sich im Hangenden unter der Auffülle. In rund 8 m Entfernung lagen die Konzentrationen nur noch bei $\leq 3 \text{ mg/kg}$.

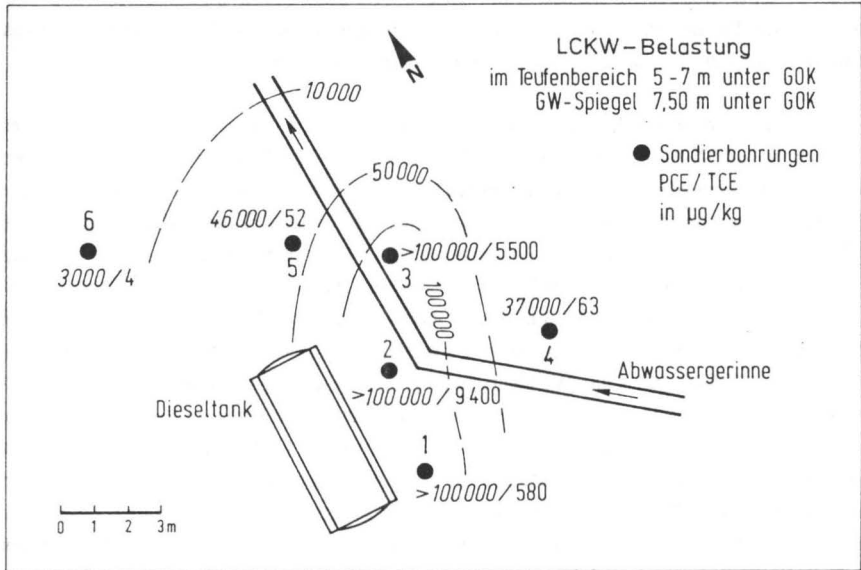


Abb. 30: Laterale LCKW-Verteilung im Boden (Tiefenbereich 5 m bis 7 m) im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Die Bilder der LCKW-Verteilung im Boden und der Bodenluft waren in den Tiefenbereichen zwischen 5 und 7 m bzw. $> 2 \text{ m}$ nahezu identisch und bestätigten das Vorherrschen von PCE im Schadensherd. Das Mengenverhältnis von TCE zu PCE lag meist zwischen 1 : 16 und 1 : 1500. Die Interpretation der Ergebnisse zeigte, daß auf einer Fläche von ca. 25 bis 30 m^2 die ungesättigte Zone in zwei Tiefenbereichen stark mit PCE kontaminiert ist, so daß eine Schadstoffabgabe in das Grundwasser als sehr wahrscheinlich angesehen werden mußte.

Durch die aus der Bohrung W - 4 am ENE-Rand des Schadensherdes B (Abb. 27) gewonnenen Schlauchkerne wurde folgendes lithologisches Profil aufgeschlüsselt: Unter einer ca. 7,5 m mächtigen Auffülle, die im Hangenden aus Bauschutt und im Liegenden aus umgelagerten Mittelsanden bestand, folgten bis 10 m Mittelsande mit grobsandigen Lagen. Die unterlagernden humosen Bänder und geringmächtige Lagen von Braunkohleschmitzen schlossen das Profil der ungesättigten Zone ab. Die LCKW-Verteilung in diesem hauptsächlich durch TCE verunreinigten Schadensherd ließ in den oberflächen- und grundwassernahen Bereichen des Profils zwei LCKW-Belastungshorizonte erkennen (Abb. 29, Tab. 15). Die Kontaminationsmaxima lagen bei 0,6 m und bei 10,85 m mit LCKW-Gehalten von 22 und 28 mg/kg . Die am geringsten verunreinigten Proben enthielten LCKW-Konzentrationen von 20 $\mu\text{g/kg}$. Die

Verunreinigung des Bodens reichte bis zum Kapillarsaum und wies auf einen punktförmigen Schadstoffeintrag aus dem Hangenden hin. Das Verhältnis von TCE zu PCE schwankte zwischen 6 : 1 bis 1500 : 1. Die Konzentrationen des 1,1,1-TCA waren ebenso wie die des PCE sehr niedrig. Bei der angetroffenen LCKW-Verteilung in der ungesättigten Zone mußte von einer Kontamination in die gesättigte Zone ausgegangen werden.

Die Ergebnisse der Untersuchung zur vertikalen LCKW-Verteilung im Rahmen einer bautechnischen Maßnahme sind in Abb. 31 (Anl. A1) dargestellt. Die Bodenproben wurden hier aus vier **Baugruben**, die für Fundamente ausgehoben wurden, entnommen. Die Zahl der Proben hing von den baubedingten Gegebenheiten, wie z.B. Zeit, Teufe, Baufortschritt sowie von der sedimentpetrographischen Zusammensetzung, ab, und betrug 23. Das Profil bestand bis ca. 2 m unter GOK aus Auffülle (Asche, Haus- und Industriemüll), darunter folgten Feinsande, die bis in eine Teufe von 3 m unter GOK von humosen Bändern (Mudde) mit einer Mächtigkeit bis maximal 3 cm durchzogen wurden. Zwar konnten auf Grund der Aushubtechnik durch Nachsetzen der Wandverschalung nicht über das gesamte Profil Proben entnommen werden, trotzdem ergab sich aus den Meßergebnissen und Profildarstellungen eine in unterschiedliche Belastungsbereiche gegliederte vertikale LCKW-Verteilung. Neben dieser vertikalen Verteilung der Schadstoffe war die eindeutige Dominanz von TCE gegenüber PCE zu erkennen. Die Proben aus der Baugrube L 2 waren am stärksten kontaminiert. Der Sohlenbereich (3,40 m unter GOK) wurde als weitgehend unbelastet eingestuft; die höchsten LCKW-Belastungen von max. 50 mg/kg traten in der Mudde auf (Abb. 31). Das Verhältnis zwischen TCE und PCE schwankte zwischen 7 : 1 und 445 : 1. Als Kontaminationsursache wurde die vorwiegend aus Müll bestehende Auffülle erkannt. Auch in diesem Fall ergab sich ein Gefährdungspotential für das Grundwasser durch eine Kontamination aus der ungesättigten Zone, obwohl ein beträchtlicher Teil der LCKW in der Mudde adsorbiert war.

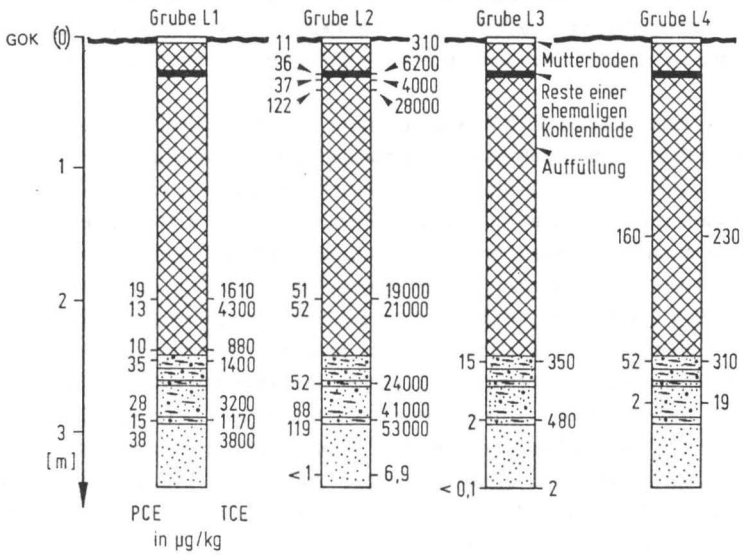
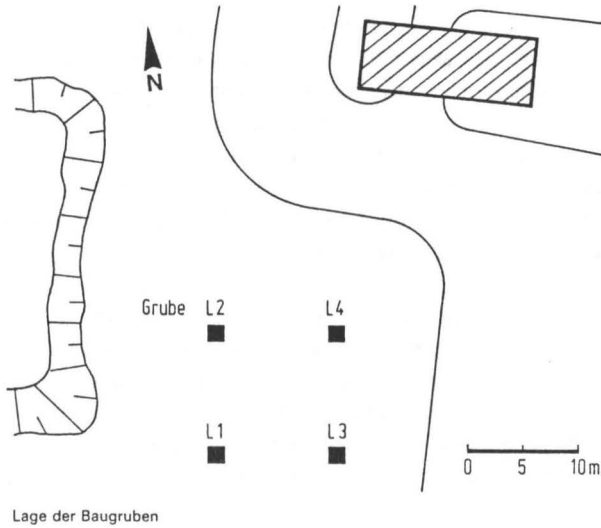


Abb. 31: Vertikale LCKW-Verteilung in Bodenaushüben im Schadensgebiet West

4.3.2.1 Diskussion

Die Untersuchungen in den Schadensherden zur LCKW-Verteilung im Boden ergaben Kontaminationen bis maximal 300 mg/l (Schadensgebiet Ost). In Abhängigkeit von der Lage im Vertikalprofil, vom Sediment und von der Lage zur Schadstoffquelle reichten die LCKW-Konzentrationen von wenigen $\mu\text{g/kg}$ bis in den mg/kg-Bereich. Neben der vertikalen LCKW-Verteilung konnte durch Kombination mehrerer Aufschlüsse in einem Schadensherd die laterale bzw. flächenhafte Verteilung ermittelt werden. Diese Untersuchungen gaben weiterhin Aufschluß über die verwendete Schadstoffart, die im Sediment enthaltene Schadstoffmenge und mögliche Ansätze für die Dekontaminierung.

Die Aussagefähigkeit der drei Aufschlußarten - Sondierbohrung, Schlauchkernbohrung und Baugrube - wurde im Hinblick auf die Untersuchung von Bodenkontaminationen durch LCKW verglichen. Sondierbohrungen erwiesen sich als günstigstes Aufschlußverfahren, um die horizontale und vertikale LCKW-Verteilung im Boden zu erfassen. Die Schlauchkernbohrung, die geeignetes Probenmaterial für die Beurteilung der vertikalen LCKW-Verteilung liefert, ist technisch aufwendig. Nach den gemachten Erfahrungen empfiehlt es sich, dieses Aufschlußverfahren nur in Verbindung mit der Errichtung von Grundwassermeßstellen einzusetzen. Die Probenahme aus Baugruben ist nur im Rahmen von Tiefbaumaßnahmen möglich und wird von der Bauausführung beeinflusst. Die Einbeziehung der mit dieser Aufschlußart gewonnenen Proben in die Erfassung der vertikalen LCKW-Verteilung ist in Ergänzung zu den anderen Aufschlußarten sinnvoll, besonders durch die gesicherte geologische Ansprache.

Die Ergebnisse der LCKW-Analysen waren sehr unterschiedlich, da die Entnahme vergleichbaren Probenmaterials durch die Inhomogenität des Sediments einschließlich der Auffülle erschwert war. Deshalb war es notwendig, eine Vielzahl von Proben zu untersuchen, um eine Bewertung der Bodenverunreinigung vornehmen zu können. Die flächenhafte Verteilung der LCKW zeigte in den drei beschriebenen Schadensfällen, in denen vorwiegend Mittelsannde anstanden, eine mehr oder weniger konzentrische Verteilung der LCKW um die Schadensquellen. Die Lagerungsverhältnisse der Sedimente beeinflussen die LCKW-Ausbreitung insofern, als sich sowohl in vertikaler als auch in lateraler Richtung nicht nur die Lithologie, sondern auch der Schichtungstyp ändern können. Daraus erklärt sich die Tatsache, daß es neben dem vorherrschenden vertikalen Schadstofftransport auch zu einer horizontalen Ausbreitung der LCKW-Phase kommt, die durch die Kapillarkräfte des Bodens bestimmt wird. Hierbei überlagern sich beide Transportvorgänge entsprechend den unterschiedlichen Fließwiderständen. Bei horizontaler Schichtung kann sich deshalb die laterale Komponente in der Ausbildung von "Fingern" auswirken (MELUF 1983).

Der Kapillarsaum und die oberflächennahen Horizonte sowie Lagen mit organogenem Sediment waren am stärksten verunreinigt. Die Bindung an organogene Matrix ist auf rever-

sible Sorptionsprozesse zurückzuführen, die allerdings stark von der Löslichkeit der einzelnen Substanzen beeinflusst werden (FRIESEL et al. 1984). Vor allem der Gehalt an Huminstoffen bestimmt das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Sorption (HEINISCH et al. 1987). Der Fließwiderstand oder Verzögerungsfaktor gegenüber Wasser des Schadstofftransports hängt bei entsprechender Dichte und Porosität des Bodens ausschließlich von der Bindung der organischen Schadstoffe an das durchdrungene Sediment ab und beträgt nach SONTHEIMER und CORNEL (1981) für die gebräuchlichen leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe bei normalen Gehalten an organischen Stoffen im Boden zwischen 1 und 5. Da jedoch der Corg.-Gehalt sehr unterschiedlich sein und um einen Faktor von 100 variieren kann erscheinen diese Angaben sehr niedrig. Das Rückhaltevermögen umfaßt sowohl die Fähigkeit, LCKW an den mineralischen Bestandteilen des Bodens in Form der Residualsättigung zu adsorbieren (SCHWILLE, 1984) als auch auf gering- oder nichtgrundwasserleitenden Schichten in "hängenden" Kapillarsäumen Flüssigkeiten zurückzuhalten. Für Halogenkohlenwasserstoffe liegt die typische Residualsättigung bei einigen 10 l/m^3 (KOBUS, 1981).

Abschließend muß darauf hingewiesen werden, daß für die Interpretation der LCKW-Meßwerte im Boden ähnliche Einschränkungen gelten wie für die der Bodenluftuntersuchungen: Sie stellen keine Absolutwerte dar, sondern wegen der Inhomogenität des Probenmaterials Richtwerte und sollten deshalb nur in ihrer Gesamtheit zur Interpretation der LCKW-Verteilung in einem Schadensherd herangezogen werden. Bei den untersuchten Schadensfällen stimmte die laterale LCKW-Verteilung im Boden weitgehend mit der der Bodenluft überein.

4.4

Mikrobieller Abbau von LCKW

4.4.1 Hinweise auf einen mikrobiellen Abbau im Grundwasser

Die im Grundwasser des engeren Einzugsgebiets des Wasserwerks nachgewiesenen Verunreinigungen in den Schadensgebieten West und Nordwest bestanden überwiegend aus PCE und untergeordnet TCE. Die Konzentrationen von TCE und PCE nahmen im Schadensgebiet Nordwest deutlich in Grundwasserfließrichtung ab. Gleichzeitig verschob sich das Verhältnis ihrer Konzentrationen zugunsten von TCE (Abb. 32, Tab. 16).

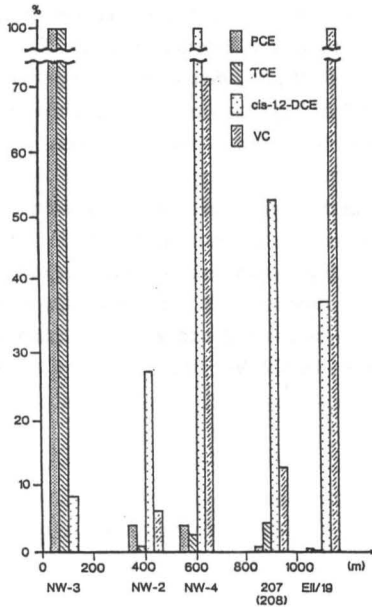


Abb. 32: *Änderung der LCKW-Gehalte im Grundwasser auf dem Fließweg vom Schadensgebiet Nordwest zum Wasserwerk*

Auf Grund dieser Beobachtung wurde die Frage nach dem Auftreten möglicher Zwischenprodukte untersucht, die nach Modifizierung der gaschromatographischen Analytik nachgewiesen werden konnten. In den Schadensgebieten wurden neben den Primärkontaminanten PCE und TCE vorwiegend cis-1,2-DCE in geringerem Ausmaß VC und trans-1,2-DCE in Spuren gefunden (Abb. 33); trans-1,2-DCE wurde nur einmal in einer Meßstelle nachgewiesen. Da diese Befunde auf einen mikrobiellen Teilabbau von PCE und TCE schließen ließen, wurden ergänzend Laborversuche zur mikrobiellen Transformation der LCKW durchgeführt.

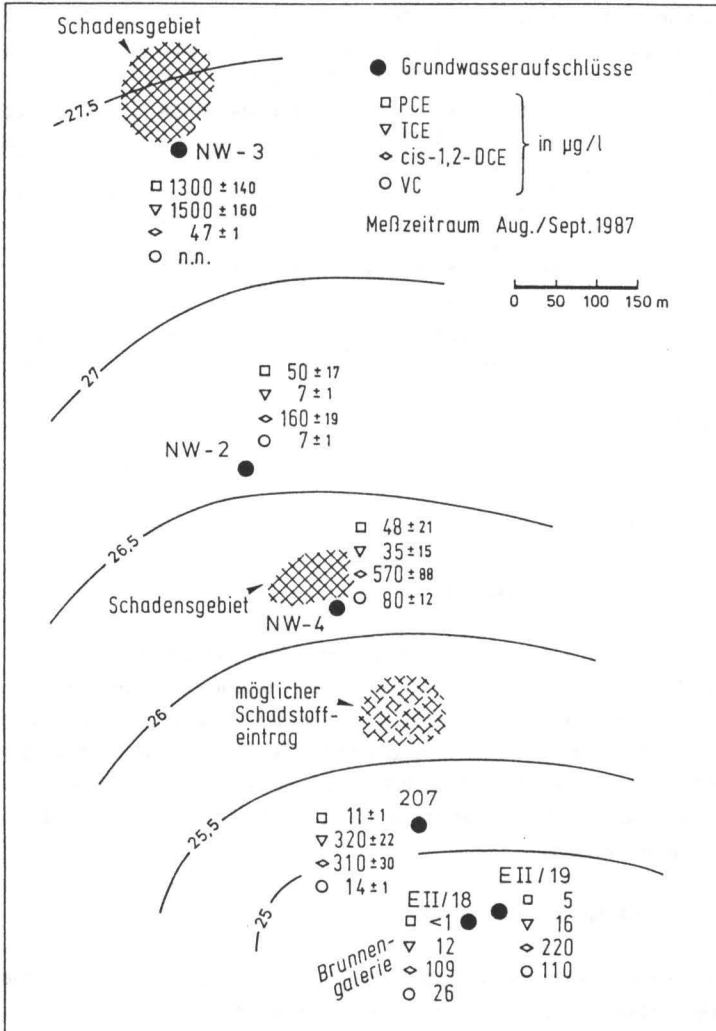


Abb. 33: LCKW-Verteilung im Grundwasser des Schadensgebietes Northwest

Tab. 16: LCKW-Veränderung im Grundwasser auf dem Fließweg vom Schadensgebiet Nordwest zum Wasserwerk

GW-Meßstelle	(n)**	PCE	%	TCE	%	cis-1,2-DCE	%	VC	%
NW - 3	4	1300±140	100	1500±160	100	47±1	8,2	n.n	0
NW - 2	4	50±17	3,8	7±1	0,4	160±19	28	7±1	6,3
NW - 4	4	48±21	3,7	35±15	2,3	570±88	100	80±12	72,7
Sie DW - 20	3	98±35	7,5	69±22	4,6	95±2	16,6	4±2	3,6
208	2	4±1	0,3	66±18	4,4	312±52	54,7	14±6	12,7
207	2	11±1	0,8	320±22	21,3	310±30	54,4	14±1	12,7
E II/19	M*	5	0,4	16	1	220	38,5	110	100
E II/18	M*	< 1	0,07	12	0,8	109	19,1	26	23,6

* Mischprobennahme

** Anzahl der Messungen (n)

Angaben in µg/l

4.4.2 Laboruntersuchungen

4.4.2.1 Material und Methoden

Um die Frage nach dem biologischen Abbaupotential im Schadensgebiet zu klären, wurden Versuche mit unterschiedlichen Randbedingungen durchgeführt. Geprüft wurde das Abbaupotential im Abwasser einer nur PCE verwendenden Fettextraktion (Schadensgebiet C, Anl. A1) und im Grundwasser aus dem engeren Einzugsgebiet. Zur in-situ-Simulation wurden in einem Versuch Mittelsand und Braunkohleschmitzen aus dem entsprechenden Grundwasserleiter zugegeben. Die Versuchsansätze waren in zwei Gruppen unterteilt, in denen die Bedingungen variiert wurden:

A. Anaerober Abbau von PCE im Abwasser

1. Versuchsansatz unter optimalen Bedingungen (hoher organischer Nährstoff-Gehalt, adaptierte Mikroorganismengemeinschaften des Abwassers).
2. Kontrollansatz (steril filtriertes Abwasser).
3. Verdünnung des Abwassers mit LCKW-haltigem Grundwasser im Verhältnis 1 : 9 sonst Bedingungen wie bei A1.

Versuchsgruppe A: Die Abwasserproben wurden aus einem Schacht vor einem Fettabscheider entnommen und enthielten erhöhte PCE-Konzentrationen (rd. 50 mg/l), cis-1,2-DCE und untergeordnet TCE. Der CSB (nach DEV) einer Stichprobe betrug 3000 mg/l, der BSB₅ lag bei 2000 mg/l. Das Abwasser wurde zur Entfernung der LCKW mit Inertgas (Argon) ausgeblasen. Das LCKW-freie Abwasser wurde mit PCE (Wacker Per "E") versetzt und nach intensivem Rühren auf Rollrandgläser (23 ml bei totaler Füllung) verteilt, die blasenfrei und gasdicht verschlossen wurden. Die Ansätze (A1) wurden im Dunkeln bei 18°C bzw. 8°C inkubiert, um den Einfluß der Temperatur zu prüfen. Nach definierten Lagerzeiten wurden jeweils 3 Rollrandgläser der Versuchsreihen analysiert.

Für den Kontrollansatz A2 wurde ein Teil des Abwassers steril filtriert (Filtersieb 0,2 µm), mit PCE (Wacker Per "E") dotiert und, um einen Eintrag von Sauerstoff zu vermeiden, vor dem Füllen in die Rollrandgläser in ein mit Argon gefülltes Gefäß filtriert. Im Versuchsansatz A3 wurde das Abwasser (undotiert) mit LCKW-belastetem, unsterilem Grundwasser (Grundwassermeßstelle W - 6, Entnahmetiefe 13 m unter GOK) (Anl. A1, Tab. 17) verdünnt (900 ml Grundwasser und 100 ml Abwasser) und bei zwei Temperaturen, 16°C und 21°C gelagert.

B. Anaerober Abbau von LCKW im Grundwasser

Diese Versuchsreihe wurde unter Zusatz von Mittelsand und/oder Braunkohleschmitzen zu Grundwasser mit dem "natürlichen" LCKW-Gemisch aus PCE, TCE, cis-1,2-DCE und VC durchgeführt; (Versuch einer in situ-Simulation).

1. Kontrollansatz mit Grundwasser
2. Versuchsansatz mit Grundwasser, LCKW-Gemisch und Mittelsand
3. Versuchsansatz mit Grundwasser, LCKW-Gemisch und Braunkohleschmitzen
4. Versuchsansatz mit Grundwasser, LCKW-Gemisch, Mittelsand und Braunkohleschmitzen

Versuchsgruppe B: In allen Ansätzen wurde das LCKW-haltige Grundwasser aus der Grundwassermeßstelle 31 (Anl. A1) im Schadensgebiet West (Entnahmetiefe ca. 13 m unter GOK) eingesetzt. Das dadurch vorgegebene LCKW-Gemisch enthielt wenig PCE (7,8 µg/l) und TCE (7,7 µg/l) und erhöhte Mengen an cis-1,2-DCE (650 µg/l) und 14,7 µg/l VC. Die Versuchsansätze wurden 11 Tage bei 16°C, danach bei 21°C gelagert. Für die Versuchsansätze B2, B3 und B4 wurden Mittelsand und Braunkohleschmitzen aus dem Schadensgebiet West (Bohrung W - 6, ca. 15 m unter GOK) verwendet, die zwischen der Entnahme und der Anwendung in Wasser unter Lichtabschluß bei 16 °C gelagert wurden. Das Gewichtsverhältnis der Einzelkomponenten in den Versuchen betrug:

	Grundwasser :	Sand :	Braunkohle
B2	2,7 :	1 :	-
B3	44 :	- :	1
B4	34 :	20 :	1

Die Versuchsansätze wurden gasdicht, sauerstofffrei in 20 ml Rollrandgläsern (Headspace-Gläser) mit Septumkappen verschlossen und im Dunkeln bei 8°C, 16°C oder 21°C inkubiert. Es wurden jeweils zwei, bzw. drei Parallelansätze nach definierten Zeitabständen gaschromatographisch nach dem Headspace-Verfahren (Kap.3) auf Veränderungen der LCKW-Gehalte geprüft. Bei zwei Proben mit einer Lagerzeit von >2 Monaten und sichtbarer Gasentwicklung wurde eine qualitative Bestimmung mit dem Ergebnis Methan durchgeführt.

4.4.2.2 Ergebnisse

Anaerobe Transformation von PCE im Abwasser

In den mikroorganismenhaltigen Versuchsansätzen wurde PCE schnell umgesetzt, während in sterilen Kontrollen keine Teilabbauprodukte gebildet wurden: Nach 7 Tagen war die PCE-Konzentration bei 18°C und einer Ausgangskonzentration von 30 µM/l unter die Nachweisgrenze gesunken. Das entstandene TCE wurde unter Bildung von cis-1,2-DCE weiter dechloriert, so daß nach 75 Tagen nur noch cis-1,2-DCE vorlag (Versuchsansatz A2) (Abb. 34, Tab. 17).

Der Abbau stagnierte während der 37-tägigen Versuchszeit (Versuchsansatz A1) auf dieser Stufe. Auch bei niedrigerer Temperatur (8°C) und rd. 10 facher PCE-Konzentration (253 µM/l) wurde die Ausgangssubstanz in 12 Tagen quantitativ unter Bildung von TCE und cis-1,2-DCE dechloriert (Abb. 35). Zwischen 34 und 80 Tagen nahm die cis-1,2-DCE-Konzentration ab (Tab. 17), die geschätzte Abnahme beträgt etwa 10 %. Eine mögliche Ursache ist die Dechlorierung von cis-1,2-DCE unter Bildung von VC. Bestimmungen dieses Metaboliten konnten jedoch zu diesem Zeitpunkt noch nicht durchgeführt werden.

Die in dem grundwasserverdünnten Abwasser (Versuch A3) erhaltenen Ergebnisse zeigen klar die sequentielle Transformation der LCKW im anaeroben Milieu (Abb. 36, Tab. 17). Zwischen 3 und 6 Tagen sank die PCE-Konzentration unter die Nachweisgrenze. TCE war nach 10 Tagen ebenfalls nicht mehr nachweisbar. Die Mengenbilanz auf stöchiometrischer Basis zeigt, daß die Substanzen quantitativ in DCE umgewandelt wurden. Dieses Zwischenprodukt wurde mit einer zeitlichen Verzögerung ab dem 10. Versuchstag unter Bil-

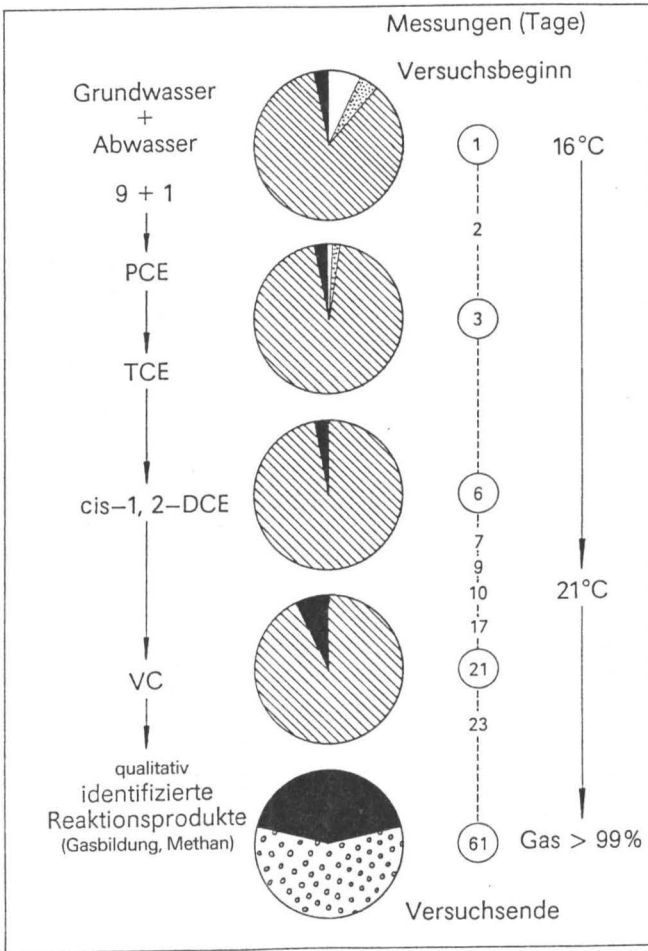


Abb. 36: Sequentielle Dechlorierung von LCKW, Versuch A3

Tab. 17 Mikrobielle Dechlorierung von PCE in Abwasser und Grundwasser. Versuchsansätze A1, A2 und A3 (umgerechnete Meßdaten nach 77-tägiger Inkubationszeit)

Versuch	Zeit (d)	Temp. (°C)	PCE ($\bar{x} \pm S$) $\mu\text{M/l}$ %		TCE ($\bar{x} \pm S$) $\mu\text{M/l}$ %		DCE ($\bar{x} \pm S$) $\mu\text{M/l}$ %		VC $\mu\text{M/l}$ %		Summe LCKW $\mu\text{M/l}$ 100 %
A 1 steril Abw. + PCE (n = 3)	1	18	127 \pm 5	100 \pm 3,9	n.n.		n.n.		n.d.		127
	6	18	114 \pm 6	90 \pm 5,36	n.n.		n.n.		n.d.		114
	15	18	113 \pm 1,5	84 \pm 1,3	n.n.		n.n.		n.d.		113
	37	18	105 \pm 3,2	83 \pm 3,1	n.n.		n.n.		n.d.		105
unsteril Abw. + PCE (n = 3)	1	18	30 \pm 0,7	89,6 \pm 2,2	3,5 \pm 0,06	10,5 \pm 0,2	n.n.		n.d.		33,5
	6	18	n.n.		-		34,3 \pm 0,1*	100 \pm 0,3	n.d.		34,3
	15	18	n.n.		-		33,7 \pm 0,6	100 \pm 1,3	n.d.		33,7
	37	18	n.n.		-		28,9 \pm 0,7*	(99,5 \pm 4,3)	n.d.		28,9
A 2 Abw. + PCE (n = 3)	1	8	253 \pm 29,9	76 \pm 8,9	75,6 \pm 7,7	22,7 \pm 2,3	3,3 \pm 0	0,9 \pm 0	n.d.		332
	5	8	45,5 \pm 2,4	15,6 \pm 0,9	98 \pm 4,3	33,7 \pm 1,5	147 \pm 4,6	50,6 \pm 1,6	n.d.		290,5
	12	8	-	-	-	-	294 \pm 14,2	100 \pm 4,8	n.d.		294
	17	8	-	-	-	-	310 \pm 8,2	100 \pm 3,3	n.d.		310
	21	8	-	-	-	-	308 \pm 7,6	100 \pm 2,5	n.d.		308
	34	8	-	-	-	-	336 \pm 5,3	100 \pm 1,5	n.d.		336
	80	8	-	-	-	-	277 \pm 3,5	(88,7 \pm 1,1)	n.d.		277
A 3 Abw. + PCE (n = 4)	1	16	12,1 \pm 1,6	10,5 \pm 1,4	8,5 \pm 0,7	7,3 \pm 0,5	89,6 \pm 14,2	77,9 \pm 12,3	4,9 \pm 0,9	4,3 \pm 0,8	115
	2	16	4,3 \pm 0,9	4,7 \pm 1,1	6,9 \pm 0,6	7,5 \pm 0,7	76,3 \pm 5,6	83,2 \pm 6,2	4,1 \pm 0,5	4,5 \pm 0,6	91,6
	3	16	0,1 \pm 0,01		0,3 \pm 0,3	0,2 \pm 0,2	99,2 \pm 3,6	95,2 \pm 3,4	4,6 \pm 0,3	4,4 \pm 0,3	104
	6	16	-		0,01 \pm 0,005		100,4 \pm 10,6	96,3 \pm 9,9	5,1 \pm 1,2	4,8 \pm 1,2	105,5
	7	16	-		-		105 \pm 5,4	94 \pm 4,8	5,7 \pm 0,3	5 \pm 0,3	111,7
	9	16	-		-		98,9 \pm 3	95 \pm 2,8	5,2 \pm 0,4	5 \pm 0,4	104
	10	16	-		-		112 \pm 16*	92,8 \pm 13,2	8,7 \pm 0	7,2 \pm 0	121
	17	16	-		-		92,8 \pm 17,5	92,1 \pm 17,4	7,9 \pm 2,3	7,8 \pm 2,4	100,7
	21	16	-		-		94,2 \pm 7,7**	92,6 \pm 6,4	10,6 \pm 0,4	10,1 \pm 0,4	104,8
	23	16	-		-		90,5 \pm 4,7	86,7 \pm 4,6	13,7 \pm 1,4	10,6 \pm 2,6	104
	61	16	-		-		0,05 \pm 0,07*		45,4 \pm 0,8	(42,7 \pm 0,8)	45,4
	10	21	-		-		84,3 \pm 11	91,6 \pm 12	8,7 \pm 2	7,5 \pm 1,8	92
	16	21	-		-		95,8 \pm 14,6	83,5 \pm 12,7	19,2 \pm 3,6	16,6 \pm 3,2	115
	23	21	-		-		94,8 \pm 4,6	32 \pm 4,1	19,6 \pm 2,9	16,4 \pm 2,6	113
	61	21	-		-		n.n.		0,3 \pm 0,5	(0,2 \pm 0,4)	0,5
	77	21	-		-		n.n.		0,15 \pm 0,2		

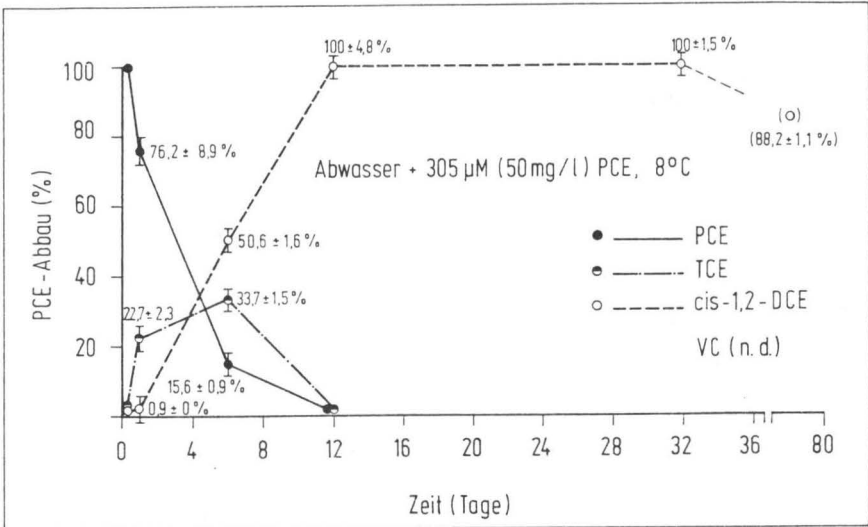


Abb. 34: Mikrobielle Dechlorierung von PCE zu cis-1,2-DCE, Versuchsreihe A2

derung von VC weiter dehalogeniert. Nach 61 tägiger Lagerung bei 16°C enthielten die Ansätze nur noch minimale DCE-Mengen; gleichzeitig wurde in den Proben Gasbildung beobachtet.

Die Befunde zeigen, daß DCE und VC im anaeroben Milieu weiter metabolisiert werden können. Die Frage nach der Größenordnung einer Mineralisierung bleibt offen, da keine quantitativen Gasanalysen durchgeführt werden konnten. Qualitativ wurde das Vorhandensein von CH_4 nachgewiesen. Die Erhöhung der Temperatur auf 21°C beschleunigte die Transformationsprozesse, so daß nach 61 Tagen von den Chlorethenen nur noch VC nachweisbar war und mehr als 99 % (21°C) und 55 % (16°C) der ursprünglich vorhandenen LCKW abgebaut waren.

In einem Kontrollansatz wurde der aerobe Abbau des PCE geprüft. Die Rollrandgläser wurden halb gefüllt, so daß ein Luftraum über dem Abwasser blieb. In diesen sauerstoffhaltigen Ansätzen wurde PCE während der sechswöchigen Versuchsdauer nicht metabolisiert.

Die Verdunstungsverluste waren in den Abbaubersuchen gering. Im Verlauf eines Monats zeigten sich keine meßbaren LCKW-Abnahmen (Tab. 17). In den sterilen Kontrollansätzen nahm die PCE-Konzentration dagegen meßbar ab (Abb. 35).

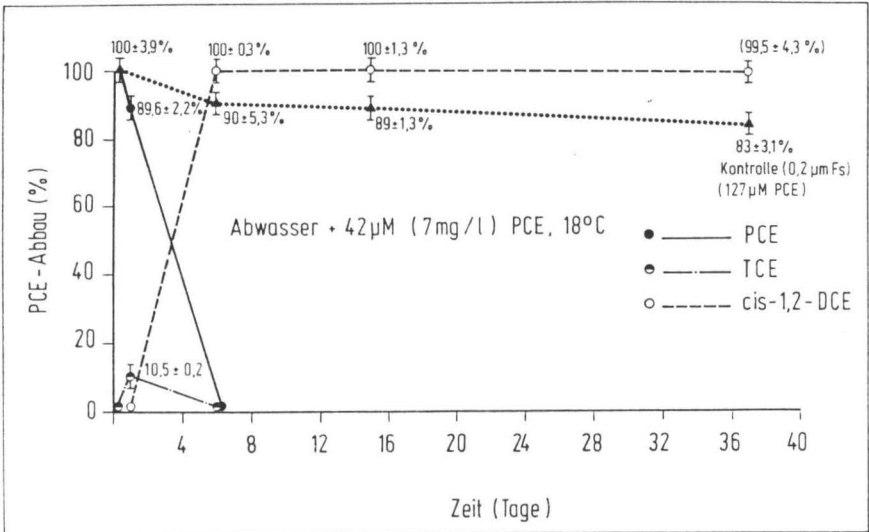


Abb. 35: Mikrobielle Dechlorierung von PCE zu cis-1,2-DCE, Versuchsreihe A1

Die Frage nach der Ursache dieser Diskrepanz kann nicht beantwortet werden. Der gleiche Effekt wurde auch in anderen Untersuchungen zum LCKW-Abbau festgestellt (Scholz-Muramatsu, mdl. Mitteilung).

Anaerober Abbau von LCKW im Grundwasser

Im Gegensatz zu den Versuchen mit abwasserhaltigen Ansätzen war im Grundwasser aus der Meßstelle 31 (Versuch B1) während der 77-tägigen Versuchsdauer keine meßbare Abnahme der Stoffe PCE und TCE zu beobachten; auch die Konzentration von cis-1,2-DCE blieb konstant. Eine leichte, insignifikante Abnahme war nur bei VC festzustellen (Tab. 18). Der Verdunstungsverlust, bezogen auf die Gesamt-LCKW-Konzentration, betrug nach 77 Tagen 10 %-15 %.

In den mit Mittelsand versetzten Versuchsansätzen (B2) wurden PCE und TCE mit zeitlicher Verzögerung dechloriert. Zwischen den Lagerzeiten von 23 und 77 Tagen sanken die Konzentrationen von 34 nM/l und 58 nM/l auf 1,2 nM/l und 2,3 nM/l (Tab. 18). Die Abnahme von cis-1,2-DCE betrug $1,8 \cdot 10^3$ nM/l. Produkt der Dechlorierung war VC, dessen Konzentration im gleichen Zeitraum um $1,5 \cdot 10^3$ nM/l anstieg. Ähnliche Ergebnisse wurden in den mit zerkleinerten Braunkohleschmitzen versetzten Ansätzen erhalten. Auch hier setzte die Transformation von PCE und cis-1,2-DCE nach dem 23. Tag ein (Tab. 18).

Tab. 18: Mikrobielle Dechlorierung von LCKW in Grundwasser. Versuchsansätze B1 bis B4

Versuch	Zeit (d)	Temp. (°C)	PCE (\bar{x})		TCE (\bar{x})		DCE (\bar{x})		VC (\bar{x})		Summe nM/L
			nM/L	%	nM/L	%	nM/L	%	nM/L	%	
Vers. B1 Grundw.	0	8	47	0,7	58	0,8	6701	95	233	3	7039
	1	8	43	0,65	53	0,8	6320	96	195	3	6611
	2	8	45	0,7	60	0,9	6155	96	186	2,9	6446
	3	8	44	0,7	58	0,9	6371	96	186	2,8	6659
	6	8	42	0,6	57	0,8	6650	96	183	2,6	6932
	10	8	42	0,6	57	0,8	6650	96	191	2,8	6940
	16	16	40	0,6	55	0,8	6268	96	171	2,6	6534
	23	16	40	0,6	55	0,8	6443	96	183	2,7	6721
	61	16	36	0,5	54	0,9	5804	97	121	2,0	6015
	77	16	33	0,6	49	0,9	5464	97	64	1,1	5610
Vers. B2 GW + Sand	1	16	27	0,6	38	0,8	4433	96,2	111	2,4	4609
	2	16	37	0,6	54	0,9	5825	96	159	2,6	6075
	3	16	37	0,6	55	0,9	6031	95,8	167	2,7	6294
	6	16	40	0,6	58	0,9	629	95,8	175	2,7	6562
	10	16	33	0,5	52	0,8	5979	96	159	2,6	6223
	16	21	36	0,6	51	0,8	5876	96	151	2,5	6114
	23	21	34	0,6	58	1,0	5825	96	159	2,6	6076
	77	21	1,2	(0,02)	(2,3)	(0,04)	3990	(73,4)	1446	(26,6)	5439
Vers. B3 + GW u. Kohle	1	16	24	0,6	31	0,8	3876	95,3	138	3,4	4069
	2	16	33	1,0	31	0,9	3217	94,3	132	3,9	3413
	3	16	19	0,7	21	0,8	2495	94,2	114	4,3	2649
	6	16	39	1,0	58	1,5	3485	92,8	175	4,7	3757
	10	16	27	0,7	28	0,7	3918	94,8	159	3,9	4132
	16	21	13	0,4	14	0,4	3351	95	151	4,3	3529
	23	21	14	0,4	11	0,3	3608	94,2	198	5,2	3831
	77	21	3	(0,09)	23	(0,7)	2155	(65,3)	1118	(33,9)	3299
Vers. B4 + GW, Kohle u. Sand	1	16	30	0,6	42	0,8	4897	96	135	2,7	5104
	2	16	30	0,6	39	0,8	4691	95	175	3,6	4935
	3	16	34	1,3	39	1,5	2474	92,8	119	4,5	2666
	6	16	46	1	58	1,3	4278	94,2	159	3,5	4541
	10	16	4,2	0,1	5,3	0,2	3237	95,3	151	4,4	3398
	16	21	11	0,3	15	0,4	3866	95,3	167	4,1	4059
	23	21	3	0,1	4,5	0,1	3041	94,8	149	5	3208
	77	21	0,6	(0,03)	18	0,8	907	(41,5)	1260	(57,6)	2186

Der Zusatz der Braunkohleschmitzen wirkte sich nachteilig auf die Meßgenauigkeit aus, wie die Werte in Tabelle 18 zeigen. Trotz dieser Einschränkung sind signifikante Transformationseffekte erkennbar. Der Zusatz von Mittelsand und Braunkohleschmitzen (Versuch B4) beschleunigte die Umwandlung von PCE und TCE wesentlich. Die Dechlorierung setzte schon zwischen dem 6. und dem 10. Versuchstag ein (Tab. 18). Cis-1,2-DCE wurde dagegen ebenso wie in den anderen Ansätzen erst nach längerer Inkubationszeit abgebaut. Damit verbunden, nahm die VC-Konzentration zu.

Gegenüber den nur mit Mittelsand und nur mit Braunkohleschmitzen versetzten Ansätzen war der Abbau von PCE, TCE und des Metaboliten cis-1,2-DCE ebenso wie die Bildung von VC in Gegenwart der beiden Materialien aus dem Grundwasserleiter verstärkt. Während bei dem Versuchsansatz B2 cis-1,2-DCE von 96,2 % auf 73,4 % abnahm, sank die Konzentration im gleichen Zeitraum beim Versuchsansatz B4 von 96 % auf 41,5 % (bei einer Ausgangsmenge von 100 %). Der VC-Gehalt stieg im Versuchsansatz B2 von 2,4 % auf 26,6 % und im Ansatz B4 von 2,7 % auf 57,6 %.

4.4.3 Diskussion

Bei der Untersuchung von TCE- und PCE-Schadensfällen wurde im Untergrund die Bildung von cis-1,2-DCE und VC festgestellt (CLINE und VISTE 1985, PARSONS et al. 1984), deren biologische Abbaubarkeit eingehend untersucht wurde (BARRIO-LAGE et al. 1986, 1987; BOUWER und McCARTY 1985, FOGEL et al. 1986, HARTMANN et al. 1985, NELSON et al. 1987, PARSON et al. 1985, VOGEL et al. 1987, VOGEL und McCARTY 1985, WILSON et al. 1987, WILSON und WILSON 1985). Der Schwerpunkt der Arbeiten lag auf Untersuchungen der Transformation von PCE und TCE unter anaeroben Bedingungen bzw. in Anwesenheit von Restsauerstoff. Unter simulierten Grundwasserleiterbedingungen wurde der Abbau zu cis-1,2-DCE und VC nachgewiesen. Das trans-1,2-Isomer des DCE wurde dagegen nur in geringen Anteilen gefunden (PARSONS und LAGE 1985, BARRIO-LAGE et al. 1986). In sterilen Kontrollversuchen wurde keine nennenswerte Dehalogenierung festgestellt (BARRIO-LAGE et al. 1986, BOUWER u. McCARTY 1983a, KLOEPFER et al. 1985). FLIERMANS et al. 1988 fand eine konzentrationsabhängige Hemmung des biologischen Abbaus, 300 µg/l TCE wirkten inhibitorisch. Bei der Untersuchung des Abbaus von TCE zu DCE in Böden stellten KLOEPFER et al. (1985) ebenfalls cis-1,2-DCE als Hauptprodukt fest; 1,1-DCE wurde nicht gebildet. Die Bildung von VC und CO₂ wurde nur vereinzelt nachgewiesen (BARRIO-LAGE et al. 1986, FOGEL et al. 1986, WILSON et al. 1986, WILSON & WILSON 1985) und der aerobe Abbau von DCE und VC wurde nur in wenigen Arbeiten geprüft (VOGEL et al. 1987). Zu einem Vergleich der Abbaugeschwindigkeiten der beiden Stoffe im aeroben und anaeroben Milieu liegen keine Veröffentlichungen vor.

Die im Rahmen dieser hydrogeologischen Arbeit durchgeführten punktuellen Untersuchungen zum anaeroben mikrobiellen Abbau der Schadstoffe haben gezeigt, daß im Grundwasserleiter Mikroorganismen vorhanden sind, die die Fähigkeit besitzen, unter bestimmten Voraussetzungen niedrig chlorierte LCKW in einzelnen Schadensgebieten zu transformieren. Die Versuche zur Persistenz der LCKW im anaeroben Milieu zeigten eine sequentielle Dechlorierung von PCE über TCE, cis-1,2-DCE und VC zu weiteren nicht identifizierten Abbauprodukten und CH_4 .

Das in die Schadensgebiete hauptsächlich eingetragene PCE wurde in abwasserhaltigen Versuchsansätzen bei 8°C und bei 18°C schnell zu DCE dehalogeniert. Dabei wurde überwiegend cis-1,2-DCE und kaum trans-1,2-DCE gebildet, was ebenso wie die Stabilität der Substanz in der sterilen Kontrolle für einen stereospezifischen biologisch katalysierten Prozeß spricht. Denn bei einer abiotischen chemischen Reaktion ist die Bildung eines racemischen (1 : 1) Gemisches der Isomere zu erwarten. In den Versuchen mit Grundwasser (ohne Abwasserzusatz) wurde PCE und TCE nicht, oder erst nach längerer Lagerzeit, angegriffen. Cis-1,2-DCE wurde in den verschiedenen Versuchsserien in unterschiedlichem Maß weiter abgebaut und unter Bildung von VC dehalogeniert. In sterilen Kontrollen wurde keine Transformation festgestellt.

Die Versuchsserie Grundwasser und Abwasser zeigte die Stöchiometrie und die zeitliche Abfolge der Abbauschritte besonders deutlich. PCE und TCE wurden schnell transformiert, danach blieb der Abbau auf der Stufe des cis-1,2-DCE stehen. Zwischen dem 23. und dem 61. Versuchstag setzte der Abbau des cis-1,2-DCE ein, das fast quantitativ über VC zu nicht identifizierten Abbauprodukten und Methan weiter metabolisiert wurde. Die Kinetik der Transformation läßt vermuten, daß sich DCE und VC anaerob abbauende Mikroorganismen erst nach längerer Zeit in den Ansätzen aus Grund- und Abwasser anreicherten, während PCE und TCE dechlorierende anaerobe Mikroorganismen schon bei Versuchsbeginn in ausreichend hohen Mengen im Abwasser vorhanden waren. Nach der Literatur zum Abbau der niedrig chlorierten Chlormethane und Ethane zu urteilen (VOGEL 1987), ist es möglich, daß auch die Chlorethene DCE und VC besser aerob abgebaut werden. Die Frage nach der Relevanz des aeroben Abbaus im Vergleich zum anaeroben Abbau des DCE und VC und der Primärsubstrate konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht werden.

In den Versuchen mit Abwasser waren optimale Bedingungen für den Abbau von PCE und TCE gegeben: eine an diese Stoffe adaptierte Mikroorganismengemeinschaft und hohe organische Nährstoffkonzentrationen. Das Grundwasser ist dagegen nährstoffarm und die PCE- und TCE-Konzentrationen waren sehr niedrig, während die Konzentration des cis-1,2-DCE, das nur mit starker zeitlicher Verzögerung dechloriert wurde, hoch war. Die Frage, welche Ursachen zum Nichtabbau in reinem Grundwasser geführt haben, wie möglicherweise unzureichende Adaptation an PCE und TCE, Mangel an organischen Nährstoffen, die zum

Populationswachstum und als Primärsubstrate erforderlich sind oder zu niedrige Temperaturen, 8 °C, konnte nicht beantwortet werden. Bei Zugabe von Mittelsand oder Braunkohleschmitzen wurden die LCKW nach längerer Versuchsdauer bei 16 °C bzw. 21 °C dechloriert. Dieser Zusatz beschleunigte die Dechlorierung. Auch diese Versuche, die unter dem Aspekt der Simulation der natürlichen Situation im Schadensgebiet durchgeführt wurden, geben keinen klaren Hinweis auf mögliche Ursachen der Begrenzung des Abbaus in reinem Grundwasser.

Die in den Versuchsserien erhaltenen Ergebnisse zeigen, daß die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe PCE, TCE, DCE und VC anaerob in Abhängigkeit von Milieu und Versuchsbedingungen (organischer Nährstoffgehalt, Temperatur, Probenherkunft) von Mikroorganismen zu chlorfreien Produkten abgebaut werden können. Inhibitorische Effekte konnten nicht beobachtet werden. Rückschlüsse von den in den Laborversuchen beobachteten Umsetzungsgeschwindigkeiten auf den "in-situ"-Abbau sind jedoch nicht ohne weiteres möglich. Die Fragestellung muß in weiteren, gezielten Untersuchungen, besonders im Hinblick auf die erforderlichen Randbedingungen für eine gerichtete in-situ-Sanierung bearbeitet werden. Auf Grund der nachgewiesenen Kanzerogenität des VC und einer notwendigen Abschätzung des von einer LCKW-Kontamination des Untergrundes ausgehenden Gefährdungspotentials sind diese Untersuchungen besonders wichtig.

4.5 Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen im Schadensgebiet

Für die Sanierung (Dekontaminierung) der ungesättigten und gesättigten Zone im Bereich der Schadensherde wurden durch ein geotechnisches Büro hydraulische Maßnahmen mit der Bodenluftabsaugung kombiniert. Die abgesaugte Bodenluft wurde mittels Aktivkohlefilter gereinigt und in die Atmosphäre abgegeben. Die kontaminierten Förderbrunnen wurden durch das Wasserwerk gezielt weiter betrieben, um die Schadstoffahnen richtungskonstant zu halten. Diese Maßnahme stellte eine wirkungsvolle Abwehr gegen die weitere Ausbreitung und Aufweitung der Schadstoffahnen dar. Das LCKW-haltige Grundwasser wurde durch Strippen gereinigt.

Kurze Zeit nach Beginn der hydraulischen Sanierung durch Entnahme von kontaminiertem Grundwasser im Schadensgebiet Ost (Abb. 3, Anl. A4) nahm in den beeinträchtigten Förderbrunnen 5 und 6 die TCE-Konzentration deutlich von ca. 500 µg/l auf <50 µg/l ab (Abb. 37). Die LCKW-Konzentration der Schadstoffahne konnte somit deutlich gesenkt werden. Die während der Dekontaminierung aus einem Sanierungsbrunnen im Zentrum des Schadensherdes innerhalb von 16 Monaten entnommene und gestrippte Grundwassermenge betrug ca. 1.078.000 m³. Durch die im gleichen Schadensherd zusätzlich eingesetzte Bodenluftabsaugung (BRUCKNER et al. 1986) wurden bei Förderleistungen von 3.500 m³/d bis 12.000 m³/d zu Beginn 10 bis 14 kg/d LCKW aus der ungesättigten Zone entfernt, die Menge ging nach etwa 3 Monaten auf ca. 2 kg/d zurück. Innerhalb von 15 Monaten wurden insgesamt 1,7 t LCKW aus der ungesättigten Zone ausgetragen.

Das Schadensgebiet Nord (Abb. 3, Anl. A3) wurde auf die gleiche Weise dekontaminiert, so daß in dem verunreinigten Förderbrunnen 12 die TCE-Konzentration von >200 µg/l auf <100 µg/l nach Inbetriebnahme des Sanierungsbrunnens und der Bodenluftabsaugung langsam abnahm. Allerdings verschob sich hier anfänglich die Schadstoffahne und damit die TCE-Konzentration vom Brunnen 12 zum Brunnen 11 (Abb. 38). Die Grundwasserentnahme innerhalb von 14 Monaten belief sich auf ca. 770.000 m³. Die Bodenluftentnahmen, deren Förderleistung zwischen 13.000 und 15.000 m³/d lagen, führten zu einem LCKW-Austrag von max. 3 kg/d, der nach ca. 5 Monaten unter 1 kg/d fiel. Dadurch konnten innerhalb von 13 Monaten insgesamt 0,5 t LCKW aus der ungesättigten Zone ausgetragen werden.

In den Schadensgebieten Ost und Nord wurden im Zeitraum von 1984 bis 1989 Sanierungsmaßnahmen durchgeführt, deren Ergebnisse weitgehend zufriedenstellend waren. Die Maßnahmen zur Dekontaminierung im Teilschadensgebiet Nordwest, in dem fünf Schadensherde abgegrenzt wurden, begannen 1986 und werden z.Z. noch weitergeführt.

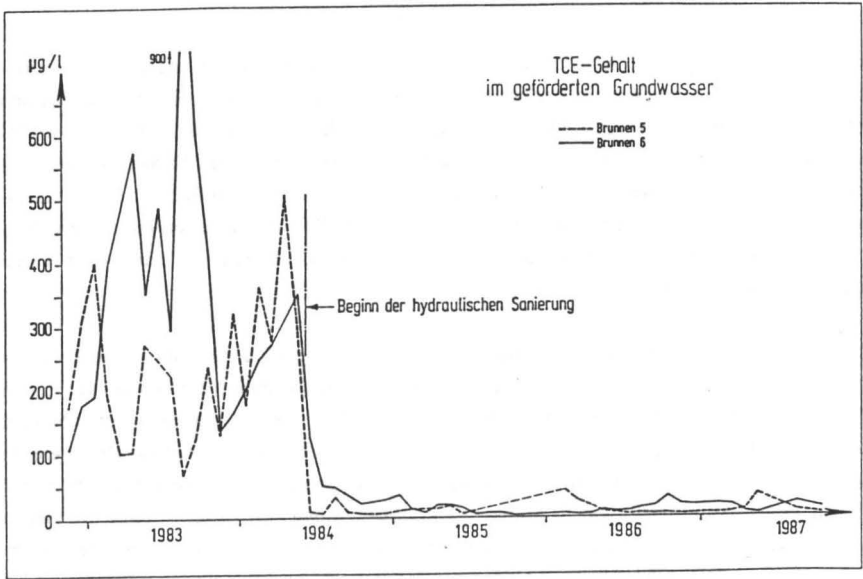


Abb. 37: LCKW-Konzentration im Grundwasser der Brunnen 5 und 6 bei einer hydraulischen Sanierung im Schadensgebiet Ost

Im Schadensgebiet West wurden noch keine konkreten Sanierungsmaßnahmen eingeleitet. Die bisherigen Ergebnisse dokumentieren die Möglichkeit, LCKW aus dem Untergrund zu entfernen, jedoch ist ein sehr hoher zeitlicher, technischer und finanzieller Aufwand dafür einzuplanen.

Um den Wirkungsgrad der Dekontaminierung zu erhöhen, sollten u.a. folgende Probleme bei den eingesetzten Sanierungsmethoden verstärkt berücksichtigt werden:

- Ermittlung der strömungstechnisch günstigsten Bedingungen bei der Bodenluftabsaugung;
- Verhalten der Teilabbauprodukte gegenüber den bei Sanierungsmaßnahmen eingesetzten Lagermaterialien, wie z.B. das Durchbruchverhalten von Aktivkohle und Aggressivität gegenüber Wandungs- und Lagermaterialien;
- Untersuchung der möglichen Auswirkungen von Sanierungstechniken auf die geochemische Beschaffenheit von Boden und Grundwasser, wie z.B. mögliche Änderung der Redox-Verhältnisse und Fällungsreaktionen von Eisen und Mangan bei der Anwendung des Luftpneumatisierungsvorgangs (in-situ-Stripung).

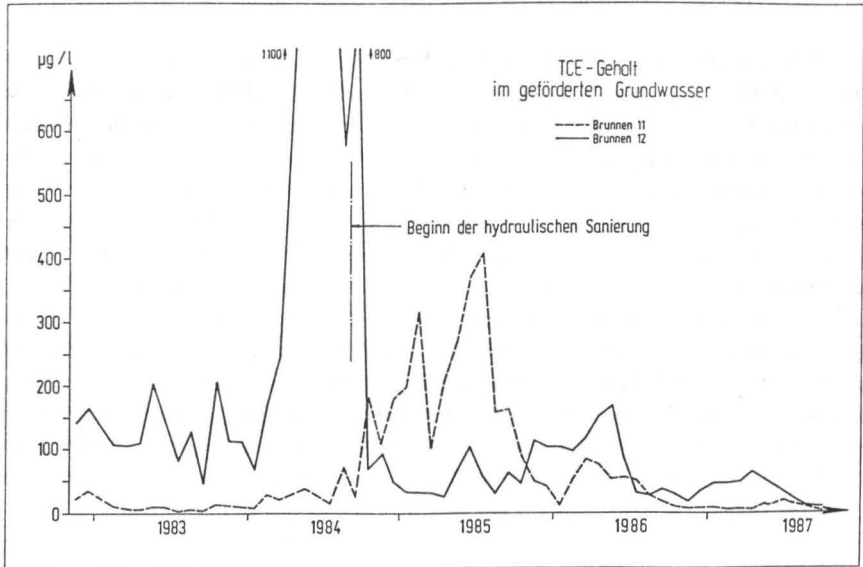


Abb. 38: LCKW-Konzentration im Grundwasser der Brunnen 11 und 12 bei einer hydraulischen Sanierung im Schadensgebiet Nord

Trotz ähnlicher sedimentpetrographischer und hydrogeologischer Bedingungen sowie gleicher Sanierungstechniken konnten nur unterschiedliche Sanierungserfolge erreicht werden. Die Ursachen dafür müssen in lokalen lithologischen Inhomogenitäten des Untergrundes, in der unterschiedlichen Struktur und Entstehungszeit der Schadensquellen sowie in unterschiedlich langen Fließwegen gesehen werden. Allgemeingültige Angaben im Hinblick auf die Wirksamkeit solcher Maßnahmen sind daher nur begrenzt möglich.

5. Diskussion der Untersuchungsergebnisse

Die gewonnenen Ergebnisse bestätigen die Beobachtungen zahlreicher Autoren (FRISCHHERZ 1982, MELUF 1983, HARRES & HOLZWARTH 1983, FUHRMANN 1983, CKW-Studie Hessen 1985, LAWA NRW 1985), denen zufolge die Reinigungskapazität der ungesättigten Zone gegenüber LCKW nahezu unwirksam ist. Recht unterschiedliche Mengen der in den Untergrund eingetragenen LCKW werden vom Sediment zurückgehalten, wobei hauptsächlich organogene und untergeordnet tonige Matrices wirksam sind. Wenn die lange Zeit nach der Literatur für schwer abbaubar bzw. transformierbar gehaltenen LCKW aus oberflächennahen Schadensquellen in das Grundwasser gelangen, verursachen sie in der ungesättigten und gesättigten Zone eine lang anhaltende, deutlich abgrenzbare Untergrundverschmutzung. Bei entsprechendem Grundwassergefälle bilden sich Schadstoffahnen aus. Die steigende Zahl bekannter Schadensfälle, bei denen Boden und Grundwasser durch LCKW kontaminiert wurden, erfordert eine umfassende Erkundungskonzeption zur Untersuchung der Verunreinigungen und deren Ursachen (DIETZEL 1981, NEUMAYR 1983, HAGENDORF et al 1986, NERGER et al. 1987), die eine Übersichts-, Vor- und Hauptuntersuchung umfassen.

Sondierbohrungen zur Gewinnung von Bodenproben wurden bei der Hauptuntersuchung in größerem Umfang eingesetzt. Die analytische Bestimmung des LCKW-Gehalts, die bislang vorwiegend mittels Soxhlet-Extraktion unter Verwendung von n-Pentan vorgenommen wurde, wurde mit Hilfe der Multiple-Headspace-Extraction (Dreifachextraktion) durchgeführt (HAGENDORF et al. 1987). Die große Anzahl der untersuchten Bodenproben aus der ungesättigten Zone brachte Klarheit über die relative LCKW-Verteilung und ermöglichte eine Abschätzung des LCKW-Eintrages in die gesättigte Zone. Auf Grund der Inhomogenität der Bodenproben und der bei der gaschromatographischen Messung auftretenden Differenzen zwischen den einzelnen Absolutwerten ist nur die Gesamtheit der Meßwerte für eine Beurteilung der Kontamination heranzuziehen. Gleiches gilt für die Interpretation der Meßwerte von Bodenluftproben. Das statische Dampfraumverfahren kam als Einfachextraktion beim gaschromatographischen Nachweis von PCE, TCE, cis-1,2-DCE und VC im Grund und Abwasser zur Anwendung. Das dynamische Purge- und Trap-Verfahren wurde ausschließlich für gering belastetes Grundwasser eingesetzt. VC wurde mit letztgenanntem Meßverfahren nicht nachgewiesen. Beim Vergleich der beiden Methoden ergab sich eine sehr gute Übereinstimmung der Meßwerte.

Während der Vor- bzw. Hauptuntersuchungen wurde in den einzelnen Schadensgebieten eine Reihe von Aufschlußbohrungen abgeteuft, die in der ungesättigten Zone als Schlauchkern-, in der gesättigten Zone als Spülbohrung ausgeführt und anschließend als Grundwassermeßstelle ausgebaut wurden. In ihnen und in den Förderbrunnen des Wasserwerkes wurde die Verunreinigung des Grundwassers durch LCKW erfaßt und beobachtet. Die

PCE- und TCE-Konzentration nahm über den Untersuchungszeitraum generell ab, differierte jedoch teilweise stark in den Meßstellen und Förderbrunnen. Als Ursache wurden verschiedene Faktoren, wie die hydrogeologischen Verhältnisse (Sedimentausbildung, Fließgeschwindigkeit, Grundwasserchemismus, -neubildung, -flurabstand, Höhenänderung der Grundwasseroberfläche) und milieubedingte stoffliche Umwandlungsprozesse erkannt. Außerdem sind LCKW-Eintrag (Ort - oberirdisch, unterirdisch -, Zeitpunkt, Dauer, Art, Mobilität, Entfernung von der Schadensquelle) bzw. Verweildauer im Grundwasserleiter und Menge von Einfluß.

Die Dichtung gegenüber dem hangenden und liegenden Grundwasser wurde bei der teufenorientierten Pumpprobenahme mit Metallscheiben, die randlich mit Gummi versehen sind, erreicht. Der Einsatz von aufblasbaren Packern würde sicher eine bessere Trennwirkung erzielen, jedoch ist bei den vollständig verfilterten Grundwassermeßstellen mit einer gewissen Umläufigkeit in den Mittelsanden zu rechnen. Um eine bessere Aussagefähigkeit der Daten zu erreichen, sollten beim Ausbau der Grundwassermeßstellen Blindstrecken eingebaut werden, bzw. Multilevelmeßstellen ausgebaut werden.

Insgesamt wäre eine größere Dichte der untersuchten Grundwassermeßstellen und eine breitere statistische Auswertung des bereits erhaltenen Datenmaterials wünschenswert. Die Gegenüberstellung von Analysendaten, die durch Mischproben bzw. teufenorientiert entnommenen Proben erhalten wurden, wäre in diesem Zusammenhang aufschlußreich.

Der Nachweis des mikrobiellen Potentials ist im Hinblick auf die Eliminierung der Primärkontaminanten PCE und TCE grundsätzlich positiv zu werten. Negativ wirkt sich jedoch die mit der schrittweisen Dechlorierung verbundene Bildung von VC im anaeroben Milieu aus, da das VC auf Grund seiner Karzinogenität (ULLMANN 1983) umwelthygienisch problematischer als die Ausgangssubstanzen einzuschätzen ist und somit eine sekundäre Verunreinigung des Grundwassers eintritt. Fragen nach den Bedingungen und der Geschwindigkeit der Bildung von VC im Grundwasserleiter, nach Persistenz im anaeroben Milieu und der Abbaugeschwindigkeit bei zunehmendem Sauerstoffgehalt des Grundwassers konnten nur anteilig untersucht werden bzw. mußten offen bleiben. Die Ergebnisse der Feld- und Laboruntersuchungen zeigten, daß die Eliminierungsprozesse im Grundwasserleiter sehr langsam ablaufen und in endlichen Zeiträumen selten vollständig sein werden, auch wenn in den einzelnen Schadensherden ein schneller Teilabbau möglich ist. In diesem Zusammenhang ist die Prüfung des gezielten Einsatzes der mikrobiologischen in-situ-Sanierung bei LCKW-Verunreinigungen des Untergrunds von sehr großer praktischen Bedeutung. Zusätzliche Untersuchungen über die Verteilung der als Endabbauprodukte geltenden Verbindungen Ethen (C_2H_4), Kohlendioxid (CO_2) (VOGEL & McCARTY 1985) und des bei eigenen Laborversuchen qualitativ nachgewiesenen Methan (CH_4) (KÜHN 1986) wurden nicht vorgenommen.

Die Effekte der "Selbstreinigung" sind im Grunde nur Effekte der Verdünnung bzw. der temporären Adsorption und des mikrobiellen (Teil-)Abbaus. Die komplexen Wechselwirkungsmechanismen- und prozesse zwischen Sickerwasser, Bodenlösung, Grundwasser, Sediment und Schadstoffen, die in der gesättigten- und ungesättigten Zone ablaufen, sind in bio- und geochemischer Hinsicht noch weitgehend unerforscht.

Die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit in den Schadensgebieten basierte ausschließlich auf den hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers, ohne das Speichergestein zu berücksichtigen. Dabei wurden die anorganischen Inhaltsstoffe nach ihren Größenordnungen bewertet und die Grundwässer den durch den Hauptioneninhalt charakterisierten Wassertypen zugeordnet. Danach sind die Grundwässer dem Calciumcarbonat-Typ mit geringen Schwankungen der Hydrogencarbonat- und Sulfatkonzentrationen und einem z.T. erhöhten Anteil an Spurenstoffen zuzuordnen. Auf Grund des sehr geringen Sauerstoffgehalts und des niedrigen Redox-Verhältnisses wurde das Grundwasser als reduziert eingestuft. Offen blieb dabei die Ursache des über einen längeren Zeitraum beobachteten Anstiegs der gemessenen Eh-Werte im Bereich des Wasserwerks.

In Bezug auf die Hauptionen, Spurenstoffe und physikochemischen in-situ-Parameter unterschied sich das untersuchte Grundwasser erheblich von unbeeinflusstem Grundwasser. Als Ursachen kommen vorrangig anthropogene Einflüsse in den Schadensgebieten in Frage, jedoch sind geogene Beeinflussungen aufgrund der Lage zwischen der Tegeler Rinne und der Antiklinalstruktur des Salzkissens Spandau nicht auszuschließen.

Da die LCKW in längeren Zeiträumen auch bindige Sedimente durchdringen können, ist auch ein von diesen Sedimenten "bedeckter" Grundwasserleiter gegenüber solchen Verunreinigungen nahezu ungeschützt, wenn nicht rechtzeitig entsprechende Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden. Die bei der Bearbeitung der Teilschritte gewonnenen Ergebnisse, die nur in ihrer Gesamtheit (Meßwerte von Bodenluft, Boden- und Grundwasser, hydrogeologische Situation, Erhebung über den LCKW-Umgang) bewertet werden können, bildeten die Grundlage für die Erarbeitung von Sanierungskonzepten. Maßnahmen zur Sanierung, die genau betrachtet, nur eine Dekontaminierung umfassen, können jedoch auf Dauer nur eine unvollständige "Reparatur" des Ökosystems Grundwasserleiter erreichen da es nicht möglich ist, sämtliche Schadstoffe aus dem Grundwasserleiter zu entfernen. Auf Grund der durchgeführten Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen wurden beachtliche LCKW-Mengen aus der ungesättigten Zone durch Bodenluftabsaugung und aus der gesättigten Zone durch hydraulische Maßnahmen, wie der Entnahme kontaminierten Grundwassers, entfernt.

Durch die Untersuchung der Bodenluft und des Bodens aus der ungesättigten Zone sowie des Grundwassers konnten die LCKW-Eintrags- und Ausbreitungsbereiche lokalisiert werden. An der Erkennung der kontaminierten Bereiche im Wasserwerk, der Erhebung über

den Umgang mit LCKW sowie deren Verteilung im Lockersediment und Grundwasser war abzuleiten, daß es sich um relativ großräumige Schadensgebiete handelte, in die extrem belastete lokale Kontaminationsherde eingebettet sind. Die davon ausgehenden PCE- und TCE-Emissionen verunreinigten das Grundwasser derart, daß zeitweise bis zu 20 % der Förderbrunnen des Wasserwerks als hochgradig mit LCKW verunreinigt eingestuft und aus der Rohwasserbereitstellung herausgenommen werden mußten.

6. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit hatte die umfassende Untersuchung einer Verunreinigung des Grundwassers pleistozäner Lockersedimente durch PCE und TCE im engeren Einzugsgebiet eines im Berliner Urstromtal gelegenen Wasserwerkes zur Aufgabe. Die Arbeiten wurden im Auftrag des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz durch das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes durchgeführt. Das angewendete Ablaufschema zur Erkundung der Untergrundverunreinigung durch LCKW gliederte sich in Übersichts-, Vor- und Hauptuntersuchungen.

Mit Hilfe dieser Untersuchungsstrategie und der dabei eingesetzten chemischen Analytik konnten die Kontaminationsquellen erkannt und die kontaminierten Areale voneinander abgegrenzt werden. In Zusammenarbeit mit den Betreibern wurden die Schadstoffeinträge unterbunden. Die Untersuchungen erbrachten folgende Erkenntnisse:

1. Die hydrogeologischen Verhältnisse des Untersuchungsgebietes werden von den grundwasserführenden Sedimenten des vorwiegend fein- bis mittelsandigen Pleistozäns im Hangenden des mitteloligozänen Septarientons geprägt. Die Oberkante des Septarientons wurde zwischen -58 m und -70 m NN erbohrt. In die pleistozänen Sedimente sind Grobsande bis Feinkiese und vereinzelt schluffig-tonige Lagen und Braunkohleschmitzen eingeschaltet. Sie werden ihrerseits durch grundwassernichtleitende schluffig-tonige Sedimente mit einer Mächtigkeit bis zu 7 m gegliedert; diese Geschiebemergel fehlen jedoch im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes (Wasserwerk). Im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes konnte im Sedimentprofil auf Grund der Funde von *Vivipara diluviana* KUNTH das Interglazial I nachgewiesen werden. Die zu geringe Aufschlußdicke im Untersuchungsgebiet verhinderte allerdings die detaillierte stratigraphische Einstufung der pleistozänen Sedimente und die Klärung der Verbreitung des Interglazial I. Das geplante Bohrprogramm Mitte der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz wird die offene stratigraphische Einstufung der Sedimente klären helfen.

2. Hydraulisch sind der radialsymmetrisch angeströmte Absenkungsbereich des Wasserwerks und die Spree, die außerhalb des Wasserwerksbereiches den Vorfluter für das Untersuchungsgebiet darstellt, bestimmend. Die weiträumige Oberflächenversiegelung verringert die Grundwasserneubildung durch Niederschlag erheblich. Für das Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von 4,3 km² beträgt sie ca. 527.000 m³/a, die durchschnittliche Grundwasser-

entnahme 1,97 Mio. m³/a. Der größte Teil des Grundwasserdargebots entfällt auf das Uferfiltrat der Spree (influente Verhältnisse) und der künstlichen Grundwasseranreicherung (Sickerbecken) sowie auf Grundwasser aus dem weiteren Einzugsgebiet.

3. Das Grundwasser in den Schadensgebieten ist einem Ca-(Na, Mg)-SO₄-HCO₃-(Cl)-Typ mit verhältnismäßig geringen Schwankungen der HCO₃- und SO₄-Konzentrationen und einem teilweise erhöhten Anteil an Spurenelementen zuzuordnen. Auf Grund der physikalisch-chemischen in-situ gemessenen Parameter war es als reduziert und im Vergleich zum anthropogen unbeeinflussten Grundwasser als belastet einzuschätzen. (Durch geogen bedingte Einflüsse ist das Grundwassermilieu in diesem Gebiet als schwach reduzierend einzustufen.) Die Leitfähigkeit betrug im Mittel 858 µS/cm, der pH-Wert 7,1, die Temperatur lag bei 12,1 °C, der Sauerstoffgehalt betrug 0,2 mg/l und die Redoxspannung Eh lag bei < +150 mV. Nitrit und Sulfit konnten nicht nachgewiesen werden, so daß eine nicht sehr niedrige Reduktionsstufe anzunehmen ist. Auf Grund der Ergebnisse kann im Schadensgebiet Nordwest eine Gliederung der Reduktionszonen vermutet werden. Deutliche Trends des Chemismus in den Grundwassermeßstellen über den Zeitraum von neun bzw. zehn Jahren konnten nicht verzeichnet werden.

4. Die Schadensgebiete mit ihren Schadensherden konnten in der Übersichts- und Voruntersuchung abgegrenzt werden. Die LCKW-Schadensherde wurden zu Teilschadensgebieten zusammengefaßt und nach ihrer Lage zum Wasserwerk als West, Nordwest, Nord und Ost bezeichnet. Die Teilschadensgebiete West und Nordwest, 900 m und 1000 m vom Wasserwerk entfernt, waren gegenüber denen im Norden und Osten, die in einem Abstand von 300 und 100 m vom Wasserwerk lagen, am stärksten kontaminiert.

5. Die vertikale und laterale LCKW-Verteilung in der ungesättigten Zone wurde mit Hilfe der Boden- und Bodenluftmessung untersucht. Die bei der Übersichts- und Voruntersuchung für die Bodenluftuntersuchung verwendete Entnahmesonde konnte durch Veränderung ihrer Form (Vermeidung möglicher Widerstände beim Sondenein- und ausbau) und des Materials (Vermeidung von Verformungen) so verbessert werden, daß negative Einflüsse auf die Probenahme unterbunden werden konnten. Im bzw. unmittelbar über dem Kapillarsaum sowie in humosen Lagen wurden die höchsten LCKW-Werte in der ungesättigten Zone gemessen. Lateral war eine annähernd konzentrische Konzentrationsverteilung um die punktuellen Eintragsorte festzustellen. Infolge der Adsorption von LCKW konnte nur die organische Matrix der pleistozänen Lockersedimente eine temporäre Schutzfunktion für das Grundwasser ausüben.

6. Die laterale Ausbreitung der LCKW im Grundwasser erfolgte von den Schadensherden in Grundwasserfließrichtung zu den Förderbrunnen des Wasserwerkes in Form von gut abgrenzbaren Schadstoffahnen. Demgegenüber war die vertikale Ausbreitung sehr ungleichmäßig, da sie wesentlich von der Position zum Schadensherd und von der Teufe bei wenig wechselnden Mittel- bis Feinsanden bestimmt wurde.

7. Die Verteilung der LCKW-Gehalte im Grundwasser zeigte über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum folgende Tendenzen: In den Schadensgebieten West und Nord und teil-

weise Ost mit den von ihnen emittierten Schadstoffahnen und den dadurch kontaminierten Förderbrunnen des Wasserwerks ist die LCKW-Konzentration (TCE und PCE) eindeutig gesunken. Im Schadensgebiet Nordwest blieb die TCE- und PCE-Konzentration nahezu unverändert bzw. sie stieg leicht an (Brunnen II/19). Die cis-1,2-DCE- und VC-Konzentrationen, die nur im letzten Abschnitt des Untersuchungszeitraumes gemessen wurden, waren relativ gleichmäßig. Es war also nicht nur das Ausmaß der LCKW-Kontamination im Grundwasser feststellbar, sondern es zeigte sich auch, daß sich im Untersuchungszeitraum das Schwergewicht der Kontamination von den Primärkontaminanten PCE und TCE auf die Sekundärkontaminanten cis-1,2-DCE und insbesondere das toxische VC verlagert hatte. Die kontinuierliche Beobachtung der Konzentrationsentwicklung über den Zeitraum von Ende 1982 bis Ende 1987 erlaubte die Einschätzung des Kontaminationsgrades in den Förderbrunnen und Grundwassermeßstellen. Über den Untersuchungszeitraum hin nahm die Primärverunreinigung durch PCE und TCE in Grundwasserfließrichtung von den Schadensgebieten West und Nordwest und den dadurch verunreinigten Förderbrunnen eindeutig ab.

8. Bei der Suche nach Abbau- bzw. Umwandlungsprodukten von PCE und TCE wurden im Grundwasser der Schadensgebiete und in den von dort emittierten Schadstoffahnen die Dechlorierungsprodukte cis-1,2-DCE und VC nachgewiesen. Die Bildung von cis-1,2-DCE und VC war in den Schadensgebieten West und Nordwest am deutlichsten zu beobachten. Die Grundwasserverunreinigung ging dort vorwiegend auf PCE zurück. In den Schadensgebieten Nord und Ost konnte die Umwandlung des überwiegend eingetragenen TCE nicht bzw. nicht so deutlich verfolgt werden, da die Fließwege von den Schadensherden hier nur ca. 300 m und 100 m betrug. Soweit im letzten Untersuchungsabschnitt die Beobachtung der Konzentrationsentwicklung in den kontaminierten Förderbrunnen möglich war, hielt sie sich auf einem relativ gleichmäßigen Niveau, jedoch unterschieden sich die Schadensgebiete recht erheblich voneinander.

9. Die durchgeführten Laboruntersuchungen bestätigten, daß PCE und TCE unter anaeroben Bedingungen durch Mikroorganismen abgebaut werden. Als Zwischenabbauprodukt reicherte sich cis-1,2-DCE an, das mit zeitlicher Verzögerung weiter zu VC dechloriert wurde. In Abhängigkeit von den Versuchsbedingungen wurde VC zu Methan, das nur qualitativ nachgewiesen wurde, abgebaut. Rückschlüsse aus den in den Versuchsserien beobachteten Umsetzungsgeschwindigkeiten auf die Effektivität des mikrobiologischen in-situ-Abbaus sind noch nicht möglich.

10. Infolge der Kontamination des Grundwassers mit LCKW mußten 16 von 51 Brunnen des Wasserwerkes als beeinträchtigt eingestuft und zeitweilig bis zu zehn aus dem Förderbetrieb herausgenommen werden. Die zu reinigenden Wassermengen, die anschließend in den Vorfluter eingeleitet wurden, beliefen sich monatlich auf ca. 40.000 m³/Brunnen.

11. Die Abwehrmaßnahmen im Wasserwerk bestanden im fortlaufenden Betrieb der kontaminierten Brunnen, der zu einer "Verdünnung" der im Grundwasser enthaltenen LCKW-Kontamination führte. Die Sanierungs- bzw. Dekontaminierungsmaßnahmen - Entnahme von kontaminierter Bodenluft und Grundwasser - wurden in den Schadensgebieten Ost und Nord

nach Auskunft des dort tätigen geotechnischen Büros erfolgreich abgeschlossen (August 1989), im Schadensgebiet Nordwest wird noch saniert, nur im Schadensgebiet West stehen praktische Sanierungsaktivitäten noch aus.

12. Selbstreinigung und Sanierung laufen in relativ langen Zeitabständen entsprechend der Persistenz der Verunreinigungsstoffe ab. Der Umgang mit LCKW in hydrogeologisch "sensiblen" Gebieten, deren Grundwasserleiter nicht von bindigen Deckschichten überlagert werden, erscheint deshalb aus trinkwasserhygienischer Sicht sehr bedenklich, so daß dem vorbeugenden Schutz des Untergrundes, vor allem des Grundwassers, eine vorrangige Bedeutung zukommt.

7. Literatur- und Quellenverzeichnis

- ALBERTSEN, M. (1977): Labor- und Felduntersuchungen zum Gasaustausch zwischen Grundwasser und Atmosphäre über natürlichen und verunreinigten Grundwässern. - Univ. Kiel, Diss. - 145 S., Kiel.
- ARNETH, J.-D.; KERNDORFF, H.; BRILL, V.; SCHLEYER, R.; MILDE, G.; FRIESEL, P. (1986): Leitfaden für die Aussonderung grundwassergefährdender Problemstandorte bei Altablagerungen. - Inst. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes, (WaBoLu-Hefte; 5/1986), 86 S., Berlin.
- ASSMANN, P. (1957): Der geologische Bau der Gegend von Berlin. - Senator f. Bau- und Wohnungswesen, 142 S., Berlin.
- ATRI, F.R. (1985a): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt I. - Schriftenr. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, 60, 411 S., Stuttgart
- ATRI, F.R. (1985b): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt II. - Schriftenr. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, 66, 460 S., Stuttgart/New York.
- ATRI, F.R. (1985c): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt III. - Schriftenr. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. TU Berlin, 34, 265 S., Berlin.
- AURAND, K. (Hrsg.) (1981): Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. - Schmidt, 269 S., Berlin; Bielefeld; München.
- BARRIO-LAGE, G.; PARSONS, F.Z.; NASSAR, R.S.; LORENZO, P.A. (1986): Sequential dehalogenation of chlorinated ethenes. - Environ. Sci. Technol., 20, 1, 96 - 99, Washington.
- BARRIO-LAGE, G.; PARSON, F.Z.; NASSAR, R.S.; LORENZO, P.A. (1987): Biotransformation of trichloroethene in a variety of subsurface materials. - Environ. Toxicol. Chem., 6, 8, 571 - 578, New York.
- BAUER, U. (1978): Halogenkohlenwasserstoffe in Trink- und Oberflächenwasser, Meßergebnisse 76/77 in der Bundesrepublik Deutschland. In: Gesundheitliche Probleme der Wasserchlorierung und Bewertung der dabei gebildeten halogenierten organischen Verbindungen. / Hrsg. von M. SONNEBORN. Reimer, (WaBoLu-Berichte; 3/1978), 75 - 85, Berlin.
- BAUER, U. (1981): Belastungen des Menschen durch Schadstoffe in der Umwelt - Untersuchungen über leichtflüchtige, organische Halogenverbindungen in Wasser, Luft, Lebensmitteln und im menschlichen Gewebe. I. Mitteilung: Eigenschaften, Verbreitung und Wirkung leicht flüchtiger Organohalogenverbindungen - Untersuchungsmethodik. - Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. R. B, 174, 1/2, 15 - 56, Stuttgart.

- BAUER, U.; KANTZ, J. (1983): Chlorierte Lösungsmittel in der Luft der Bundesrepublik Deutschland. - Forum Städte-Hygiene, 34, 1, 109 - 111, Berlin/Hannover.
- BEILAGE DER BERLINER WETTERKARTE, Klimatologische Mittelwerte des Inst. für Meteorologie der FU Berlin. - Berlin.
- BELAY, N.; DANIELS, L. (1987): Production of ethane, ethylene, and acetylene from halogenated hydrocarbons by methanogenic bacteria. - Appl. Environ. Microbiol., 53, 7, 1604 - 1610, Washington.
- BERLINER WASSERWERKE (1956): 100 Jahre Berliner Wasserwerke. - Verl. Technik, 132 S., Berlin.
- BEYER, H. (1981): Lehrbuch der organischen Chemie. 19. Aufl. - Hirzel, 943 S., Stuttgart.
- BOESE, M. (1983): Zum Aufbau der Sedimente im Berliner Urstromtal nach Kiesanalysen von Geschiebemergeln. - Z. Geomorphol. N. F., 27, 2, 139 - 145, Berlin/Stuttgart.
- BOLZER, W. (1980): Flüchtige Halogenkohlenwasserstoffe im Donauwasser - Uferfiltrat und Trinkwasser Wiens. - Gas Wasser Wärme, 34, 6, 196 - 200, Wien.
- BOUWER, E.J.; McCARTY, P.L. (1983a): Transformations of 1- and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions. - Appl. Environ. Microbiol., 45, 4, 1286 - 1294, Washington.
- BOUWER, E.J.; McCARTY, P.L. (1983b): Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. - Appl. and Environ. Microbiol., 45, 4, 1295 - 1299, Washington.
- BOUWER, E.J.; McCARTY, P.L. (1985): Utilization rates of trace halogenated organic compounds in acetategrown biofilms. - Biotech. Bioeng., 27, 1564 - 1571, New York.
- BRAUCH, H.-J.; KÜHN, W.; WERNER, P. (1987): Vinylchlorid in kontaminierten Grundwässern. - Vom Wasser, 68, 23 - 32, Weinheim.
- BROSE, F. (1987): Rechnerprogramm zur Auswertung und graphischen Darstellung hydrochemischer Daten. - Freie Univ. Berlin, unveröff. Material, Berlin.
- BRUCKNER, F.; HARRESS, H. M.; HILLER, D. (1986): Die Absaugung der Bodenluft - ein Verfahren zur Sanierung von Bodenkontaminationen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. - bbr, 37, 5, 174 - 179, Köln.
- BUNDESGESUNDHEITSAMT (1982): Empfehlung des BGA zum Vorkommen von flüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen im Grundwasser und Trinkwasser. - Bundesgesundheitsbl., 25, 3, 74 - 75, Köln.

- BUNDESMINISTER DES INNERN (1986): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft). - Gemeinsames Ministerialbl. d. BmI, 7, 95 - 143, Köln.
- BUSS, G. (1979): Die Abluft-, Abwasser- und Abfallentsorgung beim Einsatz halogener Lösungsmittel in der Galvanotechnik und Metallindustrie. - Galvanotechnik, 70, 6, 514 S., Saulgau.
- CEPEK, A.G. (1967): Stand und Probleme der Quartärstratigraphie im Nordteil der DDR. - Ber. dt. Ges. geol. Wiss., R. A, Berlin 12, 3/4, 375 - 404, Berlin.
- CEPEK, A.G. (1972): Zum Stand der Stratigraphie der Weichsel-Kaltzeit in der DDR. - Wiss. Z. Ernst-Moritz-Arndt-Univ. Greifswald, Math.-naturwiss. R., 21, 1, 11 - 21, Greifswald.
- CEPEK, A.G.; HELLWIG, D.; LIPPSTREU, L.; LOHDE, H.; ZIERMANN, H.; ZWIRNER, R. (1975): Zum Stand der Gliederung des Saale-Komplexes im mittleren Teil der DDR. - Z. geol. Wiss., 3, 8, 1049 - 1075, Berlin.
- CHIOU, C.T.; PETERS, L.J.; FREED, V.H. (1979): A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. - Science, 206, 831 - 832, Washington.
- CLASS, T. (1986): Vorkommen und globale Verteilung von leichtflüchtigen C₁-C₄ Organochlorverbindungen in den Umweltkompartimenten Luft und Wasser. - Univ. Ulm, Diss., 320 S., Ulm.
- CLINE, P.V.; VISTE, D.R. (1985): Migration and degradation patterns of volatile organic compounds. - Waste Management and Res., 3, 351 - 360, London.
- CORNEL, P. (1983): Untersuchungen zur Sorption von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen durch Böden aus Grundwasserleitern. - Veröff. Bereich u. Lehrstuhl Wasserchemie u. DVGW-Forschungsst. am Engler-Bunte-Inst. Univ. Karlsruhe, 22, 1 - 48, Karlsruhe.
- DABAWAS (1979): Datenbank für wassergefährdende Stoffe. - Umweltbundesamt, Beirat beim Bundesminister d. Innern, Berlin.
- DARIMONT, T. (1985): Naturwissenschaftlich-technische Anforderungen an die Sanierung kontaminierter Standorte. - Teil I: Erarbeitung eines Schemas zur Bewertung des Migrationsverhaltens von Stoffen im Untergrund. - Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Wasserwirtschaftbl. Forschungsbericht 102 03 405/01. - Techn. Univ. Berlin, wiss. Bericht. - 149 S., Berlin.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. / Hrsg. von d. Fachgruppe Wasserchemie in d. Ges. Dt. Chemiker. Loseblattsammlung. 1969 - 1988, - Verlag Chemie, Weinheim.

- DIN 38 407 Teil 4 (1988): Bestimmung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen in Wasserproben, (F 4, H 4).
- DIN 38 409 Teil 14 (1985): Bestimmung der adsorbierbaren organischen gebundenen Halogene (AOX), (H 14).
- DIN 38 413 Teil 2 (1988): Bestimmung von Vinylchlorid (Chlorethen) mittels gaschromatischer Dampfzuganalyse (P 2).
- DIETZEL, F. (1981): Schadensermittlung, Verursachersuche und Sanierungsmaßnahmen. - In: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. / Hrsg. von K. AURAND u. M. FISCHER. - Reimer, (WaBoLu-Berichte, 3/1981), 67 - 69, Berlin.
- DRECHSLER, W. (1987): Jetzt fehlt nur noch der Vollzug. - CKW-Entsorgung im Licht der Zielhierarchie des neuen Abfallrechts. - Entsorga, 6, 6-7, 56 - 58, Frankfurt/Main.
- DVGW (Deutscher Verein d. Gas- und Wasserfaches e.V.) (1975): Regelwerk Wasserversorgung. Technische Mitteilung W 101. Grundwasser Richtlinien für die Trinkwasserschutzgebiete, Teil I: Schutzgebiete für Grundwasser. - Dt. Ver. Gas- u. Wasserfach, 12 S., Eschborn.
- DVGW (1988): Regelwerk Wasserversorgung. Technische Mitteilung, Merkblatt W 121. Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen. - Dt. Ver. Gas- u. Wasserfach, 19 S., Eschborn.
- EG (Europäische Gemeinschaft) (1980): Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG). - Amtsbl. d. EG, L 229/11, 11 - 15, Brüssel.
- EINSELE, G.; EISELE, G.; GRATHWOHL, P. (1988): Verteilung und Ausbreitung von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) im System Boden-Wasser-Luft. - Dt. gewässerkdl. Mitt., 32, 4, 102 - 107, Koblenz.
- ENGESSER, W. (1983): Geologische Aspekte bei der Behandlung von HKW-Schadensfällen. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 36, 85 - 93, Frankfurt/Main.
- ENVI SANN (1988): Standortanalyse Jungfernheide-West, Ergebnisbericht der Stufe 1. - Durchführung ergänzender Untersuchungen Detailplanung eines Sanierungskonzeptes. - Envi Sann GmbH, wiss. Bericht. - 9 S., Schmitten/Ts..
- EPA (Environmental Protection Agency) (1985): National primary drinking water regulations. Volatile organic chemicals. - US Federal Register, 50, 290, 46880 - 46901, Washington.

- FLIERMANS, C.B.; PHELPS, T.J.; RINGELBURG, D.; MIKELL, A.T.; WHITE, D.C. (1988): Mineralization of trichloroethylene by heterotrophic enrichment cultures. - Appl. Environ. Microbiol., 54, 7, 1709 - 1714, Washington.
- FOGEL, M.M.; TADDEO, A.R.; FOGEL, S. (1986): Biodegradation of chlorinated ethenes by a methaneutilizing mixed culture. - Appl. Environ. Microbiol., 51, 4, 720 - 724, Washington.
- FORTH, W.; HENSCHLER, D.; RUMMEL, W. (Hrsg.) (1983): Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. 4. Aufl. Bd. 1. Bibliogr. Inst., 767 S., Mannheim.
- FREY, W. (1975): Zum Tertiär und Pleistozän des Berliner Raums. - Z. dt. geol. Ges., 126, 281 - 292, Hannover.
- FRIESEL, P.; MILDE, G.; KÜHL, M.; KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R.; BRILL, V. (1985): Detection of groundwater contamination by organic chemicals - organic group parameters as an initial detection tool. - Hydrogeology in the Service of Man. - Mem. 18th Congr. Int. Ass. Hydrogeologists, 142 - 148, Cambridge.
- FRIESEL, P.; MILDE, G.; STEINER, B. (1984): Interactions of halogenated hydrocarbons with soil. - Fresenius Z. Anal. Chem., 319, 160 - 164, Berlin.
- FRIESEL, P.; NEUMAYR, V.; MILDE, G. (1981a): Untersuchungen zur Wechselwirkung eines leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffs mit Böden. - Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 32, 577 - 582, Göttingen.
- FRIESEL, P.; NEUMAYR, V.; MILDE, G. (1981b): Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen in Böden. - Schriftenr. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, 52, 401 - 406, Stuttgart.
- FRISCHHERZ, H. (1984): Möglichkeiten und Grenzen der Elimination chlorierter Kohlenwasserstoffe aus dem Wasser. - In: Beeinträchtigung der Grundwasservorkommen in qualitativer und quantitativer Hinsicht. / Hrsg. von E. P. NEMECEK. - Veröff. Inst. Siedlungs- u. Industriewasserwirtschaft, Grundwasserhydraulik, Schutz- u. landwirtschaftl. Wasserbau Techn. Univ. Graz, 11, 203 - 237, Graz.
- FRISCHHERZ, H.; FÜHRER, L.; KASPER, W.; KÖNIG, K.; SEIDELBERGER, F.; STILLER, M. (1983): Die Belastung des Grundwassers der Mittendorfer Senke durch flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe. - Ein Bericht zum Stande der Untersuchungen im Dezember 1982. - Amt d. Niederöster. Landesreg. - 59 S., Wien.
- FRICTSCHI, G.; NEUMAYR, V.; SCHINZ, V. (1979): Tetrachlorethylen und Trichlorethylen im Trink- und Grundwasser. - Reimer, 36 S. (WaBoLu-Berichte; 1/1979), Berlin.
- FUHRMANN, P. (1983): Sofort- und Sanierungsmaßnahmen bei Unfällen mit chlororganischen Verbindungen. - In: Symposium - Lagerung u. Transport wassergefährdender

Stoffe. - Schmidt, 355 - 381 (UBA-Materialien; 2/1983) Berlin.

GERB, L. (1953) Reduzierte Wässer. - Gas u. Wasserfach, 94, 4, 87 - 92; 6, 157 - 161, München.

GIGER, W.; SCHWARZENBACH, R.; HOEHN, E.; SCHELLENBERG, K.; SCHNEIDER, J.; WASMER, H.; WESTALL, J.; ZOBRIST, J. (1983) Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserneubildung und im Grundwasser. - Gas, Wasser, Wärme, 63, 9, 517 - 531, Zürich.

GOCHT, W. (1963): Das Holsteininterglazial ("Paludinenschichten") im Stadtgebiet von West-Berlin. - Freie Univ. Berlin, Diss. - 109 S., Berlin.

GOCHT, W. (1970): Pleistozän im Berliner Raum. - Z.dt. geol. Ges., 120, 142 - 148, Hannover.

GOTTSCALK, G. (1986): Bacterial metabolism. 2nd ed. - Springer, 359 S., Berlin.

GUTHÖRLEIN, J. (1985): Einsatz von Bodenluftuntersuchungen zur Bestimmung des Ausmaßes von CKW-Verunreinigungen in Boden und Grundwasser. - 22./23.4.1985. - Lehrgangsberichte Nr. 7677/11 .018. Techn. Akad., Vortrag, Esslingen.

HABERER, K.; DREWS, M. (1985): Reinigungswirkung der Uferfiltration an einem stärker belasteten Flußabschnitt. - Vom Wasser, 64, 243 - 267, Weinheim.

HAGENDORF, U. (1984): Grundwasserverunreinigung durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Berlin-Jungfernheide. - 2 Bde., Inst. f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes, unveröff. wiss. Bericht. - Bd. 1: XXXIV, 119 S., Bd. 2: 86 Abb., 64 Tab., Berlin.

HAGENDORF, U. (1988): Modellstudie chlorierte Lösemittel und Umwelt. - Forschungsbericht 10303214. im Auftrag des UBA, Bd 2., Inst. f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes. 169 S., Berlin.

HAGENDORF, U.; KRAFFT, H. (1988): Zum Nachweis von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen auf Abfallplätzen (Altablagerungen, Deponien) durch Bodenluft- und Abfalluntersuchungen. In: Altlastensanierung '88. Bd.1 / Hrsg. von K. WOLF, W.J. VAN DEN BRINK u. F.J. COLON, - Kluwer Academic Publ., 283 - 285, Dordrecht; Boston; London.

HAGENDORF, U.; LESCHBER, R.; MILDE, G.; NERGER, M. (1986): Erkennung, Ortung und Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. - Inst. f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes, (WaBoLu-Hef-te; 7/1986), 47 S., Berlin.

- HAGENDORF, U.; LESCHBER, R.; NERGER, M.; ROTARD W. (1987): Bestimmung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe in Bodenproben. - Fresenius Z. Anal. Chem., 326, 1, 33 - 39, Berlin.
- HARRESS, H.M.; HOLZWARTH, W. (1983): Boden- und Grundwasserverunreinigungen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen - Verursachersuche. - gwf-Wasser-Abwasser, 124, 7, 323 - 326, München.
- HARTMANS, S.; BONT de, J.A.M.; TRAMPER, J.; LUYBEN, K.Ch.A.M. (1985): Bacterial degradation of vinyl chloride. - Biotechnology Letters, 7, 6, 383 - 388, Kew.
- HEINISCH, E.; KLEIN, S.; WALTER, P.; LADEMANN, E. (1987): Physikalische, chemische und biologische Mechanismen des Selbstreinigungspotentials in der Pedosphäre.- In: Probleme der Ökologie / Hrsg. von H. KAUTZLEBEN. - Akademie-Verl., (Veröff. Forschungsbereich Geo- u. Kosmoswissenschaften; H.13), 45 - 64, Berlin.
- HELLMANN, H. (1984): Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in den Gewässern der Bundesrepublik Deutschland - Auftreten und Bilanz. - Haustechnik, Bauphysik, Umwelttechnik, 105, 5, 269 - 278, München
- HELLMANN, H. (1985): Verhalten von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Fließgewässern. - Z. Wasser Abwasser Forsch., 18, 210 - 216, Weinheim.
- HENSCHLER, D. (1977): Mechanismen der Aktivierung chlorierter aliphatischer Verbindungen - experimentelle Zugänge und klinische Bedeutung. - Arzneimittel-Forsch./Drug Res., 27, 23 - 35, Aulendorf.
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT (Hrsg.) (1985): Verunreinigung des Grundwassers in Hessen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe. - CKW-Studie Hessen, Stand 31.12.1985. - Umweltplanung u. Umweltschutz, Schriftenr. Hess. Landesanst. Umwelt, 36, 506 S. (CKW-Studie Hessen), Wiesbaden.
- HÖLTING, B. (1980): Hydrogeologie. - Enke, - 340 S., Stuttgart
- HOV-STUDIE (1987): Halogenorganische Verbindungen in Wässern. Eine wissenschaftlich-technische Studie / Bearb. von K. BALLSCHMITTER, W. HALTRICH, W. KÜHN, W. NIEMITZ u.a. - s.l. Fachgruppe Wasserchemie Ges. Dt. Chemiker, 515 S., [Berlin]
- HÜBER, D. (1985): Erfahrungen mit Bodenluftmessungen bei CKW-Schadensfällen. - Wasser u. Boden, 37, 5, 233 - 238., Hamburg.
- KÄSS, W. (1984): Redox-Messungen im Grundwasser (II). - Dt. gewässerkdl. Mitt., 28, 1, 25 - 27., Koblenz.
- KALLENBACH, H. (1970): Der tiefere Untergrund von Berlin. - In: Berliner Naturschutzblätter, Sonderheft z. dt. Naturschutztag. 6 S., Berlin.

- KANAZAWA, S.; FILIP, Z. (1987): Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on soil biomass and microbial counts. - Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. R. B, 184, 1, 24 - 33., Stuttgart/New York.
- KARICKHOFF, S.W. (1981): Semiempirical estimation on sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. - Chemosphere, 10, 8, 833 - 846., London.
- KARRENBERG, H. (1947): Der vortertiäre Untergrund von Berlin. - Z. dt. geol. Ges., 99, 215 - 228, Hannover.
- KERNDORFF, H.; BRILL, V.; SCHLEYER, R.; FRIESEL, P.; MILDE, G. (1985): Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen - Ergebnisse hydrogeochemischer Untersuchungen. - Inst. f. Wasser, Boden- u. Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes, (WaBoLu-Hefte; 5/1985), 175 S., Berlin.
- KINZELBACH, W. (1983): Sanierungsmaßnahmen im Vorfeld von Trinkwasserfassungsanlagen. - In: Vermeidung und Sanierung von Grundwasserverunreinigungen. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 36, 93 - 109, Frankfurt/Main.
- KLEOPFER, R.D.; EASLEY, D.M.; HAAS, B.M.; DEHL, T.D.; JACKSON, D.E.; WURREY, C.Z. (1985): Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil. - Environ. Sci. Technol., 19, 3, 277 - 280, Washington.
- KLOOS, R. (1986): Das Grundwasser in Berlin. Bedeutung, Probleme, Sanierungskonzeptionen. - Der Senator f. Stadtentwicklung u. Umweltschutz, 165 S., Berlin.
- KOBUS, H. (1981): Strömungsmechanische Grundlagen des Transports der Halogenkohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter - Maßnahmen zur Erfassung des verunreinigten Wassers. - In: Halogenkohlenwasserstoffe in Grundwässern. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 29, 91 - 103, Frankfurt/Main.
- KOCH, R. (1989): Umweltchemikalien: physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. - Verlag Chemie, 423 S., Weinheim; New York; Cambridge; Basel.
- KOESTER, M.; HOLZWARTH, W. (1988): Der Einsatz von Prüfröhrchen zur Erfassung von Bodenkontaminationen durch leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW). - Drägerheft, 341, 28 - 31, Lübeck.
- KOLB, B.; AUER, M.; POSPISIL, P. (1982): Quantitative Headspace-Analyse flüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe (HKW) aus wässrigen Proben. - Bodenseewerk Perkin-Elmer & Co. GmbH, 22 S., Überlingen.
- KÜHN, W. (1986): Aufbereitung von Wasser, das durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe verunreinigt ist. - In: Wasser - Bedrohung des Grundwassers durch Chlorkohlenwasserstoffe und Nitrate. 10. Intern. Fachmesse u. Fachtagung f. Umwelt-

schutz u. Oekologie, 7.-10. Oktober 1986, Basel/Schweiz. Referate Fachtagung III. Vol. 10 / Hrsg. von B. BOEHLEN. - Pro Aqua AG, 12.1 - 12.16., Basel.

KÜHN, W.; SANDER, R. (1978): Vorkommen und Bestimmung leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe. - Hydrochem. hydrogeol. Mitt., 3, 327 - 349, München.

KUSSMAUL, H.; MÜHLHAUSEN, D. (1981): Vorkommen und Verhalten von chlorierten Lösungsmitteln bei der Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser. - In: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe / Hrsg. von K. AURAND, M. FISCHER. - Reimer, (WaBoLu-Berichte; 3/1981), 85 - 87, Berlin.

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (1985): Grundwasserbericht 1984/85. - Landesamt f. Wasser u. Abfall NRW, (LAWA NRW), 52 S., Düsseldorf.

LANGGUTH, H.-R.; VOIGT, R. (1980): Hydrogeologische Methoden. - Springer, 486 S., Berlin; Heidelberg; New York.

LOCH, J.P.G.; KOOL, H.J.; LAGAS, P.; VERHEUL, J.H.A.M (1986): Removal and retention of volatile chlorinated hydrocarbons in the soils' unsaturated zone. - In: Contaminated Soils. Proc. of the International TNO Conference on Contaminated Soil / Ed. by J.W. ASSINK and W.J. VAN DEN BRINK. Nijhoff Publ. - Nijhoff Publ. 63 - 77, Dordrecht/Boston/Lancaster.

LÖCHNER, F. (1981): Lösungsmittel aus leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (HKW). Produktion, Einsatzbereiche und Verwendungstechnologien. - In: Gefährdung von Grund- und Trinkwässern durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe / Hrsg. K. AURAND u. M. FISCHER. - Reimer, (WaBoLu-Hefte; 3/1981), 11 - 17, Berlin.

MAK-LISTE (1988): 1.-14. Lieferung. Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe, Vinylchlorid. - Losblattsammlung. Verlag Chemie, 8 S., Weinheim.

MATTHESS, G. (1973): Die Beschaffenheit des Grundwassers. - In: Lehrbuch der Hydrogeologie. Bd. 2. / Hrsg. von W. RICHTER. - Bornträger, 324 S., Berlin, Stuttgart.

MATTHESS, G. (1983): Verzögerung des Transports von Halogenkohlenwasserstoffen aufgrund von Adsorptions- und Desorptionsvorgängen im Boden. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 36, 78 - 84, Frankfurt/Main.

MILDE, G. (1983): Grundwasserneubildung und Probleme der Grundwassergüte. - Z. dt. geol. Ges., 134, 2, 773 - 788, Hannover.

MILDE, G. (1987): Trinkwasserschutzgebiete - Einrichtungen zur Sicherstellung von Grundwässern mit Trinkwasserqualität. - In: Die Trinkwasserverordnung. Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden / Hrsg. von K. AURAND, U. HÄSELBARTH u. a. - Schmidt, 362 - 388., Berlin.

- MILDE, G.; FRIESEL, P.; NEUMAYR, V. (1983): Verhalten flüchtiger halogenorganischer Stoffe in Böden auch im Hinblick auf Grundwassergefährdungen. In: Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien / Hrsg., von F. FÜHR, H.-M. BIEHL u. W. THIELERT. - Bd. 2: Böden und Modellsysteme, Arbeitsgemeinschaft "Böden und Chemikalien", Bericht 1979 - 1983. Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Jül - spez - 224/1983. - Kernforschungsanlage Jülich, 73 - 91, Jülich.
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN, BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1983): Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe. - Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt u. Forsten Baden-Württemberg, (Wasserwirtschaftsverwaltung; H 13). (MELUF, 1983), 104 S., Stuttgart.
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN, BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1984): Informationsschrift zum Umgang mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (CKW). - Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt u. Forsten Baden-Württemberg, (Wasserwirtschaftsverwaltung; H 15). (MELUF, 1984), 38 S. u. 105 S. Anl., Stuttgart.
- MUTSCHMANN, J.; STIMMELMAYR, F. (1986): Taschenbuch der Wasserversorgung. - 9. Aufl. - Franckh'sche Verlagsbuchhandlung W. Keller & Co., 804 S., Stuttgart.
- NELSON, M.J.K.; MONTGOMERY, S.O.; MAHAFFEY, W.R.; PRITCHARD, P.H. (1987): Biodegradation of trichloroethylene and involvement of an aromatic biodegradative pathway. - Appl. Environ. Microbiol., 53, 5, 949 - 954, Washington.
- NELSON, M.J.K.; MONTGOMERY, S.O.; PRITCHARD, P.H. (1988): Trichloroethylene metabolism by microorganism that degrade aromatic compounds. - Appl. Environ. Microbiol., 54, 2, 604 - 606, Washington.
- NERGER, M.; HAGENDORF, U.; LESCHBER, R.; MILDE, G. (1987): Control strategies for underground contamination by chlorinated hydrocarbon solvents. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Proc. Intern. Conf. on March 30-April 3, 1986 at Noordwijk aan Zee / Ed. by. W. VAN DUIJVENBOODEN and H.G. VAN WAEGENINGH. - TNO Committe on Hydrol. Res., (Proc. and Inf./TNO Comm. Hydrol. Res.; No. 38), 809 - 819, The Hague.
- NERGER, M.; HAGENDORF, U.; MERGLER, R. (1988): Zur Erkennung von Kontaminationen in der ungesättigten Zone durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) mit unterschiedlichen Aufschlußtechniken. - Wasser u. Boden, 40, 10, 564 - 569, Hamburg.
- NERGER, M.; MERGLER, R. (1986): Grundwasserverunreinigung durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Berlin-Jungfernheide. - 2 Bde, Inst. f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, unveröff. wiss. Bericht.- Bd. 1: XXXV, 111 S., Bd. 2: 88 Abb., 76 Tab., Berlin.

- NERGER, M; MERGLER-VÖLKL, R. (1988): Biologischer Abbau von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Grund- und Abwasser. - Z. Wasser- Abwasser-Forsch., 21, 1, 16 - 19, Weinheim.
- NEUMAYR, V. (1981): Verteilungs- und Transportmechanismen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Umwelt. - In: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe / Hrsg. von K. AURAND u. M. FISCHER. - Reimer, (WaBoLu-Berichte; 3/1981), 24 - 31, Berlin.
- NEUMAYR, V. (1983): Möglichkeiten und Grenzen zur Erfassung von Untergrundverunreinigungen durch halogenierte Kohlenwasserstoffe. - DVGW-Schriftenr., 36, 35 - 63, Frankfurt/Main.
- NEUMAYR, V. (1984): Zum Problem lokaler und diffuser Grundwasser-beeinträchtigungen durch chlorierte Lösemittel aus Abwasserkanälen. - Korrespondenz Abwasser, 6, 493 - 498, St. Augustin 31.
- NIEMETZ, W.; TRENEL, J. (1979): Results of ecotoxicological testing of about 200 selected compounds, ECO 22. - Inst f. Wasser-, Boden- u. Luftthygiene d. Bundesgesundheitsamtes, unveröff. wiss. Bericht. 10 S., Berlin.
- OTTO, R. (1987): Hydrochemie, Thermometrie und Fließverhältnisse des Grundwassers in den südöstlichen Stadtbezirken von Berlin (West) - Neukölln, Kreuzberg, Tempelhof, Schöneberg. - Berliner geowiss. Abh., R. A, 88, 115 S., Berlin.
- OTTO, R. (1989): Lösungsmechanismen von Huminstoffen im Grundwasser - Ein Beispiel aus dem tieferen Untergrund von Berlin (West). - Wasser u. Boden, 41, 4, 215 bis 216, Hamburg.
- PARSONS, F.; LAGE, G.B. (1985): Chlorinated organics in simulated groundwater environments. - Amer. Water Works Ass. J., 77, 5, 52 - 59, Akron.
- PARSONS, F.; LAGE, G. B.; RICE, R. (1985): Biotransformation of chlorinated organic solvents in static microcosms. - Environ. Toxicol. and Chemistry, 4, 739 - 742, New York.
- PARSONS, F.; WOOD, P.R.; MARCO, J. de (1984): Transformations of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater. - Amer. Water Works Ass. J., 76, 2, 56-59, Akron.
- PEARSON, C.R. (1982): C₁ and C₂ Halocarbons. In: The Handbook of Environmental Chemistry / Ed. by O. HUTZINGER. - Vol. 3. Part B. Anthropogenic Compounds. - Springer, 210 S., Berlin, Heidelberg, New York.
- RIBBE, W.; SCHÄCHE, W. (1985): Die Siemensstadt: Geschichte und Architektur eines Industriestandortes. - Ernst & Sohn, 876 S., Berlin.

- RINNE, D.; BIEBER C. (1985): GC-Headspace für leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe. - Laborpraxis, 9, 1, 20 - 29, Würzburg.
- ROOK, J.J. (1974): Formation of haloforms during chlorination of natural waters. - Water Treat. Exam., 23, 2, 234 - 243, Redford.
- ROSSKAMP, E. (1981): Toxikologie und gesundheitliche Bedeutung von Halogenkohlenwasserstoffen in Trinkwässern. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 29, 25 - 40, Frankfurt/Main.
- SCHÄFER, W.; PEIFFER, S. (1987): Einsatz von Dialysierbeuteln zur Charakterisierung der Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom einer Mülldeponie. - Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 20, 6, 197 - 202, Weinheim.
- SCHWARZENBACH, R.P.; WESTALL, J. (1981): Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. - Laboratory sorption studies. - Environ. Sci. Technol., 15, 11, 1360 - 1367, Washington.
- SCHWILLE, F. (1981): Groundwater pollution in porous media by fluids immiscible with water. - In: Quality of Groundwater. Proceedings of an Int. Symp. Noordwijkerhout / Ed. by W. VAN DUIJVENBODEN, P. GLASBERGEN and H. VAN LELYVELD. - Elsevier, 21, (Studies in Environ. Sci.; Vol. 17), 451 - 463, Amsterdam; Oxford; New York.
- SCHWILLE, F. (1983): Migration of organic fluids immiscible with water in the unsaturated zone. - In: Pollutants in Porous Media / Ed. by B. YARON, G. DAGAN and J. GOLDSCHMID. - Springer, (Ecological Studies; 47), 296 S. Berlin.
- SCHWILLE, F. (1984): Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien - Modellversuche. - Bes. Mitt. dt. gewässerkd. Jb., 46, 72 S., Koblenz
- SONTHEIMER, H.; CORNEL, P. (1981): Physikalisch-chemische Vorgänge beim Transport von Halogenkohlenwasserstoffen im Grundwasser. - DVGW-Schriftenr., 29, 105 - 114, Frankfurt/Main.
- STACHEL, B.; LAHL, U.; SCHRÖER, W.; ZESCHMAR, B. (1984): AOX-Summenbestimmung und Einzelstoffnachweis. - Vom Wasser, 63, 23 - 34, Weinheim.
- STEINHÄUSER, K. G. (1987): Bedeutung der CKW aus der wasserwirtschaftlichen Sicht. - 9.-10. März 1987. - Techn. Akad., Vortrag Fortbildungsveranstaltung, Esslingen.
- STIEF, K. (1984): Geben langfristig erforderliche Folgemaßnahmen Hinweise auf falsche Deponiekonzeptionen?. - In: Folgemaßnahmen an Abfalldeponien. - Schmidt, - (Stuttgarter Berichte z. Abfallwirtschaft; Bd. 17), 9 - 16, Berlin.
- TABAK, H.H.; QUAVW, S.A.; MASHNI, C.J.; BARTH, E.F. (1981): Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. - J. Water Poll. Contr. Fed., 53, 10, 1503 - 1518, Alexandria (USA).

- TRAPP, C. (1983): Beschaffenheit und hydrogeologische Zusammenhänge des tieferen Grundwassers im nördlichen Stadtgebiet von Berlin (West). - Berliner geowiss. Abh. R. A., 44, 79 S., Berlin.
- TVO (Trinkwasserverordnung) (1986): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe. - Bundesgesetzbl. Teil I, 760 - 773, Bonn.
- ULLMANN'S Encyclopädie der technischen Chemie (1975): 4. neubearb. u. erw. Aufl. Bd. 9. Verl. Chemie, - 714 S., Weinheim.
- UMWELTATLAS BERLIN (1985): Bd. 1, Bereich 01 Boden, Bereich 02 Wasser. - Senator f. Stadtentw. u. Umweltschutz, - Bereich 01: 4 Kten, Bereich 02: 10 Kten, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1978): Handbuch gefährlicher Stoffe in Sonderabfällen. - Schmidt, 527 S. (UBA-Materialien; 5/1978), Berlin.
- VDI-3865 (Entwurf) (1988): Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe, Meßplanung. Richtlinie d. Vereins deutscher Ingenieure, Blatt 1. 4 S.
- VERSCHUEREN, K. (Hrsg.) (1983): Handbook of environmental data on organic chemicals. 2nd. ed. - Van Nostrand Reinhold Co., 1310 S., New York; Cincinnati; Toronto; London; Melbourne.
- VOGEL, T.M.; CRIDDLE, C.S.; McCARTY, P.L. (1987): Transformations of halogenated aliphatic compounds. - Environ. Sci. Technol., 21, 8, 722 - 736, Washington.
- VOGEL, T.M.; McCARTY, P.L. (1985): Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions. - Appl. Environ. Microbiol., 49, 5, 1080 - 1083, Washington.
- WACKETT, L. P.; GIBSON, D.T. (1988): Degradation of trichloroethylene by toluene dioxygenase in whole-cell studies with *Pseudomonas putida* F 1. - Appl. Environ. Microbiol., 54, 7, 1703 - 1708, Washington.
- WALTHER, W.; TEICHGRÄBER, B.; SCHÄFER, W.; DÄHNE, M. (1986): Polycyclische aromatische und chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Bodenzone und im Grabensediment eines Ackerbaugebietes. - gwf-Wasser Abwasser, 127, 4, 184 - 127, München.
- WARD, C. H.; TOMSON, M. B.; BEDIENT, P. B.; LEE, M. D. (1986): Transport and fate processes in the subsurface. In: Land treatment. A hazardous waste management alternative / Ed. by R.C. LOEHR and J.F. MALINA. - Univ. of Texas, - (Water Resources Symp.; No. 13), 19 - 40, Austin.
- WARD, G. S.; TOLMSOFF, A. J.; PETROCELLI, S. R. (1986): Acute toxicity of trichloroethylene to salt water organisms. - Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 37, 830 - 836, New York.

- WERNER, J. (1983): Die Ausbreitung von Halogenkohlenwasserstoffen im tieferen Untergrund in Abhängigkeit von den geologischen und hydrogeologischen Verhältnissen. - DVGW-Schriftenr. Wasser, 26, 9 - 89, Frankfurt/Main.
- WESSOLEK, G. (1988): Auswirkungen der Bodenversiegelung auf Boden und Wasser. - Inf. zur Raumentwicklung, Bundesforschungsanst. f. Landeskunde u. Raumordnung, 8/9, 535 - 541, Bonn.
- WIENHOLZ, R. (1965): Über den Bau des Untergrundes im Nordostdeutschen Flachland. - Jb. Geol., 1, 1 - 87, Berlin.
- WILSON, B.H.; SMITH, G.B.; REES, J.F. (1986): Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer material: A microcosm study. - Environ. Sci. Technol., 20, 10, 997 - 1002, Washington.
- WILSON, J.T.; WILSON, B.H. (1985): Biotransformation of trichloroethylene in soil. - Appl. Environ. Microbiol., 49, 52, 242 - 243, Washington.
- WOLDSTEDT, P.; DUPHORN, K. (1974): Norddeutschland und angrenzende Gebiete im Eiszeitalter. - Enke, 500 S., Stuttgart.
- ZOETEMANN, B.C.J.; GREEF, E. de; BRINKMANN, F.J.J. (1981): Persistency of organic contaminants in groundwater. In: Quality of Groundwater. Proc. of an Intern. Symp. Noordwijkerhout / Ed. by W. VAN DUIJVENBODEN, P. GLASBERGEN and H. VAN LELYVELD. - Elsevier, 465 - 480 (Studies in Environ. Sci.; Vol. 17), Amsterdam; Oxford; New York.

Verwendete Karten

Blatt Spandau 1836 (1852), Maßstab ca. 1 : 17850

Berliner Wasserwerke: Schutzzonenplan, Wasserwerk Jungfernheide, Maßstab 1 : 4000, Stand 1/83

Senator für Bau- und Wohnungswesen, Berlin: Geologische Übersichtskarte von Berlin (West), Maßstab 1 : 50 000, Stand 1971

Bohrungen im Stadtgebiet von Berlin unveröff. Bohrkarten und Verzeichnisse, Maßstab 1 : 4000, Stand 1983

Grundwasserbeobachtungsrohre, Straßenbrunnen und Wasserversorgungsanlagen im Stadtgebiet von Berlin, unveröff. GWBR Karten und Grundwasserverzeichnisse, Maßstab 1 : 4000, Stand 1983

Gewässerkundlicher Jahresbericht des Landes Berlin, Abschlußjahr 1981 mit Grundwasserhöhenplan (5/81), Maßstab 1 : 50 000

Ingenieurgeologische Karte des Landes Berlin, unveröff. Unterlagen über Deponieflächen, Stand 1976

Karte von Berlin, Maßstab 1 : 4000, Bl. - Nr. 4255, 4248, 4247, 4251, 4244, 4243 unveröff. Unterlagen der Vermessungsämter Spandau und Charlottenburg, Stand 1980

Karte von Berlin, Maßstab 1 : 10 000, unveröff. Unterlage, Stand 1981

8. Abkürzungen

Begriffe, Meßverfahren

Abw.	Abwasser
BSB ₅	biologischer Sauerstoffbedarf
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DEV	Deutsche Einheitsverfahren (Wasser)
DIN	Deutsche Industrienorm
ECD	Elektron-capture-Detektor (Elektronen-Einfang-Detektor)
FID	Flammen-Ionisationsdetektor
Fs	Filtersieb (Mikrobiologie)
GC	Gaschromatographie
GOK	Geländeoberkante
HS	Headspace
MAK-Liste	Liste mit dem Verzeichnis der maximalen Arbeitsplatzkonzentration gefährlicher Stoffe
MHE	Multiple-Headspace-Extraction
n	Anzahl (der Meßwerte)
n.d.	not detected (nicht bestimmt)
NN	Normal-Null (Geländehöhe)
n.n.	nicht nachweisbar
PE	Polyethylen-(Schlauch)
S	Standardabweichung (Standarda); in Anl. T6 Schwefelgehalt
TOC	Total Organic Carbon
TVO	Trinkwasserverordnung
x	Mittelwert

Maßeinheiten

d	Tag
h	Stunde
l/s • km ²	Liter pro Sekunden pro Quadratkilometer (Grundwasserneubildung)
mm/a	Millimeter pro Jahr (Niederschlag)
g/l	Mikrogramm pro Liter (in Flüssigkeiten) (ppm, 10 ⁻⁶ g)
g/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter (in Bodenluft) (ppm, 10 ⁻⁶ g)
g/kg	Mikrogramm pro Kilogramm (in Boden)(ppm, 10 ⁻⁶ g)
M/l	Mikromol pro Liter
μS/cm	Mikrosiemens pro cm

ng/l	Nanogramm pro Liter (ppb, 10^{-9} g)
nM/l	Nanomol pro Liter
t/a	Tonnen pro Jahr

Lithologische Bezeichnungen nach DASP. (Niedersächsisches Amt für Bodenforschung)

Bo	Mutterboden
fS	Feinsand (Lithologie)
fs	feinsandig
G	Kies
g	kiesig
gS	Grobsand
gs	grobsandig
H	Humus
h	humos
hz	Zeolith
mS	Mittelsand
ms	mittelsandig
y	Auffülle

Stratigraphische Einheiten

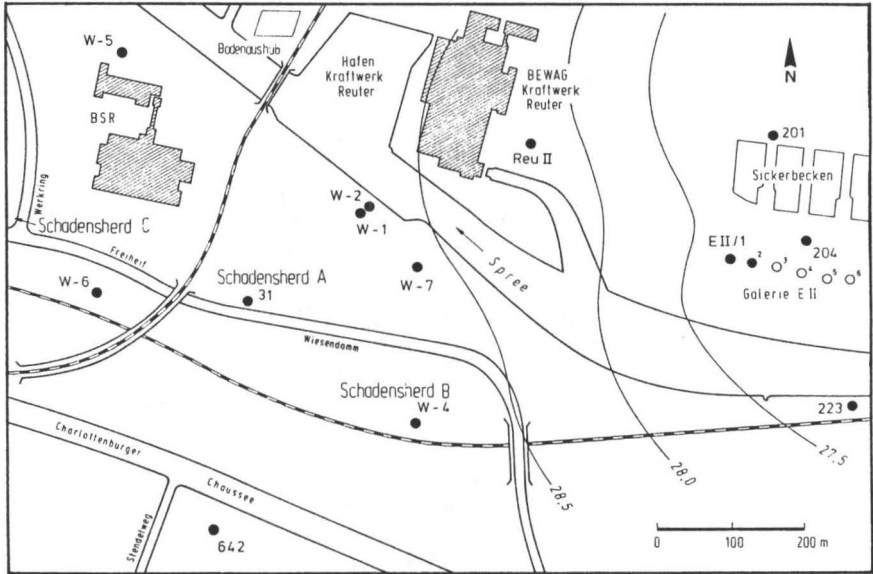
t mi	Tertiär, Miozän
t ol(o)	Tertiär, oberes Oligozän
t ol(m)	Tertiär, mittleres Oligozän
q h	Quartär, Holozän
q hol	Quartär, Holstein
q pl	Quartär, Pleistozän

Substanzen

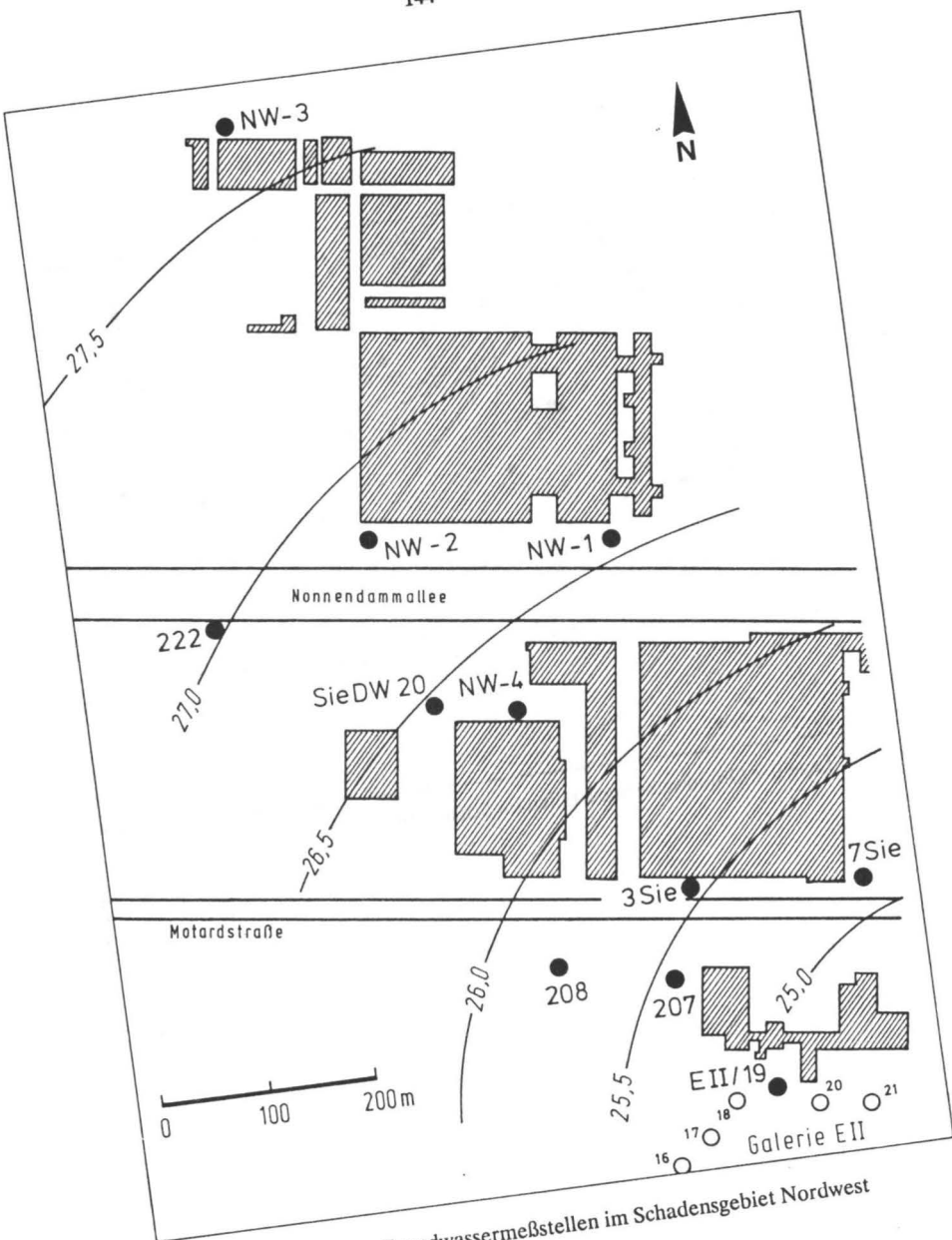
DCE	(cis-1,2-, trans-1,2- und 1,1-)Dichlorethen
LCKW	Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
TCE	Trichlorethen
1,1,1-TCA	1,1,1-Trichlorethan, (in den Tabellen Tab.6, Anl.T8, T9 wegen des Platzmangels auch als 1,1,1 bezeichnet)
PCE	Per- oder Tetrachlorethen
VC	Vinylchlorid (Monochlorethen)

9. Anhang

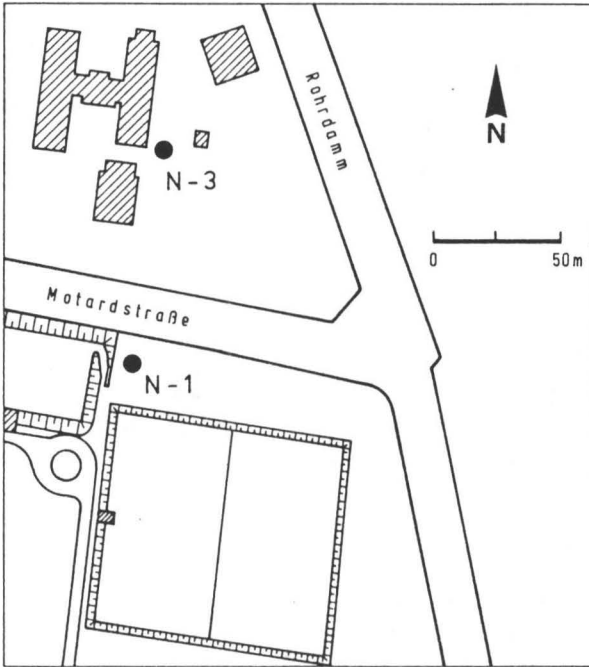
Zusammenstellung der im Text mit Anl. Ax und Anl. Tx gekennzeichneten Anlagen mit ergänzenden Abbildungen und Tabellen.



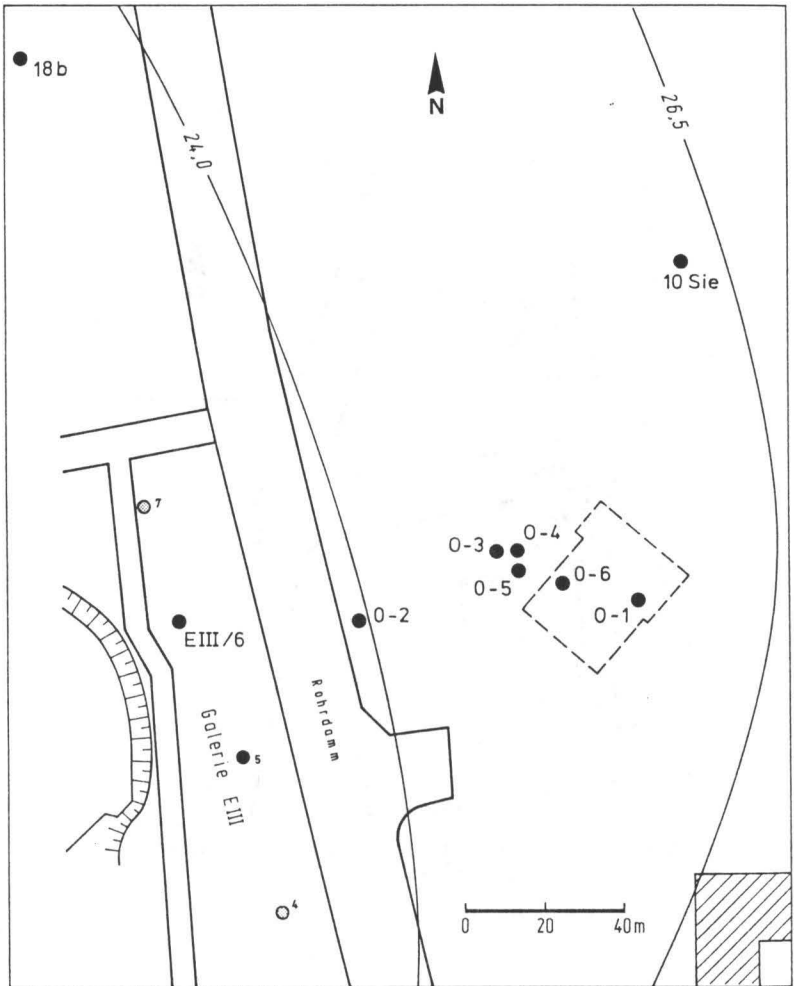
Anl. A1: Lage der Grundwassermeßstellen im Schadensgebiet West



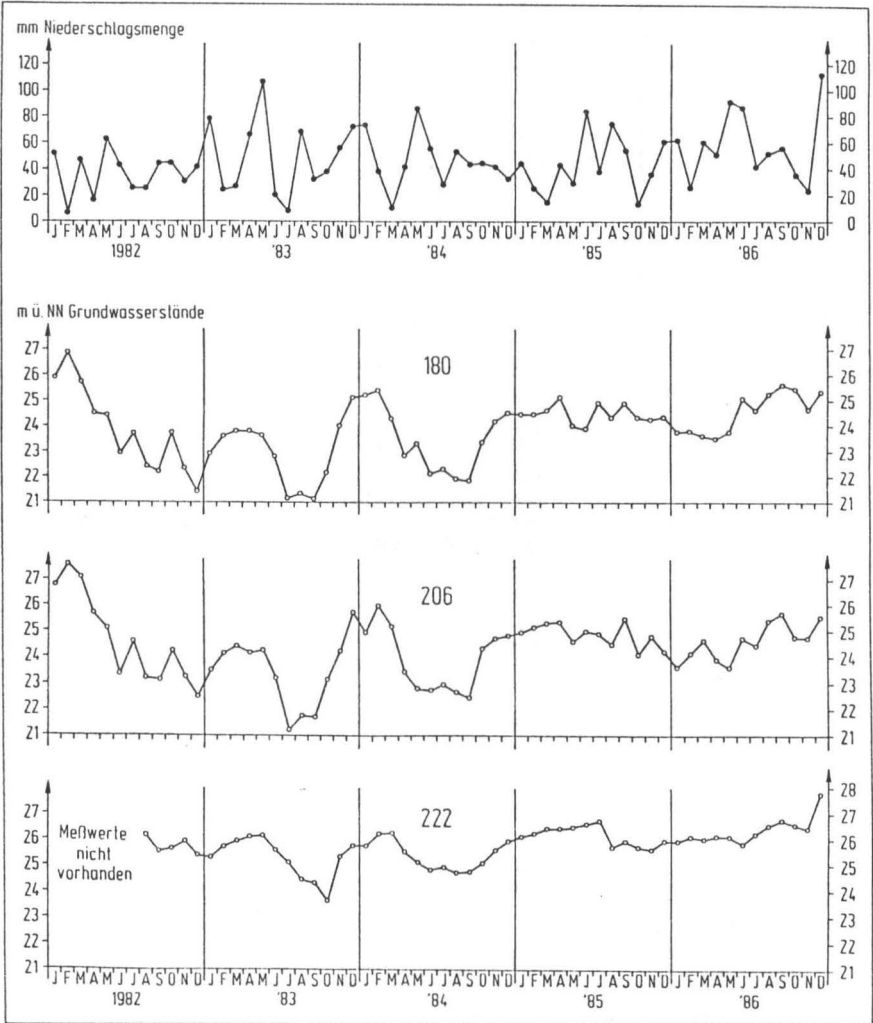
Anl. A2: Lage der Grundwassermeßstellen im Schadensgebiet Nordwest



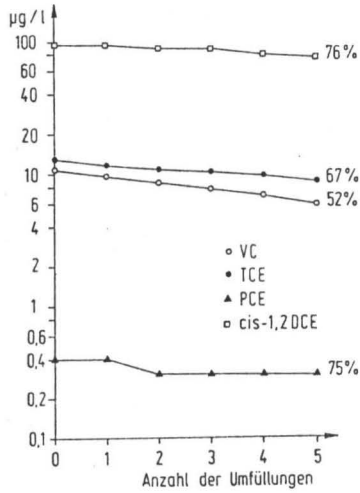
Anl. A3: Lage der Grundwassermeßstellen im Scha-densgebiet Nord



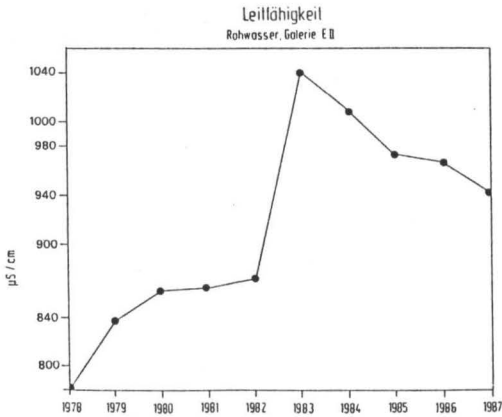
Anl. A4: Lage der Grundwassermeßstellen im Schadensgebiet Ost



Anl. A5: Grundwasserganglinien ausgewählter Grundwassermeßstellen und Niederschlagsganglinien für das Untersuchungsgebiet



Anl. A6: LCKW-Verluste bei
Umfüllversuchen
(Wiederfindung)



Anl. A7: Mittlere Leitfähigkeit im
Rohwasser der Galerie E II

Anl. T1: Grundwasserstände ausgewählter
Grundwassermeßstellen (m N.N.)

Grundwassermeßstelle 180

	1982	1983	1984	1985	1986
1	25,97	22,95	25,22	24,51	23,80
2	26,91	23,62	25,42	24,49	23,83
3	25,73	23,79	24,31	24,63	23,65
4	24,53	23,80	22,85	25,14	23,55
5	24,45	23,65	23,32	24,06	23,82
6	22,98	22,81	22,09	23,95	25,09
7	23,78	21,14	22,31	24,93	24,67
8	22,46	21,33	21,90	24,33	25,27
9	22,21	21,10	21,83	24,90	25,59
10	23,81	22,17	23,44	24,37	25,45
11	22,36	24,01	24,21	24,28	24,66
12	21,44	25,08	24,56	24,37	25,35

Grundwassermeßstelle 206

	1982	1983	1984	1985	1986
1	26,75	23,48	24,95	24,94	23,58
2	27,57	24,14	25,99	25,16	24,08
3	27,08	24,41	25,14	25,32	24,64
4	25,61	24,16	23,46	25,36	23,92
5	25,07	24,25	22,81	24,61	23,58
6	23,32	23,19	22,75	25,00	24,71
7	24,58	21,19	22,96	24,90	24,43
8	23,19	21,75	22,63	24,52	25,42
9	23,16	21,71	22,44	25,51	25,67
10	24,27	23,16	24,30	24,11	24,76
11	23,25	24,22	24,72	24,78	24,70
12	22,49	25,76	24,80	24,23	25,50

Grundwassermeßstelle 222

	1982	1983	1984	1985	1986
1		25,30	25,74	26,11	25,97
2		25,72	26,19	26,21	26,10
3		25,97	26,24	26,39	26,00
4		26,09	25,52	26,45	26,08
5		26,14	25,11	26,80	26,08
6		25,59	24,78	26,12	25,82
7		25,09	24,91	26,20	26,22
8	26,21	24,43	24,72	25,70	26,55
9	25,57	24,30	24,72	25,92	26,75
10	25,67	24,61	25,07	25,71	26,53
11	25,96	25,21	25,61	25,60	26,40
12	25,38	25,62	25,98	25,93	27,76

Anl. T2: Niederschlagsmengen im Bereich des
Wasserwerks Jungfernheide (mm)

	1982	1983	1984	1985	1986
1	50,2	77,7	73,3	43,8	62,3
2	5,3	24,2	37,9	25,1	26,9
3	47,2	26,4	10,4	14,7	60,2
4	17,7	66,0	41,3	42,8	52,1
5	62,3	107,1	86,8	28,9	90,8
6	43,3	20,2 (64,2)*	54,5	84,1	88,5
7	27,2	7,2 (72,1)*	28,3	37,9	41,3
8	27,8	68,5	52,7	75,2	52,1
9	6,1	51,7	42,7	54,6	57,6
10	43,4	37,9	45,3	12,6	37,8
11	29,2	54,8	42,4	36,4	23,7
12	41,3	71,5	31,4	60,5	113,1
	287,0	561,5	547,0	516,6	706,4

* Langjähriger Durchschnittswert 1909 - 1969

Anl. T3: Grundwasserneubildung für das
Einzugsgebiet des untersuchten
Berliner Wasserwerkes

Jahr	Grundwasser- neubildung [Mill. m ³ /a]	Einzugsgebiets- größe [km ²]
1974	7,3	38
1979	5,4	(105)
1980	6,6	(47)
1981	6,8	(80)
1982	4,6	(88)

Anl. T2: Niederschlagsmengen im Bereich des
Wasserwerks Jungfernheide (mm)

	1982	1983	1984	1985	1986
1	50,2	77,7	73,3	43,8	62,3
2	5,3	24,2	37,9	25,1	26,9
3	47,2	26,4	10,4	14,7	60,2
4	17,7	66,0	41,3	42,8	52,1
5	62,3	107,1	86,8	28,9	90,8
6	43,3	20,2 (64,2)*	54,5	84,1	88,5
7	27,2	7,2 (72,1)*	28,3	37,9	41,3
8	27,8	68,5	52,7	75,2	52,1
9	6,1	51,7	42,7	54,6	57,6
10	43,4	37,9	45,3	12,6	37,8
11	29,2	54,8	42,4	36,4	23,7
12	41,3	71,5	31,4	60,5	113,1
	287,0	561,5	547,0	516,6	706,4

* Langjähriger Durchschnittswert 1909 - 1969

Anl. T3: Grundwasserneubildung für das
Einzugsgebiet des untersuchten
Berliner Wasserwerkes

Jahr	Grundwasser- neubildung [Mill. m ³ /a]	Einzugsgebiets- größe [km ²]
1974	7,3	38
1979	5,4	(105)
1980	6,6	(47)
1981	6,8	(80)
1982	4,6	(88)

Anl. T4: Zusammenstellung wichtiger Kenndaten von Grundwassermeßstellen im engeren Einzugsgebiet des Wasserwerkes

Grundwasser- meßstellen- Bezeichnung	Jahr der Errichtung	Bohrangaben				Filterstrecke von ... bis [+ m NN]
		Höhe der Rohrber- kante [+ m NN]	Tiefe der Meßstelle [m]	Länge [m]		
<u>Schadensgebiet (O)</u>						
O - 1	1983	33,76	20,5	13,5	26,06 ...	12,56
O - 2	1983	33,92	33,0	27,0	27,12 ...	0,21
O - 3	1983	33,92	106,0	66,0	- 4,8 ...	70,8
O - 4	1983	33,89	34,0	12,0	11,2 ...	-0,8
O - 5	1983	33,86	18,0	13,0	12,18 ...	15,18
O - 6*	1984	33,14	19,6	12,0	(ca. 6,4 ...	18,4)
O - 7*	1984	33,14	34,5	4,0	(ca. 23,4 ...	27,5)
<u>Schadensgebiet Nord (N)</u>						
N - 1	1983	34,39	39,0	29,0	24,69 ...	-4,31
N - 3*	1984	33,02	39,5	40	(ca. 7,5 ...	33,5)
					(ca. 35,5 ...	39,5)
N - 4	1984	33,52	14,0	6,0	(ca. 8,0 ...	14,0)
<u>Schadensgebiet Nordwest (NW)</u>						
NW - 2	1984	33,36	37,5	29,0	26,02 ...	-2,96
NW - 3	1984	33,56	34,5	26,0	26,19 ...	0,02
NW - 4	1984	33,28	35,0	26,0	25,42 ...	-0,58
Sie DW 15*	1986		35,0	24,0	(ca. 7,0 ...	27,0)
					(ca. 31,0 ...	35,0)
Sie DW 20*	1987	33,22	35,0	24,0	(ca. 7,0 ...	27,0)
					(ca. 31,0 ...	35,0)
2071	1976	33,69	14,42	8,0	26,48 ...	18,48
2081	1976	33,62	14,14	8,0	26,5 ...	18,5
<u>Schadensgebiet West (W)</u>						
W - 1	1983	32,94	99,0	41,0	-23,78 ...	-64,78
W - 2	1983	32,88	42,0	37,0	27,22 ...	- 9,78
W - 3	1983	34,30	60,0	53,0	28,14 ...	-24,86
W - 4	1985	36,94	42,0	33,0	29,08 ...	- 3,92
W - 5	1985	33,08	43,0	37,0	27,58 ...	- 9,42
W - 6	1985	34,15	42,5	37,0	29,19 ...	- 7,81
311	1984	33,72	39,5	34,0	27,68 ...	- 6,32
223	1984	34,39	36,83	36,0	27,63 ...	- 2,37
642	1986	33,05	18,43	1,0	16,36 ...	15,36
Reu II	1975	31,81	11,46		(keine Angaben erhältlich)	

* Filterdurchmesser DN 300 mm, Geländeoberkante (GOK) nicht eingemessen

⁺ Filterdurchmesser DN 150 mm, GOK nicht eingemessen

! Grundwassergütemeßstellen des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz

() In Klammern stehende Filterstrecken unter GOK

Anl. T5: Mineralbestand von Sedimentproben aus drei Bohrungen
(Schadensgebiet West)

Bohrung	Teufe [m] unter GOK	Quarz	Dolomit	Calcit (%)
W - 4	0,2 - 1,2	87	7	3
"	1,2 - 3,2	85	6	4
"	3,2 - 4,2	83	6	4
"	4,2 - 5,2	85	6	4
"	5,2 - 5,7	96	3	-
"	6,2 - 6,7	96	1	-
"	7,2 - 8,2	100	-	-
"	8,2 - 9,2	100	-	-
"	9,2 - 10,2	100	-	-
"	10,2 - 11,2	100	-	-
"	11,2 - 12,0	100	-	-
"	12,0 - 12,2	100	-	-
"	23,0	92	6	-
"	33,0	94	3	-
W - 5	1,2 - 1,6	97	1	-
W - 6	0 - 1,0	97	2	-
"	1,0 - 1,8	100	-	-
"	1,8 - 2,4	100	-	-
"	2,4 - 4,6	100	-	-
"	4,7 - 5,0	100	-	-
"	5,0 - 7,0	100	-	-
"	7,0 - 8,0	100	-	-
"	9,0	96	2	-
"	15,0	93	5	-
"	30,0	95	2	-
"	39,0	100	-	-

Anl. T6: Verteilung des TOC-Gehaltes in der Bohrung W - 7

Teufe [m] unter GOK	TOC [%]	S [%]
0,3 - 1	<0,05	<0,05
1 - 1,5	<0,05	<0,05
2 - 3	<0,05	<0,05
3 - 3,8	<0,05	<0,05
3,8 - 4	<0,05	<0,05
4 - 5	<0,05	<0,05
5 - 6	0,10	<0,05
6 - 7	<0,05	<0,05
7 - 8	0,10	<0,05
8 - 9	0,40	<0,05
9 - 10	0,20	<0,05
11 - 12	0,20	<0,05
12 - 13	0,21	<0,05
10 - 11	0,17	<0,05
13 - 14	0,22	<0,05
14 - 15	0,21	<0,05
15 - 16	0,60	<0,05
16 - 17	0,50	0,30
17 - 18	0,40	<0,05
18 - 19	0,30	0,06
19 - 20	0,15	<0,05
20 - 21	0,30	<0,05
21 - 22	0,25	<0,05
22 - 23	0,29	<0,05
22,9 - 23	48,80	1,30
23 - 24	0,19	<0,05
24 - 25	0,58	0,09
25 - 26	0,20	<0,05
26 - 27	0,30	<0,05
27 - 28	0,30	0,09
28 - 29	0,15	<0,05
29 - 30	0,09	<0,05
30 - 31	0,20	<0,05
31 - 32	0,06	<0,05
32 - 33	0,08	<0,05
33 - 34	0,07	<0,05
34 - 34,8	0,06	<0,05
34,8 - 35	1,01	0,40
35 - 36	0,98	0,38

Anl. T7: Grundwasserinhaltsstoffe und in-situ-Parameter im unbelasteten Grundwasser (nach KERNDORFF et al. 1985)

Parameter	(mg/l)	(n)	Parameter	(µg/l)	(n)
K	1,2	52	Sr	141	51
Na	8,5	53	AS	<4	24
Ca	100	55	Pb	<4	25
Mg	5,4	55	Cd	<0,6	26
Fe	2	55	Co	<4	55
Mn	0,20	54	Ni	<5	55
			Zn	95	26
HCO ₃	213	52	Cu	11	55
SO ₄	73,3	54	Cr	<5	55
Cl	21,6	53	B	24	46
NO ₃	1	54			
			NH ₄	250	52
			NO ₂	<10	12
			F	100	54
			CN	<4	21

Anl. T8:

Grundwasserinhaltsstoffe und in-situ-Parameter der teufenorientierten Probenahme aus Grundwassermeßstellen des Schadensgebietes Nordwest

Element	NW - 3				NW - 2				NW - 4				Sie DW - 20				207		208		Element
	8 m	13 m	22 m	33 m	8 m	13 m	25 m	35 m	9 m	14 m	24 m	34 m	13 m	24 m	34 m	9 m	13 m	9 m	14 m		
K (mg/l)	9,2	8,7	13,3	8,5	10	10,4	10,9	8,7	10	10,5	10,3	9,8	8,5	8	9,2	8,7	8,7	8,2	8,8	K (mg/l)	
Na (mg/l)	49,3	54,5	52	65,3	29,8	30	26,7	26,8	34,4	33,2	29,7	26,6	31,8	28	31,2	57,3	57,5	45,8	47,7	Na (mg/l)	
Ca (mg/l)	249	297	317	325	217	213	238	229	207	242	220	212	219	195	212	221	194	270	221	Ca (mg/l)	
Mg (mg/l)	27,5	33,9	32,1	33,8	18	17,6	18,9	18,3	17	19	16,1	14,7	17,7	15,2	18,6	16,4	16,7	23,2	21,6	Mg (mg/l)	
Pb (µg/l)	35	41	45	45	38	41	31	29	46	34	40	26	33	26	29	31	26	29	33	Pb (µg/l)	
B (µg/l)	154	185	182	216	63	64	54	57	87	94	64	51	70	48	68	106	106	196	187	B (µg/l)	
Cd (µg/l)	3	0	0	3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	Cd (µg/l)	
Cr (µg/l)	0	0	0	0	0	6	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Cr (µg/l)	
Fe (µg/l)	835	747	1020	553	3620	4060	4990	8140	2140	2420	2790	3330	3520	6220	2460	427	404	1460	1730	Fe (µg/l)	
Cu (µg/l)	102	5	48	45	6	10	6	0	520	5	70	127	8	8	0	12	735	12	24	Cu (µg/l)	
Mn (µg/l)	1196	1466	1395	1336	1822	1840	2190	1063	1795	2104	1733	1312	1502	1497	1404	886	1060	1185	1335	Mn (µg/l)	
Ni (µg/l)	12	9	8	8	10	15	6	8	18	12	12	6	14	12	10	6	8	8	17	Ni (µg/l)	
P (µg/l)	0	0	0	0	58	60	50	64	0	0	0	0	224	158	54	0	0	0	54	P (µg/l)	
Sr (µg/l)	495	560	470	676	412	437	383	455	516	538	512	450	453	340	440	412	442	710	555	Sr (µg/l)	
Zn (µg/l)	60	145	85	160	52	56	263	280	8	150	160	365	126	168	91	64	128	690	105	Zn (µg/l)	
LOKW																					
VC (µg/l)	0	0	0	0	7	9	7	6	76	70	104	74	4,6	4,8	4,4	14	14	14	17	VC (µg/l)	
DCE (µg/l)	57	88	56	52	158	199	151	143	634	672	591	432	93	68	83	344	284	360	287	DCE (µg/l)	
1,1,1 (µg/l)	26	35	31	44	0,3	0,3	0,3	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1,1 (µg/l)	
TCE (µg/l)	1240	1660	1560	1970	7	6	7	10	55	45	24	17	74	47	61	366	324	118	60	TCE (µg/l)	
PCE (µg/l)	1050	1400	1340	1640	84	59	34	35	70	81	32	23	104	59	76	12	11	4,4	4,8	PCE (µg/l)	
Ionen																					
F (mg/l)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	F (mg/l)	
Cl (mg/l)	81	90	100	115	47	49	45	46	49	49	47	46	43	41	43	81	64	65	81	Cl (mg/l)	
NO ₃ (mg/l)	49	52	28	74	1,4	1,4	0,8	0,8	2,9	2,6	1,5	1,3	7,4	4,2	5,6	18	0	3,6	2,2	NO ₃ (mg/l)	
SO ₄ (mg/l)	436	505	503	482	318	316	311	311	357	375	360	335	333	309	334	150	258	300	297	SO ₄ (mg/l)	
NO ₂ (mg/l)	317	317	305	305	335	335	305	287	329	329	341	329	305	305	305	354	341	335	335	NO ₂ (mg/l)	
NH ₄ (mg/l)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,3	0,3	0,3	0,6	0,4	0,8	0,6	0	0	0,4	0,5	NH ₄ (mg/l)	
Parameter																					
Temp. (°C)	10,7	10,7	10,7	10,9	12,1	12,3	12,2	12	13,3	13,8	13,1	13	12	12,1	12,1	13,1	13	11,3	11,4	Temp. (°C)	
pH-Wert	6,8	6,8	6,8	6,8	7	6,8	7	6,8	6,9	6,9	7	7,1	7	7,1	7	7	7,2	7	7	pH-Wert	
O ₂ -Geh. (mg/l)	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,5	0,5	0,6	0,4	1	0,6	0,4	0,5	0,8	1,3	0,9	O ₂ -Geh. (mg/l)	
Leitf. (µS/cm)	1860	3118	2987	3136	480	482	479	476	4,8	4,5	4,4	4,3	3,8	3,6	3,7	4,5	4,6	504	501	Leitf. (µS/cm)	
DOC (mg/l)	5,5	6,2	5,8	5,9	4,1	4,4	4,2	4,1	4,8	4,5	4,4	4,3	3,8	3,6	3,7	4,5	4,6	4,3	4,2	DOC (mg/l)	
KMnO ₄ -Verbr. (mg/l)	11,3	10,8	10,4	11,8	14,9	11,6	11,7	13,9	11,7	11,9	11,6	13	16,5	49,2	11,8	10,7	13,5	10,3	4,2	KMnO ₄ -Verbr. (mg/l)	

15

Anl. T9: Grundwasserinhaltsstoffe und in-situ-Parameter der teufenorientierten Probenahme aus Grundwassermeßstellen der Schadensgebiete West und Ost

Element	8 m	14 m	W - 6 20 m	30 m	40 m	9 m	13 m	W - 4 20 m	30 m	40 m	Element	12 m	0 - 2 20 m	30 m
K (mg/l)	6,3	6,3	5,7		3,6	12,5	13	18,5	13	11	K (mg/l)	7	6,7	6,6
Na (mg/l)	57,6	57,4	56,8		79,7	52,8	53	53,4	49,6	46,5	Na (mg/l)	32,1	33,7	32,4
Ca (mg/l)	158	163	130		168	163	167	161	173	162	Ca (mg/l)	146	138	134
Mg (mg/l)	10,4	11,2	10,2		8,8	13,2	12,4	12,8	11,6	10,8	Mg (mg/l)	9,6	9,9	9,7
Pb (µg/l)	21	23	23		24	29	49	34	23	27	Pb (µg/l)	20	24	20
B (µg/l)	101	94	91		41	74	77	87	62	60	B (µg/l)	77	80	77
Cd (µg/l)	3	0	0		0	4	4	8	6	5	Cd (µg/l)	0	0	0
Cr (µg/l)	5	0	0		0	0	6	0	0	0	Cr (µg/l)	5	0	0
Fe (µg/l)	446	505	414		1020	7510	7340	13360	10120	8620	Fe (µg/l)	1230	1140	1200
Cu (µg/l)	25	64	17		46	170	26	24	70	44	Cu (µg/l)	109	190	848
Mn (µg/l)	522	617	537		409	410	384	400	405	323	Mn (µg/l)	543	579	578
Ni (µg/l)	7	0	0		0	0	8	6	0	0	Ni (µg/l)	0	0	0
P (µg/l)	73	0	63		57	0	55	0	0	50	P (µg/l)	172	115	50
Sr (µg/l)	390	267	268		260	350	436	390	380	293	Sr (µg/l)	440	425	370
Zn (µg/l)	303	740	87		79	890	473	667	157	94	Zn (µg/l)	522	140	117
LCKH											LCKH			
VC (µg/l)	9,4	11	15	10,2	7	163	194	183	154	114	VC (µg/l)	28	29	28
DCE (µg/l)	72	102	63	50	21	61	74	67	70	89	DCE (µg/l)	26	28	27
1,1,1 (µg/l)	0	0	0	0	0	9,6	8,3	2,8	2	2,1	1,1,1 (µg/l)	0	0	0
TCE (µg/l)	42	69	31	23	9,1	1020	855	255	147	151	TCE (µg/l)	4,8	4,9	4,4
PCE (µg/l)	725	397	211	118	35	0,7	0,7	0,4	0,4	0,4	PCE (µg/l)	2,5	2,6	2,3
Ionen											Ionen			
F (mg/l)	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	F (mg/l)	0,4	0,2	0,3
Cl (mg/l)	80	62	80	87	119	76	76	78	74	68	Cl (mg/l)	54	55	55
NO ₃ (mg/l)	0	13	0	0	0	1,6	1,6	0,4	215	0	NO ₃ (mg/l)	0	0	0
SO ₄ (mg/l)	145	270	143	136	123	232	232	244	215	184	SO ₄ (mg/l)	155	161	160
HCO ₃ (mg/l)	256	256	256	256	244	286,7	286,7	292,8	274,5	274,5	HCO ₃ (mg/l)	207	207	207
NH ₄ (mg/l)	1,3	1,1	1,2	1	1	1,1	1	1	0,8	1,1	NH ₄ (mg/l)	1,3	1,3	1,4
Parameter											Parameter			
Temp. (°C)	12,7	12,8	13	12,8	12,6	11,3	11,2	11,2	11,1	11,2	Temp. (°C)	12,6	12,7	12,7
pH-Wert	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	pH-Wert	7,2	7,2	7,2
O ₂ -Geh. (mg/l)	0,18	0	0,1	0,4	0,8	0,3	0,3	0,5	0,7	0,2	O ₂ -Geh. (mg/l)	0,2	0,4	0,2
Leitf. (µS/cm)	500	504	494	493	524	586	591	610	575	533	Leitf. (µS/cm)	465	465	465
DOC (mg/l)	5,1	4,3	4,6	4,2	4,7	4,2	4,2	4	4,3	4,1	DOC (mg/l)	4,3	4,6	4,4
KMnO ₄ -Verbr. (mg/l)	12,8		14,3		14,5	16,2		18,5	14,4	14,4	KMnO ₄ -Verbr. (mg/l)	11,9	14,2	13,4

Anl. T10: Mittelwerte, Minima und Maxima von ausgewählten Grundwasserinhaltsstoffen und in-situ-Parameter aus den Grundwassergütemeßstellen 206 (Schadensgebiet Nordwest), 31 (Schadensgebiet West) und 74 (Südosten des Untersuchungsgebietes) über einen 10jährigen Beobachtungszeitraum (1977-1987)

GW-Meßst. Nr.	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	NH ₄ mg/l	Temp. (°C)	pH	Leitf. (µS/cm)	C.org. mg/l
<u>31</u>												
Mittelw.	163(19)	18(19)	2370(19)	700,4(19)	90(19)	0,06(19)	208,3(19)	0,3(19)	12,1(19)	7,2(19)	1062(19)	4,4(11)
Minimum	142	9,8	790	0	44	0	0	0	10,4	7,2	910	2,8
Maximum	186	26,7	5400	1,1	128	0,6	284	1,2	12,6	7,8	1340	6,4
Standardabw.	18,1	5,2	927,3	217,4	17,1	0,1	53	0,3	0,5	0,1	115,9	1
Varianz	327,6	27	859887,3	47267,8	292,8	0,02	2808,9	0,1	0,3	0,01	13425,04	1
<u>74</u>												
Mittelw.	101(16)	10,5(16)	1224(16)	520(16)	51(16)	0,1(16)	134(16)	0,6(16)	12,4(16)	7,5(16)	618(16)	4,2(16)
Minimum	83	4,7	500	370	42	0	117	0,1	8,5	7,3	510	3,6
Maximum	178	17,8	3000	750	69	0,4	154	1,5	14,2	7,6	765	4,9
Standardabw.	23,7	18,5	510,8	95,3	5,5	0,1	16,7	0,6	1,3	0,1	102	0,4
Varianz	561,4	344,2	260892,7	9081	29,8	0,01	278,2	0,4	1,8	0,01	10398,5	0,1
<u>206</u>												
Mittelw.	203(58)	13,5(58)	2436(60)	1879(60)	60(60)	0,2(60)	299(60)	0,6(60)	13,1(60)	7,3(60)	1013(60)	4,5(16)
Minimum	122	5,5	340	600	48	0	117	0	10,5	6,9	680	4,1
Maximum	312	23,2	5200	4000	91	2	374	2,1	16	7,9	1540	5,2
Standardabw.	58,3	4,2	1318,6	950,9	9,8	0,2	53,1	0,5	1,2	0,2	228,2	1,9
Varianz	3404,6	18	1738818	9041196	95,6	0,1	2816,7	0,2	1,4	0,04	52076,9	0,9

Anl. T11: Ausgewählte Grundwasserinhaltsstoffe und in-situ-Parameter des Rohwassers im untersuchten Wasserwerk

Galerie E II

Mittelwerte

	Temp. °C	pH	Ges.Härte dH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe ges. mg/l	Mn ges. mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	PO ₄ mg/l	Leitf. µS/cm	KMnO ₄ * mg/l	org.C mg/l
1978	11,8	7,3	20,2	123	15	48	7,4	1,1	0,7	1,0	0,02	0,2	84	168	0,2	782	3,5	4,0
1979	12,1	7,2	20,0	132	11,6	59	7,5	1,1	0,7	0,9	0,03	0,2	75	171	0,2	838	4	3,6
1980	11,9	7,1	20,8	138	9,7	48	6,7	1,3	1	0,02	0,02	0,2	77	188	0,1	862	4	4,2
1981	11,6	7,2	20,1	134	11,6	60	6,6	1,3	0,7	0,8	0,02	0,4	78	167	0,2	865	4	4,2
1982	12,3	7,2	21,2	121	12,3	58	7,3	1,5	0,7	0,9	0,02	0,4	79	164	0,2	872	4	4,1
1983	12,7	7,1	22,4	138	15,6	62	7,3	1,5	0,7	1,3	0,01	0,3	93	189	0,2	1040	4	4,0
1984	11,8	7	22,0	144	12,4	53	6,1	1,3	0,7	0,9	0,02	0,4	89	186	0,2	1010	4	3,8
1985	12,3	7	20,6	131	10,3	45	6,9	0,8	0,6	0,8	0,03	1,1	85	192	0,2	974	3	3,5
1986	12,8	7,1	21,1	123	13,3	61	7,3	0,9	0,6	0,8	0,02	0,8	92	173	0,2	967	2	3,3
1987	11,5	7,1	20,1	123	11,6	59	7,1	1	0,6	0,7	0,02	0,8	95	171	0,1	942	3	3,2
Mittelwerte	12,1	7,14	20,1	131	11,4	55,3	7,0	1,20	0,69	0,82	0,02	0,49	84,7	177	0,19	915	3,6	3,8

Galerie E III

Mittelwerte

	Temp. °C	pH	Ges.Härte dH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Fe ges. mg/l	Mn ges. mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	PO ₄ mg/l	Leitf. µS/cm	KMnO ₄ * mg/l	org.C mg/l
1978	12,3	7,3	25,6	128	10,7	50	6,8	0,7	0,5	0,7	0,03	0,4	73	184	0,1	789	2,8	3,9
1979	11,3	7,2	21,1	139	11,1	50	7,3	0,8	0,6	0,8	0,02	0,3	65	169	0,1	810	3	3,6
1980	12	7	22,2	152	8,3	43	7,7	0,9	0,7	0,8	0,01	0,3	64	204	0,1	890	3	4,1
1981	12	7,1	21,6	144	11,1	43	6,6	1,1	0,6	0,8	0,02	0,4	65	187	0,2	805	3	4,2
1982	12,7	7,2	21,8	136	11	38	7,3	1,2	0,6	0,8	0,02	0,4	69	179	0,2	830	3	4,2
1983	12,8	7,1	22,7	145	13,1	49	7,5	1,4	0,7	1,3	0,01	0,2	68	195	0,2	1020	3	4,1
1984	12,2	7,3	21,9	141	12,6	36	4,2	1,2	0,6	0,8	0,02	0,3	70	180	0,1	798	3	3,9
1985	13,2	6,9	21	138	11,3	43	7,6	0,9	0,5	0,8	0,05	0,8	78	200	0,2	883	3	3,8
1986	13,5	7,2	20,5	132	12	47	7,4	0,7	0,5	0,7	0,02	0,6	72	157	0,2	965	3	3,5
1987	11,5	7,2	20,8	127	11,3	45	7	0,8	0,5	0,8	0,01	0,8	73	174	0,1	908	3	3,5
Mittelwerte	12,2	7,1	21,4	139	11,2	46	7,1	1	0,6	0,8	0,02	0,46	65,1	184	0,2	892	3,1	3,9

* KMnO₄-Bedarf

Anl. T12: Nachweisgrenzen der untersuchten Grundwasserinhaltsstoffe

	K	Na	Ca	Mg	As	Pb	B	Cd	Cr	Fe	Cu	Mn	Ni	P	Sr	Zn
Nachweisgrenze	2 mg/l	5 mg/l	5 mg/l	2 mg/l	50 µg/l	20 µg/l	20 µg/l	3 µg/l	5 µg/l	10 µg/l	5 µg/l	10 µg/l	5 µg/l	50 µg/l	50 µg/l	10 µg/l
Fehlerbereich	± 5% ±100%															

Anl. T13: TCE-Gehalte kontaminierter Förderbrunnen

Brunnen		11/1	11/2	11/18	11/19	111/5	111/6	111/12	111/13
Mittelwert	82/83 [µg/l]	59.0	126.3	17.8	8.1	229.8	361.8	134.6	142.3
Maximum	82/83 [µg/l]	203.0	340.0	40.0	17.0	429.0	1027.0	248.0	942.0
Minimum	82/83 [µg/l]	1.6	17.0	6.2	3.2	92.0	102.0	59.0	16.0
Anzahl	82/83	15	15	17	16	16	15	14	15
Standardabw.	82/83 [µg/l]	54.3	74.6	8.3	4.3	118.1	257.3	52.5	238.4
Varianz	82/83	2951.3	5560.8	69.7	18.1	13956.8	66186.0	2756.8	56838.6
Mittelwert	1984 [µg/l]	19.5	21.6	22.8	7.5	31.7	76.1	513.7	416.5
Maximum	1984 [µg/l]	92.0	86.0	36.0	14.0	299.0	505.0	2193.0	1526.0
Minimum	1984 [µg/l]	0.0	1.6	11.0	0.4	0.0	20.0	31.0	11.0
Anzahl	1984	19	18	11	11	43	39	11	8
Standardabw.	1984 [µg/l]	25.7	20.5	7.6	4.2	69.9	98.6	632.6	534.5
Varianz	1984	660.7	421.3	57.4	17.8	4887.1	9723.3	400193.8	285659.5
Mittelwert	1985 [µg/l]	2.8	10.0	12.3	13.2	9.4	13.8	60.1	39.5
Maximum	1985 [µg/l]	11.9	21.0	26.0	38.0	19.0	41.0	180.0	210.0
Minimum	1985 [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.0	0.0
Anzahl	1985	34	33	13	34	19	34	42	41
Standardabw.	1985 [µg/l]	3.4	5.9	10.2	7.8	5.6	9.9	40.1	48.3
Varianz	1985	11.5	35.1	104.1	60.7	31.9	97.5	1607.6	2330.9
Mittelwert	1986 [µg/l]	5.2	4.9	27.9	19.8	6.9	13.8	69.2	89.9
Maximum	1986 [µg/l]	29.0	23.0	69.0	66.0	38.0	42.0	220.0	237.0
Minimum	1986 [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0
Anzahl	1986	25	17	33	36	30	30	46	39
Standardabw.	1986 [µg/l]	7.3	7.3	13.4	14.4	7.8	9.2	53.5	65.1
Varianz	1986	53.8	53.7	180.5	207.7	61.5	85.2	2860.3	4235.2
Mittelwert	1987 [µg/l]	0.3	0.3	19.0	48.8	9.7	13.6	46.2	45.3
Maximum	1987 [µg/l]	1.0	1.0	44.0	85.0	34.0	25.0	200.0	100.0
Minimum	1987 [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Anzahl	1987	16	13	16	17	13	13	13	15
Standardabw.	1987 [µg/l]	0.3	0.3	10.6	27.1	9.1	7.9	48.1	29.6
Varianz	1987	0.1	0.1	112.9	733.5	83.2	62.0	2314.7	873.6
Mittelwert	gesamt [µg/l]	13.6	28.1	21.5	19.3	45.9	72.2	109.9	95.6
Maximum	gesamt [µg/l]	203.0	340.0	69.0	85.0	429.0	1027.0	2193.0	1626.0
Minimum	gesamt [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Anzahl	gesamt	109	96	90	114	121	131	126	118
Standardabw.	gesamt [µg/l]	30.1	52.9	12.4	19.2	94.2	148.8	230.7	193.9
Varianz	gesamt	905.6	2797.3	152.6	369.2	8881.9	22139.1	53216.0	37596.1

Anl. T14: PCE-Gehalte kontaminierter Förderbrunnen

Brunnen		11/1	11/2	11/18	11/19	11/5	11/6	11/12	11/13
Mittelwert	82/83 [$\mu\text{g/l}$]	10,2	22,3	0,7	0,5	5,9	27,6	1,7	0,9
Maximum	82/83 [$\mu\text{g/l}$]	26,0	58,0	1,6	1,5	14,0	44,0	3,8	2,9
Minimum	82/83 [$\mu\text{g/l}$]	0,1	2,6	0,3	0,1	2,0	5,0	0,5	0,2
Anzahl	82/83	15	15	17	16	16	16	14	15
Standardabw.	82/83 [$\mu\text{g/l}$]	9,0	14,6	0,4	0,3	2,7	12,8	1,3	0,6
Varianz	82/83	80,2	214,4	0,2	0,1	7,3	163,4	1,6	0,4
Mittelwert	1984 [$\mu\text{g/l}$]	2,0	1,8	1,4	1,6	6,5	20,2	2,3	0,9
Maximum	1984 [$\mu\text{g/l}$]	16,0	6,2	6,0	5,1	124,0	137,0	6,5	1,6
Minimum	1984 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,0	0,2	0,1	0,3	5,5	0,0	0,3
Anzahl	1984	20	15	11	11	42	40	11	8
Standardabw.	1984 [$\mu\text{g/l}$]	3,7	2,1	1,8	1,7	19,7	25,2	1,9	0,4
Varianz	1984	14,0	4,4	3,4	2,7	387,3	635,7	3,8	0,1
Mittelwert	1985 [$\mu\text{g/l}$]	0,1	0,2	0,7	3,4	1,9	5,0	0,6	1,1
Maximum	1985 [$\mu\text{g/l}$]	1,0	0,5	4,3	15,0	6,0	16,0	1,9	16,0
Minimum	1985 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Anzahl	1985	33	31	15	35	20	34	42	41
Standardabw.	1985 [$\mu\text{g/l}$]	0,2	0,1	1,1	3,2	1,5	3,3	0,5	3,2
Varianz	1985	0,0	0,0	1,2	10,1	2,2	10,8	0,3	10,1
Mittelwert	1986 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,1	2,4	6,9	4,0	7,0	1,1	0,6
Maximum	1986 [$\mu\text{g/l}$]	0,2	1,0	10,0	37,0	19,0	21,0	4,0	5,5
Minimum	1986 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Anzahl	1986	24	16	32	37	31	31	45	38
Standardabw.	1986 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,2	3,0	7,6	4,2	4,1	0,9	0,9
Varianz	1986	0,0	0,1	9,1	58,4	17,7	17,0	0,8	0,9
Mittelwert	1987 [$\mu\text{g/l}$]	0,1	0,2	1,5	25,9	6,0	8,3	3,3	0,7
Maximum	1987 [$\mu\text{g/l}$]	0,7	0,6	8,0	42,0	19,0	17,0	7,0	3,0
Minimum	1987 [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,0	0,0	4,7	2,0	2,0	0,8	0,0
Anzahl	1987	16	15	17	16	12	12	12	15
Standardabw.	1987 [$\mu\text{g/l}$]	0,2	0,2	1,9	11,3	5,7	4,1	1,6	0,8
Varianz	1987	0,0	0,0	3,4	128,1	32,1	16,8	2,4	0,6
Mittelwert	gesamt [$\mu\text{g/l}$]	1,8	4,1	1,5	7,1	5,0	13,0	1,3	0,8
Maximum	gesamt [$\mu\text{g/l}$]	26,0	58,0	10,0	42,0	124,0	137,0	7,0	16,0
Minimum	gesamt [$\mu\text{g/l}$]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Anzahl	gesamt	108	92	92	115	121	133	124	117
Standardabw.	gesamt [$\mu\text{g/l}$]	5,1	10,0	2,2	10,1	12,1	16,9	1,4	2,0
Varianz	gesamt	25,5	110,5	4,9	102,1	146,4	287,2	1,8	4,0

Anl. T15: Cis-1,2-DCE- und VC-Gehalte kontaminierter Förderbrunnen

Brunnen		11/1	11/2	11/18	11/19	111/5	111/6	111/12	111/13
Mittelwert	1986 [µg/l]	426.6	99.4	222.6	152.6	11.4	10.8	4.2	23.6
Maximum	1986 [µg/l]	1100.0	590.0	380.0	420.0	26.0	36.0	16.0	43.0
Minimum	1986 [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Anzahl	1986	22	9	20	23	13	13	13	10
Standardabw.	1986 [µg/l]	272.5	179.7	92.3	120.1	9.2	9.7	5.6	15.9
Varianz	1986	74275.9	32281.6	8527.9	14419.5	84.2	93.9	31.7	253.0
Mittelwert	1987 [µg/l]	50.5	69.7	139.7	299.2	9.2	10.0	7.2	9.3
Maximum	1987 [µg/l]	125.0	320.0	290.0	450.0	19.0	24.0	16.0	26.0
Minimum	1987 [µg/l]	4.0	0.0	90.0	83.0	0.0	0.0	3.0	0.0
Anzahl	1987	13	12	14	13	13	12	13	15
Standardabw.	1987 [µg/l]	32.2	98.4	59.6	119.6	4.4	5.2	3.1	8.2
Varianz	1987	1038.4	0679.4	3549.9	14300.0	19.7	27.2	9.4	67.5
Mittelwert	gesamt [µg/l]	271.4	82.4	188.5	205.5	10.3	10.4	5.7	15.0
Maximum	gesamt [µg/l]	1100.0	590.0	380.0	450.0	26.0	36.0	16.0	43.0
Minimum	gesamt [µg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Anzahl	gesamt	37	21	34	36	26	25	26	25
Standardabw.	gesamt [µg/l]	282.8	139.9	90.2	139.0	7.3	7.9	4.8	13.8
Varianz	gesamt	79972.7	19583.2	8142.2	19333.9	53.2	62.0	22.7	191.0

Mittelwert	1986 [µg/l]	22.5	11.0	24.3	7.5		3.0		
Maximum	1986 [µg/l]	39.0	55.0	40.0	15.0		3.0		
Minimum	1986 [µg/l]	14.0	0.0	0.0			3.0		
Anzahl	1986	6	5	4	2		1		
Standardabw.	1986 [µg/l]	8.2	22.0	13.0	7.5		0.0		
Varianz	1986	67.6	484.0	168.7	56.3		0.0		
Mittelwert	1987 [µg/l]	4.4	6.9	19.7	51.7	8.8	17.0	2.3	3.3
Maximum	1987 [µg/l]	15.0	41.0	34.0	83.0	12.0	28.0	5.0	5.0
Minimum	1987 [µg/l]	0.0	0.0	7.0	0.0	6.0	5.0	0.0	2.0
Anzahl	1987	12	12	10	9	4	4	4	4
Standardabw.	1987 [µg/l]	4.0	11.6	6.9	24.7	2.2	10.1	1.9	1.1
Varianz	1987	15.7	135.1	47.6	608.9	4.7	102.5	3.7	1.2
Mittelwert	gesamt [µg/l]	10.4	8.1	21.0	43.6	8.8	14.2	2.3	3.3
Maximum	gesamt [µg/l]	39.0	55.0	40.0	83.0	12.0	28.0	5.0	5.0
Minimum	gesamt [µg/l]	0.0	0.0	5.0	0.0	6.0	3.0	0.0	2.0
Anzahl	gesamt	18	17	14	11	4	5	4	4
Standardabw.	gesamt [µg/l]	10.3	15.5	9.3	28.3	2.2	10.6	1.9	1.1
Varianz	gesamt	105.7	241.2	86.4	798.6	4.7	113.4	3.7	1.2

Anl. T16: Grundwasserfördermengen ausgewählter
kontaminierter Wasserwerksbrunnen

	Brunnen E II/1	Brunnen E II/2	Brunnen E III/12
11/1982	12.810	19.760	13.540
12	49.420	80.350	54.830
1/1983	56.544	50.920	65.410
2	51.070	45.700	59.140
3	56.540	50.920	65.470
4	54.720	48.960	63.360
5	70.170	72.910	73.130
6	54.490	58.410	62.420
7	32.260	49.150	35.900
8	27.220	53.250	28.340
9	24.290	45.570	31.330
10	28.420	43.680	29.040
11	37.400	63.740	43.460
12	53.570	92.260	59.520
1/1984	51.480	88.660	56.320
2	46.900	99.310	57.290
3	45.780	89.670	53.150
4	27.070	52.980	35.550
5	26.900	60.010	36.270
6	26.144	64.240	27.720
7	45.220	20.580	35.100
8	31.460	52.850	29.520
9	27.680	43.930	31.050
10			32.040
11			30.210
12			38.980
1/1985			41.640
2			42.980
3			45.700
4			39.340
5			45.060
6			38.380
7			38.830

Angaben in m³

Anl. T17: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₁ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben-Nr.	Entnahme-teufe (m)	Proben-material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
1.1	0,7	y	24	2.000	26	2.000		
1.3	1,0	Bo	18	1.600	19	1.700		
1.5	2,0	mS	0,3	44	< 0,1	17		
1.7	3,5	mS,gs	12	790	25	2.400		
1.9	4,25	mG	7,8	110	0,8	110		
1.11	4,6	fs	7,2	1.300	1,9	520		
1.13	4,9	mS,gs	33	6.700	41	9.900		
1.15	5,2	mS	37	14.000	230	45.000		
1.17	5,6	gS,mS	30	2.200	33	2.200		
1.19	6,2	mS	380	> 100.000	580	> 100.000		
1.21	6,6	mS,u	81	25.000	9,4	10.000		
1.23	6,75	-hz	250	> 100.000				
1.25	7,4	mS,u	4,7	230	5,5	470		
1.27	8,0	mS,u	92	65.000	62	77.000		

Anl. T18: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₂ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben-Nr.	Entnahme-teufe (m)	Proben-material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
2.1	1,25	y		*)	570	45.000		
2.3	1,6	Bo	220	22.000	240	37.000		
2.5	2,0	fs	n.n.	32	0,6	180		
2.7	3,4	mS,gs	12	890	2,5	180		
2.9	4,0	mS,gs	52	1.600	19	1.500		
2.11	4,35	mS,fs	30	4.600	25	4.900		
2.13	4,95	gS,ms	17	3.100	23	11.000		
2.15	5,7	mS,gs	440	> 100.000	170	> 100.000		
2.17	6,0	mS,gs	140	29.000	92	34.000		
2.19	6,4	mS,gs	3.700	> 100.000	19	> 100.000		
2.21	6,55	-hz	6.200	> 100.000	9.400	> 100.000		
2.23	7,1	gS,fg	470	> 100.000	17	43.000		
2.25	7,6	gS,fg	64	> 100.000	35	95.000		
2.27	7,7	gS,fg	27	18.000	2,9	6.600		

*) Probenglas zerdrückt

Anl. T19: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₃ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben-Nr.	Entnahme-teufe (m)	Proben-material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
3.1	1,35	y	40	4.200	30	2.700		
3.3	1,4	Bo	120	11.000	83	6.600		
3.5	1,7	mS,hz	140	49.000	13	3.400		
3.7	1,8	mS,gs	65	18.000	20	4.700		
3.9	3,63	fs	92	21.000	97	29.000		
3.11	3,9	fs,ms	14	2.400	18	3.800		
3.13	4,3	mS,gs	340	99.000	65	2.600		
3.15	4,85	mS,gs	66	20.000	37	21.000		
3.17	5,35	mS,gs	18	6.500	9	10.000		
3.19	5,6	mS,fs	61	53.000	27	41.000		
3.21	6,1	mS,gs	46	6.100	30	5.100		
3.23	6,3	-hz	5.500	> 100.000	3.600	> 100.000		
3.25	7,0	mS,gs	61	63.000	20	4.000		

Anl. T20: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₄ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben- Nr.	Entnahme- teufe (m)	Proben- material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
4.1	0,9	y	13	1.700	11	1.300		
4.3	1,2	H	200	23.000	140	16.000		
4.5	1,6	fs,ms,h	8,8	2.900	2,9	880		
4.7	1,75	H	56	14.000	68	13.000		
4.9	5,35	gS,G	24	18.000	17	15.000		
4.11	5,9	gS,fg	65	24.000	63	37.000		
4.13	6,4	gS,fg	63	9.200	47	13.000		
4.15	6,45	gS,ms		*)		*)		
4.17	6,95	gS,ms	65	12.000	33	11.000		
4.19	7,9	gS,ms		*)		*)		

*) Probenglas zerdrückt

Anl. T21: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₅ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben- Nr.	Entnahme- teufe (m)	Proben- material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
5.1	1,1	y	30	1.400	43	2.400		
5.3	1,4	U	85	12.000	88	5.700		
5.5	1,7	H	68	11.000	40	9.200		
5.7	2,0	fs	n.n.	310	0,6	100		
5.9	3,4	ms,fs	n.n.	15	n.n.	37		
5.11	4,0	ms,gs	2,5	260	n.n.	220		
5.13	4,5	gs,ms	7,5	7.600	4,4	950		
5.15	5,0	gs,ms	11	10.000	8,8	2.500		
5.17	5,45	fs,ms	25	9.100	11	2.300		
5.19	6,1	ms,gs	40	5.600	20	4.600		
5.21	6,6	gs,fg	52	46.000	19	13.000		
5.23	6,8	ms,fs	13	14.000	5,3	1.000		
5.25	8,0	ms,gs	9,2	480	1,2	51		

Anl. T22: Vertikale LCKW-Verteilung in der Sondierbohrung
BS₆ im Schadensherd A (Schadensgebiet West)

Proben- Nr.	Entnahme- teufe (m)	Proben- material	I		Gehalt an LCKW in µg/kg		II	
			TCE	PCE	TCE	PCE	TCE	PCE
6.1	1,1	y	4,0	200	4,1	170		
6.3	1,45	y	6,6	830	6,4	540		
6.5	2,0	ms,gs	n.n.	4,5	n.n.	3,5		
6.7	3,2	ms,gs	n.n.	23	n.n.	17		
6.9	4,0	ms,gs,h	n.n.	300	n.n.	52		
6.11	4,2	ms,hz	210	95.000	120	41.000		
6.13	4,6	ms,gs	2,1	760	1,2	330		
6.15	5,0	ms,fs	0,5	340	0,5	180		
6.17	5,3	fs,h	8,1	2.200	4,0	1.200		
6.19	5,7	ms,u	3,8	570	1,5	330		
6.21	6,4	ms,gs	3,9	3.000	1,8	470		
6.23	7,2	fs,h	3,8	600	2,8	380		
6.25	7,5	ms,h	3,6	1.600	1,8	410		
6.27	7,9	ms,h	2,9	600	2,8	330		

Investigation of charge, distribution and spreading of high volatile chlorinated hydrocarbons (HVCH) in ground-water of Pleistocene loose sediments

Conclusion

The present work is a detailed study of the ground-water pollution caused by Perchloroethen (PCE) and Trichloroethen (TCE) in Pleistocene loose sediments of the Berliner ice-marginal valley around a water works.

Contamination sources could be localized and polluted areas separated with the help of a modified investigation strategy for exploration of pollution, caused by HVCH and chemical analysis.

The hydrological ratio of the investigation area are characterized by ground-water filled sediments, most of them fine- and middle-sandy Pleistocene, situated above Middle Oligocene septarian nodule clay. These sediments are interstratified coarse sand to fine gravel and occasional, silty-clayey layers and brown-coal streaks.

The ground-water type in the polluted areas is $\text{Ca}-(\text{Na},\text{Mg})-\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-(Cl)}$ with proportional less changes of HCO_3^- and SO_4^- -concentration and sometimes a higher amount of trace elements. The physical and chemical parameter measured in-situ, verifies that the ground-water is reduced and contaminated.

Vertical and lateral distribution of HVCH were investigated by using soil- and soil air measurements in the unsaturated zone. The highest concentrations of HVCH were measured in and immediatly above the capillary fringe as well as in humic layers in the unsaturated zone. Laterally a nearly concentric distribution of HVCH was detected especially around the local pollution point.

As a result of adsorption of HVCH at the organic substances, it was pointed out that only those organic material, which are present in the sediment could protect the ground-water temporarily.

The lateral spreading of HVCH in ground-water followed the direction of ground-water flow as sharp pollution plumes to discharging wells of the water works. Vertical spreading was very irregular, depending of the position to pollution source and depth in less changing fine- and middle sand.

Not only the distribution of the HVCH-content and extent of the contamination in ground-water were detected, but it was also pointed out that the contamination substances changed from the primary contaminants PCE and TCE to the secondary contaminants cis-1,2-Dichloroethen (cis-1,2-DCE) and especially the toxic Vinyl chloride (VC) during the time of investigation (1982 to 1987). Laboratory investigation had shown that PCE and TCE were decomposed by microorganisms under anaerobic condition. Cis-1,2-DCE was accumulated as inter-decomposition product, furthermore, it was dechlorinated to VC with temporal dece-

leration. VC was decomposed to Methan in dependency of the test conditions, which was detected only qualitatively.

Selfcleaning and remedial action take relatively long periods of time according to the persistence of pollution substances. Summing up the achieved results of the present study, it is concluded that handling with HVCH in hydrogeological sensitive areas, in connection with drinking water hygiene is really serious.

Manfred Nerger

Sujet de la thèse

Etude de la charge de l'eau souterraine de sédiments lâches du pléistocène en hydrocarbures chlorés légèrement volatils (HCCLV), ainsi que de leur distribution et de leur diffusion.

Résumé

Ce travail avait pour objet l'étude approfondie d'une pollution de l'eau souterraine de sédiments lâches du pléistocène par du perchloréthylène (PCE) et du trichloréthylène (TCE) dans la zone de drainage la plus proche d'une usine d'eau, située dans la vallée glaciaire de Berlin.

En modifiant notre stratégie pour étudier la pollution par des HCCLV et en effectuant des analyses chimiques à cet effet, nous avons pu dépister les sources de contamination et délimiter les aires contaminées.

Les conditions hydrogéologiques de la zone étudiée sont déterminées par les sédiments du pléistocène traversés par les eaux souterraines, lequel est formé surtout de sable fin ou semi-fin et se trouve sur le toit de l'argile septarien de l'oligocène médian. Du sable grossier et du gravier fin se sont intercalés dans les sédiments ainsi que des couches sporadiques de limon et des filets de lignite.

L'eau souterraine de ces zones polluées est du type $\text{Ca}-(\text{Na}, \text{Mg})-\text{SO}_4-\text{HCO}_3-(\text{Cl})$ et présente des variations relativement faibles de concentrations en HCO_3^- et en SO_4^{2-} ainsi qu'une proportion parfois élevée d'oligoéléments.

En raison des résultats des mesures physico-chimiques effectuées in situ, nous estimons que cette eau est réduite et que, si on la compare aux eaux phréatiques n'ayant subi aucune influence de l'Homme, elle est chargée en polluants.

Les distributions verticales et latérales des HCCLV dans la zone insaturée ont été étudiées à l'aide de mesures effectuées sur le sol et sur l'air du sol. C'est dans la partie située immédiatement au-dessus de la frange capillaire ainsi que dans les couches d'humus que l'on a trouvé les concentrations les plus élevées en HCCLV de la zone insaturée. Latéralement, on a constaté une distribution presque concentrique autour des points de charge.

L'adsorption des HCCLV au niveau de la matrice organique laisse supposer que seules les substances organiques des sédiments lâches exercent une fonction de protection temporaire de l'eau souterraine.

La diffusion latérale des HCCLV dans l'eau souterraine a eu lieu dans le sens du courant de l'eau souterraine, sous la forme de traînées de polluants bien délimitables allant des foyers de contamination vers les puits d'extraction de l'usine d'eau.

Par contre, la diffusion verticale des HCCLV s'est déroulée de façon très irrégulière, étant déterminée essentiellement par leur position par rapport au foyer de contamination et par leur profondeur dans des sables peu variés, de grain moyen à fin.

En ce qui concerne la distribution des taux de HCCLV dans l'eau souterraine, non seulement nous n'avons pas pu établir l'étendue de la contamination de l'eau souterraine par les HCCLV, mais encore il s'est avéré que, pendant la période de l'étude (de 1982 à 1987), la pollution avait évolué pour la majeure partie, passant des contaminants primaires PCE et TCE au contaminant secondaire cis-1,2-dichloréthylène (cis-1,2-DCE) et en particulier au chlorure de vinyle, qui est toxique.

Les analyses effectuées en laboratoire ont confirmé que le PCE et le TCE étaient dégradés par des micro-organismes en milieu anaérobique. Le cis-1,2-DCE, produit de dégradation intermédiaire, s'est enrichi et a ensuite été déchloré avec un certain retard en donnant du chlorure de vinyle. En fonction des conditions expérimentales, le chlorure de vinyle s'est dégradé en méthane, que nous n'avons détecté que qualitativement.

L'auto-épuration et l'assainissement naturel ont lieu très lentement, vu la persistance des polluants. L'usage des HCCLV dans les zones "sensibles" du point de vue hydrogéologique semble donc très inquiétant pour l'hygiène de l'eau destinée à la consommation humaine.

Tema de la tesis:

Estudio de la introducción, distribución y difusión de hidrocarburos clorados ligeramente volátiles (HCCLV) en las aguas subterráneas de sedimentos movedizos del pleistoceno.

Resumen

El tema de este trabajo era el estudio detallado de la polución del agua subterránea de sedimentos movedizos del pleistoceno por el percloroetileno (PCE) y el tricloroetileno (TCE) en la cuenca de alimentación de una empresa de agua corriente situada en un valle glacial de Berlín.

Por medio de una estrategia analítica modificada hemos podido estudiar la polución por los HCCLV y ejecutar análisis químicos apropiados para identificar el origen de la polución y delimitar las áreas polucionadas.

La situación hidrogeológica de la zona estudiada está determinada por los sedimentos del pleistoceno atravesados por los sedimentos del pleistoceno atravesados por el agua subterránea, el cual se compone sobre todo de arena gruesa o de grava fina y se encuentra sobre el tejado de la arcilla septarinana del oligoceno mediano. Arena gruesa y grava fina se han intercalado en los sedimentos así como estratos esporádicos de arcilla y filetes de lignito.

El agua de tales zonas polucionadas es del tipo $\text{Ca}-(\text{Na}, \text{Mg})-\text{SO}_4-\text{HCO}_3-(\text{Cl})$ y presenta variaciones relativamente bajas de concentraciones en HCO_3^- y en SO_4^- así como una proporción elevada de oligoelementos.

Por razón de los resultados obtenidos in situ, consideramos este agua como reducida y, comparada con un agua subterránea sin alteración antropogénica, como cargada de polutantes.

Las distribuciones vertical y lateral de los HCCLV en la zona no saturada fueron estudiadas en pruebas tomadas sobre el suelo y sobre el aire contenido en el suelo. En la parte inmediatamente situada sobre la orilla capilar así como en los estratos de humus encontramos las concentraciones más elevadas de HCCLV de la zona no saturada. Lateralmente se constató una distribución casi concéntrica alrededor de los puntos de carga.

La adsorción de los HCCLV en la matriz orgánica deja suponer que únicamente las materias orgánicas de los sedimentos movedizos ejercen una función de protección temporal para el agua subterránea.

La difusión lateral de los HCCLV en el agua subterránea tuvo lugar en la dirección de la corriente del agua subterránea, en forma de plumas de polutantes fácilmente delimitables, andando desde los focos de polución hasta los pozos de extracción de la empresa.

Contrariamente a eso, la difusión vertical se desarrolló de una manera muy irregular, ya que fue determinada por la posición relativamente al foco de polución y por la profundidad de arenas poco variadas, de finas a medio gruesas.

En cuanto a la distribución de las concentraciones de HCCLV en el agua subterránea, no

pudimos establecer la extension de la polución del agua subterránea por los HCCLV. Ademas, se evidenció que habia evolucionado en su mayor parte, pasando de los polutantes primarios PCE y TCE al polutante secundario cis-1,2-dicloroetileno (cis-1,2-DCE) y particularmente al cloruro de vinilo, que es muy tóxico.

Los analisis de laboratorio confirmaron la degradación del PCE y TCE por microorganismos en ambiente anaerobico. El cis-1,2-DCE, producto intermediario de degradación, se enriqueció y despues se decloró con una cierta retardación, dando cloruro de vinilo. Según las condiciones experimentales, el coruro de vinilo se degrado a metano, al que pudimos solamente detectar qualitativamente.

La autoepuración y el saneamiento natural tienen lugar muy lentamente por causa de la persistencia de los polutantes. El uso de HCCLV en las zonas "sensibles" desde el punto de vista hidrogeologico parece por lo tanto muy peligroso para la higiene del agua potable.

Тема диссертации: Исследования по загрузке, распределению и распространению легколетучих хлористоуглеродородных соединений (LCKW) в грунтовой воде плейстоценных рыхлых осадочных отложений.

Обобщение

Настоящая работа имела задачу объемного исследования загрязнения грунтовых вод плейстоценных рыхлых осадочных отложений, вызванного тетрахлорэтиленом (PCE) и трихлорэтиленом (TCE) в узком водосборном бассейне насосной станции, расположенной в районе берлинской долины прареки. С помощью модифицированной стратегии исследования для разведки этого загрязнения, вызванного LCKW, и благодаря использованному здесь химическому анализу, удалось определить источники контаминации, а также разграничить контаминированные ореолы друг от друга. На гидрогеологические соотношения района исследования значительно влияют водоносные осадочные отложения в основном тонко- и среднепесчанного плейстоцена, находящиеся висячем боку среднеолигоценовой септариевой глины. В осадочных отложениях находятся включения от крупзернистых песков до мелкого гравия, частично - илесто-глинистых залежей, прослоек бурого угля. Грунтовые воды в поврежденных районах относятся к $\text{Ca}-(\text{Na}, \text{Mg})-\text{SO}_4-\text{HCO}_2-(\text{Cl})$ -му типу, с относительно незначительными колебаниями концентраций HCO_2 и SO_4 , а также с частично повышенной долей редких элементов. В результате измеренных в "in situ" физико-химических параметров им была дана оценка редуцированных вод, а по сравнению с антропогенно независимыми грунтовыми водами, как нагруженных. Вертикальное и латеральное распределение LCKW в ненасыщенной зоне исследовалось измерением почвы и почвенного воздуха. Самые большие концентрации LCKW в ненасыщенной зоне измерялись в капиллярном пространстве или непосредственно над ним, а также в гумусовых слоях. Латерально нужно было установить концентричное распределение концентрации вокруг точечных мест загрузки. В следствие адсорбции LCKW на органической матрице, было возможно только этим веществам в рыхлых осадочных отложениях приурочить временную защитную функцию грунтовых вод. Латеральное распространение LCKW в грунтовых водах происходило от очагов повреждений по направлению течения грунтовых вод к подъемным колодцам насосной станции в виде хорошо ограниченных следов вредных веществ. Напротив, вертикальное распространение было очень неравномерно, так как оно значительно определялось расположением к очагу повреждения и глубиной при малоизменяющихся оелках и средних песках. При распределении содержания LCKW в грунтовых водах было возможно установить не только степень контаминации в грунтовых водах, но и было показано, что за период исследований (с 1982 по 1987 гг.) главное значение контаминации перешло от первичных контаминантов PCE и TCE на вторичные контаминанты *cis*-1.2-DCE и, в особенности, на токсичный VC. Проведенные лабораторные исследования подтвердили, что PCE и TCE разлагаются микроорганизмами в анаэробных условиях. Как промежуточный продукт разложения обогащался *cis*-1.2-DCE, который далее с временной задержкой дехлорировался в VC (винилхлорид). В зависимости от условий исследования VC превращался в метан, который определялся только качественно. Самоочистка и оздоровление происходят за довольно длительные промежутки времени, в соответствии со стабильностью степени загрязнения. Поэтому вопрос обращения с LCKW в гидрогеологически "чувствительных" районах, с точки зрения гигиены питьевой воды, заставляет над собой задуматься.

موضوع البحث : دراسات للمعرف ، توزيع وانتشار المواد الكوروهيدروكربونية في المياه الجوفية لرسوبات البليستوسين
المعككة بولسين .

البحث المتقدم يتخى على ملخص الدراسات التي أجريت على المياه الجوفية الملونة بواسطة البيركلورو ايثان

والتركيزو ايثان في رسوبات البليستوسين المعككة وذلك في المناطق المحيطة بالنشآت الصناعية بولسين .

عن طريق خفئة بحثية مطوره وتحليل معملية أمكن التعرف على مصادر التلوث وكذلك تم تحديد المناطق الملونه .

الخصائص الهيدروجيولوجية في المنطقة موقع الدراسة تتميز بالرسوبات الشبعة ، بالمياه الألوغرافية نسبية .

أغلب هذه الرسوبات رمال دقيقة الى متوسطة الحجم من عصر البليستوسين .

وتغطي هذه الرسوبات طبقة طينية سيطرة عقديه من الألبوسين الأوسط وأحيانا طبقات من الترين الطيني كذلك طبقات رقيقة من الفحم الحجري (اللجنيت) .

المياه الجوفية في المناطق الملونه تتميز بأنها من النوع : كالسيوم ، صوديوم ، مغنسيوم ، كبريتيه ، هيدروكربوناتييه (كوريديه) مع وجود تنبر طفيف في تركيز كل من الهيدروكربونات والكربونات وأحيانا في زيادة وجود العناصر المحيجه من خلال دراسة الخصائص الفيزيقيه والكيميائيه التي تم قياسها في موقع أخذ العينات يمكن اعتبار هذه المياه من النوع المحتول الملوث .

التغيرات الرأسية والأفقية في المواد الكوروهيدروكربونية الطباره أمكن التعرف عليها باستخدام قياسات التربه - التربه والبناء في النطاق الغير مشبع .

أعلى تركيزات من هذه المواد الطباره تم قياسها في النطاق التسري التناوي كذلك مباشرة أعلى هنا النطاق ، بالإضافة الى ذلك في طبقات الدبال في النطاق الغير مشبع .

أما عن التغيرات الأفقيه فهي تكون في هيئة توزيع شبه دائري حول النقاط المحلية لمصادر التلوث .

نتيجة لأخصام المواد الكوروهيدروكربونية الطباره عن طريق المواد المتفرجه الموجوده في الرسوبات تحدث عليه حاليه موفته للمياه الجوفيه المخترزه فيها .

إن الانتشار الافقي للمواد الكوروهيدروكربونية الطباره في المياه الجوفيه يتبع نفس اتجاه حركه المياه الجوفيه في طريقها الى مناطق السحب واستخراج المياه ويكون في هيئه ريشه طوط محدده .

أما الانتشار الرأسى فيكون غير منتظم ويعتمد على موقع مصدر التلوث كذلك العمق في طبقات الرمال المحدوده الغير في حجم الحبيبات من دقيقه الى متوسطه الحجم .

بواسطة دراهه توزيع وتواجد هذه المواد الطباره في المياه الجوفيه أمكن ، ليس فقط تقيم عليه طوط المياه ولكن أيضا تسم استنباط لمعليه تحول المواد المسببه للتلوث مثال ذلك معليه تحول الـ ١ ، ٢ ثنائي كلوريد الايثان وعلى الاخص كلوريد الفيل السام أثناء وخلال فتره اعاد البحث (١٩٨٢ - ١٩٨٧) .

الشواهد المعملية كذلك افادت أن السيركلورو ايثان وثلاثي كلوريد الايثان يحدث لهم تحول وتكسبر عن طريق التفاعلات الحيه الدقيقة وذلك تحت ظروف بكتيرييه لاهوائيه .

كوانج تحول ثنائيه تركيز الـ ١ ، ٢ ثنائي كلوريد الايثان الذي مع مرور الوقت يتحول موه أخرى الى كلوريد الفيل ثم بعد ذلك يتحول كلوريد الفيل الى الميتان وذلك اعتمادا على ظروف الاختبار ،

وقد تم استنباط ذلك فقط في موره كميه .

— ٢ —

- عملية التنقية الذاتية والمعالجة تتم في فترة زمنية طويلة نسبيا وذلك اعتمادا على كمية المواد الملوثة ودرجة التلوث .
- وأن تواجد المواد الكلوروهيدروكربوناتيية الطيارة في المياه الجوفية بالمناطق التي تتميز بحده التلوث تظهر من خلال صورته استخدامها في مياه الشرب خطوره شديده .

11. Danksagung

Für die Anregung und Möglichkeit, die vorliegende Arbeit beginnen zu können sowie für fachliche Hinweise danke ich vor allem Herrn Prof. Dr. habil. G. Milde, Dr. R. Leschber und Dr. U. Hagendorf. Herrn Prof. Dr. habil. E. Klitzsch, Prof. Dr. habil. A. Pekdeger und Dr. H. Ganz sei für die Unterstützung bei der Durchführung der Arbeit ebenfalls gedankt.

Für die Genehmigung, die entsprechenden Daten verwenden zu dürfen und für die sehr kooperative Zusammenarbeit gebührt meinen Dank den Herren Dr. Tessendorf und Dr. Melsheimer von den Berliner Wasserbetrieben und der Berliner Senatsverwaltung für Umweltschutz und Stadtentwicklung.

Frau Dr. A. Geller und Herrn Dr. F. Wendland danke ich für eingehende Diskussionen sowie redaktionellen Hinweisen zur Gestaltung des Textes und der Bibliographie.

Mein Dank gilt ferner den Herrn Dipl.-Ing. (FH) R. Mergler-Völkl für die Durchführung der gaschromatographischen Analytik und die fruchtbaren Diskussionen, T. Möhlmann und G. Kramm für die Durchführung der ionenchromatographischen Analysen und Spurenstoffbestimmungen mittels ICP/MS.

Herrn Ch. Hohmann und den Damen M. Kapst, M. Reppold und M. Jung möchte ich für die tatkräftige Unterstützung bei der technischen Fertigung der Arbeit meinen herzlichen Dank sagen.

Manfred Nerger

Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V.

Nr. 1*:	Stooff: Chemische und physikalisch-chemische Fragen der Wasserversorgung	
Nr. 2:	Meinck: Englisch-deutsche und deutsch-englische Fachausdrücke aus dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	7,00 DM
Nr. 3:	Kisker: Die Überwachung der Grundstückskläranlagen	0,50 DM
Nr. 4:	Kolkwitz: Ökologie der Saprobien	5,00 DM
Nr. 5*:	Beger: Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie	
Nr. 6*:	Meinck/Stooff/Weldert/Kohlschütter: Industrie-Abwässer	
Nr. 7*:	Lüdemann: Die Giftwirkung des Mangans auf Fische, Krebse und Fischnährtiere	
Nr. 8:	Büsscher: Untersuchungen über den Aufwuchs in Wasserbecken und seine Bekämpfung mit Kupfersulfat . .	2,60 DM
Nr. 9:	Meinck/Thomaschk: Untersuchungen über den anaeroben Abbau von Viskoseschlamm	4,40 DM
Nr. 10:	Beyreis/Heller/Bursche: Beiträge zur Außenluft-hygiene	9,60 DM
Nr. 11:	Steinkohlenflugasche	15,00 DM
Nr. 12*:	Bethge/Löbner/Nehls/Kettner/Lahmann: Außenlufthygiene. 1. Folge	
Nr. 13*:	Bethge/Büsscher/Zinkernagel/Löbner: Außenlufthygiene. 2. Folge	
Nr. 14a*:	Kruse: Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa	
Nr. 14b:	Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa	8,60 DM
Nr. 15:	Löbner: Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands	2,00 DM
Nr. 16:	Naumann/Heller: Probleme der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Mineralöle und Detergentien. Luftverunreinigung und Abhilfemaßnahmen	2,50 DM
Nr. 17:	Aurand/Delius/Schmier: Bestimmung der mit Niederschlag und Staub dem Boden zugeführten Radioaktivität (Tropfsammelverfahren)	4,00 DM

Nr. 18*:	Naumann: 60 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	
Nr. 19:	Abhandlungen aus dem Arbeitsgebiet des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	17,60 DM
Nr. 20:	Sattelmacher: Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser	4,80 DM
Nr. 21:	Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1963 in Berlin	4,80 DM
Nr. 22:	Langer/Kettner: Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden und Lufthygiene 1964 in Köln	5,10 DM
Nr. 23:	Lahmann: Luftverunreinigung in den Vereinigten Staaten von Amerika	5,60 DM
Nr. 24*:	Mauch: Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen in mitteleuropäischen Gebieten	
Nr. 25:	Lahmann/Morgenstern/Grupinski: Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/Ludwigshafen	6,80 DM
Nr. 26:	Kempf/Lüdemann/Pflaum: Verschmutzung der Gewässer durch motorischen Betrieb, insbesondere durch Außenbordmotoren	8,50 DM
Nr. 27:	Neuzeitliche Wasser-, Boden- und Lufthygiene	10,80 DM
Nr. 28:	Lahmann: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr	13,40 DM
Nr. 29:	Heller/Kettner: Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubbiederschlägen	11,60 DM
Nr. 30:	Meteorologie und Lufthygiene	19,80 DM
Nr. 31*:	Die Desinfektion von Trinkwasser	
Nr. 32:	Rattenbiologie und Rattenbekämpfung	29,40 DM
Nr. 33:	Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene	30,80 DM
Nr. 34:	Gewässer und Pestizide. 1. Fachgespräch	15,20 DM
Nr. 35:	Kettner: Geruchsbelästigende Stoffe	15,00 DM
Nr. 36:	Durchlässigkeit von Lockersedimenten – Methodik und Kritik	9,20 DM
Nr. 37:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 2. Fachgespräch	27,40 DM
Nr. 38:	Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst	34,60 DM
Nr. 39:	Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion – MIK-Werte und Schutzzonen 1972	4,60 DM
Nr. 40:	Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen	21,50 DM

Nr. 41:	Lufthygiene 1974	26,00 DM
Nr. 42:	Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland	70,00 DM
Nr. 43*:	Schwimmbadhygiene (vgl. Nr. 58)	
Nr. 44:	Zur Diskussion über das Abwasserabgabengesetz . .	18,00 DM
Nr. 45:	Siedlungshygiene und Stadtplanung	31,00 DM
Nr. 46:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 3. Fachgespräch	32,00 DM
Nr. 47:	Dulson: Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft	28,00 DM
Nr. 48:	Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate	35,50 DM
Nr. 49:	Lahmann/Prescher: Luftverunreinigungen in der Umgebung von Flughäfen	33,50 DM
Nr. 50:	Oetting: Hydrogeochemische Laboruntersuchungen an Bergmaterialien und einer Hochofenschlacke	43,20 DM
Nr. 51:	Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV 4. Fachgespräch	28,50 DM
Nr. 52:	Aktuelle Fragen der Umwelthygiene	65,00 DM
Nr. 53:	Luftqualität in Innenräumen	69,50 DM
Nr. 54:	Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte (Kolkwitz-Symposium)	12,50 DM
Nr. 55:	Atri: Schwermetalle und Wasserpflanzen	29,00 DM
Nr. 56:	Zellstoffabwasser und Umwelt	48,00 DM
Nr. 57:	Gewässerschutz – Abwassergrenzwerte, Bioteste, Maßnahmen	36,00 DM
Nr. 58:	Schwimmbadhygiene II	33,00 DM
Nr. 59:	Lufthygiene 1984	48,00 DM
Nr. 60:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt I . . .	58,00 DM
Nr. 61:	Figge/Klahn/Koch: Chemische Stoffe in Ökosystemen	48,00 DM
Nr. 62:	Chemical Water and Wastewater Treatment	60,00 DM
Nr. 63:	Humanökologie – Umwelt-, Innenraum- und Siedlungshygiene	38,00 DM
Nr. 64:	Boden- und Grundwasserschutz	46,00 DM
Nr. 65:	Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler . .	78,00 DM
Nr. 66:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt II . .	65,00 DM
Nr. 67:	Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge	48,00 DM

Nr. 68:	Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel	58,00 DM
Nr. 69:	Smogepisoden	58,00 DM
Nr. 70:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt IV . .	76,00 DM
Nr. 71:	Haaranalyse in der Medizin und Umwelt	48,00 DM
Nr. 72:	Legionellen	40,00 DM
Nr. 73:	Atri: Nickel - Elemente in der aquatischen Umwelt I . .	54,00 DM
Nr. 74:	Schwermetalle in der Umwelt	54,00 DM
Nr. 75:	Atri: Arsen - Elemente in der aquatischen Umwelt II . .	44,00 DM
Nr. 76:	Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene	34,00 DM
Nr. 77:	Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ca.	40,00 DM
Nr. 78:	Viren und Plasmide in der Umwelt	58,00 DM
Nr. 79:	Pflanzenschutzmittel und Grundwasser	78,00 DM
Nr. 80:	Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte	58,00 DM
Nr. 81:	Zusatzstoffe für Trinkwasser	48,00 DM
Nr. 82:	Halogenkohlenwasserstoffe in Wasser und Boden . . .	46,00 DM
Nr. 83:	Bartel/Bartocha/Grohmann/Seidel: Warmwassersprudelbecken	56,00 DM

Die genannten Veröffentlichungen können beim Gustav Fischer Verlag, Postfach 7201 43, D-7000 Stuttgart 70, bestellt werden.

Mit * gekennzeichnete Nummern sind vergriffen.

Vereinsmitglieder können die Veröffentlichungen beim Verein zu Vorzugspreisen erwerben.

Der gemeinnützige Verein fördert insbesondere die wissenschaftlichen Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.

Wer an Informationen über den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. interessiert ist oder Mitglied dieses Vereins werden möchte, wende sich bitte an den Geschäftsführer, Herrn Dipl.-Ing. H. Nobis-Wicherding, Telefon (030) 8633-2707 (Anschrift: Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V., Corrensplatz 1, D-1000 Berlin 33).

