



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 7/1998

Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe

W. Nestler¹, W. Walther², F. Jacobs³, R. Trettin⁴,
K. Freyer⁴

¹ Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
LB Geotechnik und Wasserwesen

² Technische Universität Dresden
Institut für Grundwasserwirtschaft

³ Universität Leipzig
Institut für Geophysik und Geologie

⁴ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie und Sektion Analytik

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben
wurde mit Mitteln des BMBF gefördert.

ISSN 0948-9452

Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe

Gemeinsamer Abschlußbericht
zum Verbundforschungsvorhaben des Bundesministeriums
für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie
(02 WT 9454)

Leitung des Verbundvorhabens
W. Nestler

Teilprojekt 1:

Charakterisierung der Mischungsverhältnisse im Grundwasserleiter/Verhalten der Summenparameter AOS und DOC bei der Uferfiltration

W. Nestler (Projektleiter), J. Dehnert, T. Grischek
Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, LB Geotechnik & Wasserwesen
Friedrich-List-Platz 1, 01069 Dresden

Teilprojekt 2:

Verhalten von Einzelstoffen (Sulfonsäuren und halogenierten Carbonsäuren) bei der Uferfiltration

W. Walter (Projektleiter), P. Neitzel
Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft
Mommsenstraße 13, 01062 Dresden

Teilprojekt 3:

Dreidimensionale Beobachtung von Strömungsprozessen im Grundwasserleiter mittels geoelektrischer Computertomographie

F. Jacobs (Projektleiter), C. Reißmann
Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie
Augustusplatz 10 - 11, 04109 Leipzig

Teilprojekt 4:

Entwicklung und Anwendung isopenanalytischer Methoden zur Beurteilung von Herkunft und Bewegung von Grundwasser und Inhaltsstoffen

R. Trettin, K. Freyer (Projektleiter)
H.C. Treutler, G. Mallén, G. Strauch
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie, Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt
Sektion Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Danksagung

Das Forschungsteam möchte sich beim BMBF für die Förderung des Vorhabens und die vertrauensvolle Zusammenarbeit bei der Lösung der laufenden Probleme, die ein so umfangreiches Verbundvorhaben unweigerlich mit sich bringt, herzlich bedanken. Unser Dank gilt des weiteren Herrn Prof. Dr. H. Sontheimer†, der das Vorhaben mit auf den Weg gebracht und mit seinen Erfahrungen wesentlich beeinflusst hat. Schließlich möchten wir uns bei unserem Praxispartner, der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH bedanken, ohne deren Unterstützung bei der Durchführung der Feldversuche und bei der Analyse der zahlreichen Wasserproben die Resultate nicht in dem vorgelegten Umfang und der praxisrelevanten Form möglich gewesen wären.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Zielstellung des Forschungsvorhabens	3
2. Planung und Ablauf des Vorhabens	6
3. Rahmenbedingungen der Untersuchungsstandorte	9
3.1 Untersuchungsstandorte in der Elbaue bei Torgau	9
3.1.1 Geologische Verhältnisse	9
3.1.2 Hydrologische und geohydraulische Verhältnisse	11
3.1.3 Meßnetze	12
3.2 Standort Meißen	19
3.2.1 Geologische Verhältnisse	19
3.2.2 Geohydraulische Verhältnisse	19
3.2.3 Meßnetz	19
3.3 Untersuchungsprogramme	20
3.3.1 Beschaffenheitsmeßprogramme	20
3.3.2 Isotopenanalytisches Meßprogramm	21
3.3.3 Kleintechnische Anlagen und Laborversuche	22
4. Charakterisierung von Mischungsprozessen in Talgrundwasserleitern mit Uferfiltration	24
4.1 Landseitiges Grundwasser	24
4.1.1 Charakterisierung durch Grundwasserbeschaffenheit	24
4.1.2 Indikationen zur Grundwasserschichtung, -herkunft und -dynamik mittels Isotopenmethoden	31
4.2 Uferfiltrat und Grundwasser	39
4.2.1 Charakterisierung der lokalen Strömungsverhältnisse mit geohydraulischen Modellen	39
4.2.2 Identifizierung von Strömungsprozessen im Bereich der Uferfiltration mit Hilfe isotopenanalytischer Verfahren	44
4.2.3 Identifizierung von Strömungsprozessen mittels hydrochemischer Verfahren	52
4.2.4 Identifizierung von Strömungsprozessen mit Hilfe der Temperatur als natürlicher Tracer	59
4.2.5 Nachweis der Unterströmung der Elbe mit hydraulischen Verfahren	65
4.2.6 Untersuchungen zum Infiltrationsregime der Elbe mit dem natürlichen Isotop Radon-222	67
5. Methodische Arbeiten zur Weiterentwicklung von Untersuchungsverfahren	76
5.1 Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit von Grundwasserströmungen mit Hilfe der „Methode des geladenen Körpers“	76
5.2 Dreidimensionale Beobachtung von Strömungsprozessen mit hochauflösender geoelektrischer Computertomographie	84
5.2.1 Einleitung	84
5.2.2 Theoretische Grundlagen der Prozeßtomographie	84
5.2.3 Laborversuche zur Überprüfung des Auflösungsvermögens	85
5.2.4 Ermittlung von Geschwindigkeit und Richtung des Grundwassers mittels geoelektrischer Überwachung von Tracerversuchen	87
5.2.5 Wertung der Ergebnisse	89

5.3	Radon-222 als neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen	91
5.4	Weiterentwicklung hydrochemischer Untersuchungsverfahren	99
5.4.1	Aromatische Sulfonsäuren	99
5.4.2	Halogen-carbonsäuren	102
6.	Stoffumsetzungen in Talgrundwasserleitern mit Uferfiltration	107
6.1	Charakterisierung der Beschaffenheitsverhältnisse	107
6.2	Untersuchungen zum Verhalten organischer Summenparameter	112
6.2.1	Verhalten des DOC	112
6.2.2	Summenparameter AOS und IOS - Einordnung und Analytik	121
6.2.3	Vorkommen von AOS und IOS im Elbewasser	125
6.2.4	Verhalten des AOS und IOS bei der Uferfiltration	126
6.2.5	Weitere Charakterisierung des AOS und IOS	129
6.3	Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe	134
6.4	Isotopensignaturen zur Charakterisierung von Stoffumsetzungen in Talgrundwasserleitern	144
6.4.1	Isotopensignaturen im landseitigen Zufluß	144
6.4.2	Isotopensignaturen in der Elbe und im Uferfiltrat	145
6.4.3	Veränderung der Radiokohlenstoffaktivität des DOC durch Lösung sedimentären organischen Kohlenstoffs im Aquifer	149
6.4.4	Stoffumsetzungen im ufernahen Bereich und im landseitigen Zustrom	150
7.	Nutzung der Forschungsergebnisse für den sachgerechten Betrieb von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern der Elbe	159
7.1	Monitoring der Uferfiltratbeschaffenheit auf der Basis von Meßprofilen	159
7.2	Wasserwerksrelevante polare Inhaltsstoffe in der Elbe und im Uferfiltrat - Stand und Trends	161
7.3	Beschaffenheitsbewirtschaftung von Uferfiltratfassungen	163
7.4	Beherrschung von Extremsituationen	170
7.4.1	Hochwasserereignisse	170
7.4.2	Stoßbelastungen der Elbe	171
7.5	Nutzung von Isotopentracern zur effektiven Beobachtung von Prozessen in Talgrundwasserleitern	173
7.6	Nutzung weiterer Forschungsergebnisse	177
7.6.1	Verwendung von 50 Hz-Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik	177
7.6.2	Bewertung des Verhaltens von Arylsulfonaten	179
7.6.3	Beurteilung der Wasserwerksrelevanz von Naphtylsulfonaten	181
8.	Zusammenfassung	183
9.	Literatur	190
10.	Veröffentlichung der Forschungsergebnisse	199
10.1	Publikationen	199
10.2	Beiträge auf nationalen und internationalen Fachtagungen	201
10.3	Schutzrechte/Patente	203
11.	Liste der wissenschaftlichen Teilberichte	204

1. Zielstellung des Forschungsvorhabens

Für die Bundesländer Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Berlin stellt die Gewinnung von angereichertem Grundwasser und Uferfiltrat der Elbe und ihrer Nebenflüsse (Mulde, Parthe, Saale, Spree u.a.) eine wichtige Quelle der Trinkwasserversorgung dar. Die im Lockergesteinsbereich dieser Bundesländer vorhandenen Talgrundwasserleiter bieten dazu in der Regel günstige Voraussetzungen.

Die Nutzung von Uferfiltrat der Elbe und ihrer Nebenflüsse ist in den achtziger Jahren immer stärker unter Kritik geraten, die primär auf die wachsende Belastung der Flüsse dieser Bundesländer durch Einleitung unzureichend gereinigten Abwassers zurückzuführen war. Bedingt durch die Überlastung und standortbezogene teilweise Erschöpfung des Leistungsvermögens der Untergrundpassage kam es zunehmend zu Problemen bei der Aufbereitung zu Trinkwasser. Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) betrachten daher den Bau und die Ertüchtigung von Abwasserreinigungsanlagen als die wichtigste Sanierungsmaßnahme. Bezogen auf die Trinkwasserversorgung soll im Ergebnis die Aufbereitung von Uferfiltrat wieder mit einfachen Technologien möglich werden. Die 1990/91 an der Elbe durch die Stilllegung von Betrieben eingetretenen Beschaffenheitsverbesserungen und erste Effekte der eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen erlauben eine optimistische Bewertung der Rohwasserquelle Uferfiltrat in den Talgrundwasserleitern der Elbe. Wesentlich für die Trinkwasserversorgung ist die Sicherheit der Rohwassergewinnung, die den Anforderungen der Zukunft gerecht werden muß. Mengenspezifische Aspekte wie zulässige Uferbelastung oder maximale Absenkung des Brunnenwasserstandes werden zukünftig wegen des sinkenden Bedarfs gegenüber der Beherrschung von wasserwerksrelevanten Wasserinhaltsstoffen eine untergeordnete Rolle spielen. Für die Sicherung der Qualität des durch Uferfiltration gewonnenen Wassers ist das Vermögen der Untergrundpassage, Wasserinhaltsstoffe zu eliminieren und Stoßbelastungen zu puffern, von entscheidender Bedeutung.

Gegenstand des Forschungsvorhabens war daher die Verbesserung des Kenntnisstandes über Art und Leistungsvermögen der Untergrundpassage bei der Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern der Elbe und die dabei auftretenden Mischungs- und Abbauprozesse. Schwerpunkte waren Untersuchungen

- zum Leistungsvermögen der Untergrundpassage hinsichtlich der Elimination von Wasserinhaltsstoffen insbesondere der durch die Summenparameter DOC, AOS und IOS erfaßbaren organischen Verbindungen,
- zum Verhalten ausgewählter Spurenstoffe bei der Uferfiltration wie Arylsulfonaten und Halogen-carbonsäuren (Retardation und Abbau),
- zu den Möglichkeiten der Ausweisung der Einflußbereiche des Uferfiltrats im Aquifer sowie zur Prognose der Mischwasserqualität in den Brunnengalerien,
- zur Bestimmung von Aufenthaltszeit und Fließrichtung des Uferfiltrats und zur Charakterisierung der großmaßstäblichen Mischungsprozesse durch geophysikalische und isotopenhydrologische Untersuchungen,
- zur räumlichen und stockwerksbezogenen Differenzierung des landseitigen Grundwassers und dessen Einfluß auf die Mischwasserqualität,
- zum Einfluß der Sanierung der Elbe auf die Beschaffenheit des Uferfiltrats,

- zur Überprüfung und Neufestlegung der tatsächlich notwendigen Größe von Schutzzonen in Talgrundwasserleitern,
- zur Bewertung der Sicherheit bei Stoßbelastungen und deren Erhöhung bei Ausnutzung der Mischungsprozesse durch entsprechenden Fassungsbetrieb,
- zur Verbesserung der Datenbasis zur Kalibrierung geohydraulischer Modelle und
- zum Aufbau wissenschaftlich begründeter Monitoringsysteme als Basis der Überwachung der Rohwasserqualität mit ausreichendem Vorwarneffekt .

Die Ausnutzung der Bodenpassage als erste Aufbereitungs- und Pufferzone erfolgt bei den Uferfiltratwasserwerken entlang der Elbe in unterschiedlichen Dimensionen. Während im oberen Elbtal die Fließwege oftmals geringer als 100 m sind und bei höherer Belastung vor 1992 Fließzeiten von weniger als zehn Tagen auftraten, betragen die Fließwege in der Torgauer Elbaue zwischen 300 und 1500 m bei Fließzeiten zwischen 60 und 300 Tagen. Die Wirksamkeit der Bodenpassage hinsichtlich der Pufferung von Schadstoffstößen, der Rückhaltung trinkwasserrelevanter organischer Einzelstoffe, Nitrate, Schwermetalle und pathogener Keime u.a. ergibt sich hauptsächlich aus den ablaufenden Mischungs-, Sorptions- und Abbauprozessen. Während die Mischungsprozesse stoffspezifisch wirken, besteht für die anderen Prozesse eine starke Abhängigkeit von den Eigenschaften der Wasserinhaltsstoffe und der Bodenmatrix. Ein hoher Kenntnisstand über die Wirksamkeit der Naturraumpotentiale ist die Grundlage für optimale Nutzungs-, Überwachungs- und Schutzstrategien.

Bei der Festlegung des für die Rohwassergewinnung aus Talgrundwasserleitern zukünftig maßgebenden und im Rahmen von Forschungsarbeiten zu untersuchenden Stoffspektrums war von Bedeutung, daß die TVO nicht alle trinkwasserrelevanten Stoffe beinhaltet und mit der Entwicklung der Analytik und der toxikologischen Bewertung von Einzelstoffen langfristig über eine Erweiterung der TVO entschieden werden muß. Entwicklungen in der Analytik der letzten Jahre ermöglichen zunehmend die Bestimmung schwefelorganischer und polarer organischer Stoffe. Derartige Verbindungen werden in der Elbe in teilweise hohen Konzentrationen nachgewiesen wobei einzelne Stoffe in ihren Konzentrationen diejenigen der Chlororganika übertreffen. Die Mittelwerte liegen beim AOS mit 200 µg/l und beim IOS mit 144 µg/l deutlich über dem Mittelwert des AOX mit 40±10 µg/l. Als Zwischen- und Endprodukte organisch-chemischer Synthesen sowie nach ihrer Anwendung in der Färberei-, Waschmittel- und Papierindustrie gelangen polare schwefelorganische Verbindungen über industrielle und kommunale Abwässer in Oberflächengewässer und damit auch ins Grundwasser. Auf Grund ihrer hohen Wasserlöslichkeit, teilweise starken Persistenz in der Umwelt und relativ hohen Konzentration in Oberflächengewässern Mitteleuropas besteht die Aufgabe, deren Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz zu untersuchen und aus den Ergebnissen die notwendigen Schlußfolgerungen für die Trinkwasseraufbereitung abzuleiten sowie gegebenenfalls praxiskonkrete Maßnahmen vorzuschlagen. Dies setzt einerseits die sichere analytische Beherrschung der Substanzen bis in den oberen ng/l-Bereich voraus, erfordert zum anderen ausgedehnte Untersuchungen an Grundwassermeßprofilen im Einzugsgebiet von Uferfiltratwasserwerken. Organische Halogencarbonsäuren werden ebenfalls in Oberflächengewässern angetroffen. Ihre Quellen sind in Industrieabwässern sowie in der Metabolisierung bestimmter Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel zu finden. Da über ihr Verhalten während der

Uferfiltration momentan kaum etwas bekannt ist, sind auch diese in das Untersuchungsprogramm aufgenommen worden.

Bewirtschaftung, Monitoring und Schutz von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern erfordern in zunehmendem Maße eine exakte Kenntnis des Strömungsregimes, um hierauf aufbauend eine differenzierte Systemanalyse und Prozeßbeschreibung durchführen zu können. Eine dreidimensionale, teufenorientierte Betrachtung ist dabei unumgänglich. Untersuchungen im Rahmen von BMFT-Forschungsvorhaben am Rhein (SONTHEIMER, 1991) und an der Elbe (NESTLER, 1993) zeigten eindeutig, daß die stoffunspecifisch wirkenden Mischungsprozesse bei der Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern sowohl für die Qualität des geförderten Rohwassers als auch für die Sicherheit gegenüber Stoßbelastungen eine dominierende Rolle spielen. Die örtlich differenzierte Erfassung und modelltechnische Beschreibung der großmaßstäblichen Mischungsprozesse stellt daher eine Voraussetzung für die angestrebte umfassende Nutzung des Potentials des Gesamtraumes des Talgrundwasserleiters und nicht nur der Zone zwischen Vorfluter und Fassung dar. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der detaillierten Beschreibung von Strömungsprozessen und der Bestimmung von Fließgeschwindigkeiten und Fließrichtungen des Grundwassers. Zur Charakterisierung der Mischungsprozesse wurden unter Schwerpunktsetzung auf den Standort Torgau-Ost zahlreiche auf geophysikalischen, isopenanalytischen und chemischen Prinzipien beruhende Verfahren vergleichend betrachtet und angewendet. Notwendig hierfür war jedoch eine der speziellen Problematik Rechnung tragende Anpassung von Verfahren und die Gewährleistung der damit verbundenen Probenahmebedingungen. Zur dreidimensionalen Simulation der Strömungs- und Beschaffenheitsverhältnisse, die für die Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern unverzichtbares Arbeitsmittel ist, steht gegenwärtig ausreichend leistungsfähige Software, wie SIC 100, GEOFIM, FEFLOW u.a., zur Verfügung, die den Anforderungen der Praxis genügt; ebenso gibt es hinsichtlich der Feinheit der Diskretisierung auf Grund der wachsenden Leistungsfähigkeit der Hardware kaum noch Einschränkungen. Maßgebendes Problem ist häufig eine für die Kalibrierung der Modelle nicht ausreichende Datengrundlage, welche die Genauigkeit der Modelle stark begrenzt. Die übliche Modellkalibrierung auf der Basis von Wasserstands- und Wassermengenumessungen genügt gehobenen Anforderungen an die Widerspiegelung der natürlichen Verhältnisse in Problembereichen der Uferfiltration wie der Infiltrationszone nur bedingt. In Anbetracht der Bedeutung, die Modellierungsergebnissen bei wissenschaftlichen Untersuchungen und bei Entscheidungsfindung beigemessen wird, ist eine verbesserte Kalibrierung durch ergänzende, punktuell und linienhaft gewonnene Parameter wie Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung, Infiltrationsraten und bevorzugten Strombahnen auf der Basis geeigneter in-situ-Meßverfahren dringend notwendig. Gegenwärtig ist diese Aufgabe für die Praxis als ungenügend gelöst anzusehen. Ziel der Forschungsarbeiten war es daher, geeignete Verfahren zur Informationsgewinnung durch die methodische Weiterentwicklung des geophysikalischen Verfahrens "mise á la masse" (Methode des geladenen Körpers), der geoelektrischen Computertomographie und isopenanalytischer Verfahren zu schaffen und an einem repräsentativen Talgrundwasserleiter mit hohem Erkundungsgrad beispielhaft zu testen.

2. Planung und Ablauf des Vorhabens

Eine erfolgreiche Lösung der eingangs formulierten komplexen Fragestellung setzt interdisziplinäre Zusammenarbeit voraus. Das Forschungsvorhaben ist deshalb von Beginn an als gemeinsames Forschungsvorhaben der Hochschule für Technik und

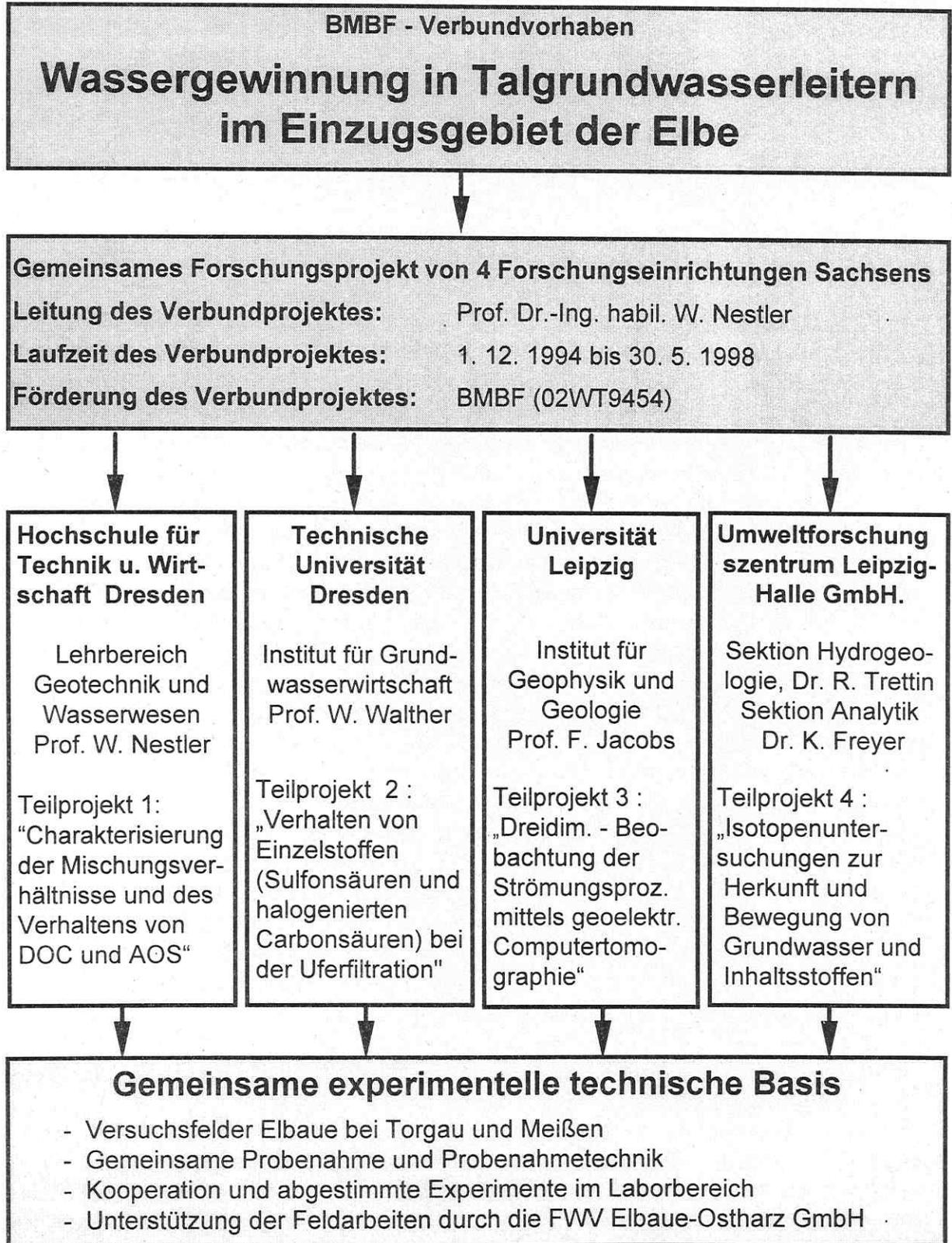


Abb. 2-1: Struktur des Verbundvorhabens

Wirtschaft Dresden, der Technischen Universität Dresden, der Universität Leipzig und des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH geplant worden. Struktur und Aufgabenverteilung des Forschungsvorhabens zeigt die Abb. 2-1.

Die Forschungsarbeiten ordnen sich in das BMBF-Programm Elbe 2000 ein. Bei der Planung und Durchführung der Forschungsarbeiten wurde grundsätzlich von der fachbezogenen und teilprojektübergreifenden Bearbeitung unter weitgehender Nutzung der an der Elbe vorhandenen, gut untersuchten Versuchsfelder ausgegangen. Die Basis bildeten insbesondere die Erfahrungen aus den Forschungsvorhaben „Untersuchung der Beschaffenheitsdynamik bei der Uferfiltration der Elbe“ (NESTLER u.a., 1994) und „Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat bei Stoßbelastungen“ (SONTHEIMER, 1991).

Das eingesetzte Forschungsinstrumentarium umfaßte ein umfangreiches Spektrum geohydraulischer, geophysikalischer, isotopenanalytischer und hydrochemischer Methoden, die teilweise in der ersten Projektphase aufzubauen und zu adaptieren waren. Schwerpunkt der Arbeiten bildeten die Felduntersuchungen am Standort „Elbaue bei Torgau“ zum beispielhaften Nachweis der dominierenden Mischungs-, Speicher- und Abbauprozesse bei der Uferfiltration in Talgrundwasserleitern der Elbe. Speziell zur Untersuchung der ufernahen Fließprozesse und besonders im Hinblick auf Radonmessungen wurde ein hinreichend engmaschiges Infiltrationsmeßfeld geschaffen. Während der Gesamtlaufzeit des Vorhabens wurde ein Grundmeßprogramm sichergestellt, welches den Rahmen für alle anderen Untersuchungen lieferte und zum anderen die 1992 an Uferfiltratmeßprofilen der Elbe begonnenen Meßreihen zur Beobachtung des Effektes der Sanierung der Elbe fortsetzte. Zum Nachweis von Herkunft, Transport und Stoffumsatz sind leistungsfähige Isotopenmethoden und geoelektrische Verfahren in das Untersuchungsspektrum mit dem Ziel integriert worden, das bekannte methodische Know-how für das spezielle Problem der Uferfiltration in Talgrundwasserleitern aufzubereiten, ihre Anwendungsrelevanz zu prüfen und nach Möglichkeit weiterzuentwickeln; teilweise wesentlich bis zur Patentreife. Zur Unterbrechung der Prozeßuntersuchungen sind neben den Felduntersuchungen laborative Untersuchungen an Batchanlagen und einer dafür speziell entworfenen Säulenanlage eingesetzt worden. Anpassungen zur Aufgabenstellung waren erforderlich bei den Arbeiten zur Beschreibung der Strömungsverhältnisse, da den Arbeiten zur Verbesserung der Datengrundlage gegenüber denen zur Simulation eine höhere Priorität zugeordnet werden mußte. Des weiteren ist der Parameter AOS durch IOS ergänzt worden, da beim AOS ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Standorten auf Grund methodischer Probleme nicht realisierbar war. Neu in das Arbeitsprogramm aufgenommen wurde die Entwicklung des Radonverfahrens zur Sicherstellung einer repräsentativen Probennahme. Dieses Verfahren führt bei der Überwachung des Probennahmeprozesses zu einer wesentlichen Verbesserung im Hinblick auf die Vermeidung von Standortwasserbeimischungen und stellt eine wichtige Ergänzung der entsprechenden DVWK-Empfehlung dar. In stärkerem Maße als vorgesehen wurden auch Isotopenuntersuchungen zur Grundwasserschichtung der landseitigen Zuflußgebiete vorgenommen, ohne daß hierbei bereits die zeitliche Variation berücksichtigt werden konnte.

Als gemeinsame wissenschaftlich-technische Basis des Vorhabens wurden genutzt:

- Versuchsfeld in der Torgauer Elbaue mit 2 Meßprofilen als Repräsentativstandort
- Meßprofil Meißen-Siebeneichen als Vergleichsstandort
- einheitliche Probenahmetechnik an der HTW Dresden
- Analytik für Isotope, Ionen, Summenparameter und Spurenstoffe, abgestimmt zwischen den Partnern unter Einbeziehung der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH
- Labortechnik zur Durchführung von Säulen-, Batch- und Adsorptionsversuchen am IGW der TU Dresden
- Datenbank und Software zur Auswertung der Feldmessungen und zur Simulation der Strömungsverhältnisse an der HTW Dresden.

Das Basisfeldprogramm in den Meßprofilen wurde unter Regie der HTW Dresden durchgeführt, wobei bei speziellen Probennahmeaufgaben die dafür zuständigen anderen Mitarbeiter des Verbundprojektes mitwirkten. Auf diese Weise konnten wirklich vergleichbare Proben erhalten und der Aufwand an physikochemischen und hydrochemischen Begleituntersuchungen minimiert werden. Bei Untersuchungen an den landseitigen Grundwässern konnte teilweise von den halbjährlichen Beprobungskampagnen des Wasserwerksbetreibers Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH logistisch und durch Überlassung hydrochemischer Daten profitiert werden.

Die Koordinierung und Abstimmung der wissenschaftlichen Arbeiten erfolgte durch Beratungen aller wissenschaftlichen Mitarbeiter in halbjährlichem Abstand. Von Vorteil waren dabei die nahezu übereinstimmenden Laufzeiten der Teilprojekte:

- Teilprojekt 1 (Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden): 1.12.94 - 31. 5.98
- Teilprojekt 2 (Technische Universität Dresden) 1.12.94 - 31.12.97
- Teilprojekt 3 (Universität Leipzig) 1. 1.95 - 30. 4.98
- Teilprojekt 4 (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) 1. 1.95 - 31.12.97

Der nachfolgende Bericht stellt eine zusammenfassende und problemorientiert geordnete Darstellung der Hauptergebnisse des Verbundvorhabens dar. Im Vordergrund stehen insbesondere diejenigen Resultate, die einen Überblick zur Problematik der Gewinnung von Uferfiltrat an der Elbe geben und von allgemeinem Interesse sind. Mit dem hier vorgelegten Hauptbericht kann verständlicherweise nur ein Teil der Ergebnisse vorgestellt werden, deshalb wurden zusätzlich zu ausgewählten Problemen wiederum übergreifende Teilberichte erstellt, die eine umfassende Dokumentation der Versuchsergebnisse und ausführliche wissenschaftliche Auswertungen und Betrachtungen enthalten. Darüber hinaus sei auf bereits erschienene Publikationen in Fachzeitschriften und veröffentlichte Beiträge auf Fachtagungen (s. Kap. 10) hingewiesen.

3. Rahmenbedingungen der Untersuchungsstandorte

3.1 Untersuchungsstandorte in der Elbaue bei Torgau

G. Mallén (UFZ), J. Dehnert (HTW)

3.1.1 Geologische Verhältnisse

Die Trinkwasserfördergebiete bei Torgau liegen in der Elbtalglazialwanne, die die südliche Fortsetzung der großen Destruktionszonen Brandenburgs und der Lausitz darstellt. Die Wanne wurde unter der Einwirkung der bei Torgau mehrere 100 m mächtigen Inlandeiskappen der beiden Elsterkaltzeiten exariert und saaleeiszeitlich ohne größere Abtragung überformt. Zwischen Sockeln mit höher aufragendem, tertiärem Grundwasserstauer (Bitterfelder Decktonkomplex, Spremberger Schichten) befinden sich fluviatile und glazifluviatile Sedimente in den wannenartigen Exarations- und rinnenförmigen Erosionsstrukturen (GEHMLICH, 1996). Bis auf wenige Ausnahmen gilt das Tertiär als sehr dichter Grundwasserstauer gegenüber gespannten Tiefenwässern. Nur im Bereich des Mühlberger Grabens südöstlich von Torgau blieben zwischen Tertiär und Grundgebirge Zechstein und Unterer Buntsandstein erhalten. Die westliche Grabengrenze, an der Grund- und Deckgebirge entlang tiefreichender Störungen gegeneinander versetzt sind, verläuft zufällig etwa parallel unter dem West-Rand der Exarationswanne.

Die überwiegend postgenetische Füllung der weit unter das oberirdische Abflußniveau der elstereiszeitlichen Landoberfläche hinabreichenden Eintiefungen in der Elbtalwanne begann zwischen den beiden elsterglazialen Eisvorstößen (Miltitzer Intervall) mit über Toteis akkumulierten und beim Tauen abgesenkten Schmelzwassersanden und -kiesen, seltener glazilimnischen Feinsanden, Schluffen und Tonen, denen von S heranrückende Flußschotter folgten. Sie bilden als 10 bis 16 m mächtige "untere, grobe Folge des Torgauer Fluviatils (f(-gf) QE1n-2v)" die gut durchlässige Aquiferbasis (MÜLLER, 1988). Deren Korngröße nimmt nach Norden deutlich rascher ab als in den überlagernden elstereiszeitlichen und holozänen Serien, so daß anstelle der im Untersuchungsgebiet des Wasserwerkes Torgau-Ost überwiegenden grobsandig-kiesigen Flußschotter im Gebiet des WW Mockritz Sande und teilweise limnische Ablagerungen treten.

Nach dem erneuten, nochmals nordisches Material heranziehenden E2-Eisvorstoß, wurde die überwiegend mittelsandige, fluviatil-glazifluviatil gemischte "mittlere, feinkörnige Folge" (f-gf QE2n) abgelagert. An deren Basis setzten sich bevorzugt Geschiebe und glazilimnische Sedimente wie im Meßprofil Torgau-Ost I ab, wo dünne, als Zwischenstauer wirkende Schichten aus tonigem Schluff und Geschiebelehm einen wesentlichen Einfluß auf das Strömungsregime von GW und Uferfiltrat zwischen Elbe und Fassungsanlagen haben. Die im Untersuchungsgebiet Torgau-Ost über 30 m mächtigen, fluviatilen bis glazifluviatilen zweiten elstereiszeitlichen Nachschubschotter bilden den Hauptteil des für die Trinkwassergewinnung genutzten Aquifers westlich der Elbe.

Durch die Verzahnung der überwiegend fluviatilen Sedimente (Mittelsand-Kies) aus Südosten mit den feinkörnigeren fluviatil-glazifluviatilen Sedimenten aus den Hochflächen im Westen und Süden (Dübener und Dahleener Heide), ist der Anteil nordischer Komponenten sowohl in der "unteren groben Folge" als auch in der "mittleren feinen Folge" des Torgauer Fluviatils gegenüber den fast rein fluviatilen

Vorkommen östlich der Elbe erhöht. Dies trägt mit dazu bei, daß sich das nach Norden vorbauende Schüttmaterial in den Trinkwasserfördergebieten Torgau–Ost und Mockritz petrographisch wenig unterscheidet. Nur im Randbereich von Mockritz treten Unterschiede auf. Dort werden die elsterglazialen Folgen im Westen von höher aufragenden glazilimnischen Sedimenten flankiert. Das gesamte Elsterglazial der Elbtalwanne wird in älteren Unterlagen als Grundwasserleiter 1.6 zusammengefaßt.

Die 5 bis 10 m mächtigen, grobsandig–kiesigen holozänen Flußschotter der "Rezenten Aue" folgen unmittelbar über den E2–Schottern, da in beiden, nordwestlich und südöstlich von Torgau gelegenen Untersuchungsgebieten sowohl die frühsaaleglaziale Elbehauptterrasse (f QS1) als auch die 15–19 m mächtigen Schotter der weichselglazialen Niederterrasse (f QW) in der Elbaue durch holozäne Seitenerosion (Mäanderbildung) beseitigt wurden. Westlich der Aue blieben lediglich die saaleglazialen Sedimente erhalten. Dort grenzt das Holozän der Elbaue mit jungen Mäanderbildungen und deutlicher Stufe an elster– und frühsaaleeiszeitliche Sedimente, die besonders stark von teilweise sanderartigen Schüttungen aus den Hochflächen im Westen und Süden beeinflusst werden.

Über den grobkörnigen, holozänen Schüttungen aus dem Süden begann im jüngeren Atlantikum die flächenhafte Bildung der sog. Auelehmdecke, die im Mittelalter ihren Höhepunkt erreichte. Trotz ständiger Aufarbeitung nahm sie in Abhängigkeit von menschlichen Besiedlungsaktivitäten, insbesondere großflächigen Rodungen, an Mächtigkeit zu und setzt sich überwiegend aus Sand mit geringem Schluffgehalt zusammen. Der Begriff "Auelehm" bleibt also nicht nur auf Auelehmbildungen der Elbe–Altarme beschränkt, sondern wird auf die gesamte, bis 2 m mächtige, bodennahe Überdeckung der Flußniederung ausgedehnt.

Die Gesamtmächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt bis zu 60 m.

In den Hochflächen der Dahleener und Dübener Heide erreicht das "extrem kompliziert und regellos aufgebaute, einem aufgetürmten Schutthaufen gleichende" Quartär durch elstereiszeitliche "Schollenstapelmoränen" bis 120 m Mächtigkeit. (TONNDORF, 1989; EISSMANN, 1994).

Dort bewirkten Druck und Schubkraft der dem Tertiär auflastenden Eiskappe, daß durch Ausquetschung der Sedimente und Inkorporation ins Eis mehrere Meter mächtige "Abrißschollen" – inklusive zugehöriger Braunkohleflöze – bis zu 20 km nach Süden verfrachtet und inmitten pleistozäner Sande und Kiese resedimentiert wurden. Die tertiären, überwiegend tiefmiozänen Massenanteile der Schollen entstammen offensichtlich einem größeren Ausräumungsgebiet, wofür vorzugsweise die Elbtal–Glazialwanne nördlich der Linie Belgern–Torgau in Frage kommt. Die bisher der Saaleeiszeit zugeordneten Stauch– und Schollenendmoränen werden seit kurzem als elstereiszeitlich aufgefaßt. Bewiesen ist dies aber bisher nur für die Dahleener Heide, auf deren Sander FUHRMANN UND HÄNDEL (1991) in Toteissenken holsteinwarmzeitliche Sedimente nachweisen konnten. Die Basis der quartären Ablagerungen bilden 0 bis 16 m mächtige, vor- und frühelstereiszeitliche Flußschotter der Freiburger Mulde in normaler, im wesentlichen unverstellter Lagerung (alte Bez. GWL 1.8). Auch sie werden durch die Exarationswanne im Norden und Osten abgeschnitten.

Die Geröllanalysen von EISSMANN (1994) und MÜLLER (1973; 1988) u.a., zeigen, daß alle quartären Ablagerungen der Region vollkommen sillikatisch sind. Hauptbestandteil ist stets Quarz, welches zwischen 50 und 90 % der Gerölle ausmacht. Den Rest bilden Quarzite, Grauwacken, Kieselschiefer, Rhyolithe und weitere, meist völlig kaolinisierte Kristalline. Karbonat- und gipsführende Klastika, die man schon in den groben Geröllen vergebens sucht, sind in den quartären Sanden noch viel weniger zu erwarten. Ein nennenswerter geogener Eintrag von Karbonat oder gar Sulfat aus dem Quartär ins GW kann somit ausgeschlossen werden. Der Mangel an primären Gesteinskarbonaten ist auf Kalkarmut der nordischen Geschiebe und – wie auch im diskordant unterlagernden Tertiär – auf die seltenen Vorkommen karbonatischer Gesteine im gesamten Einzugsgebiet der Elbe bzw. "Urelbe" zurückzuführen. Obwohl innerhalb extrem geringdurchlässiger bindiger Tone und Schluffe wieder vermehrt leichter lösliche Komponenten auftreten, kann die Auslaugung der seltenen mergeligen Ablagerungen in nordischen Geschieben, durch die mit der Kalkarmut bzw. –freiheit des Aquifers verbundene relativ hohe Konzentration an überschüssigem, kalkaggressivem CO_2 im GW, als überwiegend abgeschlossen betrachtet werden.

3.1.2 Hydrologische und geohydraulische Verhältnisse

Ohne Fassungsbetrieb ist die Grundwasserbewegung zur Elbe gerichtet. Es herrschen ungespannte Verhältnisse vor, die bei Hochwasser der Elbe lokal in gespannte Verhältnisse übergehen können. In den westlich vorgelagerten und teilweise zum Einzugsbereich gehörenden Stauchmoränenbereichen sind die hydrogeologischen Verhältnisse äußerst kompliziert. In der Elbaue liegen die Wasserwerke Torgau-Ost, Mockritz, Elsnig, Sachau und Pretzsch, die zum Fernwasser-Verbundsystem Elbaue-Ostharz gehören und den Ballungsraum Leipzig/Halle versorgen.

Die aktuellen hydraulischen Verhältnisse sind im näheren Einzugsbereich der Wasserwerke Mockritz und Torgau-Ost stark vom Betriebsregime der Fassungen abhängig. Speziell zur hydrogeologischen Situation im westlichen Vorfeld von Mockritz / Elsnig ist auf die Ergebnisse der Projekte PHARE und MOST hinzuweisen (vergl. z. B. Fachtagung zur Behandlung von Rüstungsaltslasten im Raum Torgau-Elsnig 1996).

Torgau-Ost: Die Rohwasser-Kapazität des Wasserwerkes Torgau-Ost beträgt $124.500 \text{ m}^3/\text{d}$. Das Wasserwerk verfügt über neun Brunnengalerien mit insgesamt 42 Brunnen mit einer Förderleistung von je $150 \text{ m}^3/\text{h}$. Diese sind südöstlich von Torgau entlang der Elbe auf einem 9 km langen Uferabschnitt angeordnet (Abb. 3.1.3-1). Die Brunnen haben einen durchschnittlichen Abstand zur Elbe von 300 m. Die Mächtigkeit des sandigen Grundwasserleiters beträgt 40 bis 50 m. Die Filter der Brunnen beginnen etwa 20 m unter der Geländeoberfläche und reichen weitere 20 m bis auf den tertiären Stauer hinunter. Der k_f -Wert der dominierenden Mittelsandschicht liegt bei $6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$, die geringmächtigen Grobsand- und Feinkiesschichten im oberen und unteren Bereich des Grundwasserleiters weisen k_f -Werte von $2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ auf. Die mäandrierende Elbe steht in direktem hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserleiter. Untersuchungen haben keine nennenswerte Kolmation der Elbsohle ergeben. Im Zusammenhang mit der Mächtigkeit des Grundwasserleiters und der Entfernung Brunnen - Elbe existieren für die Uferfiltration überdurchschnittlich gute hydraulische Fassungsbedingungen.

Mockritz: Die 25 Brunnen der Fassung I mit einer Förderleistung von je $150 \text{ m}^3/\text{h}$ befinden sich 1200-2200 m von der Elbe entfernt. Die 20 m langen Filter der Brunnen liegen im allgemeinen in der mächtigen Mittelsandschicht 20-40 m unter Gelände. Der k_F -Wert der Mittelsandschicht liegt im Mittel bei $8 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$, Grobsand- und Feinkiesschichten im oberen und unteren Bereich des Grundwasserleiters weisen k_F -Werte von $1-2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ auf. Relevante Oberflächengewässer im Einzugsgebiet sind neben der Elbe die Weinske ($MQ = 0,14 \text{ m}^3/\text{s}$) und der Elbe-Altarm bei Döbern. Bei Hochwasserführung der Elbe kommt es zum Rückstau in den Vorflutern. Die Weinske infiltriert abschnittsweise, die Menge ist jedoch im Verhältnis zur Fördermenge der Brunnen nicht relevant. Neben Fassung I gehören zum Wasserwerk weitere (z.T. elbnahe) Fassungen, so daß die aktuellen Druckverhältnisse im Aquifer stark von den jeweiligen Betriebsbedingungen im Gesamtfeld abhängen.

3.1.3 Meßnetze

Die Untersuchung von Mischungs- und Beschaffenheitsverhältnissen wurde in den Einzugsgebieten der Wasserwerke Torgau-Ost (Hauptuntersuchungsgebiet) und Mockritz auf die Elbtalwanne konzentriert. Dazu konnten 1994 bzw. 1995-96 geschaffene Gütemeßnetze der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH genutzt werden. Die Planung der Gütemeßnetze erfolgte unter Mitwirkung des Projektpartners HTW Dresden (FH). Entsprechend der Mächtigkeit des Grundwasserleiters wurden an beiden Standorten Meßstellenbündel mit bis zu drei Teufen errichtet.

Gütemeßnetz Torgau-Ost: Im Einzugsgebiet des Wasserwerks Torgau-Ost wurden 20 Meßstellenbündel aus 5"-Meßstellen errichtet. Die Meßstellen wurden entlang eines inneren und äußeren Riegels angelegt (Abb. 3.1.3-1). Ausgehend von einer halbjährlichen Beprobung wurden die Meßstellenstandorte so festgelegt, daß die Aufenthaltszeit zwischen den Brunnen und den zugeordneten Meßstellen des inneren Riegels 200-300 Tage beträgt. Die Meßstellen des äußeren Riegels wurden entlang der Berandung der Elbtalwanne zur Erfassung des Zustroms von der Hochfläche gesetzt. Die Filterlänge beträgt jeweils 2 m, so daß eine teufenspezifische Beprobung möglich wurde. Die obere Meßstelle endet im holozänen Schotterkörper, die mittlere Meßstelle im Mittelsandbereich und die untere Meßstelle in der Grobsandschicht oberhalb des Stauers.

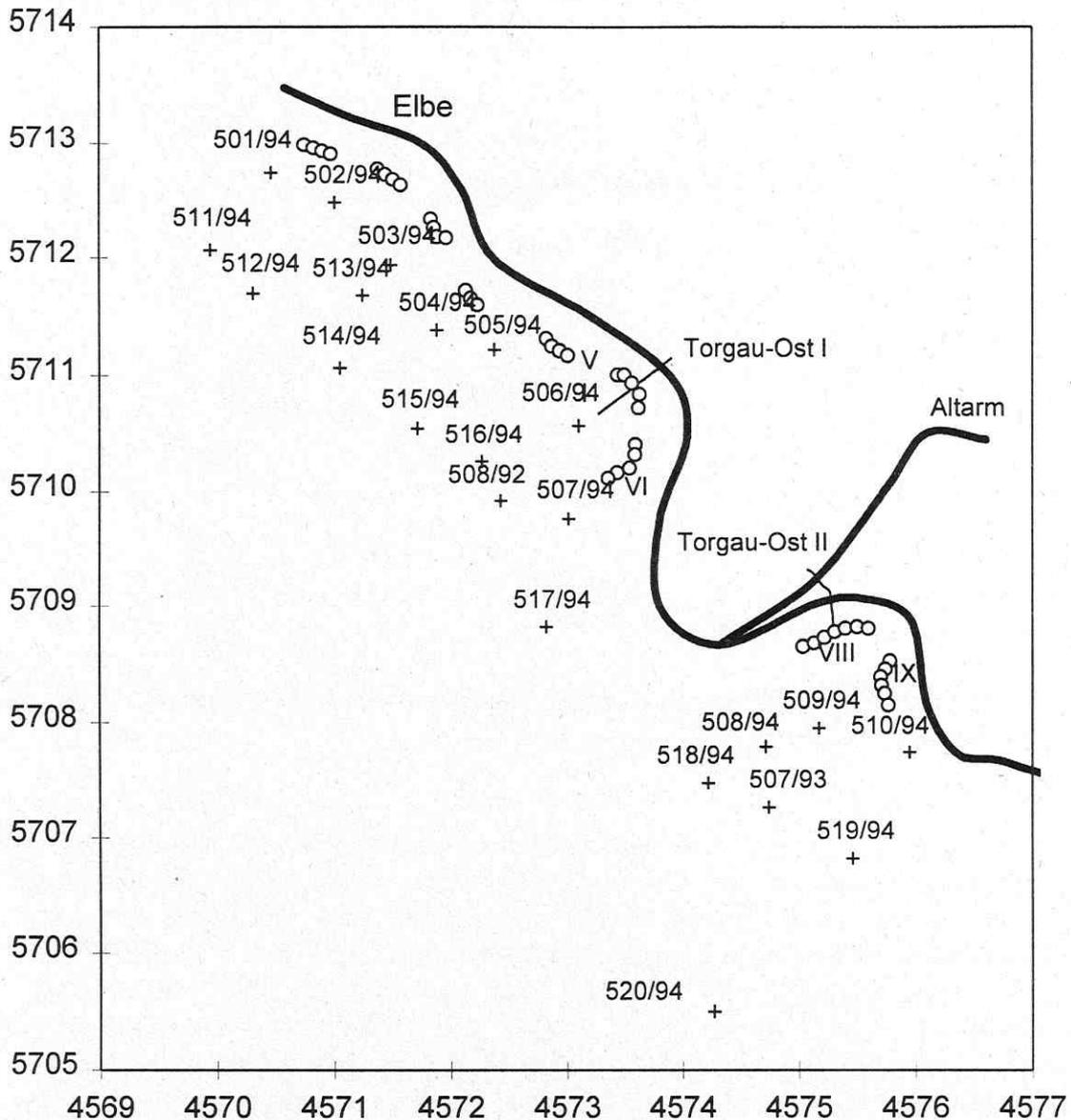


Abb. 3.1.3-1: Lage und Bezeichnung der Gütemeßstellen im Einzugsgebiet des Wasserwerks Torgau-Ost

Gütemeßnetz Mockritz: Im Einzugsgebiet Mockritz wurden 1995-96 insgesamt 20 Gütemeßstellen errichtet (Abb. 3.1.3-2). Je nach Mächtigkeit des Grundwasserleiters wurden bis zu drei Meßstellen (DN 125) als Meßstellenbündel eingebaut. Die obere Meßstelle erfaßt im allgemeinen den holozänen Schotterkörper, die mittlere die glazifluviale Mittelsandschicht und die untere die fluviale Grobsandschicht einige Meter über der tertiären Grundwasserleiterbasis. Die Anordnung der Meßstellen erfolgte gemäß dem für das Einzugsgebiet Torgau-Ost angewandten Prinzip der zwei Meßstellenregel. Zusätzlich wurden 30 Altpegel regeneriert und überprüft, von denen mehrere insbesondere im Zustrombereich von der Hochfläche in die Elbtalwanne gelegene Meßstellen in das Untersuchungsprogramm einbezogen wurden.

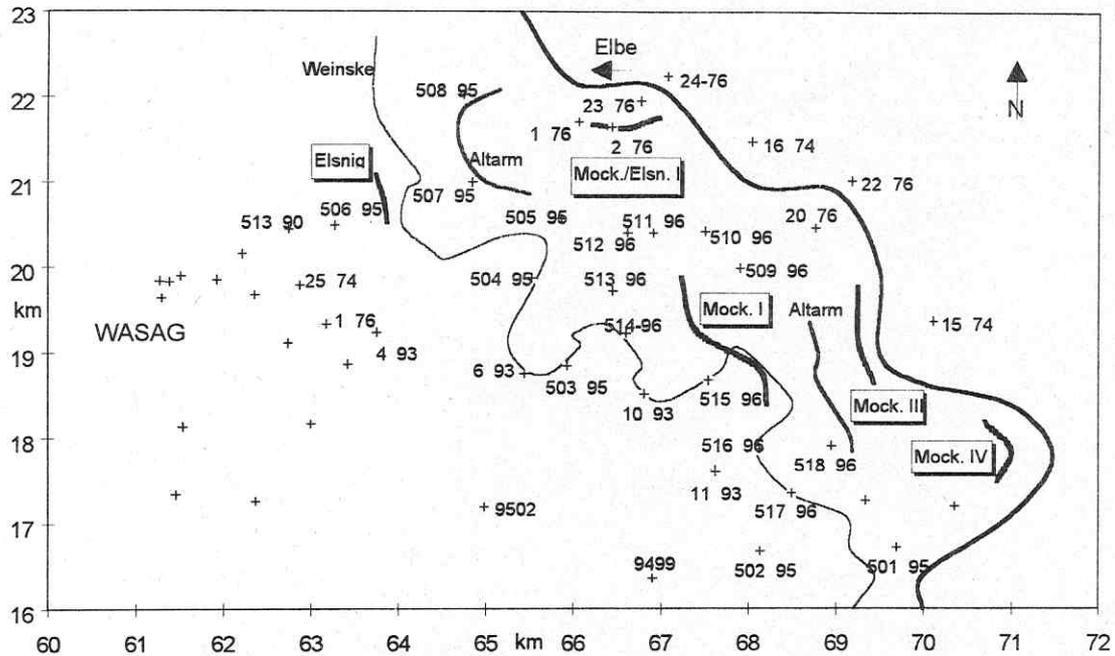


Abb. 3.1.3-2: Lage und Bezeichnung der Meßstellen im Einzugsgebiet des Wasserwerks Mockritz

Meßprofile Torgau-Ost I und II: 1991/92 wurden im Einzugsbereich des Wasserwerkes Torgau-Ost die repräsentativen Grundwasserbeobachtungs-Meßprofile Torgau-Ost I und II errichtet. Die 2 km langen Profile queren die Elbe und verlaufen über den zentralen Brunnen einer Brunnengalerie ins Hinterland (Abb. 3.1.3-1). Die Meßstellen wurden als Meßstellengruppen errichtet und verfügen in der Regel über drei Einzelmeßstellen in unterschiedlichen Teufen. Die Meßstellendurchmesser betragen 4,5" oder 2", die Filterlänge beträgt 1 m. Die Meßstellen des Meßprofils Torgau-Ost I wurden zusätzlich mit je zwei verloren eingebauten Membranpumpen ausgerüstet. Die Profile ermöglichen damit eine teufenabhängige Probennahme in 3 oder 5 Horizonten (NESTLER et al. 1993). Zur Beprobung unterhalb des überstauten Flußbettes der Elbe verfügen beide Meßprofile über Kolmationsmeßstellen, die aus jeweils drei verloren installierten Membranpumpen bestehen. Das Meßprofil Torgau-Ost I ist auf Abb. 3.1.3-3 und das Meßprofil Torgau-Ost II auf Abb. 3.1.3-4 dargestellt. Die Meßprofile Torgau-Ost I und II ermöglichen eine

- prozeßbezogene und fließwegverfolgende Probennahme,
- eine die Beprobung der einzelnen Strömungskomponenten und
- eine gesonderte Erfassung der Wirkung der Kolmationszone.

Infiltrationsmeßprofil am Meßprofil Torgau-Ost I: Das Meßprofil Torgau-Ost I wurde 1995 im Rahmen dieses Vorhabens um zwei Meßstellenbündel und ein Infiltrationsmeßprofil im Uferbereich der Elbe ergänzt. Das Infiltrationsmeßprofil besteht aus fünf zusätzlichen Grundwassermeßstellen, die im Abstand von 5 m installiert wurden.

Verloren eingebaute Membranpumpen an jeder Grundwassermeßstelle gestatten die Beprobung einer zweiten Stromröhre zwei Meter oberhalb der Filter. Kernstück des Infiltrationsmeßprofiles sind drei Kolmationsmeßstellen, die Beprobung unterhalb des überstauten Flußbettes der Elbe mit Hilfe von jeweils drei verloren eingebauten Membranpumpen erlauben. Die Beprobungsmöglichkeiten des Infiltrationsmeßprofiles können der Abb. 3.1.3-3 entnommen werden.

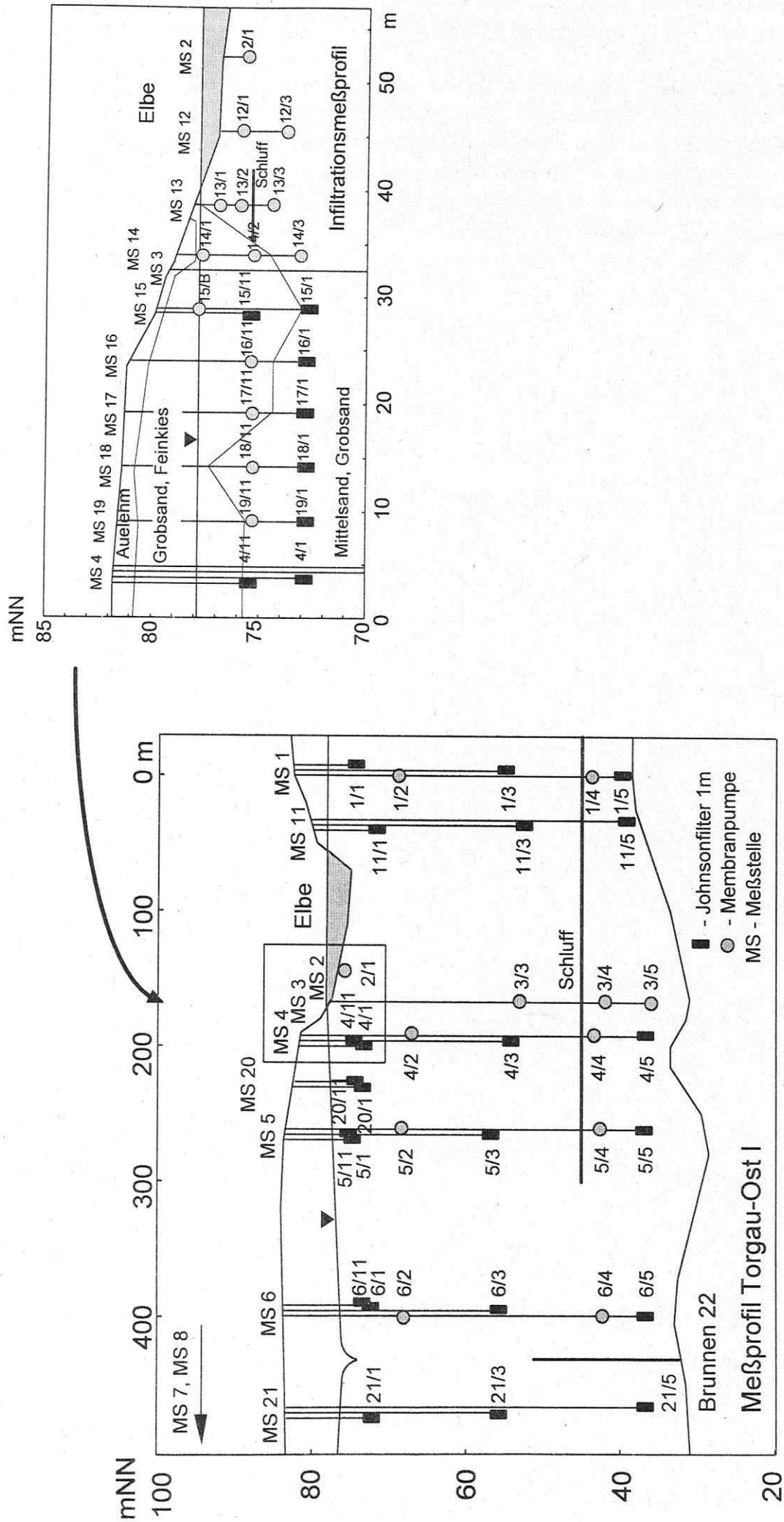


Abb. 3.1.3-3: Meßprofil Torgau-Ost I mit Infiltrationsmeßprofil (aus DEHNERT, 1998)

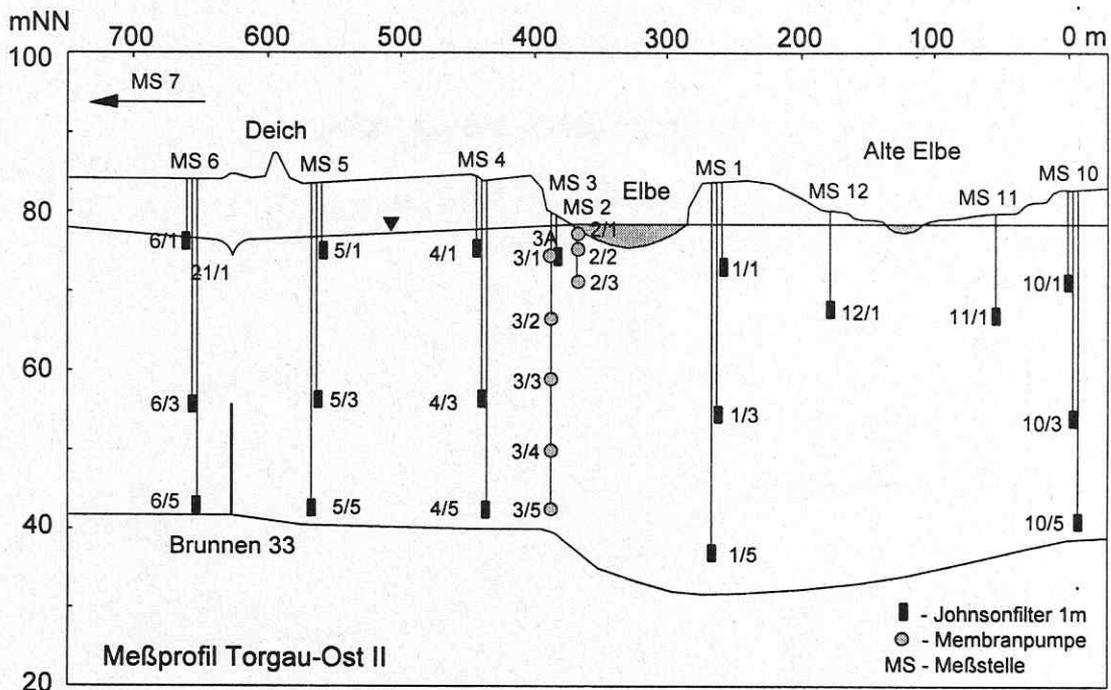


Abb. 3.1.3-4: Meßprofil Torgau-Ost II (aus DEHNERT, 1998)

Kolmationsmeßstellen: Die Sensitivität der Meßstellen bezüglich der Erfassung von Stoßbelastungen im Fluß nimmt mit zunehmendem Abstand von den Infiltrationsbereichen der Flußsohle stark ab. Um eine Gefährdungsbewertung bei Stoßbelastungen und eine Untersuchung der Beschaffenheitsänderungen bei Passage der Kolmationszone (die oberste Schicht der Flußsohle wird infolge des bei der Flußwasserinfiltration stattfindenden Eintrages von Feinteilchen und organischer Substanz sowie deren Ablagerung auf der Oberfläche als Kolmationsschicht bezeichnet) vornehmen zu können, wurde im Rahmen eines erarbeiteten Überwachungskonzeptes (NESTLER, 1995) die Errichtung repräsentativer ufernäher Meßstellen vorgesehen. An eine derartige Meßstelle werden folgende Anforderungen gestellt:

1. verzögerungsarme Reaktion (1/2 - 3 Tage) auf wesentliche Beschaffenheitsänderungen im Fluß (z. B. Stoßbelastungen),
2. Dämpfung momentaner Beschaffenheitsschwankungen im Fluß, entnommene Proben sollen den Charakter von Mischproben haben,
3. Erfassung echten Uferfiltrats und
4. Erfassung der auf den ersten Dezimetern der Bodenpassage stattfindenden signifikanten Elimination von Wasserinhaltsstoffen, so daß die prinzipielle Abbaubarkeit von Schadstoffen sicher beurteilt werden kann.

Derartige Meßstellen, welche unterhalb der Flußsohle installiert werden und die Wirksamkeit der Kolmationsschicht erfassen, wurden bereits im Rahmen des BMBF-Vorhabens 02WT9162/0 erfolgreich eingesetzt. Bei der Errichtung des Infiltrationsmeßprofils wurde eine weiterentwickelte Variante dieser Meßstellen auf eine kostengünstigere Art eingebaut. Abb. 3.1.3.5 zeigt den Meßstellenaufbau, welcher auf Arbeiten von Kritzner (1991) zurückgeht. Die in verschiedenen Teufen verloren eingebauten Probenahmeelemente sind vom Ufer aus über Schlauchleitungen mit einfacher Technik (Luftpumpe) beprobbar. Der Einbau kann an der Elbe bei Niedrigwasser im Flachwasserbereich erfolgen.

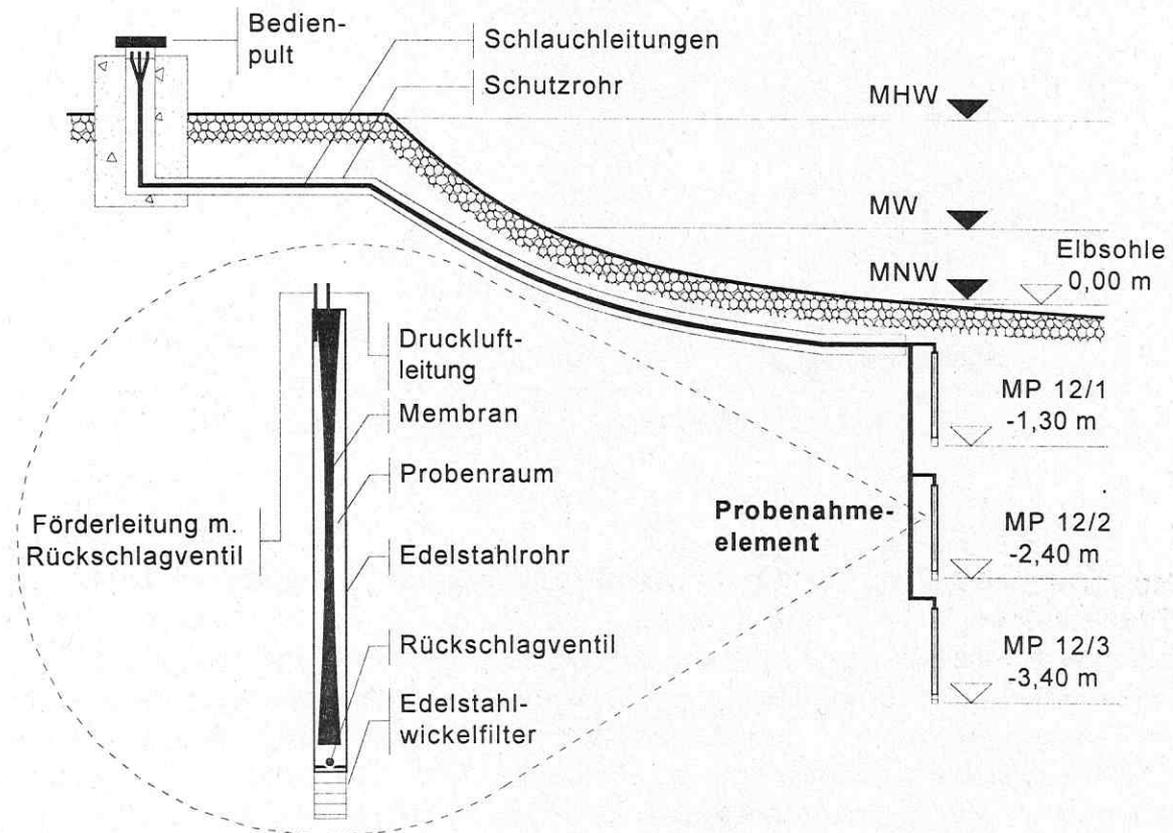


Abb. 3.1.3-5: Prinzipieller Aufbau der Kolmationsmeßstellen

3.2 Standort Meißen

T. Grischek (HTW)

3.2.1 Geologische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet Meißen-Siebeneichen liegt innerhalb der Dresdner Elbtalweitung und befindet sich zwischen Spaargebirge und Meißner Massiv im Durchbruchstal der Elbe mit steilwandigen Felswänden. Der Uferstreifen ist 200 bis 300 m breit und etwa 800 m lang. Über dem Grundgebirge (Meißner Granit, Unterperm) lagern 18 m mächtige pleistozäne Elbeschotter (Kiese, Steine, Blöcke, vereinzelt auch Mittel- und Feinsandhorizonte und Ton- und Schlufflinsen), die im Hangenden von holozänem Auelehm bedeckt werden.

3.2.2 Geohydraulische Verhältnisse

Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt etwa 18 m. Der mittlere k_f -Wert des überwiegend aus Mittel- bis Grobsanden bestehenden Grundwasserleiters liegt nach Auswertung von Siebanalysen bei $1,2 \cdot 10^{-3}$ m/s. In der Fassung Meissen-Siebeneichen wurden die drei Brunnen im Intervallbetrieb mit üblicherweise 19stündiger Förderung und 5stündiger Abschaltung gefahren. Die mittlere Aufenthaltszeit des Uferfiltrats von der Elbe bis zum Brunnen 6 beträgt etwa 60 Tage.

3.2.3 Meßnetz

Aufgrund der geologischen Verhältnisse war die Erfassung des landseitigen Grundwasserzustroms auf ein landseitig des Brunnens gelegenes Meßstellenbündel im Uferfiltratmeßprofil Meißen-Siebeneichen beschränkt. Abb. 3.2.3-1 zeigt den Ausbau des Meßprofils. Das Meßprofil umfaßt insgesamt vier Meßstellen mit je vier innerhalb einer Bohrung niedergebrachten GWBR mit einer Filterlänge von 1 m. Die Anzahl der möglichen Probenahmepunkte hängt vom jeweiligen Pegelstand der Elbe ab. Die Meßpunkte 2/1 und 4/1 fallen bei Niedrigwasser trocken, die Meßstellen 2 und 3 werden bei Hochwasser überflutet. Die Probenahme erfolgt an den Meßstellen 2, 3, 4 und 5 mittels Grundfos-Pumpe, an der Meßstelle 1 (Kolmationsmeßstelle) mittels eingebauter Membranpumpen.

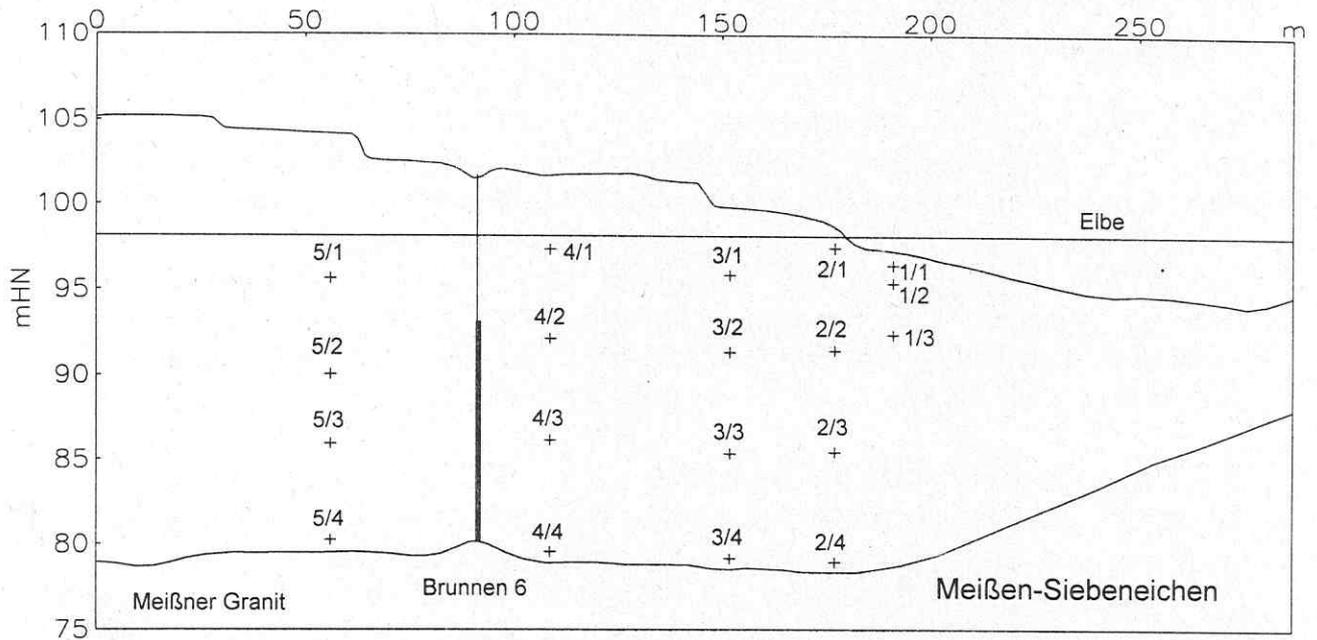


Abb. 3.2.3-1: Anordnung der Meßpunkte im Meßprofil Meißner-Siebeneichen

3.3 Untersuchungsprogramme

T. Grischek (HTW), R. Trettin (UFZ)

3.3.1 Beschaffenheitsmeßprogramme

Die Meßprofile Torgau-Ost I und Torgau-Ost II wurden mindestens viermal jährlich vollständig beprobt. Einzelne Strompfade wurden monatlich beprobt. Einem intensiven Prozeßstudium unterzogen wurde die biologisch hochaktive Kolmationszone.

Die Meßnetze zur Überwachung der landseitigen Grundwasserbeschaffenheit in Torgau-Ost und Mockritz wurden von 1995-97 jeweils mindestens 6 bzw. 4 mal vollständig beprobt. An ausgewählten Meßpunkten mit großer Beschaffenheitsdynamik fand eine häufigere Beprobung statt.

Das Meßprofil Meißner-Siebeneichen wurde insgesamt 6 mal vollständig beprobt.

Das Routinemeßprogramm umfaßte die sechs Sofortparameter Temperatur, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt, Säurekapazität bei pH 4,3 und Wasserstand, die Summenparameter DOC, CSB (Mn) und SAK_{254nm} sowie die Hauptionen. Für die Bewertung der Uferfiltratpassage wurde dieses Spektrum insbesondere um die Parameter AOS, IOS, Sulfonsäuren, Carbonsäuren und LHKW erweitert. Das Parameterspektrum für die Meßnetze zum landseitigen Grundwasser umfaßte zu Beginn alle Parameter der TVO und wurde schrittweise eingeschränkt. Für eine qualifizierte Interpretation der Beschaffenheitsmeßwerte wurden Untersuchungen an Bohrkernen von den neu erstellten Meßstellen im Meßprofil Torgau-Ost I durchgeführt.

Folgende Sonderbeprobungsprogramme wurden realisiert:

Meßprofil Torgau-Ost I

- Kolmationsmeßstellensonderprogramm 1995-96
- Sonderprogramm Infiltrationsmeßprofil Nov.-Dez. 1996
- Kontrollbeprobungen nach Salztracerversuchen

Gütemeßnetz Torgau-Ost:

- Einzelbrunnenbeprobung 1996
- Altpegelbeprobung 1995

Gütemeßnetz Mockritz:

- Einzelbrunnenbeprobung 1996
- EDTA-Beprobung von Brunnen 1996
- Altpegelbeprobung

Die Meßprogramme wurden von der HTW Dresden betreut und wären ohne maßgebliche Mitwirkung der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH nicht durchführbar gewesen.

3.3.2 Isotopenanalytisches Meßprogramm

Ausgedehnte Talgrundwasserleiter mit komplizierten geologischen Randbedingungen und relativ mächtigen Nutzgrundwasserleitern lassen vielfältige Isotopenvariationen erwarten, die als natürliche Tracer interessant sind. Insgesamt wurden folgende Isotope zweckspezifisch und in sehr unterschiedlichem Umfang einbezogen:

³ H	Altersmäßige Stockwerksgliederung insbesondere in den westlichen Vorfeldmeßstellen und in den Profilen I und II
¹³ C _{DIC}	Abgrenzung von Wasserströmen und Umsetzungen in den Testprofilen
¹⁴ C _{DIC}	bei geringer Tritiumkonzentration zur Abschätzung höherer Grundwasseralter
¹⁴ C _{DOC}	Vergleichsuntersuchungen zum ¹⁴ C _{DIC} , DOC-Herkunft/Umsetzung
¹⁵ N _{NO₃}	Aussagen zum NO ₃ -Status, Denitrifikationsprozesse
¹⁸ O, (² H)	Tracer für Uferfiltrat, Differenzierung/Herkunft von Grundwasserkörpern
³⁴ S _{SO₄}	Abgrenzbarkeit von Grundwässern und Uferfiltrat, reaktive Umsetzungen in Vorfeldmeßstellen und Testprofilen
³⁴ S _{Sediment}	Sedimentärer Schwefel als Reaktionsterm, Düngemittel als eine Quelle der Sulfatbelastung
⁸⁵ Kr	Vergleich zu Tritium an wenigen Meßstellen
⁸⁷ Sr	Prüfung auf Variabilität im Untersuchungsgebiet und Eignung als Indikator für Uferfiltration
²²² Rn	Räumliche und zeitliche Variationen im Oberflächen- und Grundwasser, Tracer für den flußnahen Uferfiltratraum
U-Reihe	Uran und Folgeprodukte in Sedimentproben als Quelle von Radon im Grundwasser

Im Vorfeld der Applikation waren z.T. umfangreiche methodische Arbeiten erforderlich. Dies betrifft u.a. verfahrenstechnische Untersuchungen zum ²²²Rn, die

Erstellung einer Technik für die Aufkonzentrierung von DOC im Gelände sowie die Abtrennung von Fulvinsäuren im Labor, den Test von Extraktionstechniken für sedimentären Schwefel und die Beschaffung einer Gasextraktionsapparatur für Grundwässer. Die Messung einiger Isotope erfolgte in Kooperation (^{87}Sr : Geoforschungszentrum Potsdam, ^{85}Kr : Phys. Institut der Universität Bern) oder als Dienstleistung ($^{14}\text{C}_{\text{DOC}}$: AMS-Labor der Universität Toronto; $^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$: Institut für Hydrologie der GSF München).

Probenahmen erfolgten am Standort Torgau soweit als möglich unter Nutzung oder logistischer Anlehnung (meist bei zeitlicher und meßstellenspezifischer Auswahl) an das im Zentrum des Verbundprojektes stehende Beschaffenheitsmeßprogramm (Profile I und II) oder Kampagnen des Wasserwerksbetreibers zur Güteüberwachung im Vorfeldbereich. Ergänzend wurden einige Altpegel in eigener Regie einbezogen. Die Beprobungen auf $^{14}\text{C}_{\text{DIC}}$, $^{14}\text{C}_{\text{DOC}}$, ^{85}Kr erfolgten weitgehend autark. Gleiches trifft für ^{222}Rn zu, das abgesehen von methodischen und Übersichtsmessungen vor allem im speziell geschaffenen Infiltrationsmeßfeld des Meßprofiles I ereignisbezogen zu untersuchen war. Bei den Untersuchungen an landseitigen Grundwassermeßstellen handelt es sich vornehmlich um einmalige Beprobungen, die nur in Einzelfällen bei auffälligem Verhalten wiederholt werden konnten.

3.3.3 Kleintechnische Anlagen und Laborversuche

Zur Simulation von Stromröhren und der dort beobachteten Stoffumwandlungen sowie zur Ermittlung von standortspezifischen Retardationskoeffizienten wurden Säulenversuche durchgeführt. Die Kolmationszone wurde mittels Keramiksäulen im Originalmaßstab nachgestaltet, indem die Säulen schichtenweise mit dem Sohlmaterial der Elbe am entsprechenden Standort gefüllt bzw. mittels eines Gerinnes mit frischem Elbewasser kontinuierlich eingefahren wurden. Zur Simulation des zweiten Abschnittes der Bodenpassage wurde eine Säulenanlage aus 4 gekoppelten Säulen zu je 2 m Länge in einem Brunnenraum betrieben. Die Edelstahlsäulen waren mit gelagertem Bohrmaterial des Grundwasserleiters Torgau-Ost bei einer Korngröße von < 1 mm gefüllt. Die Aufenthaltszeit in der Gesamtanlage betrug anfänglich 12 Tage (Abb. 3.3.3-1). Nach Passage der Kolmationssäule herrschten anaerobe Verhältnisse in den Säulen vor.

Weitere 2 m lange Säulen, welche mit Material aus Bohrkernen vom Meßprofil Torgau-Ost II gefüllt waren, wurden für Stoßbelastungsversuche genutzt. Dabei wurden für Torgauer Grundwasserleitermaterial Retardationskoeffizienten für folgende Einzelstoffe ermittelt: Sulfonsäuren, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Chloroform, Benzen, aromatische Amine, Pflanzenschutzmittel und EDTA.

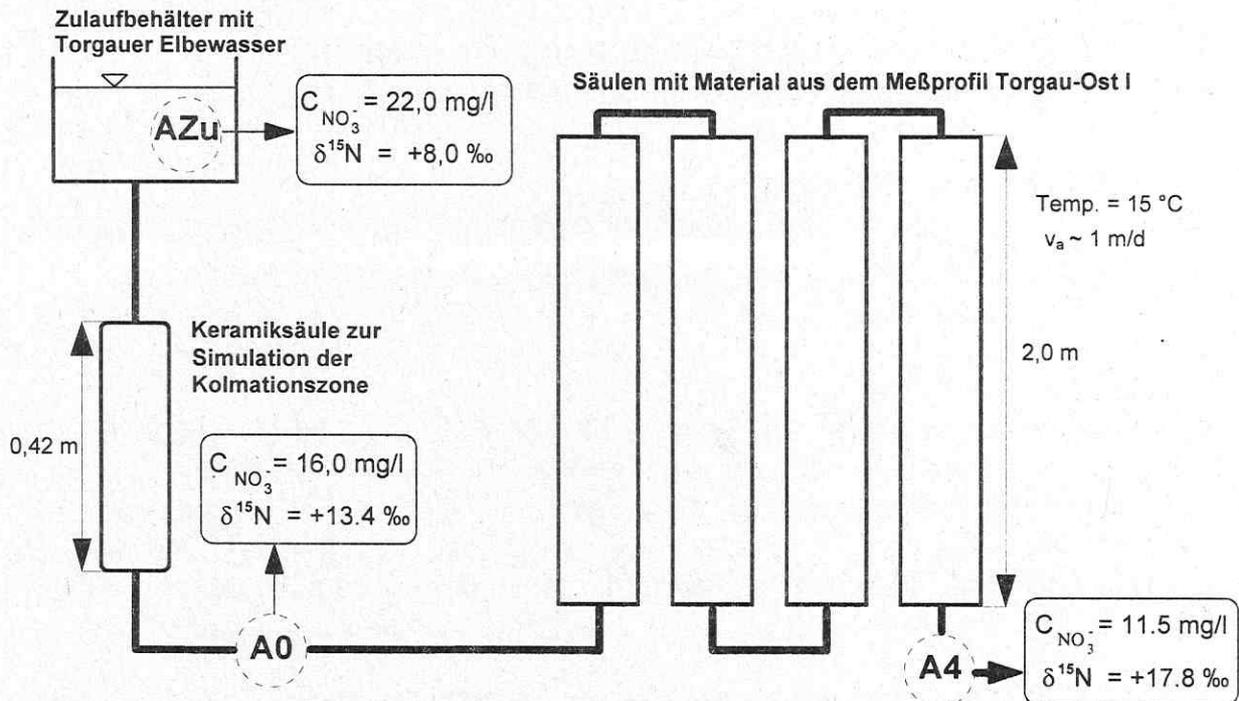


Abb. 3.3.3-1: Aufbau der Säulenanlage (Nachweis anaerober Verhältnisse durch Nitratabbau), (GRISCHEK u.a., 1998)

Zur Klärung der Abbaubarkeit des DOC, AOS und IOS sowie ausgewählter Sulfon- und Carbonsäuren wurden Testfilterversuche an mit Bimsstein gefüllten Kreislaufanlagen unterschiedlicher Abmessungen durchgeführt (Tab. 3.3.3-1).

Tab. 3.3.3-1: Versuchstechnische Kenngrößen (*berechnet unter Berücksichtigung von $V_{p, \text{Testfilter}}$ zu Probevolumen in Abhängigkeit von den Entnahmen)

Typ	Testfilter TL	Testfilter TM	Testfilter TK
Aufenthaltszeit in d	6-20	6-20	6-20
Kontaktzeit* in d	4-14	3-7	1,2-4
Aufwuchsträger	Bims	Bims	Bims
Porenvolumen V_p des Testfilters in mL	13500	3100	500
Probevolumen : V_p	1,7	1,6	5
Pumprate in mL/min	30-40	3,6	3,6

Um eine weitergehende Charakterisierung des DOC innerhalb einer Stromröhre und voneinander unbeeinflussten Bereichen des Grundwasserleiters zu ermöglichen, wurden Adsorptionsversuche nach JOHANSEN u.a. (1992) mit Aktivkohle durchgeführt. Zur weiteren Charakterisierung des Verhaltens von DOC, AOS und IOS erfolgten mittels Ultrafiltration Fraktionierungen in die Molmassenbereiche $>10.000 \text{ g/mol}$, $1.000-10.000 \text{ g/mol}$ und $<1.000 \text{ g/mol}$ (LUDWIG u.a., 1997).

4. Charakterisierung von Mischungsprozessen in Talgrundwasserleitern mit Uferfiltration

4.1 Landseitiges Grundwasser

4.1.1. Charakterisierung durch Grundwasserbeschaffenheit T. Grischek (HTW)

Torgau-Ost

Die Grundwasserströmung erfolgt generell von Süd bis Südwest nach Nord bis Nordost in die Elbe und wird bei Brunnenbetrieb aufgrund der großen Mächtigkeit des Grundwasserleiters erst in Fassungsnahe abgelenkt. Für eine durchflußwirksame Porosität von 0,2 wurden für die Grobsand- und Mittelsandschichten bei unterschiedlichem Fassungsbetrieb die folgenden Abstandsgeschwindigkeiten ermittelt (Tab. 4.1.1-1).

Tab. 4.1.1-1: Fließgeschwindigkeiten des landseitigen Grundwassers in Grob- und Mittelsanden im Bereich der Elbtalwanne bei Torgau-Ost

Bewirtschaftung	Fassungsruhe		Vollastbetrieb	
Gefälle	$3 \cdot 5 \cdot 10^{-4}$		$6 \cdot 20 \cdot 10^{-4}$	
k_f -Wert in m/s	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-4}$
v_a in m/a	90-160	30-50	190-630	50-190

Im Einzugsgebiet der Fassungen I bis VII des WW Torgau-Ost beträgt der Abstand zwischen den in Fließrichtung liegenden Meßstellen des äußeren und inneren Riegels etwa 1 km. Bei dem seit 1991 erfolgten Teillastbetrieb der Fassungen ist das Grundwasser auf dieser Strecke mindestens 5 Jahre, in der Mittelsandschicht bis zu 20 Jahren unterwegs.

Bei Annahme homogener k_f -Wert-Verteilung, einer Porosität von 0,2 sowie einer Neubildung von $3,6 \text{ l/s/km}^2$ (114 mm/a) und einer grundwassererfüllten Mächtigkeit von 45 m ergibt sich nach LEUCHS (1988) in 5 und 20 m Tiefe ein Wasseralter von etwa 10 und 45 Jahren. Unter Berücksichtigung der Schichtungen, insbesondere des k_f -Wert-Sprungs von der oberliegenden Grobsandschicht zur mächtigen Mittelsandschicht ergäbe sich für die 20 m Tiefe ein deutlich höheres Alter. Aufgrund des Zuflusses von der Hochfläche wird das im Bereich der Elbtalwanne neugebildete Grundwasser nur unter besonderen Bedingungen im unteren Bereich des Grundwasserleiters zu finden sein. Derartige Bedingungen können vertikale Druckgradienten (z.B. MS 508-510) sowie Standorte in der Nähe infiltrierender Oberflächengewässer sein. Demzufolge wird eine Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit zwischen dem äußeren und inneren Meßstellenriegel im allgemeinen nur bis in eine Tiefe von ca. 10 m direkt durch die Flächenbewirtschaftung in der Elbtalwanne beeinflusst. Die Grundwasserspiegelschwankungen in der Elbtalwanne nehmen in Elbnähe zu und führen dort verstärkt zu vertikalen Mischungsprozessen. Insgesamt dominieren jedoch ab einer Tiefe von 10 m die Austausch- und Stoffumwandlungsprozesse die Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit.

Die Charakterisierung der Strömungsprozesse mit Hilfe der ermittelten hydrochemischen Parameter soll am Beispiel des Chlorids dargestellt werden (Abb. 4.1.1-1), da sich Chlorid wie ein konservativer Tracer verhält. Dagegen können die redoxsensitiven hydrochemischen Kennwerte Nitrat und Sulfat nur dann für die Beschreibung von Mischungsprozessen genutzt werden, wenn sichere Kenntnisse zu den Stoffumsetzungen vorliegen (vgl. Kap. 6.4)

Da die Mehrzahl der Meßpunkte in der oberen Teufe (OT) etwa 0,5-2 m unter dem Grundwasserspiegel liegt, wird hier die Konzentration durch lokale Verhältnisse (Grundwasserneubildung, Düngung) stark beeinflusst. Für die Zuordnung von Strömungsbahnen sind die Werte der mittleren Teufe und unteren Teufe geeignet.

In Übereinstimmung mit den hydrogeologischen Randbedingungen können im Einzugsgebiet der Fassungen I-VI folgende Fließwege von Süden nach Norden mit Beschaffenheitsparametern untersetzt werden:

MP 514/94 --> MP 502/94

MP 515/94 --> MP 504/94

MP 507/94 --> MP 506/94

Daß diese Strömungen nicht laminar sind, zeigt der Tritiumvergleich beim dritten Meßpunktpaar, wonach 506/94 UT zusätzlich noch jüngeres Wasser erhalten hat.

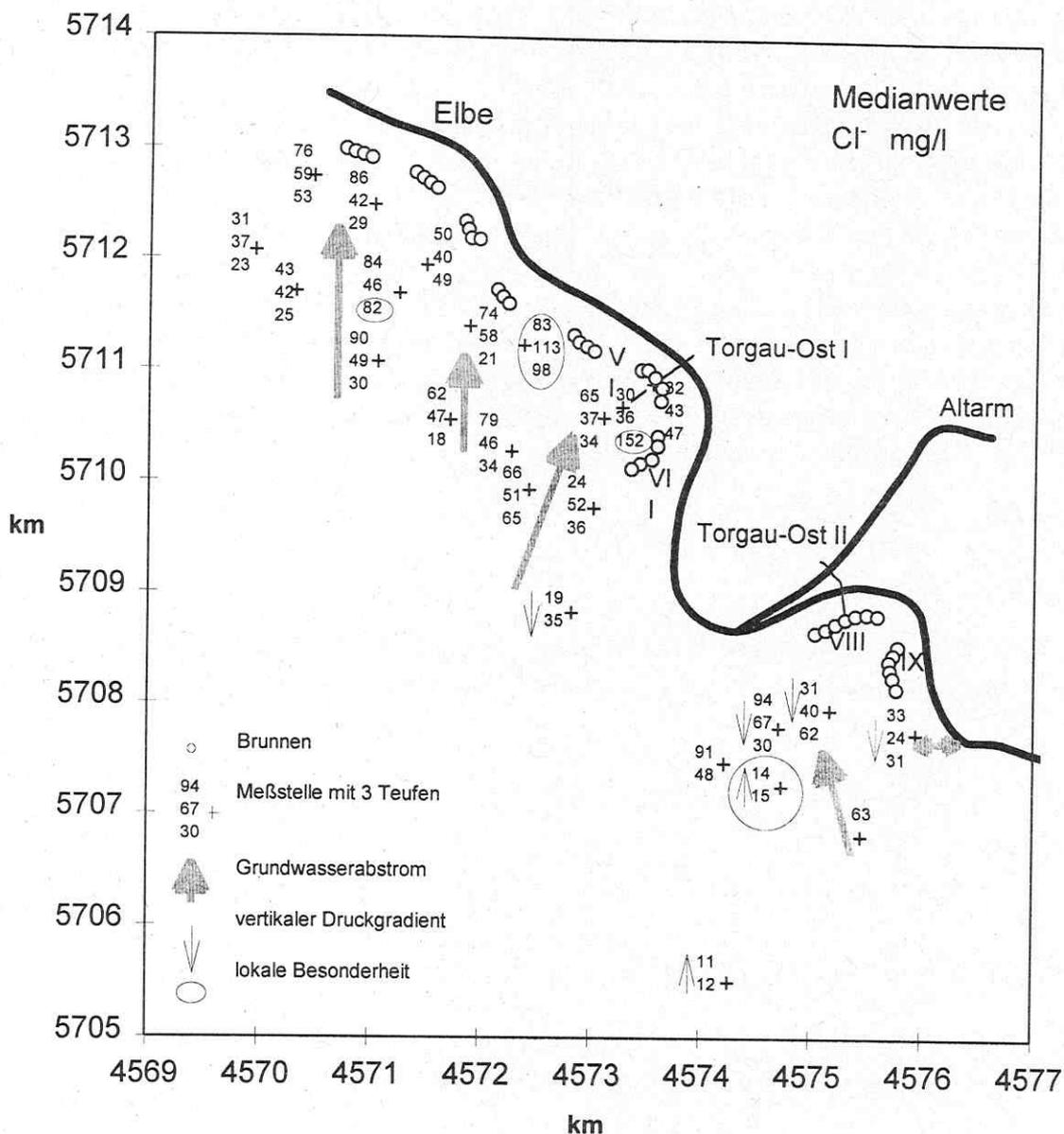


Abb. 4.1.1-1: Medianwerte der Chloridkonzentration 1995-97 im Einzugsgebiet Torgau-Ost

Am Meßpunkt 507/91 UT wurde zeitweise aufsteigendes, stark mineralisiertes Wasser aus der GWL-Basis nachgewiesen (s. Kap. 4.2.2). Da am MP 513/94 UT ebenfalls hohe Chlorid- und Natriumkonzentrationen mit starker Dynamik gemessen wurden, ist hier ebenfalls ein Anteil aufsteigender Tiefenwässer zu vermuten, welcher den hohen Chloridwert von 82 mg/l verursacht. Für den MP 505/94 mit hohen Chloridkonzentrationen in allen Teufen kann bisher keine eindeutige Ursache angegeben werden. Aufgrund einer aufliegenden 5,5 m mächtigen Schicht mit eingelagerten Holzstücken und Schluffbändern, welche nur an diesem Standort festgestellt wurde, ist ein verlandetes Altgewässer zu vermuten.

In der unteren Teufe der MP 502, 504, 511, 512, 514 und 515 wurden Chloridkonzentration unterhalb 30 mg/l gemessen. Auffällig waren hier hohe DOC- und SAK-Werte. Diese deuten auf den Kontakt mit kohlehaltigen Schichten bzw. Einlagerungen hin. Ob der erhöhte DOC im Zusammenhang mit der aufgrund der isotopen-

chemischen Untersuchungsergebnisse vermuteten Versickerungsanteile aus den Torgauer-Beckwitzer Teichen steht, kann anhand der vorliegenden Parameter jedoch nicht festgestellt werden.

Im Einzugsgebiet der Fassungen VII-IX ist eine Zuordnung der Chloridwerte durch vertikale Druckgradienten und die Abriegelung des Grundwasserzustroms von der Hochfläche durch Verwerfungen am Rand der Elbtalwanne kompliziert. Am MP 507/93 liegt bei nach oben gerichtetem, schwachen Druckgradienten ein altes, chloridarmes Wasser vor, welches über die letzten sechs Jahre sehr stabil in sämtlichen Beschaffenheitsparametern war. Hier ist ein stagnierender Grundwasserkörper zu vermuten, der nur geringe Auswirkungen auf den Zustrom zu den Fassungen hat. Wahrscheinlich erfolgt ein Zustrom aus Richtung MP 519/94 nach MP 509/94 UT. Dieses Grundwasser mit 63 mg/l Chlorid wird infolge des starken Druckgradienten durch ein chloridärmeres Wasser der Grundwasserneubildung überschichtet.

An den Meßpunkten 512/94 OT und 507/91 ist anhand anderer Beschaffenheitsparameter sowie starker Temperaturschwankungen ein Einfluß durch nahegelegene Infiltration von Oberflächenwasser (Graben entlang der Geländeabbruchkante) festzustellen, wodurch die im Vergleich zu den MP 513/94 und 514/94 niedrigeren Chloridwerte in der oberen Teufe erklärbar sind. Ebenso muß für die MP 511/94 und 501/94 von einer Beeinflussung durch in einem ehemaligen Altarmbereich infiltrierendes Elbewasser ausgegangen werden.

Die Gruppierung von Meßpunkten mit gleicher Wasserbeschaffenheit bzw. die Ausweisung von Mischungsprozessen kann mit Hilfe eines Piper-Diagramms erfolgen (Abb. 4.1.1-2). Mit Ausnahme einzelner Meßpunkte mit ausgewiesenen Besonderheiten sowie der MP im Einzugsgebiet der Fassungen VIII-IX können die unterschiedlichen Teufen gut voneinander unterschieden werden. Aufgrund des an der Mehrzahl der Meßstellen vorgefundenen Konzentrationsprofils mit den höchsten Konzentrationen der Hauptionen in der oberen Teufe und der niedrigsten in der unteren Teufe (vgl. Abb. 4.1.1-1), ist entlang des Fließweges von einer Zunahme der Chlorid- bzw. Sulfatkonzentration auszugehen. Demensprechend ist die Herkunft des Grundwassers an der Meßstelle 502 eher in Beziehung zu setzen mit der Meßstelle 514 als der Meßstelle 512.

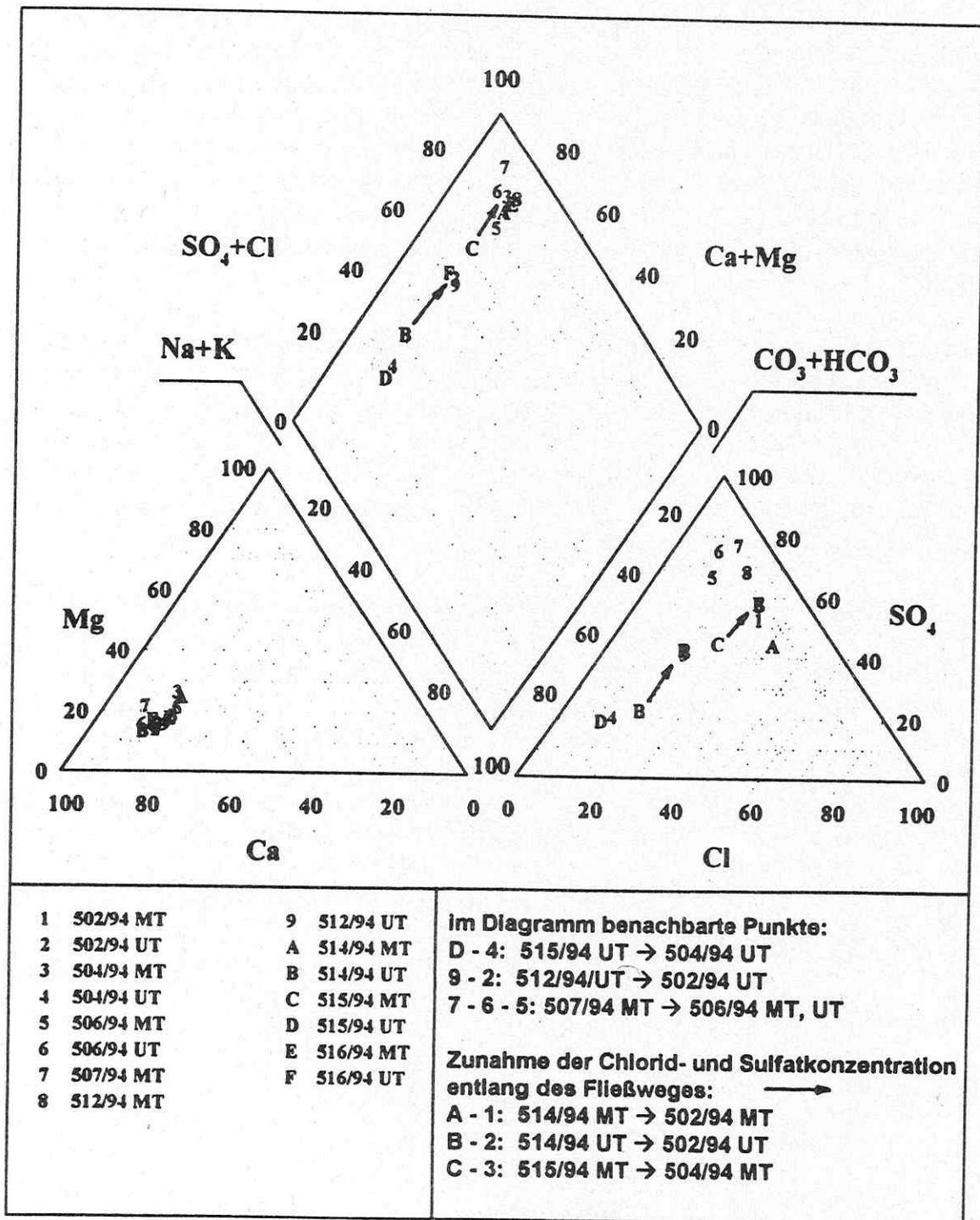


Abb. 4.1.1-2: Darstellung ausgewählter Meßpunkte im Piper-Diagramm

In der unteren Teufe treten etwas erhöhte Bariumgehalte von 0,19-0,22 mg/l auf, welche auf einen höheren Anteil granitischer Einlagerungen in der unteren Grob-

sandschicht oder den Einfluß von aufsteigenden Tiefenwässern zurückzuführen sind. An den meisten MP lag die Bariumkonzentration unter 0,1 mg/l.

Borat, Schwermetalle und organische Spurenstoffe wurden nur in Spuren oder überhaupt nicht nachgewiesen und waren für die Beschreibung von Mischungsprozessen nicht nutzbar.

Mockritz

Im Westen bis Südwesten der Fassung I befindet sich eine Stauchungszone zwischen der Elbtalwanne und der Hochfläche. Im Bereich des MP 6/93 findet wahrscheinlich kein signifikanter Zustrom in die Elbtalwanne statt. Dieser erfolgt im Süden der Fassung I, ist nach Nordosten auf die Elbe zu gerichtet und kann durch die Fassung I abgelenkt werden.

Während nach dem Eintritt in den Grundwasserleiter der Elbtalwanne kein Nitrat mehr nachweisbar ist und eine deutliche Zunahme der Sulfatkonzentration stattfindet, bleiben die Chloridwerte stabil. Die Meßwerte der Chloridkonzentration (Abb. 4.1.1-3) lassen jedoch keine sichere Ausweisung von Strömungswegen zu.

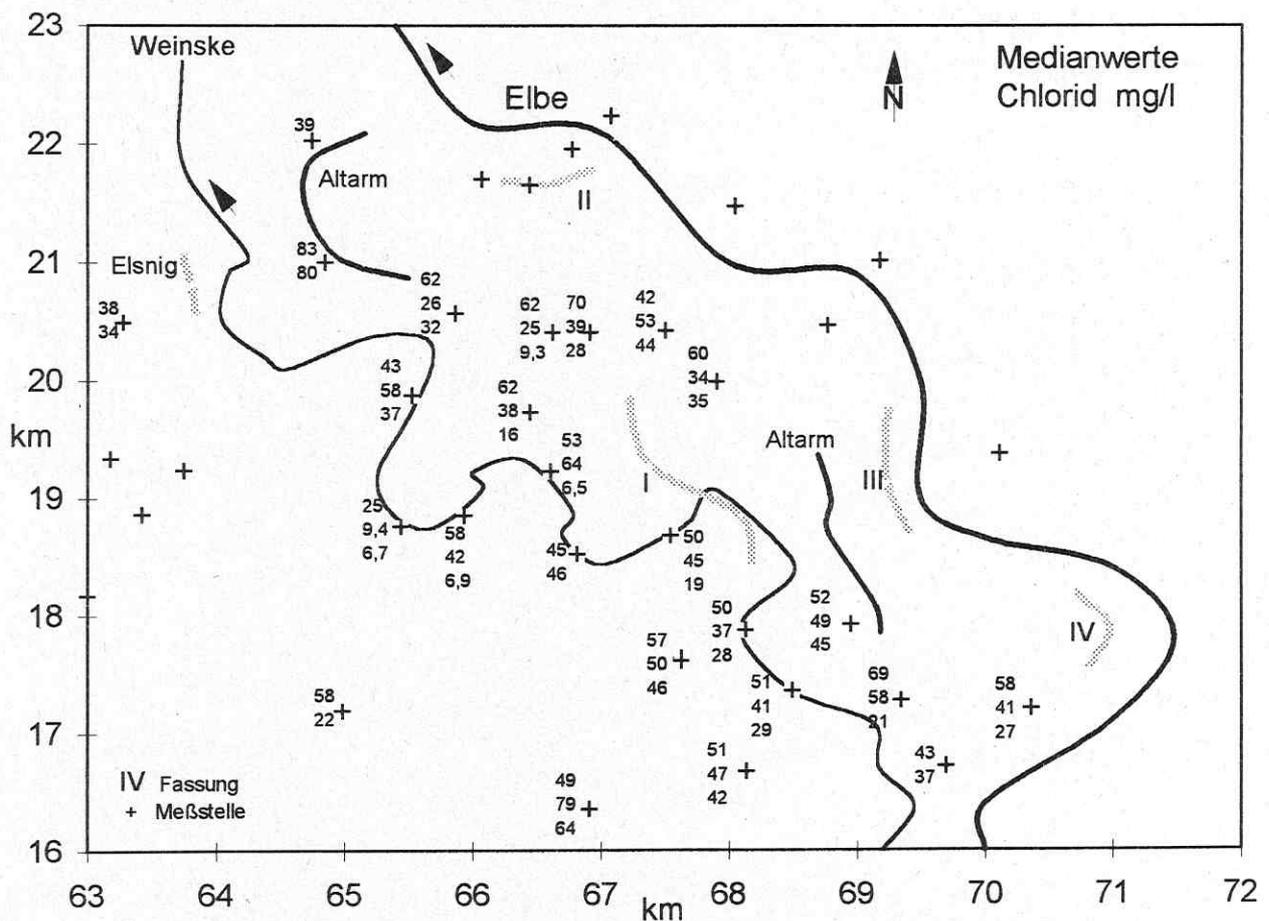


Abb. 4.1.1-3: Medianwerte der Chloridkonzentration 1995-97 im Einzugsgebiet Mockritz

In der unteren Teufe der MP 503/95, 512-514/96 sowie 6/93 ist aufgrund der sehr geringen Chloridwerte ein altes Grundwasser zu vermuten. Die Chloridwerte in den

Brunnen der Fassung lagen zwischen 45-50, in einigen bei bis zu 59 mg/l. Der Anteil alten Wassers im Rohwasser ist demnach gering bzw. es wird das von Süden zuströmende Grundwasser erfaßt, welches in der unteren Teufe bereits jüngere Anteile chloridreichen Wassers aufweist.

Im allgemeinen ist die Chloridkonzentration in der oberen Teufe am höchsten. Lokal kann durch Infiltration von Oberflächenwasser wie z.B. an der Weinske (um 50 mg/l Cl-) eine Verdünnung erfolgen (MP 504/95 OT, 514/96 OT).

Meißen-Siebeneichen

Abb. 4.1.1-4 zeigt die Verteilung von Nitrat und Chlorid im Meßprofil. Der hohe Nitratgehalt im unteren Bereich ist auf eine Unterströmung der Elbe zurückzuführen, welche anhand der Isotopenuntersuchung nicht sicher festzustellen wäre. Das rechteckige Grundwasser ist durch den dortigen Weinanbau und die Gemüseproduktion in Gewächshäusern stark nitratbelastet (>100 mg/l Nitrat). Ebenso zeigt der Unterschied in der Chloridkonzentration zwischen der landseitigen Meßstelle und dem unteren Bereich des Grundwasserleiters zwischen Elbe und Brunnen, daß es sich hierbei um ein anderes Grundwasser handelt. Eine Untersuchung weiterer landseitiger Meßstellen entfiel, da aufgrund der geologischen Randbedingungen (Durchbruchstal) der landseitige Zufluß sehr gering ist und Mischungsprozesse nur im Bereich zwischen Elbe und Brunnen relevant sind.

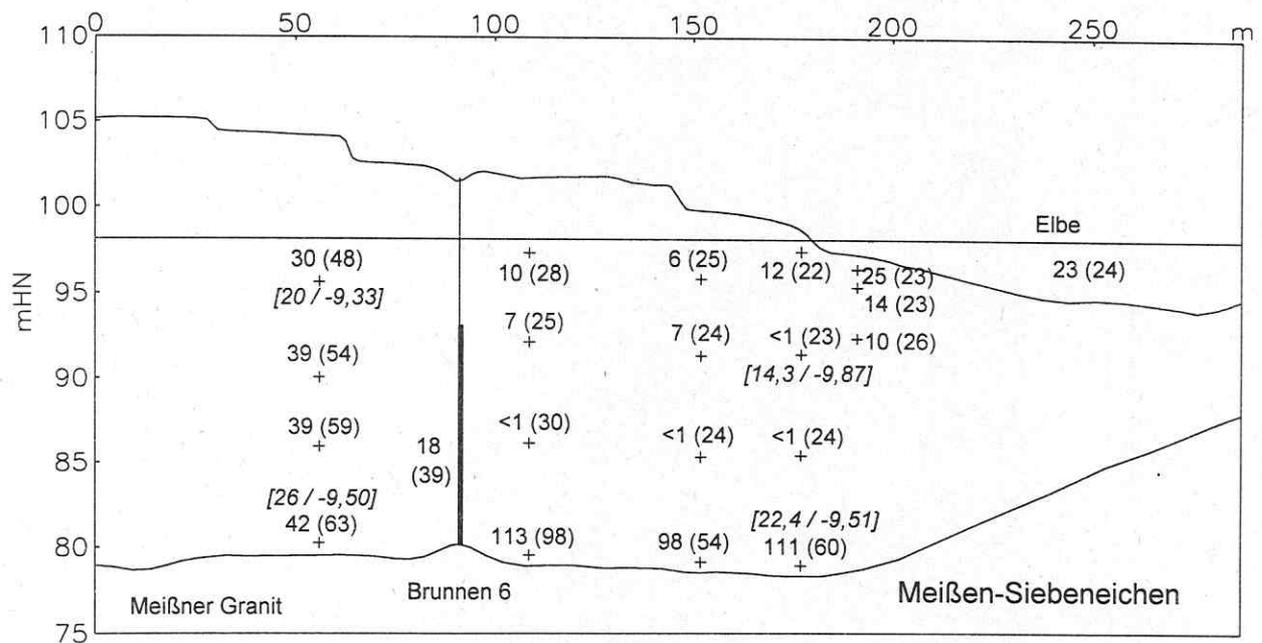


Abb. 4.1.1-4: Meßprofil Meißen-Siebeneichen, Medianwerte der Nitrat- und Chloridkonzentration in mg/l (Chlorid in runden Klammern) sowie Einzelwerte Tritium und $\delta^{18}O$ [TU / ‰]

4.1.2 Indikationen zur Grundwasserschichtung, -herkunft und -dynamik mittels Isotopenmethoden

R. Trettin (UFZ)

Vorbemerkungen

Bei der qualitativen Altersindikation mit Tritium betrachtet man die Grundwasserkonzentrationen in Relation zum grundwasserwirksamen Tritiuminventar des Niederschlages. Im Jahresdurchschnitt von 1996 lag die Konzentration im Niederschlag der für repräsentativ angenommenen eigenen Station Leipzig (ca. 50 km westlich von Torgau) bei rund 12 TU. Berücksichtigt man nur das hydrologische Halbjahr, so erhält man rund 10 TU. Aus dem Zeitverlauf von Input- und Abklingkurve folgt, daß nach 1957 gebildete und nicht durch saisonale Effekte dominierte Grundwässer im Untersuchungsgebiet 1996 mindestens 9-10 TU aufweisen müssen. Ist die Konzentration kleiner, so bedeutet dies die Beteiligung oder Dominanz von mindestens 40 Jahre alten Bildungen.

Für oberflächennahe Grundwässer im Torgauer Raum sind Tritiumkonzentrationen von rund 12-15 TU typisch. Obwohl keine Zeitreihen verfolgt wurden ist doch davon auszugehen, daß diese Proben in der Regel bereits eine breitere Mischung relativ junger Wässer einschließen. Daneben treten noch immer deutlich erhöhte Konzentrationen auf, die auf Anteile aus den 60er bis frühen 80er Jahren hinweisen.

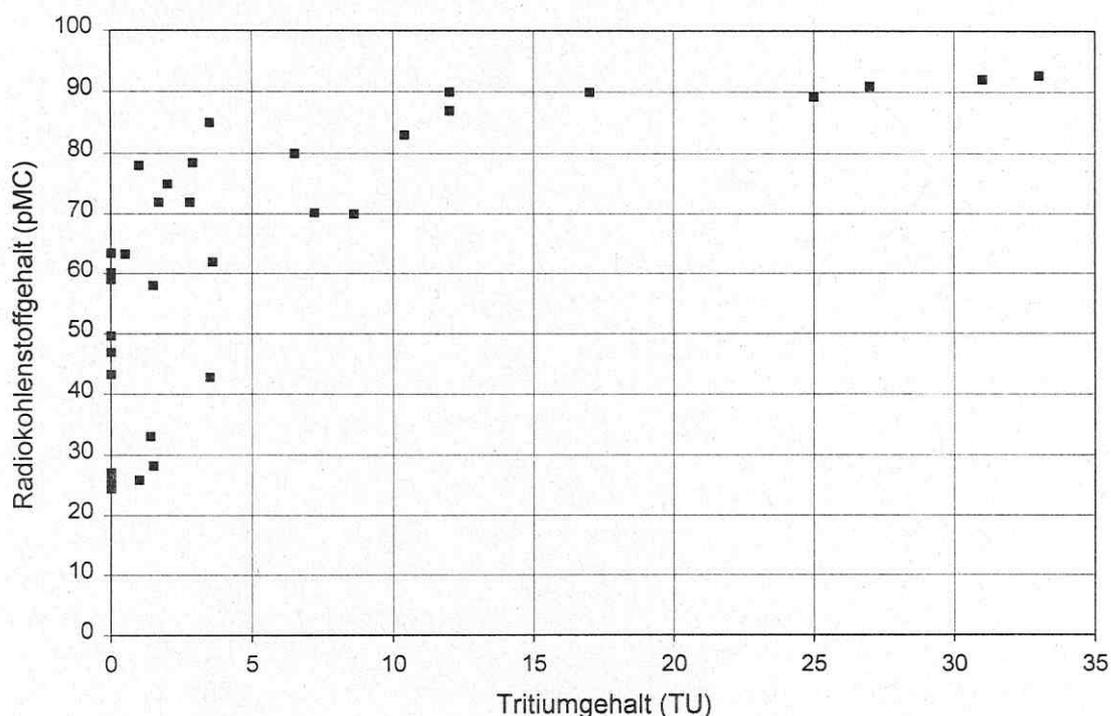


Abb.4.1.2-1: Gegenüberstellung der Tritium- und Radiokohlenstoffgehalte für Grundwasserproben aus den Fassungsbereichen Torgau-Ost und Mockritz (Datenbasis 1991 bis 1996)

Bei stabilen Isotopen leichter Elemente wird üblicherweise das Verhältnis zwischen zwei Nukliden ^xN und ^yN bestimmt und als relative Abweichung zu demjenigen eines international verbindlichen Standards. $\delta^x\text{N} = ((^x\text{N}/^y\text{N})_{\text{Probe}} / (^x\text{N}/^y\text{N})_{\text{Stand.}} - 1) \cdot 1000$ in Promille angegeben. Verwendet wurden als Standardsubstanzen in der üblichen Abkürzung SMOW für $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H} = \delta\text{D}$, PDB für $\delta^{13}\text{C}$ und CDT für $\delta^{34}\text{S}$.

Der Sauerstoff-18-Gehalt im Grundwasser wird primär durch die Niederschlagsbildungsbedingungen bestimmt. Modifiziert werden kann dieser sekundär durch die Versickerungsbedingungen, postgenetische Effekte im Aquifer (im Untersuchungsgebiet nicht relevant) oder Mischung (z.B. Infiltration verdunstungsbeeinflusster Oberflächenwässer).

Man erwartet, daß saisonale Effekte zumindest im tieferen Grundwasser nivelliert sind. Im Torgauer Raum treten gehäuft $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zwischen -9,3 und -9,6 ‰ auf. In diesem Bereich liegen auch die meisten älteren Wässer. Daneben wurden jedoch auch Werte bis -10 und -7 ‰ gefunden.

Die nachfolgend beschriebenen Stichtagsmessungen erfassen Augenblickszustände, so daß ungewöhnliche Verhältnisse nicht in jedem Fall auffallen und herausfallende Werte zeitlichen Veränderungen unterworfen sein können. Dies ist besonders bei Jungwässern und in Brunnennähe zu beachten. Die Aufenthaltszeit tritiumarmer Proben wurde z.T. mit Radiokohlenstoff hinterfragt. Für Abschätzungen kann von einem $^{14}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Anfangsgehalt um 70 pMC ausgegangen werden, wie eine Gegenüberstellung aller Tritium- und ^{14}C -Daten (Abb.4.1.2-1) nahelegt. Eine eingehende neuere Darstellung wesentlicher isotopenhydrologischer Grundprinzipien und Anwendungsbeispiele findet sich z.B. in CLARK UND FRITZ (1997).

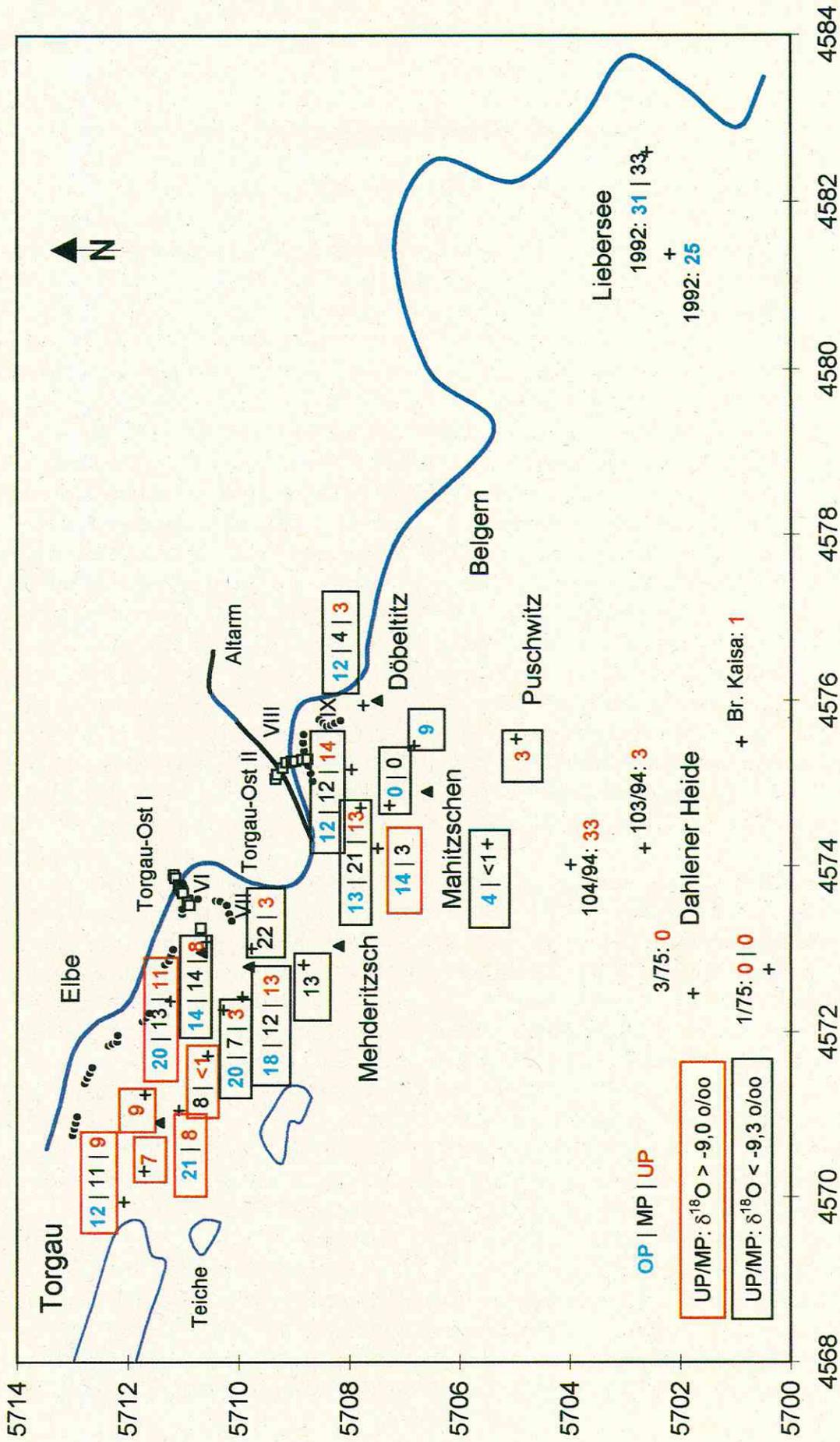
Wasserwerksbereich Torgau-Ost

Abb. 4.1.2-2 zeigt die in den Jahren 1995 bis 1997 gewonnenen Tritiumgehalte und einige Altdaten anhand einer Verbreitungskarte. Im ehemaligen Vorbehaltsgebiet Liebersee wird Kiesabbau betrieben. Die entsprechend der Filterteufenzuordnung (blau: < 20 m, schwarz: 20 - 40 m, rot: > 40 m u. Gelände) farbige dargestellten Tritiumgehalte variieren zwischen 0 und 33 TU und zeigen so einen breiten Verweilzeitbereich der von den Wasserwerken tatsächlich oder potentiell angezogenen Grundwässer. Bei rot umrahmten Daten traten in unterer oder auch mittlerer Teufe (im Sprachgebrauch entsprechend obiger Teufenzuordnung) gegenüber den Erwartungswerten signifikant erhöhte $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf.

Unter den Höhen der Dahleiner Heide führt der durch tertiäre Überschiebungen nach oben geschirmte Grundwasserleiter 1.8 (fQEv) altes, gut geschütztes Wasser, das z.B. bei Kaisa für die örtliche Versorgung genutzt wird. Nach Radiokohlenstoff (ca. 27 pMC) ist dieses Wasser im Mittel mehr als 5000 Jahre alt. Dieser Befund wird durch $^{14}\text{C}_{\text{DOC}}$ (Meßstelle 3/75: 33 pMC) bestätigt (vergl. auch GEYER u.a. 1993). Pleistozäne Anteile wurden nicht beobachtet. Am hangab liegenden Meßpunkt 104/94 (33 TU) fehlt diese Bedeckung. Das Wasser ist durch den Bombenpeak beeinflusst und verweist auf Verweilzeiten von > 20 Jahren. Wegen des im Liegenden beobachteten Druckdefizites werden geologische Fenster genutzt. 104/94 liegt in einem militärischen Altlastgebiet. Im Übergangsbereich zur Aue bei 520/94 mit bereits reiner quartärer Schichtenfolge wurden im Grundwasserleiter 1.6 (gfQEn) in 28 m u. Gel. ca. 63 pMC gemessen. Dieses Wasser ist alt im Sinne von Jahrhunderten. Es steht jedoch nicht im direkten Zusammenhang mit den alten Wässern im Grundwasserleiter 1.8.

Heterogene Verhältnisse bestehen im Vorfeld der Fassungen VIII und IX. Am Meßpunkt 503/93 (0|0 TU) residieren in beiden Teufen ältere Wässer, die durch eine Barriere die Elbtalwanne erreichen und aufsteigen. Mit $^{14}\text{C}_{\text{DOC}}$ und $^{14}\text{C}_{\text{DIC}}$ von jeweils ca. 50 pMC ist auch dieses Wasser bereits in ^{14}C gealtert. Durch $\delta^{34}\text{S}=18,5$ ‰ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}=-21$ ‰ PDB CDT wird eine deutliche Beeinflussung durch Sulfatreduktion

Abb.4.1.2-2: Verteilung der Tritiumgehalte(TU) in Grundwässern von Torgau-Ost mit Hinweisen auf $\delta^{18}\text{O}$



angezeigt. Die beiden angrenzenden Meßstellen weisen im jeweils unteren Pegel zumindest anteilig tritiumaltes Wasser aus. Nahe der Fassung VIII ist diese Stockwerksgliederung aufgehoben. Eine solche existiert aber in 510/94 bei Döbeltitz. Nahe der Ortslage Döbeltitz keilen saaleiszeitliche z.T. grundwasserführende Ablagerungen unter Anschluß an die Wannenfällung aus. Entsprechend könnten sowohl Zuflüsse aus diesen Schichten wie auch aus dem Osten bzw. dem Raum unter der Elbe für diesen Meßpunkt eine Rolle spielen. Die erhöhten $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in 518/94 könnten meßstellenbedingt sein und bedürfen weiterer Beobachtungen.

Im nordwestlichen Vorfeld existiert eine nach Westen ausgreifende Rinnenstruktur (Beckwitzer Rinne), wobei die Erosionstiefe z.T. den Grundwasserleiter 1.8 erreicht und ein hydrologischer Anschluß zur südlichen Hochfläche hergestellt wird. Bei den untersuchten Gütepegeln fallen für die nördliche Gruppe 511/94 bis 514/94 im unteren Teufenbereich Mischwässer mit partieller Altwasserbeeinflussung (Alter > 40 Jahre) und erhöhtem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert auf. Von den erhöhten Werten sind, soweit untersucht, auch einige Mittelpegel betroffen. Eine Fortsetzung des Effektes nach Osten hin wurde in 505/94 beobachtet. Eine Gegenüberstellung von $\delta^{18}\text{O}$ und δD weist darauf hin, daß es sich um eine Beeinflussung durch eingedampfte Wässer handelt. Eine Analyse des im Grundwasser gelösten Gases zeigte eine herausfallend hohe Methankonzentration in 514/94u. Es wird gefolgert, daß dieser Untersuchungsbereich durch Infiltration aus den Teichen zwischen Torgau und Bennewitz beeinflusst wird. Nicht klar ist dabei das Altersspektrum dieser Beimischung. In 515/94u wurde zwar noch ein erhöhter $\delta^{18}\text{O}$ -Wert aber kaum Tritium gemessen. Sowohl DIC als auch DOC lieferten bei ^{14}C etwa 60 pMC. Zumindest an dieser Meßstelle muß eine Kontamination durch Oberflächenwasser mindestens 40 Jahre zurückliegen. Die hydrochemischen Beobachtungen machen deutlich, daß im oberflächennahen Grundwasser einiger der östlichen GWBR auch lokale Oberflächenwasserkommunikationen zu betrachten sind. Insgesamt treten auch bei der nördlichen Meßstellengruppe entlang des Wannensandes unterschiedliche Schichtungsabfolgen auf, so daß Wässer von unterschiedlicher Geschütztheit angezogen werden.

Die Befunde zeigen, daß es schwer ist, repräsentative Anschlußmeßstellen für den Westen der Testprofile Torgau-Ost I und II zu finden. Spezielle Verhältnisse liegen am Meßpunkt 507/91 im Profil I vor. Wesentlich erhöhte Sulfatgehalte über 400 mg/l im untersten Niveau (7/5) gegenüber dem Umfeld deuten auf eine anomale Grundwasserbildung an dieser Stelle hin. Seitens Tritium mit ca. 7 TU handelt es sich um ein Mischwasser. $^{14}\text{C}_{\text{DIC}}$ betrug 1995 70 pMC. Im Vergleich der beiden Meßpunkte 7/4 und 7/5 ergaben sich zeitliche Mittelwerte nach Tab.4.1.2-1.

Die daraus abgeleitete Vermutung, es könnte sich um eine Beimischung durch aufsteigende Liegendwässer handeln, wurde durch geologische Recherchen unterstützt. Tatsächlich befinden sich im Gebiet Mühlberger Graben ein isoliertes Vorkommen an subrosiv beeinflusstem Zechstein sowie Störungs- und Schwächezonen der stauenden Deckschichten, was die These einer Zechsteinbeeinflussung (die bei Abstammung aus Sulfatgesteinen zu höheren $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ - und $\delta^{13}\text{C}$ -Werten sowie einer Sulfatbelastung (NIELSEN u.a., 1991) führen würde) belegt. Aus Isotopenbilanzen läßt sich der Wasseranteil zu rund 10 % abschätzen. Dieser Beitrag ist zeitlich nicht konstant. Ähnlich zu 7/5 jedoch bei veränderter geologischer Anbindung wird auch für den Meßpunkt 8/5 eine Liegendwasserkomponente diskutiert. Dort verändern aus teilweise karbonatischem Unterem Buntsandstein aufsteigende Wässer,

die jedoch nicht von tieferen, salinaren Serien des Zechsteins beeinflußt werden, die isotopische Zusammensetzung des DIC, nicht aber die des Sulfats.

Tab. 4.1.2-1: Variation von Beschaffenheits- und Isotopendaten am Meßpunkt 507/91

Meß- stelle	SO ₄ ²⁻ mg/l	δ ³⁴ S ‰ CDT	δ ¹⁸ O _{SO4} ‰ CDT	HCO ₃ ⁻ mg/l	δ ¹³ C ‰ PDB	K mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	Salzgehalt mg/l
I 7/4	223±28	-0,2±1,2	5,2±0,5	85±	-19,2±0,5	4,3	84	34	486±52
I 7/5	428±23	5,5±1	8,9±0,5	96±5	-15,1±,2	4,2	148	145	950±47

Die Ergebnisse zeigen, daß nicht die gesamte Sulfatzufuhr zu den Brunnen von oben erfolgt, sondern daß lokal auch geogene Quellen existieren.

Wasserwerksbereich Mockritz

Die Fassungen des Standortes Mockritz unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Stellung zum Grundwasser und zur Elbe. So drainiert das Wasserwerk Elsnig einen Teil der Hochfläche in Richtung Dübener Heide und hat eine besondere Bedeutung für die Rüstungsaltlast WASAG. Die Fassung Mockritz I fördert bevorzugt Grundwasser, dessen flußseitiges Zuflußregime stark von der Förderung der Fassungen an der Elbe abhängt. Dadurch und unterstützt durch den Elbewassergang ergeben sich stark variierende Isohypsenbilder. Während der Beprobungen wurde eine wechselhafte Fassungsbewirtschaftung vorgefunden. Infolgedessen kennzeichnen Grundwasserdaten das Ergebnis eines u.U. komplizierten Strömungsprozesses zum Probenahmezeitpunkt. Die räumliche Zuordnung der zwischen 1995 und 1997 erhobenen Tritiummeßwerte sowie einiger Altdaten ist in Abb.4.1.2-3 dargestellt. Datensätze mit abweichenden δ¹⁸O- Meßwerten sind je nach Teufe farbig umrandet.

Für Mockritz ergeben sich ähnliche Wertebereiche für Tritium, ¹⁴C- und δ¹⁸O wie in Torgau-Ost. Bei einigen Wässern mit sehr kleinen Tritiumgehalten liegen ¹⁴C-Daten von 1991/92 vor. In den tertiären Cottbuser Schichten GWBR 10/74u (SE von 20/76) und 20/74u (SW von 6/93) wurden Wässer mit jeweils ca. 25 pMC in 9 bis 22 m ü.NN nachgewiesen. Diesen Proben werden mittlere Verweilzeiten von wenigstens 5000 Jahren zugeordnet. ¹⁴C-gealterte Wässer kommen auch in der Stauchendmoräne vor (HySpiz102/90u mit 58 pMC, HyToW70/69u). Östlich der Elbe ergab Bohrung 15/74u (ca. 18 m ü.NN) im Grenzbereich Quartär/Tertiär 33 pMC und damit ebenfalls ein sehr altes Wasser. In 22/76u (ca. 37 m ü.NN) zeigen 62 pMC, daß im unteren Bereich des Elbeaquifers lokal mit dem Auftreten ¹⁴C-gealterter Wässer zu rechnen ist. Im Meßpunkt 5/5 (Profil Torgau-Ost I) waren es ca. 75 pMC, was auf wenig gealterte Wässer aus der Vorbombenzeit hinweist.

Im Mockritzer Gebiet besitzen die östlich der Elbe abgeteufte Meßstellen im Unterpegelniveau i.a. wenig Tritium. Dies gilt auch in Torgau-Ost I-1/5 jedoch nicht in Torgau-Ost II-10/5. Somit muß gebietsspezifisch gezeigt werden, daß niedrige Tritiumgehalte ein Marker für die Elbe von Osten unterquerendes Grundwasser sind. In Mockritz zeigt der Vergleich zwischen 20/76u (links) und 22/76u (rechts) nur 1992 mit 2 -3 TU analoge Werte. 1997 wurden linkselbisch 11 TU gemessen, was eher auf ein geändertes Fließregime und einen steileren Elbwasserabstieg z.B. in Richtung auf Fassung III hinweist als auf ein aufgebrauchtes Altwasservorkommen. Somit kann eine zumindest zeitweilige Elbeunterquerung zwar als wahrscheinlich, aber

nicht als bewiesen angesehen werden. Eine längere Meßreihe in Verbindung mit genauen Pegelstandsmessungen wird empfohlen.

Betrachtet man die Verhältnisse westlich der Weinske, so fällt eine sehr wechselhafte Grundwasserschichtung auf. Ganz im Süden gelangen junge Wässer zu höherem Anteil bis in den unteren Teufenbereich obwohl z.T. ein Hangendstauer (9499) existiert. Bereits wenig weiter nördlich (10/93) ist die Stockwerkskommunikation stark eingeengt. Grundsätzlich dominieren im Unterpegelbereich dieser Gruppe tritiumalte Wässer. Solche Wässer sind zu geringerem Anteil auch im Mittelpegelbereich anzutreffen. Bei GWBR 9502 ist auch im oberen Niveau der Jungwasseranteil gering. 9 m u. Gelände sorgen stauende Schichten für eine Abschirmung nach unten. Weiter im Norden (505/95 bis 508/95) dominieren in allen Teufen Jungwässer, die in einigen Meßstellen über dem ansteigenden Tertiär deutlich bombenbeeinflusst sind. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert der Proben aus dem westlichen Grundwasseranstrom befindet sich im Erwartungsbereich und z.T. auch etwas darunter (9502).

In Abb. 4.1.2-3 sind die Datensätze je nach $\delta^{18}\text{O}$ -Wert schwarz, blau, grün oder rot umrandet. Diese (etwas willkürliche) Einteilung erfolgt danach, ob und in welcher Teufe $\delta^{18}\text{O} >$ oder $\leq -9 \text{‰}$ gemessen wurde, was bereits eine deutliche Differenz zum regionalen Clarke-Wert darstellt. Grün bedeutet, daß dies in oberen und/oder mittleren Teufen der Fall ist, während bei roter Umrahmung mehr oder weniger alle Teufen betroffen sind. Z.T. wurden Werte bis $> -7 \text{‰}$ bestimmt. Das Auftreten grüner und roter Markierungen gerade an der Weinske wird als signifikante Grundwasserbeeinflussung durch Oberflächenwasser gewertet. Der Schluß wird durch Messungen zur Kolmation des Bachbettes (HGN 1998) gestützt, die ebenfalls eine abschnittsweise Infiltration ausweisen. Die Weinske wurde selbst nicht auf $\delta^{18}\text{O}$ untersucht. Zu erwarten ist bei den betroffenen bach- und oberflächennahen Grundwässern eine jahreszeitliche Schwankung. Die wenigen Doppelbestimmungen (die Proben wurden zwischen Mai und November genommen) geben hierüber keine signifikante Auskunft. Der durchgeführte Vergleich $\delta^{18}\text{O}/\delta\text{D}$ läßt eine Wertehäufung entlang einer sogenannten Verdunstungsgeraden erkennen und unterstützt somit die getroffene These. Die höheren $\delta^{18}\text{O}$ -Werte sind erwartungsgemäß mit einem Jungwasserstatus gemäß Tritium korreliert.

Noch einige Hundert Meter westlich der Fassung Mockritz I führt der tiefe Probenahmebereich altes Wasser. Bei den nordöstlich befindlichen Meßstellen 509/96 und 510/96 befindet sich auf dem Stauer Jungwasser. 509/96o erweist sich mit $\delta^{18}\text{O} = -7,7 \text{‰}$ als besonders stark an ^{18}O angereichert. Dies kann nicht von der Elbe herrühren. Der Pegel erfaßt mit großer Sicherheit auch Wasser aus einer benachbarten Kiesgrube. Bei 510/96 sind der obere und bei 511/96 der mittlere Horizont mit ca. $-8,4 \text{‰}$ herauszuheben. Auch in diesem Gebiet stehen Feuchträume zur Verfügung.

Da Tritium von der Grundwasserverweilzeit abhängt und diese etwas mit der Wasserherkunft zu tun hat, liegt ein Vergleich zu chemischen Daten nahe. Betrachtet man die Meßstellen in der Elbaue, so besitzen Proben mit höherem Altwasseranteil in der Regel niedrige elektrische Leitfähigkeiten, so daß dieser Umstand bereits zu einer Erwartungshaltung berechtigt. Andererseits wird die Beschaffenheit und damit die Leitfähigkeit in Torgau in bedeutendem Maße durch die Sulfatkonzentration bestimmt. Abb.4.1.2-4 zeigt daher nicht unerwartet, daß auch zum Sulfat eine gewisse Korrelation besteht.

Tiefe Meßstellen mit wenig Tritium besitzen i.d.R. nur wenig Sulfat. Andererseits fallen hohe Sulfatgehalte auch bei den bombenbeeinflussten Wässern auf, bei denen Neubildungen vor 20 oder 30 Jahren eine Rolle spielen. Die hohe Sulfatbelastung mancher Grundwässer liegt somit entstehungsseitig bereits längere Zeit zurück. Treten jedoch höhere Sulfatbelastungen in tiefen Meßstellen auf, so sind diese wiederum mit Jungwässern verbunden, was aktuelle Stofftransportvorgänge anzeigt. Einen grundsätzlich ähnlichen Zusammenhang erhält man auch für die Elbaue bei Torgau-Ost.

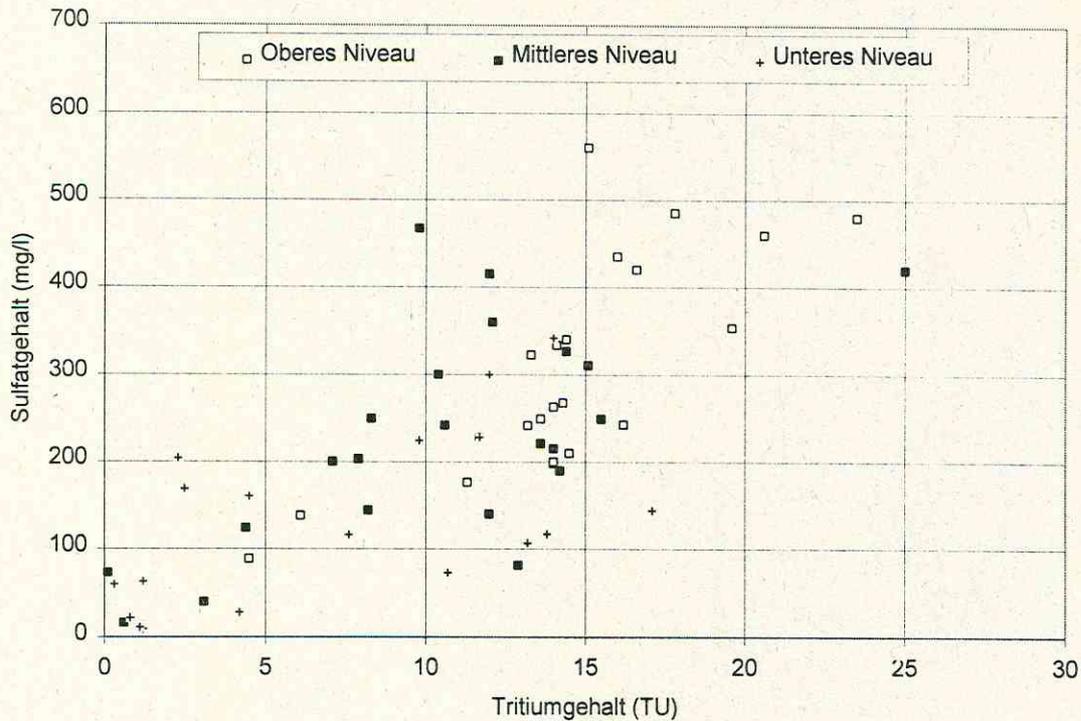


Abb. 4.1.2-4: Sulfatkonzentration und Tritiumgehalt in Grundwässern aus der Elbtalwanne im Wasserwerksbereich Mockritz

4.2 Uferfiltrat und Grundwasser

4.2.1 Charakterisierung der lokalen Strömungsverhältnisse mit geohydraulischen Modellen

J. Dehnert, W. Nestler (HTW)

Einleitung

Die Strömungsverhältnisse in den pleistozänen Grundwasserleitern der Elbaue sind auf Grund der Dynamik der Elbe, der Morphologie der Elbtalwanne und der Schichtung des Grundwasserleiters kompliziert und im Einzugsgebiet von Wasserwerken zusätzlich durch das Förderregime der Brunnen überprägt. Zur Beschreibung von Grundwasserströmung und Stofftransport wurden ein dreidimensionales sowie ein vertikal- und ein horizontalebene geohydraulisches Modell auf der Basis des Programmsystems SICK 100 der Firma GKW Ingenieurgesellschaft GmbH (Bochum) auf einer IBM RS 6000 entwickelt.

Koordinatensysteme

Grundlage einer geohydraulischen Modellierung ist die Parametergewinnung aus Altdaten. Im Interesse einer hohen Widerspiegelungsgenauigkeit wurden die Unterlagen aller verfügbaren Bohrungen und Grundwassermeßstellen sowie temporärer und ständiger Oberflächenwassermeßstellen zusammengetragen und ausgewertet. Dabei mußten die Daten auf ein einheitliches Koordinaten- und Höhensystem bezogen werden. In den alten Bundesländern stellt dies kein Problem dar, weil die Bessel-Koordinaten ohne Unterbrechung amtliches Koordinatensystem waren (System RD 83). In den neuen Bundesländern gibt es aus historischen Gründen verschiedene Koordinaten- und Höhensysteme. Diese sind sich teilweise ähnlich, so daß die Gefahr einer Verwechslung gegeben ist. Im Untersuchungsgebiet Torgau sind alle drei möglichen Koordinatensysteme vorhanden, und zwar Bessel-Koordinaten, das Krassowski-3°-Streifensystem und das Krassowski-6°-Streifensystem. Die Karten im Krassowski-3°-Streifensystem konnten für Torgau in das System RD 83 wie folgt umgerechnet werden:

$$\begin{aligned} \text{neuer Hochwert} &= \text{alter Hochwert} - 588,3 \text{ m} \\ \text{neuer Rechtswert} &= \text{alter Rechtswert} - 22,2 \text{ m} \end{aligned}$$

Für Karten im Krassowski-6°-Streifensystem gibt es keine Umrechnungsformeln. Das Landesvermessungsamt Sachsen stellte die Blattecken im System RD 83 zur Verfügung. Mit diesen Blattecken wurden die betreffenden Karten neu digitalisiert.

Höhensysteme

Topographische Karten in den neuen Bundesländern verwenden unabhängig vom Koordinatensystem als Bezugspunkt für die Höhe den Kronstädter Pegel in mHN (Höhennormal). Die Wasserstände der Elbe werden vom Wasser- und Schiffsamt mit Bezug zum Amsterdamer Pegel in mNN (Normalnull) angegeben. Das trifft auch auf die meisten Bohrungen, Grundwassermeßstellen und geologische Schnitte zu. Die Umrechnung vom HN- in das NN-System ist ortsabhängig und erfolgt mit einer Umrechnungskarte des Landesvermessungsamtes Sachsen. Im Modellierungsgebiet

Torgau gilt: NN = HN + 18 cm (für den Raum Riesa beispielsweise gilt NN = HN + 15 cm).

Dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell Torgau-Ost

Im Mittelpunkt des dreidimensionalen Strömungsmodells steht das in der Elbaue gelegene Wasserwerk Torgau-Ost, dessen Rohwasserkapazität bei 124.500 m^3 pro Tag liegt (LOOS, 1993, DEHNERT und NESTLER, 1996). Aus 42 Brunnen entlang der Elbe wird ein Mischwasser aus Uferfiltrat, landseitigem Grundwasser und elbeunterströmendem Grundwasser gefördert. Die Leistung der Brunnen beträgt zwischen $150 \text{ m}^3/\text{h}$ und $250 \text{ m}^3/\text{h}$. Zur Parametergewinnung wurden 678 Bohrungen und Meßstellen ausgewertet. Das Modell umfaßt eine Fläche von 658 km^2 und gliedert sich in ein engmaschiges Kernmodell und ein weitmaschiges Außenmodell. Jede Schicht besteht aus 9980 finiten Elementen. Der Verlauf der geometrischen Strukturen wichtiger Modellelemente wie Elbe, Brunnen, Teiche und Stauer wurde durch das FE-Netz nachgebildet. Die Diskretisierung des Netzes wurde an die Dynamik der Grundwasser Oberfläche angepaßt, d.h. die Knotendichte nimmt im Bereich eines Absenkungstrichters in Richtung eines Brunnens zu. Ein noch ungelöstes Problem ist die Simulation der Verschiebung der Uferlinie der Elbe in Abhängigkeit vom Wasserstand des Vorfluters. Abb. 4.2.1-1 zeigt die Grundwasser Oberfläche (Modellausschnitt) für eine Entnahmemenge von $150 \text{ m}^3/\text{h}$ und Brunnen an der Brunnengalerie VIII (Meßprofil Torgau-Ost II).

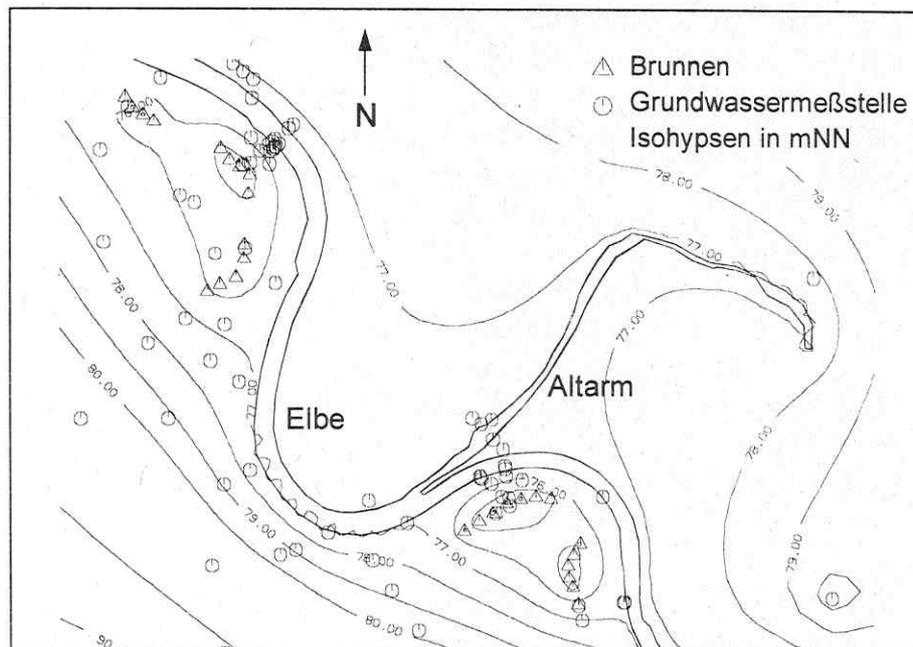


Abb. 4.2.1-1: Grundwasser Oberfläche bei MNW (Modellausschnitt) für eine Entnahmemenge von $150 \text{ m}^3/\text{h}$ und Brunnen an der Brunnengalerie VIII, Meßprofil Torgau-Ost II (aus DEHNERT und NESTLER, 1996)

Vertikalebene Grundwasserströmungsmodell Torgau-Ost I

Die Grundwasserströmung wird von der Morphologie der Elbtalwanne und den in ihr lagernden pleistozänen Sedimenten beeinflusst. Kontinuierliche Temperaturmessungen mit Hilfe von Datenloggern in den Grundwassermeßstellen der Profile Torgau-Ost I und II und am Infiltrationsmeßprofil zeigten, daß der geschichtete Aufbau des Grundwasserleiters aus besser und schlechter durchlässigen Kiesen und Sanden zu vertikal abgegrenzten Fließwegen führt. An lokal verbreiteten Tonschichten treten halbgespannte Verhältnisse auf. Gleichzeitig führt die Schüttungsrichtung der Sedimente zu besser- und schlechter durchlässigen Wegsamkeiten im Grundwasserleiter und damit zu unerwarteten, horizontal abgegrenzten Fließwegen in der Elbaue. Für Untersuchungen zur Beschaffenheitsentwicklung des Uferfiltrats an den Meßprofilen war das dreidimensionale Strömungsmodell nicht hinreichend genau. Deshalb wurde für das Meßprofil Torgau-Ost I ein vertikalebene Modell mit einer feineren Diskretisierung aufgebaut, bei dem auch kleinräumige geologische Details aus den Bohrkernansprachen berücksichtigt werden konnten (NESTLER et al., 1996). Ausgewählte Parameter dieses Modells können der Tab. 4.2.1-1 entnommen werden. Die Abb. 4.2.1-2 zeigt eine schematisierte Durchlässigkeitsverteilung des vertikalebene Modells sowie für den stationären Fall Potentiallinien und Abstandsgeschwindigkeiten für einen Wasserstand des Vorfluters Elbe von 77,80 mNN und eine Entnahmemenge des Brunnens 22 von 246 m³/h.

Tab. 4.2.1-1: Ausgewählte Parameter des vertikalebene Modells Torgau-Ost I

Anzahl Knoten	11802
Anzahl Elemente	11433
Länge des Modells	799 m
Breite des Modells	80 m, zum Brunnen hin verkleinernd auf 0,55 m
Mächtigkeit Grundwasserleiter	54,9 m
k _r -Werte	Wechselagerung Mittelsand, Grobsand: $6,4 \cdot 10^{-4}$ m/s Wechselagerung Grobsand, Feinkies: $2 \cdot 10^{-3}$ m/s Schluffschichten, Auelehm: $1 \cdot 10^{-8}$ m/s
Porositäten	Wechselagerung Mittelsand, Grobsand: 0,18 Wechselagerung Grobsand, Feinkies: 0,13 Schluffschichten, Auelehm: 0,01
Entnahmemenge	5904 m ³ /d
Brunnenfilter	Potentialgleichheit über die Filterlänge von 19 m
Oberfläche	frei iteriert
Randzuflüsse	variabel
feste Potentiale	Elbe, rechter und linker Modellrand

Horizontales Grundwasserströmungsmodell Torgau-Ost I

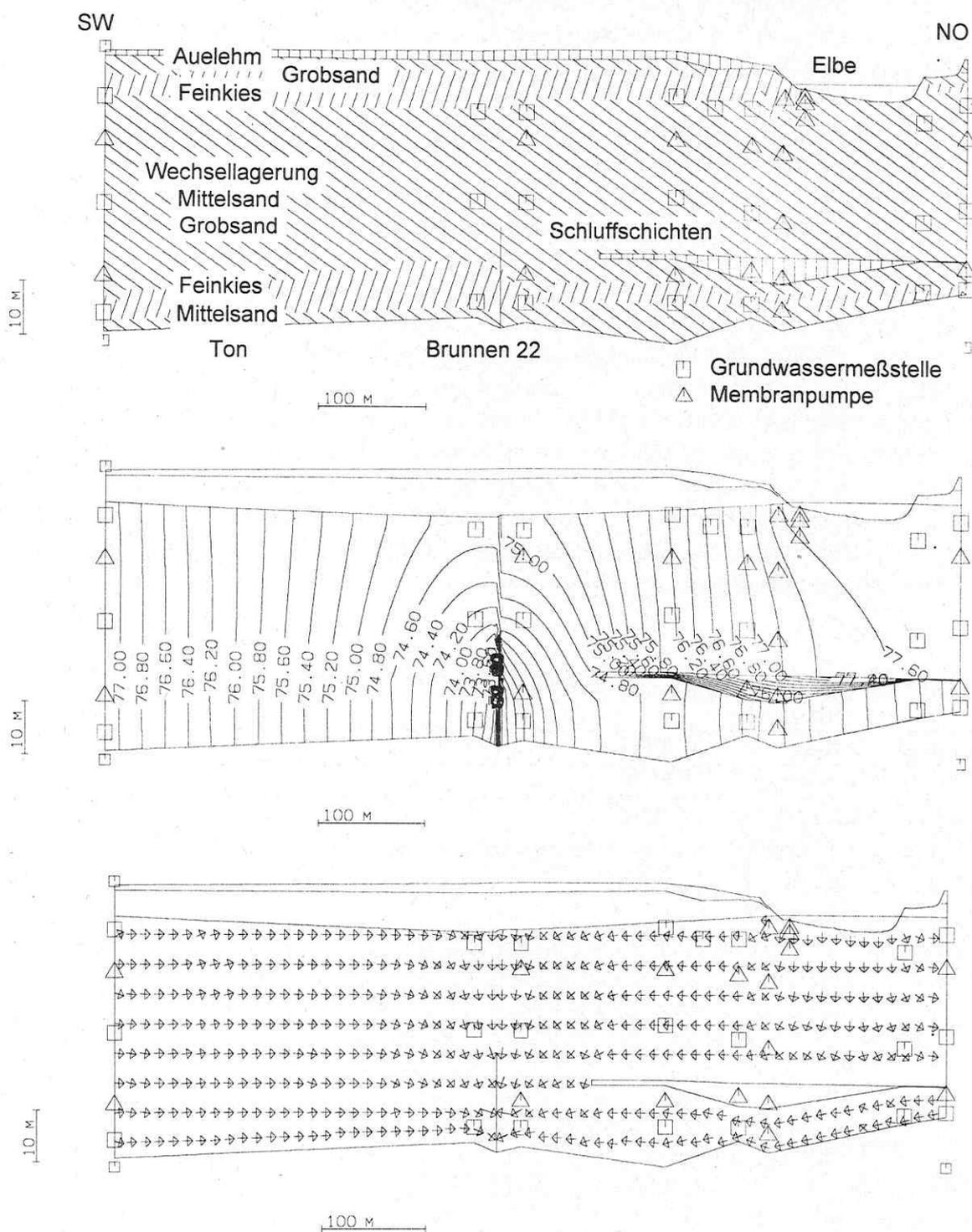


Abb. 4.2.1-2: Schematische Durchlässigkeitsverteilung (oben), Potentiallinien (mitte) und Abstandsgeschwindigkeiten (unten) des vertikalebene Grundwasserströmungsmodells Torgau-Ost I für einen Wasserstand der Elbe von 77,80 mNN und eine Entnahmemenge des Brunnens 22 von 246 m³/h

Für die geohydraulische Modellierung eines Tracerversuches zur Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung mit den Verfahren „Geelektrische Computertomographie“ und „Methode des geladenen Körpers“ wurde ein horizontalebene, feindiskretes Strömungsmodell entwickelt. Der Knotenabstand betrug 0,10 m. Damit konnte die Infiltration von $12,48 \text{ m}^3$ einer Salzlösung an der Grundwassermeßstelle 5/1 des Meßprofiles Torgau-Ost I über einen Zeitraum von 6 h simuliert und die Auswirkungen des eingebrachten Volumens auf das Strömungsregime untersucht werden. Abb. 4.2.1-3 zeigt das Netz des horizontalebene Grundwasserströmungsmodells sowie Potential- und Stromlinien während der Infiltration der Salzlösung.

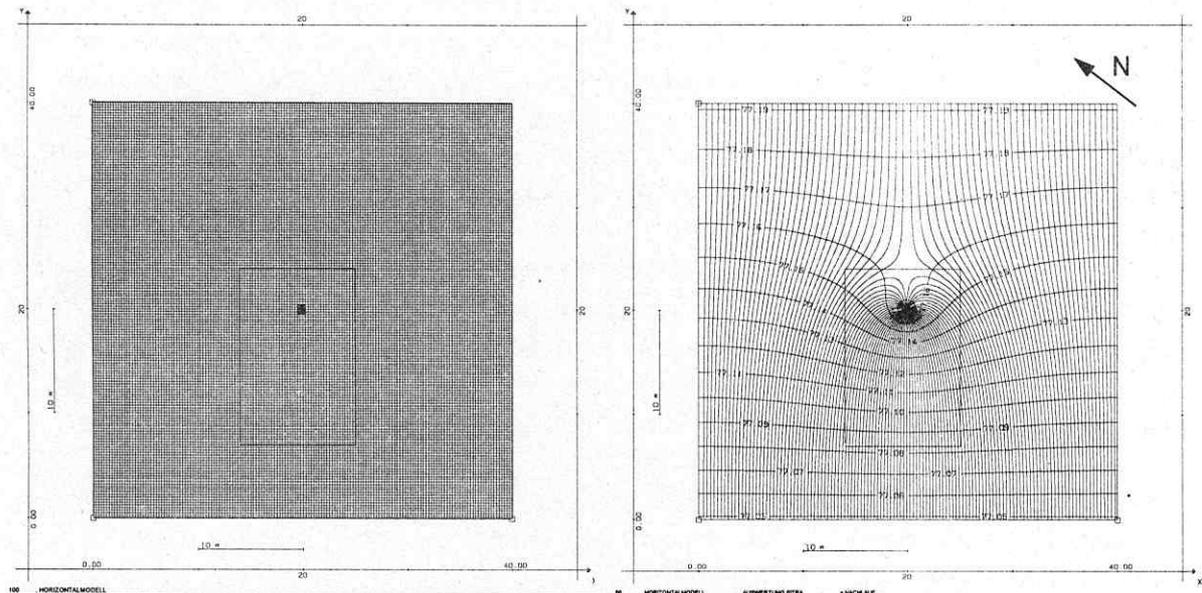


Abb. 4.2.1-3: Modellnetz (links) sowie Potential- und Stromlinien (rechts) des horizontalebene Grundwasserströmungsmodells Torgau-Ost I zur geohydraulischen Modellierung eines Tracerversuches an der Grundwassermeßstelle 5/1 des Meßprofiles Torgau-Ost I

Zusammenfassung

Es wurde ein dreidimensionales sowie ein vertikal- und ein horizontalebene geohydraulisches Modell aufgebaut. Mit diesen verschiedenen Grundwasserströmungsmodellen können spezifische Aufgabenstellungen bearbeitet werden wie: Fließzeiten Vorfluter-Brunnen, Simulation verschiedener Betriebszustände der Brunnengalerien, Erhöhung der Entnahmemengen der Brunnen, Absenkenverhalten der Brunnen, Unterströmung der Elbe, Simulation von Hochwasser- und Niedrigwasserperioden, landseitiger Zufluß, Altersstruktur des Grundwassers, Flurabstände in der Elbaue, Havariiefälle in der Elbe, Transport und Abbauverhalten von Schadstoffen u.a.

4.2.2 Identifizierung von Strömungsprozessen im Bereich der Uferfiltration mit Hilfe isopenanalytischer Verfahren R. Trettin (UFZ)

Vorbemerkungen

Für die Bestimmung dynamischer Faktoren bei der Bewegung von Uferfiltrat vom Fluß zur Fassung sind ausreichende zeitliche Variationen der Meßparameter im Flußwasser erforderlich. Soll zusätzlich die Platznahme der Uferfiltrate im Aquifer untersucht werden, so genügen hinreichende Differenzen zwischen der Signatur von Fluß- und örtlichem Grundwasser. Speziell für die tracertechnische Entscheidung über die Flußunterquerung wäre ein sicherer Indikator ein Stoff, der nur auf der anderen Flußseite zu finden ist - ein Umstand der in der Praxis kaum auftritt. Wichtig ist in jedem Fall ein konservatives Verhalten während der Aufenthaltszeit im Raum zwischen Fluß und Fassung. Dieses besitzen die Isotope des Wassers. Bei allen anderen muß prinzipiell und insbesondere bei Milieuwechsel mit der Möglichkeit von stofflichen Veränderungen und damit auch Isotopenvariationen gerechnet werden, die die tracertechnischen Eigenschaften in Bezug auf Strömung verschlechtern oder verbessern können. Diese betreffen die Flußbettpassage, den Fließweg im Aquifer und die Wechselwirkung mit dem Grundwasser. Die Ergebnisse mit Isotopen in Wasserinhaltsstoffen werden deshalb in diesem Kapitel nur kurz und strömungsbezogen behandelt. Isotopenvariationen und Beschaffenheit des Wassers sind als Einheit zu erfassen und zu bewerten, auch wenn an dieser Stelle die Isotopenseite hervorgehoben wird.

Tritiumkonzentrationswerte liegen für die Elbe seit 1991 vor. Waren es anfangs im Jahresmittel noch rund 20 TU, so sind sie seither auf gegenwärtig rund 14 TU gefallen. Es existieren zwar zeitliche Variationen, jedoch ist Tritium als Zeitindikator im Uferfiltrat der Elbe nicht relevant.

Eine besondere Stütze ist auch an der Elbe $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$, das bereits an anderen Flußsystemen wie z.B. Rhein (SONTHEIMER 1991) oder Lech (Maloszewski & Trimborn 1997) erfolgreich verwendet wurde. Typisch für das Untersuchungsgebiet ist, daß es kaum Differenzen zwischen der mittleren $\delta^{18}\text{O}$ -Zusammensetzung des Elbewassers und des landseitigen Grundwassers gibt. Betrachtet man Profil I, so liegen diese Mittelwerte im Bereich $-9,5 \pm 0,1 \text{ ‰}$, so daß Unterscheidungen nur über die Fluktuationen möglich sind. Aus Abb. 4.2.2-1 folgt, daß diese im groben Verlauf und erwartungsgemäß mit den Flußwasserständen korreliert sind, daß aber darüberhinaus selbst das Frühjahr mit verstärkter Hochwasserneigung von Jahr zu Jahr sehr verschiedene und stark strukturierte Ganglinien aufweisen kann. Will oder muß man kleinere und/oder schmalere Peaks als Marker im Aquifer verwenden, so bedeutet dies - falls Laufzeit und Dispersion die Auflösbarkeit von Einzelereignissen und Fließzeiten zulassen (SONTHEIMER 1991) - eine sehr hohe Probenahmefrequenz. Im Projektzeitraum wurden Fließzeitexperimente begrenzt durch Brunnenabschaltungen zum Einbau stärkerer Pumpen und Abschaltung von Mai 95 bis Aug. 96 und im Profil II bis Jun. 97 durchgeführt. Bereits von 1993/94 existiert eine Meßreihe mit monatlichem Probenahmeabstand. Dieser wurde 1995/96 auf in der Regel 14 Tage verkürzt. Dies ist immer noch lang, jedoch stand als Hauptbezug für die Auswertung das relativ kräftige Elbe-Minimum vom April 1995 zur Verfügung.

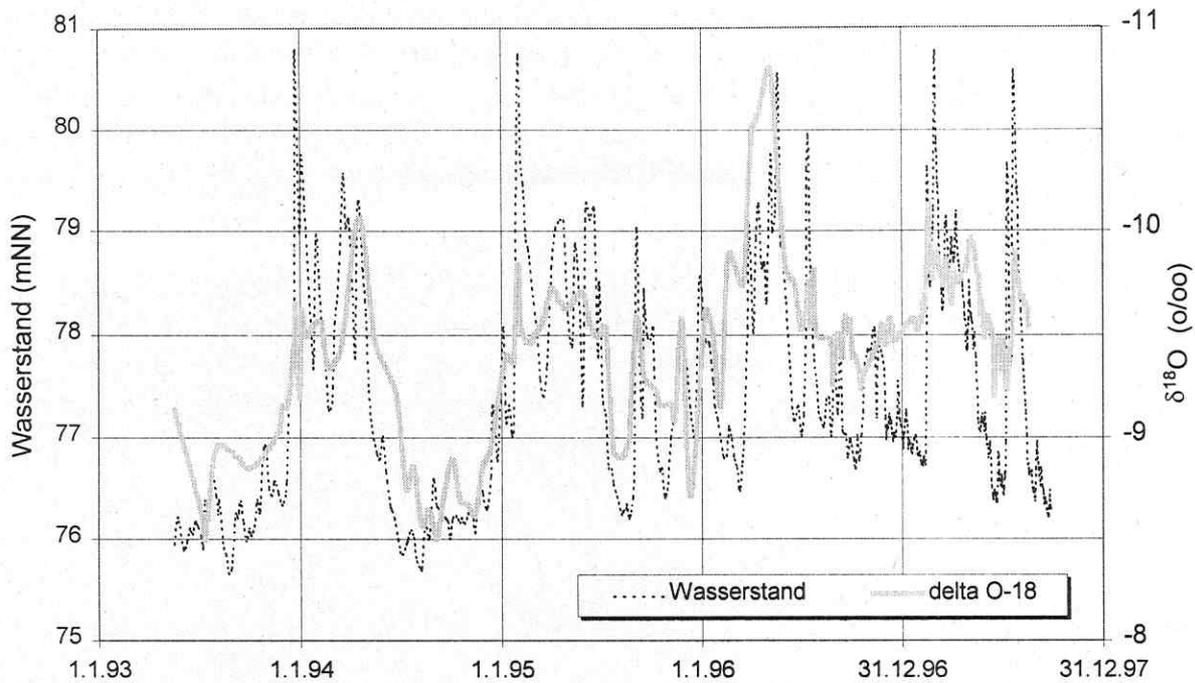


Abb. 4.2.2-1: Wasserstands- und $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien der Elbe 1993 bis 1997

$\delta^{18}\text{O}$: Fließfaden und -zeiten im Profil I

Für die Uferfiltration sind sowohl der Übertritt des Wassers in den Aquifer wie auch die Bewegung zum Brunnen relevant. Für ufernahe Beobachtungen eignet sich z.B. die Kolmationsmeßstelle 2/3, die sich etwa 5 m unter der ufernahen Flußsohle befindet

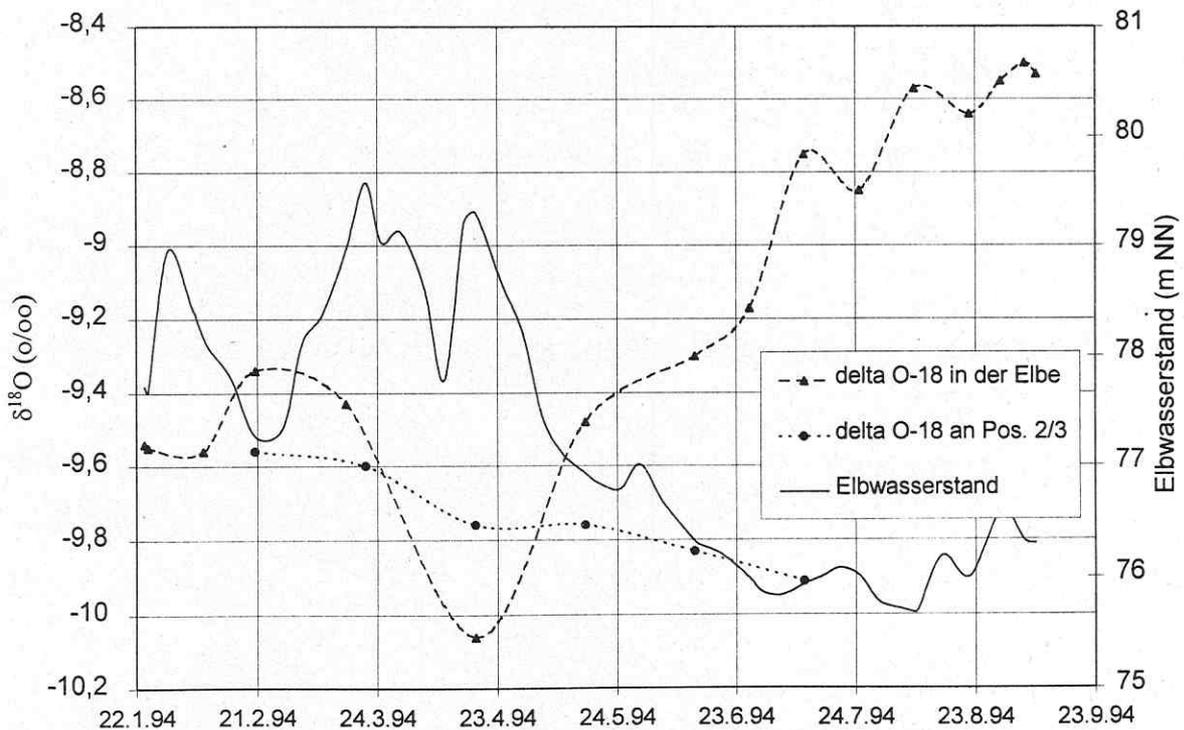


Abb. 4.2.2-2: Vergleich der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in Elbe und Meßpunkt I-2/3

Für den Fall schwankender und sinkender Wasserstände gelangt Elbewasser nur mit großer Verzögerung in den Bereich von 2/3. Eine weitere Meßreihe von 1995 zeigt, daß hingegen während eines schnellen Elbwasseranstieges die Meßstelle ebenfalls schnell und danach wieder stark verzögert reagiert. Dieser Befund kennzeichnet einen in der Regel nur sehr flachen Grundwasserabstieg durch das ufernahe Elbebett.

Zwecks Bestimmung der Laufzeiten von der Elbe zum Bezugsbrunnen 22 wurden im oben genannten Zeitfenster 1995/96 Ganglinien in den Meßpunkten 4/1...3, 5/1...3 und 6/1...4 aufgenommen. Die Meßstellen 3/4...5 und 4/4...5 weisen keine signifikanten zeitlichen Schwankungen auf. Diese wie auch die landseitigen Meßstellen 21/1...3 und 1/1...5 wurden nur in größeren Abständen kontrolliert.

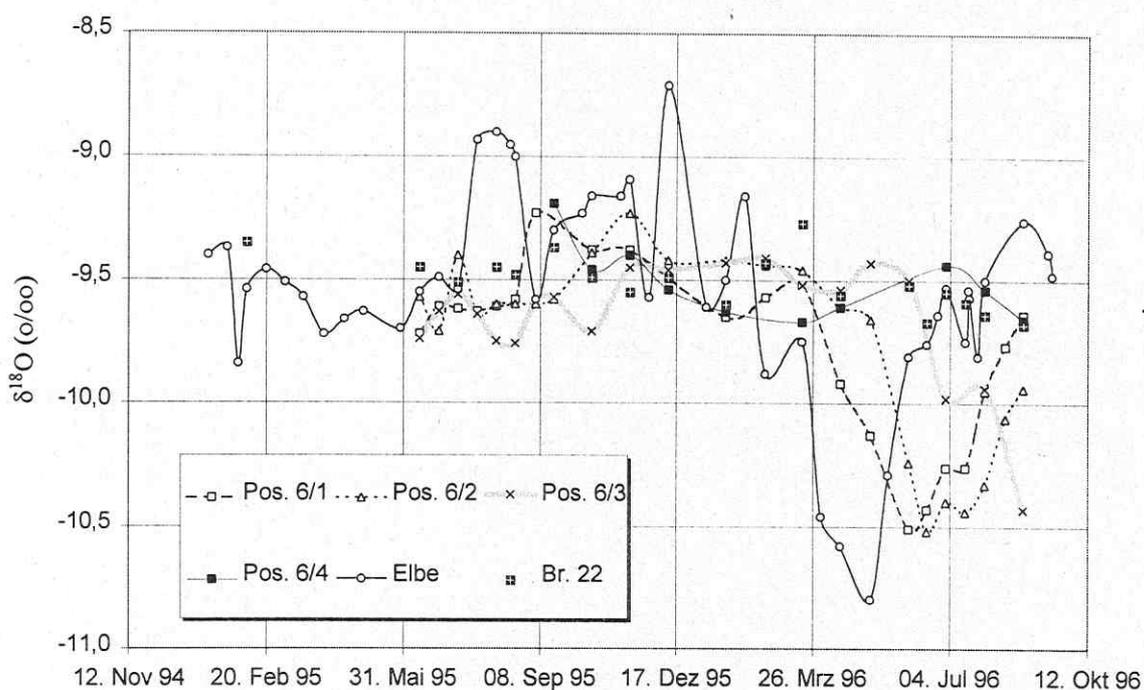


Abb. 4.2.2-3: $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien der Elbe, den Meßstellen am Punkt 6 und im Br.22

Die Ermittlung von Laufzeiten erfolgt nach Digitalisierung der Elbekurve durch Verschiebung der Meßwertreihe und visuelle Beurteilung oder Minimierung der Summe der quadratischen Abweichungen. Da Laufzeiten (und Pfade) von den Infiltrations- und Förderbedingungen abhängen, läßt sich eine gewisse Ungenauigkeit auch bei geringer Dämpfung des Elbesignals nicht vermeiden.

Tab. 4.2.2-1: Anhand der $\delta^{18}\text{O}$ -Meßreihe 5/95-8/96 bestimmte Fließzeiten zwischen Elbe und Meßpunkten im Profil I in Tagen (Förderleistung $250 \text{ m}^3/\text{h}$)

Teufenlage Bohrpunkt	4	5	6
1	14 ± 3	30 ± 5	45 ± 5
2	60 ± 6	120 ± 10	75 ± 8
3	> 180	> 180	130 ± 10
4	> 180	-	-

Die Ergebnisse in Tab. 4.2.2-1 benutzen als wesentliche Markierung das Frühjahrsminimum von 1996, das mit einer Infiltration bei höherem Wasserstand verbunden ist. Entsprechend gibt es die schnellste Fließbahn im obersten Teufenniveau. Nach unten hin nimmt die Fließzeit stark ab. In 4/3, 5/3 und 6/4 wurde der Elbepeak zum Versuchsende noch nicht erfaßt. Es werden Meßzeiten von wenigstens einem Jahr benötigt. Während Elbewasser bereits den MP 6/1 (und damit auch den Brunnen) erreicht hat, ist es noch nicht in 4/2. Weiterhin wird 5/2 später erreicht als 6/2. Dies deutet darauf hin, daß 6/2 aus einer höheren Stromröhre bedient wird. Ähnlich ist das Ergebnis auch im Teufenniveau 3. Besondere geologische Umstände, die für eine schlechtere Anbindung von 5 in den Grundwasserstrom sprechen könnten, wurden nicht gefunden.

Wie aus Abb. 4.2.2-3 zu sehen ist, reagiert der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert für den Brunnen 22 nicht signifikant auf das Eintreffen des Elbewassers am Meßpunkt 6. Im Vergleich zu 1993/94 wird vielmehr ein etwas niedrigerer bzw. leicht sinkender $\delta^{18}\text{O}$ -Wert beobachtet. Bei einer Förderquote an Uferfiltrat von $\geq 50\%$ und dem relativ breiten Frühjahrsminimum hätte man wenigstens Anfang Juli ein deutliches Signal erwartet. Wegen der zentralen Lage des MP 6 vor dem Mittelbrunnen der Fassung VI wird die beprobte Aquiferscheibe gegenüber mehr randlichen Bahnsegmenten schneller durchflossen. Die laterale, die vertikale Geschwindigkeitsverteilung und das landseitige Grundwasser, in dem größere zeitliche Variationen nicht festgestellt wurden, dämpfen das Brunnensignal wobei überraschend wenig schnelles Uferfiltrat im Einzug des Brunnens 22 enthalten ist.

Im September 1996 wurde eine Stichtagsbeprobung im Infiltrationsprofil während eines kleineren Hochwassers durchgeführt, das allerdings nur eine geringe $\delta^{18}\text{O}$ -Variation besaß. Trotz der geringen Profilausdehnung und dadurch stark nivellierten Werte zeigten wesentlich niedrigere Werte im Meßpunkt 18/1 isoliert ein deutlich älteres Wasser. Dieses könnte aus einer tieferen Lage bzw. langsameren Strombahn hochgedrückt worden sein. Dadurch zeigt sich, daß selbst auf den obersten Metern inhomogene Strömungsverhältnisse zu beachten sind.

Fließpfade und -zeiten im Profil II

In der Fassung VIII wurden der Bezugsbrunnen 33 für Profil II und jeweils ein seitlicher Brunnen betrieben. Die durchgeführten $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen hatten orientierenden Charakter. Beprobte wurden in etwa monatlichen Abständen die brunnennahen Meßstellen 5/1 bis 5 sowie mehrfach das Gesamtprofil.

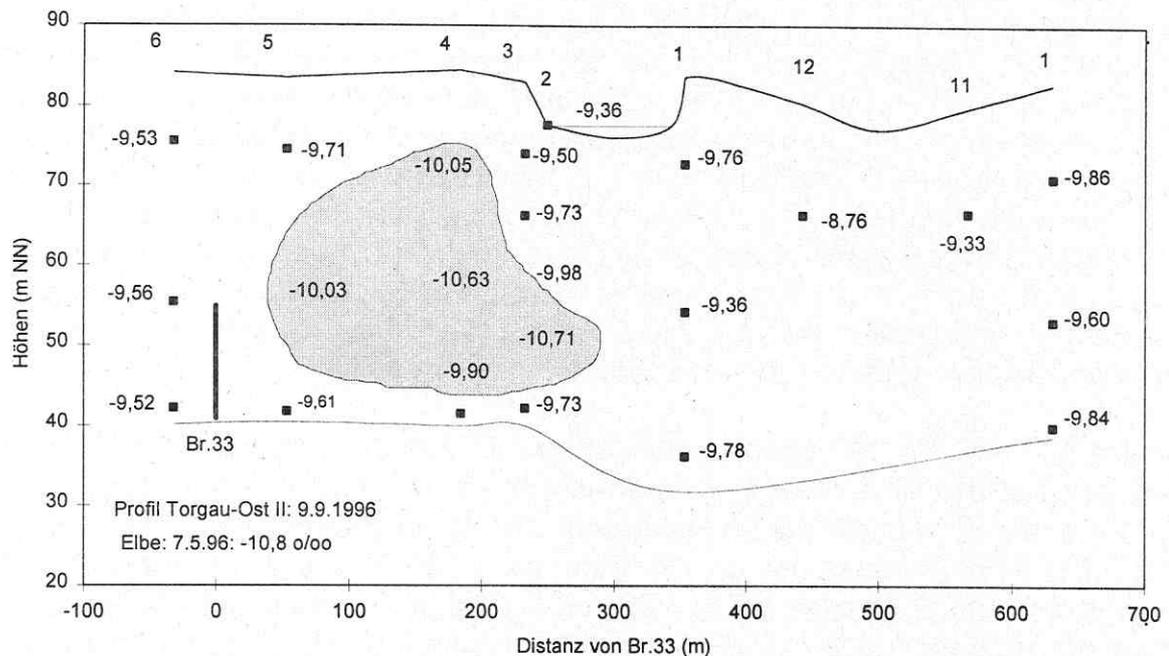


Abb. 4.2.2-4: $\delta^{18}\text{O}$ -Werteverteilung in ‰ für die Stichtagsmessung im Profil II am 9.9.1996 (Bereich mit ≤ -10 ‰ hervorgehoben)

Die Ergebnisse zeigen gegenüber Profil I eine andere Charakteristik der Strömungsverhältnisse. Im Beispiel ist deutlich die Position des Frühjahrshochwassers der Elbe im Aquifer zu erkennen. Es existiert ein steiler Flußwasserabstieg, der wohl zur Zeit des Hochwassers forciert wird.

Die hier nicht dargestellten Ganglinien für 5/3 und 5/4 zeigen das Elbeminimum nach ca. einem halben bzw. einem Jahr. Die Peaks in 5/3 sind bereits stark gedämpft. Meßstelle 5/1 reagiert nicht auf den Elbegang.

Relativ niedrige Werte im Osten (MP 10) wie auch an der Aquiferbasis sprechen für eine zeitweilige linkselbische Grundwasserbeeinflussung wohl zu Hochwasserzeiten über den Altarm. Der höhere Wert im Meßpunkt 12 kennzeichnet die Versickerung von verdunstungsbeeinflusstem Wasser aus dem Altarm.

Tritium

Die bereits früher gefundene und im Projektzeitraum kontrollierte Tritiumkonzentration zeigt im Profil I eine stabile Schichtung derart, daß rechtselbisch im Niveau 5 nahezu tritiumfreies Wasser ($\leq 0,5 \dots 2$ TU) gefunden wird. Dies gilt auch noch für Meßpunkt 4/5, während in 5/5 und 6/5 ein Mischwasser vorliegt, an dem Altwasser 1993 zu rund 40 % beteiligt war. Im gesamten Niveau 4 schließen höhere Konzentrationen an den darüberliegenden Bereich und die Elbe an, wobei nicht entschieden werden kann, ob Niveau 4 Uferfiltrat oder rechtselbisches Grundwasser führt. Bei Abschaltung der Fassung im September 1994 und Einstellung exfiltrierender Verhältnisse sank die Tritiumkonzentration unter dem linken Elbeufer (4/4, 3/4) entsprechend des aufsteigenden alten Wassers, was eine Durchdringung der oberhalb Niveau 4 bestehenden dünnen Schluffschicht erfordert.

Im Profil II wurden tritiumarme Wässer nur bis 93/94 im Mittelpegel der Meßstelle 10 nachgewiesen. Dann verschwand dieses Vorkommen.

Die bereits beschriebene Elbewasserinfiltration in den gesamten mittleren Profilbereich wird durch Tritium bestätigt.

In 10/5 lagen die ^3H -Gehalte zwischen 1992 und 1996 stets über 24 (z.T. über 30) TU, so daß hier kein (ganz) junges Grundwasser vorliegt. Dies wird auch durch ^{85}Kr bestätigt. Die Anwendung des Piston-Flow-Modells lieferte im Herbst 1995 eine Verweilzeit von ca. 20 Jahren. Auch in Brunnennähe (6/5) wurden zeitweilig gegenüber der Elbe erhöhte Tritiumgehalte gemessen.

Gelöste Stoffe: $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ und $^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ in den Profilen I und II

Wie Tab.4.2.2-2 erkennen läßt, lassen sich im Profil I auch $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ und $^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ zur Abgrenzung von Wasserströmen nutzen. Dabei ergänzen sich beide Isotope in Bezug auf das im Osten befindliche Grundwasser, wobei ^{13}C die Schicht 4 und ^{34}S die Teufe 5 hervorhebt. Entsprechend wird es möglich, die Verbreitung der damit verbundenen Wassertypen nach Westen zu verfolgen. Reaktive Veränderungen sind dabei frühestens bei Mischung mit Uferfiltrat zu erwarten. Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der Elbe wiederum liefert einen erfolgversprechenden Indikator für den Verbreitungsraum des Uferfiltrates im Aquifer.

Tab. 4.2.2-2: Mittelwerte für die Abgrenzung von Uferfiltrat und ostelbischem Grundwasser mittels $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{34}\text{S}$ im Testprofil Torgau-Ost I

Meßstelle	HCO_3 (mg/l)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰ PDB)	SO_4 (mg/l)	$\delta^{34}\text{S}$ (‰ CDT)
Elbe	100	-10,7	84	2,8
1/1	52	-19,1	306	1,6
1/2	55	-18,8	219	2,4
1/3	64	-18,9	140	2,2
1/4	64	-12,3	197	2,2
1/5	81	-18,3	70	0,6

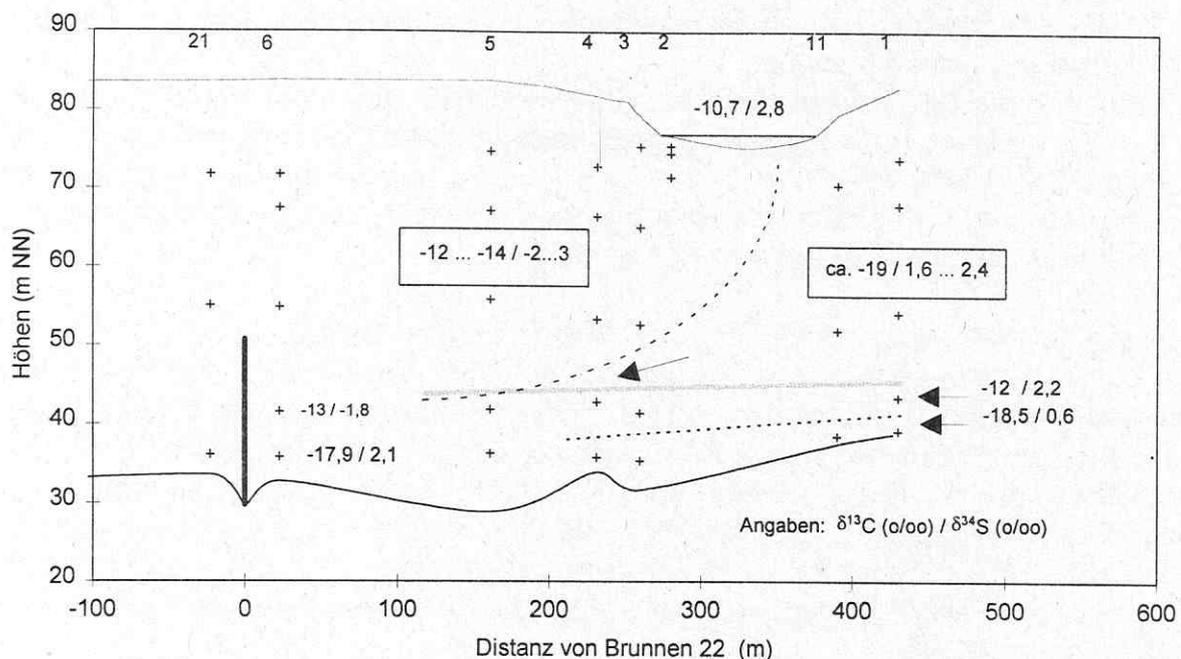


Abb. 4.2.2-5: Schematische Verteilung mittlerer $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Profil I

Die $\delta^{13}\text{C}$ - wie auch die $\delta^{34}\text{S}$ -Verteilung lassen rechtseibisches Grundwasser in den oberen drei Teufen des Bohrpunktes 3 nicht erkennen. Dies trifft nicht nur für die Mittelwerte sondern auch für die ausgewerteten 4 Stichtagsmessungen zu. Die Meßwerte in diesem Vertikalprofil und östlich davon sind dem Uferfiltrat zuzuordnen. Eine nähere Erklärung der hier und im weiteren Strom zur Fassung gegenüber der Elbe auftretenden chemischen und isotopischen Veränderungen erfolgt im Kapitel 6. Die vergleichsweise niedrigen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte in der Altwasserlamelle bleiben schichtgebunden bis zum Meßpunkt 4/5 erhalten.

Auf dem weiteren Fließweg verändert sich die Schwefelisotopensignatur des Sulfats in Filtertiefe 5 durch dispersive Vermischung der beiden unteren Grundwasserschichten und in Filtertiefe 4 durch Zusickerung rechtseibischen Grundwassers und Uferfiltrats von oberhalb der Schluffschichten.

Die höheren $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der unter dem Zwischenstauer befindlichen Meßstelle 1/4 setzen sich noch bis zum MP 3/4 fort. MP 4/4 liegt etwas höher unmittelbar unter der Schluffschicht und empfängt bereits Wasser von oben. Dieses Wasser stammt noch aus dem Osten und bildet eine in Richtung Brunnen auskeilende Fahne, die zwischen den MP 5/4 und 5/5 auf die Altwasserlamelle trifft. 5/4 ist offensichtlich bereits leicht durch Uferfiltrat beeinflusst.

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Profil II zeichnen den potentiell uferfiltratführenden Raum unter und links der Elbe mit Werten zwischen -13 und -16 ‰ nach. Das Verteilungsbild spricht für eine Uferfiltratbeeinflussung bis in das 5. Niveau (z.B. MP 3/5: -13,2 ‰). Auch im Profil II nimmt $\delta^{13}\text{C}$ bereits bei der Flußbettpassage bei kaum variablem Bikarbonatgehalt etwas ab. MP 5/1 mit -18 ‰ zeigt auch hier keinen Anschluß an das Uferfiltrat.

In MP 10/3, 10/5 rechts vom Altarm sowie 1/5 wurden mit ca. -19 ‰ ähnliche Werte wie auch im rechtseibischen Grundwasser im Profil I gemessen.

Gelöste Stoffe: $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ im Profil I

In der Elbaue mit ihren überwiegend karbonatfreien silikatischen Sedimenten könnte das Isotopenverhältnis des gelösten Strontiums ein nützlicher Indikator sein.

In der Elbe schwankte $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ bei 0,2 .. 0,45 mg Sr /l in 20 Proben aus dem Zeitraum 91-96 zwischen 0,7102 und 0,712 (Mittelwert 0,71115). Es existiert eine leichte Abhängigkeit vom Elbwasserspiegel. Nicht uferfiltratbeeinflusste Grundwassermeßstellen ergaben bei ähnlichen Sr-Gehalten 0,7087...0,711. Dies ist eine relativ ungünstige Situation für die Indikation von Uferfiltrat im Grundwasser, da die Wertebereiche partiell überlappen.

In allen Tiefenprofilen sinken die Werte von oben nach unten. MP 4/1 wies bei vier verschiedenen Beprobungen die gleichen Werte etwas unterhalb des durchschnittlichen Elbewertes auf. Damit setzt bereits in/naher der Kolmationszone eine Veränderung ein, die in dem Bereich, in dem auch Beschaffenheitsänderungen auftreten, fortgesetzt wird. Ähnliche Isotopen-Verhältnisse wie in 4/1 werden auch in 4/2, 5/1, 6/1...3 gemessen, d.h. im Bereich der kürzeren Verweilzeiten. Die Werte zu 4/3, 4/4 und noch mehr 4/5 sind deutlich abgesetzt. Damit ist im $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verteilungsbild die Begrenzung des Uferfiltrates nicht eindeutig erkennbar.

Der herausfallend niedrige Wert für MP 7/5 stimmt qualitativ gut mit der hier diskutierten Zumischung von Liegendwasser aus Zechsteinrelikten überein (vergl. z.B. Koepnick u.a. 1985) und bildet eine weitere Stütze für diese These.

Tab. 4.2.2-3: Sr-Gehalte (mg/l) und $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Isotopenverhältnisse im Testprofil Torgau-Ost I (Stichtagsmessungen vom 16.4.1996, Werte anderer Beprobungen in Klammern, Meßfehler des $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnisses i.a. unter $\pm 0,00002$)

Meßpunkt Tiefenniveau	1	Elbe	4	5	6	Br.22	21	7
1	(0,7102) (0,51)	0,712 0,24	0,71104 0,26	(0,7106) 0,27	0,7108 0,28		0,7113 0,18	
2			0,71103 0,29		0,7106 0,25			
3			0,70964 0,24		0,7105 0,24		0,7106 0,32	(0,7104) (0,38)
4			0,70961 0,34		0,7099 0,20	(0,7100) 0,30		
5	(0,7095) (0,21)		0,70933 0,22		0,7094 0,28		0,7099 0,53	(0,7087) (3,2)

Ähnliche Sedimente wie in der Elbaue liegen auch in der Flußbaue der Mulde etwa 20 km westlich vom Untersuchungsgebiet. In der Mulde wurde jedoch ein $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis um 0,714 gemessen, so daß in den hier angesiedelten Fassungs-bereichen bessere Differenzierungsmöglichkeiten bestehen sollten.

4.2.3 Identifizierung von Strömungsprozessen mittels hydrochemischer Verfahren

T. Grischek (HTW), P. Neitzel (TUD)

Zur Ermittlung der Fließzeiten in den Meßprofilen wurden parallel zu den geophysikalischen und isopenchemischen Untersuchungen folgende Parameter bestimmt: Chlorid, Bromid, Leitfähigkeit. Dabei wurden die Untersuchungen auf die anhand der vorliegenden Beschaffenheitsdaten ausgewiesenen Stromröhren im oberen und mittleren Bereich des Grundwasserleiters konzentriert. Die in der Elbe zu beobachtenden Konzentrationsänderungen von Chlorid, Leitfähigkeit können auch an Meßpunkten der Meßprofile mit entsprechender Verzögerung nachgewiesen werden. Die geringen Differenzen in der Bromid-Konzentration an den Meßpunkten der Meßprofile ließen trotz nachgewiesener Konzentrationsänderungen in der Elbe keine Aussicht auf erfolgreiche Auswertung von Ganglinien an den Meßpunkten erwarten (Abb. 4.2.3-1).

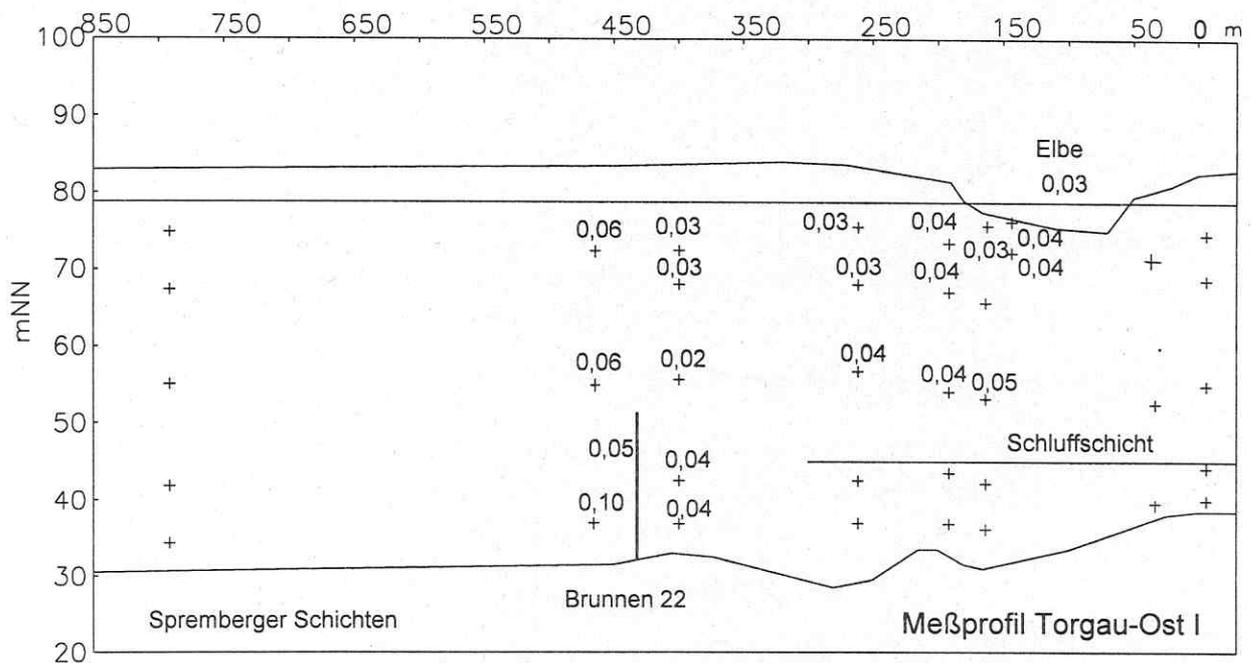


Abb. 4.2.3-1: Bromid-Konzentration im Meßprofil Torgau-Ost I am 13.08.1996

Dagegen stützen die Ergebnisse der im Rahmen der Untersuchungen zu den Stoffumsetzungsprozessen durchgeführten Sulfat-, Natrium- und Calcium-Bestimmungen die anhand der Chlorid-Ganglinien getroffenen Aussagen zur Fließzeit. Auswertbare Änderungen der Chlorid-Konzentration sowie weiterer Ionen und dementsprechend der Leitfähigkeit ergeben sich bei zunehmendem Abfluß der Elbe (Verdünnung) und bei längeren Niedrigwasserperioden. Da die Fließzeiten von der Elbe bis zu den Beprobungspunkten in den Meßprofilen zum Teil deutlich länger sind als die Hochwasser- bzw. Niedrigwasserperioden der Elbe, sind nur Fließzeit-Bereiche zu ermitteln. Die untere Grenze des infolge eines Niedrigwasserereignisses bestimmbareren Fließzeit-Bereiches kann somit auch zur Abschätzung der Fließzeit bei Mittelwasser dienen. Für die in den Tab. 4.2.3-1/2 angegebenen Fließzeiten wurden für den Parameter Chlorid mehrere Ereignisse zwischen 1995 und 1997 ausgewertet und zusammengefaßt. Diese konnten auch durch die Auswertung von

Leitfähigkeits- und Sulfatkonzentrations-Ganglinien bestätigt werden. Gemäß Tab.4.2.2-1 stimmen die hydrochemisch ermittelten Laufzeitbereiche auch gut mit den über $\delta^{18}\text{O}$ ermittelten Werten überein.

Tab. 4.2.3-1: Fließzeit in Tagen im Meßprofil Torgau-Ost I

Parameter	Situation	Elbe - 2/1	Elbe - 4/1	Elbe - 5/1	Elbe - 6/1
Chlorid	Durchfluß-Anstieg	< 1	< 4 - 8	20 - 33	40 - 50
Chlorid	Mittel- bis Niedrigwasser	1 - 6	13 - 21	34 - 44	40 - 50
		Elbe - 2/3	Elbe - 4/2	Elbe - 5/2	Elbe - 6/2
Chlorid	Durchfluß-Anstieg	3 - 6	45 - 50	-	-
Chlorid	Mittel- bis Niedrigwasser	26 - 36	70 - 80	120 - 140	80 - 100
			Elbe - 4/3	Elbe - 5/3	Elbe - 6/3
Chlorid	Niedrigwasser		>100	-	130 - 150

Tab. 4.2.3-2: Fließzeit in Tagen im Meßprofil Torgau-Ost II

Parameter	Situation	Elbe - 2/1	Elbe - 3/1	Elbe - 4/1	Elbe - 5/1
Chlorid	Durchfluß-Anstieg	< 1 - 3	10 - 23	35 - 74	kein Uferfiltrat
Chlorid	Mittel- bis Niedrigwasser	< 5 - 10	20 - 25	74 - 84	kein Uferfiltrat
		Elbe - 2/3	Elbe - 3/3	Elbe - 4/3	Elbe - 5/3
Chlorid	Durchfluß-Anstieg	3 - 15	25 - 40	70 - 90	100 - 160
Chlorid	Mittel- bis Niedrigwasser	30 - 50	45 - 60	85 - 105	>150
		Elbe - 3/2	Elbe - 3/4	Elbe - 3/5	Elbe - 5/5
Chlorid	Durchfluß-Anstieg	12 - 20	-	-	-
Chlorid	Mittel- bis Niedrigwasser	40 - 55	50 - 90	110 - 150	>200

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Radon-Messungen (Kap. 4.2.5) erfolgt bei Hochwasser eine starke Infiltration insbesondere in der obersten Teufe. Am brunnennahen Meßpunkt I-6/1 ist eine deutliche Verringerung der Fließzeit infolge eines Hochwassers nicht mehr nachweisbar, da nach dem Hochwasserscheitel eine Stagnation der Strömung bzw. eine Exfiltration im elbnahen Bereich eintritt. Bereits in der Teufe 2 ist der Hochwassereinfluß kaum noch nachweisbar.

Wie die Ganglinien der Temperatur im Infiltrationsmeßprofil zeigen auch die Ganglinien der Chloridkonzentration, daß es eine starke horizontale Geschwindigkeitskomponente geben muß im Vergleich zur vertikalen. Die Fließzeiten in der oberen Teufe 1 sind mit 50 Tagen bis zum MP 6 wesentlich kürzer als in der Teufe 3 im Mittelsandpaket mit bis zu 150 Tagen. Dabei wird am Meßprofil I ebenfalls eine starke Strömung in der obersten Teufe deutlich, welche in Brunnennähe am MP 6 stärker die Teufen 2 und 3 speist, so daß die Fließzeiten bis zu den MP 6/2 und 6/3 deutlich geringer sind als bis zu den wesentlich näher an der Elbe befindlichen MP 5/2 und 5/3.

Die Abb. 4.2.3-2-4 dienen der prinzipiellen Veranschaulichung der auf der Grundlage der Ganglinienauswertung ermittelten Fließzeiten und stellen insbesondere für den Bereich unterhalb der Elbe kein genaues Abbild der Verhältnisse dar.

Die für das Meßprofil I gewonnenen Ergebnisse stimmen nur hinsichtlich der Fließzeiten in der mittleren Teufe gut mit denen für das Meßprofil II überein. Hier muß in der Teufe 3 mit Fließzeiten von mehr als 150 Tagen bis zum Brunnen

gerechnet werden. Eine obere, gut durchlässige Schicht ist im Bereich des Meßprofils II nicht vorhanden. In der untersten Teufe 5, welche im Gegensatz zum Meßprofil I auch durch Uferfiltrat gespeist wird, ergeben sich Fließzeiten von etwa einem Jahr zwischen Elbe und Brunnen. Diese langen Aufenthaltszeiten sind entscheidend für den beobachteten weitgehenden Abbau organischer Verbindungen entlang der Untergrundpassage.

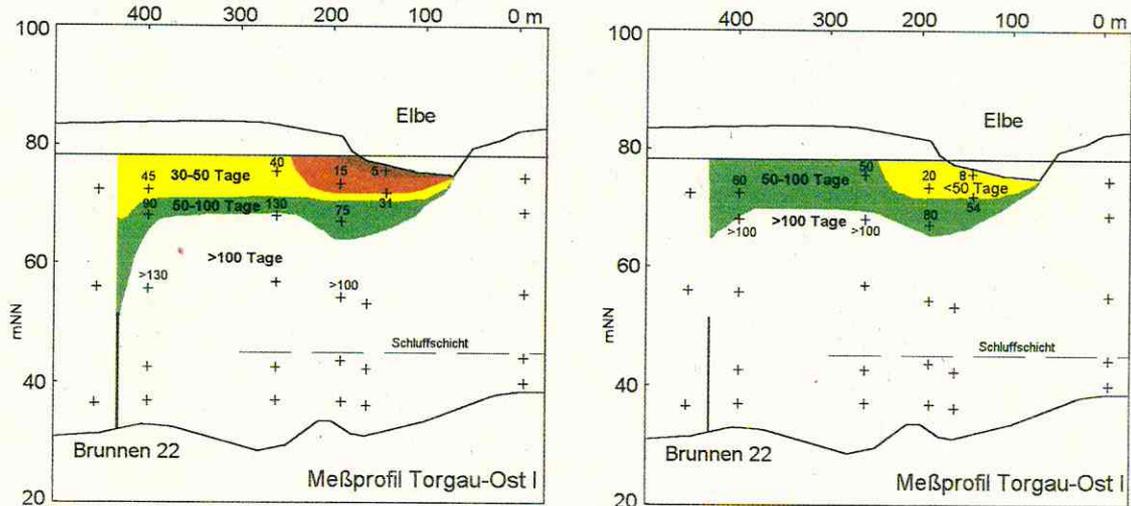


Abb. 4.2.3-2: Fließzeiten bei $Q=260 \text{ m}^3/\text{h}$ **Abb. 4.2.3-3:** Fließzeiten bei $Q=150 \text{ m}^3/\text{h}$

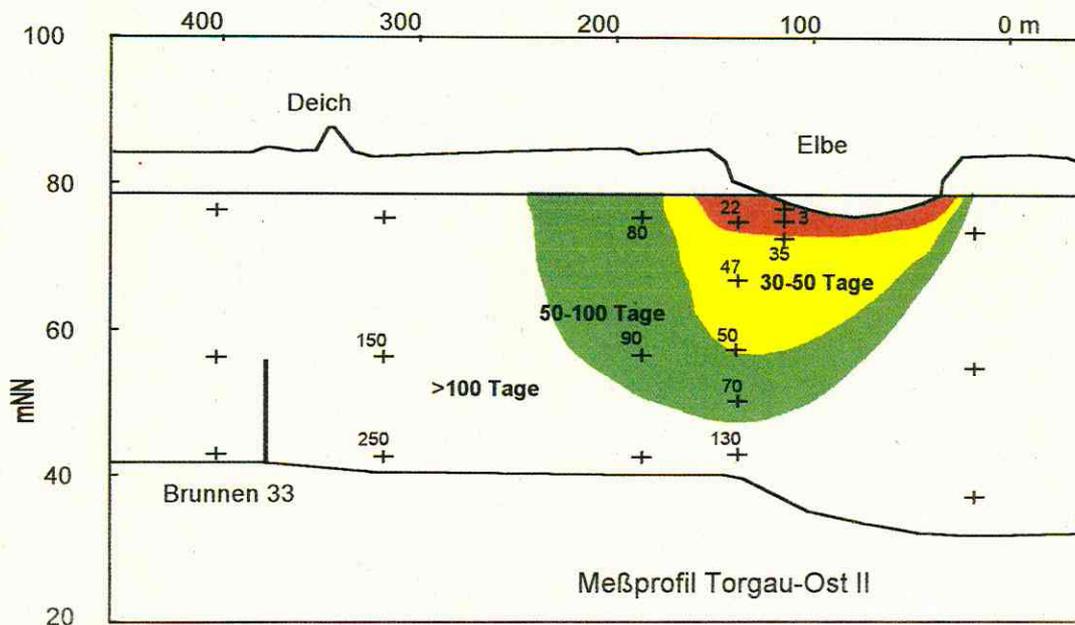


Abb. 4.2.3-4: Fließzeiten im Meßprofil II

Für die Bestimmung von Infiltrationszonen und Mischungsverhältnissen an Standorten mit geschichteten Grundwasserleitern und langen Fließstrecken sind Stoffe, welche nur im Infiltrat enthalten sind, besonders geeignet. Dies können anthropogen eingetragene, schwer abbaubare organische Stoffe sein. Als organische Indikatoren für durch industrielle und/oder kommunale Abwässer belastetes Oberflächenwasser wurden zum Beispiel Coprostanol und Cholesterol (GRIMALT u.a., 1990; ARPINO u.a., 1994), Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) (z.B. SONTHEIMER, 1991; FRIMMEL u.a., 1989; KLOPP und PÄTSCH, 1994; NUSCH u.a., 1991), Sulfonate (FICHTNER u.a., 1995; NEITZEL und GRISCHEK, 1996) und Moschusverbindungen (LAGOIS, 1996) untersucht.

Auf der Grundlage von Messungen der Ethylendiamintetraacetat-Konzentration (EDTA) im Flußwasser sowie landseitigen Grundwasser erfolgten bereits am Rhein Abschätzungen der Mischungsanteile von Uferfiltrat und echtem Grundwasser im Rohwasser der Brunnen (SONTHEIMER, 1991). Der Vorteil der EDTA-Messung gegenüber der Messung anderer Parameter bestand darin, daß durch die deutliche Abgrenzung von Elbewasser und EDTA-freiem Grundwasser bereits nach der ersten Messung eine relativ sichere Aussage möglich war, welche durch weitere Messungen nur gering verbessert wurde. Anhand der häufigen Stichproben von den Meßprofilen Torgau-Ost I und II wurde eine Abnahme der EDTA-Konzentration im Bereich der Untergrundpassage des Uferfiltrats festgestellt. Im Rahmen ergänzend durchgeführter Recherchen und Laborversuche zum Abbau von EDTA wurde festgestellt, daß Eisenhydroxide, Chlorite und Biotit hinsichtlich der Retardation von EDTA-Komplexen eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung haben und standortbezogen in jedem Falle mit Austauschreaktionen in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Wassers und des Sediments sowie der für Reaktionen zur Verfügung stehenden Aufenthaltszeit zu rechnen ist. Im allgemeinen kann unter aeroben Bedingungen von einem langsamen Abbau von EDTA ausgegangen werden, welcher aufgrund zu erwartender Anteile stabiler Komplexe wie z.B. Ni- und Cd-EDTA nicht vollständig erfolgen wird (GRISCHEK u.a., 1997). Die Meßwerte für die Elbe konnten deshalb nicht als Ausgangswert für Mischungsberechnungen genutzt werden. Für die Ermittlung des Uferfiltratanteils wurden die Meßergebnisse der brunnennahen Meßstellen verwendet. Landseitig der Brunnen wurde kein EDTA oberhalb der methodischen Nachweisgrenze von 0,2 µg/l im Grundwasser nachgewiesen. Entsprechend der EDTA-Messungen 1994 und 1996 in den Meßstellen I-6 und II-5 wurde für derartige Bewertungen von Brunnen in der Torgauer Elbaue mit einem EDTA-Konzentrationsbereich für das Uferfiltrat von 5-7 µg/l gearbeitet. Die Uferfiltratanteile in den Brunnen des Wasserwerkes Torgau-Ost lagen danach bei 50-75%, im Brunnen 22 um 75%. Die 1996 etwas höhere EDTA-Konzentration im Brunnen 22 im Vergleich zu 1994 (NESTLER u.a., 1995) kann unter Beachtung des Stichprobencharakters mit einem erhöhten Uferfiltratanteil infolge der Erhöhung der Förderleistung von 150 auf 230 m³/h begründet werden.

Für das Wasserwerk Mockritz in der Torgauer Elbaue wurde in der nur schwach belasteten Fassung I bei einer Entfernung der Brunnen von 1,1 bis 2 km vom Elbufer mit Ausnahme von zwei Randbrunnen kein EDTA nachgewiesen. Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l muß der Uferfiltratanteil < 20% sein. Der EDTA-Nachweis in den zwei Randbrunnen A-1 und A-2 wird auf einen Zufluß von Elbewasser aus einem sehr nahe gelegenen, nur zeitweise gefüllten Altarm zurückgeführt. In diesem Falle ist als Ausgangswert eher die EDTA-Konzentration der Elbe anzusetzen. In den elbnahen Fassungen II und IV bei einer maximalen Entfernung von 350 m zwischen Brunnen und Elbufer wurden Uferfiltratanteile von > 75 % bestimmt. Insgesamt zeigte sich für die Brunnen ein signifikanter Zusammenhang zwischen der EDTA-Konzentration und der Kalzium- und Sulfatkonzentration (Abb. 4.2.3-5). EDTA-Konzentrationen von 3-6 µg/l fielen mit Kalzium- und Sulfatkonzentrationen zusammen, welche zwischen Elbe und Grundwasser lagen. Als Ergebnis des Düngemiteleinsatzes in der Landwirtschaft weist das landseitige Grundwasser hohe Kalzium-, Magnesium- und Sulfatgehalte auf. Aufgrund starker zeitlicher und örtlicher Konzentrationsschwankungen waren die wenigen Messungen dieser Parameter für Mischungsberechnungen nicht nutzbar.

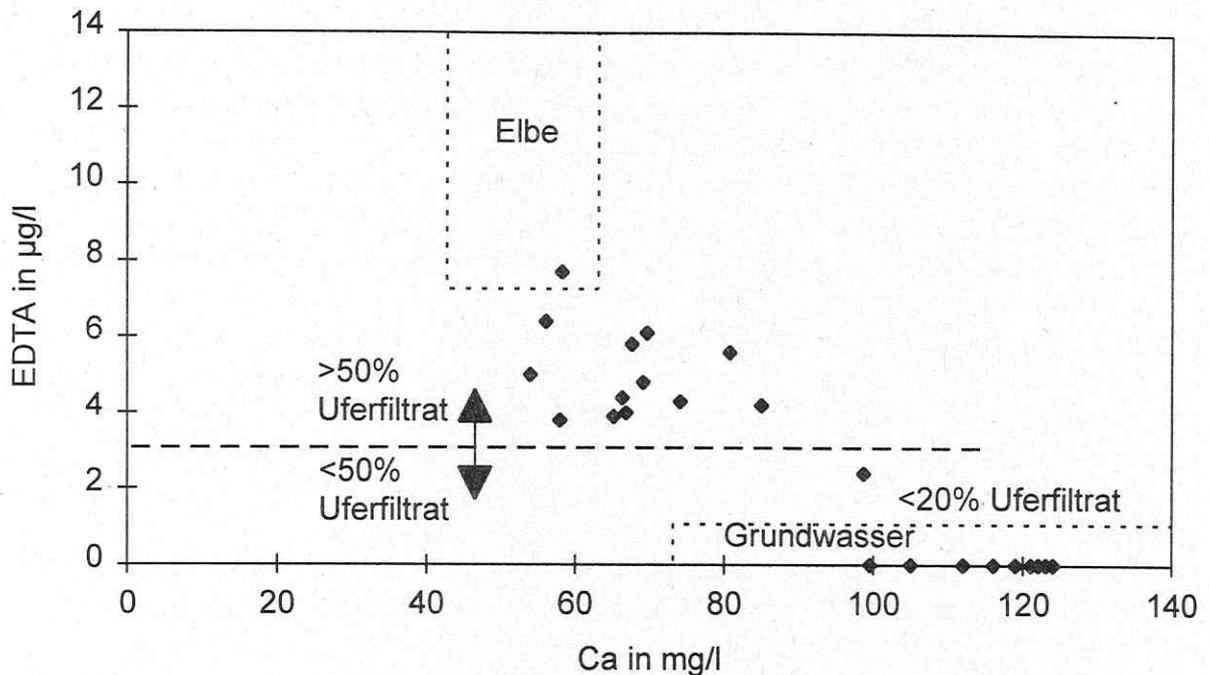


Abb. 4.2.3-5: Kalzium- und EDTA-Konzentration in Brunnen der Torgauer Elbaue 1996 (GRISCHEK u.a., 1997)

EDTA-Messungen zur Bestimmung von Mischungsanteilen im Rohwasser sollten bei stabilen Förderbedingungen und relativ stabiler Wasserführung des Flusses erfolgen. Starke Wasserstandsänderungen im Fluß können kurzfristige Verschiebungen der Anteile bewirken. Da EDTA mit 4% der Verkaufsmenge in der Landwirtschaft eingesetzt wurde (KLOPP und PÄTSCH, 1994), kann nicht von vornherein davon ausgegangen werden, daß das landseitige Grundwasser kein EDTA enthält.

Verallgemeinert man den Eintrag der genannten anthropogen-organischen Substanzen, so werden folgende Zusammenhänge deutlich (NEITZEL u. a., 1998): In den Meßprofilen von Meißen-Siebeneichen und Torgau-Ost I erfolgt eine Unterströmung der Elbe durch Grundwasser von der den Wasserwerken jeweils gegenüberliegenden Landseite. Dieser Fließweg in den unteren Teufen der beiden Meßprofile ist jeweils frei sowohl von EDTA als auch von Naphthylsulfonaten. Dagegen ist der Grundwasserleiter am Meßprofil II von Torgau-Ost zwischen Infiltrationsbereich und Brunnengalerie bis hinab zum Stauer vollständig von Uferfiltrat beeinflusst, was durch Anwesenheit der genannten Substanzen bis in die stauernahe Teufe 5 belegt werden kann (Abb 4.2.3-6 bis 8). Die jeweils landseitig der Brunnengalerien gelegenen Bereiche des Aquifers sind stets frei von den genannten Verbindungen und somit von Uferfiltrat unbeeinflusst, werden folglich von echtem Grundwasser durchströmt. Somit kann das chemo-analytische Screening auf EDTA und die schwer abbaubaren Naphthylsulfonate gleichzeitig als "Finger-Print" für die Ausgrenzung von Uferfiltratdomänen in Talgrundwasserleitern an der Elbe genutzt werden.

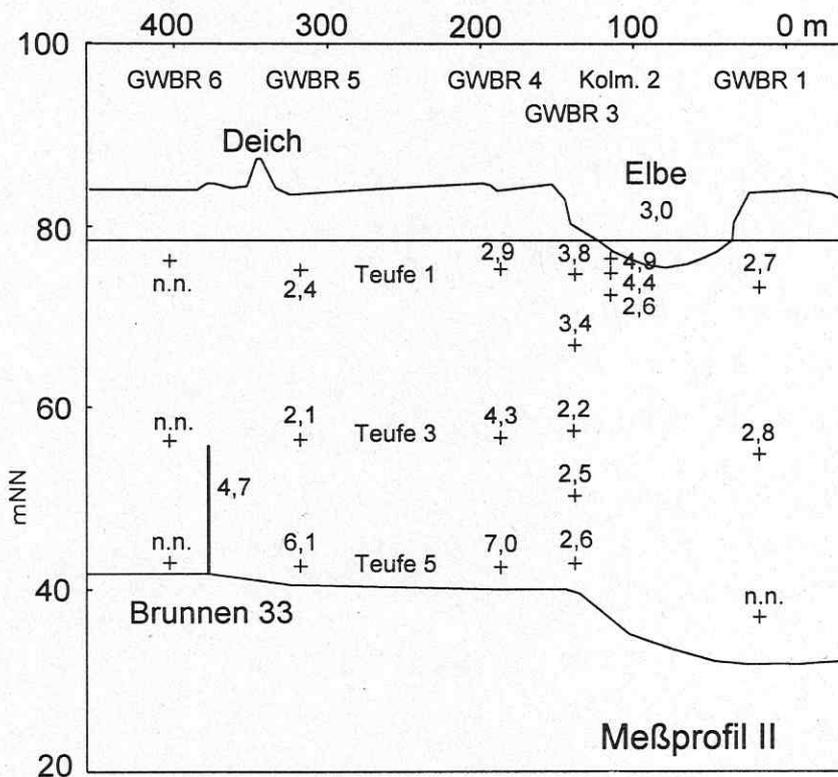
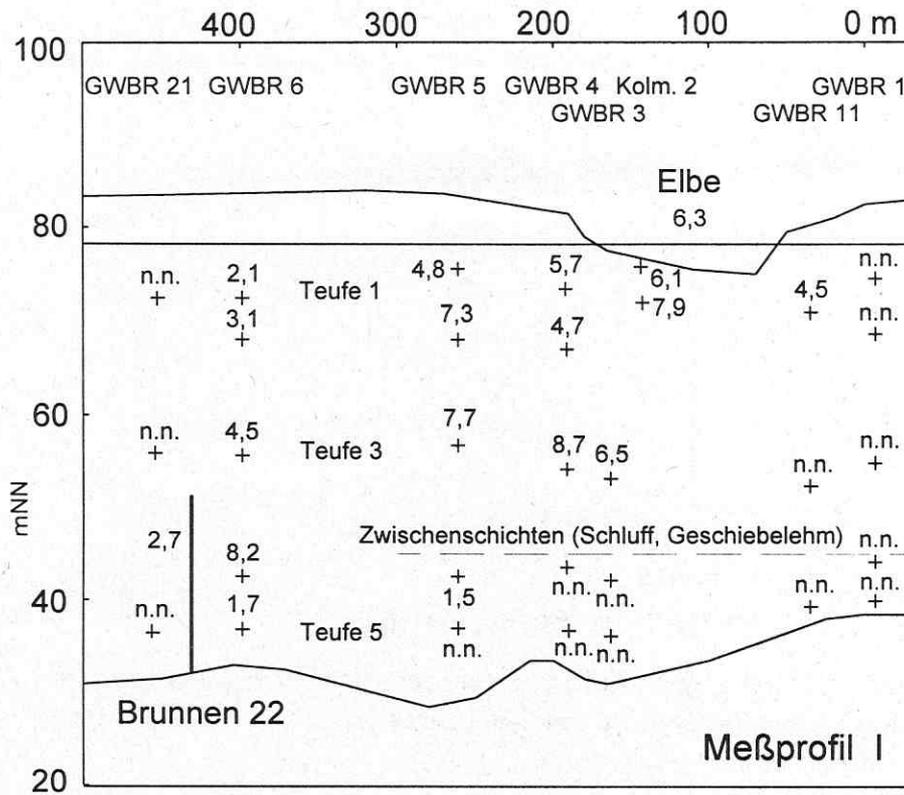


Abb. 4.2.3-6 und 7: Konzentrationsverteilung von Naphthalen-1,3,6-trisulfonat in den Meßprofilen I (oben) und II (unten) von Torgau-Ost, 1995 bis 1997 (Mittelwerte in µg/l; n = 10)

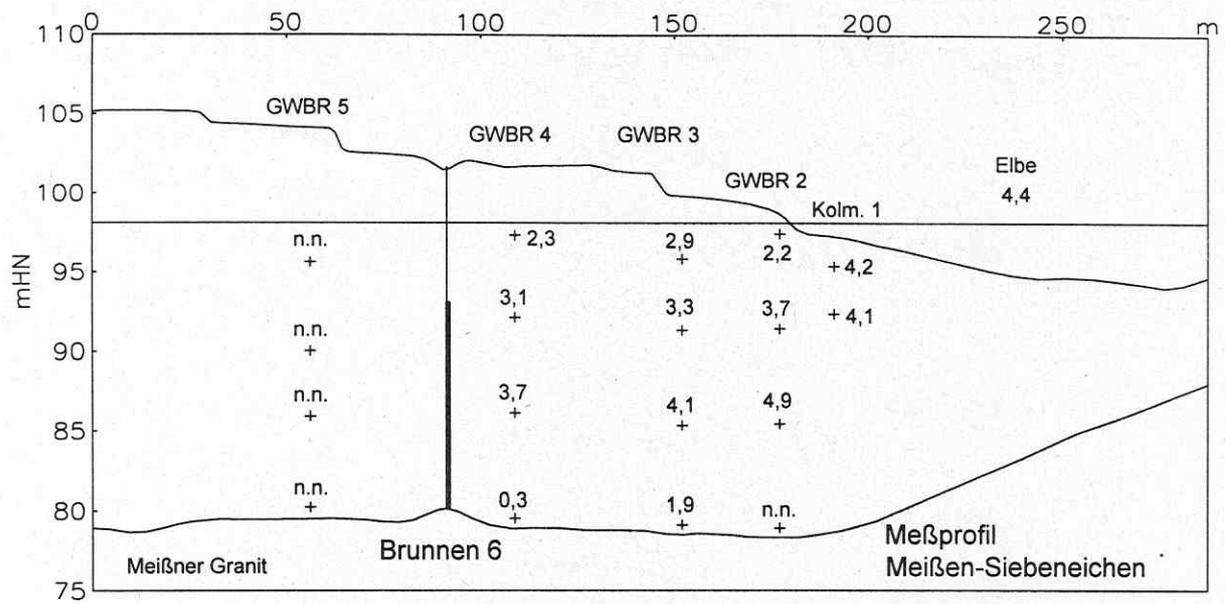


Abb. 4.2.3-8: Konzentrationsverteilung von Naphthalen-1,3,6-trisulfonat im Aquifer des Meißprofils Meissen-Siebeneichen, 1995 bis 1997 (Mittelwerte in µg/l, n = 7)

4.2.4 Identifizierung von Strömungsprozessen mit Hilfe der Temperatur als natürlichem Tracer

J. Dehnert, W. Nestler (HTW)

Einleitung

Der Vorfluter Elbe weist eine jährliche Temperaturschwankung von 2 °C bis 20 °C auf. Wegen dieser großen Meßwertdifferenz zwischen dem im Sommer und im Winter infiltrierenden Elbewasser konnten an den Meßprofilen Torgau-Ost I und II einzelne Fließwege teufenbezogen von der Elbe bis zum Brunnen aufgeklärt und die Geschwindigkeit des Uferfiltrats abgeschätzt werden (Abb. 4.2.4-1). Die räumliche und zeitliche Auswertung des Temperaturfeldes erlaubte detaillierte Aussagen zur Dynamik des Strömungsregimes. Da die Temperatur eine physikalische Größe ist, die sich mit Hilfe von neuartigen Miniaturdatenloggern auf einfache Weise kontinuierlich und kostengünstig erfassen läßt, kann sie als wichtigster natürlicher Tracer bei der Uferfiltration betrachtet werden.

Am Meßprofil Torgau-Ost I wurde mit Hilfe von 30 Miniaturdatenloggern Optic-StowAway der Firma Onset Computer Corporation kontinuierlich die Temperatur von Grundwasser, Uferfiltrat und Elbe aufgezeichnet. Das Meßintervall betrug 2 h. Die Aufzeichnungen begannen am 1.12.95 und endeten am 10.7.97.

Temperaturverlauf auf der rechten Elbseite

Zuerst soll die den Brunnen abgewandte Seite des Vorfluters betrachtet werden: Während eines Hochwassers im Dezember 1995 infiltrierte Elbewasser mit niedriger Temperatur in den Grundwasserleiter und passierte die 10 m unter Gelände angeordnete Filterlage der Meßstelle 11/1, wo die Temperatur reziprok zum steigenden Wasserstand um 3 grd sank. Die gleichbleibende Temperatur in allen Filterlagen der 40 m entfernten Meßstellengruppe 1 zeigte an, daß das infiltrierende Elbewasser diese Meßstellengruppe nicht mehr erreichte. Ein ähnliches Verhalten wurde bei allen markanten Wasserstandsänderungen der Elbe 1996 beobachtet.

Temperaturverlauf im unteren Teil des Grundwasserleiters

Die unteren Filterlagen der Meßstellengruppen befinden sich 46 m unter Gelände. In dieser Teufe wird die Elbe von einem Grundwasser mit einem Alter von mehr als 35 Jahren unterströmt (TRETTIN et al. 1995). In den Filterlagen der rechtselbigen Meßstellen 1/5 und 11/5 wurden ganzjährig konstante Temperaturen von 10,0 °C bzw. 10,1 °C gemessen. Es handelte sich um Grundwasser ohne Uferfiltratanteil. Der Temperaturverlauf in den Filterlagen der linkselbigen Meßstellen 4/5, 5/5 und 6/5 zeigte, daß das Grundwasser an diesen Meßstellen zunehmend mehr Uferfiltrat enthielt, wobei nur in den Filterlagen der Meßstellen 6/5 und 21/5 ein markanter Temperaturgang beobachtet wurde. Der Jahresgang der Temperatur betrug in der Filterlage der Meßstelle 6/5 1,0 grd und in der Filterlage der Meßstelle 21/5 0,6 grd.

Temperaturverlauf im mittleren Teil des Grundwasserleiters

Die mittleren Filterlagen der Meßstellengruppen wurden 28 m unter Gelände angeordnet. Die rechtselbigen Meßstellen 1/3 und 11/3 mit einer konstanten Jahrestemperatur von 9,7 °C in den Filterlagen wurden von Grundwasser angeströmt. Die linkselbigen Meßstellen 4/3, 5/3 und 6/3 stehen im Uferfiltrat, wobei ein Anteil von elbeunterströmendem Grundwasser nicht ausgeschlossen werden kann.

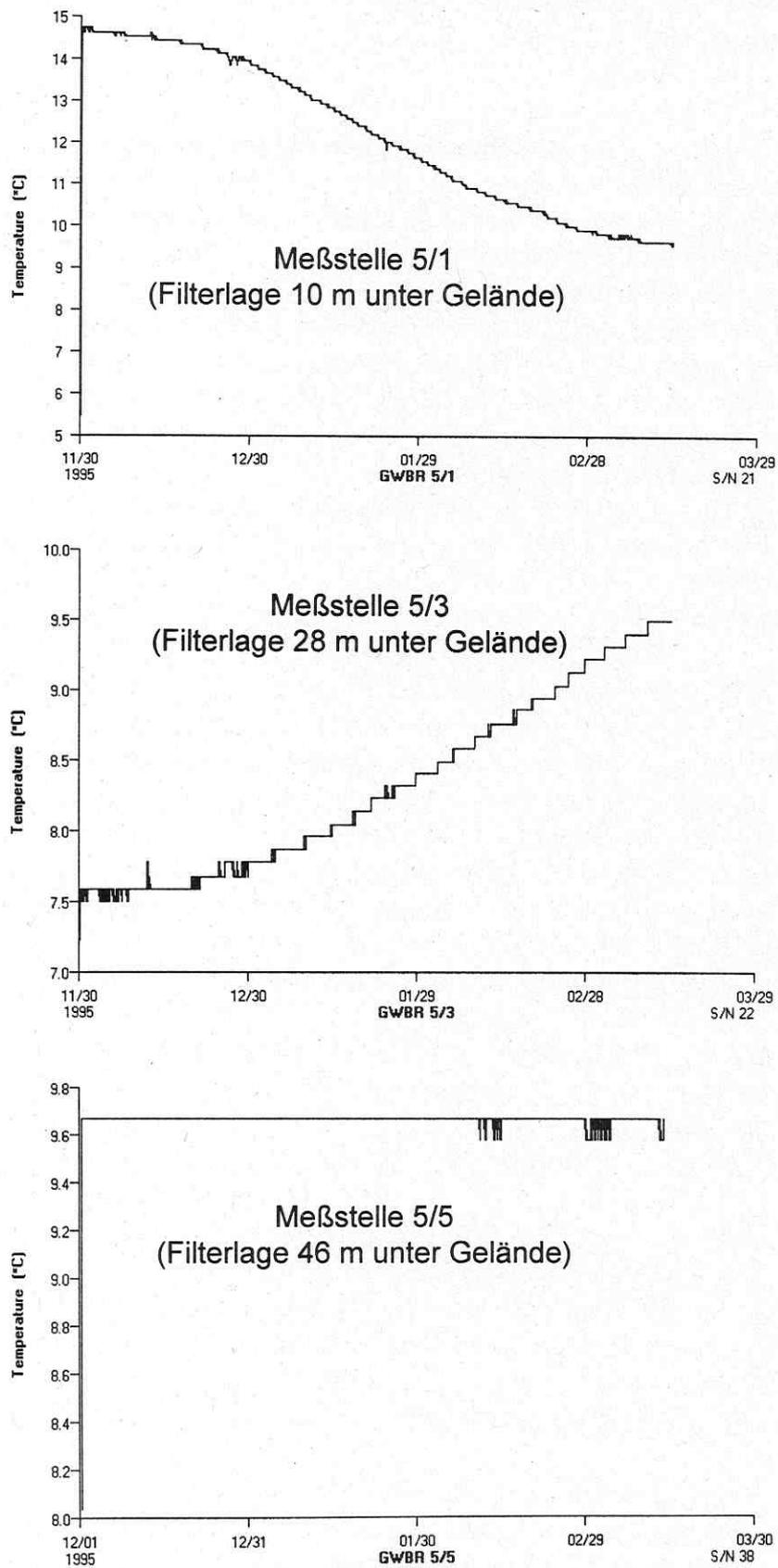


Abb. 4.2.4-1: Temperaturverlauf in den drei Filterlagen der Meßstellengruppe 5

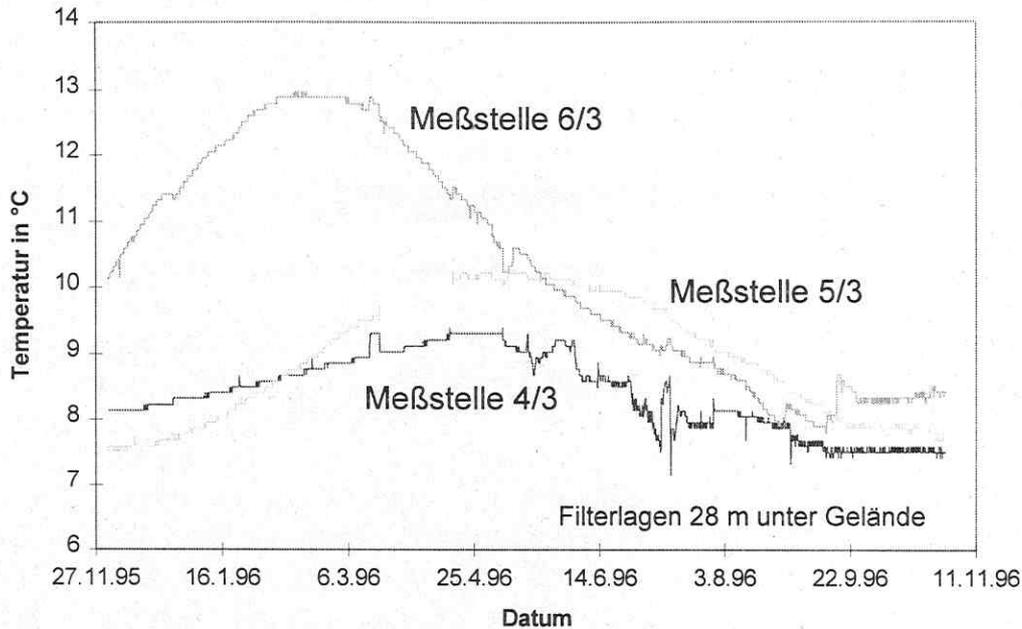


Abb. 4.2.4-2: Temperaturverlauf im mittleren Teil des Grundwasserleiters

Der Temperaturunterschied des Jahresgangs in der Filterlage der Meßstelle 4/3 war mit 1,7 grad noch gering. Bereits die Meßstelle 5/3 wies mit 2,5 grad in der Filterlage einen ausgeprägten Temperaturgang auf, der von der Meßstelle 6/3 mit 5 grad in der Filterlage deutlich übertroffen wurde (Abb. 4.2.4-2). Das von der Infiltration der Elbe im Sommer 1995 verursachte Temperaturmaximum im Uferfiltrat traf am 6.5.96 in der Filterlage der Meßstelle 5/3 und am 24.2.96 in der Filterlage der Meßstelle 6/3 ein. Der in Richtung Brunnen zunehmende Betrag des Jahresgangs der Temperatur und die zeitliche Reihenfolge des Eintreffens der Temperaturmaxima zuerst in der Filterlage der brunnennahen Meßstelle 6/3 und dann in der Filterlage der in Profilmittte gelegenen Meßstelle 5/3 zeigten, daß sich über dem Fließweg im mittleren Teil des Grundwasserleiters ein zweiter Fließweg mit deutlich größerer Strömungsgeschwindigkeit befand, von dem eine vertikale Strömungskomponente je nach Jahreszeit wärmeres oder kälteres Uferfiltrat nach unten führte. Diese vertikale Strömungskomponente nahm in Richtung Brunnen zu und führte zur Mischung von jüngerem und älterem Uferfiltrat sowie elbeunterströmendem Grundwasser.

Temperaturverlauf im oberen Teil des Grundwasserleiters

Die oberen Filterlagen der Meßstellengruppen befinden sich 10 m unter Gelände (Filterlage 1) und 8 m unter Gelände (Filterlage 11). Innerhalb des am Meßprofil Torgau-Ost I durch Beschaffenheitsmessungen ausgewiesenen Fließweges im oberen Bereich des Grundwasserleiters wurden mit Hilfe der Temperaturmessungen zwei Fließwege mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten gefunden. Ein direkter Nachweis beider Fließwege erfolgte an den Meßstellen 15, 4 und 20, wo permanente Temperaturdifferenzen zwischen den vertikal nur 1,60 m auseinander liegenden Filterlagen 1 und 11 von bis zu 3,0 grad auftraten. Indirekt ließen sich diese Fließwege auch an den Meßstellen 9, 16, 17, 18 und 19 nachweisen, wo kurzfristige Temperaturschwankungen in den Filterlagen untereinander und mit dem Wasserstand der Elbe korrelierten. Diese Temperaturschwankungen gehen auf weiträumige vertikale Fließbewegungen zurück, die von der Elbe verursacht werden. Ein Vergleich der Bohrprofile zeigte, daß entgegen ursprünglicher Annahmen die

holozänen Elbeschotter keine einheitliche Schicht mit einer deutlich besseren Durchlässigkeit als die pleistozänen Sande bilden. Es gibt lediglich innerhalb der holozänen Elbeschotter eine besser durchlässige, vorwiegend aus Mittel- und Feinkiesen bestehende Schicht geringer Mächtigkeit. In dieser Schicht ist die Strömungsgeschwindigkeit des Uferfiltrats größer als in den darüber und darunter lagernden Grobsanden. Diese grobsandigen Bereiche machen bis zu 70 % der holozänen Elbeschotter aus und unterscheiden sich in ihrer hydraulischen Leitfähigkeit nicht von den pleistozänen Sanden der darunter liegenden Wechsellagerung von Mittelsand und Grobsand.

Die Filterlagen der Meßstellen 1/1, 11/1, 4/1, 6/1, 6/11, 8/1 und 10/1 liegen unterhalb dieser besser durchlässigen Schicht. Die Filterlagen der Meßstellen 4/11, 7/1 und 9/1 schneiden die besser durchlässige Schicht mit der Filteroberkante an und die Filterlagen der Meßstellen 5/1 und 5/11 liegen mittig in dieser Schicht. Eine vollständige Übersicht über die Lage der Filter und den Verlauf der besser durchlässigen Schicht innerhalb der holozänen Elbeschotter enthält die Tab. 4.2.4-1. Bei der Mehrheit der Meßstellengruppen am Meßprofil Torgau-Ost I stehen die Filterlagen 1, 11 und 3 im mittleren Teil des Grundwasserleiters, so daß mit allen drei Filterlagen immer der mittlere, bis auf die Schluffschichten reichende, langsamer durchströmte Fließweg beprobt wird. Der obere Fließweg innerhalb der holozänen Elbeschotter wird zwar deutlich schneller durchströmt, ist aber gleichzeitig nur gering mächtig. Da der Brunnen eine mit Brunnennähe zunehmende vertikale Strömungskomponente erzeugt, strömt aus dem oberen, schneller durchströmten Fließweg in steigendem Maße Wasser in den oberen Teil des darunterliegenden langsamer durchströmten Fließweges. Diese in Brunnenrichtung zunehmende Speisung in Höhe der Filterlage 1 täuscht eine Scheingeschwindigkeit des Uferfiltrats vor. Dieser Sachverhalt muß bei der Interpretation der in den Filterlagen 1 gemessenen Kennwerte und Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen berücksichtigt werden.

Die nicht einheitliche vertikale Anordnung der Filterlagen 1 und 11 zueinander und zur besser durchlässigen Schicht innerhalb der holozänen Elbeschotter erschwert die Auswertung der Temperatur- und Beschaffenheitsdaten. Hier muß eine klare Zuordnung jedes Temperaturmeßwertes und der Analyseergebnisse jeder einzelnen Grundwasserprobe zum jeweils beprobten Fließweg erfolgen, wobei zwischen statischen und dynamischen Zuordnungen unterschieden werden muß:

Die **statische Zuordnung** zu einem Fließweg ist gegeben, wenn trotz wechselnder Wasserstände in der Meßstelle immer derselbe oder ein ähnlicher Fließweg durch die Filterlage verläuft. Die Temperaturkurven zeigen dies durch einen gleichmäßigen und glatten Verlauf an. So steht die Meßstelle 5/1 immer im oberen, schneller durchströmten Fließweg und die Meßstelle 6/1 immer in dem darunterliegenden, langsamer durchströmten Fließweg (wobei der nahe Brunnenrichter eine starke, vertikale Strömungskomponente erzeugt).

Dynamische Zuordnungen sind für die Meßstellen 4, 9 und 20 sowie für die Meßstellen am Infiltrationsmeßprofil notwendig. Hier wechselten in Abhängigkeit vom Elbewasserstand häufig und innerhalb kurzer Zeit die durch die Filterlagen der Meßstellen verlaufenden Fließwege. Die Temperaturkurven zeigten dies durch gleichzeitige Temperaturschwankungen in den Filterlagen vieler Meßstellen innerhalb von wenigen Stunden an, die untereinander und mit dem Wasserstand der Elbe korrelierbar waren. Über die Temperaturkurven ist eine zeitliche Zuordnung der entnommenen Grundwasserproben zum beprobten Fließweg und eine sichere Interpretation der Beschaffenheitsdaten möglich.

Tab. 4.2.4-1: Vertikale Lage der Meßstellenfilter und Verlauf der besser durchlässigen Schicht innerhalb der holozänen Elbeschotter am Meßprofil Torgau-Ost I und am Infiltrationsmeßprofil (aus DEHNERT, 1998)

Angaben in mNN

Meßstelle	1	11	2	12	13	14	3	15	16	17	18	19	4	20	5	6	21	7	8	9	10
Bohrkernansprache	Fki, Mki	Fki	Mki	Gs	Gs	Gs	Gs Fki	Fki	Gs Fki	Gs Fki	Gs Fki	Gs Fki	Fki, Gs	Gs Fki	Mki, Fki	Mki, Gs	Gs Mki	Mki, Fki	Mki	Fki, Mki	Mki, Fki
Schicht Oberkante	78,9	79,6	76,8	77,0	78,2	79,0	76,4	79,5	80,2	80,5	79,9	80,6	80,8	80,5	77,8	78,8	82,6	77,1	73,0	76,7	77,1
Schicht Unterkante	74,9	72,6	76,5		75,4	74,5	74,4	72,9	74,4	74,4	74,3	75,4	74,6	75,8	71,8	74,8	75,6	74,1	72,0	71,7	72,1
Membranpumpe			75,5	75,7	76,7	77,5		77,7													
Filterlage 11 Oberkante			74,4	74,6	75,7	75,2	75,4	75,7	75,2	75,2	75,1	75,1	75,8	75,8	76,1	74,1					
Filterlage 11 Unterkante							74,7						74,8	74,8	75,1	73,1					
Filterlage 1 Oberkante	74,3	71,0	71,4	73,6	74,2	72,9		73,1	73,2	73,2	73,1	73,1	73,2	73,2	75,3	72,2	72,3	74,6	69,6	71,7	70,1
Filterlage 1 Unterkante	73,3	70,0						72,1	72,2	72,2	72,1	72,1	72,2	72,2	74,3	71,2	71,3	73,6	68,6	69,7	68,1

die Angaben zu den in der besser durchlässigen Schicht liegenden Filterlagen wurden fett markiert
die Angaben zu den Filterlagen, die die besser durchlässige Schicht lediglich anschnitten, wurden kursiv geschrieben

Durch die Analyse von Temperaturverlauf, vertikaler Filterlage und Lage der besser durchlässigen Schicht innerhalb der holozänen Elbeschotter konnten bisher nicht verstandene Phänomene am Meßprofil Torgau-Ost I erklärt werden. So ist der sehr gegensätzliche Temperaturverlauf in den Filterlagen der stromauf und stromab liegenden Meßstellen 9/1 und 10/1 (Pegelmeßkreuz am Meßprofil Torgau-Ost I) darauf zurückzuführen, daß die Filterlage der Meßstelle 9/1 die besser durchlässige Schicht schneidet, die Filterlage der Meßstelle 10/1 aber 2 m unterhalb dieser Schicht angeordnet wurde. Der Temperaturverlauf in der Filterlage der Meßstelle 10/1 korrelierte gut mit dem Temperaturverlauf in der Filterlage der Meßstelle 5/3. Die Meßstelle 10/1 kann deshalb dem Fließweg in der pleistozänen Wechsellagerung von Mittel- und Grobsanden zugeordnet werden, während für die Meßstelle 9/1 eine dynamische Zuordnung der Fließwege erfolgen muß.

Temperaturverlauf am Infiltrationsmeßprofil

Prinzipielle Ausführungen zum Temperaturverlauf am Infiltrationsprofilen wurden bereits weiter oben gemacht. Als problematisch stellte sich der Temperaturverlauf an den Filterlagen der Meßstellen 18/1 und 19/1 dar. Die Filterlagen beider Meßstellen wurden deutlich langsamer angeströmt als die Filterlagen der Meßstellen davor (15/1, 16/1, 17/1) und dahinter (4/1). Die Filterlage der Meßstelle 19/1 wird besonders langsam angeströmt (Abb. 4.2.4-3). Die Temperaturunterschiede zu den in beiden Richtungen im Abstand von jeweils fünf Metern angeordneten benachbarten Filterlagen betragen bis zu 2 Grad. Hierfür gibt es zwei Erklärungsmöglichkeiten: Einmal können sich die Filterlagen der Meßstellen 18/1 und 19/1 in einem lokal begrenzten schlechter durchströmten Bereich befinden. Sie werden demzufolge beidseitig umströmt. Die andere Möglichkeit besteht darin, daß es sich bei dem schlechter durchströmten Bereich um eine durch die Mäandrierung der Elbe und die damit verbundene Sedimentation entstandene, größere Struktur handelt. Das Infiltrationsmeßprofil würde dann schräg angeströmt. Eine solche schräge Anströmung läßt sich aber aus den zweidimensionalen Temperaturmessungen nicht zweifelsfrei ableiten.

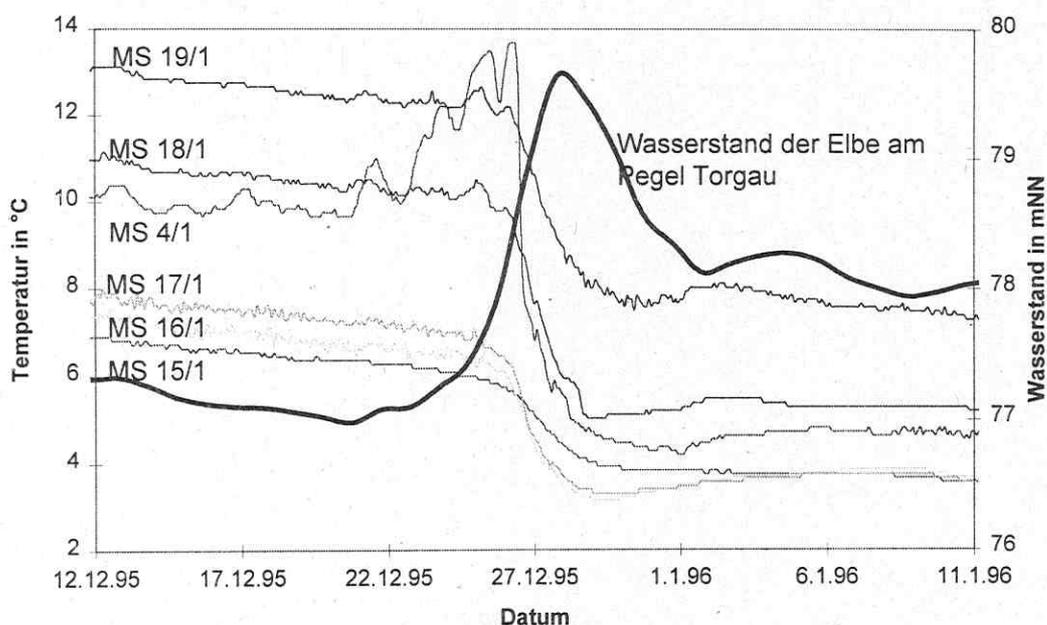


Abb. 4.2.4-3: Temperaturverlauf des Infiltrationsmeßprofils während des Durchgangs einer Hochwasserwelle (aus DEHNERT, 1998, geändert)

4.2.5 Nachweis der Unterströmung der Elbe mit hydraulischen Verfahren

J. Dehnert, W. Nestler (HTW)

An den Meßprofilen Torgau-Ost I und Torgau-Ost II wurden während des fünfjährigen Meßprogramms regelmäßig teufenorientierte Wasserstandsmessungen durchgeführt. Dabei wurde am Meßprofil Torgau-Ost I festgestellt, daß an den rechtselbigen Meßstellengruppen 1 und 11 und an den linkselbigen Meßstellengruppen 4 und 5 ein permanenter Potentialabfall zwischen den Filterlagen 28 m unter Gelände und den Filterlagen 40 m unter Gelände vorhanden war. Dieser Potentialabfall betrug auf der rechten Elbseite im Mittel 47 cm und war vom Wasserstand der Elbe weitgehend unabhängig. An den in landwärtiger Richtung vom Brunnen 22 gelegenen Meßstellengruppen 7 und 8 existierten keine nennenswerten Potentialunterschiede zwischen den einzelnen Filterlagen. Es war naheliegend, die Ursache für den Potentialunterschied in der Förderung der Brunnengalerie VI zu suchen.

Eine ausführliche Bohrkernansprache ergab für den mittleren Bereich des Grundwasserleiters eine Wechsellagerung von Mittelsand und Grobsand und für den unteren Bereich eine Wechsellagerung aus Feinkies und Grobsand. Der aus den Siebanalysen ermittelte Durchlässigkeitsbeiwert der unteren besser durchlässigen Schicht ist mit $20 \cdot 10^{-4}$ m/s dreimal so groß wie der Durchlässigkeitsbeiwert der darüberliegenden schlechter durchlässigen Schicht mit durchschnittlich $6 \cdot 10^{-4}$ m/s. Im Grenzbereich beider Schichten wurden zwei bis drei Schichten aus Schluff- bzw. Geschiebelehm mit geringen Mächtigkeiten von je 10 cm gefunden. Diese schlechtdurchlässigen Schichten traten an den Grundwassermeßstellengruppen 1, 11, 4 und 5 sowie an der Sondermeßstelle 3 auf. Unter diesen geologischen Voraussetzungen war eine Unterströmung der Elbe im Bereich der Brunnengalerie VI sehr wahrscheinlich.

Um genaue Aussagen zur Unterströmung der Elbe treffen zu können, wurde die Brunnengalerie planmäßig abgeschaltet und der Verlauf der Wasserstände in den drei Filterlagen der rechtselbigen Grundwassermeßstellengruppe 11 gemessen (Abb. 4.2.5-1). Um eine kontinuierliche Messung zu realisieren, wurden Drucksonden verwendet und die Meßwerte von einem Datenlogger im Intervall von zehn Sekunden aufgezeichnet. Die Drift der Drucksonden wurde über mehrere Eichmessungen korrigiert. Während des Versuches fiel der Wasserstand der Elbe gleichmäßig um 12 cm, was bei der Auswertung berücksichtigt wurde. Als Bezugspunkt diente die Grundwassermeßstelle 11/1, deren Wasserstand mit dem Elbewasserstand nahezu übereinstimmte. Deutlich ist in Abb. 4.2.5-1 der sofortige Anstieg des Wasserstandes in der Grundwassermeßstelle 11/5 nach dem Abschalten der Brunnengalerie zu sehen. Während die Wasserstände in den Grundwassermeßstellen 11/1 und 11/3 von der Abschaltung unbeeinflusst blieben, stieg der Wasserstand in der Grundwassermeßstelle 11/5 rasch um 7 cm. Dann folgte eine Phase langsamen Wiederanstiegs, die nach 25 Stunden durch die Wiederinbetriebnahme der Brunnengalerie abgebrochen werden mußte. Die Potentialdifferenz zwischen den Filterlagen der Grundwassermeßstellen 11/3 und 11/5 betrug noch ein Drittel des Anfangswertes. Die Tendenz der Kurve in Abb. 4.2.5-1 zeigt, daß ein vollständiger Potentialausgleich der Wasserstände in den drei Grundwassermeßstellen nach genügend langer Zeit ohne Betrieb der Brunnen

erwartet werden kann. Dieses Verhalten ist typisch für einen halbgespannten Grundwasserleiter mit einer Leckage.

Die Meßwerte des Wasseranstieges an der Grundwassermeßstelle 11/5 lassen sich als Pumpversuch auswerten. Dabei werden die Schichten von 0 bis 38 m als obere Schicht und der untere Bereich von ca. 38 m unter Gelände bis 48 m unter Gelände als untere halbgespannte Schicht aufgefaßt. Die Funktion $s = f(\lg t)$ entspricht der Musterkurve des leaky aquifer (BEIMS, MURGLAT, ESCHNER, 1985). Alle drei Phasen sind auswertbar. Für den vertikalen Durchlässigkeitsbeiwert der oberen Schicht wurde $1,8 \cdot 10^{-6}$ m/s gefunden, der horizontale Durchlässigkeitsbeiwert der unteren Schicht wurde mit $6,8 \cdot 10^{-3}$ m/s bestimmt. Daraus läßt sich ableiten, daß die vertikale Durchströmung der Schluffschichten erwartungsgemäß sehr gering ist. Mit den Ergebnissen dieses Versuchs wurde die Unterströmung der Elbe an der Brunnengalerie VI hydraulisch nachgewiesen (NESTLER et al., 1996).

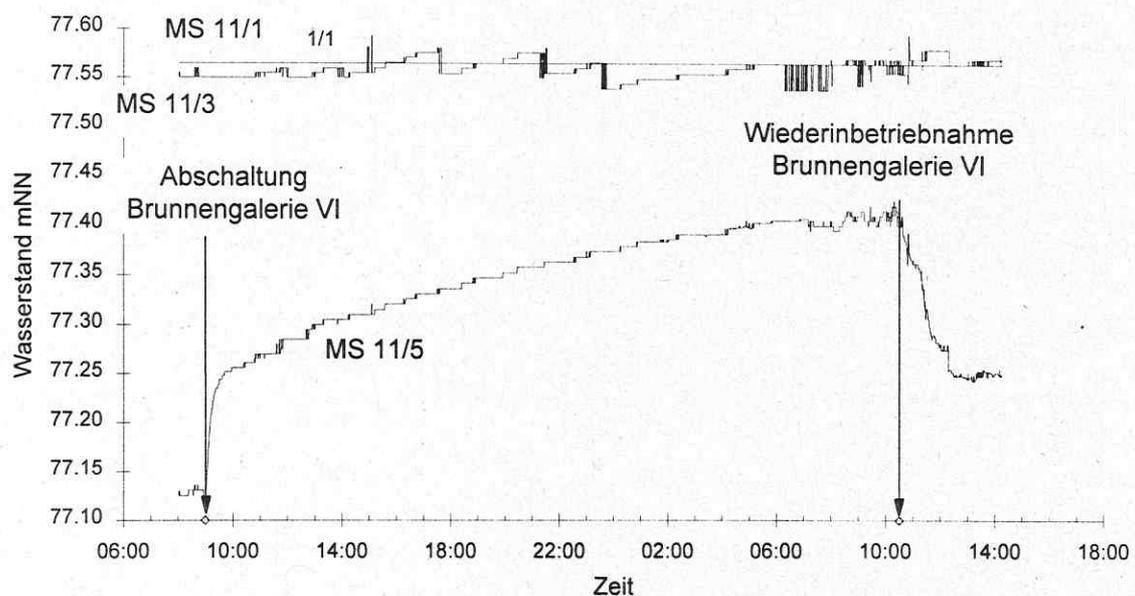


Abb. 4.2.5-1: Messung der Wasserstände in den drei Filterlagen der rechtselbigen Meßstellengruppe 11 nach einer Abschaltung der Brunnengalerie VI (aus NESTLER et al., 1996, geändert und ergänzt)

4.2.6 Untersuchungen zum Infiltrationsregime der Elbe mit dem natürlichen Isotop Radon-222

J. Dehnert (HTW), K. Freyer (UFZ), H. C. Treutler (UFZ), W. Nestler (HTW)

Einleitung

Die Kenntnis der Infiltrationsgeschwindigkeit von Oberflächenwasser ist eine notwendige Voraussetzung zur Bestimmung von Infiltrationsraten, die für verschiedene wasserwirtschaftliche Fragestellungen Bedeutung haben. Infiltrationsraten werden für die Bemessung von Versickerungsanlagen benötigt, die zur Sicherung der Trinkwassergewinnung durch künstliche Grundwasseranreicherung oder zur Stabilisierung von gefährdeten Ökosystemen am Rand von Braunkohlerevieren errichtet werden. Sie sind weiterhin für Untersuchungen zum Ökosystem Flußaue, zur Versickerung in Kanälen und zur Unterläufigkeit von Dämmen und Talsperren von Interesse.

HOEHN und VON GUNTEN (1989, 1992) unterbreiteten den Vorschlag, das Anwachsen der Radonaktivitätskonzentration in infiltriertem Flußwasser während der Uferpassage zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten zu nutzen. Dieser Vorschlag wurde von verschiedenen Autoren aufgegriffen. So untersuchten BERTIN und BOURG (1994) Aufenthaltszeiten an einer Uferfiltrationsanlage an der Lot im Südwesten Frankreichs unter Einbeziehung der Mischung verschiedener Wässer im Grundwasserleiter. WILLME et al. (1995) bestimmten Aufenthaltszeiten an einer Wassergewinnungsanlage an der Ruhr bei Dortmund. Erste Ergebnisse bei der Bestimmung von Aufenthaltszeiten von Uferfiltrat der Elbe wurden von DEHNERT et al. (1996) und FREYER et al. (1996) vorgestellt. SNOW und SPALDING (1997) wandten das Verfahren an einer Grundwasseranreicherungsanlage am Wood River in Nebraska an.

Methode

Beim Durchströmen eines Grundwasserleiters nimmt infiltrierendes, radonarmes Flußwasser kontinuierlich Radon auf, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und radioaktivem Zerfall des Radons einstellt. Die Konzentration des Radons im Wasser ist der gemessenen Aktivität proportional. Die Gleichung

$$A_t = A_e (1 - e^{-\lambda t}) \quad \text{mit} \quad \begin{array}{l} A_t = \text{Aktivität zum Zeitpunkt } t \\ A_e = \text{Aktivität im Gleichgewicht} \\ \lambda = \text{radioaktive Zerfallskonstante, } \lambda_{\text{Rn}} = 0,18 \text{ d}^{-1} \\ t = \text{Zeit} \end{array} \quad (1)$$

beschreibt das Anwachsen der Radonaktivität von Null bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes durch Zerfall des Mutterisotops Ra-226. Wenn man diese Gleichung nach der Zeit t auflöst, kann unter bestimmten Voraussetzungen die Aufenthaltszeit des Uferfiltrats nach:

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \left(\frac{A_e}{A_e - A_t} \right) \quad (2)$$

berechnet werden. Benötigt wird die von Oberflächenwasser unbeeinflusste Radonaktivität A_e im Gleichgewicht, die z.B. an einer vom Oberflächengewässer ausreichend entfernten Meßstelle bestimmt werden kann. Unter Berücksichtigung der Radonaktivität A_o zum Zeitpunkt t_o des infiltrierenden Oberflächenwassers ergibt sich nach Gleichung (2) wegen $t_{auf} = t - t_o$ die Aufenthaltszeit t_{auf} (Abb. 1) des Uferfiltrats im Grundwasserleiter entsprechend der Beziehung

$$t_{auf} = \frac{1}{\lambda} \ln \left(\frac{A_e - A_o}{A_e - A_t} \right). \quad (3)$$

Die Anwendung der Gleichung (3) ist sinnvoll, weil die Radonaktivitätskonzentration von Oberflächenwässern nicht immer vernachlässigbar klein ist. So wurden in der Elbe während eines Hochwassers 1992 Radonaktivitätskonzentrationen von bis zu 2,9 Bq/l gemessen, die offenbar von mitgeführten Schwebstoffen verursacht wurden.

Die von HOEHN und VON GUNTEN (1989) für dieses Verfahren genannten Voraussetzungen lauten:

- (I) Die durchschnittliche Konzentrationsverteilung von Ra-226 im Grundwasserleiter ist makroskopisch homogen.
- (II) Die in größerer Entfernung vom Fluß gemessene vom Oberflächenwasser unbeeinflusste Radonaktivitätskonzentration ist repräsentativ für den Fließweg.
- (III) Der Radonverlust in die ungesättigte Zone und die Atmosphäre ist konstant.
- (IV) Die Länge des Fließweges zwischen den Meßstellen ändert sich auch bei unterschiedlichen Wasserständen nicht.
- (V) Es erfolgt keine Mischung von Infiltrat und altem Grundwasser.

Die in dieser Arbeit verwendete Meßmethodik zur Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration in Grundwasserproben wird in Kapitel 5.3 weiter unten vorgestellt.

Korrelation zwischen der Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers und dem lithologischen Aufbau des Grundwasserleiters

Am Meßprofil Torgau-Ost II betrug der Mittelwert der Aktivitätskonzentrationen aller oberen im Mittel- und Grobsand stehenden Meßstellen jeweils 8 m und 28 m unter Gelände zur Stichtagsmessung am 21.7.93 $(7,7 \pm 1,6)$ Bq/l ($n=15$)¹. An den unteren, 40 m unter Gelände in einer Wechsellagerung von Feinkies und Grobsand stehenden Meßstellen wurde eine mittlere Aktivitätskonzentration von $(41,8 \pm 11,6)$ Bq/l ($n=6$) gemessen (Abb. 4.2.6-2). Die Ergebnisse zeigen, daß am Meßprofil Torgau-Ost II das Grundwasser in der Wechsellagerung von Feinkies und Grobsand über deutlich höhere Radonaktivitätskonzentrationen verfügt als im darüberliegenden Mittel- und Grobsand. Die Radonaktivitätskonzentration im Grundwasser korreliert mit dem lithologischen Aufbau des Grundwasserleiters. Das Meßprofil Torgau-Ost I wird an anderer Stelle diskutiert.

¹ Es handelt sich bei diesen Fehlerangaben um die Standardabweichung von n Meßwerten.

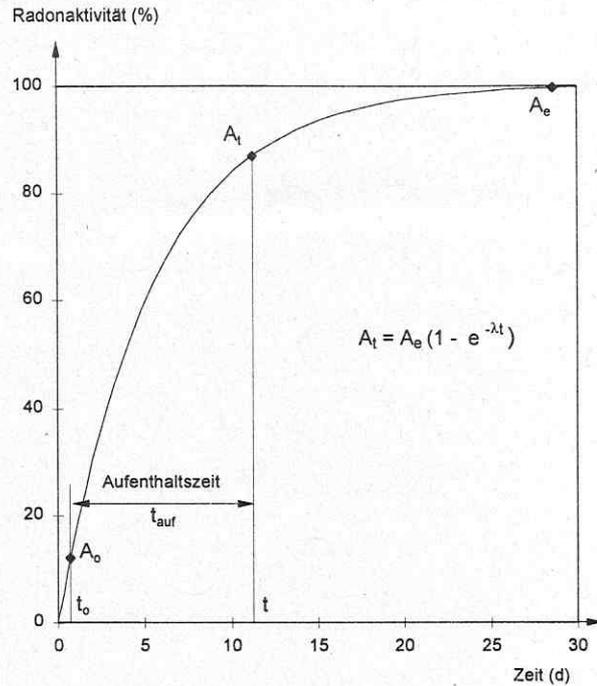


Abb. 4.2.6-1: Anwachsen der Radonaktivität von infiltriertem Flußwasser während der Uferpassage (aus DEHNERT, 1998)

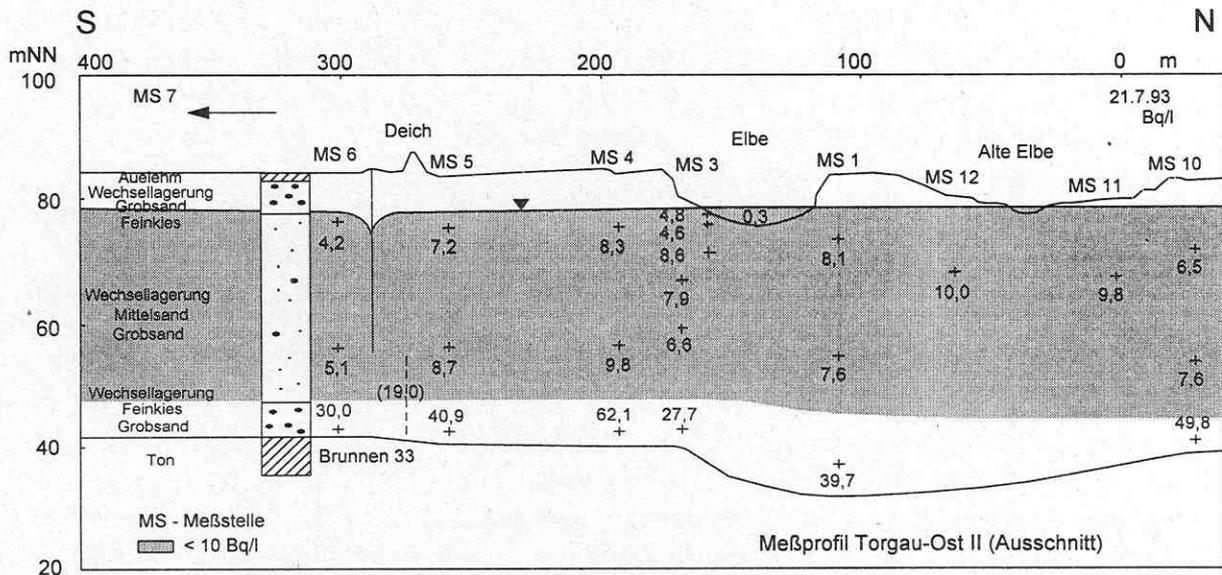


Abb. 4.2.6-2: Verteilung der Radonaktivitätskonzentration im Grundwasser am Meßprofil Torgau-Ost II (nach DEHNERT et al. 1997, geändert und ergänzt)

Lokale Inhomogenitäten

Die Standardabweichungen der obigen Ergebnisse betragen 21 % und 28 % und zeigen, daß die zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten von Uferfiltrat notwendige makroskopisch konstante Radonemanation in den beiden Schichten entlang der 2 km

langen Meßprofile nicht vorhanden ist. Weiterführende Untersuchungen ergaben, daß eine solche Konstanz der Radonemanation auch im elbenahen Infiltrationsbereich nicht gegeben ist. Vom 18.5.96 bis zum 13.6.96 fiel die Elbe gleichmäßig um 3,41 m. Bei gleichzeitiger Förderung der 280 m vom Ufer der Elbe entfernten Brunnengalerie ergab sich eine 26 Tage andauernde Phase einer verhältnismäßig langsamen Grundwasserströmung von etwa 0,1 m/d. Bei dieser hydrologischen Situation konnten die durch die Emanation des Grundwasserleiters entstandenen und von Strömungsbewegungen weitgehend unbeeinflussten Radonaktivitätskonzentrationen des Grundwassers an allen Meßstellen bestimmt werden (wie auf Abb. 4.2.6-5 weiter unten noch gezeigt wird). Die mittlere Radonaktivitätskonzentration der 22 Meßstellen des Infiltrationsmeßprofiles betrug $(12,3 \pm 3,4)$ Bq/l ($n=22$). Wahrscheinlich führten lokale Inhomogenitäten in der Konzentrationsverteilung von Ra-226 und in der Korngrößenverteilung im Infiltrationsmeßprofil zu ständig wechselnden Radonaktivitätskonzentrationen innerhalb einer durch den lithologischen Aufbau des Grundwasserleiters vorgegebenen Größenordnung. Die für das Verfahren zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten von Uferfiltrat notwendige makroskopische Homogenität der Radonemanation des Grundwasserleiters war nicht gegeben.

Vortäuschung eines Fließweges

Wenn im Grundwasser in der Nähe eines Oberflächengewässers niedrige Radonaktivitätskonzentrationen auftreten, müssen diese nicht in jedem Fall durch infiltrierendes Oberflächenwasser hervorgerufen werden. Sie können auch geogene Ursachen haben. Die Abb. 4.2.6-3 zeigt ein Beispiel. Die niedrigen Radonaktivitätskonzentrationen, die am Meßprofil Torgau-Ost I von der Elbe bis auf die Sohle des Grundwasserleiters und weiter in Richtung Brunnen weisen, suggerieren einen Fließweg, der nicht existiert (Fließweg A). So konnte mit Hilfe von Tritiummessungen (TRETTIN et al. 1995) gezeigt werden, daß es sich bei dem Wasser unterhalb der beiden Schluffschichten um ein elbeunterströmendes Grundwasser mit einem Alter von mehr als 35 Jahren handelt. Die Konzentrationsverteilung der Wasserinhaltsstoffe Chlorid, Sulfat, Kalzium, Natrium und Magnesium sowie der Kennwert elektrische Leitfähigkeit wiesen darauf hin, daß es sich nicht um Uferfiltrat handelt. Der Hauptfließweg führt in den oberen Metern des Grundwasserleiters von der Elbe zum Brunnen (Fließweg B), was anhand der Summenparameter DOC und AOX sowie der Wasserinhaltsstoffe EDTA und Atrazin gezeigt werden konnte (GRISCHEK et al. 1995, NEITZEL et al. 1995, NESTLER et al. 1996).

Aus diesem Beispiel kann die Empfehlung abgeleitet werden, in der Nähe eines Oberflächengewässers auftretende niedrige Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser auf ihre Ursache hin zu prüfen, bevor diese zur Bestimmung der Aufenthaltszeit von Uferfiltrat herangezogen werden. Hierzu bestehen zwei Möglichkeiten: Einmal kann die Plausibilität eines möglichen Fließweges durch hydrogeologische Untersuchungsmethoden wie z.B. Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit oder Altersbestimmungen mit Isotopen überprüft werden. Zum anderen kann durch eine Wiederholungsmessung der Radonaktivitätskonzentration während einer Phase verhältnismäßig langsamer Infiltrationsgeschwindigkeit bis hin zum effluenten Zustand festgestellt werden, ob sich die Radonaktivitätskonzentration erhöht.

Kommt es trotz eines Wechsels des Strömungsregimes zu keiner Erhöhung der Radonaktivitätskonzentration, dann sind solche niedrigen Aktivitätskonzentrationen geogen verursacht.

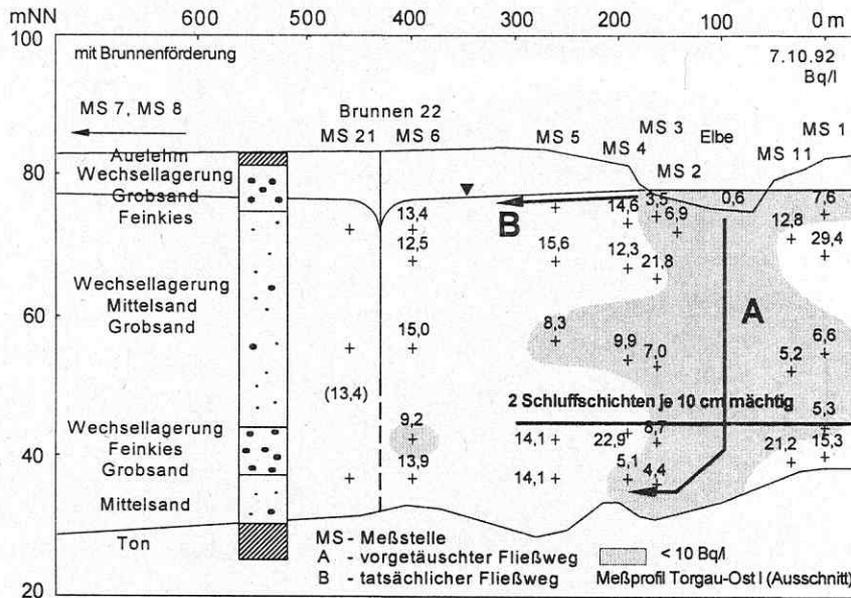


Abb. 4.2.6-3: Verteilung der Radonaktivitätskonzentration im Grundwasser am Meßprofil Torgau-Ost I (aus DEHNERT et al., 1996, geändert und ergänzt)

Durchgang einer Hochwasserwelle
Während des Durchgangs einer Hochwasserwelle der Elbe am Infiltrationsmeßprofil bei gleichzeitigem Betrieb der Brunnengalerie wurden durch mehrere Stichtagsmessungen die Radonaktivitätskonzentrationen im Grundwasser bestimmt und damit die Bewegung des Uferfiltrats beobachtet. Die Abb. 4.2.6-4 zeigt den zugehörigen Verlauf des Elbewasserstandes am 9 km entfernten Pegel Torgau.

Die Messergebnisse der Radonaktivitätskonzentrationen am Infiltrationsmeßprofil wurden in Abb. 4.2.6-5 veranschaulicht und sollen im folgenden diskutiert werden:

Abb. 4.2.6-5 A beginnt mit der bereits weiter oben beschriebenen 26 Tage andauernden Phase einer verhältnismäßig langsamen Grundwasserströmung von etwa 0,1 m/d, bei der sich an jeder Meßstelle die von Strömungsbewegungen weitgehend unbeeinflussten Radonaktivitätskonzentrationen eingestellt hatten.

Die Abb. 4.2.6-5 B zeigt die Radonaktivitätskonzentrationsverteilung während der ansteigenden Hochwasserwelle kurz vor Erreichen des Scheitelpunktes. Der starke Abfall der Radonaktivitätskonzentrationen an allen Meßstellen markiert das schnell infiltrierte Elbewasser. Zur besseren Verdeutlichung wurden die Bereiche mit Radonaktivitätskonzentrationen von weniger als 8 Bq/l markiert, wobei die Markierung nicht gleichbedeutend mit dem Infiltrat der Hochwasserwelle ist.

Die Abb. 4.2.6-5 C zeigt die Radonaktivitätskonzentrationsverteilung während der zurückgehenden Hochwasserwelle. Ein Teil des jungen Infiltrats ist weiter in Richtung Brunnen (Brunnen außerhalb der Abbildung) geströmt, was zu einem Absinken der Radonaktivitätskonzentrationen in den Meßstellen 18/1, 19/1, 19/11, 4/1 und 4/11 geführt hat. In allen übrigen Meßstellen stiegen die Radonaktivitätskonzentrationen jedoch an, da sich die Grundwasserströmung aufgrund der zurückgehenden Hochwasserwelle verlangsamte, so daß sich die an den Meßstellen durch Emanation verursachten Radonaktivitätskonzentrationen wieder einzustellen begannen.

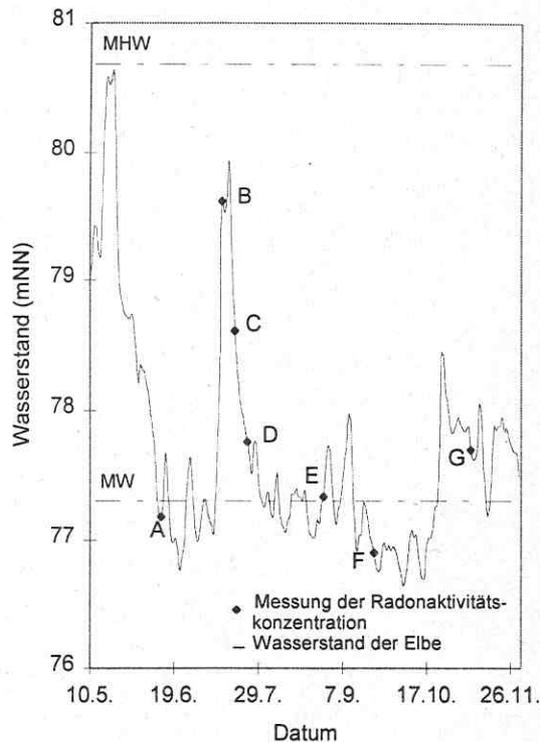


Abb. 4.2.6-4: Wasserstandsganglinie der Elbe am Pegel Torgau und Meßzeitpunkte für die Bestimmung der Radonaktivitätskonzentrationsverteilung am Infiltrationsmeßprofil (aus DEHNERT, 1998)

Die Abb. 4.2.6-5 E zeigt wieder eine normale, durch die Brunnen verursachte Infiltrationssituation bei Mittelwasser, wobei noch letzte Auswirkungen des Hochwassers beobachtet werden können. Die niedrigen Radonaktivitätskonzentrationen an den in Flußnähe gelegenen und mehrheitlich oberflächennah verfilterten Meßstellen markieren den Hauptfließweg des Uferfiltrats (2/1, 12/1, 13/1, 13/2, 13/3, 14/1, 14/2, 15/B, 15/11, 16/1, 16/11 und 17/11). Die vom Fluß weiter entfernten Meßstellen und die tiefer verfilterten Meßstellen zeigen hohe Radonaktivitätskonzentrationen. Diese befinden sich in der aus Mittel- und Grobsanden bestehenden Schicht, die langsamer durchströmt wird als die darüberliegenden Grobsande und Feinkiese, so daß sich die vom Oberflächenwasser unbeeinflusste Radonaktivitätskonzentration an diesen Meßstellen schneller einstellen konnte.

Bestimmung der Infiltrationsgeschwindigkeit

Das Strömungsregime am Infiltrationsmeßprofil wird durch das Zusammenwirken von Wasserstandsänderungen der Elbe und der Förderleistung der Brunnen bestimmt. Wegen der fehlenden makroskopischen Homogenität in der Radonemanation des Grundwasserleiters konnte die Aufenthaltszeit des Uferfiltrats nur für die flußsohlennahe Kolmationsmeßstelle 2/1 bestimmt werden. Die Radonaktivitätskonzentration an dieser Meßstelle wurde von 1994 bis 1996 für verschiedene hydraulische Situationen gemessen. Sie lag in diesem Zeitraum zwischen 1,4 Bq/l und 16,8 Bq/l. Die höchste gemessene Radonaktivitätskonzentration von 16,8 Bq/l wurde am 13.10.94 ohne Brunnenförderung bei einem über 28 Tage weitgehend gleichbleibendem Elbewasserstand von $(76,18 \pm 0,09)$ mNN (Tagesmittelwerte des Pegels Torgau) bestimmt und deshalb als eine von Uferfiltrat unbeeinflusste Radonaktivitätskonzentration angesehen. Mit dieser Radonaktivitätskonzentration wurde für alle verbleibenden Meßwerte der Kolmationsmeßstelle 2/1 unter der Annahme einer homogenen Radonemanation des Grundwasserleiters auf dem kurzen Fließweg von 0,80 m zwischen der Elbesohle und der Meßstelle die Aufenthaltszeit nach Gleichung (4) berechnet. Die zugehörigen Infiltrationsgeschwindigkeiten wurden unter der Annahme einer senkrechten Strömung bestimmt (Tab. 4.2.6-1). Die Aufenthaltszeiten schwanken zwischen 0,4 d und 10,4 d. Die zugehörigen Infiltrationsgeschwindigkeiten betragen 2 m/d und 0,1 m/d. Die Ergebnisse stimmen gut mit geohydraulischen Abschätzungen überein. So stieg die Infiltrationsgeschwindigkeit während des Hochwassers von 0,1 m/d auf 1,7 m/d an, um dann kontinuierlich auf 0,6 m/d zu fallen.

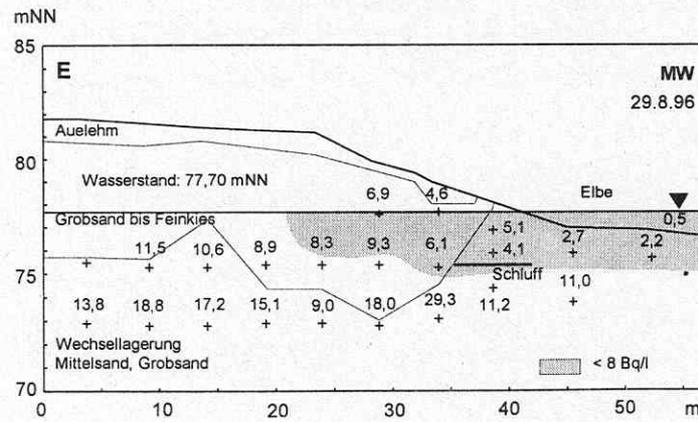
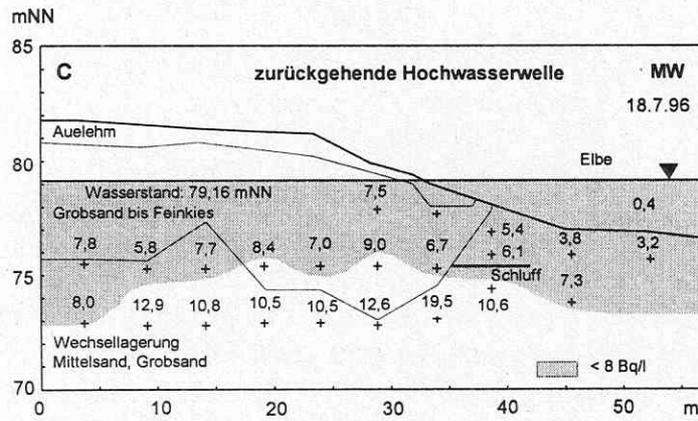
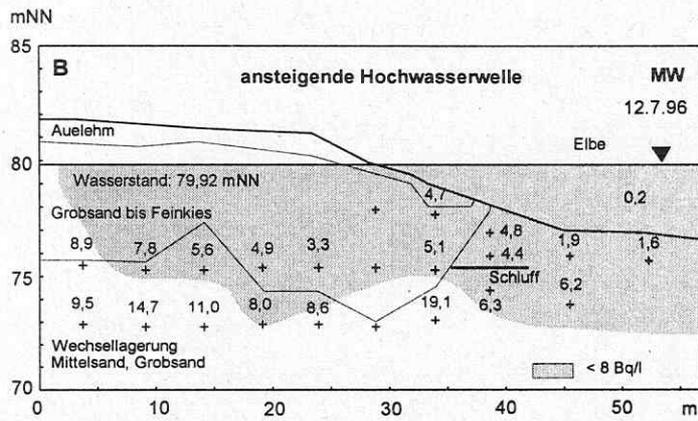
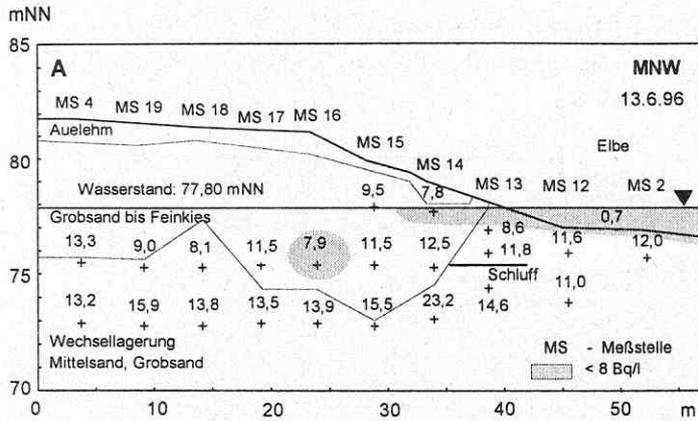


Abb. 4.2.6-5: Verteilung der Radonaktivitätskonzentration im Grundwasser am Infiltrationsmeßprofil Torgau zu verschiedenen Stichtagsmessungen (aus DEHNERT et al., 1996, geändert und ergänzt)

Tab. 4.2.6-1: Bestimmung von Aufenthaltszeiten des Uferfiltrats und Infiltrationsgeschwindigkeiten von Elbewasser an der Kolmationsmeßstelle 2/1, Meßprofil Torgau-Ost I (aus DEHNERT, 1998, geändert)

Datum	Abb. 4.2.6-5	Brunnen- förderung	Wasserstand der Elbe	Aktivitätskonz. [Bq/l]		t_a nach (3) [d]	$V_{\text{Infiltration}}$ [m/d]
				MS 2/1	Elbe		
09.08.94		(Ruhe)	NW	7,8	0,3	3,4	0,24
08.09.94		Ruhe	MNW	11,4	0,4	6,2	0,13
13.10.94		Ruhe	MNW	16,8	0,7	-	-
30.03.95		Ruhe	MW	11,0	-	5,9 ¹⁾	0,14
20.09.95		Betrieb	MW	1,4	0,2	0,4	1,97
13.06.96	A	Betrieb	MNW	12,0	0,7	6,8	0,12
12.07.96	B	Betrieb	MW ²⁾	1,6	0,2	0,5	1,72
18.07.96	C	Betrieb	MW ³⁾	3,2	0,4	1,0	0,79
24.07.96	D ⁴⁾	Betrieb	MW	3,8	0,5	1,3	0,63
29.08.96	E	Betrieb	MW	2,2	0,5	0,6	1,27
22.09.96	F ⁴⁾	Ruhe	MNW	14,3	0,7	10,4	0,08
07.11.96	G ⁴⁾	Ruhe	MW	10,0	0,6	4,9	0,16

¹⁾ nach Gleichung (2)

²⁾ ansteigende Hochwasserwelle

³⁾ zurückgehende Hochwasserwelle

⁴⁾ Abb. enthalten im Teilbericht

Die berechnete Aufenthaltszeit des Uferfiltrats ist unabhängig von der Länge des tatsächlichen Fließweges und kann deshalb bei einer homogenen Radonemanation des Grundwasserleiters als verlässliches Ergebnis betrachtet werden. Die Berechnung von Fließgeschwindigkeiten setzt als zusätzliche Annahme die Kenntnis der genauen Länge des zurückgelegten Fließweges voraus. Für gewässersohlennahe Meßstellen kann eine senkrechte Strömung des Uferfiltrats angenommen werden, für tieferliegende Meßstellen wäre eine solche Annahme wegen der zunehmenden Horizontalkomponente der Strömung spekulativ. Die Bestimmung von Geschwindigkeiten sollte auch aus diesem Grund auf gewässersohlennahe Meßstellen beschränkt bleiben.

Schlußfolgerungen

- (1) Bei der Berechnung von Aufenthaltszeiten von Uferfiltrat ist die Einbeziehung der Aktivitätskonzentration des Oberflächenwassers erforderlich.
- (2) In Talgrundwasserleitern kann mit der Existenz einer entlang des Fließweges makroskopisch homogenen Radonemanation nicht gerechnet werden.
- (3) Niedrige Radonaktivitätskonzentrationen in der Nähe eines Flusses können geogen bedingt sein und nichtexistierende Fließwege vortäuschen.

-
- (4) Die vom Oberflächenwasser unbeeinflusste Radonaktivitätskonzentration kann während der Phase einer verhältnismäßig langsamen Grundwasserströmung an jeder Meßstelle gesondert bestimmt werden.
 - (5) Zur Vermeidung von Fehlern durch Verletzung der Randbedingungen sollte die Anwendung des Verfahrens auf den unmittelbaren Infiltrationsbereich des Oberflächengewässers beschränkt bleiben.

5. Methodische Arbeiten zur Weiterentwicklung von Untersuchungsverfahren

5.1 Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit von Grundwasserströmungen mit Hilfe der „Methode des geladenen Körpers“

J. Dehnert, W. Nestler (HTW)

Einleitung

Die „Methode des geladenen Körpers“ ist ein seit langem bekanntes geoelektrisches Verfahren, welches auf SCHLUMBERGER (1920) zurückgeht und von zahlreichen Autoren beschrieben wurde (z.B. Parasnis, 1967 und 1975, KETOLA, 1972 oder MILITZER et al., 1978). Bei dem auch als „mise á la masse“ bezeichneten Verfahren werden elektrisch gut leitende Körper wie Erzgänge oder graphitisierte Störungen aufgeladen. Die äußere Begrenzung eines solchen Körpers wird dabei zu einer Äquipotentialfläche (Fläche gleicher Spannung), so daß sich die Umrisse des Körpers in Form von Äquipotentiallinien (Linien gleicher Spannung) bis an die Erdoberfläche durchpausen. In der Hydrogeologie wird durch das Einbringen eines elektrisch gut leitenden Tracers eine niederohmige Anomalie im Grundwasserleiter erzeugt. Wenn eine solche niederohmige Anomalie aufgeladen wird, kann deren Bewegung mit der Grundwasserströmung von der Erdoberfläche aus meßtechnisch verfolgt werden. Hierzu wird zu verschiedenen Zeitpunkten die Spannungsverteilung gemessen. Aus der Verschiebung der Äquipotentiallinien können Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung abgeleitet werden (Abb. 5.1-1).

Meßmethodik

Durch Einleitung einer Salzlösung oder Einbringen von festem Salz in ein Bohrloch oder eine Grundwassermeßstelle wird im Grundwasserleiter eine niederohmige Anomalie erzeugt und diese mit einem pulsierenden Gleichstrom elektrisch aufgeladen. Die ursprüngliche Meßmethodik sah eine Spannungsmessung mit Hilfe einer festen und einer beweglichen Elektrode an sternförmig um das Bohrloch markierten Strahlen vor (MATVEEV, 1963; JAKUBOVSKIJ, 1973, MAZÁČ et al., 1980). Auf einem der Strahlen (Basisstrahl) wurde eine Festelektrode gesetzt, die über ein Kabel und ein Voltmeter mit der beweglichen Elektrode verbunden war. Auf allen verbleibenden Strahlen wurde mittels der beweglichen Elektrode derjenige Punkt gesucht, an dem das Potential zur Basiselektrode Null war. Die Verbindung dieser Punkte ergab eine Äquipotentiallinie. Aus der Verschiebung der Äquipotentiallinie zwischen mehreren Meßzeitpunkten wurden Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung bestimmt. Abb. 5.1-2 zeigt die Verschiebung einer Äquipotentiallinie bei einem Feldversuch zur „Methode des geladenen Körpers“ in Meißen-Siebeneichen. Heute werden statt einzelner Elektroden sternförmige oder rechteckige Multielektrodenarrays zur Spannungsmessung verwendet (BEVC und MORRISON, 1991; WHITE, 1994).

Neue Meßmethodik

Das Verfahren wurde weiterentwickelt und verbessert (DEHNERT und NESTLER, 1997). Die niederohmige Anomalie wird durch einen 50 Hz-Wechselstrom bei einer Spannung von 220 V aufgeladen. Mit Hilfe eines Transformators kann die Spannung bei Bedarf auf bis zu 1000 V Hochspannung erhöht werden. Die Spannungsmessungen an der Erdoberfläche werden als Echt-Effektivwertmessung (true RMS-Messung) an einem

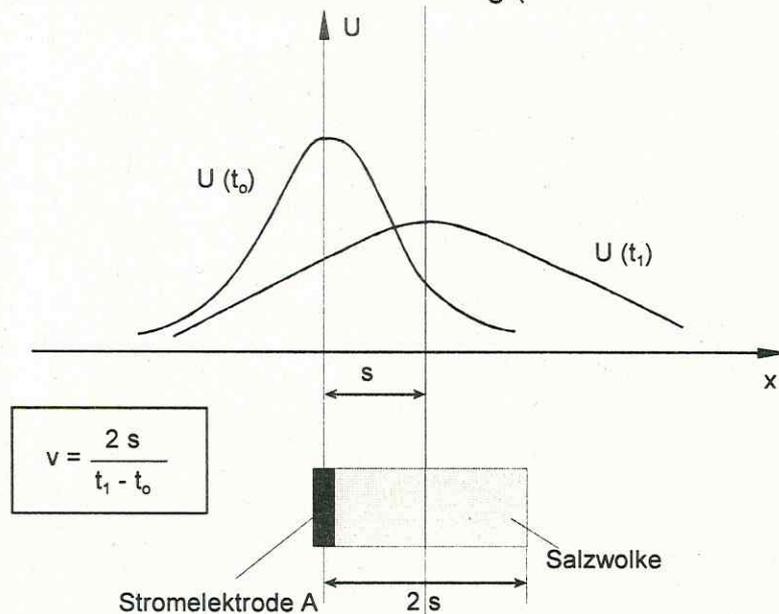


Abb. 5.1-1: Potentialverteilung über einer aufgeladenen niederohmigen Anomalie bei permanenter Infiltration eines Tracers

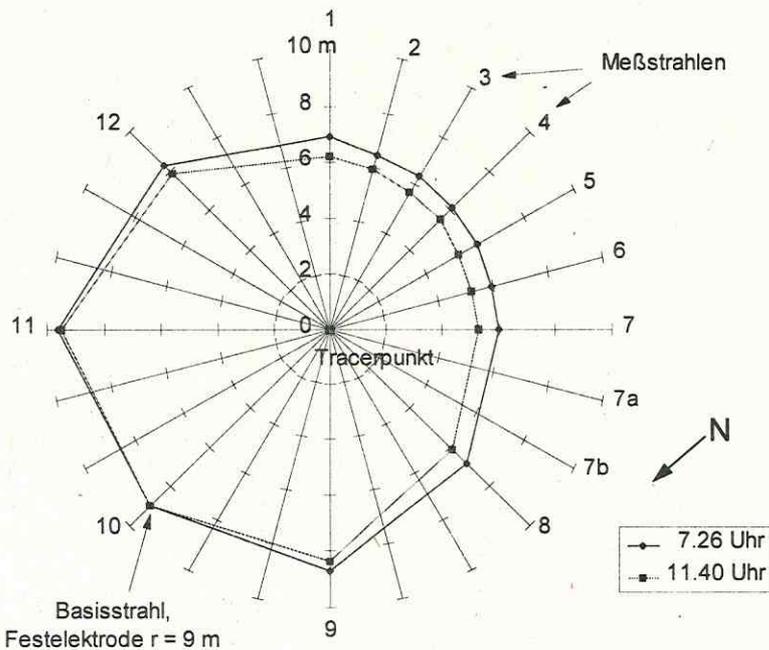


Abb. 5.1-2: Verschiebung einer Äquipotentiallinie bei einem Feldversuch zur „Methode des geladenen Körpers in Meißer-Siebeneichen am 13.5.93

rechteckigen Multi-Elektrodenarray ausgeführt (Abb. 5.1-3). Die Echt-Effektivwertmessung gibt einen Wechselstrom als äquivalenten Gleichstrom an. Eigenpotentiale des Bodens sind im Meßsignal nicht enthalten. Die von der öffentlichen Energieversorgung und dem Bahnstrom im Boden verursachten elektrischen Rauschsignale mit Frequenzen von 50 Hz und 16 2/3 Hz können bei Bedarf durch Messungen vor und nach einer Stromeinspeisung ermittelt und vom Meßwert subtrahiert werden. Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung werden aus der Lage des Maximums der Potentialverteilung zu verschiedenen Meßzeitpunkten abgeleitet. Bei einer permanenten Infiltration eines Tracers bewegt sich das Maximum der Potentialverteilung mit der halben Geschwindigkeit der Grundwasserströmung. Bei einer impulsförmigen Infiltration des Tracers sind die Geschwindigkeiten des Maximums der Potentialverteilung und der Grundwasserströmung gleich.

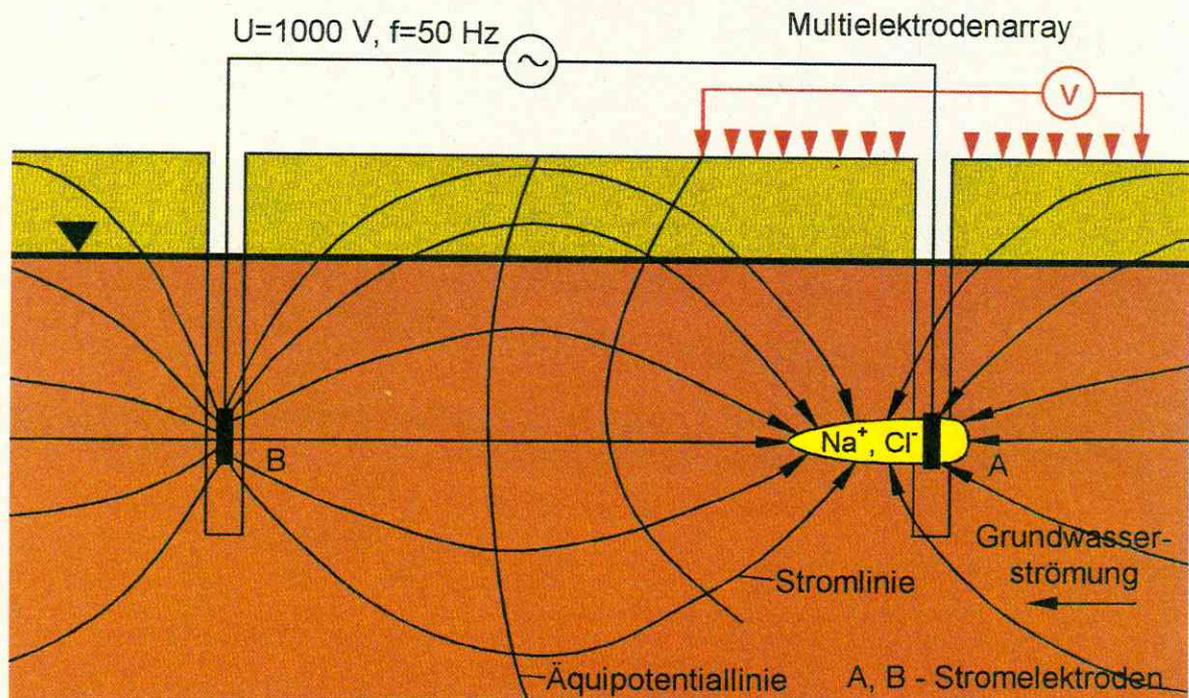


Abb. 5.1-3: Meßprinzip der „Methode des geladenen Körpers“ nach der neuen Meßmethodik

Aufbau der Meßstellengruppe am Versuchsstandort

Am Beispiel eines Feldversuches an der Meßstellengruppe 5 des Meßprofiles Torgau-Ost I soll die neue Meßmethodik erläutert werden. Die für die Infiltration der Salzlösung verwendete Meßstelle 5/1 steht in einer 6 m mächtigen Wechsellagerung von Mittelkies und Feinkies holozäner Elbeschotter mit Durchlässigkeitsbeiwerten zwischen $1,9 \cdot 10^{-3}$ m/s und $15 \cdot 10^{-3}$ m/s. Unter dieser Schicht lagert in einer Teufe von 12 m bis 41 m unter Gelände die aus Mittel- und Grobsanden bestehende pleistozäne Wechsellagerung mit einem mittleren Durchlässigkeitsbeiwert von $5,2 \cdot 10^{-4}$ m/s. Die Meßstelle ist mit isolierendem PE-HD-Material ausgebaut und verfügt 8,5 m bis 9,5 m unter Gelände über einen Johnson-Edelstahlfilter und einen 0,6 m langen Filtersumpf. Der Meßstellendurchmesser beträgt 0,1143 m bei einem Bohrdurchmesser von

0,325 m. Der Ringraum der Meßstelle wurde von 5,5 m bis 10 m unter Gelände mit Filterkies der Korngröße 2 mm bis 8 mm verfüllt. Die Meßstellengruppe 5 besteht aus vier Grundwassermeßstellen. Die Meßstelle 5/11 steht 1,44 m westlich der für die Infiltration verwendeten Meßstelle 5/1. Die Filterlage der Meßstelle befindet sich mit 7,7 m bis 8,7 m unter Gelände in Höhe der Filterlage der Meßstelle 5/1, jedoch wurde diese Meßstelle nur von 7 m bis 9 m unter Gelände mit Filterkies gleicher Korngröße ausgebaut. Die Meßstellen 5/3 und 5/5 stehen 0,98 m und 2,02 m östlich der Meßstelle 5/1. Die Filterlagen der Meßstellen befinden sich 28 m und 47 m unter Gelände. Diese Meßstellen verfügen in Höhe der Filterlage der Meßstelle 5/1 über ein Vollrohr und eine aus Mittel- und Grobsand bestehende Ringraumverfüllung. Die Meßstellen 5/11, 5/3 und 5/5 bilden deshalb in der aus Mittelkies und Feinkies bestehenden Wechsellagerung hydraulisch schlechter durchlässige Bereiche. Es war zu erwarten, daß diese Meßstellen umströmt werden und Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung beeinflussen.

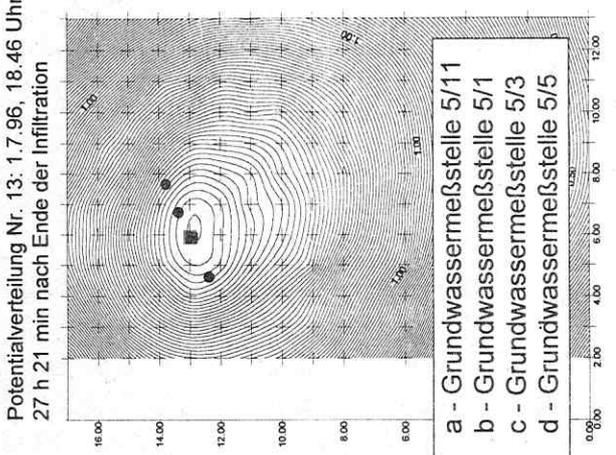
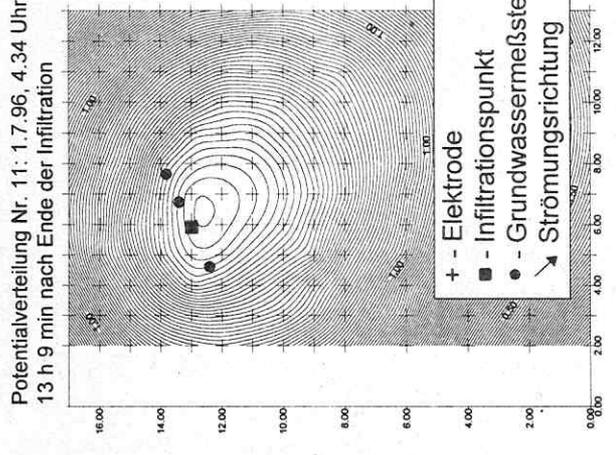
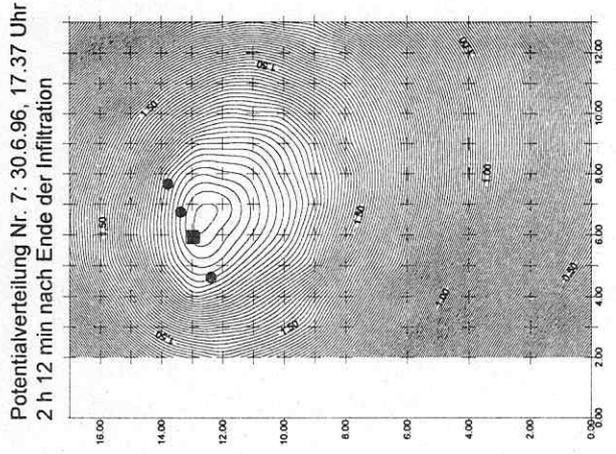
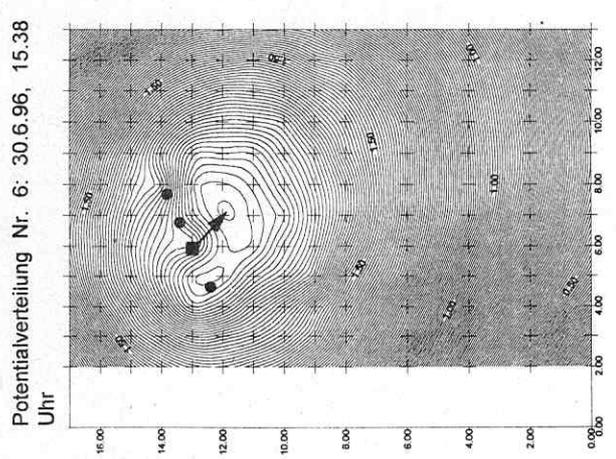
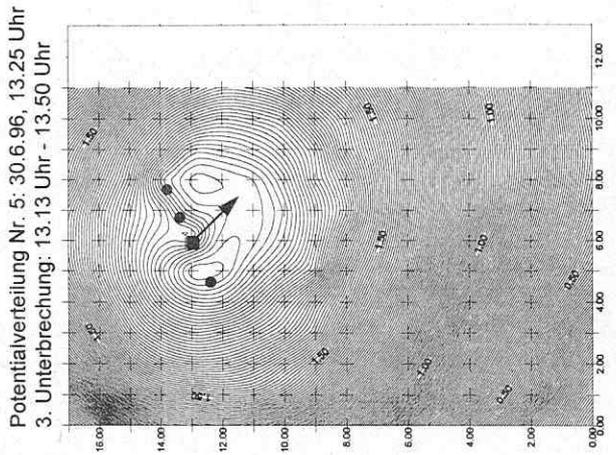
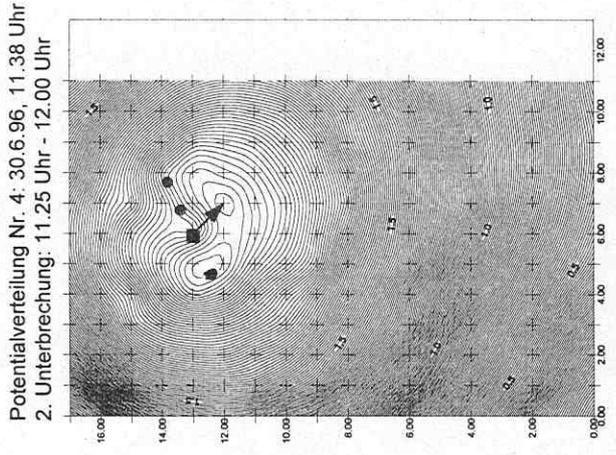
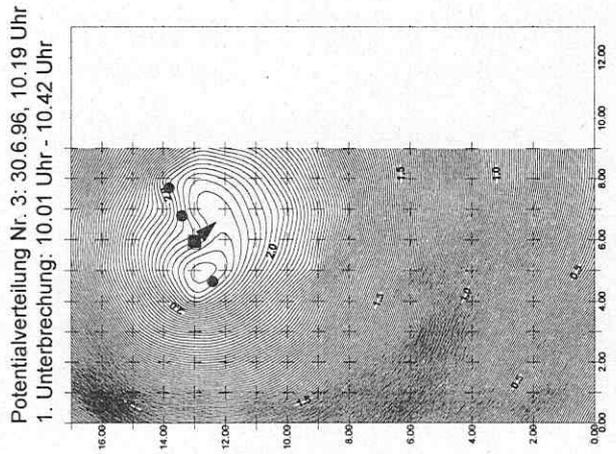
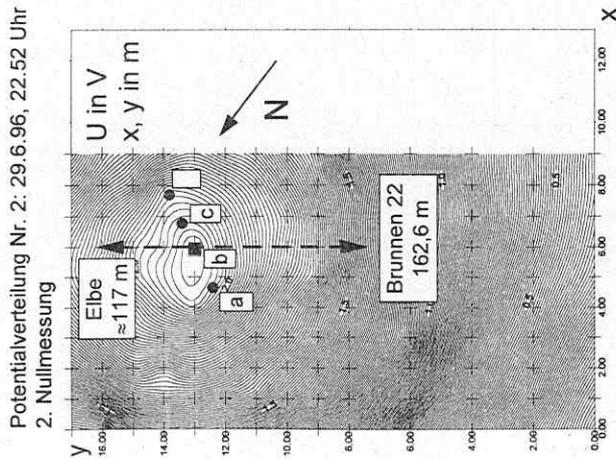
Feldmessung

In einem Wasserwagen wurden in $2,4 \text{ m}^3$ Wasser 375 kg Natriumchlorid gelöst. Unter kontinuierlicher Zugabe von Uferfiltrat aus der stromab liegenden Meßstelle 9/1 wurde die Salzlösung im Verhältnis 1 : 4,2 weiter verdünnt und innerhalb von 7 h und 55 min in die Meßstelle 5/1 eingeleitet. Die Infiltration wurde zu Meßzwecken dreimal unterbrochen, so daß die reine Infiltrationszeit 6 h und 2 min betrug. Insgesamt wurden $12,48 \text{ m}^3$ Salzlösung mit einer Konzentration von 30 g/l infiltriert. Die Salzlösung hatte eine elektrische Leitfähigkeit von 4 S/m und verursachte im Untergrund bei einer angenommenen Porosität von 0,25 eine niederohmige Anomalie mit einem Volumen von $49,92 \text{ m}^3$ und einem spezifischen elektrischen Widerstand von etwa $6 \Omega\text{m}$. Die Stromelektrode A wurde in die Meßstelle 5/1 und die Stromelektrode B in die 85 m entfernte Meßstelle 17/1 eingehangen. Als Stromquelle wurde ein handelsüblicher Stromerzeuger Honda EC 4000 P mit einer Leistung von 3,8 kVA eingesetzt. Zur Verbesserung des Meßsignals wurde die Ausgangsspannung von 220 V mit einem Transformator auf 475 V erhöht und die niederohmige Anomalie mit einem sinusförmigen Wechselstrom aufgeladen. An der Erdoberfläche wurde ein aus 140 Elektroden bestehendes Multielektrodenarray mit den Abmessungen 9 m x 17 m installiert. Die Elektrodenabstände betrugen 1 m und am Rand des Arrays 2 m. Die Potentialverteilung über der aufgeladenen niederohmigen Anomalie wurde mit Hilfe von Spannungsmessungen zwischen einer Referenzelektrode im Koordinatenursprung des Arrays und den verbleibenden 139 Elektroden des Multielektrodenarrays als Echt-Effektivwertmessung mit dem digitalen Multimeter FLUKE 45 der Firma Fluke Corporation bestimmt. Die Messung einer Potentialverteilung dauerte 23 min. Als Bezugspunkt der Potentialverteilungen wurde der Zeitpunkt der Messung zwischen der Referenzelektrode und der neben der Meßstelle 5/1 stehenden Elektrode mit den Koordinaten $x=6 \text{ m}$ und $y=13 \text{ m}$ verwendet. Vom 29.6.96 17.36 Uhr bis zum 2.7.96 8.33 Uhr wurden 14 Potentialverteilungen am Multielektrodenarray bestimmt. Von den 1946 Einzelmessungen mußten lediglich 13 Einzelmessungen verworfen werden. Ursache dafür war das manuelle Umstecken der Meßleitung zwischen jeder Einzelmessung, was an der Elektrode mit den Koordinaten $x=6 \text{ m}$ und $y=14 \text{ m}$ zu vier

Fehlmessungen und an der Elektrode mit den Koordinaten $x=7$ m und $y=8$ m zu zwei Fehlmessungen wegen nicht ausreichender Bodenkontakte der gelockerten Elektroden führte. Hinzu kamen sieben Fehler bei der manuell erfolgenden Auswahl der zu messenden Elektrode. Das von öffentlicher Energieversorgung und Bahnstrom verursachte elektrische Rauschen im Boden lag bei konstant 9,6 mV äquivalentem Gleichstrom. Da die Maxima der Potentialverteilungen am Multielektrodenarray zwischen 1399 mV und 2132 mV lagen, konnte eine Rauschkorrektur entfallen. Jede Potentialverteilung wurde unmittelbar nach Beendigung der zugehörigen Einzelmessungen mit dem Programm "SURFER" der Firma Golden Software Inc. graphisch dargestellt und die Lage des Maximums der Potentialverteilung bestimmt. Anhand der Ergebnisse dieser quasi-Online-Auswertung wurden die Abstände der Wiederholungsmessungen festgelegt und Form und Lage des Multielektrodenarrays durch Hinzufügen und Umbau ganzer Elektrodenreihen an die sich mit dem Grundwasser bewegende niederohmige Anomalie angepaßt.

Diskussion und Ergebnisse

Die Abb. 5.1-4 zeigt ausgewählte Potentialverteilungen am Multielektrodenarray. Bei der Potentialverteilung Nr. 2 handelt es sich um eine der beiden Nullmessungen vor dem Infiltrieren der Salzlösung. Die Äquipotentiallinien bilden deformierte Ellipsen um die Meßstelle 5/1, in die der Strom eingespeist wurde. Die Abweichungen der Form der Äquipotentiallinien von konzentrischen Kreisen werden durch Inhomogenitäten in der Verteilung des elektrischen Widerstandes im Untergrund hervorgerufen.



+ - Elektrode
 ■ - Infiltrationspunkt
 ● - Grundwassermeßstelle 5/1
 ● - Grundwassermeßstelle 5/3
 ● - Grundwassermeßstelle 5/5
 ↗ - Strömungsrichtung

Abb. 5.1-4: Potentialverteilung an einem Multielektrodenarray über einer aufgeladenen niederohmigen Anomalie, Meßprofil Torgau-Ost I

Die Potentialverteilungen Nr. 3, 4 und 5 wurden während der Infiltration der Salzlösung bestimmt. Während der Messungen mußte die Infiltration für 41 min, 35 min und 37 min unterbrochen werden. Die Potentialverteilungen geben Lage und Form der aufgeladenen niederohmigen Anomalie im Untergrund zum jeweiligen Meßzeitpunkt wider. Da die Meßstellen 5/11, 5/3 und 5/5 hydraulisch schlechter durchlässige Bereiche bilden, behinderten sie die allseitige Ausbreitung der infiltrierten Salzlösung. Die Potentialverteilungen spiegeln gut das Strömungsfeld im Niveau der Filterlage der Meßstelle 5/1 an der Meßstellengruppe 5 wider. Anhand der Potentialverteilungen ist zu sehen, daß sich durch die teilweise Umströmung der Meßstelle 5/11 und die Umströmung der Meßstellen 5/3 und 5/5 die Richtung der Strömung im Bereich der Filterlage der Meßstelle 5/1 ändert und nicht wie erwartet in Richtung des Brunnens 22 weist. Es kann als sicher gelten, daß sich gleichzeitig auch der Betrag der Strömungsgeschwindigkeit erhöht. Weiterhin ist anzunehmen, daß sich die Richtung der Grundwasserströmung in einiger Entfernung von der Meßstellengruppe wieder der allgemeinen Strömungsrichtung angleicht, d.h. zum Brunnen 22 weist. Mit diesem Versuch konnte das Strömungsregime im Bereich einer Meßstellengruppe anhand von Meßwerten sichtbar gemacht werden.

Das Maximum der Potentialverteilung befindet sich über dem Schwerpunkt der niederohmigen Anomalie. Aus dem zunehmenden Abstand zwischen der Meßstelle 5/1 und den Maxima in den Potentialverteilungen Nr. 3, 4 und 5 konnte die Strömungsgeschwindigkeit mit 7 m/d bis 10 m/d abgeschätzt werden (Tab. 5.1-1).

Tab. 5.1-1: Bestimmung der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit aus der Verschiebung des Maximums der Potentialverteilung über einer aufgeladenen niederohmigen Anomalie zwischen verschiedenen Meßzeitpunkten

Messung Nr.	Zeitpunkt	Entfernung des Maximums der Potentialverteilung von der Meßstelle 5/1 [m]	Verschiebung [m]	Zeit [min]	Strömungsgeschwindigkeit [m/d]
2	Nullmessung	≈ 0	-	-	-
3	1. Unterbrechung	1,12	1,12	168,8	9,6
4	2. Unterbrechung	1,51	0,39	79,3	7,1
5	3. Unterbrechung	2,20	0,69	107,0	9,3
6	13 min nach Ende der Infiltration	1,73	-0,47	132,7	-
7	2h 12 min nach Ende der Infil.	0,73	-1,00	119,0	-

Die Potentialverteilung Nr. 6 wurde 13 min nach dem Ende der Infiltration bestimmt. Der Abstand zwischen dem Maximum der Potentialverteilung und der Meßstelle 5/1 hat sich verringert (Tab. 5.1-1). Ursache war die hohe Strömungsgeschwindigkeit, die zu einer

langgestreckten niederohmigen Anomalie im Untergrund führte. In solchen Anomalien treten trotz großer Leitfähigkeitsunterschiede zur Umgebung Potentialabfälle auf. Das Äquipotentialmodell gilt nicht mehr. Dies bedeutet, daß sich das Maximum der Potentialverteilung nicht über dem Schwerpunkt der niederohmigen Anomalie befindet und für die Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit nicht herangezogen werden kann. MAZÁC (1980) hat untersucht, bei welchen geometrischen Abmessungen und elektrischen Widerstandskontrasten dieser Potentialabfall vernachlässigt werden kann. Die Potentialverteilungen Nr. 7, 11 und 13 zeigen, daß sich die Filterlage der Meßstelle 5/1 nicht mehr innerhalb der niederohmigen Anomalie befand. Bereits zwei Stunden nach dem Ende der Infiltration konnte diese nicht mehr aufgeladen werden, was ein zusätzlicher Nachweis für die hohe Strömungsgeschwindigkeit ist. Durch die hydrodynamische Dispersion des Salzes bildete sich in allen Richtungen ein kontinuierlicher Leitfähigkeitsübergang zwischen der niederohmigen Anomalie und der Umgebung. Das Salz diffundierte in den nichtdurchströmten Porenanteil, von wo es durch die Grundwasserströmung allmählich wieder ausgetragen wurde. Die hydraulisch schlechter durchlässigen Bereiche der Meßstellen 5/11, 5/3 und 5/5 speicherten möglicherweise einen Teil der Salzlösung und gaben ihn verzögert wieder ab. Deshalb bestand zwischen der Filterlage der Meßstelle 5/1 und der niederohmigen Anomalie noch einige Zeit nach dem Ende der Infiltration eine besser leitende Verbindung, deren Wirkung sich in einer Deformation der Potentialverteilung widerspiegelt. Der mit der Zeit nachlassende Leitfähigkeitsunterschied führte zur Annäherung des Maximums der Potentialverteilung an die Meßstelle 5/1. 27 h und 21 min nach dem Ende der Infiltration wurde die Potentialverteilung Nr. 13 bestimmt. Die Form der Äquipotentiallinien dieser Potentialverteilung stimmt mit der Form der Äquipotentiallinien der Potentialverteilung Nr. 2 (Nullmessung) überein.

Schlußfolgerungen

- (1) Der Strom eines handelsüblichen Stromerzeugers mit einer Frequenz von 50 Hz kann ohne Signalbearbeitung zur Aufladung einer niederohmigen Anomalie in das Grundwasser eingespeist werden.
- (2) Die hohe Leistung tragbarer Stromerzeuger bis 6 kVA ermöglicht große Meßsignale und große Teufen für die Infiltration der Salzlösung.
- (3) Die verwendete Feldmeßtechnik bestehend aus Stromerzeuger, RMS-Voltmeter, Elektroden, Kabel und Laptop ist preiswert und gut verfügbar.
- (4) Die benötigte Software ist eine Standardsoftware.
- (5) Die Versuchsauswertung erfolgt online. Eine Nachbearbeitung der Daten sowie eine kostenaufwendige Modellierung können entfallen.
- (6) Form und Lage des Multielektrodenarrays und die Zeitabstände der Wiederholungsmessungen können während des Versuches an die sich mit dem Grundwasser bewegende niederohmige Anomalie angepaßt werden
- (7) Das Strömungsfeld an einem Bohrloch oder einer Grundwassermeßstelle kann anhand von Meßwerten sichtbar gemacht werden.

Die Methode des geladenen Körpers kann nach der hier vorgestellten Meßmethodik effizient zur Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung eingesetzt werden.

5.2 Dreidimensionale Beobachtung von Strömungsprozessen mit hochauflösender geoelektrischer Computertomographie

C. Reißmann, F. Jacobs (Univ. Leipzig)

5.2.1 Einleitung

Die Aufgabe der geophysikalischen Verfahren liegt u.a. in der Entwicklung von Oberflächenmeßmethoden zur Überwachung eines Tracers ohne teure zusätzliche Bohrungen bzw. Meßmethoden, die mit den zur Verfügung stehenden wenigen Bohrungen auskommen. Bei der Verwendung von Salztracern bieten geoelektrische Methoden eine solche Möglichkeit. Die Tracerung von Salzlösungen (Natriumchlorid, Kaliumchlorid) verursacht eine gutleitfähige Anomalie im Aquifer, die mit geoelektrischen Messungen bei ausreichender Größe und Kontrast zum umgebenden Aquifer festgestellt werden kann.

Der Forschungsschwerpunkt des Projektes „Dreidimensionale Beobachtung von Strömungsprozessen im Grundwasserleiter mittels geoelektrischer Computertomographie“ lag in der Entwicklung eines dreidimensionalen Auswertalgorithmus für das geoelektrische Monitoring bei Markierungsversuchen zur genauen Bestimmung der Form der Salzwolke und deren Bewegung im Aquifer. Hierbei sollten auch aus umfangreichen Literaturrecherchen, Modellversuchen im Labor und numerischen Modellrechnungen Informationen einfließen. Die Aufgabenstellung beinhaltet die dreidimensionale tomografische Inversion der Daten und die Interpretation der Tomogramme hinsichtlich des Fließverhaltens von Salzwolken im Aquifer. Das Verfahren sollte am Meßprofil I in Torgau-Ost getestet werden.

5.2.2 Theoretische Grundlagen der Prozeßtomographie

Für die Inversion von zeitlich variierenden Messungen an einem konstanten Meßarray werden nicht wie sonst bei geoelektrischen Inversionsrechnungen üblich die gemessenen Potentialwerte (bzw. die scheinbaren spezifischen Widerstände) betrachtet. Um die zeitliche Veränderung im Untergrund zu verdeutlichen, kommt es nicht auf Absolutwerte eines Parameters an, sondern es interessieren die Veränderungen im Bezug zu einem Urzustand.

Das Verfahren der tomographischen Inversion geoelektrischer Daten von DANCKWARDT u.a. (1997) basiert auf der Grundlage der **Simultan Iterativen Rekonstruktions-Technik SIRT** zur Lösung der Gleichungssysteme in Form einer iterativen gewichteten Backprojektion. Die Verbesserung der Untergrundverteilung wird unter Verwendung eines homogenen Referenzmodells erreicht. Aus der gemessenen Potentialverteilung wird mit Hilfe von Sensitivitäten auf die Verteilung der wahren Widerstände im Untergrund geschlossen.

Im Unterschied dazu werden bei der Prozeßtomographie Quotienten der Meßwerte v_1 / v_0 zweier zeitlicher Zustände (t_1 und t_0) zu einer Untergrundverteilung der Quotienten der wahren Widerstände ρ_1 / ρ_0 invertiert. Die Quotienten der Meßwerte liegen hauptsächlich zwischen $[0, \dots, 2]$, ein Quotient von 1 bedeutet keine Veränderung zwischen den zeitlichen Zuständen, andernfalls hat eine Widerstandszunahme oder -abnahme stattgefunden. Bei Untersuchungen mit quasistationären Zuständen, das heißt nur kleinen Meßwerteänderungen, ist ein homogenes Referenzmodell für die Inversion mit einem Meßwertquotienten von 1 und einem Parameterquotienten von 1 naheliegend. Damit bietet sich eine Inversion auf der Basis der iterativen Backprojektion nach DANCKWARDT u.a. (1997) an.

Die allgemeinste Form der gewichteten Backprojektion wurde mit

$$\rho_j = \rho_j^{(0)} \frac{\sum_{i=1}^N S_{ij} v_i}{\sum_{i=1}^N |S_{ij}|} \quad (\text{Gl. 5.2.1})$$

von NOEL und XU (1991) in die Geoelektrik eingeführt. Hierbei sind $\rho_j^{(0)}$ und $v_i^{(0)}$ Parameter (Widerstände) und resultierende Meßwerte eines homogenen Referenzmodells. Die Wichtungsterme S_{ij} werden durch die entsprechende Sensitivität der Meßanordnung i bestimmt. Diese werden über die partiellen Ableitungen der Spannungswerte v_i nach den spezifischen Widerständen ρ_j bestimmt und sind die Elemente der Jacoby-Matrix. Ersetzt man nun die Meßwerte und die Parameter durch deren Quotienten, ergibt sich folgende Formel:

$$\frac{\rho_j(t_1)}{\rho_j(t_0)} = \frac{\sum_{i=1}^N S_{ij} \frac{v_i(t_1)}{v_i(t_0)}}{\sum_{i=1}^N |S_{ij}|} \quad (\text{Gl. 5.2.2})$$

Man beachte, daß unter den eingesetzten Vorbedingungen für das Referenzmodell die Meßwerte- und Parameterquotienten gleich 1 sind. Vergleicht man Formel (1) mit Formel (2), so wird offensichtlich, daß die Daten des Urzustandes $v_i(t_0)$ zur Zeit t_0 und dessen Widerstände $\rho_j(t_0)$ jetzt die Funktion des Referenzmodells übernommen haben. Alle Daten nach der Veränderung werden direkt auf der Basis der Nullmessung geeicht. Vorteil dabei ist, daß die Meßwerte des Referenzmodells nicht willkürlich theoretisch angenommen werden, sondern tatsächliche Meßdaten sind.

Der Vergleich der Ergebnisse mit Inversionsresultaten anderer, z.T. kommerzieller Auswertesoftware zeigt eine deutliche Qualitätsverbesserung in den prozeßtomographisch berechneten Tomogrammen. Anhand dieser Ergebnisse wird ersichtlich, daß die Prozeßtomographie eine Reihe von Vorteilen besitzt:

1. verbesserte Rekonstruktion der Störkörper mit hoher Auflösung
2. Verminderung von Oberflächeneinflüssen
3. geringe Randeffekte
4. geringere Rechenzeiten (keine zeitaufwendige Vorwärtsberechnung, nur einmalige Inversion).

Auf Grund dessen stellt das Verfahren der Prozeßinversion einen wesentlich stabileren Berechnungsalgorithmus dar. Es eignet sich sehr gut zum Nachweis zeitlicher Veränderungen in der Leitfähigkeitsverteilung im Untergrund, die mittels geoelektrischer Messungen überwacht werden sollen.

5.2.3 Laborversuche zur Überprüfung des Auflösungsvermögens

Zur Untersuchung gutleitfähiger Strukturen mit geoelektrischen Meßmethoden wurden verschiedene Experimente in einem Glasaquarium naturnah nachgestaltet. Der Vorteil dieser Analogmodellierung liegt in der relativ einfachen Nachbildung natürlicher Verhältnisse (z.B. wassergesättigte Aquifere und beliebige Störkörper) und der Ermittlung tatsächlicher Meßwerte mit Störungen und Apparaturrauschen (im Gegensatz zu den sehr „sauberen“ numerischen Modellierungen). Die starken Effekte der Modellränder innerhalb der sensitiven Bereiche der verwendeten Meßanordnungen

gen sind die Nachteile dieser Simulationen. Im Gegensatz zu den unendlich ausgedehnten, realen Meßgebieten bilden die Glaswände eine modellbedingte starke Einschränkung.

Die Modellversuche fanden in einem Glastank mit 80 cm Länge und 60 cm Breite statt. Zur Nachbildung eines wassergesättigten Aquifers wurde das Aquarium 35 cm hoch mit Feinsand und Leitungswasser befüllt. Das geoelektrische Meßarray bestand aus 50 auf zwei konzentrischen Kreisen angeordneten Messingelektroden. Die Kreisdurchmesser betragen 24 cm und 35 cm. Zur Einspeisung der Ströme und zur Registrierung der Potentialdifferenzen wurde die Einkanalapparatur Campus Geopulse verwendet. Die Kreistomographie verwendet Dipol-Dipol-Meßkonfigurationen, wobei zwei benachbarte Elektroden AB den Strom einspeisen und umlaufend an allen anderen Elektroden MN eine Spannung abgegriffen wird, die dem Widerstand des Untergrundes proportional ist. Dann wird das Stromelektrodenpaar um eine Position weiter gerückt und die Messungen wiederholt. Zu einer vollständigen Kreismessung, d.h. alle Elektroden dienen zweimal zur Stromeinspeisung (A und B), gehören 550 Potentialmessungen. Ein gesamter Datensatz enthält 1100 Daten. Die verwendeten Speisestromstärken lagen bei den wassergesättigten Sanden bei 5mA. Die Widerstände des wassergesättigten Sandes lagen zwischen 10 und 20 Ω m.

Die dreidimensionalen Störkörper wurden aus mit Kochsalz vermischem Modellier-ton hergestellt. Sowohl Form als auch Größe der Körper variierten. Der erste Störkörper war eine Kugel mit 5 cm Durchmesser. Danach wurden Modellkörper entwickelt, die einer sich ausbreitenden Kontaminationsfahne nachempfunden wurden. Die Form blieb konstant, nur die Volumen der Körper nahmen zu. Die Widerstände der Körper waren kleiner als 1 Ω m. Zur Inversion wurde der zu rekonstruierende Untergrundkörper in $36 \times 36 \times 15 = 19440$ Zellen eingeteilt. Jede Zelle hat ein Volumen von 1 cm^3 . Pro Datensatz wurden acht Iterationen gerechnet, wobei eine Iteration auf einem Pentium-PC mit 16 MB RAM ca. 15 min dauerte.

Für die Messung wurde die Salzkugel (\varnothing 5 cm) in das Sandmodell eingebaut. Die tatsächliche Lage des Kugelmittelpunktes lag bei $x = 6$ cm, $y = 21$ cm und $z = 5$ cm.

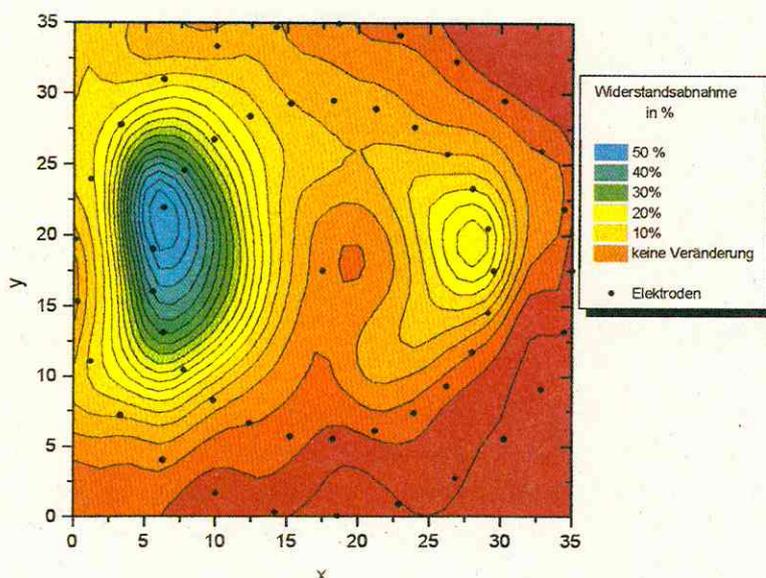


Abb. 5.2.-1: Prozeßtomographie an Labormessungen.

Im Ergebnis der prozeßtomografischen Inversion der Messung mit Tonkugel ist keine gutleitfähige Anomalie an dieser Stelle erkennbar. In Abbildung 5.2-1 ist eine Schnittdarstellung durch den rekonstruierten Untergrundkörper (Horizontalschnitt durch die x-y-Ebene) in der Tiefe $z = 4$ cm zu sehen. Zur Information wurde die tatsächliche Lage der Elektroden mit eingezeichnet.

In der Abbildung 5.2-1 ist das Ergebnis der Prozeßtomographie der gleichen Datensätze dargestellt. Es

werden zwei gutleitfähige Strukturen deutlich. Die Form und auch die Lage der Tonkugel werden bei dieser Inversion sehr deutlich rekonstruiert. Im Bereich des Störkörpers liegt die maximale Widerstandsabnahme bei ca. 55 %. Die Tiefenausdehnung der Kugel kann aus Vertikalschnitten abgeschätzt werden und stimmt mit den tatsächlichen Maßen gut überein. Der unterschiedliche Einfluß des Glasbodens auf die Messungen läßt sich bei der Inversion nicht eliminieren, aber deutlich vermindern. Durch die gemeinsame Betrachtung der beiden Datensätze wird der Effekt des Glasbodens in das Referenzmodell einbezogen und Veränderungen besser aufgelöst. Während sich stationäre Effekte mit Hilfe der Prozeßtomografie stark vermindern lassen, hat jede Art von Veränderung einen deutlichen Einfluß auf das Inversionsergebnis. Aufgrund variierender Ankopplungsbedingungen an den Elektroden können schwache, oberflächennahe Anomalien vorgetäuscht werden. Ein solcher Effekt ist die Ursache für die Widerstandsabnahme um ca. 20% im rechten Teil des Tomogramms.

Ein zusätzlicher Vorteil der Prozeßtomographie ist der Zeitgewinn, anstatt zweier Iterationsprozesse (bei der Differenzbildung der Einzelinversionen notwendig, dauert ca. 4 Stunden) muß nur noch eine Berechnung durchgeführt werden.

5.2.4 Ermittlung von Geschwindigkeit und Richtung des Grundwassers mittels geoelektrischer Überwachung von Tracerversuchen

Zur Erprobung der Anwendbarkeit des Verfahrens wurde ein Feldversuch am Meßprofil I am Standort Torgau-Ost durchgeführt. Eine konzentrierte Natriumchloridlösung wurde mit einem Bypass über einen Zeitraum von acht Stunden in das Grundwasserbeobachtungsrohr 5/1 eingebracht. Aus einem ca. 100 m entfernten Beobachtungsrohr wurde zusätzlich Grundwasser zugemischt. Das Mischungsverhältnis der beiden Wässer wurde auf 1:4,2 eingestellt. Die Konzentration der Tracerlösung betrug 30g/l. Diese Konzentration wurde gewählt, um gravitative Einflüsse infolge zu hoher Dichte der Lösung zu vermeiden und trotzdem einen ausreichenden Widerstandskontrast zu erreichen. Die Gesamtzugabemenge an Wasser belief sich auf 12480 Liter.

Die Leitfähigkeit der Sole lag im Bereich 4 S/m. Damit kann der Formationswiderstand der salzwassergesättigten Zone nach dem Archie-Gesetz abgeschätzt werden. Unter der Annahme, daß das unverdünnte Salzwasser den gesamten Porenraum ausfüllt, kann der Widerstand mit $6 \Omega\text{m}$ angesetzt werden. Aufgrund von Diffusion und Mischung mit nicht getracertem Grundwasser und der ungenauen Kenntnis von Porosität und Formationsfaktor wird der Widerstand sicherlich etwas größer sein.

Bei einer geschätzten Porosität für den Aquifer von 0.25 ergibt sich ein eingenommenes Gesamtvolumen der Salzwolke im Aquifer von 49.504 m^3 . Unter der Voraussetzung einer zylinderförmigen Gestalt ist der Radius der Salzwolke 4.33 m, bei einer Zylinderhöhe von 3.36 m.

Das Multielektrodenarray der Gleichstrommethoden bestand aus sechs parallel ausgelegten Elektrodenprofilen. Der Profilabstand betrug 2 m, an jedem Profil waren 25 Edelstahlelektroden angeschlossen. Der Abstand der Elektroden war ebenfalls 2 m. Das Meßarray hatte eine Größe von $10 \times 48 \text{ m}$, bestückt mit 150 Elektroden. Das Meßarray lag nicht senkrecht zur gedachten Linie zwischen Meßstelle 5/1 und dem zugehörigen Brunnen 22, sondern um 25° verdreht. Direkt im Zentrum des zweiten geoelektrischen Meßprofils (zwischen Elektrode 13 und 14) lag der Tracerpunkt 5/1. Die Messungen erfolgten profilweise. Es wurden Dipol-Dipol-Pseudosektionen (AB-MN) mit Dipollängen $a = 2 \text{ m}$ und Wennerpseudosektionen (A-MN-B) auf den Profi-

len vermessen. Die gesamten Dipol-Dipol- und die Wenneranordnungen an allen Profilen konnten mit Hilfe der mehrkanaligen Meßtechnik einmal pro Tag durchgemessen werden.

Die Datenbearbeitung der gewonnenen Profilmesswerte beinhaltet die Qualitätskontrolle mit Eliminierung eventueller Fehlmessungen, das Zusammenfügen der Einzelprofile zu einem 3D-Datensatz, die Quotientenbildung der Messung nach der Inversion mit den Nulldatensatz und die prozeßtomografische Inversionsrechnung.

Nach der Inversion lagen auswertbare Tomogramme der Messungen 2, 26, 48 und 72 Stunden nach der Injektion vor. Die Inversionsergebnisse der Quotienten zwischen Tracer- und Nullmessung zeigen deutliche Widerstandsabnahmen im Bereich der Tracerbohrung. In den Quotiententomogrammen der Tracermessungen untereinander sind die Anomalien deutlich schwächer. Allgemein ist weiterhin festzustellen, daß die Stärke der Anomalie über die Messung hinweg abnimmt.

Bereits zwei Stunden nach Beendigung der Tracerinjektion ist in den Schnittbildern durch den dreidimensionalen Meßkörper eine deutliche Anomalie infolge der Widerstandsabnahme um die Tracerlokation zu erkennen. Der Kern der Anomalie zeigt eine Abnahme in den spezifischen Widerständen um 20 %. Dieses Widerstandsminimum hat einen Durchmesser von ca. 5 m, wie es im voraus abgeschätzt wurde. In den Tomogrammen ist als obere Ausbreitungsgrenze der Salzwolke der Grundwasserspiegel bei 6.65 m ersichtlich. In der Messung 26 Stunden nach Tracerinjektion ist ein Absinken der Salzwolke um 1.5 m zu beobachten. Im Vertikalschnitt parallel zur Ausbreitungsrichtung wird die Vorwärtsbewegung sowie die Sinkbewegung deutlich. Aus dem Vergleich aller Messungen zwischen den einzelnen Meßtagen ergab sich eine durchschnittliche Fließgeschwindigkeit von 3.5 m pro Tag.

Während der Messungen strömt das Wasser nicht direkt auf den Brunnen 22 zu, sondern mit einer Abweichung von ca. 30° vom Meßprofil I in Richtung des Nachbarbrunnens 23. Trotz der relativ geringen Dichteunterschiede zwischen Salzlösung und Grundwasser von ca. 10 % ist eine signifikante vertikale Drift der Salzwolke zu beobachten. Diese Sinkbewegung überlagert die eigentliche Strömungsbewegung, so daß sich der Geschwindigkeitsvektor aus einer Vertikal- und einer Horizontalkomponente zusammensetzt.

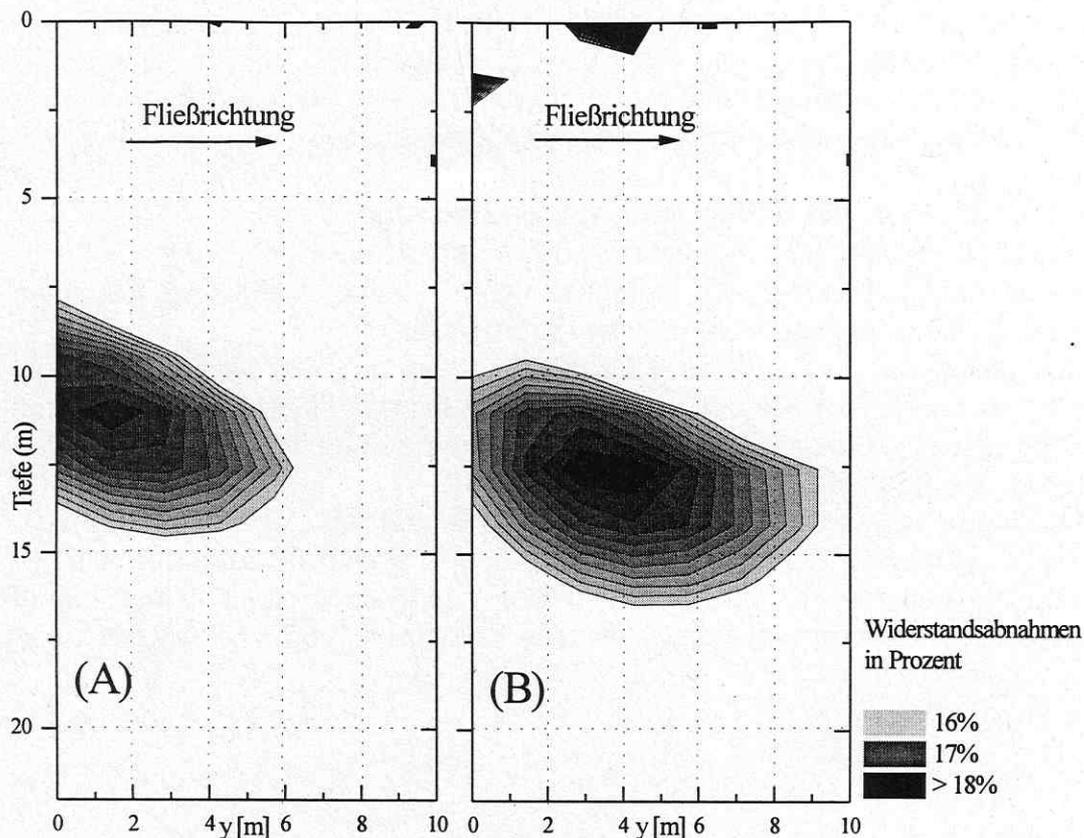


Abb. 5.2-2: Vergleich der Vertikaltomogramme der Messungen bei Beendigung der Injektion (A) und 26 Stunden nach Beendigung der Injektion (B). Der Kern der Anomalie bewegt sich in Strömungsrichtung und zeigt ebenso eine signifikante Drift.

5.2.5 Wertung der Ergebnisse

Die Ausbreitung leitfähiger Anomalien, wie z.B. die Bewegung einer Salztracerwolke im Aquifer kann mit Hilfe geoelektrischer Messungen zerstörungsfrei von der Erdoberfläche aus nachgewiesen werden. Die neue Qualität der entwickelten Technik besteht in der Möglichkeit zur Langzeitverfolgung einer Salzwolke, ohne daß ein Kontakt zwischen Bohrlochelektrode und Salzwolke vorausgesetzt werden muß. Die geoelektrische Widerstandstomographie ERT als bildgebendes Verfahren erlaubt die dreidimensionale Sichtbarmachung (Imaging) der Leitfähigkeitsanomalie. Aus den Messungen zu verschiedenen Zeiten kann dann der Ausbreitungsprozeß nachvollzogen und interpretiert werden.

Die Genauigkeit, die moderne hydrogeologische Bohrlochmeßmethoden zulassen, kann mit den bisherigen indirekten geophysikalischen Oberflächenverfahren nicht erreicht werden. Allerdings sind die hydrogeologischen Nachweismethoden immer an das Vorhandensein von Grundwassermeßstellen gebunden und gelten nur für einen lokal begrenzten Bereich. Mit der hier vorgestellten Methode ist die Möglichkeit gegeben, auch zwischen den Meßstellen dreidimensionale Informationen über die Tracerbewegung zu erhalten. Neben den Fließrichtungen und Fließgeschwindigkeiten der Wolke kann anhand der Form der Wolke auch auf eventuelle Inhomogenitäten

im Aquifer geschlossen werden. Mittels dieser Aussagen läßt sich die Interpretation eines Tracerexperiments wesentlich erleichtern.

Die Nutzbarkeit dieses Verfahrens sowie die Technologie zur Erzeugung der Tracerwolke, der Meßanordnung und der Auswertesoftware EL TOMO '98 wurde getestet und steht nunmehr geophysikalisch interessierten Anwendern zur Verfügung. Unter Nutzung einer herkömmlichen Geoelektrikapparatur (z.B. Campus Geopulse, Lippmann Light) und der vorgestellten Elektrodenanordnung kann über die Auswahl der relevanten Meßkonfigurationen ein Datensatz gewonnen und mit Hilfe der entwickelten Methode zeitsparend dreidimensional invertiert werden. Damit bietet sich das Verfahren dem Anwender als einfache, schnell anwendbare und hochauflösende Methode zur Erkundung im Grundwasserbereich an.

Leistungsfähigkeit und weitere Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens wurden im Rahmen anderer Prozeßstudien untersucht, beispielsweise bei der Effektkontrolle von Sprengverdichtungen an Abraumkippen und des Monitorings des Schadstoffausstrags von Deponien. (REISMANN, JACOBS ; 1997) .

Weiteres Interesse an der entwickelten Technik hat das Niedersächsische Landesamt für Bodenkunde - Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben NlfB-GGA bekundet. Die entwickelte Tracer- und Interpretationsmethode soll hier ebenfalls im Rahmen eines Markierungsversuches zur Erkundung von Lockergesteinsaquiferen zum Einsatz kommen.

5.3 Radon-222 als neuer Leitkenwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen

J. Dehnert (HTW), K. Freyer (UFZ), H. C. Treutler (UFZ), W. Nestler (HTW)

Einleitung

Der Schutz des Grundwassers zur Trinkwassergewinnung, die Überprüfung von Altlastenverdachtsflächen und die Untersuchung und Sanierung von Schadensfällen machen die Gewinnung einer ständig steigenden Anzahl von Grundwasserproben notwendig. Die richtige Abpumpzeit einer Grundwassermeßstelle ist für die Repräsentanz einer Grundwasserprobe maßgeblich. Wenn die Abpumpzeit zu kurz bemessen wird, enthält die Grundwasserprobe Anteile von Standwasser aus der Meßstelle. Bei einer zu langen Abpumpzeit können Grundwässer mit anderer Beschaffenheit aus anderen Horizonten herangezogen werden und sich beimischen. Gemäß einer im Rahmen dieses Forschungsvorhabens entstandenen Erfindung kann die natürliche Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers zur Unterscheidung von Grund- und Standwasser im Förderstrom einer Pumpe beim Abpumpen einer Grundwassermeßstelle eingesetzt werden (DEHNERT et al. 1996, 1997). Die natürliche Radonaktivitätskonzentration ist ein nützlicher, zusätzlicher Leitkenwert für die Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen bei der repräsentativen Grundwasserprobenahme.

Herkömmliche Bestimmung von Abpumpzeiten

Von einer repräsentativen Grundwasserprobe muß erwartet werden, daß sich in ihr die in-situ-Verhältnisse des Grundwasserleiters an einem konkreten Ort zu einer konkreten Zeit im Hinblick auf Konzentration und Stoffmuster der Grundwasserinhaltsstoffe sowie der physikalischen und biologischen Eigenschaften widerspiegeln. Über die Durchführung einer repräsentativen Grundwasserprobenahme bestehen in der Fachwelt unterschiedliche Auffassungen. Eine Sichtung der Regeln der Technik ergibt folgendes Bild: Ursprünglich sollte auf Empfehlung des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. bis zur Konstanz von Temperatur und elektrischer Leitfähigkeit abgepumpt werden (DvWK, 1981, DvWK, 1982). Der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfachs e.V. empfahl 1988, bis zur Konstanz von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur abzupumpen (DVGW, 1988). Die gleiche Vorschrift ist in der DIN 38402 verankert (DIN, 1986). Seit 1992 wird als „Orientierungsgröße“ für die repräsentative Probenahme nur noch die Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit empfohlen, die bekannten Faustregeln wie dem mehrfachen Austausch des Rohrinhaltes vorgezogen werden soll. Zusätzlich wurde die Beobachtung von Temperatur, pH-Wert und Trübung vorgeschlagen (DvWK, 1992). Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser empfahl 1993 die „annähernde“ Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit als Kriterium für eine repräsentative Probenahme bei gleichzeitigem mindestens dreifachen Austausch des Standwassers im Rohr der Meßstelle (LAWA, 1993). Der DvWK hat 1997 ein neues Merkblatt zur tiefenorientierten Probenahme aus Grundwassermeßstellen veröffentlicht (DvWK, 1997). Die dort neu gegebene Empfehlung für die Probenahme aus Grundwassermeßstellen basiert nicht mehr auf dem Standwasser als Bezugsvolumen, sondern auf dem Wasser im Filterrohr und in der

Filterschüttung und reduziert das bisher empfohlene Abpumpvolumen drastisch:
„Die GwProbennahme darf erst nach Erreichen folgender Bedingungen durchgeführt werden:

1. mehr als einmaliger Erneuerung des Volumens des Filterrohrs und der Filterschüttung (Empfehlung mindestens 1,5) und
2. bei Konstanz der Leitkennwerte über einen Zeitraum von 5 Minuten, d.h. einer Schwankungsbreite des Meßwertes z.B. von
 - LF.. \pm 0,5 %;
 - T.... \pm 0,1 K;
 - pH.. \pm 0,1;
 - O₂.. \pm 0,1 mg/l.

Bei Meßstellen, bei denen während des Abpumpvorganges die o.g. Bedingungen nicht erfüllt werden, ist ein meßstellenspezifisches Abbruchkriterium festzulegen.“

Einerseits trägt der DVWK mit diesem neuen Merkblatt der Erkenntnis Rechnung, daß übermäßige Abpumpzeiten vermieden werden müssen, andererseits ist das in diesem Kriterium neu genannte Mindestvolumen zu hinterfragen.

Langes Abpumpen

Ein zu langes Abpumpen einer Grundwassermeßstelle gefährdet die Repräsentanz einer Grundwasserprobe ebenso wie ein zu kurzes Abpumpen. Im folgenden Beispiel erreichten nach dem Abpumpen des Standwassers (Pumpeneinbau 1,8 m unter dem Grundwasserspiegel) sowohl die elektrische Leitfähigkeit als auch die Konzentrationen einzelner Ionen im Förderstrom der Pumpe einen Plateauwert. Nach 38 Minuten zeigten korrelierbare Schwankungen der Konzentrationen mehrerer Ionen die Beimischung eines Grundwassers mit anderer Beschaffenheit an. Die elektrische Leitfähigkeit reagierte auf die kurzzeitigen Schwankungen der Ionenkonzentrationen nicht, so daß anhand dieses Leitkennwertes das Eintreffen dieses Grundwassers an der Filterlage nicht erkannt werden konnte (Abb. 5.3-1).

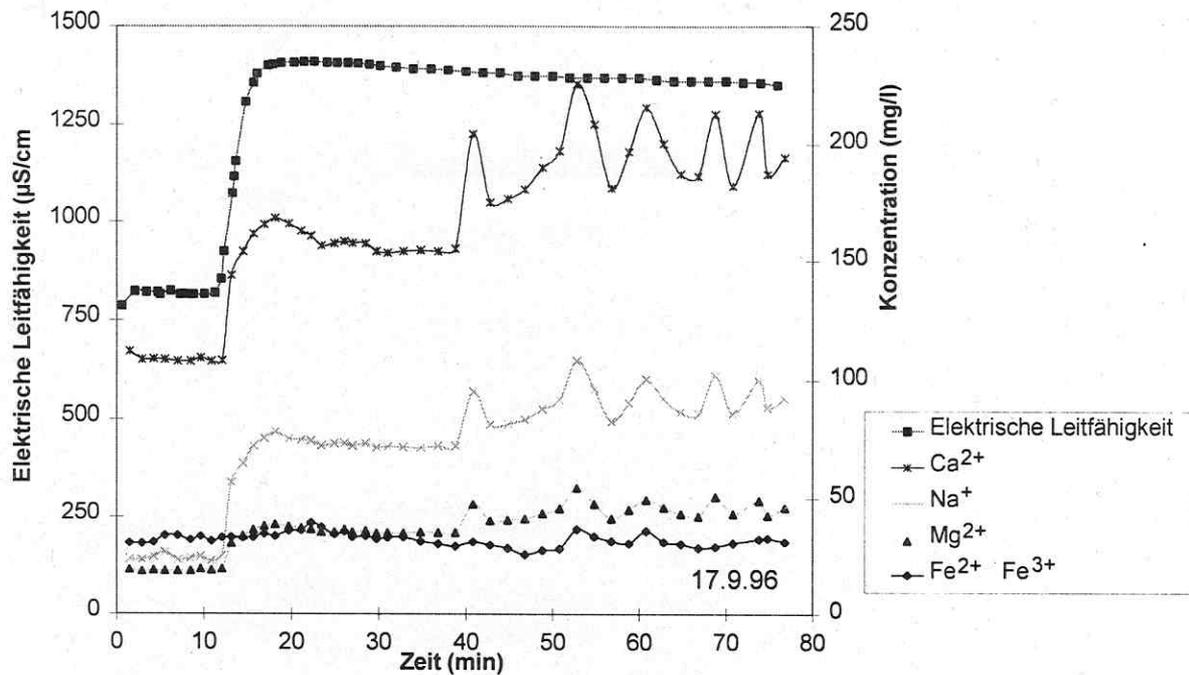


Abb.5.3-1: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit und der Konzentration ausgewählter Ionen im Förderstrom der Pumpe während des Abpumpens der Meßstelle 7/5, Torgau-Ost I, am 17.9.96, Pumpe 1,8 m unter dem Grundwasserspiegel (aus DEHNERT, 1998)

Theorie

Radon-222, im folgenden als Radon bezeichnet, ist ein radioaktives Edelgas. Es entsteht innerhalb der natürlichen Zerfallsreihe des Uran-238 durch Zerfall des Mutterisotops Radium-226 und tritt durch Rückstoßeffekte beim Alpha-Zerfall aus Fest- und Lockergesteinen aus oder gelangt durch Diffusion an der Kornoberfläche in die flüssige Phase. Die Radonemanation eines Mineralkorns ist abhängig von der Konzentration des Mutterisotops Radium-226, der Korngröße und der Form der Kornoberfläche. An einer Grundwassermeßstelle treten drei charakteristische Radonaktivitäten auf: Das Grundwasser verfügt über die durch die Emanation des Korngerüsts des Grundwasserleiters hervorgerufene Aktivität A_{GWL} .

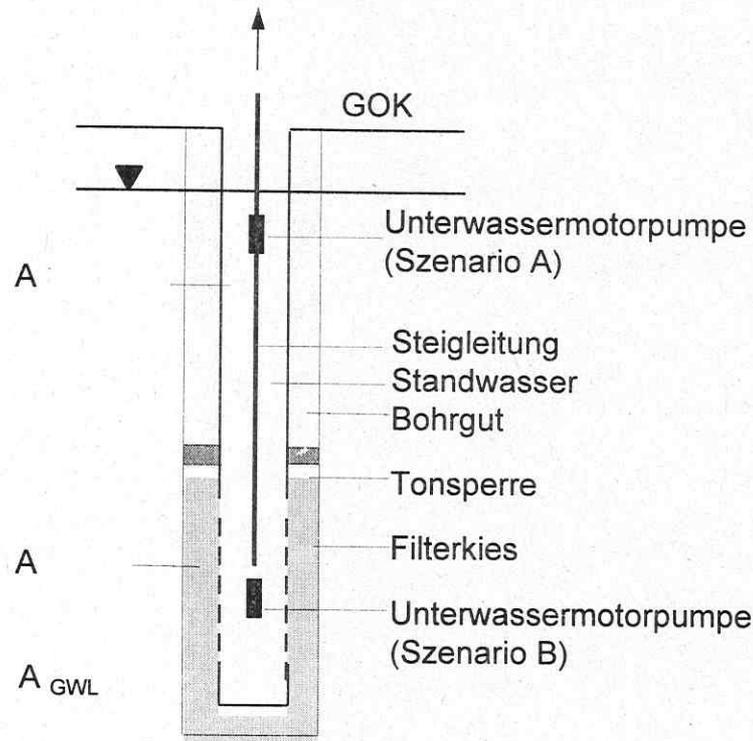


Abb. 5.3-2: Aufbau und charakteristische Radonaktivitäten an einer Grundwassermeßstelle (aus DEHNERT et al., 1997)

Die Aktivität A_{Filter} des Wassers im Porenraum des Filterkieses wird von der Emanation des eingebauten Filterkieses mitbestimmt. Die Aktivität im nicht verfilterten Standrohr der Grundwassermeßstelle $A_{\text{Standwasser}}$ geht gegen Null, weil im Standwasser kein Radon gebildet wird (Abb. 5.3-2). Wenn durch eine Probenahme Grundwasser mit der Aktivität A_{GWL} in das Standrohr gelangt, sinkt die Radonaktivität entsprechend der Gleichung für den radioaktiven Zerfall

$$A_t = A_e e^{-\lambda t}$$

A_t = Radonaktivität zum Zeitpunkt t
 A_e = Radonaktivität im Gleichgewicht
 λ = radioaktive Zerfallskonstante, $\lambda_{\text{Rn}} = 0,18 \text{ d}^{-1}$

in kurzer Zeit wieder auf einen Wert nahe Null ab. Schon 26 Tage nach einer Probenahme beträgt die Aktivität im Standwasser nur noch 1 % des Ausgangswertes. Radon ist aufgrund seiner Halbwertszeit und seiner permanenten natürlichen Anwesenheit im Grundwasser ein idealer Leitkennwert zur Bestimmung des Standwasseranteils im Förderstrom einer Pumpe. Die Konzentration des Radons im Wasser ist der gemessenen Aktivität proportional. Mißt man die Radonaktivitätskonzentration des abgepumpten Wassers, so beginnt diese bei nahe Null und nähert sich entsprechend dem Mischungsverhältnis von Grund- und Standwasser einem Plateauwert. Anhand einer solchen Kurve kann unter Hinzuziehung des Verlaufes der bisher verwendeten Leitkennwerte

elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur sowie eines sinnvollen Volumenkriteriums der Zeitpunkt für die repräsentative Grundwasserprobenahme objektiv und reproduzierbar bestimmt werden.

Meßmethodik

Zur Messung der Radonaktivitätskonzentration wurde ausgehend von einer von HORIUCHI und MURAKAMI (1981) beschriebenen Methode auf der Basis der Flüssigszintillationsspektrometrie eine spezielle Meßmethodik erarbeitet (FREYER et al., 1997). Diese beinhaltet eine detaillierte Vorschrift für die Probenahme, den Transport der Probe und die Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration im Labor. Der Zählfehler betrug $< \pm 5 \%$ für Zählraten zwischen 40 und 8000 cpm. Der Gesamtfehler des Verfahrens wird auf $< \pm 10 \%$ geschätzt. Die Kalibrierung erfolgte mit einer wässrigen Ra-226-Standardlösung der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt Braunschweig. Der Kalibrierfaktor ergab sich zu $(8,3 \pm 0,6) 10^{-3}$ Bq/cpm.

Feldversuche

Es wurden zahlreiche Feldversuche durchgeführt, von denen hier zwei ausgewählte Beispiele diskutiert werden. Bei Versuch 1 wurde die Pumpe 1 m unter der Grundwasseroberfläche in eine Grundwassermeßstelle mit einer stehenden Wassersäule bis zur Filteroberkante von 37,90 m eingebaut. Bei einer konstanten Förderleistung der Pumpe von $1,75 \text{ m}^3/\text{h}$ wurden im Abstand von drei Minuten Proben zur Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration genommen. Die Kennwerte elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert wurden im Abstand von 1 min aufgezeichnet. Der Versuch dauerte 117 min (Abb. 5.3-3).

Der Versuch 2 wurde unter ähnlichen Bedingungen an einer anderen Grundwassermeßstelle durchgeführt, wobei elf Tage zuvor bereits eine Probenahme erfolgt war (Abb. 5.3-4).

Ergebnisse

Bei beiden Versuchen mußte vor der repräsentativen Probenahme das gesamte Standwasser in der Grundwassermeßstelle ausgetauscht werden. Bei Versuch 1 begann die Radonaktivitätskonzentration erwartungsgemäß bei nahe Null ($0,2 \text{ Bq/l}$) und stieg bis zu einem Plateauwert von $(42,6 \pm 1,0) \text{ Bq/l}$ ($n=23$) an. Der Verlauf dieser Kurve ist ein Maß für das Verhältnis von Standwasser zu Grundwasser im Förderstrom der Pumpe. Standwasserfreie Grundwasserproben konnten nach 20 min bei einem Abpumpvolumen von $0,58 \text{ m}^3$ entnommen werden. Das Standwasser in der Meßstelle war zu diesem Zeitpunkt 1,5 mal ausgetauscht worden. Die elektrische Leitfähigkeit stieg in zwei Schritten von $450 \text{ } \mu\text{S/cm}$ auf einen ersten Plateauwert von $(628 \pm 1) \text{ } \mu\text{S/cm}$ ($n=6$) und weiter auf den endgültigen Plateauwert von $(651 \pm 1) \text{ } \mu\text{S/cm}$ ($n=42$) an. Der Hauptanstieg der elektrischen Leitfähigkeit begann unmittelbar nach Beginn des Abpumpens der Grundwassermeßstelle und lag deutlich vor dem Anstieg der Radonaktivitätskonzentration. Bei alleiniger Verwendung der elektrischen Leitfähigkeit

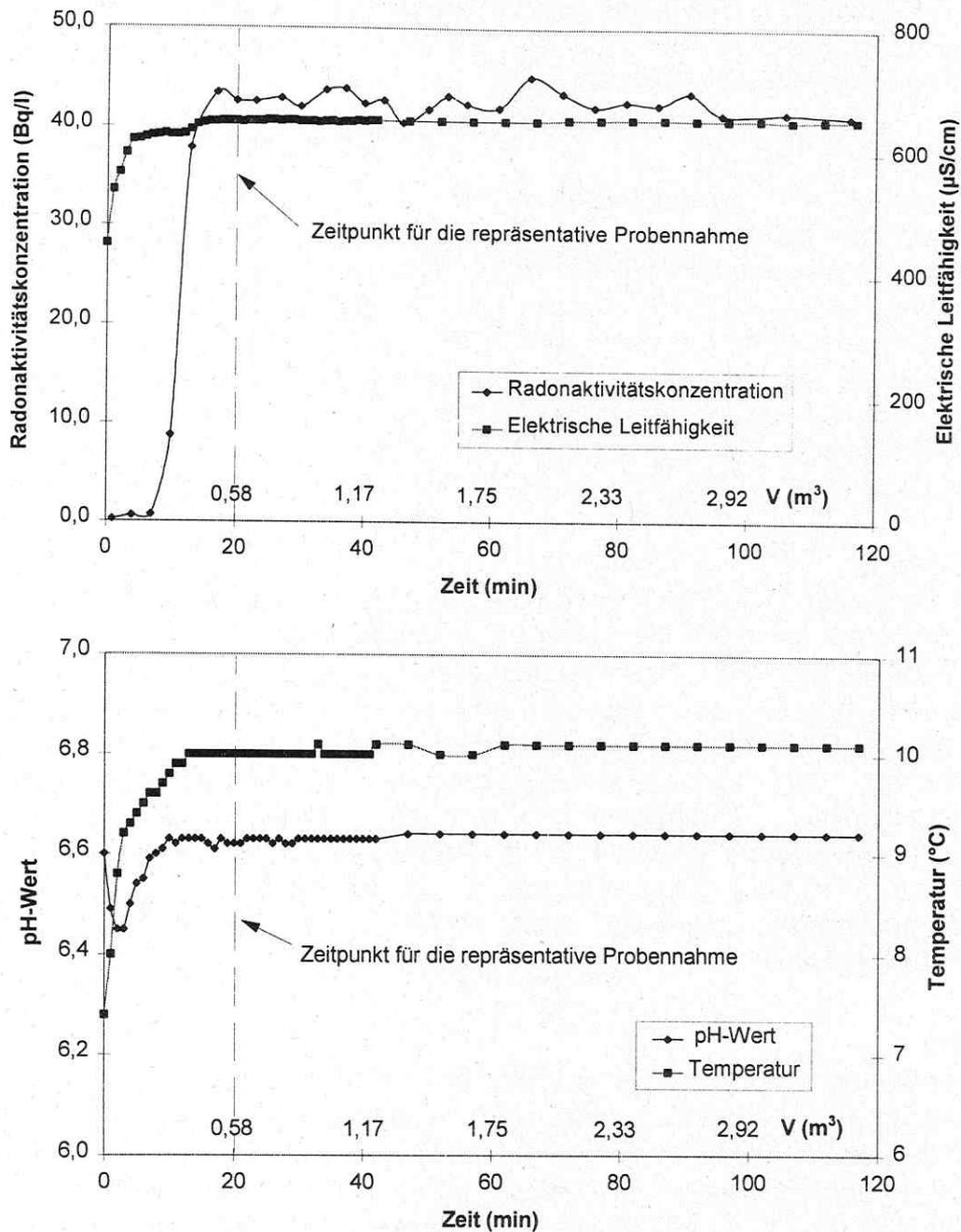


Abb. 5.3-3: Verlauf von Radonaktivitätskonzentration und elektrischer Leitfähigkeit (oben) sowie pH-Wert und Temperatur (unten) im Förderstrom der Pumpe während des Abpumpens der Meßstelle 10/5, Torgau-Ost II, Pumpe 1 m unter dem Grundwasserspiegel (aus DEHNERT et al., 1997, geändert)

zur Beurteilung eines Abpumpversuches kann ein solches Zwischenplateau falsch interpretiert werden. Die Plateaus von pH-Wert und Temperatur stellten sich gemeinsam mit dem ersten Plateau der elektrischen Leitfähigkeit ein, so daß diese Kennwerte keinen Beitrag zur Bestimmung des Zeitpunktes für die repräsentative Probenahme leisten konnten. Da der Anfang des Plateaus der Radonaktivitätskonzentration mit dem

Erreichen des zweiten Plateaus der elektrischen Leitfähigkeit zusammenfiel, konnte der Zeitpunkt für die repräsentative Probenahme eindeutig festgelegt werden. Eine repräsentative Grundwasserprobenahme sollte unter den genannten Versuchsbedingungen nach einer Abpumpzeit von 20 min bei einem Abpumpvolumen von $0,58 \text{ m}^3$ erfolgen.

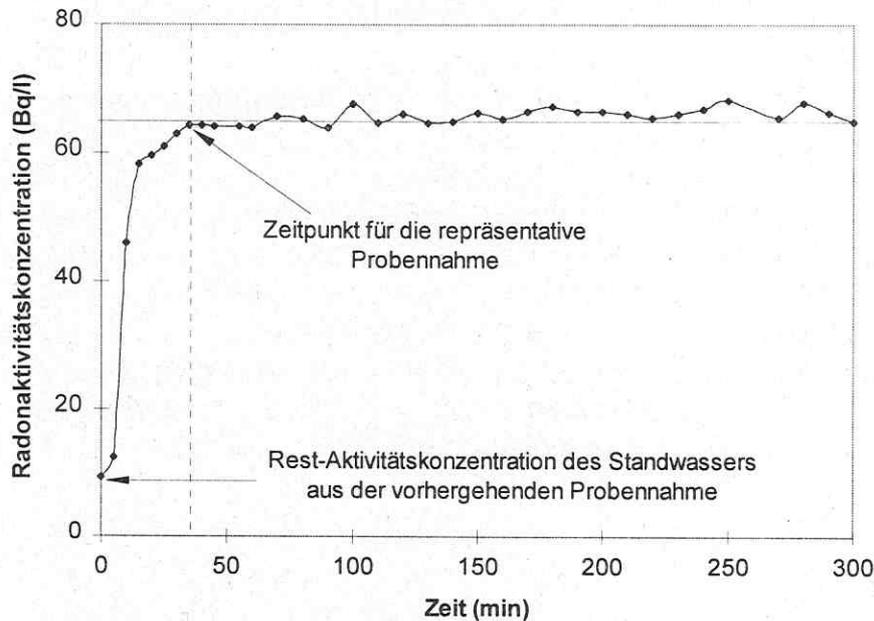


Abb.5.3-4: Verlauf der Radonaktivitätskonzentration im Förderstrom der Pumpe während des Abpumpens der Meßstelle 4/5, Torgau-Ost II, die elf Tage zuvor schon einmal abgepumpt wurde (aus DEHNERT et al., 1997, geändert)

Die gute Reproduzierbarkeit des Leitkennwertes Radonaktivitätskonzentration kommt auch darin zum Ausdruck, daß dieser Kennwert innerhalb weniger Tage an derselben Meßstelle bei weiteren Probenahmen erneut zur Bestimmung der optimalen Abpumpzeit eingesetzt werden kann. Da die Radonaktivitätskonzentration entsprechend dem radioaktiven Zerfallsgesetz an allen Punkten im Standrohr der Grundwassermeßstelle nach einer Probenahme beschaffenheitsunabhängig abnimmt, ergibt sich ein ähnlicher Kurvenverlauf mit zeitgleichem Anstieg und gleichem Plateauwert.

Bei Versuch 2 wurde ein Abpumpversuch an einer Meßstelle durchgeführt, an der elf Tage zuvor bereits eine Probenahme erfolgt war. Die Anfangsaktivitätskonzentration lag nicht bei Null, sondern bei $9,4 \text{ Bq/l}$ (Abb. 5.3-4). Trotzdem konnte das Plateau der Radonaktivitätskonzentration mit $(65,7 \pm 1,2) \text{ Bq/l}$ ($n=28$) und daraus der Zeitpunkt für die repräsentative Probenahme sicher bestimmt werden. Es war sogar möglich, den Zeitpunkt der vorangegangenen Probenahme mit Hilfe des radioaktiven Zerfallsgesetzes zu überprüfen.

Der neue Leitkennwert „Radonaktivitätskonzentration“ ist streng reproduzierbar, beschaffenheitsunabhängig und nach wenigen Tagen erneut einsetzbar.

Neue Durchflußmeßzelle

Für das im Rahmen dieses Forschungsvorhabens entwickelte Verfahren zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration wurde dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH ein Patent erteilt (DEHNERT et al., 1997). Auf diesem Schutzrecht aufbauend soll im Rahmen eines neuen Forschungsvorhabens ein marktfähiges Produkt entwickelt werden: Vorgesehen ist die Konstruktion und Erprobung einer neuen mikroprozessorgesteuerten Durchflußmeßzelle, die neben der Radonaktivitätskonzentration den Durchfluß und die üblichen Leitkenwerte elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert mißt. Mit dieser neuen Durchflußmeßzelle und der zugehörigen Software soll aus dem Verlauf der natürlichen Radonaktivitätskonzentration und dem Verlauf der herkömmlichen Leitkenwerte elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert unter Berücksichtigung eines Volumenkriteriums die optimale Abpumpzeit von Grundwassermeßstellen sicher und reproduzierbar bestimmt werden. Mit einer solchen Durchflußmeßzelle kann die Probenahme aus Grundwassermeßstellen objektiviert, die Repräsentanz der Grundwasserproben erhöht und die Abpumpzeiten gesenkt werden, was die Kosten der Probenahme reduziert.

5.4 Weiterentwicklung hydrochemischer Untersuchungsverfahren

P. Neitzel (TUD)

5.4.1 Aromatische Sulfonsäuren

Durch die Entwicklung und Einführung verbesserter Styren-Divinylbenzen-Copolymerphasen in die Laborpraxis wie z. B. SDB-1 der Firma Mallinckrodt-Baker B.V. im Jahre 1994 konnten für die Ionenpaarextraktion weitere Verbesserungen hinsichtlich Wiederfindungsraten und Reproduzierbarkeit, Adsorptionskapazität, Einsatzbereich hinsichtlich pH-Wert der Probenlösung des Wassers sowie der Wiederverwendungsfähigkeit der Festphasenkartuschen für **Arylsulfonate** erreicht werden.

Ergebnisse der Testung des Einsatzes von SDB-1-Kartuschen bei der Ionenpaarextraktion von Benzen- und Naphthalensulfonaten wurden erstmals von NEITZEL UND NESTLER (1995) auf einer Fachtagung vorgestellt und im Folgejahr in einem internationalen Handbuch publiziert (NEITZEL UND NESTLER, 1996).

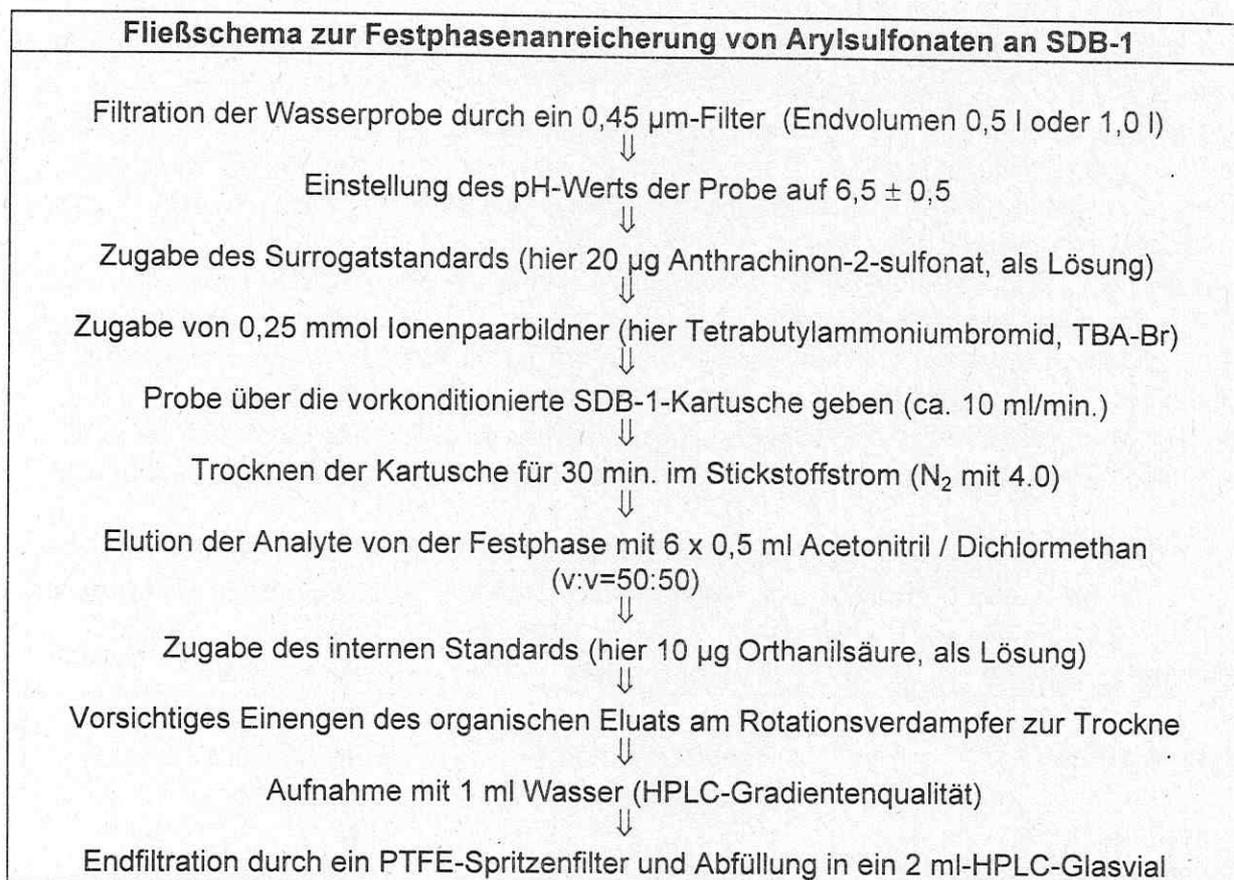
Einen Kenngrößenvergleich zwischen dem polymeren Anreicherungsmaterial SDB-1 und dem althergebrachten Umkehrphasenmaterial RP-C₁₈ zeigt die Tabelle 5.4.1-1:

Tab. 5.4.1-1: Vergleich der Adsorptionsmaterialien SDB-1 und RP-C₁₈ für den Einsatz zur Anreicherung organischer Analyte aus aquatischen Matrices (gemäß Herstellerinformation der J. T. Baker B. V., Groß-Gerau, 1995)

Materialkenngröße	Umkehrphase	Polymerphase
Materialaufbau	Octadecyl-modifiziertes Silicagel	Styren-Divinylbenzen-Copolymer
Kurzbezeichnung	RP-C ₁₈	SDB-1
Standardkonfektionierung	1g / 6 ml-Kartuschen	0,2 g / 3 ml-Kartuschen
Kartuschenmantel aus	Polypropylen oder Glas	Polypropylen oder Glas
Fritten aus	Polyethylen oder PTFE	Polyethylen oder PTFE
Artikel-Nr. Fa. BAKER	7020 - 07	7519 - 02
Korngröße	15 - 30 µm	60 - 160 µm
Porenweite	300 Å	nicht genannt
aktive Oberfläche	ca. 120 m ² /g	ca. 1200 m ² /g
organische Belegung	11% (als lin. C ₁₈)	voll organisches Produkt
Form	SPH	irregulär
Stabilitätsbereich pH-Wert	2,5 - 8,0	1,0 - 13,0
Materialeinsatz für vergleichbare WFR organischer Stoffe aus wäßrigen Proben	2 g	0,2 g
Beladungsgrenze für Organika	etwa 5 Masse-% der Adsorbermenge	etwa 10 Masse-% der Adsorbermenge

Vor dem Einsatz der konfektioniert angebotenen und mit dem Copolymermaterial gefüllten SDB-1-Kartuschen sollten die vom Hersteller angegebenen Hinweise zur Vorreinigung der Materialien unbedingt beachtet werden (J.T. BAKER B.V., 1995), um Störungen durch Fremdsignale zu vermeiden. Bei der Anwendung der Ionenpaarextraktion als Anreicherungsverfahren ist als letzter Konditionierungsschritt für die SDB-Kartuschen das Spülen mit 10 ml einer TBA-Br-Lösung (0,1 mmol) notwendig.

Für das im folgenden Fließschema benutzte Anreicherungsmaterial kamen Polyethylenkartuschen vom Typ BAKERBOND spe SDB-1 (0,2 g / 3 ml) zum Einsatz.



Der so aufbereitete Extrakt ist bei Dunkelheit im Normalkühlschrank etwa einen Monat lagerstabil. Die detaillierten Trenn- und Detektionsbedingungen für die Ionenpaar-HPLC wurden von NEITZEL UND NESTLER (1996) ebenfalls in der bereits zitierten Applikationsschrift genannt. Daten zur Optimierung des Elutionsschritts der Analyte vom Austausch SDB-1 sind in der Tabelle 5.4.1-2 ausführlich genannt.

Massive Störungen der HPLC-Basislinie durch andere organische Wasserinhaltsstoffe mit sauren Eigenschaften, die ebenfalls Ionenpaare zu bilden vermögen wie beispielsweise Huminsäure- oder Ligninsulfonsäureabkömmlinge, können je nach Standortbedingungen der Probenahme und konkreter Wassermatrix zu einem sehr ernstesten Problem für die Analytik werden. Triviale Flüssig-Flüssig- oder auch kombinierte Festphasen-Clean-up-Verfahren führen hier nicht zum Erfolg, da diese Methoden nicht geeignet sind, saure Analyte von anderen sauren Wasserinhaltsstoffen wie Humin- und Ligninsulfonsäuren quantitativ abzutrennen.

Somit sind die Gelpermeationschromatographie, Größenausschlusschromatographie und die Ultrafiltration die Clean-up-Methoden der Wahl, um die ionengepaarten Analyte (aromatischen Sulfonsäuren) von höher molekularen Wasserinhaltsstoffen abzutrennen. Dabei bietet die Ultrafiltration den Vorteil, daß der Clean-up-Schritt sowohl mit den Ausgangswasserproben (Einsatz von Flachmembranen mit kleinster Ausschlußgröße von ≤ 1000 g/mol) als auch an den Probenextrakten (Membrankartuschen mit kleinster Ausschlußgröße von ≤ 500 g/mol) durchgeführt werden kann. Die Entwicklung der Methode selbst ist von LUDWIG u. a. 1997^(a)

beschrieben worden, deren Anwendung von NEITZEL u. a. 1996 sowie von LUDWIG u. a. 1997^(b).

Tab. 5.4.1-2: Optimierung des Elutionsschritts bei der Ionenpaarextraktion für Sulfonate an SDB-1 durch Ermittlung der Wiederfindungsraten (WFR)

Probenmenge / Wasservolumen (in l)	Elutionsmittel / Gemisch	Zusammen- setzung (v:v in %)	Testverbindungen Substanz-Nr., WFR (%)		
			14	03	09
0,5	CH ₃ -OH	100	104	103	98
1,0	CH ₃ -OH	100	97	77	95
0,5	CH ₃ -CN / CH ₂ Cl ₂	75 : 25	104	106	95
0,5	CH₃-CN / CH₂Cl₂	50 : 50	101	103	97
0,5	CH ₃ -CN / CH ₂ Cl ₂	25 : 75	102	104	93
1,0	CH₃-CN / CH₂Cl₂	50 : 50	99	101	95
0,5	CH ₃ -CN / CH ₃ -CO-CH ₃	75 : 25	94	94	85
0,5	CH ₃ -CN / CH ₃ -CO-CH ₃	50 : 50	98	102	89
0,5	CH ₃ -CN / CH ₃ -CO-CH ₃	25 : 75	87	91	79
1,0	CH ₃ -CN / CH ₃ -CO-CH ₃	50 : 50	100	93	84
0,5	CH ₂ Cl ₂ / CH ₃ -CO-CH ₃	70 : 30	105	103	92
0,5	CH ₂ Cl ₂ / CH ₃ -CO-CH ₃	60 : 40	96	100	86
0,5	CH ₂ Cl ₂ / CH ₃ -CO-CH ₃	50 : 50	94	97	83
0,5	CH ₂ Cl ₂ / CH ₃ -CO-CH ₃	30 : 70	94	106	87
1,0	CH ₂ Cl ₂ / CH ₃ -CO-CH ₃	50 : 50	96	76	85

Legende:

Die Aufbereitung erfolgte nach dem angegebenen Fließschema. Als Modellwasser wurde sulfonatfreies Grundwasser (Meßstelle I - 7/3 von Torgau-Ost) eingesetzt. Dieses wurde vorfiltriert und mit 10 µg an Naphthalen-2,6-disulfonat (Nr. 14), 1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat (Nr. 03) und Naphthalen-2-sulfonat (Nr. 09) gespickt. Die Wiederfindungsraten wurden bestimmt.

Die im Fettdruck angegebenen Varianten wurden für die Realproben (0,5 l bzw. 1 l) angewendet.

Wie die Ergebnisse verdeutlichen, führt der Einsatz von Aceton zum Absinken der Wiederfindungsraten. Methanol allein ermöglicht zwar gute Wiederfindungsraten, macht aber sehr oft einen zusätzlichen Clean-up-Schritt notwendig, da zahlreiche co-eluierende Substanzen unerwünschte und teilweise auch massive Störungen bei der HPLC nach sich ziehen. Der Einsatz von Acetonitril-Dichlormethan-Gemischen (v:v = 50:50) erwies sich als optimal, wobei mit dem Anteil an Dichlormethan die Coelution polarerer Stoffe als die TBA-Arylsulfonat-Ionenpaare gesteuert bzw. unterdrückt werden kann.

Die Wiederfindungsraten der anderen elberelevanten Naphthylsulfonate können der Arbeit von NEITZEL u. a. (1998) entnommen werden, ebenso deren Nachweis- und Bestimmungsgrenzen sowie die statistischen Daten der Methodenkali- brierung.

5.4.2 Halogencarbonsäuren

Einführung

Zur Abklärung der Relevanz aliphatischer Halogencarbonsäuren in der Oberelbe wurde in der Fachliteratur recherchiert und 1995/96 eine spezifizierte Auftragsanalytik für einige Proben an Flußwasser der Oberelbe vergeben. Wie die Recherchen zeigten, wurden speziell die **Chloressigsäuren** Anfang der neunziger Jahre in der Oberelbe in Konzentrationen bis zu 50 µg/l gefunden, die maßgeblich auf industrielle Einleitungen und den Einsatz von PBSM in der Landwirtschaft, deren Abbauprodukte genannte Stoffe enthalten, zurückgehen. Auftragsbeprobungen im obengenannten Zeitraum mit einer konventionellen Methode (Aufkonzentrierung mittels Flüssig-Flüssig-Extraktion, Derivatisierung mit Diazomethan zu den entsprechenden Methylestern, GC/ECD-Messung) ergaben für Trichloressigsäure Werte bis 2,7 µg/l, wobei Konzentrationen unterhalb der methodischen Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l keine Seltenheit waren. Über aliphatische Bromcarbonsäuren wurde nichts berichtet.

Zur Bestimmung von niedermolekularen Halogencarbonsäuren wie **Chloressigsäuren** in der aquatischen Umwelt stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Dazu zählen die Flüssig-Flüssig-Extraktion bei pH-Werten ≤ 1 , um z. B. die Chloressigsäuren in ihrer Säureform aufzukonzentrieren, zu derivatisieren (in der Regel in ihre Methylester) und dann anschließend mittels GC-ECD-Technik zu quantifizieren (HODGESON, 1990; PETERS u. a., 1990; KRISTIANSEN u. a., 1996).

War die Festphasenextraktion an modifizierten Silica-Phasen auf Grund mangelnder pH-Stabilität ab Werten $< 2,5$ nicht realisierbar, so konnte nach der kommerziellen Bereitstellung von pH-stabilen, reinen Copolymerphasen wie SDB-1 auch diese Aufkonzentrationsmethode in die Praxis eingeführt werden (KOWALIK und EINAX, 1996).

Über die nichtklassischen Analysenverfahren ist in den neunziger Jahren ebenfalls mehrfach berichtet worden. Dazu zählt die Methode der thermischen Decarboxylierung, z. B. von Trichloressigsäure zu Chloroform, bei Temperaturen zwischen 338 K und 363 K (SCHMIDT u. a., 1993; FILLIBECK u. a., 1995). Allerdings muß dabei davon ausgegangen werden, daß die Decarboxylierung vollständig und nur in Richtung der gewünschten Reaktionsprodukte verläuft. Obwohl die Wiederfindungsraten gemäß FILLIBECK u. a. zwischen 92% und 100% lagen, mußten die Autoren noch erhebliche Fehlerquellen einräumen. Für die Beurteilung der statistischen Sicherheit der Methode sind die veröffentlichten Daten nicht ausreichend. Zur Absicherung des Verfahrens sind wohl noch weitere Untersuchungen notwendig.

Eine gänzlich andere, nicht-klassische Methode stellt das von NEU u. a. entwickelte und 1991 publizierte Verfahren der in-situ-Derivatisierung von methylierungsfähigen, niedermolekularen, organischen Verbindungen mittels Dimethylsulfat direkt in der wäßrigen Probe dar. Dabei wird die im Gegensatz zu den Ausgangsanalyten geringe Wasserlöslichkeit ihrer Methyl- / Dimethylester bzw. Ether (Derivatisierungsprodukte) sowie deren leichtere Verdampfbarkeit (niedrige Siedepunkte ≤ 440 K) ausgenutzt. So beträgt z. B. die Siedepunktsdifferenz beim Reaktionspaar Butandiol-1,4 ($K_p = 503$ K) und Dimethoxybutan-1,4 ($K_p = 406$ K) immerhin 97 K.

Bei Einsatz der Headspace-Technik, on-line gekoppelt mit einem GC, kann das resultierende und in der Regel für eine Dampfphaseanalytik sehr günstige Verteilungsverhältnis zwischen Dampf- und Wasserphase bei den

Methylierungsprodukten zur Realisierung einer schnellen Analytik ohne Aufkonzentrierungsschritte dienen. So ist das Verfahren für die Substanzklassen der Diöle, Phenole und unsubstituierten Carbonsäuren ausführlich beschrieben. Zur Beschleunigung der Reaktion, d. h. zur Katalyse der Methylierungsreaktion, wurden saure (HCl) oder basische (K_2CO_3 , NaOH, KOH) Stoffe, aber auch Neutralsubstanzen wie Kronenether zugesetzt. So konnte beispielsweise Pentachlorphenol in Form seines Methylethers noch bis zu 50 ng/l in wäßrigen Proben mittels Headspace-GC-ECD-Kopplung direkt quantifiziert werden.

Da sich die Methode durch ihre Einfachheit in der Durchführung auszeichnet und einen hohen Probendurchsatz ohne manuell intensive Zwischenschritte möglich erscheinen läßt, wurde sie für die Analytik von Halogenessigsäuren in Wasserproben getestet, zumal zur Eignung der Methode für diese Substanzklasse von NEU u. a. nichts mitgeteilt worden ist.

Bei der Anwendung der Methode zur Bestimmung genannter Halogenessigsäuren zeigte es sich sehr deutlich, daß sowohl die Ausbeuten an methylierten Analyten und damit die Bestimmungsgrenzen für die Substanzen als auch die Reproduzierbarkeit insgesamt sehr schlecht waren. Dies ist maßgeblich den Eigenschaften der Ausgangsanalyte als auch ihrer Methylierungsprodukte (Methylester) geschuldet. So zerfallen diese bei thermischer Belastung im Headspace-Ofen teilweise in Halogenkohlenwasserstoffe und CO_2 , wobei dieser Effekt durch Zugabe von sauren oder basischen Substanzen (HCl oder NaOH) noch verstärkt wird (Tabelle 5.4.2-1). Damit ist die Methode in der von NEU u. a. vorgestellten Variante für Halogenessigsäuren nicht verwendbar. Da also eine saure oder basische Katalyse nicht angewendet werden konnte und der Einsatz von Kronenethern sehr teuer ist sowie zusätzliche Arbeitsschutzmaßnahmen notwendig macht, mußte eine generell neue Lösung für das Problem zur Absicherung des Forschungsvorhabens gefunden werden.

Tab. 5.4.2-1: Physiko-chemische Substanzdaten sowie Eigenschaften von Halogenessigsäuren und ihren Methylestern

Substanz	Siedepunkt unter Normalbedingungen	wichtige Eigenschaften im Hinblick auf Headspace-GC-Analytik
Monochloressigsäure	462 K \Rightarrow	Zersetzung ($pK_s = 2,1$)
Dichloressigsäure	467 K \Rightarrow	Zersetzung ($pK_s = 1,3$)
Trichloressigsäure	471 K	($pK_s = 0,7$)
Bromessigsäure	481 K	
Chloressigsäuremethylester	402 K \Rightarrow	mit HCl deutliche Verseifung, im basischen bereits bei 298 K beginnend
Dichloressigsäuremethylester	416 K \Rightarrow	keine Angaben
Trichloressigsäuremethylester	425 K \Rightarrow	im basischen und bei Lichteinstrahlung Zerfall in Chloroform und CO_2
Bromessigsäuremethylester	415 K \Rightarrow	Zersetzung
Dimethylsulfat	461 K	in-situ-Methylierungsmittel

Zur Aktivierung der in wäßriger Phase bei normalen pH-Werten vorliegenden Halogenessigsäure-Anionen wurde die Methode der Ionenpaarbildung getestet. Dabei kam Tetrabutylammoniumhydrogensulfat (TBA- HSO_4) zum Einsatz, da TBA-

Br mit dem im Überschuß vorhandenen Methylierungsmittel Dimethylsulfat bei den im Headspace-Ofen vorherrschenden Temperaturen von bis zu 358 K schnell zu großen Mengen an gasförmigem Methylbromid reagieren würde. Durch den sich dabei aufbauenden hohen Überdruck kann es zum Zerplatzen der Glasvials im Headspace-Ofen kommen, was natürlich zu vermeiden ist.

Durch den Zusatz von TBA-HSO₄ zum Derivatisierungsansatz konnten die geschilderten Probleme gelöst und für Di- und Trichloressigsäure bei guter Reproduzierbarkeit Nachweisgrenzen von 1 µg/l, für Monochloressigsäure 10 µg/l erreicht werden, was für die Naturraum- und Laborproben innerhalb des Teilprojekts ausreichend war.

Probenvorbereitung / komplexe Derivatisierung

Nach erfolgter Probenahme im Feld werden die Proben in Kühlboxen unter Lichtausschluß ins Labor transportiert und dort im Kühlschrank aufbewahrt. Proben mit hohem Schweb- und Trübstoffanteil läßt man einen Tag im Kühlschrank absetzen. Eine starke Vorfiltration ist nach Möglichkeit zu vermeiden. 7,5 ml Wasserprobe werden von der Probelösung vorsichtig abgehebert und in ein 20 ml-Headspace-Glasvial gegeben. Man setzt 200 µl einer TBA-HSO₄-Stammlösung (200 mg in 50 ml H₂O), 7,5 ± 0,1 g wasserfreies Na₂SO₄ (Qualität für HPLC-Analytik) und schließlich 100 µl Dimethylsulfat zu. Beim Umgang mit letztgenanntem sind die vom Gesetzgeber vorgeschriebenen Arbeitsschutzmaßnahmen einzuhalten (Abzug, Schutzbrille, Schutzhandschuhe). Als interne Standards bieten sich für das Verfahren Essigsäurechlormethylester bzw. bei notwendiger Kontrolle der Vollständigkeit der Derivatisierung bideuterierte Bromessigsäure (BrD₂C-COOH) an. Nach Verschließen des Vials mit einem entsprechenden Septum-Cap schüttelt man kräftig durch und setzt die fertige Probe in den Headspace-Autosampler ein. Danach kann die Messung beginnen.

Herstellung der Standardgemische zur Kalibrierung (Verfahren mit externem Standard)

Je 100 mg der Substanzen Monochlor-, Dichlor- und Trichloressigsäure werden gemeinsam in 50 ml Methanol gegeben. Diese Ausgangslösung ist im Tiefkühlschrank mehrere Monate lagerstabil. Davon werden 50 µl abgenommen und in 500 ml bidestilliertes Wasser gegeben. Diese Lösung ist im Normalkühlschrank ca. 14 Tage lagerstabil und enthält 100 µg je chlorierter Essigsäure. Demzufolge enthalten 7,5 ml der Lösung 1,5 µg von jeder Substanz, was einer Konzentration von 200 µg pro Liter entspricht. Durch Mischen von Anteilen dieser wäßrigen Standardlösung mit ungespiktem Bidestillat oder chloressigsäurefreiem Grundwasser wird die Verdünnungsreihe zur Mehrpunktkalibrierung der Analysenmethode erstellt. (Beim Einsatz von einem der beiden internen Standards war eine Konzentration von 20 bis 50 µg/l je nach Level der Analyte in den Proben ausreichend.)

Eingesetzte Analysetechnik und Meßparameter zur Bestimmung der Chloressigsäuren als ihre Methylester

Alle Messungen wurden mit der nachfolgend genannten Kombination an Analysengeräten der US-amerikanischen Firma Hewlett-Packard durchgeführt:

- Headspace-Sampler HP 7694 mit beheizbarer Transfer-Silica-Kapillare zum GC
- Kapillarsäulen-Gaschromatograph System HP 6890
- Massenselektiver Detektor (MSD) HP 6890 (identisch mit MSD 5972A)

(a) Headspace-Parameter

Zonen-Temperaturen	Zeit-Parameter	Vial-Parameter / Druckwerte
oven: 358 K loop: 368 K transfer line: 383 K	GC cycle time: 25 min. vial equil. time: 45 min. vial press. time: 0,3 min. loop fill time: 0,12 min. loop equil. time: 0,04 min. injection time: 1,00 min.	shake: 2 (high); carrier: 8 psi first vial: 1; vial press.: 15 psi last vial: je nach Serie

(b) Parameter für die gaschromatographische Trennung der Substanzen (GC)

Trennsäule vom Typ HP 5 (MS): 5% Phenyl- und 95% Methylsiloxan als Träger; 30 m Länge; 0,25 mm Innendurchmesser; 0,25 µm Filmdicke (598 K maximale Belastungstemperatur)

Trärgas: Helium mit 1,0 ml Flußrate im constant-flow-mode

Initialsäulenkopfdruck: 53 kPa

Einlaßsystem: Front-Injektor (split-mode); Auslaßsystem: MSD (Vakuum)

Ofentemperatur- und Zeitprogramm:

Starttemperatur: 323 K; Initialzeit: 3 min.; Aufheizrate 1: 5K/min. auf 373 K;

Aufheizrate 2: 293 K/min. auf 493 K; Ausheizzeit: 2 min.; Gesamtlaufzeit: 21 min.

Parameter Injektionssystem:

Injektortemperatur: 453 K (const.); Modus: Split mit Split-Verhältnis 20:1;

Totalfluß: 23,5 ml/min.

(c) Parameter des massenspezifischen Detektors (MSD)

Temperatur der Transferleitung vom GC zum MSD: 553 K

Temperatur MSD-Ionenquelle (Indirektheizung): 443 K - 453 K

Ionisierungsenergie: 70 eV (const.); Detektor-Tuning: Autotune

Parameter für Scan-Mode (Identifizierungsprogramm)

Massenbereich: 40 - 350 amu; Schrittweite: 0,1 amu

Threshold: 150; solvent delay: 2 min.; A/D samples: 4; dwell-time: 50 msec.
Meßzeit: 2 - 12 min.

Parameter für SIM-Mode (Quantifizierungsprogramm)

Threshold: 100; solvent delay: 2 min.; dwell-time je Einzelionenmasse: 150 msec.

Genutzte Massenspuren für die SIM-Analytik:

Substanz (als Ester)	Einzelion (amu)	Zuordnung	Ionengruppe	Meßzeit/Fenster
Monochloressigsäure ($r_t = 2,85$ min.)	59,0 ⁽¹⁾	Target-Ion	1	2,0 - 4,0 min.
	108,1	Qualifier 1	1	2,0 - 4,0 min.
	109,9	Qualifier 2	1	2,0 - 4,0 min.
Bromessigsäure-D ₂ (ISTD) ($r_t = 3,87$ min.)	59,0 ⁽¹⁾	Target-Ion	1	2,0 - 4,0 min.
Dichloressigsäure ($r_t = 4,31$ min.)	59,0 ⁽¹⁾	Target-Ion	2	4,0 - 4,6 min.
	82,9	Qualifier 1	2	4,0 - 4,6 min.
	84,9	Qualifier 2	2	4,0 - 4,6 min.
Dimethylsulfat ($r_t = 4,75$ min.)	95,1	Target-Ion	3	4,6 - 6,0 min.
Trichloressigsäure ($r_t = 6,28$ min.)	59,0 ⁽¹⁾	Target-Ion	4	6,0 - 12 min.
	81,9	Qualifier 1	4	6,0 - 12 min.
	116,9	Qualifier 2	4	6,0 - 12 min.

⁽¹⁾ Die Nutzung des Methylcarboxyl-Radikal-Kations ($m/e = 59,0$ amu), dem Basispeak im Massenspektrum bei der 70 eV-Fragmentierung von Halogencarbonsäuren, war zudem unabhängig auch von WEINBERG und GLAZE (1997) vorgeschlagen und angewendet worden. Auf dieser Ionenspur zeigten sich selbst in den Elbewasserproben kaum störende Matrixsignale bei der Headspace-GC-Analytik.

Dimethylsulfat, welches kein Ionenfragment der Masse $m/e = 59$ amu besitzt, wurde auf der im Hintergrund mitlaufenden Ionenspur von $m/e = 95,1$ amu gemessen.

Das Meß-, Integrations-, Quantifizierungs- und Reportausgabeprogramm wurde softwareseitig zu einem Methoden-Macro zusammengefaßt. Als Basis dafür diente die Software für chemisch-analytische Zwecke "Windows for ChemStations" der Firma Hewlett-Packard (Palo Alto, USA), mittels der auch die instrumentelle Meßtechnik per PC gesteuert wurde.

Die Ausgabe der Veröffentlichung zur Gesamtmethode von NEITZEL, WALTHER und NESTLER (1998) steht unmittelbar bevor.

6. Stoffumsetzungen in Talgrundwasserleitern mit Uferfiltration

6.1 Charakterisierung der Beschaffenheitsverhältnisse

P. Neitzel (TUD), T. Grischek (HTW)

In den Jahren 1995 bis 1997 wurden auf der Grundlage des in Kapitel 3.3 beschriebenen Untersuchungsprogramms in der Torgauer Elbaue und am Standort Meißen-Siebeneichen Beschaffenheitsuntersuchungen mit einem hydrochemisch sehr breit angelegten Parameterspektrum durchgeführt. Generell zeigte sich dabei, daß die Beschaffenheit des Uferfiltrats neben der Qualität des Elbewassers sehr stark von den Transport- und Stoffumwandlungsprozessen bei der Untergrundpassage bestimmt wird (NESTLER u. a., 1995 u. 1996).

Am Standort Torgauer Elbaue zeigt sich die nachfolgend genannte Situation: Vorherrschendes Mineral im kalkfreien Grundwasserleiter ist der Quarz. Die Feldspäte stellen die zweithäufigste Mineralklasse dar. Glimmer und Tonminerale sind nur in geringen Anteilen vorhanden. Insbesondere wurden eisenreiche Chlorite und Magnetit nachgewiesen. Pyrit konnte bei mineralogischen Untersuchungen nur in der Grundwasserleiterbasis nachgewiesen werden. Die isotopenchemischen Untersuchungsergebnisse lassen jedoch auf das Vorhandensein von Sulfiden im mittleren und unteren Bereich schließen. Die Hauptmasse des organischen Kohlenstoffs ist an mm-große Holz- und Kohlebruchstücke gebunden, die in der sandigen Matrix weit verteilt sind. Der Kohlenstoffgehalt der Sedimentfraktion < 2 mm liegt in der Kolmationszone zwischen 0,04-0,5%, im übrigen Grundwasserleiter um 0,01%.

Allgemein kann das Uferfiltrat dem **Ca/Mg - SO₄/Cl -Typ** zugeordnet werden.

Gelöster Sauerstoff ist nur in der oberen Teufe sowie zeitweise in den Kolmationsmeßstellen nachweisbar. Bereits in Teufe 2 herrschen anoxische Bedingungen. Eine Übersicht zur Verteilung ausgewählter hydrochemischer Kenngrößen im Meßprofil Torgau-Ost bietet die Abb. 6.1-1. Der Nitratabbau erfolgt temperaturabhängig bereits teilweise in der Kolmationszone. Ab der Teufe 3 wurde kein Nitrat mehr nachgewiesen (Abb. 6.1-1d). In der oberen Teufe wird ein zeitweiser Eintrag mit dem Sickerwasser bzw. aus der ungesättigten Zone infolge Wasserstandsschwankungen beobachtet. Für die Beschaffenheit des Uferfiltrats spielt das Nitrat als Oxidationsmittel in Redoxreaktionen eine wichtige Rolle. Entlang der Untergrundpassage erfolgt eine Zunahme der Sulfatkonzentration um etwa 20 mg/l, welche überwiegend auf autotrophe Denitrifikation zurückgeht (s. Kap. 6.4 sowie GRISCHEK u. a., 1995 u. 1998). Im Uferfiltrat liegen die Medianwerte der Konzentration von Kalzium um 53 mg/l, von Magnesium bei 10-11 mg/l, von Natrium

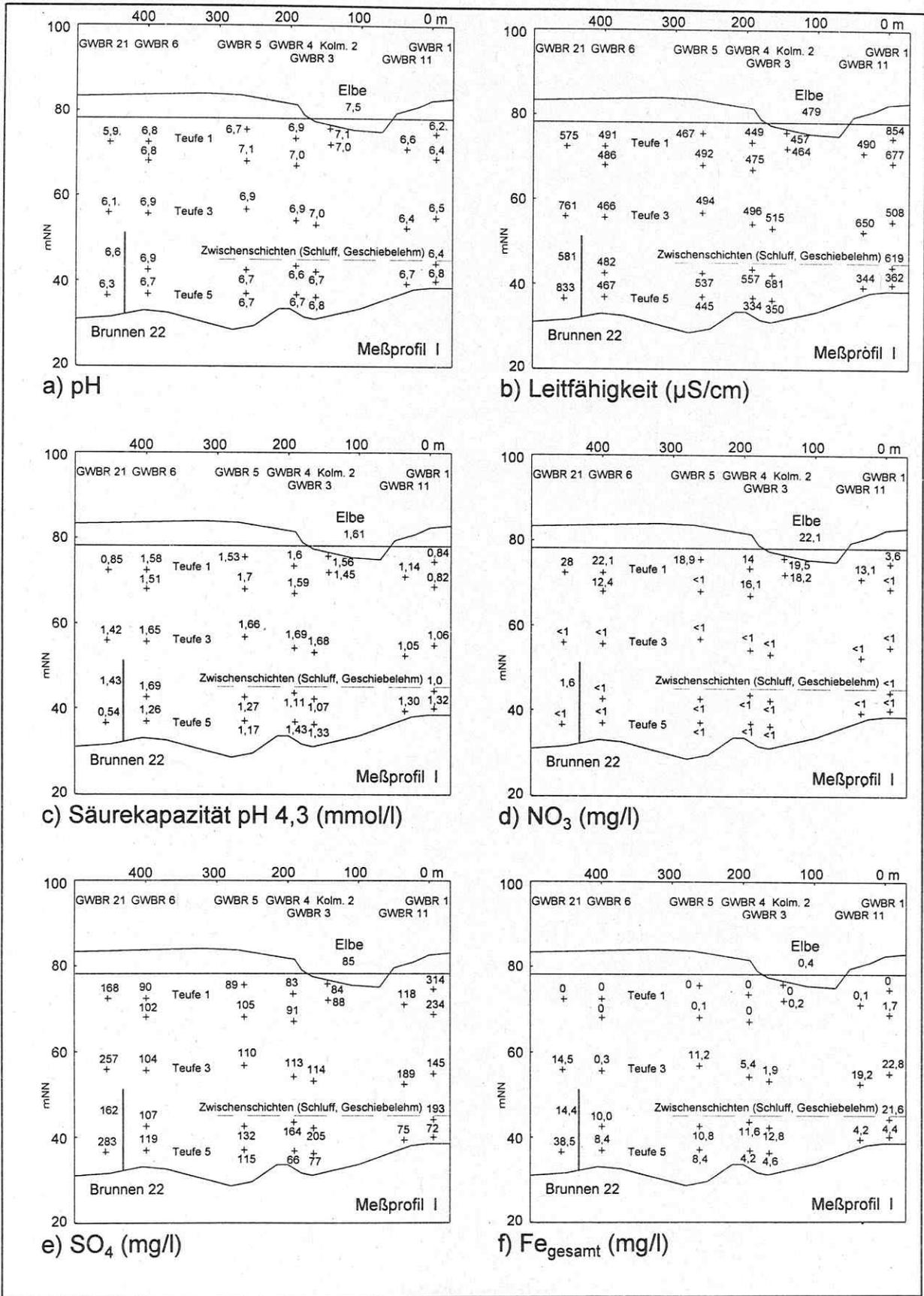


Abb. 6.1-1: Medianwerte ausgewählter anorganischer Parameter, 1995-97, Meßprofil Torgau-Ost I

um 23 mg/l und von Kalium um 6 mg/l und entsprechen damit weitgehend denen des Elbewassers. Eine detaillierte Beurteilung von Schwermetallgehalten war nicht Gegenstand der Untersuchungen. Grundsätzlich spielen die Elbe-relevanten Schwermetalle Cd, Cr, Ni, Pb, Cu, Zn und Hg für die Beschaffenheit des Uferfiltrats keine wesentliche Rolle. Sie werden zum größten Teil bereits in der Kolmationszone zurückgehalten. Die Dynamik der Wasserführung der Elbe sowie Hochwasserereignisse verhindern durch Abschwemmung eine fortwährende Aufkonzentrierung von Schwermetallen in der Kolmationszone. Geogen im Untergrund vorhandene Schwermetalle wie z. B. As und Sb zeigten keinen relevanten Einfluß auf die Beschaffenheit des Uferfiltrats.

Die natürliche organische Grundbelastung der Elbe, deren Quelle in einem Hochmoorgebiet liegt und die von diesem zu Beginn nachhaltig gespeist wird, ist im Vergleich zum Rhein, der durch Niederschläge und Schmelzwässer in den Alpen gespeist wird, relativ hoch. Zusätzlich erfolgt ein Eintrag organischer Stoffe durch Abwassereinleitungen. Infolge von Betriebsstillelegungen nach 1989, insbesondere mit der Schließung von Betrieben der Papier- und Zellstoffindustrie sowie dem Bau von Kläranlagen für Kommunen und Industriebetriebe an der Elbe kam es zwischen 1989 und 1993 zu einer deutlichen Abnahme der organischen Belastung. Für den Zeitraum vor 1991 liegen keine Ganglinien der DOC-Konzentration vor, Einzelwerte lagen im Bereich Heidenau-Dresden oftmals oberhalb von 10 mg/l. Nach dem Rückgang der Belastung bis 1991 kam es noch zu einer weiteren Abnahme, die sich z.B. an der Verringerung der DOC-Konzentration von 6,5-7,0 mg/l (1992) auf etwa 5,5 mg/l (1996) erkennen ließ. Noch deutlicher war dieser Effekt hinsichtlich der adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX). Ausgehend von der Tatsache, daß bis auf sehr geringe Ausnahmen (z. B. geogen-bedingte Chloroform-Quellen) chlor- und bromorganische Verbindungen anthropogener Natur sind, kann die Einflußgröße AOX sehr gut zur Beurteilung von Sanierungseffekten in Oberflächengewässern und den mit ihnen in Kontakt stehenden Grundwasserleitern genutzt werden. Wurden zu Beginn der neunziger Jahre im Großraum Heidenau-Dresden-Meißen sowie in Torgau noch AOX-Werte von 100-160 µg/l gemessen, so lag 1996/97 die mittlere AOX-Konzentration im Elbewasser bei 35 ± 10 µg/l. Dies entspricht einer Reduzierung der Belastung der Elbe von mehr als zwei Dritteln. Im Uferfiltrat erfolgte die Abnahme zeitverzögert; die derzeitigen Werte liegen infolge der Eliminationsleistung der Untergrundpassage bei ≤ 20 µg/l.

Ebenso hat sich die Belastungssituation hinsichtlich fast aller organischen Einzelstoffe, für die im Trinkwasser gemäß TVO Grenzwerte einzuhalten sind, verbessert. Von den 1992-94 in der Elbe und im Aquifer noch deutlich oberhalb von 1 µg/l festgestellten chlorierten Kohlenwasserstoffen Chloroform, Tetrachlormethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen wurden 1995-97 im Uferfiltrat Werte von $\leq 0,5$ µg/l mit fallender Tendenz beobachtet. Zum Teil lagen die Werte auch schon unterhalb der Bestimmungsgrenze. Somit sind die LHKW bereits teilweise aus dem das Brunnenrohwater belastenden organischen Stoffspektrum ausgeschieden. Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) haben aufgrund geringer Konzentrationen im Elbewasser sowie ihres Bindungs- und Sorptionsverhaltens keinen meßbaren Einfluß auf die Rohwasserqualität.

Anders stellt sich die Lage bei den organischen Komplexbildnern EDTA und NTA dar. NTA wird bei der Untergrundpassage mikrobiologisch schnell und vollständig abgebaut, im Brunnenwasser ist es nicht nachweisbar. EDTA, das im

Grundwasserleiter erst über große Reaktionsräume hinweg und dann auch nur gering abgebaut wird, lag im Beobachtungszeitraum von Mai bis Dezember 1994 in der Elbe bei einem Mittelwert von 15,4 µg/l (n = 21). Als Maximalwert wurden 26,1 µg/l, als Minimalwert 9,8 µg/l ermittelt (GRISCHEK u. a., 1997). Selbst wenn die Elimination des EDTA bei der Untergrundpassage nur 10-30% beträgt, wird nach Verdünnung des Uferfiltrats mit EDTA-freiem landseitigen Grundwasser in den Förderbrunnen der von der WHO festgesetzte ADI-Wert von 2,5 mg/kg·d bei weitem nicht erreicht. Eine Remobilisation von TVO-relevanten Schwermetallen wie Cd, Ni, Cu oder Co, die mit EDTA thermodynamisch stabile Komplexe bilden, ist bei den relevanten EDTA-Konzentrationen in der Elbe und im Aquifer nicht von Bedeutung. Organische Schwefelverbindungen wie z. B. aromatische Sulfonsäuren und AOS/IOS werden ausführlich in den Kapiteln 6.2, 6.3 und 7.2 behandelt.

Wesentlichen Einfluß auf die Beschaffenheit des Uferfiltrats hat die Eliminierungsleistung der Untergrundpassage, insbesondere in der Kolmationszone, bezüglich organischer Stoffe. So lagen die mittleren Eliminierungsraten 1995-97 beim DOC bei 50%, beim SAK_{254nm} bei 50-60%, beim CSB bei 60% und beim AOX bei 45-60% weitgehend übereinstimmend für beide Meßprofile in Torgau-Ost (Abb. 6.1-2, DOC siehe Kap. 6.2). Die lange Untergrundpassage zwischen den elbenahen Meßpunkten und denen in Brunnennähe erbrachte dabei etwa 20% der Eliminationsleistung hinsichtlich des AOX und 30% hinsichtlich des SAK_{254nm}.

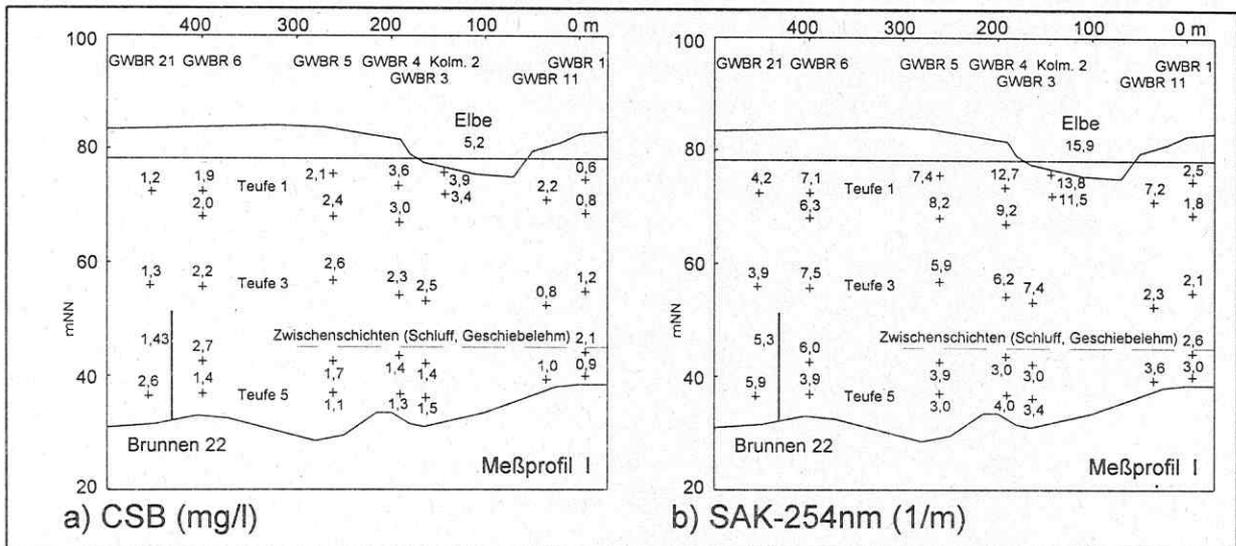


Abb. 6.1-2: Medianwerte ausgewählter organischer Parameter, 1995-97, Meßprofil Torgau-Ost I

Entlang dieser Strecke wird die weitere Verbesserung der Rohwasserqualität speziell hinsichtlich der schwer abbaubaren und schwer adsorbierbaren Stoffe erreicht. Dies zeigte sich besonders bei der saisonalen Belastung der Elbe mit Triazin-Herbiziden, die in den Jahren 1992-94 regelmäßig durch fröhssommerliche Maxima an Atrazin (Juni 1993, Elbe bei Schmilka: Maximalwert von 730 ng/l) und Simazin geprägt war. Bei der Verfolgung dieser saisonalen Belastung im Aquifer zeigten die durchgeführten Messungen zum einen das gute Eliminierungsvermögen ausreichend großer Reaktionsräume für diese TVO-relevante Stoffklasse an Pflanzenschutzmitteln und andererseits den Einfluß der Mischung mit dem unbelasteten landseitigen Zufluß zu

den Brunnen (NEITZEL u.a., 1995). Beide Einflußfaktoren waren dafür entscheidend, daß im Rohwasser der Förderbrunnen keine kritischen PBSM-Konzentrationen > 100 ng/l auftraten. Ohne den Mischungseinfluß durch landseitig unbelastetes Grundwasser betrug die Eliminierung des Atrazins bei der genannten Dauerbelastung der Elbe von vier bis sechs Wochen etwa 70%.

6.2 Untersuchungen zum Verhalten organischer Summenparameter

6.2.1 Verhalten des DOC

T. Grischek (HTW)

Ein wesentliches Ziel bei der Bewirtschaftung von Talgrundwasserleitern besteht in einer maximalen Ausnutzung von Mischungs- und Abbauprozessen zur Erreichung einer möglichst geringen Konzentration des DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) im Rohwasser. Die durchgeführten DOC-Messungen im Zeitraum 1993-1996 zeigten eine Abnahme der DOC-Konzentration im Uferfiltrat infolge einer starken Abnahme der DOC-Konzentration in der Elbe (NESTLER u.a., 1996). Seit 1995 ist jedoch keine weitere Abnahme in der Elbe festzustellen, zeitweise traten 1996 und 1997 höhere DOC-Werte auf als im Jahr 1994.

Eliminationsleistung der Untergrundpassage

Die nachfolgenden Auswertungen beruhen auf Mittelwerten für den Zeitraum 1995-97, welche aus mindestens 15 Meßwerten für die Meßpunkte mit geringer Beschaffenheitsdynamik (z.B. MP I-5/5) bis max. 55 Meßwerten (z.B. I-6/1) bzw. 70 Meßwerten (Elbe) berechnet wurden. Die DOC-Konzentration des Elbewassers wurde entlang des Fließweges bis kurz vor die Brunnen im Meßprofil I auf 2,5 bis 3,0 mg/l und im Meßprofil II auf 2,4 bis 2,7 mg/l reduziert. Die Mittelwerte lagen für beide Meßprofile im gleichen Bereich, obwohl im Meßprofil II die Fließzeiten deutlich länger waren. Im Meßprofil I wird das Uferfiltrat in Brunnennähe bis in die Teufe 4 gezogen, nur MP I-6/5 erfaßt noch das die Elbe unterströmende Grundwasser. Die Eliminationsleistung in der Teufe 1 war dabei genauso groß wie in den anderen Teufen trotz wesentlich geringerer Fließzeit als z.B. in Teufe 3 (Abb. 6.2.1-1a). Entscheidend für die Eliminationsleistung ist die Fließstrecke.

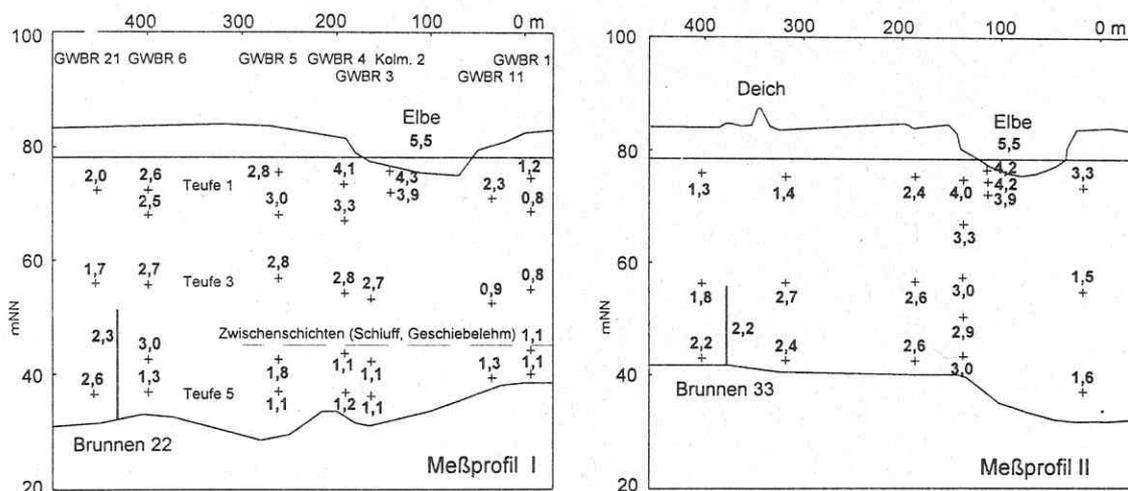


Abb. 6.2.1-1: a) Mittelwerte der DOC-Konzentrationen (mg/l) 1995-97 im Meßprofil I
b) Mittelwerte der DOC-Konzentrationen (mg/l) 1995-97 im Meßprofil II

Am Meßprofil II strömte das Uferfiltrat in der obersten Teufe nicht bis zum Brunnen. Der MP II-5/1 erfaßte neugebildetes Grundwasser, was sich durch eine geringe DOC-Konzentration auszeichnete und keinen nennenswerten Zustrom zum Brunnen

33 darstellte. Das am MP II-5/5 erfaßte Uferfiltrat wies eine geringere DOC-Konzentration auf als das am MP II-5/3 erfaßte Uferfiltrat (Abb. 6.2.1-1b). Eine geringere Abnahme der Eisenkonzentration gegenüber MP II-5/3 nach Aufnahme der stabilen Förderung wies auf einen möglichen Anteil an landseitigem Grundwasser hin, welches bei Fassungsruhe der Elbe zuströmte. Da die Fließzeit des Uferfiltrats von der Elbe bis zum MP II-5/3 etwa ein Jahr betrug, konnte noch nicht von einem vollständigen Austausch des Grundwassers durch Uferfiltrat ausgegangen werden.

Für das Meßprofil Meißen-Siebeneichen lag eine wesentlich geringere Anzahl von Meßergebnissen vor (n=7). Danach ergab sich für 1995-96 für die Elbe ein Mittelwert der DOC-Konzentration von 6,4 mg/l, welcher bei der Untergrundpassage um etwa 40% auf im Mittel 3,9 mg/l abnahm (Abb. 6.2.1-2).

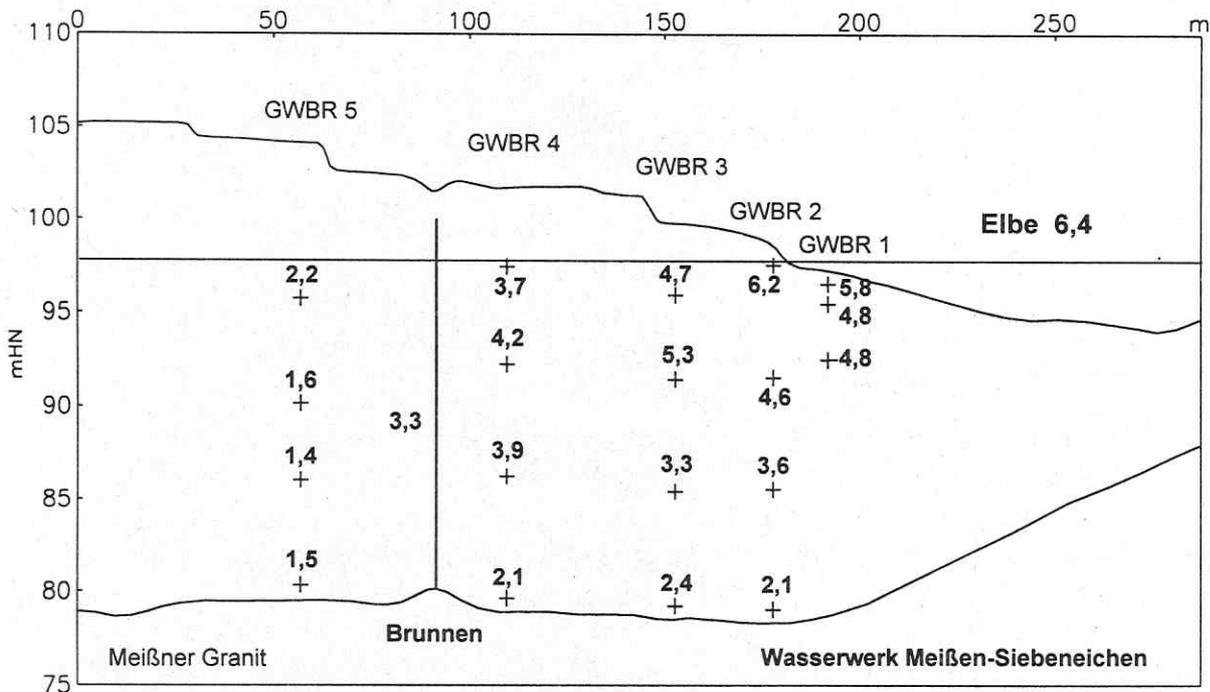


Abb. 6.2.1-2: Mittelwerte der DOC-Konzentration (mg/l) im Meßprofil Meißen-Siebeneichen 1995-97 (n=7)

Sowohl in den Meßprofilen I und II am Standort Torgau-Ost als auch im Meßprofil Meißen-Siebeneichen war der elbnahe Bereich des Grundwasserleiters für die DOC-Elimination maßgebend (Tab. 6.2.1-1 und Abb. 6.2.1-3).

Tab. 6.2.1-1: Verringerung der DOC-Konzentration bei der Uferfiltration der Elbe, Torgau-Ost (n>70)

Fließstrecke	mittlere Eliminationsleistung %	mittlere Rest-DOC-Konzentration mg/l
Elbe - Kolmationsmeßstellen	25	4,1
Elbe - elbnahe Meßstellen	42	3,2
Elbe - brunnennahe Meßstellen	53	2,6

Bei zunehmender Infiltrationsgeschwindigkeit infolge des steigenden Wasserstandes der Elbe wurden an den Kolmationsmeßstellen nur kurzzeitig und nicht in jedem Falle erhöhte DOC-Konzentrationen im Uferfiltrat festgestellt. Meßergebnisse am Meßprofil Torgau-Ost II zeigten sehr deutlich, daß die Fließstrecke zwischen MP II-4/3 und MP II-5/3 somit eine zusätzliche Sicherheit zur Gewährleistung der Elimination darstellt (Abb. 6.2.1-4).

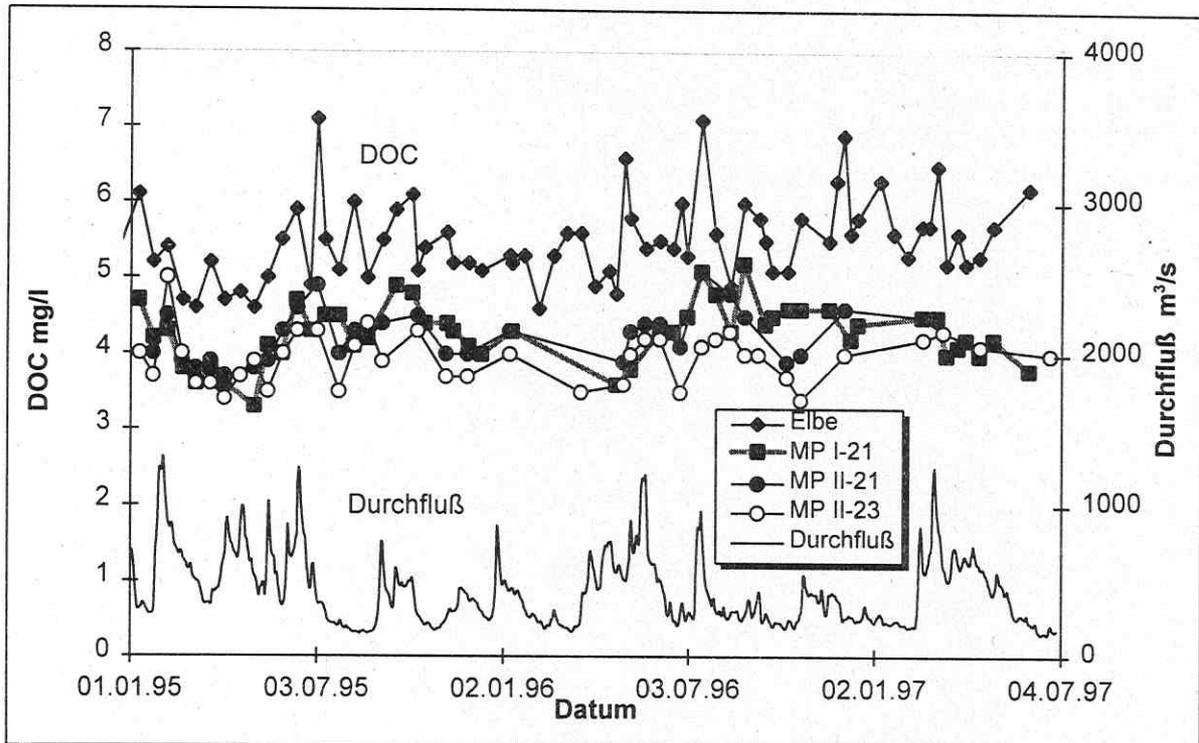


Abb. 6.2.1-3: Abnahme der DOC-Konzentration in der Kolmationszone, Torgau-Ost

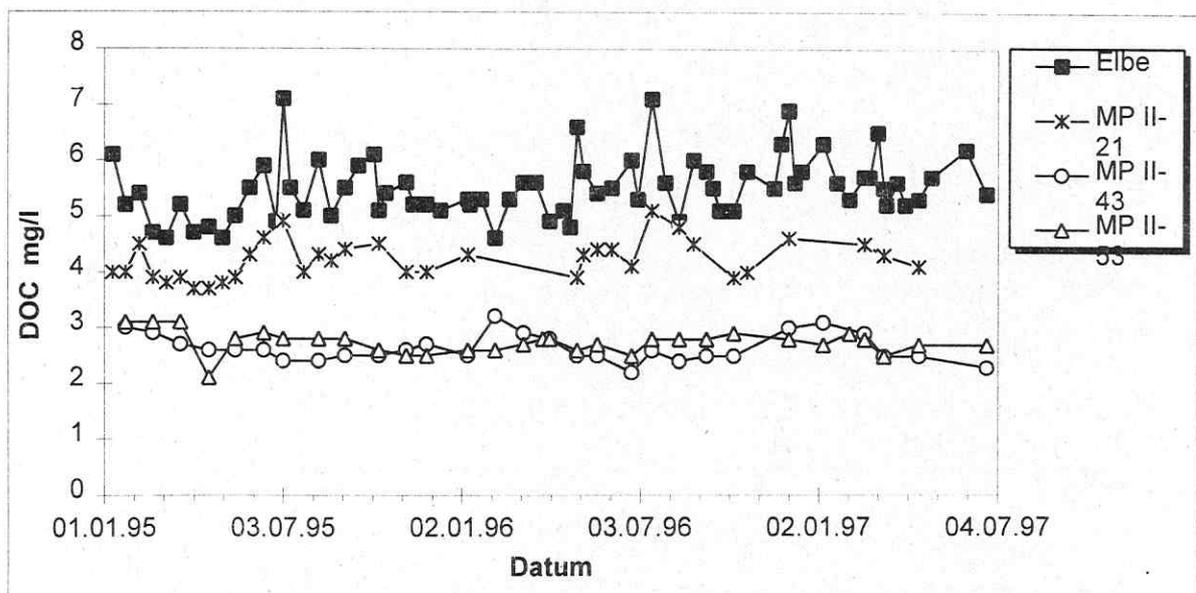


Abb. 6.2.1-4: Abnahme der DOC-Konzentration entlang eines Fließweges, Meßprofil Torgau-Ost II

Auswirkungen höherer Fließgeschwindigkeiten auf die DOC-Elimination

Im Februar 1995 wurde die Fassung VI (Meßprofil I) mit leistungsfähigeren Pumpen ausgerüstet und der Brunnen 22 von März 1995 bis September 1996 mit um ca. 60% erhöhter Förderung gefahren. Damit verringerte sich die Fließzeit in der obersten Teufe des Grundwasserleiters auf etwa 50 Tage. Eine Zunahme der DOC-Konzentration infolge der verringerten Fließzeit konnte am brunnennahen Meßpunkt I-6/1 (Abb. 6.2.1-5) ebenso wenig beobachtet werden wie an den Meßpunkten I-6/2 und I-6/3. Nur an den näher an der Elbe gelegenen Meßpunkten (z.B. MP I-4/1) trat eine etwas stärkere Dynamik der DOC-Konzentration auf. Die Eliminationsleistung der Untergrundpassage insgesamt änderte sich nicht.

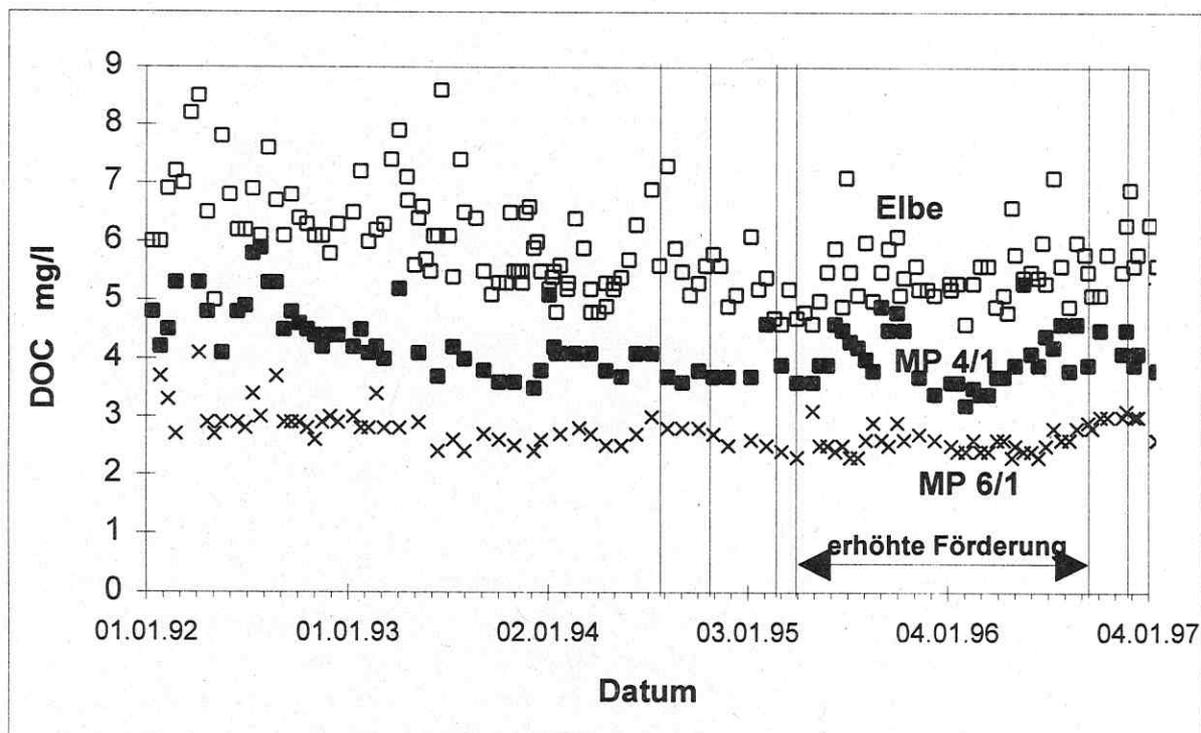


Abb. 6.2.1-5: Ganglinien der DOC-Konzentration, Meßprofil I, obere Teufe, 1992-1996

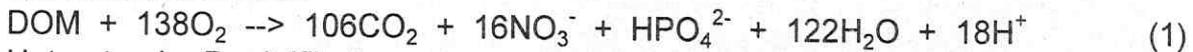
Massenbilanz der Stoffumsetzungen entlang eines ausgewiesenen Fließweges

Für die Bewertung des Verhaltens von DOC sind die Redoxverhältnisse im Grundwasserleiter entscheidend. Abb. 6.1-1 (Kap. 6.1) zeigt für den maßgeblich von Uferfiltrat beeinflussten Bereich des Grundwasserleiters die ermittelten Werte von an Redoxreaktionen beteiligten Spezies sowie zur Einordnung dieser Werte zusätzlich pH-Wert, Säurekapazität und Leitfähigkeit. Sauerstoff war in allen Meßprofilen nur in der obersten Teufe nachweisbar. In der Kolmationszone wird der Sauerstoff nahezu vollständig verbraucht. Nach Passage der Kolmationszone steht vor allem Nitrat als Elektronenakzeptor zur Verfügung.

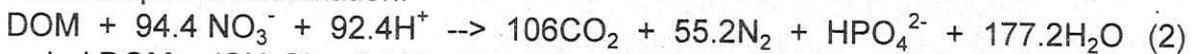
Bis zum Brunnen wird der Elbe-DOC von im Mittel 5,5 mg/l auf 2,4 bis 3,0 mg/l abgebaut. Für den Fließweg mit der stärksten Abnahme der DOC-Konzentration wurde eine Massenbilanz erstellt, um die ablaufenden Prozesse näher charakterisieren zu können. Für den Fließweg Elbe - MP 2/1 - MP 4/2 wurden dazu die Medianwerte für

NO_3^- , NH_4^+ , O_2 und DOC des Jahres 1995 für Berechnungen herangezogen. Die Abnahme an NO_3^- , O_2 und DOC wurde dabei auf mikrobiologische Abbauprozesse zurückgeführt, für die anhand vereinfachter Reaktionsgleichungen nach VON GUNTEN u. a. (1991) die Massenbilanz des gelösten organischen Kohlenstoffs aufgestellt werden konnte.

Sauerstoffverbrauch:



Heterotrophe Denitrifikation:



wobei $\text{DOM} = (\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)$.

Entsprechend den Daten zur Elbebeschaffenheit für 1995 und Gleichung 1 mußte das durch die Nitrifikation von NH_4^+ und Oxidation organischer Substanz entstehende NO_3^- in der Massenbilanz berücksichtigt werden. In der Kolmationszone (Elbe - MP 2/1) wurden 0,3 mg/l NH_4^+ nitrifiziert, wobei nach Gleichung (3) von JACOBS u. a. (1988) 1,1 mg/l O_2 verbraucht wurden.



Die Nitrifikation von NH_4^+ ergab zusätzlich 1,0 mg/l NO_3^- . Geht man von einem vernachlässigbaren O_2 -Gehalt am MP 2/1 aus, wurden die verbleibenden 9,1 mg/l O_2 in der Kolmationszone veratmet. Entsprechend Gleichung 2 wurden damit 2,6 mg/l organischer Kohlenstoff (org. C) oxidiert und weitere 2,0 mg/l NO_3^- produziert. Unter Bezug auf Gleichung 3 erforderte die Abnahme an NO_3^- ($22,1 - 21,2 + 1,0 + 2,0 = 3,9$ mg/l) in der Kolmationszone die Oxidation weiterer 0,8 mg/l org. C. Der berechnete Verbrauch an org. C von 3,4 mg/l stand einer beobachteten Abnahme des DOC von 1,1 mg/l gegenüber. Entlang des weiteren Fließweges zwischen MP 2/1 und MP 4/2 betrug die Abnahme an NO_3^- 9,6 mg/l bei einem berechneten Verbrauch von 2,1 mg/l org. C und einer beobachteten Abnahme des DOC von nur 0,9 mg/l. Der gesamte Kohlenstoffbedarf zwischen Elbe und MP 4/2 ergab sich somit zu 5,5 mg/l.

Die Berechnungen zeigten eine starke Diskrepanz zwischen dem rechnerisch ermittelten Kohlenstoffbedarf und der tatsächlich gemessenen DOC-Abnahme. Diese Diskrepanz weist auf das Vorhandensein einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle hin. Zusätzliche Quellen können Partikel mit einer Teilchengröße $>0.45 \mu\text{m}$ sein, welche im Flußwasser enthalten sind, und der verfügbare sedimentgebundene organische Kohlenstoff (SOC). GUDERITZ u.a. (1993) wiesen 1991-1992 etwa 1,5 mg/l partikulären Kohlenstoff ($>0.45 \mu\text{m}$) in Elbewasser nach. LAWRENCE und FOSTER (1986), TRUDELL u.a. (1986) und STARR u.a. (1993) betrachten den sedimentgebundenen organischen Kohlenstoff (SOC) in einem Grundwasserleiter trotz der relativ geringen Mengen als potentiell oxidierbare C-Quelle. Im Torgauer Grundwasserleiter lag der SOC-Gehalt der Sedimentfraktion <2 mm bei 0,015% der Trockenmasse. SOC-Analysen an Material aus der Flußsohle ergaben 0,04% bis 0,5% der Trockenmasse. Demnach war insbesondere für den Bereich der Kolmationszone eine zusätzliche C-Quelle vorhanden.

Die Abbaubarkeit der im Aquifer vorhandenen fein verteilten Braunkohlepartikel, welche potentielle e^- Donors darstellen (POSTMA u.a., 1991), muß als gering eingeschätzt werden, da der über lange geologische Zeiträume verbliebene SOC

nicht sehr labil sein kann (KOROM, 1992). Jedoch kann es aufgrund der höheren organischen Belastung der Elbe vor 1990 zur Ausbildung eines Kohlenstoff-Pools in der Kolmationszone und im Aquifer gekommen sein. Dieser Kohlenstoff-Pool stellt eine zusätzliche oxidierbare Kohlenstoffquelle dar.

Die mittlere NO_3^- - Reduktion von 10,5 mg/l zwischen Elbe und MP 4/2 (Entfernung etwa 58 m) ist vergleichbar mit der an anderen Standorten alluvialer Aquifere, für die bis zu 14,9 mg/l über eine Entfernung von 100 m (Fluß Glatt, Schweiz, JACOBS u.a., 1988) und bis zu 3,1 mg/l über eine Entfernung von 50 m (Fluß Lot, Frankreich, BOURG und BERTIN, 1993) angegeben wurden.

Als e^- -Donors können auch anorganische Redox-Spezies wie Mn^{2+} , Fe^{2+} and HS^- dienen (KOROM, 1992). Zwischen Elbe und MP 4/2 nahm die SO_4^{2-} -Konzentration 1995 um 8,0 mg/l zu. Sulfidische Mineralie wie z.B. Pyrit wurden in XRD-Analysen von Sedimentproben aus dem Aquifer und der Kolmationszone nicht gefunden. Die Ergebnisse der Messungen von Schwefel-Isotopen (Kap. 6.4) zeigten gleiche $\delta^{34}\text{S}$ Werte für die Elbe und den MP 2/1. Dagegen ist die Abnahme von $\delta^{34}\text{S}$ und Zunahme von SO_4^{2-} zwischen MP 2/1 und MP 4/2 im September 1995 ein Nachweis für den Prozeß der autotrophen Denitrifikation, da in diesem Bereich kein Sauerstoff mehr für die Pyritverwitterung zur Verfügung steht. Die Schwankungen der Konzentrationen von NO_3^- and SO_4^{2-} an den Meßpunkten korrespondierten jedoch nicht miteinander. Demzufolge war für den Bereich zwischen MP 2/1 und 4/2 von einer Überlappung der Prozesse autotrophe Denitrifikation und Denitrifikation unter Nutzung von SOC auszugehen. Die im mittleren Bereich des Aquifers gemessenen erhöhten Konzentrationen an Fe^{2+} und SO_4^{2-} (Abb. 6.1-1) wiesen auf eine zunehmenden Einfluß der autotrophen Denitrifikation mit zunehmender Aufenthaltszeit im Aquifer hin.

Simulation des DOC-Abbaus mittels Laborversuchen

Im Labormaßstab wurden fünf Testfilteranlagen unterschiedlicher Porenvolumina betrieben und zahlreiche Versuche zum Abbau von DOC durchgeführt. Weiterhin wurde der DOC-Abbau mittels einer Großsäulenanlagen untersucht. Die Bodenpassage des Uferfiltrats in der Teufe 2 im Meßprofil Torgau-Ost I wurde nachgebildet (siehe Kap. 3.3.3). Die Säulenanlage wurde mit Elbwasser betrieben, das wöchentlich am Meßprofil Torgau-Ost I entnommen wurde.

Tab. 6.2.1-3 zeigt die Zusammenfassung der Ergebnisse zum Abbau des Elbe-DOC. Wichtigstes Ergebnis war die relativ stabile Endkonzentration des DOC um 4,1 mg/l am Versuchsende. Auch bei erhöhten Anfangskonzentrationen wurde dieser Wert erreicht. Demnach sind erhöhte DOC-Konzentrationen vorwiegend auf eine Zunahme des Anteils des leicht abbaubaren DOC zurückzuführen. Die prozentual höhere Abbaubarkeit ermöglicht die Einhaltung stabiler DOC-Werte im Uferfiltrat.

MÜLLER (1995) gab für die Elbe im Dresdner Raum und die Periode 1992-93 einen Mittelwert von 4,4 mg/l für den biologisch resistenten DOC an und ging von einer 25-30%igen Abbaubarkeit des Elbe-DOC aus. Diese Ergebnisse konnten prinzipiell auch für 1995-97 für die Elbe bei Torgau bestätigt werden. Ob sich die Abbaubarkeit des DOC etwas erhöht hat, der Anteil resistenter DOC-Verbindungen 1995-97 niedriger oder die errichteten Testfilteranlagen unterschiedlich effektiv waren, konnte nicht eindeutig festgestellt werden. Der aerob leicht abbaubare DOC wurde bei der Bodenpassage in Abhängigkeit von der Temperatur und der Strömungsverhältnisse bereits auf den ersten 5 bis 50 m eliminiert. Es kann jedoch nicht davon

ausgegangen werden, daß die verbleibenden 4,0-4,2 mg/l DOC biologisch resistent sind. Vielmehr erfolgte ein weiterer anaerober Abbau entlang der Fließstrecke.

Tab. 6.2.1-3: Ergebnisse der Testfilterversuche zum Abbau von DOC im Elbewasser (n=51, Min/Max-Werte zu Versuchsbeginn und -ende nicht zusammengehörig)

	DOC Versuchsbeginn mg/l	DOC Versuchsende mg/l	DOC-Abbau mg/l	DOC-Abbau %
Mittelwert	5,92	4,15	1,77	30
Minimum	5,1	3,3	0,8	20
Maximum	7,0	4,9	3,1	47

Bei den Großsäulenversuchen wurde bei stabiler Fließgeschwindigkeit mit Aufenthaltszeiten von etwa 1 Tag in der Kolmationssäule und 9 Tagen in den anschließenden Säulen gearbeitet. Die Ergebnisse der Säulenversuche (Tab. 6.2.1-4) stimmten sehr gut mit denen der Testfilterversuche überein. Auch in der Säulenanlage wurde eine DOC-Elimination auf im Mittel 4,0 mg/l erreicht. Erhöhte DOC-Konzentrationen im Zulaufwasser führten nicht zu erhöhten DOC-Konzentrationen im Auslauf der Gesamtanlage.

Tab. 6.2.1-4: Ergebnisse der Großsäulenversuche zum Abbau von DOC der Torgauer Elbe (Abbauwerte aus zeitbezogenen Zuordnungen ermittelt)

	DOC Zulauf mg/l	DOC Auslauf Kolmationssäule mg/l	Abbau %	DOC Auslauf Gesamtanlage mg/l	Abbau gegenüber Zulauf %
Mittelwert	5,70	4,83	15	4,02	28
Minimum	4,5	4,2	7	3,8	16
Maximum	6,8	5,3	22	4,1	40
n	24	24	24	17	17

Simulation einer DOC-Stoßbelastung

Zur Klärung der Auswirkung von natürlichen DOC-Stoßbelastungen in der Elbe dienten Kolmationssäulenversuche. Eine 0,5 m lange Edelstahlsäule wurde im September 1996 mit Material aus der Elbsohle im Bereich des Meßprofils I gefüllt und eingefahren. Vor dem Versuch wurde Elbewasser mit einer DOC-Konzentration von 5,7 mg/l durch die Kolmationssäule gepumpt. Dabei fand eine stabile Verringerung der DOC-Konzentration auf 4,8 mg/l im Auslauf statt (Elimination von 19%). Nach Mischung des Elbewassers mit Moorwasser ergab sich eine Anfangskonzentration von 12,0 mg/l im Mischwasser. Die Durchbruchkurve des DOC war gegenüber der Tracer-Durchbruchkurve zeitlich verzögert. Die DOC-Konzentration wurde bei Passage der Kolmationssäule auf 9,6 mg/l verringert (Abb. 6.2.1-6a). Diese Abnahme entsprach einer Elimination von 20%.

Betrachtet man den DOC im Auslaufwasser als schwer abbaubar, kann die Durchbruchkurve auf die Konzentration des schwer abbaubaren DOC normiert werden (Abb. 6.2.1.6b). Damit ergab sich für den Anteil des schwer abbaubaren DOC ein Retardationsfaktor von 1,25 bis 1,3. Durch natürliche, DOC-reiche Wässer verursachte Erhöhungen der DOC-Konzentration im Elbewasser werden durch die Kolmationszone nur in geringem Maße gepuffert. In diesem Fall sind die Mischungs-

und Abbauprozesse bei der nachfolgenden Untergrundpassage entscheidend für die Auswirkungen auf die Rohwasserqualität.

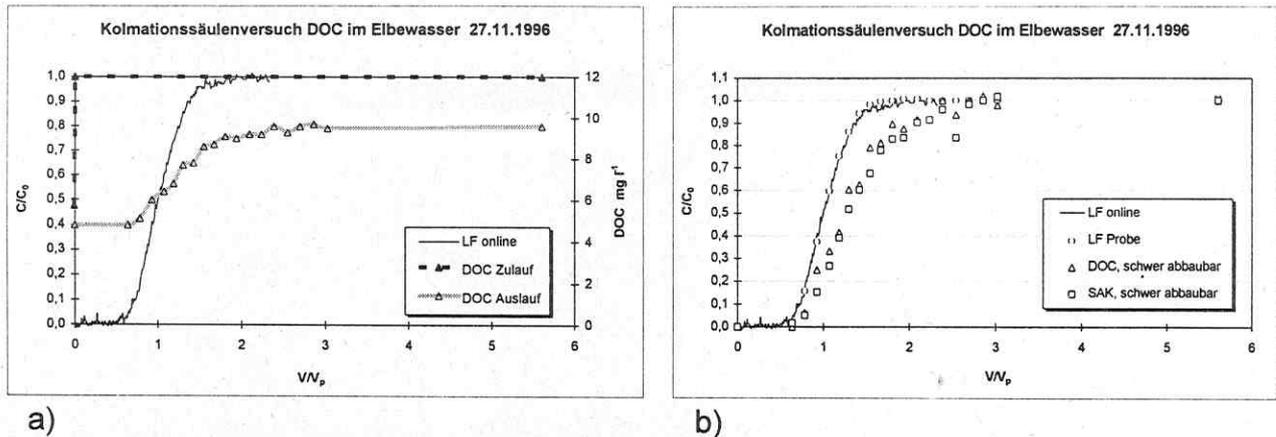


Abb. 6.2.1-6: a) Durchbruchkurve des DOC (Absolutwerte)
b) Durchbruchkurven des schwer abbaubaren DOC und SAK

Konzentrationen im landseitigen Grundwasser

Das linkselbisch den Brunnen zufließende Grundwasser weist in den Meßprofilen mittlere DOC-Konzentrationen von 1,3 bis 2,6 mg/l auf. Insgesamt wurden im landseitigen Grundwasser im Einzugsgebiet Torgau-Ost DOC-Konzentrationen von 0,8 bis 5,2 mg/l gemessen, welche auf geogene Quellen zurückzuführen sind (Abb. 6.2.1-7). Eine von der Uferfiltration unabhängige DOC-Grundkonzentration von 1-2 mg/l zwischen Elbe und Fassungsanlagen sowie relativ hohe, inhomogen verteilte und mit der Tiefe teilweise zunehmende DOC-Konzentrationen im landseitigen Grundwasser lieferten bereits vor Beginn der isotopischen Untersuchungen Hinweise auf eine Freisetzung von DOC aus organischen Einlagerungen (Braunkohle- und Holzpartikel) im Sediment bzw. unterschiedliche Einträge in den Neubildungsgebieten. Durch Freisetzung des im Grundwasserleiter vorhandenen sedimentgebundenen organischen Kohlenstoffs kommt es zur Zumischung von ^{14}C -freiem DOC aus dem Sediment und damit zur Abnahme der ^{14}C -Aktivitätskonzentration der Fulvinsäurefraktion (FA) mit zunehmender Entnahmetiefe. Anhand der $^{14}C_{FA}$ -Werte konnten höhere Einträge mit der Grundwasserneubildung als Ursache für erhöhte DOC-Konzentrationen in tieferen Bereichen des Grundwasserleiters ausgeschlossen werden (MALLÉN u.a., 1997).

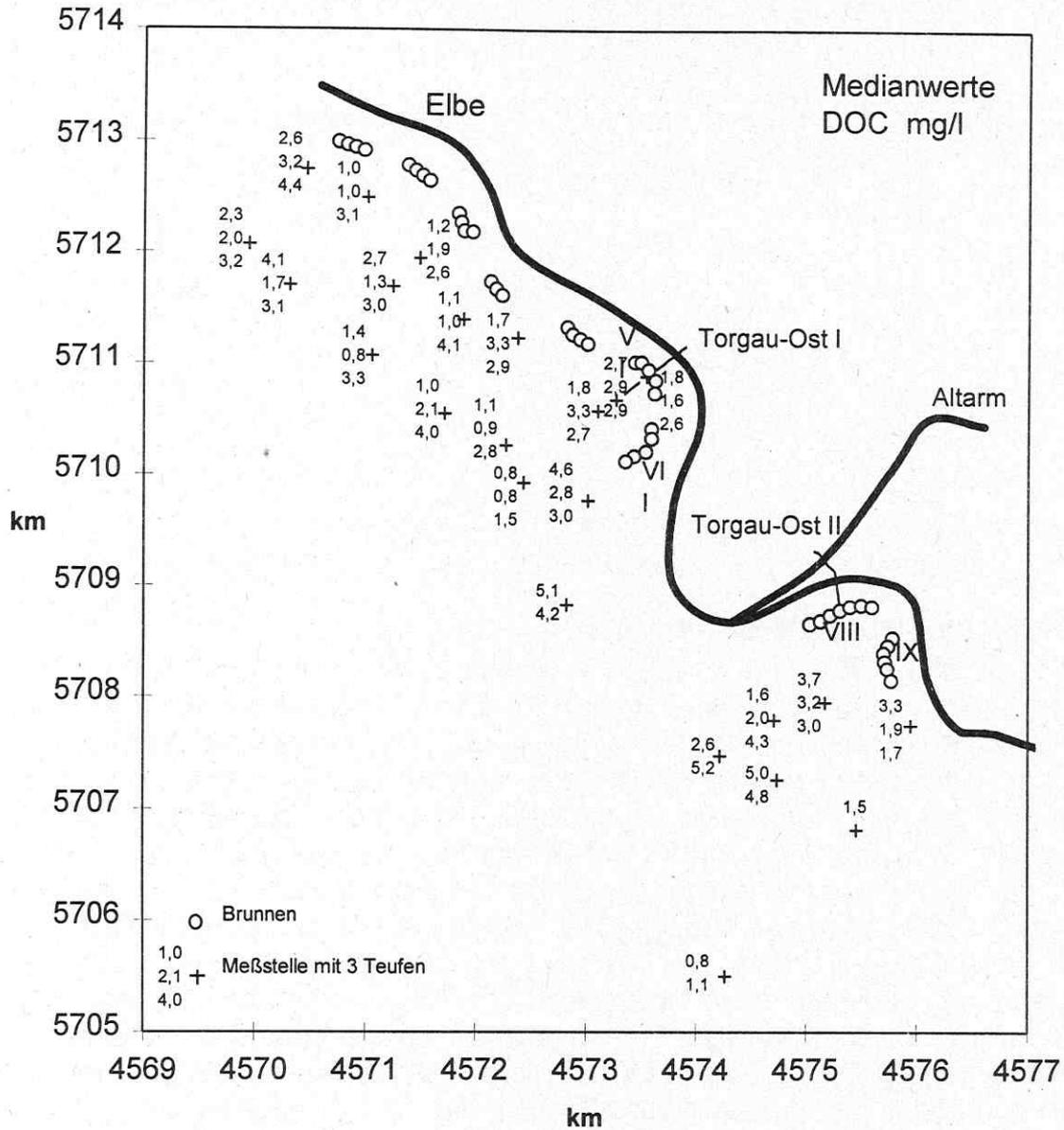


Abb. 6.2.1-7: DOC-Konzentrationen (mg/l) im Grundwasser im Einzugsgebiet Torgau-Ost, 1994-97 (n>6)

6.2.2 Summenparameter AOS und IOS - Einordnung und Analytik

T. Grischek (HTW), P. Neitzel (TUD)

Unter den gelösten organischen Inhaltsstoffen mit Heteroatomen in der Elbe und im Uferfiltrat bilden zur Zeit diejenigen mit organisch-gebundenem Schwefel den größten Anteil. Dies wird insbesondere bei der Messung von organischen Summenparametern deutlich. So liegen die Konzentrationen des AOS (Adsorbierbarer Organisch-gebundener Schwefel) und IOS (Ionenpaarfähiger Organisch-gebundener Schwefel) zwar unter denen des DOC (Dissolved Organic Carbon), jedoch sind sie seit Mitte der neunziger Jahre in der Elbe deutlich höher als die AOX-Konzentrationen (Adsorbierbares Organisch-gebundenes Halogen).

Schwefelorganische Verbindungen in der aquatischen Umwelt können im Gegensatz zu den Inhaltsstoffen des AOX, die weitgehend anthropogener Herkunft sind, sowohl aus geogenen als auch aus anthropogenen Quellen stammen. An zugehörigen Substanzgruppen sind für die geogene Gruppe die schwefelhaltigen Humin- und Fulvinsäuren, Lignine mit funktionellen Thiogruppen sowie die Thioaminosäuren als relevant für Oberflächen- und Grundwässer zu nennen. Zur anthropogen determinierten Gruppe zählen die Alkyl- und Arylalkylsulfonate (Tenside, Detergenzien), substituierte Arylsulfonate (Farbstoffe, optische Aufheller, Pharmazwischenprodukte) sowie im Verlaufe der Zellulose- und Stärkeverarbeitung anfallende sulfonierte Kohlenhydrate. Außerdem können Plastifizierungsmittel für Beton (Naphthalensulfonat-Formaldehyd-Kondensate) aus Bauwerken und Bauschutt ins Grundwasser und Oberflächenwasser gelangen. Eine erste Übersicht zum Eintrag wichtiger S-haltiger Verbindungsklassen über die Abwässer in die Oberflächengewässer wurde von SCHULLERER (1992) erarbeitet.

Folgende Aspekte begründen den Einsatz schwefelorganischer Summenparameter in der Wasseranalytik:

- Beurteilung der natürlichen Wasserbeschaffenheit mit der Blickrichtung, daß organisch gebundener Schwefel für alle Lebensprozesse auf der Erde essentiell ist,
- Bewertung von Prozessen, welche auch Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit haben können (z.B. Bildung, Metabolismus, Eliminierung und Mineralisierung von Mercaptanen, Thiolen, Thioethern oder Thio-PAK's),
- Ermittlung der Schadstoffbelastung von Oberflächengewässern durch Abwassereinleitungen durch Industrie, Gewerbe und Kommunen auf der Grundlage des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG vom 06.11.90) und der Abwasserherkunftsverordnung (AbwHerkV vom 03.07.87) mit einem analog dem AOX zu realisierenden Abwasserkostensatz für Schwefelorganika,
- Vermeidung einer aufwendigen und unvollständig bleibenden Einzelstoffanalytik.

Diese Anwendungen setzen in jeder Hinsicht zuverlässige und in der Praxis erprobte Analysemethoden in Konformität zu den DIN-Anforderungen für die Bestimmung von AOS und IOS voraus. Wie bei jedem Einsatz von Summenparameteranalytik muß gefordert werden, daß der weitaus größte Anteil der den Parameter determinierenden Substanzklassen mit der Methode im Anreicherungs-schritt erfaßt werden kann. Im Gegensatz zum AOX, wo auch nicht alle Halogenverbindungen wie z. B. Chloral, Chloretanol oder Chloressigsäure mit der Methode erfaßt werden können, erweist sich dieses Problem für die schwefelorganischen Einzelstoffe auf

Grund ihrer unterschiedlichen Eigenschaften als noch schwieriger. Die S-Organika weisen eine wesentlich größere Bandbreite hinsichtlich solcher Eigenschaften wie Polarität, Lipophilie, Löslichkeit und Adsorbierbarkeit auf als die AOX-Verbindungen. Außerdem liegt der Schwefel in seinen organischen Verbindungen in unterschiedlichen Oxidationsstufen vor, Halogene in Organika dagegen so gut wie nur in einer. Dies alles ist mit erheblichen Einflüssen auf die Anreicherung, Umwandlung in ein einheitliches Reaktionsprodukt bei der Stoffwandlung und dessen Detektion verbunden. Da die Detektion der S-organischen Substanzen bei der Bestimmung des AOS und/oder IOS ohne Aufkonzentrierung der wäßrigen Proben an festen oberflächenaktiven Phasen wie Aktivkohle oder Spezialpolymeren im Normalfall auf Grund der geringen Nachweisempfindlichkeit nicht gelingt, ist der Aufkonzentrierungsschritt methodisch sehr bedeutsam. Da die anorganische Matrix an gebundenem Schwefel wie Sulfat und Sulfid im Grundwasser oder Thiosulfat und Sulfid in Oberflächen- und Abwasser in sehr hohen Konzentrationen vorliegen kann, werden umfangreiche, vollständig wirkende Reinigungsschritte für die Anreicherungsmaterialien notwendig.

AOS-Bestimmung

Der Summenparameter AOS zeichnet sich per Definition dadurch aus, daß er nur die an einer Festphase adsorbierbaren, in Wasser gelösten S-organischen Verbindungen berücksichtigen kann. Damit ist die Erfassungsgrenze der Methode schon merklich eingeschränkt, denn einige der in Wasser gelösten S-organischen Stoffe, speziell die sehr polaren, werden nicht erfaßt. Dazu zählen auch die für das Abwasserabgabengesetz eigentlich relevanten Substanzen wie Schwefelkohlenstoff und Dimethylsulfat, die als Abprodukte z. B. im Abwasser der Zellstoff- bzw. Textilindustrie zu finden sind. Dagegen werden Alkyl- und Arylsulfonate teilweise recht gut erfaßt, wodurch die Behandlung der Einleiter vor dem Gesetz nach dem Gleichheitsprinzip nicht gegeben ist.

Zur Lösung des Problems sind seit der Arbeit von SCHWEER u.a. (1975) vielfältige Bemühungen im Gange, die analytische Erfassungsgrenze und Reproduzierbarkeit der Methode zu verbessern. Dazu zählen besonders die Arbeiten von SCHNITZLER u.a. aus den achtziger Jahren, BRANDT und KETTRUP (1987), PADOWETZ und KÄSTLI (1988) sowie KUPKA u. a. (1989).

Für Untersuchungen im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens wurde die Säulenmethode genutzt. Bis zum Lieferstop im Jahr 1996 wurde mit schwefelarmer LHG-Aktivkohle (Vertrieb durch EUROGLAS GmbH) gearbeitet. Die Arbeiten konnten mit freundlicher Unterstützung der DVGW-Forschungsstelle danach mit A-Kohle aus dem Labor des DVGW, hergestellt aus Kohlenhydraten, fortgesetzt werden. Nach Waschung und Verbrennung der beladenen Aktivkohle im Sauerstoffstrom bei 1000°C erfolgte die Detektion des gebildeten SO₂ durch microcoulometrische Titration (Gerät: Abimed TOX-10). Als Standardverbindung zur Eichung des Verfahrens wurde Naphthalen-1,5-disulfonat benutzt. Die Bestimmungsgrenze betrug 10 µg S/l, der Blindwert pro Kohleinsatz < 5 µg S.

Als Hauptprobleme bei der AOS-Methode müssen bis heute unter Berücksichtigung einer zunehmenden Anzahl an Verfahrensvarianten genannt werden:

(a) Auswahl und Vorbehandlung des Anreicherungsmaterials

- schwefelarme Aktivkohle
- bei der Verbrennung nicht verglasende Polymermaterialien (SDB-1; mod. RP-C₁₈)

(b) Einsatz des Adsorbens

- Beladung unter definierten Bedingungen (Säulen-, Schüttel- oder Batch-Methode)
- Waschschrift des beladenen Adsorbens (quantitative Entfernung der anorganischen Schwefelmatrix an Anionen mit Lösungen, die keine Potentialverschiebung im Detektionsschritt erzeugen)
- Elution vom Adsorbens und Weiterbehandlung des Eluats (Reduktion zu H_2S oder Oxidation in Gegenwart von Wolframoxid selektiv zu SO_2)
- Verbrennung des beladenen Adsorbens (Sauerstoffstrom, Laborautoklav) zu SO_2 / SO_3 ohne Sorptionseffekte dieser Stoffe am Wandungsmaterial der Apparatur

(c) Art der prinzipiellen Detektion als Element, als Oxid(e), als Sulfat oder als H_2S

(d) Kalibrierung und Validierung der Methode, Ringversuch

(e) Testung in der Praxis an verschiedenen Probenmatrizes.

Neuere Arbeiten, so von HUBER u.a. (1996 u.1997), RANDT und ALTENBECK (1997), MATSCHINER u.a. (1997), BINDE und RÜTTINGER (1997), GUHL und WERNER (1997) sowie der Ergebnisbericht der DIN-Arbeitsgruppe NAW 1/W1-UA 3 AK 10 "AOS" unter Federführung von KOLLOCH (1995) rekapitulieren die bestehende, nicht zufriedenstellende Situation, zeigen aber auch neue Lösungsansätze auf. Derzeit ist die Diskussion noch im Gange und keine generelle Lösung als Vorschlag zur Normung nach DIN akzeptiert.

Infolge der selektiven Adsorption schwefelorganischer Verbindungen an Aktivkohle ist der Parameter AOS ungeeignet zur Bewertung bzw. zum Vergleich der Konzentrationen schwefelorganischer Verbindungen in Wässern verschiedener Herkunft oder Standorten. Dagegen kann der Parameter AOS zur Bewertung von Transport- bzw. Umwandlungsprozessen bei Verfolgung eines Fließweges bzw. bei paralleler Bestimmung des Parameters IOS herangezogen werden. Dieser Lösungsvorschlag für die weitere Projektbearbeitung wurde 1996 konsequent umgesetzt. Zur Bewertung von Elbewasser, Uferfiltrat und Grundwasser hinsichtlich des Gehalts an schwefelorganischen Verbindungen und der Dynamik entsprechend Durchfluß, Aufenthaltszeit etc. wurde vorwiegend der Parameter IOS bestimmt. Für Prozeßuntersuchungen mit Testfiltern und Säulen wurden die Parameter AOS und IOS in begrenztem Umfang parallel bestimmt.

Zur Eigenkontrolle der AOS- und IOS-Analytik wurde eine Vergleichsmessung unter Einbeziehung ebenfalls in der Elbe-Forschung aktiver Institutionen durchgeführt. Die Proben wurden durch die HTW genommen bzw. vorbereitet, geteilt und ohne Konservierung am 25.04.1996 an die Labors übergeben. Die Meßwerte in Tab. 6.2.2-1 zeigen, daß sich die AOS-Meßergebnisse der HTW in die Gesamtheit einordnen und kein sicherer Hinweis auf eine Über- oder Unterbestimmung des AOS im Labor der HTW gefunden wurde. Während für die Probe 4 (Standard) die AOS- und IOS-Werte der unterschiedlichen Labors gut übereinstimmen, wurden für die natürlichen Wässer größere Differenzen der Meßwerte deutlich. Die einzelnen Werte und Differenzen sollen an dieser Stelle nicht weiter diskutiert werden. Insgesamt sind die Abweichungen bei den AOS-Messungen größer. Dies spiegelt sich auch in den veröffentlichten Daten zur AOS-Konzentration im Elbewasser sowie in anderen Gewässern wider und unterstreicht die Problematik der Anwendung dieser Methode.

Tab. 6.2.2-1: AOS- und IOS-Meßergebnisse unterschiedlicher Labors

Labor	Probe 1		Probe 2		Probe 3		Probe 4	
	AOS [µg/l]	IOS [µg/l]	AOS [µg/l]	IOS [µg/l]	AOS [µg/l]	IOS [µg/l]	AOS [µg/l]	IOS [µg/l]
HTW	296	-	145	-	204	-	143	-
TUD	-	199	-	117	-	107	-	190
Fremd- labor 1	212	-	119	-	147	-	142	-
Fremd- labor 2	337	238	116	172	182	126	149	186

Probenzuordnung

Probe 1 Mischwasser aus Bilina und Elbe links bei Usti unterhalb Bilinamündung

Probe 2 Torgau-Ost, Meßprofil I, Kolmationsmeßstelle 2/1, Probenahme 23.04.1996

Probe 3 Torgau-Ost, Meßprofil I, Elbe, Probenahme 23.04.1996, Zugabe von 0,4 g Na₂SO₄ /l

Probe 4 Standard Anthrachinonsulfonsäure-Na: 200 µgS/l

IOS-Bestimmung

Für die Bestimmung des IOS wurde die von SCHULLERER u. a. (1992) publizierte Methode in wenig modifizierter Form eingesetzt. Als Ionenpaarbildner kam Tetra-butylammoniumbromid zum Einsatz, die Anreicherung der Ionenpaare erfolgte am Copolymermaterial SDB-1 in Analogie zu der von NEITZEL und NESTLER (1995) vorgestellten Variante für die Arylsulfonate, wobei hier Methanol als Elutionsmittel zur Anwendung kam. Als externer Standard wurde nach erfolgreicher Testung Naphthalen-1,5-disulfonat eingesetzt. Bei Doppelbestimmungen an identischen Uferfiltratproben wurden Abweichungen untereinander von 5 µg/l nicht überschritten (für IOS-Werte > 100 µg/l). Die Nachweisgrenze lag bei 20 µg S/l, die methodische Bestimmungsgrenze bei 50 µg S/l.

Korrelation zwischen AOS und IOS aus theoretischer Sicht

Bei der Einschätzung des möglichen Zusammenhangs von AOS- und IOS-Werten bei identischen Proben sind die nachfolgend genannten Sachverhalte und Gegebenheiten zu berücksichtigen:

- Bestimmte Substanzgruppen an schwefelorganischen Verbindungen werden übereinstimmend erfaßt. Dies sind unpolare Stoffe oder solche mit einem hydrophoben Zentrum (z. B. π -Elektronensysteme von Aromaten oder Polyenen bei Thio-PAK's, Arylsulfonaten, Humin- und Fulvinsäuren, Alkyl-Arylsulfonaten, Stilbenen, Thiocarbonsäuren, sulfonierte Kohlenhydrate). Die Überführung in Ionenpaare ist beim IOS nicht immer zwingend erforderlich, sondern die Adsorption an SDB-1 ausreichend.
- Es gibt Substanzgruppen, die jeweils nur einer der beiden Methoden gut zugänglich sind (Thioharnstoff und Derivate, Dimethylsulfoxid, Polythio-bis-alkylether nur AOS; mehrfach ($n \geq 3$) sulfonierte Aromaten und Substanzen mit H-aciden Gruppen, die zur Ionenpaarbildung befähigt sind, weitgehend durch den IOS).

(c) Einige Substanzgruppen und schwefelhaltigen Einzelstoffe werden durch keine der beiden Methoden ohne erhebliche Modifizierungen erfaßt (Thioaminosäuren, Dimethylsulfat, Schwefelkohlenstoff und weitere leichtflüchtige Verbindungen).

Aus theoretischer Sicht ist demzufolge keine strenge Korrelation zwischen AOS und IOS bei identischen Proben zu erwarten. Der Umfang übereinstimmend erfaßbarer Anteile an schwefelorganischen Verbindungen in natürlichen Proben wird stark schwanken. In der Regel wird der AOS höhere Werte liefern als der IOS. Zur Kontrolle der Plausibilität der AOS-Werte wurden für parallel durchgeführte Messungen von AOS und IOS die Werte gegeneinander aufgetragen. Positiv ist eine generelle Übereinstimmung hinsichtlich der Größenordnungen. Bei hohen IOS-Werten wurden auch hohe AOS-Werte ermittelt. Abb. 6.2.2-1 zeigt eine Zusammenstellung von Wertepaaren der Testfilter- und Säulenversuche. Neben analytischen Problemen können sowohl im Elbewasser unterschiedliche Anteile an erfaßbaren Verbindungen auftreten (z.B. durch unterschiedliche Abwasser-einleitungen) als auch ein unterschiedlich starker Abbau von AOS und IOS die Ursache für die unterschiedlichen Meßwertdifferenzen sein. Größere Differenzen ergaben sich nur bei speziellen Wasserproben wie z.B. Moorwasser und Kippensickerwasser, was im Vergleich zu den Elbewasser- und Uferfiltratproben durch andere Anteile an Schwefelverbindungen hervorgerufen werden kann.

Eine generelle Umrechnung von IOS-Werten in AOS-Werte ist nicht möglich. Nur bei Vorliegen von mehreren Wertepaaren für einzelne Wässer (z.B. Elbewasser) ist eine grobe Abschätzung des anderen Wertes zulässig.

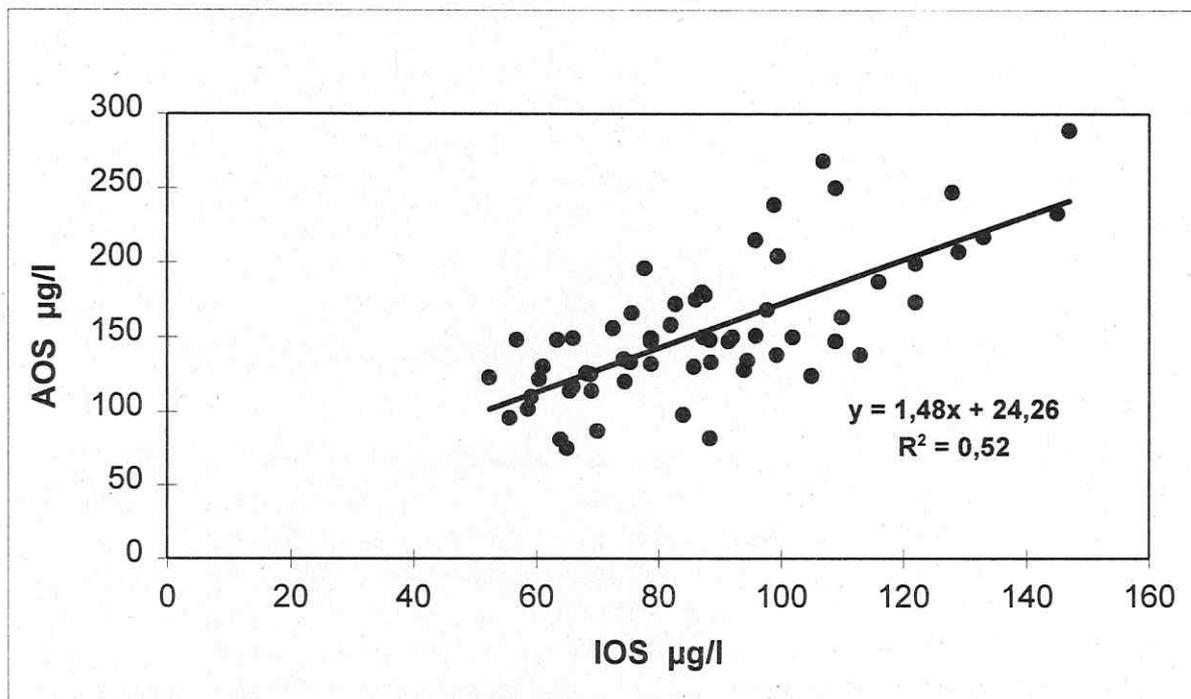


Abb. 6.2.2-1: Zusammenhang zwischen IOS- und AOS-Meßwerten aus Laborversuchen mit Elbewasser

6.2.3. Vorkommen von AOS und IOS im Elbewasser

T. Grischek (HTW), P. Neitzel (TUD)

Für die nachfolgenden statistischen Betrachtungen standen insgesamt 45 IOS-Meßwerte und 20 AOS-Meßwerte für die Elbe, ermittelt zwischen September 1995 und September 1997 in Dresden, Meißen und Torgau zur Verfügung. Für den IOS

wurde bei einem Maximalwert von 224 $\mu\text{g/l}$ (19.02.96, Torgau) und einem Minimalwert von 74 $\mu\text{g/l}$ (17.07.97, Torgau) für die Gesamtdatenmenge ein Mittelwert von 129 $\mu\text{g/l}$ errechnet. Ein durchgeführter Homogenitätstest mit einem Abweichungsintervall von $\pm 15\%$ um den statistischen Mittelwert zeigt, daß 67% aller im Gesamtzeitraum gemessenen Werte innerhalb dieses Sektors liegen. Für den AOS wurden ein Mittelwert von 175 $\mu\text{g/l}$ sowie ein Maximalwert von 213 $\mu\text{g/l}$ und ein Minimalwert von 142 $\mu\text{g/l}$ ermittelt.

Periodische oder saisonal bedingte Einflüsse auf die IOS-Konzentration im Elbewasser sind nicht oder nur wenig relevant. Abb. 6.2.3-1 zeigt, daß zwischen IOS- und AOS-Konzentration und Abfluß der Elbe kein signifikanter Zusammenhang besteht.

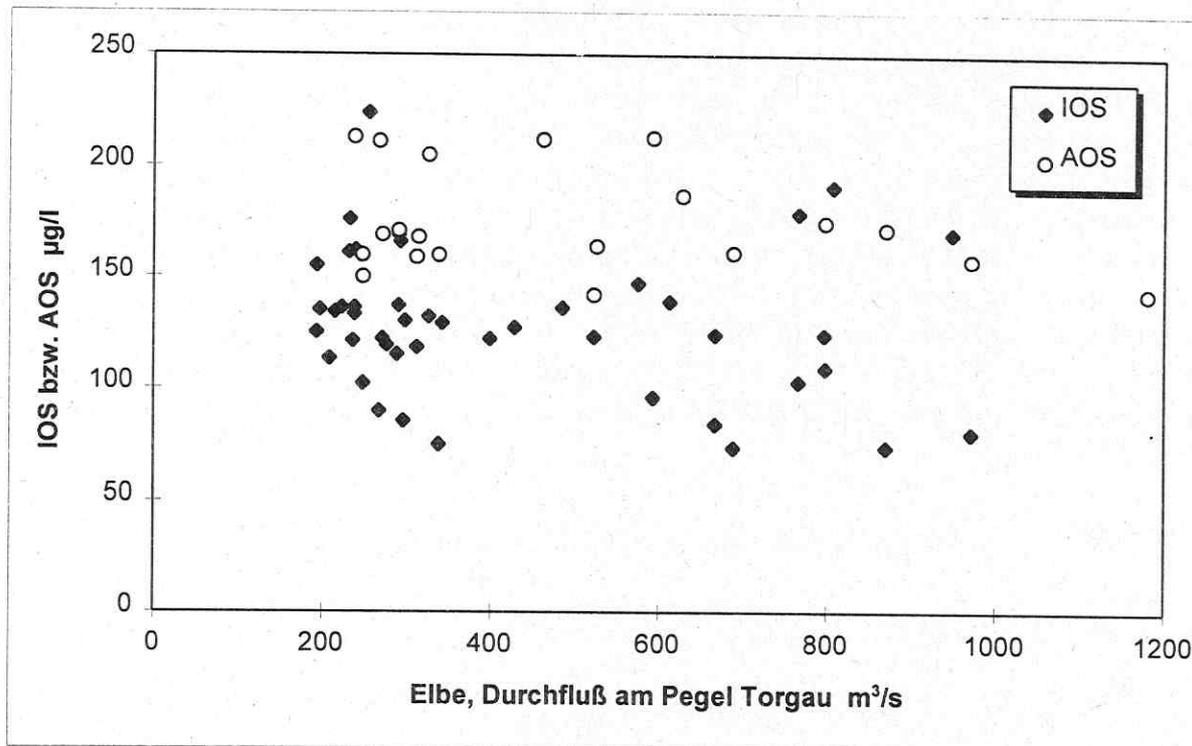


Abb. 6.2.3-1: IOS- und AOS-Konzentration im Elbewasser in Abhängigkeit vom Durchfluß 1995-97

Im nordböhmischen Industrieviertel bei Usti nad Labem wurden für den Elbe-Nebenfluß Bilina an der Mündung in die Elbe 1995/96 IOS-Werte zwischen 380 und 840 $\mu\text{g/l}$ gemessen, zwei auf AOS untersuchte Stichproben zeigten 850 bzw. 980 $\mu\text{g/l}$ an. Diese Belastungssituation ist maßgeblich der noch unbefriedigenden industriellen Einleitersituation (keine oder nur unzureichende Abwasserklärung) geschuldet. Aufgrund der starken Verdünnung in der Elbe und des vermutlich teilweisen Abbaus wurden derartig hohe Konzentrationen im sächsischen Abschnitt der Elbe (Schmilka bis Torgau) nicht gefunden.

6.2.4 Verhalten des AOS und IOS bei der Uferfiltration

T. Grischek (HTW), P. Neitzel (TUD)

In den Meßprofilen wurde der AOS entlang des Fließweges von im Mittel 167 $\mu\text{g/l}$ auf 95-134 $\mu\text{g/l}$ reduziert. Die Elimination ist im obersten Bereich des Grundwasserleiters bei Vorhandensein von Nitrat größer als im mittleren, stabil anaeroben Bereich (Abb. 6.2.4-1). Teilweise treten erhöhte Einzelwerte im

landseitigen bzw. die Elbe unterströmenden Grundwasser auf, deren Ursache in einer Freisetzung aus den Braunkohle- bzw. Holzpartikeln vermutet wird.

Zum Verhalten des schwefelorganischen Summenparameters IOS während der Uferfiltration bzw. im natürlich gebildeten Grundwasser wurden bisher nur sehr wenige Daten veröffentlicht (SCHULLERER, 1992).

Umfangreiche Untersuchungen mit insgesamt 10 bzw. 12 Beprobungen der Meßprofile I und II in Torgau-Ost ermöglichten es erstmalig, ein vollständiges Bild zum Verhalten der den IOS determinierenden Substanzgruppen über zwei Jahre hinweg zu erhalten. Die Ergebnisse sind in der Abb. 6.2.4-2 und der Tab. 6.2.4-1 zusammengefaßt.

Wie die Daten zeigen, wird nur ein relativ kleiner Anteil des IOS im Bereich der Kolmationszone eliminiert. Erst bei der weiteren Untergrundpassage nimmt die IOS-Konzentration deutlich ab. Dabei konnte keine ausgeprägte Teufenabhängigkeit nachgewiesen werden. Etwa 40-50% des im Elbewasser enthaltenen IOS werden bei der Uferfiltration eliminiert. Durch die Mischung von Uferfiltrat mit landseitigem, unbelastetem Grundwasser liegt die IOS-Konzentration im Rohwasser der Brunnen bei etwa einem Drittel der Konzentration im Elbewasser.

Landseitig wurden 1996/97 keine IOS-Werte oberhalb der ermittelten Bestimmungsgrenze von 50 µg/l gefunden. Werte oberhalb der Bestimmungsgrenzen wurden nur in rechtseibischen Meßstellen in Teufe 1 gefunden, was mit der auch durch andere Parameter belegten Infiltration von Elbewasser bei hohem Wasserstand der Elbe zusammenhängt. In Übereinstimmung mit dem Nachweis der Unterströmung der Elbe im Bereich des Meßprofils Torgau-Ost I lag die IOS-Konzentration in den Teufen 4 und 5 der Meßstellen 11, 3, 4 und 5 unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (Abb. 6.2.4-2a).

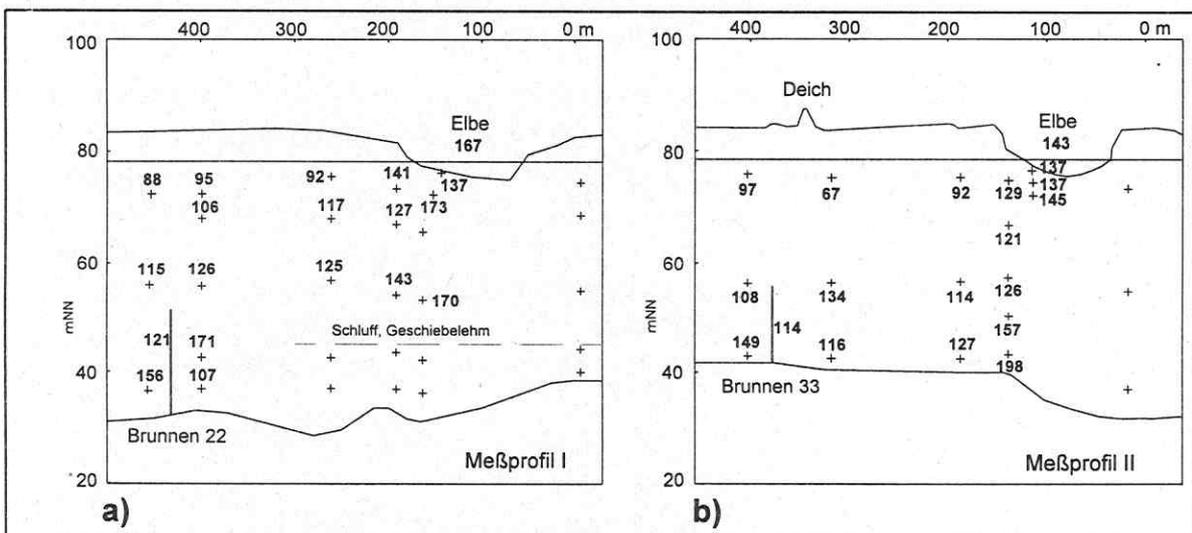


Abb. 6.2.4-1: a) Mittelwerte d. AOS-Konzentrationen (µg/l) 1996 im Meßprofil I (n=3)
b) AOS-Konzentrationen (µg/l) am 20.05.1996 im Meßprofil II von Torgau-Ost

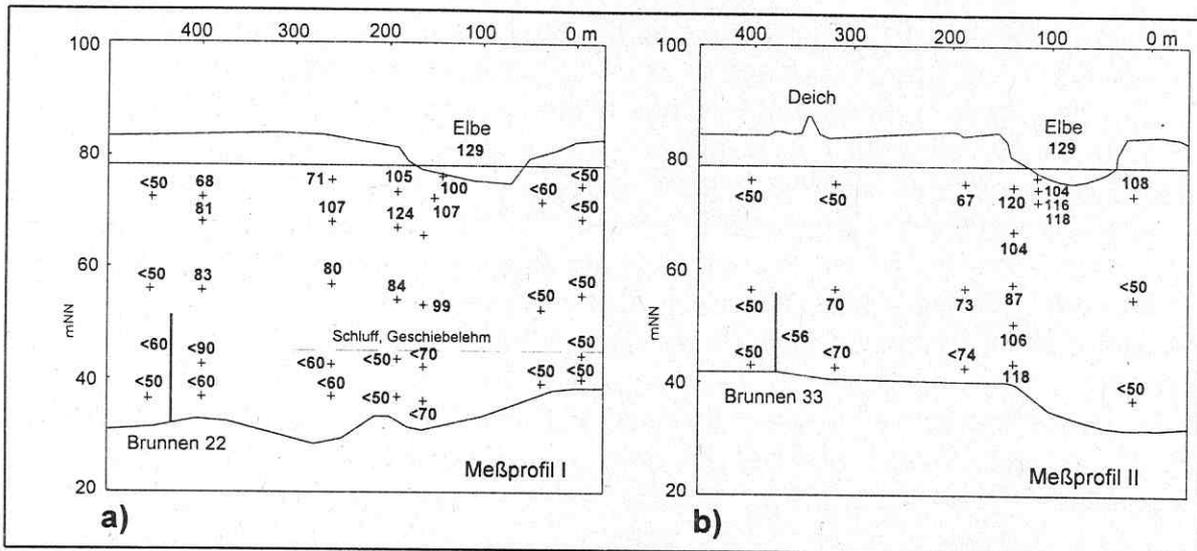


Abb. 6.2.4-2: a) Mittelwerte d. IOS-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) 1995-97 im Meßprofil I (n=10)
 b) Mittelwerte der IOS-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) 1995-97 im Meßprofil II (n=12)

Tab. 6.2.4-1: Eliminierung des IOS bei der Uferfiltration der Elbe, Torgau-Ost (n=22, Daten resultieren aus den über alle Teufen der Meßstellen gemittelten Konzentrationen)

Fließstrecke	mittlere Eliminationsleistung in %
Elbe - Kolmationsmeßstellen	16
Elbe - elbenahe Meßstellen	18
Elbe - brunnennahe Meßstellen	42

Für das Meßprofil Meissen-Siebeneichen stellt sich die Situation ähnlich dar. Die Elimination des IOS betrug bis zu 33%. Jedoch wurden an den Meßstellen 4/2 und 4/3 Konzentrationen gemessen, welche teilweise über denen im Elbewasser lagen, was sich in den Mittelwerten widerspiegelt (Abb. 6.2.4-3). Bei Berücksichtigung der geringeren Anzahl der Probenahmen an diesem Standort ist hier ein zeitweise erhöhter Eintrag mit dem Elbewasser zu vermuten, welcher bei den Beprobungen nicht erfaßt wurde. Deutlich ist auch hier in der unteren Teufe das die Elbe unterströmende Grundwasser mit niedriger IOS-Konzentration zu erkennen.

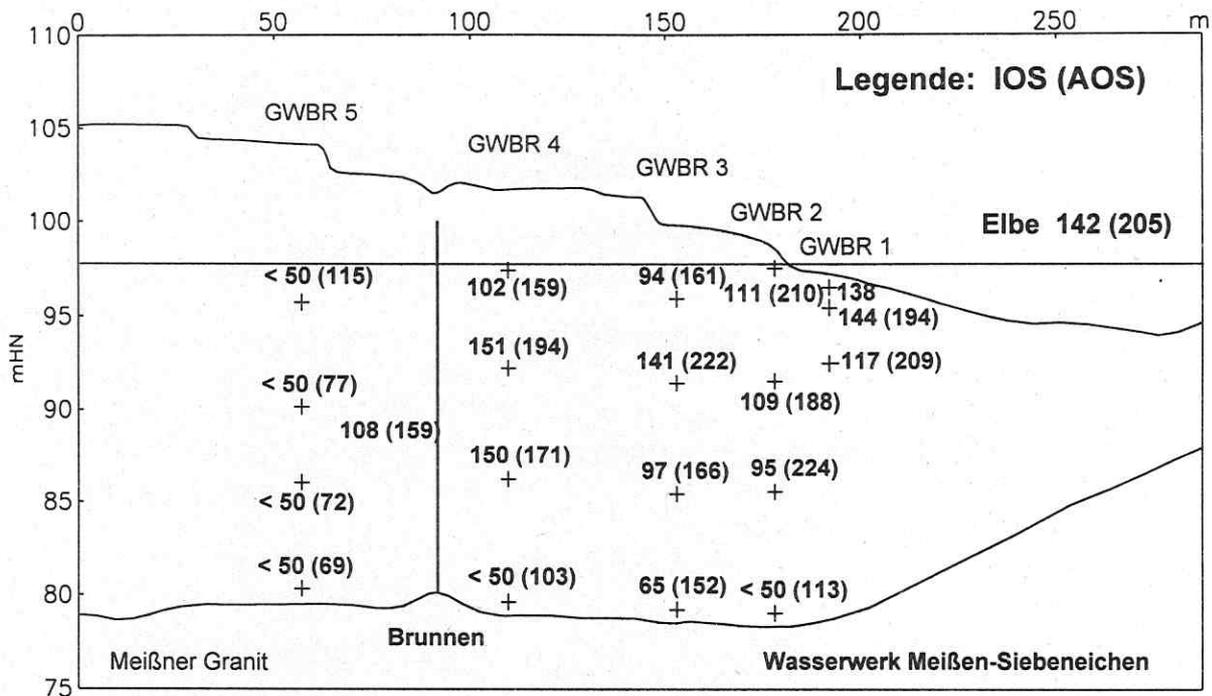


Abb. 6.2.4-3: Mittelwerte der IOS-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) im Meßprofil Meissen-Siebeneichen 1995-97 ($n=7$) und der AOS-Konzentration 1996 ($n=2$)

6.2.5 Weitere Charakterisierung des AOS und IOS

T. Grischek (HTW), P. Neitzel (TUD)

Für Abbauprobieren wurden die unter Kapitel 3.3.3 beschriebenen Testfilteranlagen und die Großsäulenanlage genutzt. Die Tabellen 6.2.5-1 bis 6.2.5-4 zeigen die Zusammenfassung der Ergebnisse zum Abbau des IOS und AOS im Elbewasser. Der Anteil des aerob leicht abbaubaren IOS ist mit 31% ebenso groß wie der Anteil des leicht abbaubaren AOS. Auch die Minimal- und Maximalwerte des Abbaus liegen in ähnlicher Größenordnung und entsprechen auch der des DOC-Abbaus in den Versuchsanlagen.

Tab. 6.2.5-1: Ergebnisse der Testfilterversuche zum Abbau von AOS der Torgauer Elbe, *Min/Max-Werte zu Versuchsbeginn und -ende nicht zusammengehörig ($n=11$)

	AOS Versuchsbeginn $\mu\text{g/l}$	AOS Versuchsende $\mu\text{g/l}$	AOS-Abbau $\mu\text{g/l}$	AOS-Abbau %
Mittelwert	175	119	56	32
Minimum	147*	89*	32*	14
Maximum	236*	204*	93*	51

Tab. 6.2.5-2: Ergebnisse der Testfilterversuche zum Abbau von IOS der Torgauer Elbe, *Min/Max-Werte zu Versuchsbeginn und -ende nicht zusammengehörig (n=11)

	IOS Versuchsbeginn µg/l	IOS Versuchsende µg/l	IOS-Abbau µg/l	IOS-Abbau %
Mittelwert	108	74	34	31
Minimum	79*	56*	17*	19
Maximum	137*	94*	64*	47

Der Abbau war wie beim DOC zu Beginn der Versuche am stärksten. Abb. 6.2.5-1 zeigt die Abbaukurven für einen Versuch über 9 Tage. Auf der Abszissenachse wurde die Kontaktzeit mit dem Trägermaterial Bimsstein aufgetragen, um eine Vergleichbarkeit der Versuche untereinander zu ermöglichen, da für die IOS-Analysen je 1 l Wasser erforderlich ist und somit das Volumen des im Kreislauf gepumpten Wassers stark verringert wird.

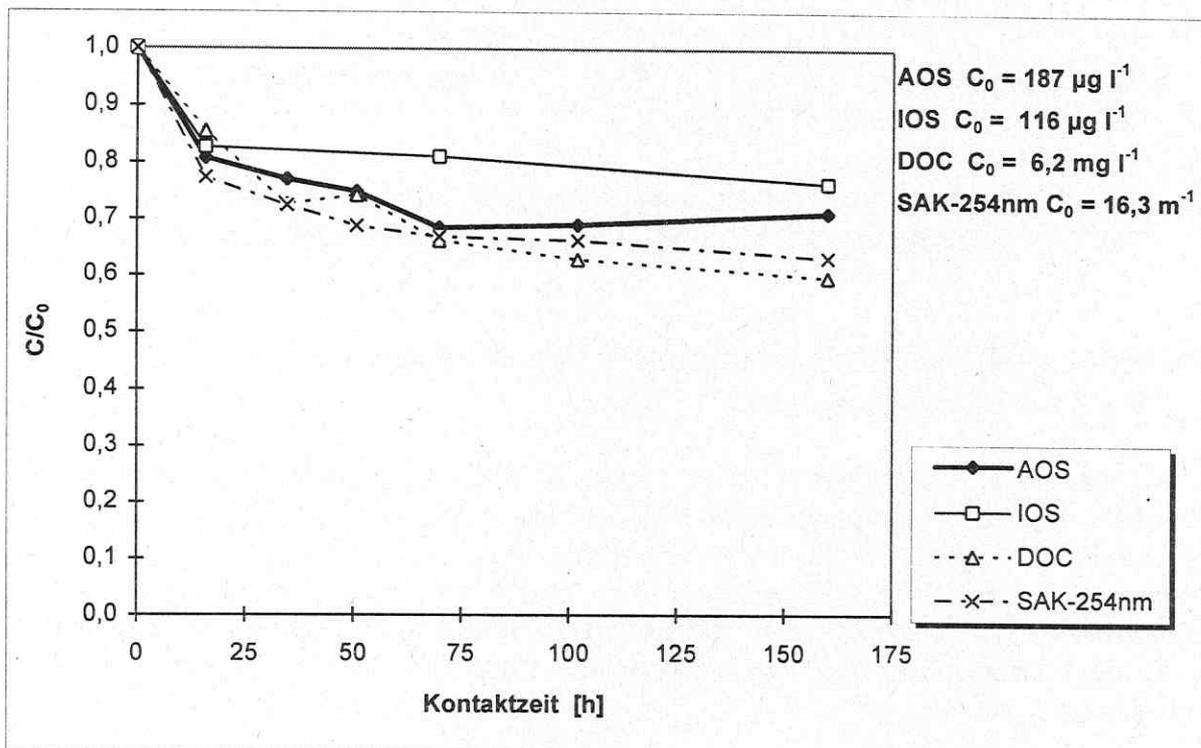


Abb. 6.2.5-1: Abbaukurven eines Testfilterversuches 18.-27.06.1996

MÜLLER (1995) ermittelte für die Elbe bei Dresden 1992/93 bei einer mittleren IOS-Konzentration von 207 µg/l einen mittleren Abbau in Testfiltern von 50 µg/l (24%). Die 1995/96 ermittelten Konzentrationen lagen deutlich niedriger. Außerdem war selbst bei der niedrigeren mittleren Anfangskonzentration von 108 µg/l die Abbauleistung größer, so daß wesentlich niedrigere Endkonzentrationen gemessen wurden.

Bei den Großsäulenversuchen wurde bei stabiler Fließgeschwindigkeit mit Aufenthaltszeiten von etwa 1 Tag in der Kolmationssäule und 9 Tagen in den anschließenden Säulen gearbeitet (vgl. Abb. 3.3.3-1). Der Abbau in der Säulenanlage entspricht dem in den Testfilteranlagen erreichten Abbau (Tab. 6.2.5-3 und 6.2.5-4). Die Abbauleistung betrug beim AOS im Mittel 27%, beim IOS 32%. Das

Abbauverhalten von AOS und IOS ist dem des DOC sehr ähnlich. Im Mittel erfolgten 52% bzw. 56% der gesamten Elimination des IOS bzw. AOS in der Kolmationssäule.

Tab. 6.2.5-3: Ergebnisse der Großsäulenversuche zum AOS-Abbau im Torgauer Elbewasser (Abbauwerte aus zeitbezogenen Zuordnungen, n=12)

	AOS Zulauf µg/l	AOS Auslauf Kolmationssäule µg/l	Abbau %	AOS Auslauf Gesamtanlage µg/l	Abbau gegenüber Zulauf %
Mittelwert	186	160	14	136	27
Minimum	138	124	10	98	29
Maximum	233	207	11	193	17

Tab. 6.2.5-4: Ergebnisse der Großsäulenversuche zum Abbau von IOS im Torgauer Elbewasser (Abbauwerte aus zeitbezogenen Zuordnungen, n=12)

	IOS Zulauf µg/l	IOS Auslauf Kolmationssäule µg/l	Abbau %	IOS Auslauf Gesamtanlage µg/l	Abbau gegenüber Zulauf %
Mittelwert	121	99	18	81	32
Minimum	92	86	6	69	23
Maximum	170	94	44	74	56

Aufbauend auf den methodischen Entwicklungen zum Einsatz der Ultrafiltration als Molekülgrößenausschlußchromatographie und Ergebnissen zur Molmassenfraktionierung des DOC wurde für den schwefelorganischen Summenparameter IOS dessen Molekulargewichtsverteilung in der Elbe und bei der Passage durch den Aquifer an Wasserproben von ausgewählten Meßpunkten untersucht (LUDWIG u.a., 1997). So wurden 1996 drei Versuchsreihen mit Proben von Elbewasser sowie der Meßpunkte 3/1 (elbenah), 5/3 (brunnennah) und 6/5 (Landseite) des Meßprofils Torgau-Ost II durchgeführt.

Wie die Ergebnisse in Tab. 6.2.5-5 verdeutlichen, erfolgt bei der Untergrundpassage neben dem Bioabbau und der Adsorption von IOS-Inhaltsstoffen auch eine deutliche Verschiebung der Molekulargewichtsverteilung zugunsten der Fraktion ≤ 1000 g/mol. Dieser an sich zu erwartende Effekt weist auch für die Gruppe der ionenpaarfähigen schwefelorganischen Verbindungen auf die Umwandlung von Verbindungen mit größerem Molgewicht in Verbindungen mit kleinerem Molgewicht hin. So beträgt die Abnahme der Inhaltsstoffe mit einem Molekulargewicht von ≥ 10.000 g/mol über den Fließweg mehr als 50%, während die mittlere Molekulargewichtsfraction des IOS über den Fließweg relativ konstant bleibt und erst in Brunnennähe abnimmt.

Tab. 6.2.5-5: Molekulargewichtsverteilung des IOS an ausgewählten Meßstellen des Meßprofils II von Torgau-Ost (Zeitraum: Februar - Mai 1996)

Meßpunkt	IOS-Konzentration (µg/l)	Anteil der Molekulargewichtsfractionen in %		
		≥ 10.000 g/mol	10.000 - 1000 g/mol	≤ 1000 g/mol
Elbe-Fluß	136 / 155 / 166	8	48	44
Meßst. 3/1	85 / 106 / 120	18	48	34
Meßst. 5/3	72 / 75 / 71	3	34	63
Meßst. 6/5	alle Werte < 50	-	-	-

An Elbe-relevanten Substanzgruppen können den genannten Molekulargewichtsfractionen die folgenden zugeordnet werden:

Mw \geq 10.000 g/mol :	sulfonierte Polysaccharide (Stärke, Zellulose, Lignin), Huminsäuren- und Fulvinsäuren, sulfonierte wasserlösliche Proteine
Mw = 10.000 - 1000 g/mol :	Ligninsulfonate, Polypeptide mit Thioaminosäure-Sequenzen, sulfonierte Polypeptide, Huminsäuren- und Fulvinsäuren mittleren Molgewichts
Mw \leq 1000 g/mol :	Aryl- und Alkylsulfonate, S-haltige PPSM, Mercaptane und Thiophenole, Thioaminosäuren, sulfonierte Mono- u. Disaccharide, anionische Tenside.

Basierend auf den Meßergebnissen, der Untersuchung von Sulfonsäuren (Kap. 6.3) sowie einer umfassenden Literaturrecherche wurde der Versuch unternommen, eine Bilanz des Elbe-IOS zu erstellen (Tab. 6.2.5-6). Details dazu sind im Teilbericht 7 zu finden. Mehr als 85% des IOS konnten durch Stoffgruppen bzw. Einzelstoffe konkret untersetzt werden, so daß die verbleibende Grauzone bereits jetzt relativ klein ist. Eine derartig weitgehende Unterersetzung ist für andere organische Summenparameter in Oberflächen-, Grund-, Trink- und Abwässern wie DOC, TOC, AOX und AOS bisher nicht bekannt.

Wie die Daten zeigen, bilden die schwefelhaltigen Huminsäuren- und Ligninsulfonsäuren (Substanzen aus dem natürlichen Stoffkreislauf bzw. Abprodukte bei der Herstellung von Papier, Karton und Zellstoff) mit max. 80% den Hauptanteil des Summenparameters IOS im Elbewasser. Der Anteil, den die Elbe-relevanten aromatischen Sulfonsäuren für den IOS erbringen, beträgt erstaunlicherweise nur etwa 10%. Oberflächenaktive Substanzen wie Waschmittelinhaltsstoffe (sec.-Alkylarylsulfonate) machen einen Anteil von < 10% aus.

Tab.6.2.5-6: Zusammensetzung des IOS im Elbewasser

Substanzgruppe	Konzentr.-bereich (µg/l)	molekularer Schwefelgehalt (%)	resultierender IOS-rel. Gesamtschwefel (µg/l)
Arylsulfonate ⁽¹⁾	bis 60	≈ 20	12
anionische Tenside ⁽²⁾	bis 100	≈ 10	10
S-haltige Weichspüler	bis 1	≈ 5	Beitrag unbedeutend
optische Aufheller ⁽³⁾	bis 5	≈ 20	1
Huminsäuren (max. Fall)	3000	2	60
Ligninsulfonsäuren (max. Fall)	500	8	40
Thioaminosäuren ⁽⁴⁾	bis 7	25	2
Summe	-	-	125
IOS-Konz. der Elbe (n=45)⁽¹⁾	-	-	129

⁽¹⁾ Ergebnisse eigener Messungen

⁽²⁾ Daten nach GERMANUS u.a. (1995)

⁽³⁾ Daten nach FICHTNER u.a. (1995)

⁽⁴⁾ Daten nach FRIMMEL u.a. (1980)

Insgesamt läßt sich feststellen, daß der Summenparameter IOS sehr gut zur Bestimmung der ionenpaar-determinierten schwefelorganischen Belastung von

Oberflächen- und Grundwässern geeignet ist. Über mögliche Gefährdungen hinsichtlich Toxizität, Kanzerogenität und Mutagenität für den Menschen und Nutztiere durch schwefelorganische Verbindungen im Trinkwasser können unter Nutzung der Summenparameter IOS und AOS keinerlei Aussagen getroffen werden.

6.3 Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe

P. Neitzel, W. Walther (TUD)

Schwefelorganische Verbindungen, besonders die stärker polaren wie beispielsweise die **aromatischen Sulfonsäuren**, sind seit etwa 100 Jahren (Farbstoffindustrie) Zielprodukte der menschlichen Konsumtion und als Abprodukte Resultate der zivilisatorischen Stoffwandlungsprozesse. So gelangen diese föglich aus anthropogenen Quellen in die aquatische Umwelt.

Niedermolekulare **Halogencarbonsäuren** wie Fluor-, Chlor- und Bromderivate von C₁- bis C₄-Carbonsäuren sind, von ihrer Freisetzung in die Atmosphäre durch vulkanische Großereignissen abgesehen, weitgehend Reaktionsprodukte von emittierten Halogenkohlenwasserstoffen mit OH-Radikalen in den höheren Schichten der Gashölle der Erde. Zudem werden sie für technische Einsatzzwecke durch die chemische Großindustrie produziert und in den zivilisatorischen Stoffkreislauf eingebracht.

Somit gelangt der überwiegende Teil beider Substanzklassen direkt oder indirekt aus anthropogenen Quellen in die aquatische Umwelt, ihre Herkunft ist somit weitgehend "man-made". Dagegen sind geogene bzw. biogeochemische Beiträge gegenstandslos bzw. als gering zu bewerten.

Das Verhalten von aromatischen Sulfonsäuren und niedermolekularen Halogencarbonsäuren bei der Uferfiltration als natürliche Vorstufe der Trinkwasseraufbereitung ist bisher nur in Ansätzen bzw. gar nicht untersucht worden. Im Rahmen der Zielstellung eines Teilprojekts sollte diese Lücke geschlossen und nachfolgend genannte Schwerpunkte bearbeitet werden:

- Quellen für den Stoffeintrag in die aquatische Umwelt
- Belastungssituation des sächsischen Teils der Elbe gegen Ende der 90er Jahre
- Verhalten der Substanzen im Aquifer und Eliminierungspotential der Uferfiltration
- verbleibendes Restgefährdungspotential in Rohwässern von Brunnengalerien
- Belastungssituation in Trinkwässern von Uferfiltratstandorten an der Elbe
- Einordnung der Substanzen in den Gesamtbereich anthropogen-determinierter organischer Mikroverunreinigungen in Wässern
- Ableitung von Handlungsanweisungen für Uferfiltratwasserwerke im Havariefall
- Bezeichnung perspektivisch verbleibender bedeutsamer Arbeitsrichtungen für Untersuchungen an beiden Substanzklassen in der Umwelt.

Daten und Erkenntnisse über Produktionsmengen, Eintragspfade und Belastungen (Konzentrationen) an aromatischen Sulfonsäuren in der aquatischen Umwelt wurden für den mitteleuropäischen Raum (Rhein, Main, Neckar, Donau) erstmals zu Beginn der neunziger Jahre publiziert. Dabei zeigte es sich, daß Arylsulfonate rein anthropogenen Ursprungs sind. Als industrielle Emissionsquellen werden von den Autoren vor allem die Farbstoff-, Gerbstoff-, Textilhilfsmittel-, Waschmittel- (Weichspüler, optische Aufheller) und Pharmaindustrie genannt. So gehen Schätzungen allein bei schwefelorganischen Farbstoffen von einer weltweiten Jahresproduktion von 700 Tt aus (Jahr 1980), bei Textilhilfsmitteln von etwa 3 Mio. t (ABEL, 1997).

Ein Teil dieser Substanzen, die in nachfolgenden Synthesestufen nicht umgesetzt oder nach ihrer Anwendung wieder freigesetzt wurden, gelangt offenbar über die industriellen Abwässer in die Vorfluter, was die teilweise hohen Konzentrationen von Einzelstoffen (Naphthalen-1,5-disulfonat bis zu 3,4 µg/l im Rhein bei Düsseldorf im Jahre 1991) erklärt. Dabei hängt die Eliminierung der Arylsulfonate im Abwasser

stark von der Prozeßführung der Abwasserbehandlung ab. Einige Komponenten können auch teilweise über das kommunale Abwasser in die Vorfluter gelangen. Über geogene oder biologische Quellen für aromatische Sulfonsäuren in der Natur ist bisher nichts berichtet worden.

Von den umweltrelevanten, niedermolekularen, aliphatischen C₁- bis C₄-Halogen-carbonsäuren beeinflussen die Chloressigsäuren die aquatische Umwelt und damit auch Flüsse, Uferfiltrate und Grundwässer Mitteleuropas am stärksten.

Chloressigsäuren wurden und werden in den Umweltkompartimenten Wasser, Luft und Boden relativ häufig angetroffen. Abgesehen von vulkanischen Großereignissen werden sie ausschließlich aus anthropogenen Quellen und auf verschiedenen Pfaden in die Umwelt eingetragen. So wird das Natriumsalz der Trichloressigsäure bei einem Weltjahresverbrauch von 21.000 bis 23.000 t als Totalherbizid ausgebracht. Monochlor- und Trichloressigsäure dienen als Zwischenprodukte bei chemischen Großsynthesen (z. B. bei der Herstellung von Malonsäure oder Indigofarbstoffderivaten), kommen aber ebenso als Quell- und Lösungsvermittler in der Kunststoffindustrie sowie zur Oberflächenbehandlung von Metallen zum Einsatz. Außerdem ist bekannt, daß Trichloressigsäure beim Abbau von Halogenkohlenwasserstoffen durch OH-Radikale in der Troposphäre neben Phosgen und Carbon-säurechloriden gebildet und somit im Niederschlagswasser enthalten ist. Man schätzt die allein aus C₂-CKW-Emissionen der Bundesrepublik jährlich in der Troposphäre gebildete Menge an Trichloressigsäure auf etwa 60.000 t. Chloressigsäuren sind zudem als Metabolisierungsprodukte von CKW in Organismen und in der Wachsschicht von Fichtennadeln gefunden worden. Letztendlich darf nicht übersehen werden, daß Chlor- und Bromessigsäuren bei der Sicherheitschlorung von Trinkwasser entstehen. Die Chlorung ist jedoch notwendig, damit ein mikrobiologisch einwandfreies Trinkwasser für den Verbraucher bereitsteht, besonders wenn die Wasserwerke dieses an großräumige Stadt- oder Fernwassernetze abgeben, was zu längeren Standzeiten in den Versorgungsnetzen führen kann.

Tab. 6.3-1: Screening mit Ionenpaar-HPLC und UV-DAD / FLD auf Arylsulfonate in Oberflächen- und Grundwasser sowie Uferfiltrat der Elbe

Substanzen (Ullmann's Nomenklatur)	Hersteller der Substanzen	HPLC- Peak-Nr.	CAS- Nummer ⁽¹⁾	Elberelevanz (c _{maxi} ; 1996)
Sulfanilsäure	Fluka	07 ⁽²⁾	00121-57-3	ohne
Orthanilsäure (ESTD)	Fluka	11-ISTD ⁽³⁾	00088-21-1	ohne
Flaviansäure (Naphtholgelb S)	Fluka	13	00483-84-1	ohne
Naphthalen-1-sulfonat	Fluka	19	00085-47-2	6,2 µg/l
Naphthalen-2-sulfonat	Fluka	09	00120-18-3	62,0 µg/l
Naphthalen-1,5-disulfonat	Aldrich	15	00081-04-9	178,0 µg/l
Naphthalen-2,6-disulfonat	Aldrich	14	00581-75-9	1,5 µg/l
Naphthalen-2,7-disulfonat	DVGW	22	00092-41-1	7,4 µg/l
Naphthalen-1,3,6-trisulfonat	Aldrich	16	00086-66-8	15,9 µg/l
Benzen-1,3-disulfonat	Merck	12	00098-48-6	ohne
3-Nitrobenzensulfonat	Merck	08	00098-47-5	ohne
4-Methylbenzensulfonat	Fluka	17	00104-15-4	ohne
1-Hydroxynaphthalen-4-sulf.	Fluka	18	00084-87-7	ohne
1-Hydroxynaphthalen-3,6-disulf.	Fluka	03	00578-85-8	1,4 µg/l
2-Hydroxynaphthalen-3,6-disulf.	Fluka	02	00148-75-4	16,3 µg/l
2-Aminonaphthalen-1,5-disulf.	Fluka	01	00117-62-4	ohne
2-Aminonaphthalen-4,8-disulf.	DVGW	23	00131-27-1	944,0 µg/l
1-Aminonaphthol-2-sulfonat-(4)	Apolda	21	00116-63-2	ohne
Anthrachinon-2-sulfonat (ISTD)	Merck	10-SUR ⁽⁴⁾	00084-48-0	ohne
Anthrachinon-2,6-disulfonat	Fluka	06	00084-50-4	ohne
1,2-Naphthochinon-4-sulfonat	Fluka	20	02066-93-5	ohne
2-Aminonaphthalen-1-sulfonat	Aldrich	24	00081-16-3	ohne
4-Amino-Naphthalen-1-sulfonat	Aldrich	28	0084-86-6	ohne
3-Amino-Naphth.-2,7-disulfonat	Aldrich	29	00092-28-4	ohne
5-Amino-Naphth.-2-sulfonat	Aldrich	30	0119-79-9	ohne
8-Amino-Naphth.-2-sulfonat	Aldrich	31	0119-28-8	ohne
2-Hydroxy-Naphth.-6-sulfonat	Aldrich	32 ⁽⁵⁾	0093-01-6	15,8 µg/l
2,4-Dihydroxybenzoesäure	Fluka	33 ⁽⁵⁾	0089-86-1	ohne
2,5-Dihydroxybenzoesäure	Fluka	34 ⁽⁵⁾	0470-79-9	ohne
5-Sulfosalicylsäure	Fluka	35 ⁽⁵⁾	5965-83-3	ohne

Legende

- (1) CAS-Nummer: Systemnummer nach Chemical Abstracts Service, Ohio (USA)
 (2) Labornummer der Einzelsubstanz (HPLC-Peak-Nummer)
 (3) ISTD: Interner Standard, ⁽⁴⁾ SUR: Surrogat-Standard (externer Aufarbeitungsstandard)
 (5) in der Fachliteratur postulierte und nachgewiesene Metabolite des Naphthalen-2,6-disulfonats.

Aromatische Sulfonsäuren

Erste systematische Untersuchungen zur Belastung der Oberelbe mit aromatischen Sulfonsäuren begannen im Januar 1994 und gehen auf FICHTNER u. a. (1995) zurück. Einige der Substanzen wie Naphthalen-1,5-disulfonat und Naphthalen-1,3,6-trisulfonat traten mit deutlichen Stoßbelastungen irregulärer Natur bis 65 µg/l in der Elbe auf, deren Quellen dem nordböhmischen Industrievier zuzuordnen sind (Farbstoff-, Textil- und Kunststoffindustrie).

Das in der Tabelle 6.3-1 aufgeführte Substanzspektrum wurde innerhalb von drei Jahren für die Elbe und die Uferfiltratmeßprofile in Torgau-Ost und Meissen als Screeningprogramm gemessen und folgende Ergebnisse erhalten:

Zehn der im analytischen Suchprogramm befindlichen Sulfonate wurden in der Elbe aufgefunden (s. Tab. 6.3-2). Es handelte sich dabei um Naphthylderivate, während die in der Tab. 6.3-1 genannten Benzenabkömmlinge 1995-97 keine Rolle spielten.

Tab. 6.3-2: Elbe-relevante Naphthylsulfonate mit ausgewählten Kenn- und Meßwerten (NEITZEL u. a., 1996 u. 1998)

Substanz (Ullmann's Nomenklatur)	Datum und Ort der Probe- nahme an der Elbe	Maximal- konzentration 1995-97 ($\mu\text{g/l}$)	Bestimmungs- grenze ($\mu\text{g/l}$)	linearer Korrel.- koeff. zwischen Konzentration und Peakfläche
Naphthalen-1-sulf.	05.02.96 / Torgau	6,2	0,3 ⁽¹⁾	0,99993
Naphthalen-2-sulf.	25.09.96 / Usti n.L.	62,0	0,2	0,99974
Naphth.-1,5-disulf.	25.09.96 / Usti n.L.	178,0	0,3	0,99780
Naphth.-2,6-disulf.	20.02.96 / Torgau	1,5	0,3	0,99916
Naphth.-2,7-disulf.	20.02.96 / Torgau	7,4	0,3	0,99982
Naphth.-1,3,6-tris.	21.08.95 / Torgau	15,9	0,3	0,99610
1-OH-Naph.-3,6-di.	13.05.96 / Meissen	1,4	0,5	0,99996
2-OH-Naph.-3,6-di.	11.11.96 / DD-Pillnitz	16,3	0,8	0,99994
2-NH ₂ -Naph.-4,8-di.	25.09.96 / Usti n.L.	944,0	0,4	0,99690
2-OH-Naphth.-6-sulf.	11.11.96 / DD-Pillnitz	15,8	0,6	0,99990

⁽¹⁾ Die analytischen Wiederfindungsraten betragen für die genannten Arylsulfonate $99\% \pm 4\%$, nur für Naphthalen-1,3,6-trisulfonat $79\% \pm 2\%$. Die Bestimmungsgrenzen beziehen sich auf den Einsatz eines UV-Diodenarraydetektors mit $\lambda = 220 \text{ nm}, 235 \text{ nm}, 245 \text{ nm}$ (simultan).

Tab. 6.3-3: Eliminierung ausgewählter Sulfonate im Kolmationsbereich der Meßprofile Meissen und Torgau-Ost II (Werte von 1995/96)

<i>Torgau-Ost, Meßprofil II</i>					
	02 ⁽¹⁾	15	16	22	23
Elbe	3,3 (n=10)	1,6 (n=10)	5,7 (n=10)	3,6 (n=10)	2,8 (n=9)
Kolmations-MS ⁽²⁾	2,8 (n=8)	1,7 (n=9)	5,1 (n=9)	1,4 (n=6)	2,0 (n=7)
Eliminierung	15%	0%	10%	61%	29%

<i>Meßprofil Meissen-Siebeneichen</i>					
	02 ⁽¹⁾	15	16	22	23
Elbe	1,6 (n=5)	2,3 (n=5)	4,4 (n=5)	3,1 (n=5)	2,0 (n=4)
Kolmations-MS	2,6 (n=7)	2,1 (n=6)	4,1 (n=8)	2,0 (n=7)	6,8 (n=9)
Eliminierung	nicht bestimmbar	9%	7%	35%	nicht bestimmbar

⁽¹⁾ Zuordnung der Einzelstoffe:

02: 2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat; 15: Naphthalen-1,5-disulfonat;
16: Naphthalen-1,3,6-trisulfonat; 22: Naphthalen-2,7-disulfonat;
23: 2-NH₂-Naphthalen-4,8-disulfonat;

⁽²⁾ Kolmations-MS: Kolmationsmeßstelle, Werte gemittelt über die drei Teufen (in $\mu\text{g/l}$);

Aufbau der Meßprofile und Lage der Kolmationsmeßstellen s. Hauptbericht, Kapitel 3.1.3

Für zehn der in der Tabelle 6.3-2 genannten Substanzen zeigten sich für den Grundwasserbereich in Abhängigkeit von der Stratigraphie des Aquifers die nachfolgend dargestellten Ergebnisse. Sehr unterschiedlich und in starker Abhängigkeit von der Molekularstruktur der Arylsulfonate zeigt sich die Eliminierung der Substanzen im Bereich der Kolmationszone.

Wie aus der Tab. 6.3-3 ersichtlich ist, werden die Substanzen Naphthalen-1,5-disulfonat, Naphthalen-1,3,6-trisulfonat und 2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat nicht oder nur in geringem Umfang ($\leq 15\%$) im Bereich der Kolmationszone abgebaut. In größerem Umfang werden Naphthalen-2,7-disulfonat, Naphthalen-2,6-disulfonat, 2-OH-Naphthalen-6-sulfonat und 2-NH₂-Naphthalen-4,8-disulfonat bereits hier eliminiert. Die unsubstituierten Monoarylsulfonate Naphthalen-1-sulfonat und Naphthalen-2-sulfonat, die in der Elbe mit Konzentrationen von über 5 µg/l auftraten, sind am Besten abbaubar und treten an den Grundwassermeßstellen jenseits des Kolmationsbereichs oberhalb ihrer Bestimmungsgrenzen nicht mehr auf.

Tab. 6.3-4: Konzentrationsverlauf Elbe-relevanter Sulfonate am Meßprofil II von Torgau-Ost (Uferfiltratbereich), Mittelwerte 1995-97 (in µg/l; n=10)

Substanz	Elbe-Input	4/1 ⁽¹⁾	4/3	4/5	5/1	5/3	5/5	Brunnen 33
19 ⁽²⁾	2,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n. ⁽³⁾	n.n.
09	1,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14	1,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
15	1,5	1,2	1,2	1,8	2,5	1,1	1,4	1,1
22	2,9	n.n.	0,6	1,6	n.n.	n.n.	2,0	1,4
16	4,0	3,6	4,1	6,6	2,4	2,7	5,2	4,0
02	2,7	n.n.	1,4	2,7	n.n.	0,9	2,8	1,7
03	0,7	n.n.	n.n.	0,5	n.n.	1,7	n.n.	0,9
23	1,3	0,8	1,6	2,1	0,7	2,5	1,5	0,9
01	Spuren	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Legende

(1) Uferfiltrat- / Grundwassermeßstellen (Aufbau des Meßprofils und Zuordnung der Meßstellen siehe zugehörigen Hauptbericht, Kapitel 3.1.3 mit Abb. 3.1.3-4)

(2) Zuordnung der Naphthylsulfonate:

19: Naphthalen-1-sulfonat	01: 2-NH ₂ -Naphthalen-1,5-disulfonat
09: Naphthalen-2-sulfonat	14: Naphthalen-2,6-disulfonat
15: Naphthalen-1,5-disulfonat	22: Naphthalen-2,7-disulfonat
16: Naphthalen-1,3,6-trisulfonat	02: 2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat
03: 1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat	23: 2-NH ₂ -Naphthalen-4,8-disulfonat

(3) n.n.: Werte < Bestimmungsgrenze

Der fließzeit- und teufendeterminierte Konzentrationsverlauf der Elbe-relevanten Arylsulfonate ist in Tabelle 6.3-4 zusammengefaßt worden. Dabei zeigt sich eine deutliche Teufenabhängigkeit des Konzentrationsverlaufs. So werden die Substanzen im aeroben Bereich (Teufe 1) deutlich stärker abgebaut als im anaeroben (Teufen 3 und 5). Da zwischen GWBR gleicher Teufe keine signifikanten Konzentrationsunterschiede in Richtung der Förderbrunnen zu beobachten sind, kann geschlußfolgert werden, daß auf dem weiteren Fließweg des Uferfiltrats keine Eliminierung mehr stattfindet. Der landseitige Zufluß zu den Brunnengalerien ist sowohl im Meissner als auch in den Torgauer Meßprofilen frei von Arylsulfonaten.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen von den Meßprofilen Torgau-Ost I und Meissen-Siebeneichen erreichen die nachfolgend genannten Elbe-relevanten Arylsulfonate die Förderbrunnen der Uferfiltratwasserwerke und sind folglich als **wasserwerksrelevant** einzustufen:

**Naphthalen-1,5-disulfonat, Naphthalen-2,7-disulfonat,
1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat, 2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat
Naphthalen-1,3,6-trisulfonat und 2-NH₂-Naphthalen-4,8-disulfonat.**

Wie analytische Untersuchungen in den Trinkwassereinzugsgebieten von Torgau, Meissen und bestimmter Stadtgebiete von Dresden zeigten, waren in den Proben von Trinkwässern mit Uferfiltratanteilen der Elbe zwei Naphthylsulfonate oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/l zu finden. Die stark persistenten Substanzen

Naphthalen-1,5-disulfonat und Naphthalen-1,3,6-trisulfonat

müssen somit als **trinkwasserrelevant** eingestuft und die Notwendigkeit von Abwehrmaßnahmen erneut diskutiert werden.

Da Arylsulfonate im Aquifer weder retardiert noch adsorbiert werden, wurden im Rahmen von Labor- und Technikumsversuchen unter definierten Bedingungen (Temperatur, Flußrate) Tests zum Bioabbau der Sulfonate durchgeführt. Die Versuchsergebnisse der Serie können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die eingesetzten, unten genannten Arylsulfonate sind alle biologisch abbaubar.
- Die Abbaugeschwindigkeiten für die Substanzen unterscheiden sich stark.
- Arylmonosulfonate werden am Schnellsten im Testfilterversuch eliminiert.
- Naphthalensulfonsäuren mit Sulfonat-Gruppen in α -Position werden schlechter abgebaut als alle anderen betrachteten Stoffe (β -Position).
- Stoffe mit einer Sulfonat-Gruppe werden deutlich schneller abgebaut als die mit mehreren.
- Die Reihenfolge für die Abbaubarkeit der eingesetzten Arylsulfonate lautet:

**Naphthalen-2-sulfonat > Naphthalen-1-sulfonat > 2-OH-Naphthalen-6-sulfonat >
2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat > 2-NH₂-Naphthalen-1-sulfonat >
8-NH₂-Naphthalen-2-sulfonat > 1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat**

Tab. 6.3-5: Ermittelte Kennwerte eines Abbaumodells erster Ordnung zur Abbaukinetik in Testfilterversuchen mit Bimsstein als Träger

Substanz	Testfilter 1			Testfilter 3		
	k (h ⁻¹)	t ₀ (h)	t _{1/2} (h)	k (h ⁻¹)	t ₀ (h)	t _{1/2} (h)
Naphthalen-2-sulfonat	0,60	6,67	7,83	0,12	35,17	40,95
Naphthalen-1-sulfonat	0,42	5,67	5,67	0,06	46,33	57,88
2-OH-Naphthalen-6-sulfonat	0,30	6,67	8,98	0,05	36,83	50,42
2-OH-Naphthalen-3,6-disulf.	0,30	3,17	5,48	0,05	38,33	52,77
2-NH ₂ -Naphthalen-1-sulfonat	0,30	6,67	8,98	0,12	54,33	60,11
8-NH ₂ -Naphthalen-2-sulfonat	0,09	6,67	14,37	0,03	54,75	77,85
1-OH-Naphthalen-3,6-disulf.	0,02	6,67	41,32	0,01	79,17	148,47

Die Berechnungen erfolgten für den Bioabbau der Sulfonate nach dem allgemeinen kinetischen Zeitgesetz 1. Ordnung unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten für die Stoffe und der mikrobiellen Adaptionszeiten t_0 .

Tab. 6.3-6: Ermittelte Kennwerte einer Abbaukinetik 1. Ordnung für Sulfonate mit erbohrtem Aquifer-Sediment der Meßprofile in Torgau-Ost als Träger

Substanz	Abbaukonstante $k \text{ (h}^{-1}\text{)}$	Adaptionszeit $t_0 \text{ (h)}$	Halbwertszeit $t_{1/2} \text{ (h)}$
Naphthalen-2-sulfonat	0,108	16,2	22,6
Naphthalen-1-sulfonat	0,090	20,0	27,7
2-OH-Naphthalen-6-sulfonat	0,120	20,0	25,8
2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat	0,066	20,0	30,5
2-NH ₂ -Naphthalen-1-sulfonat	0,090	40,0	47,7
8-NH ₂ -Naphthalen-2-sulfonat	0,036	15,0	34,3
1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat	0,009	15,0	92,0

Die beim Einsatz von Aquifer-Sediment im Kreislaufsäulenversuch erhaltenen Werte entsprechen größenordnungsmäßig denen vom Testfilterversuch mit Bimsstein als Träger. Allerdings sind die ermittelten k -Werte um etwa ein Fünftel kleiner, wobei die strukturabhängige Reihenfolge der Sulfonate hinsichtlich ihrer Bioabbaubarkeit unverändert bleibt. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die hier eingesetzten Leitsubstanzen nach dem Erreichen der stoffspezifischen mikrobiellen Adaptionszeit schnell und vollständig abgebaut werden. ABEL (1997, S. 62) schlußfolgert daraus, daß die während der mikrobiellen Adaptionszeit eingetragene Menge an Arylsulfonaten (bei höheren Konzentrationen als Stoßbelastung) als signifikant für deren Wasserwerksrelevanz anzusehen ist. Die getesteten Sulfonate zeigten am eingesetzten Sediment (Säulenfüllmaterial) keinerlei Retardation.

Im Rahmen des Teilprojekts II wurden speziell für Elbe-relevante Naphthylsulfonate Laboruntersuchungen zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit dieser Stoffe an wasserwerkstypischer Aktivkohle (Typ F 300 der Fa. Chemviron Carbon GmbH) und an erbohrtem Aquifermaterial aus Torgau-Ost durchgeführt, um den Einfluß von Adsorptionsprozessen auf die Gesamteliminierung von Arylsulfonaten bei der Untergrund- und Wasserwerkspassage abschätzen zu können (ABEL; SMOLKA).

Zum Einsatz kamen von der Kornkohle F 300, die vor Versuchsbeginn ausgekocht worden war, Einwaagemengen von 0 (ohne), 10, 20, 30, 50, 75, 150, 300, 500, 750 und 1000 mg je 200 ml Sorptivlösungsmenge. Bei einer Über-Kopf-Schüttelfrequenz von 20 min^{-1} wurde eine Schüttelzeit von 24 h gewählt. An Startkonzentrationen für die eingesetzten Naphthylsulfonate wurden 50 bis 100 $\mu\text{g/l}$ (Simulation einer Stoßbelastung) vorgelegt. Es zeigte sich, daß von den ausgewählten Verbindungen alle vollständig aus den Versuchslösungen (entfernt) adsorbiert werden konnten.

Tab. 6.3-7: Ermittelte Kennwerte zur Adsorptionsisothermen bei 296 K nach *FREUNDLICH* für relevante Naphthylsulfonate an Aktivkohle vom Typ F 300 in vorfiltriertem Elbewasser

Substanz	Einzelstoff-Ansatz			Gemisch-Ansatz		
	K	n	Fehler	K	n	Fehler
2-NH ₂ -Naphthalen-4,8-disulfonat	219	0,20	0,0%	184	0,27	2,7%
Naphthalen-1,5-disulfonat	162	0,31	2,8%	259	0,35	5,8%
1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat	107	0,40	8,3%	170	0,34	2,6%
2-NH ₂ -Naphthalen-1,5-disulfonat	81	0,69	22,0%	165	0,30	0,8%
2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat	51	0,68	22,5%	65	0,60	24,1%
Naphthalen-1,3,6-trisulfonat	47	0,48	33,4%	90	0,59	23,2%

Wie die Ergebnisse von SMOLKA (1996) und ABEL (1997) zeigen, ist trotz der konkurrierenden Wirkung der Arylsulfonate im Gemisch-Ansatz eine vollständige Adsorption der Stoffe bei Einsatz von 1 g A-Kohle pro Liter möglich. Signifikante Unterschiede zwischen Einzel- und Gemischstoffansatz besonders bezüglich dem Kennwert n traten nur beim 2-NH₂-Naphthalen-1,5-disulfonat auf.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Naphthylsulfonate in der Regel durch Bioabbau im Grundwasserleiter und Adsorption an Aktivkohle bei der Trinkwasseraufbereitung aus aquatischen Systemen entfernt werden können. Nur extrem polare Di- und Trisulfonate ohne weitere Fremdsubstituenten gelangen bis zu einem bestimmten Teil ins Trinkwasser und sind hinsichtlich ihres Gefährdungspotentials bei der Langzeitaufnahme human- sowie ökotoxikologisch nochmals zu überprüfen.

Eine Übersichtspublikation zum Verhalten der Naphthylsulfonate in der aquatischen Umwelt ist derzeit im Druck (NEITZEL u. a., 1998).

Chloressigsäuren

Das auf die zu Beginn der neunziger Jahre Elbe-relevanten Chloressigsäuren ausgerichtete Analysenscreening wurde im August 1995 begonnen. Es wurden fünf Beprobungen am Meßprofil I in Torgau-Ost durchgeführt (s. Tab. 6.3-8).

Die Analyseergebnisse zeigen eindeutig, daß Chloressigsäuren gegenwärtig nur von geringer Relevanz für die Elbe sind. Die anthropogenen Quellen für diese Stoffe sind offensichtlich stark reduziert worden. Im Aquifer selbst wurde sporadisch nur Trichloressigsäure in Konzentrationen bis 1,9 µg/l gefunden. Brunnennahe Meßstellen (GWBR 6/3 und 21/3) sowie der Brunnen selbst wurden nicht erreicht. Monochloressigsäure und bromierte Carbonsäuren wurden überhaupt nicht nachgewiesen.

Tab. 6.3-8: Chloressigsäuren in der Elbe und im Aquifer des Meßprofils I von Torgau-Ost (Aufbau s. Hauptbericht, Kapitel 3.1.3, Abb. 3.1.3-3)

Meßstelle	23.08.95	13.12.95	06.05.96	26.08.96	29.04.97
Elbe-Fluß	0,2 DC /2,7 TCE	2,3 TCE	0,5 TCE	alle < 1,0	0,2 TCE
Kolmat.-MS 2/1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	alle < 0,1
Kolmat.-MS 2/3	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 3/3	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	alle < 0,1
Meßstelle 4/1	alle < 0,1	alle < 0,1	1,9 TCE	alle < 1,0	alle < 0,1
Meßstelle 4/3	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 4/5	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 5/1	0,1 TCE	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 5/2	alle < 0,1	alle < 0,1	0,2 TCE	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 5/3	alle < 0,1	alle < 0,1	nicht beprobt	alle < 1,0	nicht beprobt
Meßstelle 6/1	nicht beprobt	nicht beprobt	nicht beprobt	alle < 1,0	alle < 0,1
Meßstelle 6/3	nicht beprobt	nicht beprobt	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt
Brunnen 22	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 0,1	alle < 1,0	alle < 0,1
Meßstelle 21/3	nicht beprobt	nicht beprobt	alle < 0,1	alle < 1,0	nicht beprobt

Legende zur Tabelle 6.3-8:

Trichloressigsäure: TCE; Dichloressigsäure: DCE; Monochloressigsäure: MCE (Werte in µg/l)

Kolmat.-MS: Kolmationsmeßstelle;

Messung der Proben am 23.08. und 13.12.1995 sowie 29.04.1997 durch das DVGW-Technologiezentrum Wasser, Außenstelle Dresden-Kaditz (Auftragsanalytik);

Messung der Proben am 26.08.1996 im Institut für Grundwasserwirtschaft der TU Dresden;

Messung der Proben am 06.05.1996 in beiden Einrichtungen (Doppelanalytik)

Damit sind aliphatische Halogen-carbonsäuren (die fluorierten Substanzen wurden im Rahmen dieses Teilprojekts nicht untersucht) für das Wasserwerk in Torgau-Ost weder wasserwerks- noch trinkwasserrelevant!

Zur Simulation des Verhaltens von Chloressigsäuren bei massiven Stoßbelastungen bis zu 400 µg/l in der Elbe und deren Infiltration in den Grundwasserleiter wurde die Abbaufähigkeit der Stoffe im Testfilterkreislaufsystem untersucht. Damit sollten die von den drei Substanzen ausgehenden Gefahren bei möglichen Chemiefabrik- oder Transportunfällen für die aquatische Umwelt beispielhaft eingeschätzt werden.

Die Versuchsserie des Gemisch-Ansatzes zeigte eine gute Reproduzierbarkeit der ersten Versuchsserie. Auch hier erfolgt die Eliminierung der Chloressigsäuren mit zunehmendem Chlorierungsgrad langsamer. Di- und Trichloressigsäure werden mit etwa 90%, aber nicht vollständig abgebaut. Der Vergleich zwischen Gemisch- und Einzelansatz für Trichloressigsäure zeigt, daß bei etwa gleichen Halbwertszeiten die Bioadaptionszeit t_0 im Gemisch-Ansatz deutlich kleiner ist als beim Einzelansatz. Daraus resultieren auch die unterschiedlichen Abbaugeschwindigkeitskonstanten für Trichloressigsäure unter den verschiedenen Versuchsbedingungen.

Tab. 6.3-9: Testfilterversuche zum Abbau von Chloressigsäuren im Gemisch (MCE, DCE, TCE) und als Einzelstoffansatz (TCE)

Testfilter- kontaktzeit	Gemisch-Ansatz			Einzelansatz	
	Konzentration der Chloressigsäuren			Testfilter- kontaktzeit (h ⁻¹)	Konzentration TCE (µg/l)
	MCE	DCE	TCE		
0,0 (Start)	403	295	287	0,0 (Start)	261
2,8	391	245	255	7,2	268
9,2	261	234	269	11,0	261
12,4	195	288	249	16,6	251
18,4	151	(fehlt)	280	20,6	256
22,0	6	179	(fehlt)	26,2	223
30,8	< 5	147	249	29,8	226
41,2	< 5	44	179	35,8	206
47,2	< 5	36	169	38,4	217
50,8	< 5	27	158	47,4	202
56,8	< 5	26	(fehlt)	58,4	196
66,4	< 5	26	142	69,2	112
76,0	< 5	24	83	78,8	73
86,4	< 5	24	22	87,6	24
				105,6	< 1
Ermittelte Kennwerte zur Reaktionskinetik nach erster Ordnung (Bioabbau)					
t ₀ (h) =	2,8	12,4	18,4		26,2
t _{1/2} (h) =	12,6	30,8	66,4		65,3
k (h ⁻¹) =	0,071	0,038	0,014		0,018

Abschließende Untersuchungen zur Adsorption von Chloressigsäuren an Aktivkohle zeigten, daß diese Verfahrensvariante nicht sonderlich geeignet ist, derartig polare Substanzen aus Wässern zu entfernen. Die K-Werte waren nach Auswertung über die Adsorptionsisotherme nach *FREUNDLICH* allesamt relativ klein (<<10) und die n-Werte relativ groß (Maximalwerte bis 2,0).

An erbohrtem Sediment vom Grundwasserleiter aus Torgau-Ost konnte für die genannten Substanzen keinerlei Adsorption festgestellt werden.

6.4 Isotopensignaturen zur Charakterisierung von Stoffumsetzungen in Talgrundwasserleitern

6.4.1 Isotopensignaturen im landseitigen Zufluß

G. Strauch, , G. Mallén, R. Trettin (UFZ)

Die Untersuchung von Isotopensignaturen ermöglicht Aussagen zur unterschiedlichen Herkunft der gelösten Komponenten in den verschiedenen Wässern (Sickerwasser, Flußwasser, Uferfiltrat, Grundwasser, Tiefenwasser) sowie zu den im Grundwasserleiter stattfindenden Redoxreaktionen, welche durch die alleinige Bestimmung der hydrochemischen Kennwerte oft gar nicht oder nicht mit ausreichender Sicherheit getroffen werden können.

Bei der Grundwasserbewirtschaftung in Talgrundwasserleitern kommt den hydrochemischen Kennwerten Nitrat und Sulfat eine besondere Bedeutung zu, da aus verschiedenen Quellen Einträge in das Grundwasser erfolgen (landwirtschaftliche Düngung im landseitigen Bereich, Weidewirtschaft, urbane Siedlungen) und zu einer Rohwasserbeeinträchtigung führen können, andererseits viele Abbaureaktionen organischer Stoffe milieuhabhängig sind und in engem Zusammenhang mit den Umsetzungsprozessen von Stickstoff- und Schwefelverbindungen stehen. Daher sind gemeinsame Betrachtungen zum Stoffumsatz der gelösten Komponenten Sulfat, DIC und Nitrat notwendig.

Sulfat und Nitrat sind vor allem bodenzugehörig, werden dort in oxidierendem Milieu gebildet (Nitrifikation, Mineralisation organischen Schwefels) und können darüberhinaus direkt oder indirekt durch Düngung in die Bodenzone gelangen. Aus der atmosphärischen Deposition stammendes Sulfat durchläuft vor dem Austrag aus der ungesättigten Zone größtenteils den organischen S-Pool (MAYER, 1993). DIC bzw. CO₂ gelangen sowohl über die Bodenrespiration bzw. Umsetzungsprozesse im Aquifer in das Grundwasser und Uferfiltrat als auch über die Löslichkeit des atmosphärischen CO₂ im Flußwasser. CO₂ ist über den atmosphärischen Pfad entsprechend der Löslichkeit unter gegebenen Temperaturverhältnissen sofort als DIC verfügbar. Demgegenüber muß Stickstoff erst transformiert werden.

Im linkselbischen Einzugsgebiet verzeichnet das Nitrat im Grundwasser in der oberen Teufe eine große Variationsbreite der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte (+6...+21 ‰). An Meßstellen im Übergangsbereich von der Hochfläche in die Elbaue werden in der oberen Teufe Nitratkonzentrationen von mehr als 100 mg/l im Grundwasser festgestellt. In der mittleren Teufe, wo unter zunehmend anaeroben Bedingungen die Denitrifikation einsetzt bzw. abgeschlossen ist, findet man wesentlich niedrigere Nitratwerte sowie Variationen im $\delta^{15}\text{N}$ zwischen +2 ... +15 ‰ (METSCHIES, 1996). Es bestehen nur geringe Unterschiede zwischen den $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ -Werten an den Standorten Torgau-Ost-I und Mockritz.

Die Analyse der Landnutzung im Einzugsgebiet und zum Einfluß der Bodenbearbeitung auf den N-Eintrag in das Grundwasser entlang von Profilen zwischen der westlichen Elbtalbegrenzung und den Förderbrunnen zeigt, daß bedeutende Stickstoffeinträge nur aus der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung, der Siedlungstätigkeit und der Infiltration aus Oberflächengewässern resultieren (METSCHIES, 1996). Die Gehalte der eluierbaren anorganischen Stickstoffverbindungen und deren N-Isotopenverhältnisse im untersuchten

Bodenprofil lassen einen deutlichen Bezug zur Bodenbearbeitung erkennen. Böden mit einer Winterfrucht besaßen die geringsten Ammonium- und Nitratkonzentrationen. In einigen beprobten Flächen wurden innerhalb der obersten 90 cm mächtigen Bodenschicht eluierbare Stickstoffgehalte von über 150 kg N/ha festgestellt. Punktquellen, wie Feldrandmistlager, Schutthalden oder auch Gülleflächen, können je nach Bodenbeschaffenheit (Auenlehmauflage, feinsandige Sedimente) einen starken Eintrag von anorganischen Stickstoffverbindungen verursachen, wie Bodenproben mit bis zu 800 kg N/ha eluierbarem Stickstoffgehalt belegen. Veränderungen in den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten, die auf Umsätze von N-Komponenten in der Sickerpassage oder auf Mischungen von eingetragenen und Bodenkomponenten zurückzuführen sind, konnten entlang des Sickerweges in der ungesättigten Zone des landseitigen Bewirtschaftungsgebietes nicht bestimmt werden. Damit bestimmt der Austrag aus der Sickerwasserpassage den N-Pool im Grundwasser. Entscheidend für den Nitratintrag ist die Zusammensetzung des Oberbodens, wobei in der Torgauer Elbaue entsprechend starke Unterschiede in den Bereichen mit ausgedehnter Auelehmüberdeckung und denen mit Feinsandauflage bestehen.

Da der Wasserstand der Elbe auch im Hinterland der Brunnen stark das Fließverhalten beeinflusst, ergeben sich Schwankungen, die auf die Stoffkonzentrationen und die Ausbreitung von gelösten Komponenten Einfluß haben. Für die landseitige Infiltration von Grundwasser in die Förderbrunnengalerien konnte anhand von Profiluntersuchungen festgestellt werden, daß in der mittleren Teufe der Einfluß der Denitrifikation durch Mischungsprozesse überlagert wird. Dabei strömt landseitig weitestgehend nitratfreies Wasser in der mittleren Teufe zu und vermischt sich mit einem von oben zuströmenden, stärker an Nitrat belasteten Wasser. Der tatsächlich durch Denitrifikation abgebaute Nitratanteil in der mittleren Teufe ist geringer als erwartet, konnte aufgrund langer Fließzeiten zwischen den vorhandenen landseitigen Meßstellen aber nicht sicher zugeordnet und quantifiziert werden.

Übereinstimmend mit den Nitratkonzentrationen längerfristiger Beprobungen von Pegeln in zwei landseitigen Nitrat-Meßprofilen, zeigen sich zwei sehr deutliche Trends der Verteilung der Nitratkonzentration:

- die Abnahme des Nitratgehaltes mit der Tiefe
- die Verminderung der Nitratkonzentration entlang des durch den hydraulischen Gradienten bestimmten Fließweges.

6.4.2 Isotopensignaturen in der Elbe und im Uferfiltrat

G. Strauch (UFZ), T. Grischek (HTW)

Im Flußwasser wurde ein Nitratgang mit Höchstwerten um 28 mg/l (17.02.97 während des Frühjahreshochwassers) gemessen, der mit der Temperatur invers korreliert.

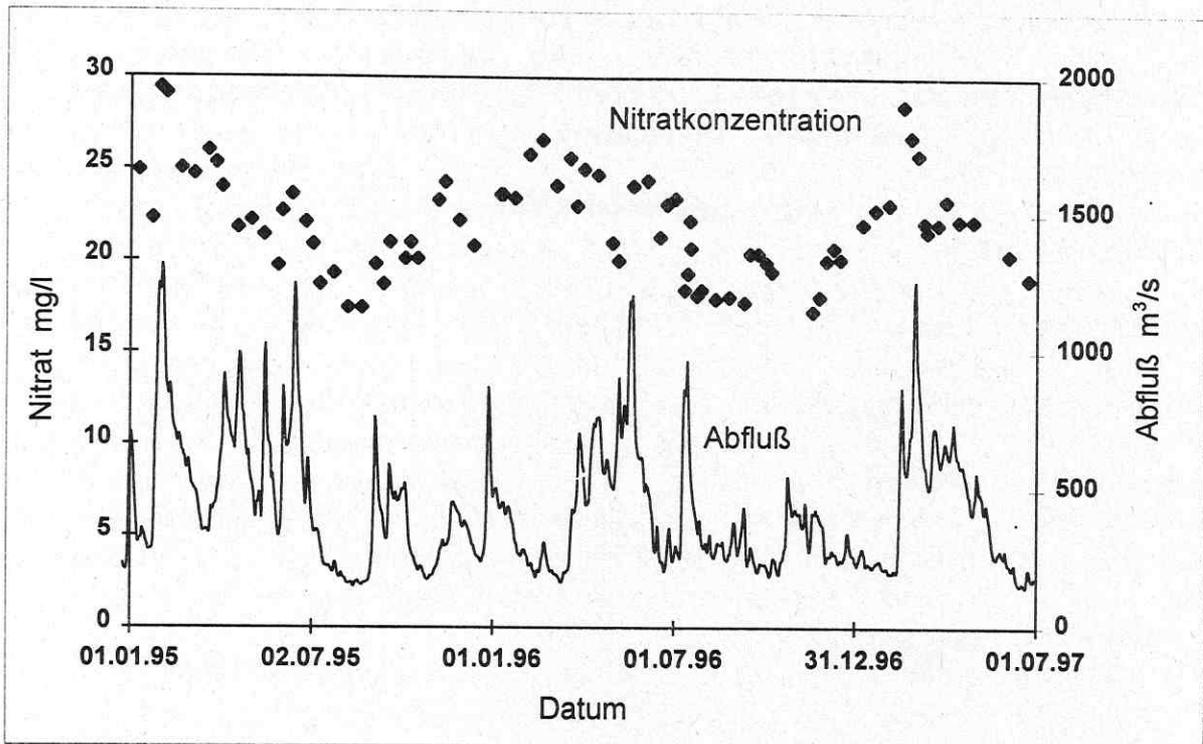


Abb. 6.4.2-1: Abfluß und Nitratkonzentration des Elbewassers 1995-97

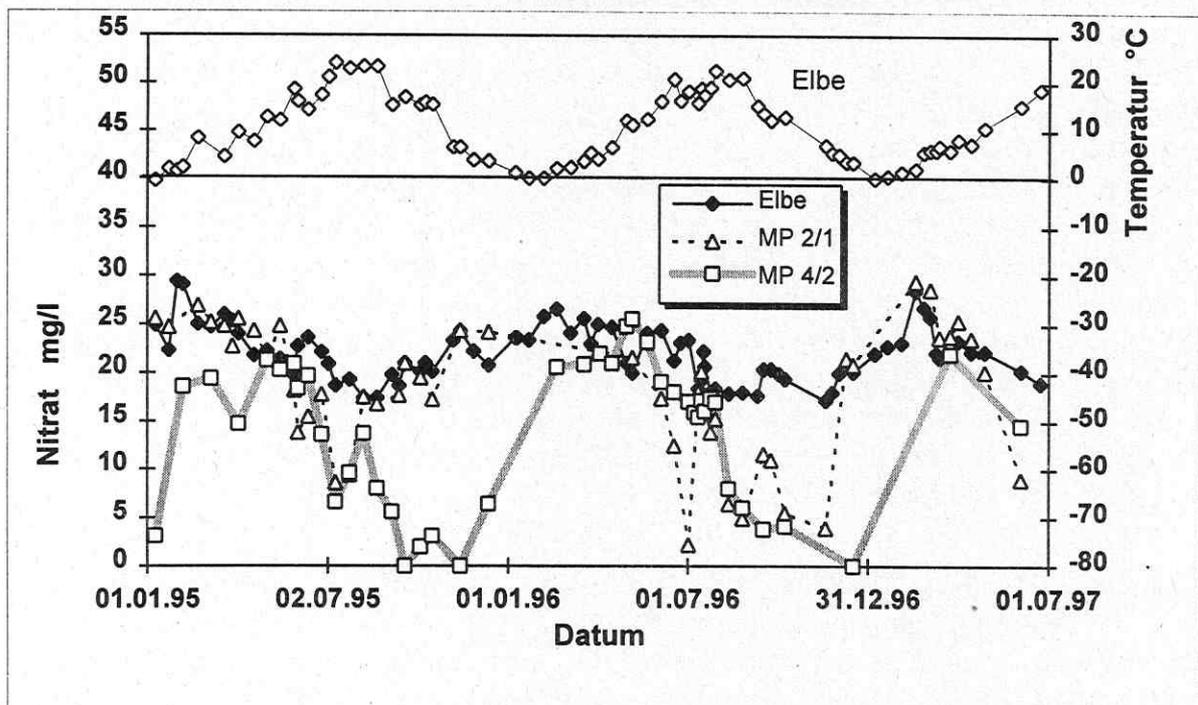


Abb. 6.4.2-2: Temperatur und Nitratkonzentrationen im Elbewasser und Uferfiltrat an den Meßpunkten 2/1 und 4/2 im Meßprofil Torgau-Ost I, 1995-1997.

Die Variationsbreite des $\delta^{15}\text{N}$ -Nitrat im Elbewasser erreicht eine Größe von ca. 5 ‰ bei einem maximalen Fehler der Isotopenmessungen von Nitrat von 0,5 ‰. Die höchsten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte werden im Sommer gemessen (Abb. 6.4.2-3).

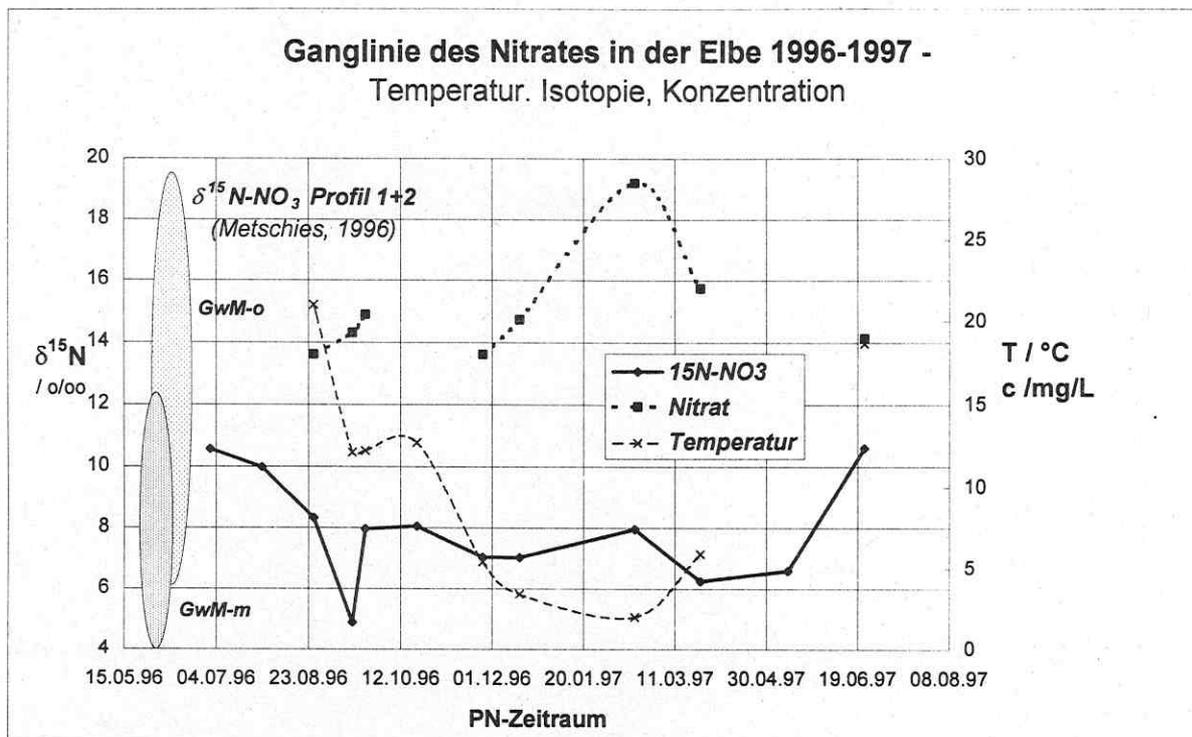


Abb. 6.4.2-3: Ganglinie der Nitratkonzentration und der N-Isotopie im Elbwasser über den Zeitraum 1996-1997

Durch verminderte Denitrifikation im Elbwasser und in der Kolmationszone im Winter erklärt sich der Konzentrationsanstieg, wobei wegen des Hochwassers Auswaschungsprozesse in der Uferzone diesen Effekt verstärken. Die ^{15}N -Signatur des Nitrates außerhalb der unmittelbaren Sommerwochen entspricht der des Grundwassers im oberen bis mittleren Bereich des Grundwasserleiters. Eine verstärkte Denitrifikation ist am Anstieg der ^{15}N -Konzentration im Nitrat (Abb. 6.4.2-3: Juli 96, Juni 97) infolge der Isotopenfraktionierung erkennbar. Nach PFENNING & McMAHON (1996) sind die Temperatur und das Angebot an oxidierbarem organischen Kohlenstoff die entscheidenden Faktoren einer Denitrifikation im Flußsediment. Nach den Ergebnissen aus dem Uferfiltrat muß der temperaturabhängigen Denitrifikation ein größerer Einfluß auf die Isotopensignatur bescheinigt werden als den Zumischungen von Boden-Nitrat (ungesättigte Zone) bei Auswaschungsprozessen durch Hochwasser.

Die Ergebnisse der Meßperiode 1995 bis Mitte 1997 belegen, daß für den Untersuchungszeitraum und das Gebiet eine mittlere Sulfatkonzentration von 80 ± 20 mg/L im Elbwasser auftritt (Abb. 6.4.2-4). Die Schwankungen sind deutlich mit der unterschiedlichen Wasserführung der Elbe (Hoch- und Niedrigwasserstände) verbunden und nicht auf Temperatureinflüsse zurückzuführen. Bei niedrigen Wasserständen der Elbe wurden erhöhte Sulfat- und niedrige ^{34}S -Gehalte beobachtet. Im Grundwasser nehmen die Sulfatkonzentrationen im Uferfiltrat zu und die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte ab (vgl. 6.4.4).

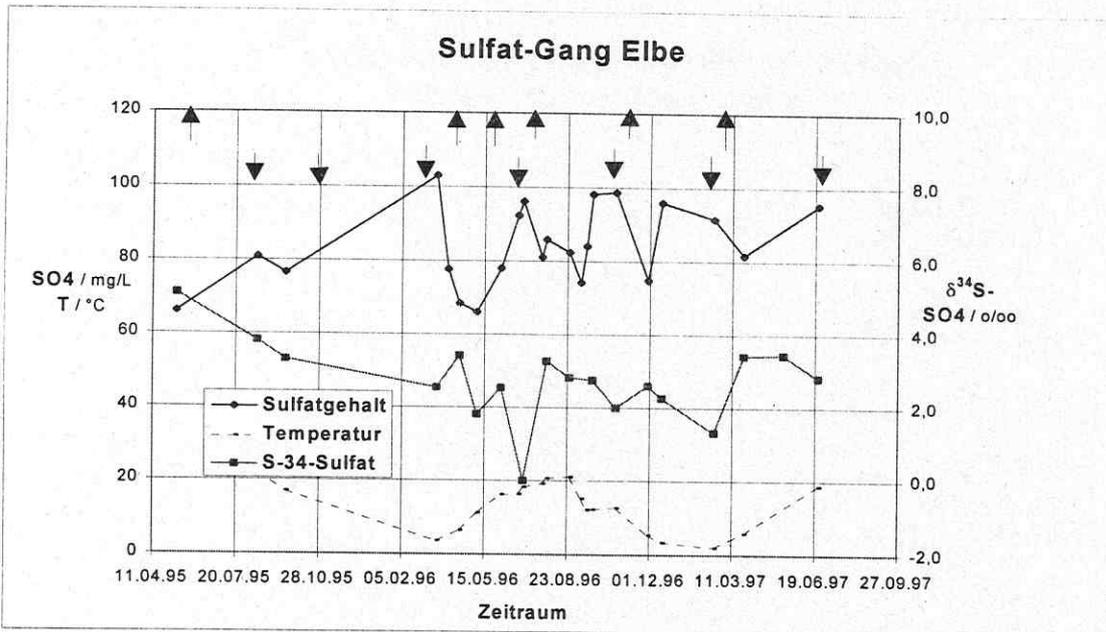


Abb. 6.4.2-4: Ganglinien des Sulfates im Elbewasser: $\delta^{34}\text{S}$ und Sulfatgehalt mit Angaben der Hoch- und Niedrigwasserführung

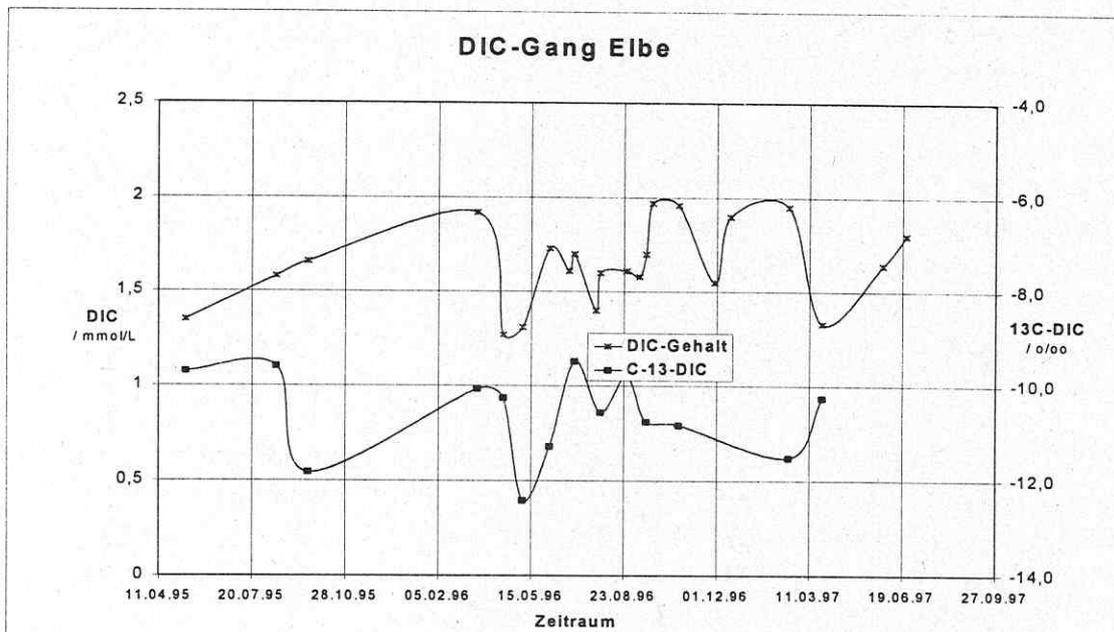


Abb. 6.4.2-5: Ganglinien des DIC im Elbewasser: $\delta^{13}\text{C}$ und DIC-Verlauf (in mmol/L HCO_3^-) mit Angaben der Hoch- und Niedrigwasserführung

Die Veränderung im $\delta^{13}\text{C}$ -DIC mit ^{13}C -Anreicherung im Sommer und Rückgang zum Winterhalbjahr ist auf mehrere Ursachen zurückzuführen. Einerseits kann eine verstärkte mikrobiologische Aktivität isotopisch leichten Kohlenstoff aus gelöstem CO_2 assimilieren und ^{13}C im verbleibenden DIC anreichern (Juni-Juli 1995 und 1996). Respirations- CO_2 in der ungesättigten Zone bildet isotopisch leichtes DIC, das bei Auswaschungsprozessen aus dem ufernahen Einzugsgebiet der Elbe (vor allem südlich des Untersuchungsgebietes) in das Flußwasser gelangt und den $\delta^{13}\text{C}$ -DIC-Wert verringern kann (Herbst-Winter 1996). Die niedrigsten $\delta^{13}\text{C}$ -DIC-Werte wurden zu Zeiten hoher Wasserführung der Elbe beobachtet. Eine zeitliche Verzögerung des Eintrages von Tagen und Wochen ist dabei nicht ungewöhnlich

(PAWELLEK u.a., 1994). Weiterhin ist der Eintrag von atmosphärischem CO_2 zu berücksichtigen, der bei Hochwasserstand und bei niedrigen Wassertemperaturen wegen der besseren Löslichkeit von CO_2 bevorzugt sein kann und ein Ansteigen des ^{13}C -DIC ($\delta^{13}\text{C}$ des atmosphärischen CO_2 ca. - 7‰) bewirken kann. Durch Mischungsprozesse kann dieser Effekt überlagert werden.

6.4.3 Veränderung der Radiokohlenstoffaktivität des DOC durch Lösung sedimentären organischen Kohlenstoffs im Aquifer G. Mallén (UFZ)

Die Untersuchungen umfassen insbesondere den Nahbereich des Profils I inklusive des Elbewassers. Die Radiokohlenstoffanalysen, die an der Fulvinsäure-Fraktion (FA) des DOC vorgenommen wurden, ergeben an drei Elbewasserproben zwischen 96 und 100 pMC (bei durchschnittlich 5,6 mg DOC/l). Die unveränderte Übernahme dieser ^{14}C -Konzentration in MP I-4/1 (100,5 pMC am 15.8.95) weist darauf hin, daß trotz der starken Abbauprozesse in der Kolmationszone keine ^{14}C -relevante Fraktionierung der FA in Aliquote verschiedenen Alters durch bevorzugten Abbau junger organischer Komponenten stattfindet. Andernfalls würde eine damit verbundene relative Anreicherung schwer abbaubarer, älterer DOC-Komponenten einen $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Rückgang bewirken. Daher ist der Rückgang der $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Aktivität auf 85 pMC im Uferfiltrat des MP I-4/3 wahrscheinlich auf die Lösung inaktiven sedimentären organischen Kohlenstoffs (SOC) aus den elstereiszeitlichen Sedimenten zurückzuführen. Das bedeutet, daß der DOC-Rückgang von durchschnittlich 4,0 mg/l in I-4/1 auf 2,6 in I-4/3 noch stärker wäre, wenn nicht der Abbau durch SOC-Lösung im Aquifer teilweise kompensiert würde. Ursache des bis zu 15 % betragenden DOC-Anteils sedimentären Ursprungs in I-4/3 ist die lange Verweilzeit (> 180 d) des Uferfiltrats im Aquifer bis zum Erreichen dieses Filters. Sie ermöglicht die Aufnahme höherer Konzentrationen von sekundär gebildetem DOC, analog zur ebenfalls hier nachgewiesenen Aufnahme höherer Konzentrationen sekundären Sulfats aus der Sulfidoxidation.

Ein direkter Zustrom rechtselbischen Grundwassers in I-4/3 kann anhand der in Kap. 4.2.2 dargestellten $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - und ^{34}S -Verteilung und der daraus abgeleiteten Strömungsverhältnisse nicht für die $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Abnahme verantwortlich gemacht werden. Hingegen kann nicht ausgeschlossen werden, daß ein DOC-Anteil aus dem unter exfiltrierenden Bedingungen aus Teufe 5 aufsteigenden GW oder gar die Desorption des von dort stammenden DOC in geringerem Maße am $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Rückgang im wieder zur Fassung strömenden Uferfiltrat beteiligt sein könnten (Kap. 4.3).

Geringfügig voneinander abweichende $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Werte in I-1/5 und 4/5 weisen auf die Schichtung und Fließrichtung des Grundwassers an der Quartärbasis hin. Die ^3H - und $^{14}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Gehalte und ihre Verhältnisse zueinander zeigen, daß dieses GW überwiegend vor dem Bomben- ^3H gebildet wurde, jedoch noch so jung ist, daß ^{14}C -Zerfall in darin gelöstem organischen und anorganischen Kohlenstoff vernachlässigt werden kann. Aus Aktivitäten zwischen 80 und 90 pMC (stellenweise bis 100 pMC) im oberen Aquiferbereich, , und $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Werten von 44 und 48 pMC im zur Fassung strömenden rechtselbischen GW zwischen den MP I-1/5 und I-5/5 läßt sich schließen, daß bis zur Hälfte des darin enthaltenen DOC aus der SOC-Lösung auf dem Fließweg zu den Meßpunkten aufgenommen wird. Dies bestätigt das aus ^3H -Messungen sowie der geringen Gesamtmineralisation abgeleitete relativ hohe Alter dieses Grundwassers. Niedrigere $^{14}\text{C}_{\text{FA}}$ -Aktivitäten werden nur noch in tiefen, sehr

alten Grundwässern inmitten der Dahleener Heide gefunden (33,8 pMC in MP 3/75, 7 km südlich von Mehderitzsch).

6.4.4 Stoffumsetzungen im ufernahen Bereich und im landseitigen Zustrom

G. Mallén, G. Strauch (UFZ), T. Grischek (HTW)

Ufernahes Infiltrationsmeßprofil

Am 24.07.1996 wurde während einer Probenahme zwischen den Meßstellen 2 und 20 (vgl. Abb. 3.1.3-5) entlang des Infiltrationsmeßprofils von Torgau-Ost I die isotopische Zusammensetzung der reaktiven Komponenten Nitrat, Sulfat und DIC untersucht. Die Probenahme erfolgte in einer Phase eines zurückgehenden Hochwassers, wodurch es zu stagnierenden Fließverhältnissen bzw. Exfiltration kam und der Einfluß des vertikalen Wassertransportes zunahm.

Neben den Auswirkung der Prozesse in der Kolmationszone auf die Isotopenverhältnisse des SO_4 , des DIC und vor allem des NO_3 , lassen die Analyseergebnisse den Einfluß des Sickerwassers bzw. der Auswaschung der ungesättigten Zone bei dem zuvor herrschenden Hochwasser auf die Uferfiltratbeschaffenheit erkennen.

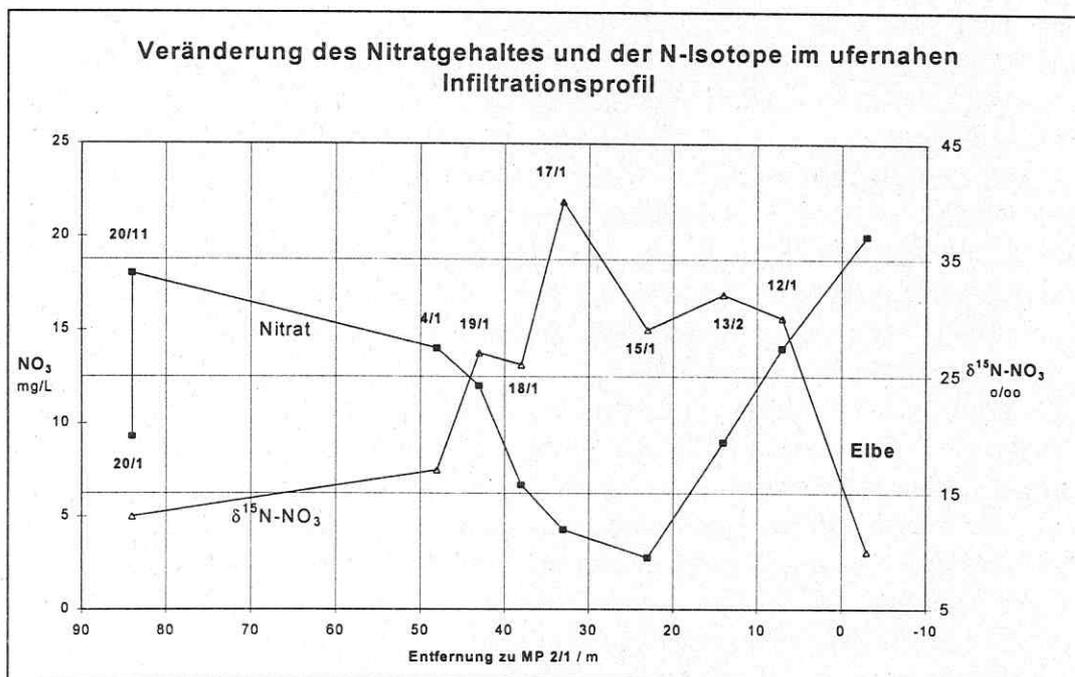


Abb. 6.4.4-1: Veränderung der Nitratkonzentration und des $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ im oberen ufernahen Infiltrationsmeßprofil von Torgau-Ost I am 24.07.1996.

Die Durchströmung der mikrobiell hochaktiven Kolmationszone hat eine durch Denitrifikation hervorgerufene Anreicherung des $^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ um über 20 ‰ zur Folge (Abb. 6.4.4-1: MP 12/1 und 13/1 im Vergleich zur Elbe). Da sich die Denitrifikation auf dem weiteren Fließweg fortsetzt, wird in I-17/1 sogar eine Anreicherung um 30 ‰ erreicht. Die Denitrifikation läuft als Rayleigh-typischer Prozeß ab, so daß sich daraus eine Isotopenfraktionierung $\epsilon_{\text{N}_2\text{-NO}_3}$ für den Durchgang durch die Kolmationszone und den flußbett nahen Bereich ermitteln läßt. Für die Meßstellen 13/2 bis 17/1 ergibt sich ein Fraktionierungsfaktor ϵ zwischen -27 ‰ und -11 ‰, in der Meßstelle 12/1 bis -49 ‰, wobei die Nitratkonzentration der Elbe mit 22 mg/l und

$\delta^{15}\text{N} = +8\text{‰}$ als mittlere Ausgangswerte gelten (vgl. Säulenversuch). Ein mittlerer Fraktionierungsfaktor von -26‰ entspricht einer niedrigen Denitrifikationsrate. Im landseitigen Grundwasser des Talgrundwasserleiters wurde ein ϵ mit bis -4‰ (METSCHIES, 1996) nachgewiesen, was einer hohen Denitrifikationsrate entspricht. Ergebnisse von Messungen im Juni 1995 ergaben an den Meßpunkten 4/1 und 4/2 eine deutlich geringere Denitrifikation.

Bei einem Säulenversuch gemäß Abb. 3.3.4-1 mit einer Gesamtaufenthaltszeit des Elbewassers von 10 Tagen und Anfangswerten von 22 mg/l NO_3 und $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3} = +8\text{‰}$ konnte eindeutig eine Nitratzunahme infolge Denitrifikation auf $11,5\text{ mg/l}$ nachgewiesen werden. Der $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ -Wert stieg auf $+17,8\text{‰}$ an. Bereits nach dem Auslauf der die Kolmationszone simulierenden Keramiksäule betrug der Sauerstoffgehalt $<0,5\text{ mg/l}$. Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen änderten sich nicht.

Die Darstellung von $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ gegen den Nitratgehalt (ln-Skala) in Abb. 6.4.4-2 zeigt, daß die beobachtete Denitrifikation einem Fraktionierungsfaktor ϵ von $-14,6\text{‰}$ entspricht. Dagegen zeigen die Ergebnisse der Uferfiltratanalysen eine starke Schwankungsbreite, die unter anderem auf die Schwankungen der Werte im Elbewasser zurückzuführen ist. Generell besteht jedoch Übereinstimmung mit dem im Säulenversuch nachgewiesenen Trend der ^{15}N -Anreicherung im Nitrat sowie mit Literaturdaten. SMITH et al. (1991) ermittelten für den Cape Cod Aquifer (Sande, Kiese) einen Anreicherungsfaktor von $-13,9\text{‰}$. Für das Fuhrberger Feld geben BÖTTCHER u.a. (1990) ϵ mit $-15,9\text{‰}$ an. Im Grundwasser und in der Bodenzone kann ϵ zwischen -4 und -30‰ variieren (MARIOTTI et al., 1988).

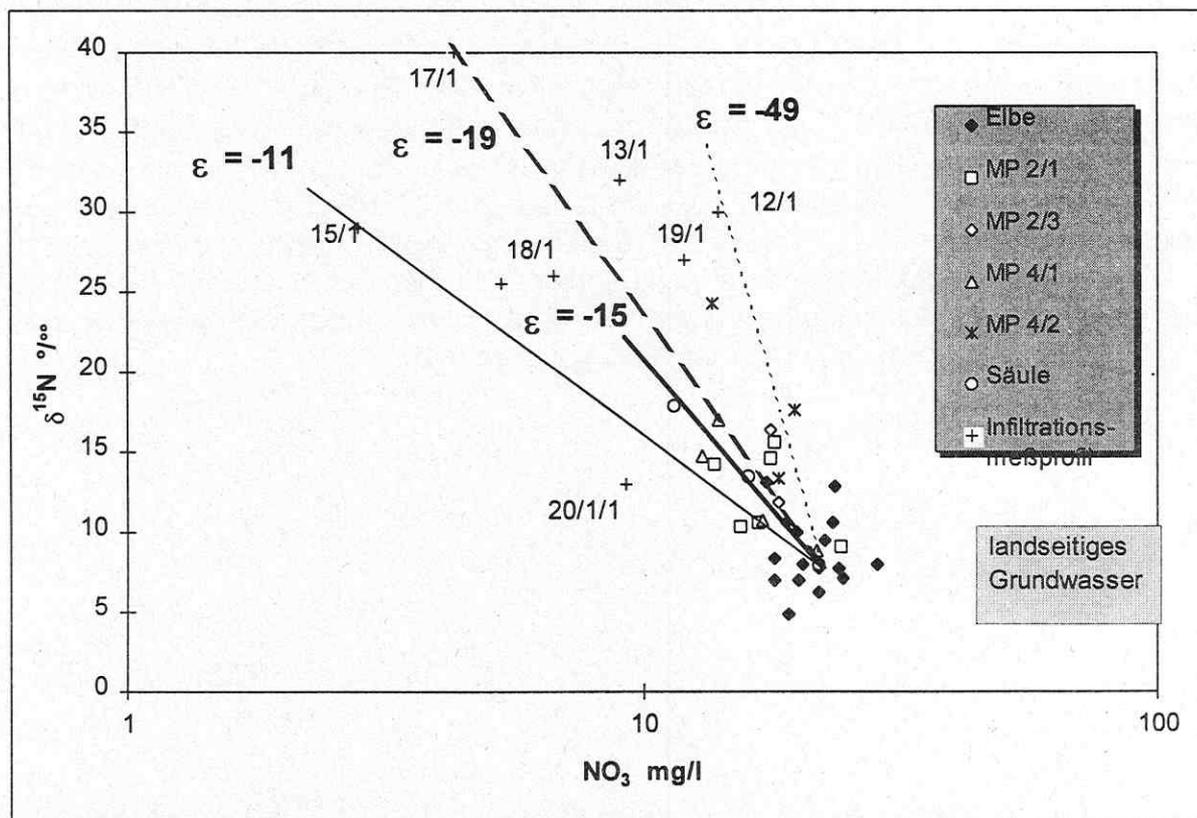


Abb. 6.4.4-2: N-Isotopenfraktionierung im Nitrat bei Denitrifikation; Daten von 1995: Elbe, 2/1, 2/3, 18/1, 4/1, 4/2; Daten von 1996: Elbe, Infiltrationsmeßprofil, 4/1; die Linien bezeichnen die unterschiedlichen Fraktionierungsfaktoren ϵ (in ‰)

Die Umsetzung des organischen Kohlenstoffs in der Kolmationszone zeigt sich sowohl in der DOC-Abnahme zwischen Elbe und den Kolmationsmeßstellen (vgl. 6.2.1) als auch im $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Rückgang um 3-6 ‰. Die $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Verteilung im oberen Infiltrationsmeßprofil (Abb. 6.4.4-3) und die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Mittelwerte im gesamten Uferfiltrat lassen erkennen, daß die $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Abreicherung und damit die Oxidation des C_{org} in den wenigen Dezimetern der Kolmationszone stärker ist, als auf der gesamten weiteren Fließstrecke des Uferfiltrats zu den Fassungen VI und VIII (siehe Kap. 4.2.2).

Der extrem langsam ablaufende Prozeß der Desulfurikation ist weder im Uferfiltrat noch im landseitigen GW des Profils Torgau-Ost I bis hinab zur Aquiferbasis nachweisbar. Daher ist das inverse Verhalten von Sulfat und $\delta^{34}\text{S}$ zwischen den Meßpunkten I-17/1 und -20/1 (Abb. 6.4.4-4) nicht wie beim Nitrat auf unterschiedlich weit fortgeschrittene Fraktionierungen durch Reduktion zurückzuführen, sondern wird durch Mischungsprozesse infolge der Wasserstandsschwankungen sowie Auswaschung der zeitweise ungesättigten Zone (Eintrag isotopisch leichten Sulfates) verursacht. Wie beim Nitrat macht sich der Sickerwassereinfluß ab MP I-18/1 bemerkbar. Davor behält das Sulfat die unverändert aus der Elbe übernommenen Konzentrationen und Isotopenverhältnisse bei. Die zwischen Elbe und MP I-17/1 kontinuierlich abnehmende SO_4 -Konzentration ist auf einen in Richtung des Brunnens zunehmenden Anteil sulfatärmeren Elbewassers zurückzuführen, da dem Beprobungstichtag (24.07.96) ein einwöchiges Hochwasserereignis Mitte Juli mit bis zu 2 m höherem Wasserstand und damit einhergehendem Verdünnungseffekt vorausging.

Die mit dem Hochwasserereignis zusammenhängenden lateralen Inhomogenitäten des Uferfiltrats entlang des Infiltrationsmeßprofiles sind vermutlich verantwortlich für die Schwankungen der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte am Beprobungstag. Anders als bei Nitrat und Sulfat ist es daher nicht möglich, sickertwasserbeeinflußtes und "reines" Uferfiltrat anhand des DIC voneinander zu unterscheiden. Hingegen erlauben die Isotopenverhältnisse des DIC aus Zeitreihenanalysen im Uferfiltrat zwischen Elbe und Fassung VI eine deutliche Unterscheidung. In der Regel erweist sich $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ sogar als der verlässlichste Parameter, um Zumischungen von Sickerwasser oder landseitigen Grundwässern in das Uferfiltrat zu erkennen.

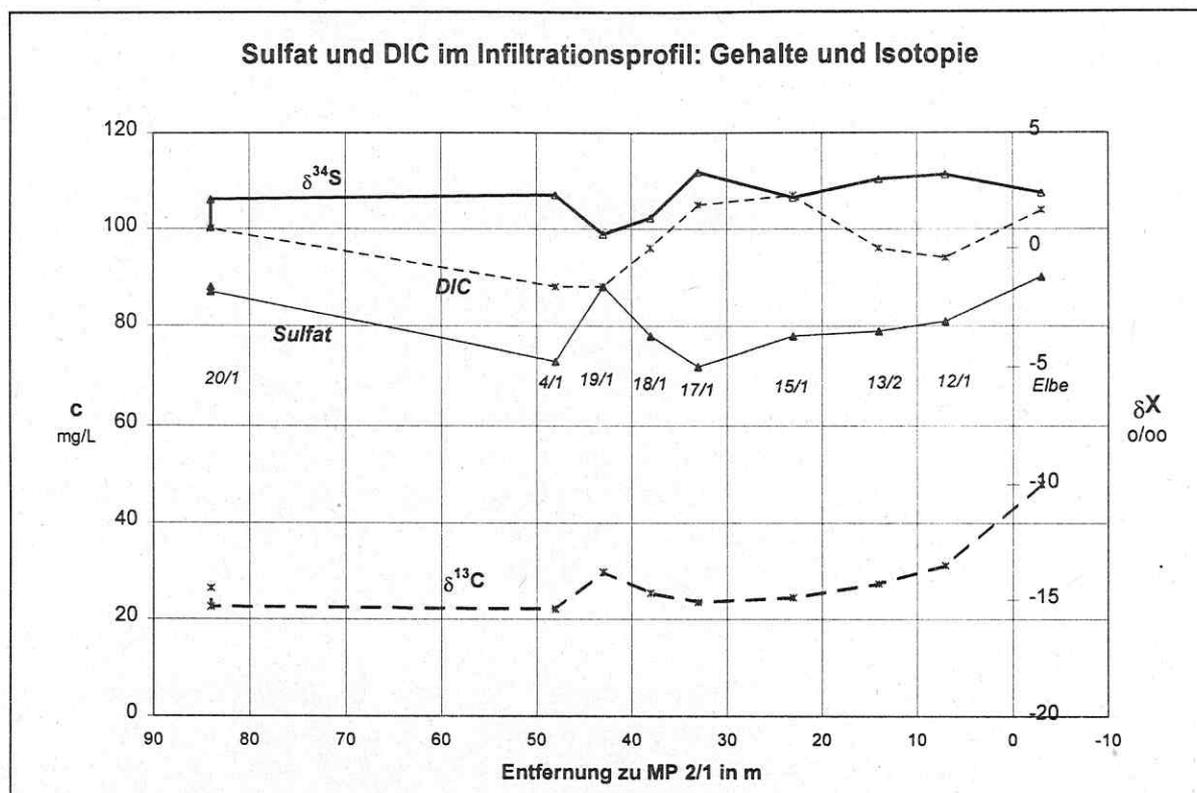


Abb. 6.4.4-3: Veränderung der Sulfat- und DIC-Konzentration und der Isotopenvariationen in $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ und $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ im oberen ufernahen Infiltrationsmeßprofil von Torgau-Ost I am 24.07.1996.

Veränderung von DIC und Sulfat durch Sickerwasserzumischung aus der ungesättigten Zone ins Uferfiltrat

Der hohe CO_2 -Partialdruck in der ungesättigten Zone bzw. das im Sickerwasser mitgeführte CO_2 aus der Bodenzone ($\delta^{13}\text{C} = -23$ ‰ PDB) führen zur $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Abreicherung und zu steigenden DIC-Gehalten im oberflächennah anströmenden Uferfiltrat (MP I-5/1 und I-6/1 bis -6/3). In diesem DIC werden bei 10°C $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte von etwa -24 ‰ für das gelöste $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ und etwa -12 ‰ für das Hydrogencarbonat erwartet. Der Anteil des DIC aus CO_2 steigt infolge des zunehmenden CO_2 -Druckes und senkt den pH-Wert auf dem Fließweg des Uferfiltrats in Teufe 1.

Die Zunahme an isotopisch leichtem DIC kann nicht auf eine Oxidation von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) oder partikulärem Kohlenstoff zwischen den Filterstrecken zurückgeführt werden. Dieser mikrobiell gesteuerte Prozeß innerhalb der gesättigten Zone beschränkt sich überwiegend auf die Kolmationszone und leistet vom Mengenumsatz her nur einen kleinen Beitrag zum DIC-Pool. Darüberhinaus erscheint die erforderliche Verweilzeit für einen mikrobiell gesteuerten Stoffumsatz mit merklicher Konzentrationserhöhung an DIC nicht ausreichend angesichts der raschen Uferfiltratströmung im oberen Aquifer.

Selbst im deutlich langsamer, vertikal fließenden Uferfiltrat zu den tieferen elbnahen Meßpunkten bleiben die $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte nahezu konstant, obwohl bis in die zweite und teilweise dritte Filtertiefe Nitrat nachweisbar ist. Jenseits der Kolmationszone entsteht nur wenig DIC aus der DOC-Oxidation und die Denitrifikation erfolgt eher durch Sulfidoxidation als durch den Abbau organischen Kohlenstoffs.

Durch Sickerwassereintrag steigt auch die Sulfatkonzentration in den Beobachtungsbrunnen I-5/1 und -6/1. Die damit verbundene $\delta^{34}\text{S}$ -Abnahme zeigt,

daß ein im Vergleich zum Elbe-Sulfat isotopisch etwas leichteres Sulfat für den Konzentrationsanstieg verantwortlich ist. Dessen $\delta^{34}\text{S}$ -Wert läßt sich nach Mischungsrechnungen, mit Elbe-Sulfat als Ausgangskomponente, zwischen -6 ‰ und +2 ‰ eingrenzen.

Da Nitrat und Sauerstoff auch bei Fassungsruhe durch Sickerwasser und infiltrierende Verhältnisse bei Hochwässern in das oberflächennahe GW gelangen, muß die Sulfidkonzentration im ersten Filterniveau schon vor Beginn der Trinkwasserförderung vermindert oder nahe Null gewesen sein. Daher spielt die Sulfidoxidation in Teufe 1 noch keine Rolle. Sie setzt erst ab Filtertiefe 2 deutlich ein. Die niedrigen $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Gehalte im oberen Uferfiltrat setzen sich in I-6/2 und I-6/3 fort, da mit Annäherung an den Brunnen der vertikale Strömungsvektor zunimmt und infolgedessen das mit dem Sickerwasser vermischte Uferfiltrat bis unter das dritte Filtertiefenniveau und in den Förderbrunnen gelangt. Dagegen wird das ebenfalls aus dem Sickerwasser eingetragene oberflächennahe Sulfat dort bereits durch sekundäres Sulfat aus der Sulfidoxidation überdeckt.

Sulfidoxidation im Uferfiltrat

Der Anstieg der SO_4 -Konzentration entlang der Fließstrecke des Uferfiltrats zwischen Elbe ($86 \pm 20 \text{ mg/l}$) und Fassungsanlagen ($>100 \text{ mg/l}$) wird aufgrund der ^{34}S -Signatur auf die Oxidation reduzierten anorganischen Schwefels (RIS), der als FeS_2 (Pyrit und Markasit) und Monosulfid von Eisen und Mangan vorliegt, zurückgeführt. Bei den Sulfiden im nun vom Uferfiltrat durchflossenen Aquiferbereich handelt es sich um feindispers verteilte sekundäre Bildungen, die vor Inbetriebnahme der Fassungsanlagen (1985-87) in sulfatreduzierendem Milieu in situ gebildet wurden. Dabei nutzen die auf Desulfurikation spezialisierten Mikroorganismen (z.B. *Desulfovibrio desulfuricans* und *Desulfotomaculum spp.*) den vorhandenen organischen Kohlenstoff kleiner Holz-, Torf- und Braunkohlebruchstücke sowie weiterer sedimentär im Aquifer eingebetteter Organika zur Sulfatreduktion.

Im Gegensatz zu DIC und NO_3 behält das aus der Elbe kommende Sulfat während der Passage durch die Kolmationszone seine isotopische Zusammensetzung bei. Auch im oberen Grundwasserleiterbereich (Teufe 1, MP I-5/1 und -6/1) findet noch keine Sulfidoxidation statt. Dort treten Einträge aus der ungesättigten Zone mit ähnlicher Signatur wie das Elbe- SO_4 in den Vordergrund (Abb. 6.4.4-5). Eine Überlagerung beider Effekte ist nur in MP I-6/2 erkennbar.

Aus den Isotopenverhältnissen und Konzentrationen des Sulfates geht hervor, daß die Sulfidoxidation über dem zweiten Filtertiefenniveau einsetzt und der überwiegende Teil des isotopisch leichten sekundären Sulfates aus der Zone zwischen zweiter und dritter Filtertiefe, in der gleichzeitig das Restnitrat abgebaut wird, hinzutritt. Da der Sauerstoff in der zweiten Filtertiefe schon weitgehend abgebaut ist, kann die Sulfidoxidation im wesentlichen auf autotrophe Denitrifikation zurückgeführt werden.

Je länger die Verweilzeit des Uferfiltrats bis zum Erreichen eines Meßpunktes ist, desto höher ist darin die Konzentration des aufgenommenen sekundären Sulfates. Daher weist das Grundwasser in den an der langsam durchströmten Peripherie des uferfiltratbeeinflussten Bereiches liegenden MP I-3/3 und I-4/3 die deutlichste ^{34}S -Anreicherung auf. Möglicherweise ist dort der Abbau des Sulfidreservoirs noch nicht so weit fortgeschritten wie im brunnennahen Aquiferraum.

Legt man für das sekundäre Sulfat, das fraktionierungsfrei aus eisenhaltigen Sulfiden entstanden ist, einen $\delta^{34}\text{S}$ -Wert von -15 ‰ bis -20 ‰ zugrunde, so korrespondieren

der Konzentrationsanstieg im Sulfat und die gleichzeitig damit einhergehende $\delta^{34}\text{S}$ -Abnahme im Uferfiltrat relativ gut miteinander (Abb. 6.4.4-4). Auch naßchemische Extraktionen des sedimentären Gesamtschwefels ergaben bei Proben aus mittlerer Aquifertiefe $\delta^{34}\text{S}$ -Werte in diesem Bereich.

Nichtsulfidische, ^{34}S -angereicherte Schwefelverbindungen sind im gesamten känozoischen Lockergestein weder bei Umsetzungsprozessen im Aquifer noch bei naßchemischen Extraktionen des sedimentären Gesamtschwefels zu berücksichtigen, weil:

- Gips, Anhydrit, Baryt oder sonstige Sulfatminerale im känozoischen Lockergestein vollkommen fehlen und
- eine mögliche Oxidation organischen Schwefels in den überwiegend schwer abbaubaren sedimentären und gelösten Organika vernachlässigbar ist, da im quartären Lockergestein TOC mit nur ca. 150 ppm und einem durchschnittlichen S:C-Verhältnisses $< 1:100$ (NIELSEN u. a., 1991) vorkommt.

In den MP I-4/3 und I-5/3 liegen die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte niedriger, als aus dem Sulfatanstieg durch Sulfidoxidation zu erwarten wäre (Abb. 6.4.4-4). Dort muß bis zu 30 % des Sulfatanstiegs andere Ursachen haben. Offensichtlich sind hier noch Anteile exfiltrierenden, sulfatreichen landseitigen Grundwassers vorhanden, die neben den zeitlichen Schwankungen im Uferfiltrat mitverantwortlich für die stark variierenden Isotopenverhältnisse in diesen Meßpunkten sind. Temporäre Zumischungen rechtselbischen Grundwassers in den uferfiltratbeeinflußten Aquiferraum dieser Punkte sind bei Umschlägen von infiltrierenden zu exfiltrierenden Stömungsverhältnissen nach Fassungsabschaltungen dokumentiert, wenn das unter dem Zwischenstauer zur Fassung fließende, basisnahe, rechtselbische GW aufgrund von Druckpotentialverschiebungen der Elbe zuströmt (Kap. 4.5). Möglicherweise können trotz Fassungsbetrieb auch rascher fallende Wasserstände der Elbe Auslöser exfiltrierender Verhältnisse sein oder kurzzeitige Zumischungen rechtselbischen Grundwassers über dem Zwischenstauer herbeiführen.

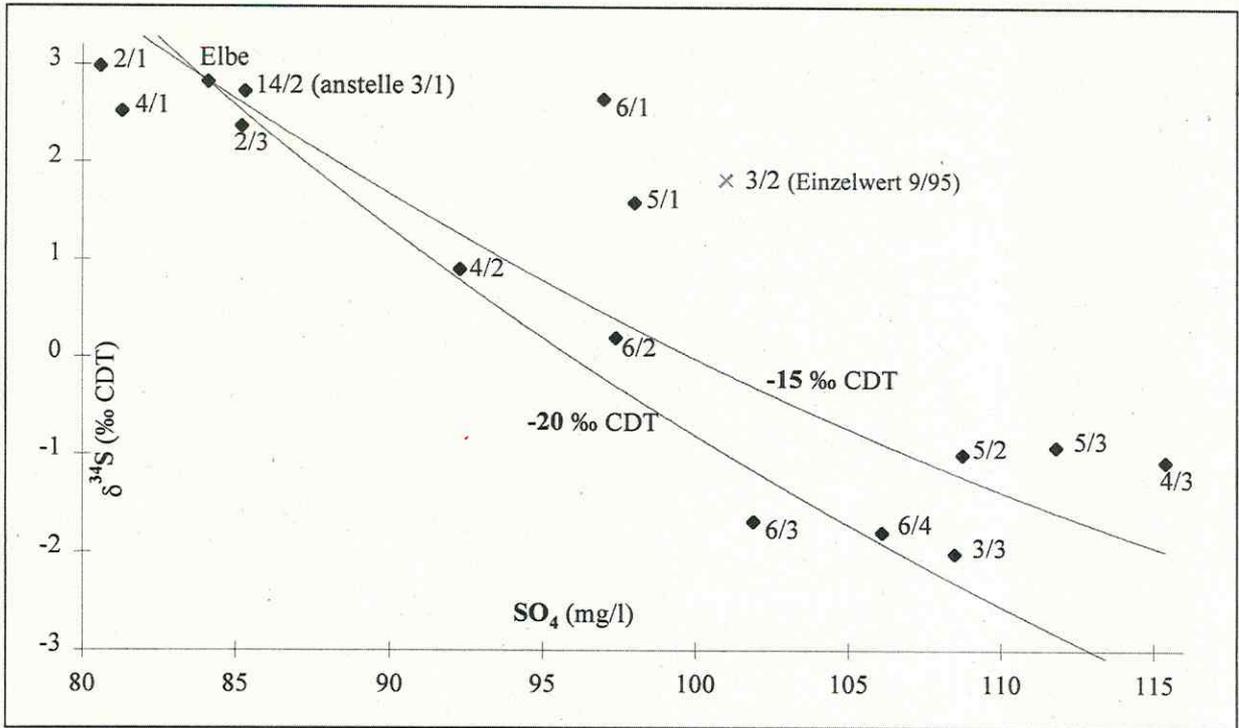


Abb. 6.4.4-4: Mittelwerte der Sulfatkonzentrationen und der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Uferfiltrat im Vergleich zu einem erwarteten $\delta^{34}\text{S}$ -Rückgang bei Zumischung von sekundärem Sulfat mit $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4} = -15\text{‰}$ bzw. -20‰ CDT.

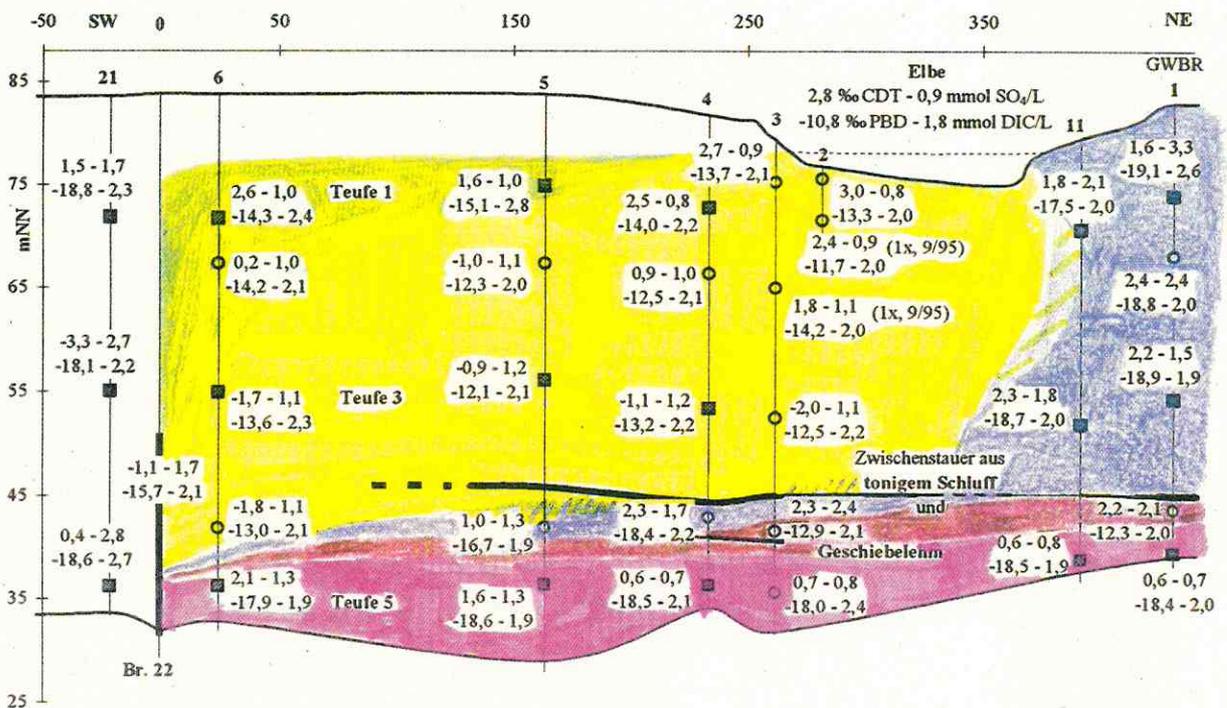


Abb. 6.4.4-5: Verteilung der $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ -Werte (‰ CDT) und Sulfatkonzentrationen (mmol/L) sowie der $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ -Werte (‰ PDB) und DIC-Konzentrationen (mmol/L) in Torgau-Ost I (Mittelwerte bei Fassungsbetrieb).

Sulfidoxidation im landseitigen Zustrom der Fassung VI

Stärker als das Uferfiltrat wird das brunnennahe landseitige Grundwasser in MP I-21/3 durch Sulfidoxidation beeinflusst. Die hohe Konzentration isotopisch leichten Sulfats in I-21/3 weist auf durch Nitrat- und möglicherweise sogar O_2 -Eintrag ausgelöste Sulfidoxidation in einem vor Beginn der Trinkwasserförderung sulfatreduzierenden Milieu hin. Diese Verschiebung der Redoxzonen nach unten wird durch Absenkung des Grundwasser-Spiegels und mehr noch durch den zunehmenden vertikalen Fließvektor mit Annäherung an den Absenktrichter von Brunnen 22 hervorgerufen.

In MP II-6/3, der zum Br. 33 der Fassung VIII ähnlich positioniert ist wie I-21/3 zu Br. 22, wird ^{34}S nicht oder nur unwesentlich durch Sulfidoxidation abgereichert. Lediglich in MP II-6/1 kann der etwas niedrigere $\delta^{34}S$ -Wert ein Indiz dafür sein, daß ein kleiner Teil des erheblichen Sulfatkonzentrationsanstieges im dortigen Grundwasser auf Sulfidoxidation zurückzuführen ist. Ansonsten gibt es weder im Uferfiltrat noch im landseitig zuströmenden Grundwasser Hinweise auf Sulfidoxidation. Da die drei laufenden Brunnen der Fassung VIII im Profil Torgau-Ost II mit geringerer Förderleistung arbeiten (ca $150\text{ m}^3/\text{h}$ je Brunnen), liegt es nahe, die höhere Förderleistung aller fünf Brunnen der Fassung VI seit März 1995 (durchschnittlich $230\text{ m}^3/\text{h}$) für die ausgeprägte Sulfidoxidation in Torgau-Ost I verantwortlich zu machen. Denkbar ist, daß seither vor allem das Nitrat rascher in größere Tiefen eingetragen wird und somit vor dem vollständigen Abbau bislang unerreichte sulfidreiche Aquiferzonen durchströmt. Daß dabei die Auswirkung im landseitigen Zustrom der Fassung stärker als im Uferfiltrat ist, mag damit zusammenhängen, daß zwischen Elbe und Fassung VI der Verbrauch des Sulfidreservoirs weiter fortgeschritten sein kann, da bereits vor der Steigerung der Förderleistung dieser Aquiferraum vom Uferfiltrat durchflossen wurde. Überraschend sind dennoch die starken zeitlichen Variationen der Beschaffenheit im landseitigen Zustrom.

MP I-21/3 wird von oberflächennahem Grundwasser aus dem Bereich zwischen den MP I-7/1 und I-21/1 angeströmt, das in den Absenktrichter des nur 20 m entfernt liegenden Br. 22 fällt. Dies bestätigen auch Druckpotential- und Temperaturmessungen (Kap. 4.2 und 4.3.3). Da das Gebiet zwischen dem Deich (nahe Meßstelle I-7 bei Kunzwerda) und der Fassung VI relativ einheitlich und mit besonderen Auflagen für die Mineraldüngerapplikation bewirtschaftet wird, kann angenommen werden, daß sich die Konzentration und isotopische Zusammensetzung des Sulfats im oberflächennahen Grundwasser lateral nicht wesentlich ändert. Die Analysen aus den beiden einzigen oberflächennahen Meßpunkten I-7/1 und I-21/1 in diesem Gebiet bekräftigen diese Annahme. Die Beschaffenheitsunterschiede treten in erster Linie in der vertikalen Abfolge der 5 Filtertiefen (vgl. Meßstelle I-7; Teilbericht 8.4.1 und 2), d.h. in Grundwässern aus unterschiedlichen Neubildungsgebieten auf.

Daher können die Mittelwerte der Sulfatkonzentrationen und $\delta^{34}S$ -Werte in I-7/1 oder I-21/1 näherungsweise als Ausgangsparameter für Mischungsrechnungen nach Gl. 6.4.4-1 herangezogen werden, wobei vereinfachend von einer Zwei-Komponenten-Mischung ausgegangen wird. Da das Sulfat auf dem Fließweg zur I-21/3 durch Sulfidoxidation zugemischt wird ohne den Wasserkörper zu verdrängen, kann der Volumenanteil (p_1) des oberflächennahen Grundwassers der angenommenen Beschaffenheit von MP I-7/1 oder -21/1 gleich Eins gesetzt werden. Würde das isotopisch leichte Sulfat aus einem anderen, sich zumischenden Wasser stammen, so wäre $p_1 < 1$.

$$\delta_2 = \delta_1 + c * \frac{\delta - \delta_1}{c - p_1 * c_1} \quad \text{für } p_1 = 1 \quad (6.4.4-1)$$

und mit

- δ_1 : $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwert in MP I-7/1 bzw. -21/1 (‰ CDT);
- δ : $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwert in der Mischung des MP I-21/3;
- δ_2 : $\delta^{34}\text{S}$ -Wert des zusätzlich eingetragenen sekundären SO_4 in MP I-21/3;
- c_1 : mittlere SO_4 -Konzentration in MP I-7/1 bzw. -21/3 (mg/l oder mmol/l);
- c : mittlere SO_4 -Konzentration in der Mischung des MP I-21/3.

Tab. 6.4.4-2: Mittelwerte und Standardabweichungen (1σ) aus 3 Beprobungen bei Fassungsbetrieb.

Meßpunkt	$\delta^{34}\text{S}$ (‰ CDT)	SO_4^{2-} (mg/l)
I-7/1	$0,7 \pm 0,5$	181 ± 22
I-21/1	$1,5 \pm 0,7$	166 ± 66
I-21/3	$-3,3 \pm 1,1$	256 ± 92

7. Nutzung der Forschungsergebnisse für den sachgerechten Betrieb von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern der Elbe

7.1 Monitoring der Uferfiltratbeschaffenheit auf der Basis von Meßprofilen

W. Nestler, T. Grischek (HTW)

Bei der Gewinnung von Rohwasser in Talgrundwasserleitern stellt die sorgfältige meßtechnische Beobachtung der seine Beschaffenheit bestimmenden Mischungskomponenten Uferfiltrat, landseitiges Grundwasser und gegebenenfalls flußunterquerendes Grundwasser eine Basisaufgabe der Sicherheitsüberwachung dar. Für die Uferfiltration mit in stärkerem Maße vertikal-eben orientierten Strömungsverhältnissen haben sich Meßprofile mit teufenorientiert angeordneten Meßstellen als geeignetes Mittel erwiesen. Die Ergebnisse der im Rahmen der Forschungsarbeiten an mehreren Meßprofilen und an unterschiedlichen Standorten durchgeführten Feldmeßprogramme stehen in Übereinstimmung mit Untersuchungsergebnissen an anderen deutschen Flüssen.

Die am Standort des Wasserwerk Torgau-Ost errichteten Meßprofile I und II erfüllen alle wesentlichen Anforderungen bezüglich Anordnung, Konstruktion und Ausstattung und können als Beispiel für den zu empfehlenden Ausbaus dienen. Hauptmerkmale sind:

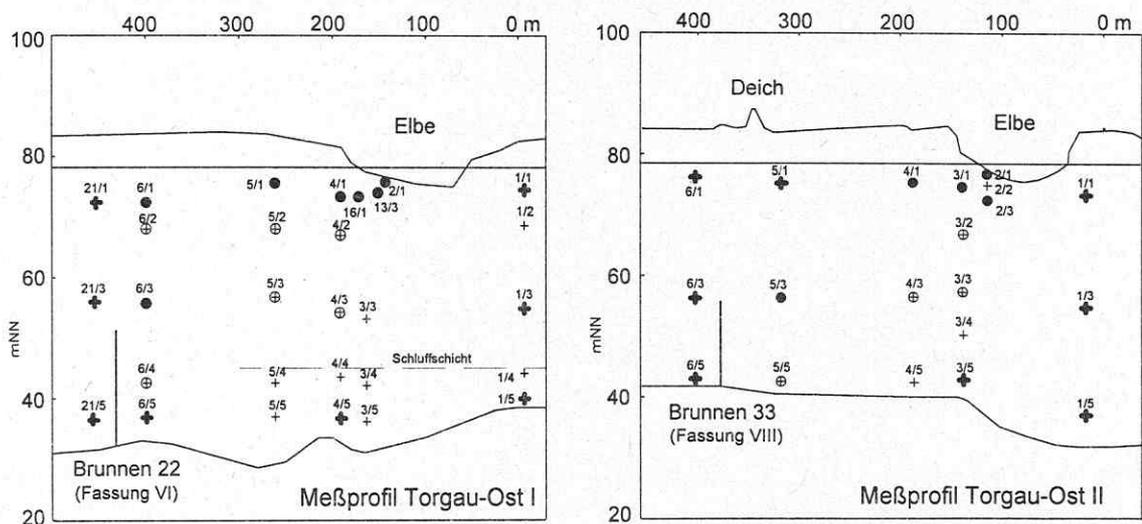
- Ausbau von Meßebenen in allen dominierenden Schichten (mindestens 3),
- Ausbau der Meßstellen als Meßstellengruppe
- Anordnung von Meßstellen a) in Ufernähe zur Erfassung des Schadstoffeintrags des Vorfluters, b) vor und hinter den Brunnen als Basis einer qualifizierten Beurteilung und Steuerung der Mischwasserqualität im Brunnen, c) zwischen Ufer und Brunnen zur Prozeßüberwachung und zur Verfolgung von Schadstoffstößen und d) im landseitigen Vorfeld zur Überwachung des landseitigen Zustroms.
- Errichtung einer Kolmationsmeßstelle zur unmittelbaren und verzögerungsarmen Erfassung des Eintrags von Schadstoffstößen in den Untergrund
- Sicherstellung einer repräsentativen Probennahme auf der Basis des neu entwickelten Radonverfahrens (s. 5.3)

Beim Aufbau eines die Betriebsführung der Wasserwerke wirksam unterstützenden Monitoringprogrammes sind zum einen Aspekte der Routineüberwachung der mittel- bis langfristigen Entwicklung der Beschaffenheit und zum anderen der kurzfristigen Beherrschung von Extremereignissen z.B. bei Stoßbelastungen zu beachten. Wissenschaftlich orientierte Meßprogramme, die oftmals eine Untersuchung aller Meßstellen bei kurzen Meßintervallen und umfangreichem Analysenspektrum beinhalten, sind wegen des erheblichen Aufwandes für Probennahme und Analytik für die Routineüberwachung häufig unrealistisch. Im Routinebetrieb dauerhaft durchführbare Überwachungsprogramme müssen sich auf wesentliche Aspekte der Betriebsführung von Fassungen und der Sicherung der Rohwasserbeschaffenheit konzentrieren. Das bedeutet, das diese neben einem notwendigen Basisprogramm zur Überwachung langfristiger Trends auf maßgebende Meßstellen, Zeitpunkte und Parameter zu beschränken sind.

Kriterium für die Auswahl ist die Sensitivität der Parameter und der Meßstellen im Hinblick auf die genannten Aspekte des praktischen Betriebs der Fassung. Bei der Projektierung und beim Bau von Meßprofilen kann diese Forderung nur bedingt erfüllt werden. Notwendig ist immer ein Verfahrensschritt zur Überprüfung und Auswahl der maßgebenden Meßstellen und Meßrhythmen auf der Grundlage aktueller Messungen (Lernphase des Monitoringsystems).

Zur Lösung dieser Aufgabe ist die meßtechnische Erfassung grundlegender Beschaffenheitskennwerte und deren primärstatistische Auswertung häufig nicht ausreichend. Im Ergebnis der durchgeführten Untersuchungen können folgende Ansätze empfohlen werden:

- Durchführung von Aufenthaltszeitmessungen mit Radon-222 zum Nachweis des Grades der hydraulischen Kopplung und der zeitlichen Verzögerung (≤ 15 Tage) des Stoffeintrages aus dem Vorfluter für ufernahe Meßstellen (s. 4.2.6)
- Nutzung ausgewählter, schwer abbaubarer Wasserinhaltsstoffe anthropogener Herkunft (z.B. EDTA, Sulfonsäuren) zur Ausgrenzung der vom Uferfiltrat beeinflussten Meßstellen (s. 4.2.3)
- Nutzung des saisonalen Schwankungsverhaltens der Temperatur und der Konzentration von Schadstoffen wie z.B. Atrazin zur Ermittlung maßgebender Fließwege bei der Überwachung des Stoffeintrags der Elbe und der Beherrschung von Stoßbelastungen
- Aufnahme von Temperatur- und Leitfähigkeitsganglinien zur Selektion von Meßstellen, die in Zonen mit deutlich verringerter Fließgeschwindigkeit stehen und daher wenig repräsentativ sind, und zur Einordnung von Beschaffenheitsdaten bei Meßstellen, die stark von der Dynamik des Vorfluters beeinflusst sind.



- Meßstellen zur kurzfristigen Überwachung des Stoffeintrags mit dem Elbewasser entlang eines maßgebenden Fließweges
- Meßstellen zur mittelfristigen Überwachung der Prozesse bei der Uferfiltration
- + Meßstellen zur langfristigen Überwachung der Wasserbeschaffenheit aller Rohwasserkomponenten

Abb. 7.1-1: Meßstelleneinordnung für die Meßprofile I und II des Wasserwerkes Torgau-Ost

Die Abbildung 7.1-1 zeigt das Ergebnis derartiger Untersuchungen für die Meßprofile Torgau-Ost I und II.

Zur Überwachung des landseitigen Zustroms von Fassungen in Talgrundwasserleitern werden in der Regel Meßstellen im Vorfeld, die einen zeitlich definierten Vorwarneffekt garantieren, und Meßstellen zur Überwachung potentieller Emittenten eingerichtet.

Die Untersuchungen am Standort Torgau haben eindeutig gezeigt, daß auch hier ein Verfahrensschritt zur Auswahl maßgebender Meßstellen und zu deren Zuordnung zu Teileinzugsbereichen unumgänglich ist, wenn ein vertretbarer Meßaufwand bei ausreichender Sensitivität der Daten für die Betriebsführung gesichert werden sollen. Zur Charakterisierung des Grundwassers hinsichtlich Schichtung, Herkunft und Dynamik kann mit isopenanalytischen Verfahren ein wesentlicher Beitrag geleistet werden (s. 4.1.2). So konnte zum Beispiel an landseitigen Meßstellen mit lokal erhöhten Ionenkonzentrationen eindeutig der Einfluß von aufsteigendem Tiefenwasser nachgewiesen werden. Mittels der Bestimmung von $\delta^{18}\text{O}$ wurden oberflächennahe Meßstellen ausgewiesen, welche durch lokale Infiltration von Oberflächenwasser beeinflusst sind (z.B. in unmittelbarer Nähe von kleinen Gewässern, welche als abgedichtet galten). Ebenso konnte für Meßpunkte in der unteren Teufe im Einzugsgebiet Torgau-Ost ein weitreichender Einfluß der Versickerung von Oberflächenwasser aus den Beckwitzer Teichen nachgewiesen werden.

7.2 Wasserwerksrelevante polare Inhaltsstoffe in der Elbe und im Uferfiltrat - Stand und Trends

P. Neitzel (TUD)

Bei den in der AWEL vereinigten Wasser- und Entwässerungswerken in Deutschland und in der Tschechischen Republik besteht seit 1996 Besorgnis hinsichtlich des Verhaltens der in der Elbe nachgewiesenen Substanzklassen an Arylsulfonaten und Chloressigsäuren (AWEL-Jahresberichte 1995/96 und 1997).

Beide ausschließlich aus anthropogenen Quellen herstammenden organischen Substanzklassen sind im Rahmen dieses Verbundvorhabens hinsichtlich ihres Verhaltens im Oberflächengewässer und bei der Uferfiltration intensiv untersucht worden. Auf der Grundlage der Screening-Ergebnisse (Kap. 6.3) kann folgende Zuordnung getroffen werden:

Wasserwerksrelevante Substanzen (aus dem Analysenscreening von 33 Stoffen, durchgeführt an Feldproben, die von Uferfiltratstandorten gewonnen wurden):

**Naphthalen-1,5-disulfonat, Naphthalen-2,7-disulfonat,
Naphthalen-1,3,6-trisulfonat, 1-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat
2-OH-Naphthalen-3,6-disulfonat und 2-NH₂-Naphthalen-4,8-disulfonat**

Trinkwasserrelevante Substanzen (nachgewiesen in Trinkwasserproben aus den Versorgungsgebieten zweier Uferfiltratwasserwerke an der Elbe):

Naphthalen-1,5-disulfonat und Naphthalen-1,3,6-trisulfonat.

Der weitaus größte Teil dieser anthropogen in die aquatische Umwelt eingetragenen Naphthylsulfonate entstammt punktförmigen industriellen Abwassereinleitungen im nordböhmischen Bereich der Oberelbe und ihren dortigen Nebenflüssen, die unzureichend oder gar nicht geklärt worden sind. Ein geringer Anteil muß diffusen kommunalen Einleitungen zugeordnet werden. Wie Stichtagsbeprobungen an den Elbe-Nebenflüssen im mitteldeutschen Raum (Saale, Mulde, Weiße Elster) gezeigt haben, traten Naphthylsulfonate in diesen nur sehr selten und wenn, dann nur in geringen Konzentrationen von $< 1 \mu\text{g/l}$ auf. Folglich trugen kommunale Abwassereinleitungen dort nicht zur Bilanz an Naphthylsulfonaten in der Elbe bei.

Benzensulfonate und deren Derivate spielten als anthropogene Wasserinhaltsstoffe in der Elbe keine Rolle. Während diesbezüglich keine Vorsorgemaßnahmen zu besorgen sind, ist hinsichtlich der umwelt- und humantoxikologischen Situation der beiden trinkwasserrelevanten Naphthylsulfonate weiterer Klärungsbedarf vorhanden. Bei mittleren Konzentrationen von 0,7 bzw. 1,3 $\mu\text{g/l}$ im Trinkwasser von Versorgungsgebieten mit hohem Uferfiltratanteil am Rohwasser (Zeitraum 1996/97) sind speziell die Folgen einer Langzeitaufnahme dieser Substanzen zu prüfen. Dies muß geschehen, solange es nicht als völlig gesichert angesehen werden kann, daß die Stoffe und auch deren relevante Humanmetabolite wieder vollständig aus dem Organismus ausgeschieden werden.

Eine Verbesserung der Belastungssituation der Elbe und bestimmter Nebenflüsse in Nordböhmen ist nur durch Umstellung von Technologieschritten bei den industriellen Verursachern oder durch Anwendung angepaßter Abwasserklärverfahren möglich. Für die Realisierung eines effektiven Bioabbaus der genannten sehr polaren und persistenten Sulfonate bei der Abwasserbehandlung besteht akuter Forschungsbedarf. Eine Reduzierung dieser momentanen Einleitungen ist aus sächsischer Sicht verständlicherweise nicht direkt beeinflussbar.

Chloressigsäuren werden sehr stark über den Luftpfad und die Niederschläge in die aquatische Umwelt eingetragen. In der Elbe traten sie im Beobachtungszeitraum nur in geringen Konzentrationen auf, erreichten die Förderbrunnen der Rohwassergalerien des Wasserwerks Torgau-Ost jedoch nicht. Eine Reduzierung der Belastung von Oberflächengewässern setzt perspektivisch eine deutliche Senkung des Eintrags ihrer Vorläufersubstanzen (Halogenkohlenwasserstoffe) in die Atmosphäre voraus. Andererseits kann die Reduzierung / Vermeidung des Einsatzes von Chloressigsäurederivaten in der Landwirtschaft (Pflanzenschutzmaßnahmen) einen bedeutsamen Beitrag zur Entlastung der Oberflächengewässer leisten.

Für eine sprunghafte Erhöhung der momentanen Belastung der Elbe und des Uferfiltrats durch Einzelstoffe aus den beiden untersuchten Substanzgruppen gibt es derzeit keinerlei Anzeichen.

7.3 Beschaffenheitsbewirtschaftung von Uferfiltratfassungen

Th. Grischek; W. Nestler (HTWD)

Bei der Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern dominiert gegenwärtig der Aspekt der Beschaffenheit gegenüber dem der Menge. Der immer noch sinkende Wasserbedarf läßt die Reserven gegenüber dem verfügbaren Dargebot und damit den Spielraum zur Beeinflussung der Beschaffenheitsverhältnisse durch Steuerung der Entnahmemengen anwachsen. Für die Beschaffenheitsbewirtschaftung praktikable Maßnahmen sind für die meisten Standorte jedoch nur bezüglich des Betriebes vorhandener Fassungen bzw. der Umbau von Fassungen bei erforderlichen Reparaturen oder Erweiterungen.

Mögliche Bewirtschaftungsstrategien unter Nutzung vorhandener Brunnen sind:

- die möglichst gleichmäßige Belastung aller Brunnen im Sinne der günstigsten Ausnutzung des unterirdischen Raumes,
- der bevorzugte Betrieb ausgewählter Fassungen und Brunnen zur Ausnutzung von Standortfaktoren oder zur Erhöhung des Uferfiltratanteils
- der intermittierende Betrieb von Fassungen und Brunnen zur Erhöhung der durch Laufzeitunterschiede bedingten Dispersionseffekte.

Im Rahmen langfristig notwendiger technischer Arbeiten zum Ersatz von Brunnen und zur Erweiterung von Fassungen können des weiteren Effekte genutzt werden, die sich aus

- der Variation des Entnahmehorizontes von Brunnen (Teufenlage der Filter),
- der Erhöhung des Uferabstandes der Brunnen (Reaktionsraumgröße) und
- der gestaffelten Anordnung der Brunnen (Dispersionseffekte zum Ausgleich von Konzentrationsschwankungen) ableiten.

Entscheidend für die Entwicklung von Konzepten für Monitoring, Bewirtschaftung und Steuerung von Uferfiltratfassungen sind die eindeutige Formulierung der Zielstellungen und deren Umsetzbarkeit in wirksame und mit sensitiven Meßgrößen beobachtbare, technische und technologische Maßnahmen. Vor einer Umsetzung der o.g. allgemeinen Ansätze zur Bewirtschaftung in objektkonkrete Maßnahmen muß die standortbezogene Prüfung ihrer Wirksamkeit und Effektivität stehen. Im Rahmen des Verbundvorhabens wurden dazu folgende Erkenntnisse gewonnen:

- Geht man von der Einhaltung der Mindestaufenthaltszeit von 50 Tagen gemäß der Richtlinie zur Ausweisung von Trinkwasserschutzzonen aus, hat eine Steuerung der Aufenthaltszeit neben einer Begünstigung der Elimination von Bakterien und Viren nur wenig Einfluß auf die Beschaffenheit des Uferfiltrats. Ein Dauerversuch mit der Fassung VI am Meßprofil I mit um ca. 40% erhöhter Förderleistung über nahezu 2 Jahre führte zu keiner signifikanten Änderung der Uferfiltratqualität in Brunnennähe sowie des Rohwassers, war also als Steuerungsmaßnahme nicht effektiv (Abb. 7.3-1).
- Maßgebend für die Beschaffenheitsentwicklung des Uferfiltrats ist der bei der Untergrundpassage durchflossene Raum und damit die für Speicher- und Abbauprozesse wirksame Oberfläche. Bautechnische Maßnahmen zur Verbesserung der Raumausnutzung bzw. zur Vergrößerung des durchflossenen Raumes sind daher sinnvoll. Zur meßtechnischen Ausgrenzung dieser von Uferfiltrat durchflossenen Räume wurden die Bestimmung schwer abbaubarer Inhaltsstoffe der Elbe wie EDTA und ausgewählter Sulfonsäuren erfolgreich genutzt (vgl. Kap. 4.2).
- Allgemein bekannt ist, daß der Abbau biologisch leicht abbaubarer Stoffe weitgehend im Ufernahbereich stattfindet, wobei die Prozesse in der Kolmationszone

eine maßgebende Rolle spielen. Der Wert langer Untergrundpassagen liegt in der weitergehenden Eliminierung schwer abbaubarer Stoffe (vgl. Kap. 6.2 und 6.3). Charakteristisch für das Rohwasser von Uferfiltratfassungen in der Torgauer Elbaue sind relativ hohe Konzentrationen an Eisen und Mangan, welche eine mehrstufige Aufbereitung erfordern. Langfristig kann eine Verringerung der Konzentration dadurch erreicht werden, daß die für ein Wasserwerk zu fördernde Grundlast auf ausgewählte Fassungen konzentriert wird. So führte der kontinuierliche Betrieb der Fassung VII (Meßprofil Torgau-Ost II) zu einer Verringerung der Eisenkonzentration im Uferfiltrat (Abb. 7.3-2-4). Diese zeigte jedoch erst geringe Auswirkungen auf die Rohwasserbeschaffenheit und wurde durch starke Schwankungen der Eisengehalte des landseitigen Grundwassers überlagert. In Verbindung mit der Auswahl eines Einzugsbereiches mit der günstigsten Qualität des landseitigen Grundwassers sowie

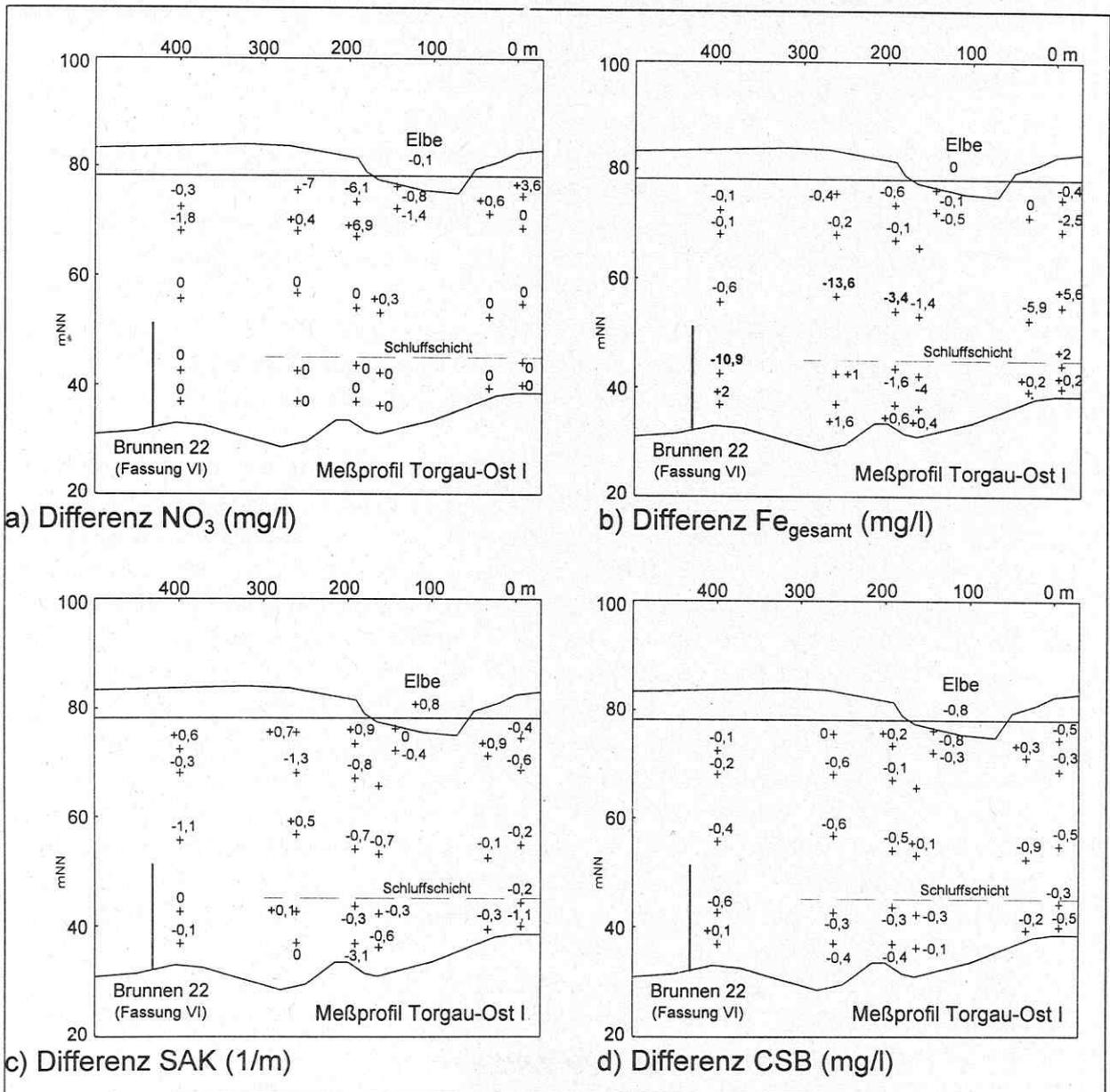


Abb. 7.3-1: Darstellung der Auswirkung der Erhöhung der Fördermenge der Fassung VI um 40% ab 1995: Differenzenbildung von Medianwerten (1995-97)-(1993)

der Verringerung des Anteils eisenhaltigen, landseitigen Grundwassers kann durch die Steuerung der Entnahmeorte für Grundlast und Spitzenlast eine wirksame Beeinflussung erreicht werden.

Ein infolge der Verringerung der Aufenthaltszeit erwarteter Anstieg der DOC-, SAK-, CSB- und Nitratwerte im Uferfiltrat wurde nicht beobachtet (s. auch Abb. 6.2-1). Die Sulfatkonzentrationen veränderten sich ebenfalls nur gemäß der Anfangskonzentration im Elbewasser. Es fand nur eine erwartete Abnahme der Eisenkonzentration im mittleren Bereich des Grundwasserleiters statt (Abb. 7.3-1: b). Dieser Effekt trat auch bei kontinuierlicher Förderung im Meßprofil II auf (Abb. 7.3-2-4).

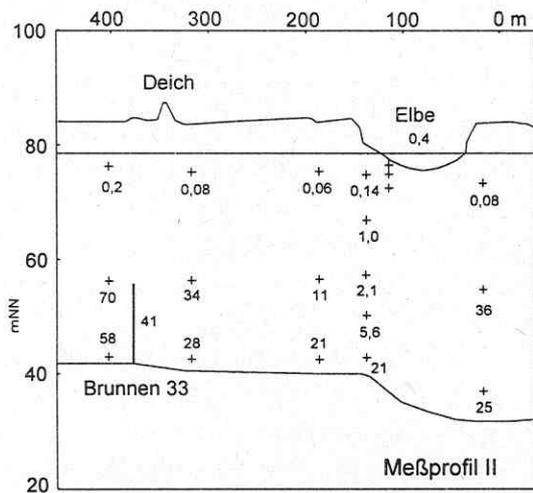


Abb. 7.3-2: Eisenkonzentration (mg/l) Median 1993 (n=13)

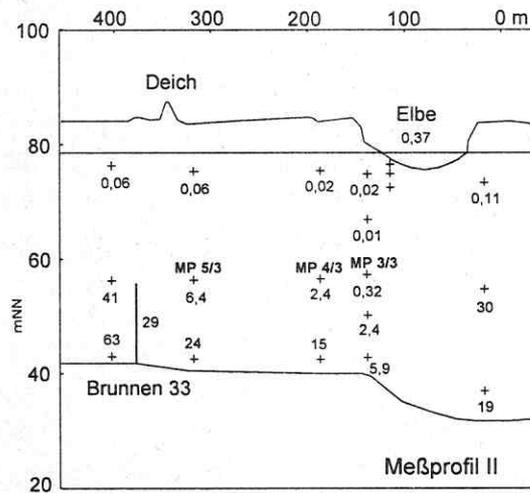


Abb. 7.3-3: Eisenkonzentration (mg/l) Median 1997 (n=5)

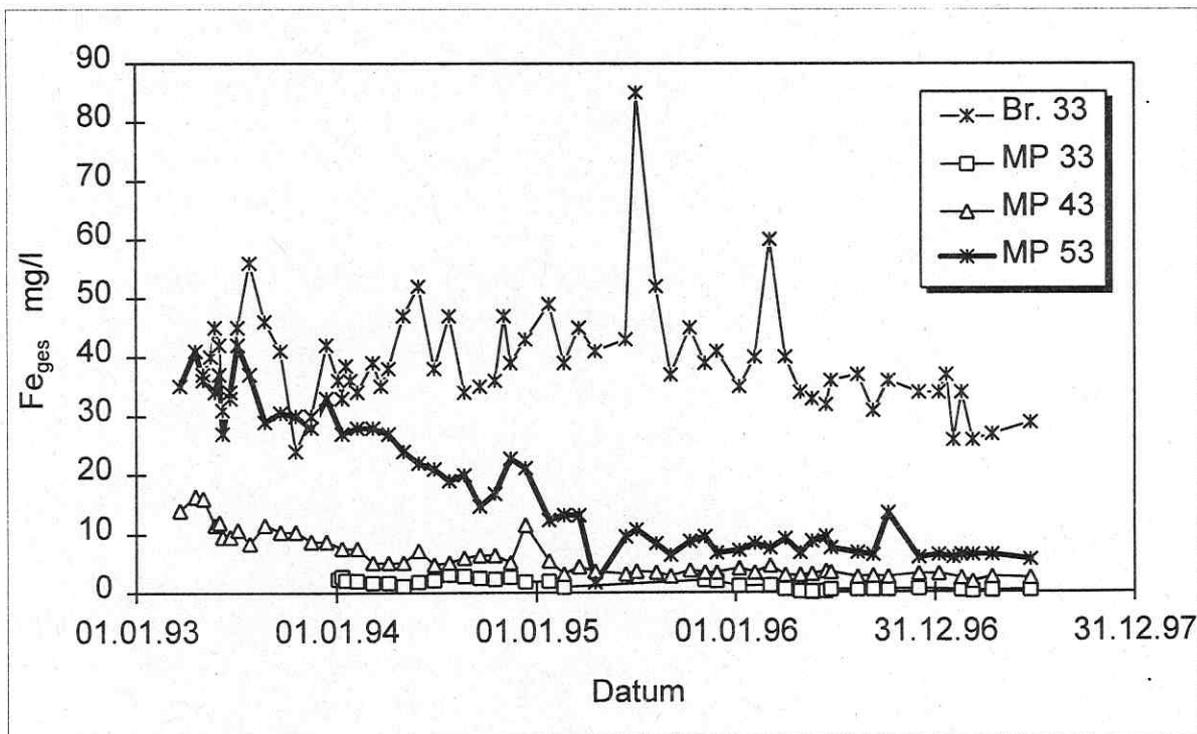


Abb. 7.3-4: Entwicklung der Eisenkonzentration in der mittleren Teufe, 1993-97, Meßprofil Torgau-Ost II, Meßpunktzuordnung siehe Abb. 7.3-3.

Die Zielstellung der Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen in Talgrundwasserleitern muß sich grundsätzlich der Lösung der Versorgungsaufgabe nach Menge und Beschaffenheit unterordnen. Ihre Teilziele und Randbedingungen ergeben sich :

1. aus der Einhaltung der in gesetzlichen Regelungen vorgegebenen Randbedingungen,
2. aus der Umsetzung der Ziele einer langfristigen Bewirtschaftungsstrategie,
3. der Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses der Trinkwasserproduktion von der Gewinnung bis zur Aufbereitung und
4. der Umsetzung des Minimierungsgebotes.

Die Einhaltung der gesetzlichen Regelungen umfaßt dabei sowohl die Lieferung eines Trinkwassers nach TVO als auch die Beachtung der wasserrechtlichen Genehmigungen. Dabei stellt die Produktion eines TVO-gerechten Trinkwassers aufgrund ausgereifter Aufbereitungsverfahren kein technisches Problem sondern ein Kostenproblem dar und steht deshalb im Zusammenhang mit der Wirtschaftlichkeit des Anlagenbetriebs. Dagegen ist die Einhaltung der in den wasserrechtlichen Genehmigungen fixierten Bedingungen, wie z.B. Mindestwasserstände, 50 Tage Aufenthaltszeit des Uferfiltrats im Untergrund, nur durch ein Bewirtschaftungskonzept realisierbar und durch das Monitoring kontrollierbar.

Die beeinflussbaren Größen zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit der Anlagen sind die Betriebskosten, der Wartungs- und Instandhaltungsaufwand und notwendige Investitionen sowohl im Bereich der Wassergewinnung als auch der Wasseraufbereitung. So schlägt sich die Förderung eines Wassers mit erhöhter Konzentration an gelöstem Eisen zum Beispiel in erhöhten Energie- und Wartungskosten sowohl bei der Wassergewinnung (Zunahme des Filterwiderstandes, Verockerung von Rohrleitungen) als auch bei der Wasseraufbereitung (kürzere Laufzeiten der Filter, erhöhter Flockungsmittelbedarf, erhöhter Anfall von Eisenschlamm zur Entsorgung) nieder.

Bei der Zielstellung Minimierung der Konzentration von Einzelstoffen kann es sich um Stoffe handeln, welche in der TrinkwVo nicht verankert sind, jedoch in der Elbe nachgewiesen oder vermutet werden. Zum einen werden mit der Weiterentwicklung analytischer Methoden bisher unbekannte Stoffe identifiziert und hinsichtlich ihrer gesundheitlichen Relevanz überprüft. Zum anderen hinkt die Überprüfung der Trinkwasserrelevanz derartiger Stoffe zeitlich stark hinterher. Die daraus resultierende Unsicherheit behindert sehr stark die Akzeptanz der Trinkwassergewinnung aus Elbewasser was z. B. an der Art der öffentlichen Diskussion im Falle der in der Elbe nachgewiesenen Chlorether deutlich wurde.

Ein ganz anderer Aspekt der Akzeptanz des Wassers ergibt sich aus der Minimierung von Konzentrationen weit unter die gesetzlich geforderten Grenzwerte entsprechend den Wünschen der Abnehmer (Wasserverteiler). Hier kann der Verkauf des Produktes Wasser abhängig sein von der Einhaltung von spezifischen Grenzwerten des Abnehmers, z. B. von einer Nitratkonzentration von <10 mg/l.

Die Minimierung von Einzelstoffkonzentrationen im Rohwasser bzw. Trinkwasser steht oft im Widerspruch zum wirtschaftlichen Betrieb der Anlagen. So hat im Falle des Eintrags von biologisch abbaubaren Schadstoffen wie z. B. Atrazin eine möglichst lange Fließzeit des Infiltrats bis zum Brunnen günstige Auswirkungen.

In Analogie zu einem Steuerungsschema von SCHÖTTLER und SOMMER (1992) zur Optimierung einer Wassergewinnungsanlage mit künstlicher Grundwasser-

anreicherung läßt sich für die Uferfiltratgewinnung das folgende angepaßte Schema erstellen (Abb. 7.3-5). Grundlagen zur Widerspiegelung von Problemen der Grundwasserbewirtschaftung in Regel- und Steuerkreisen sind u.a. in GRÄBER (1991) zu finden. Die zu regelnde Größe ist die Rohwasserbeschaffenheit, welche von der Beschaffenheit des infiltrierenden Elbewassers, der Beschaffenheitsänderung bei der Untergrundpassage (parameterspezifisch abhängig von Fließweg und -zeit), der Beschaffenheit (Herkunft) des erfaßten landseitigen Grundwassers sowie der Mischungsanteile im Rohwasser abhängig ist. Die mögliche Einflußnahme seitens des Wasserwerksbetreibers beschränkt sich im allgemeinen auf die Nutzung des Stellgliedes Brunnen. Mit der Regelung der Entnahmepunkte und Entnahmemengen können die o.g. Randbedingungen mit Ausnahme der Beschaffenheit der Elbe in unterschiedlichem Maße verändert werden. Besonderheiten bei der Beschaffenheitsbewirtschaftung sind die Trägheit des Systems (infolge der langen Fließzeiten) und die Vielzahl der standortspezifischen Transport- und Umsetzungsprozesse im Untergrund, die für die Steuerung berücksichtigt werden müssen. Das Ergebnis der Regelung der Rohwasserbeschaffenheit ist insbesondere abhängig von einem sicheren Monitoring (Ermittlung einer Vielzahl von Hilfsregelgrößen) sowie der simulationstechnischen Verarbeitung. In Abhängigkeit von der Aufgabenstellung (Auswahl der zu relevanten, zu regelnden hydrochemischen Kenngrößen) kann eine richtige Meßstellenauswahl oder die genaue Ermittlung der dominanten Stoffumsetzungen im Untergrund wichtiger sein als eine dreidimensionale, feindiskretisierte Modellierung der Grundwasserströmung.

Für die Standorte Torgau-Ost und Meißen-Siebeneichen wurden auf der Grundlage der Forschungsergebnisse beispielhaft die Möglichkeiten zur Beschaffenheitsbewirtschaftung untersucht. Eine systematische Zusammenstellung der Auswirkungen von realisierbaren Bewirtschaftungsmaßnahmen zeigen die Tab. 7.3-1-2. Die Einhaltung der gesetzlichen Regelungen ist an diesen Standorten gewährleistet.

Am Standort Torgau-Ost bestehen die Ziele einer Grundwasserbewirtschaftung in

- der langfristigen Sicherung einer Nitratkonzentration von < 10 mg/l sowie einer Sulfatkonzentration < 240 mg/l im Rohwasser
- der Minimierung der Konzentration an gelöstem Eisen und Mangan sowie Ammonium
- einer Elimination organischer Spurenstoffe während der Untergrundpassage und
- der Minimierung der Haloformbildung bei der Chlorung.

Im Vergleich dazu kann am Standort Meißen-Siebeneichen aufgrund des sehr geringen Anteils landseitigen Grundwassers kein Effekt durch dessen Regelung erreicht werden. Demzufolge wird sich auch der Anteil des nitratreichen, elbeunterströmenden Grundwassers in der unteren Teufe kaum verändern und die Nitratkonzentration bei erhöhter Förderung nur infolge einer langfristig geringeren Denitrifikation zunehmen.

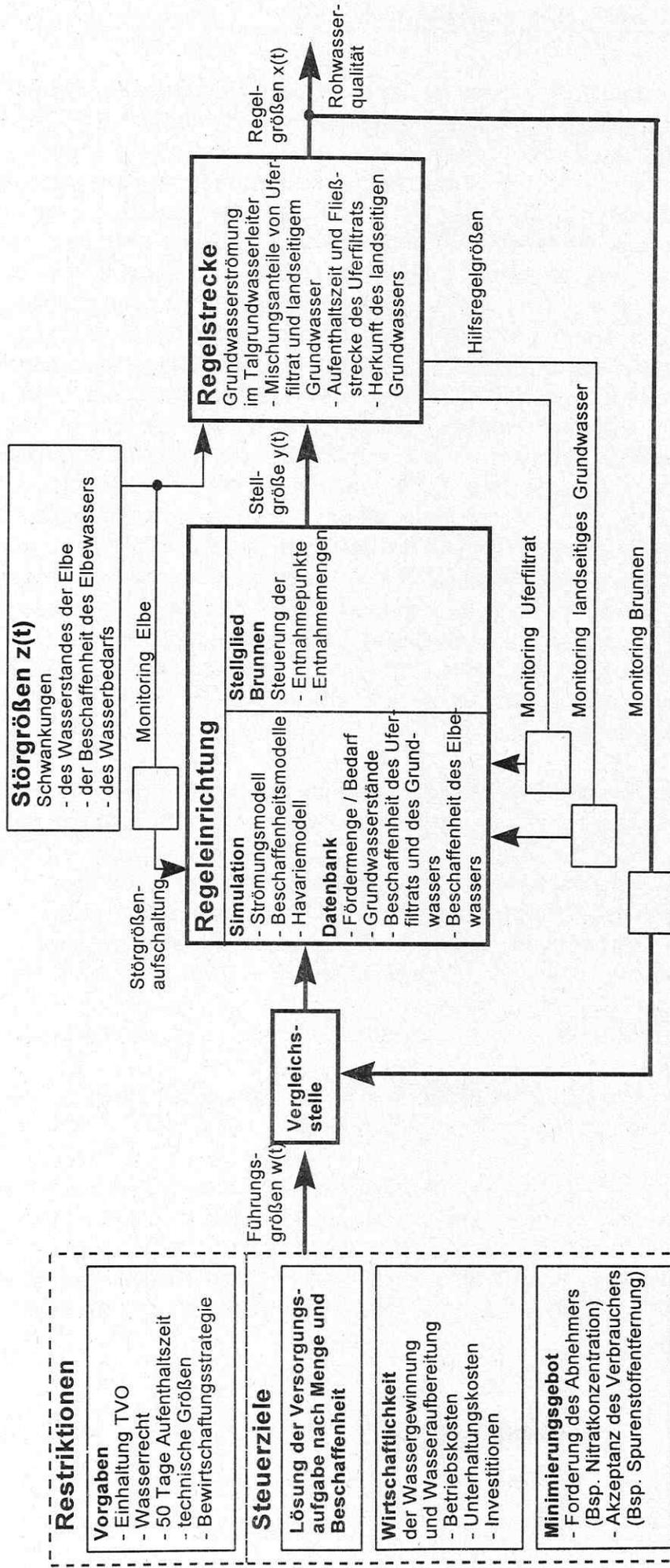


Abb. 7.3-5: Konzeption der Steuerung der Rohwasserbeschaffenheit in der Torgauer Elbaue

Tab. 7.3-1: Übersicht zur Wirkung von Steuerungsmaßnahmen auf die Rohwasserbeschaffenheit am Standort Torgau-Ost

Steuerungsmaßnahme	Uferfiltrat	Einfluß auf Beschaffenheit des Rohwassers					
		Anteil	DOC	org. Spurenstoffe	NO ₃	Fe, Mn	NH ₄
Stabiler Betrieb mit erhöhter Förderleistung	↗	—	↗	↗	↘	↘	↘
Stabiler Betrieb mit verringerter Förderleistung	↘	—	↘	↘	↗	↗	↗
Intervallbetrieb ausgewählter Fassungen	↘	—	↘	↗	↗	↗	↗
bevorzugter Betrieb ausgewählter Fassungen mit günstigem Einzugsgebiet	—	↘	—	↘	↘	↘	↘
versetzter Brunnenbetrieb innerhalb einer Fassung	—	—	↘	↘	↗	↘	↗
Technische Maßnahme							
Entnahme aus oberem Bereich des GWL	—	—	↗	↑	↓	↓	↗
Entnahme aus unterem Bereich des GWL	—	—	↘	↘	↗	↗	↘

Tab. 7.3-2: Übersicht zur Wirkung von Steuerungsmaßnahmen auf die Rohwasserbeschaffenheit am Standort Meißen-Siebeneichen

Steuerungsmaßnahme	Uferfiltrat	Einfluß auf Beschaffenheit des Rohwassers					
		Anteil	DOC	org. Spurenstoffe	NO ₃	Fe, Mn	NH ₄
Stabiler Betrieb mit erhöhter Förderleistung	—	—	↗	↗	↘	—	—
Stabiler Betrieb mit verringerter Förderleistung	—	—	↘	↘	↗	—	—
Intervallbetrieb ausgewählter Brunnen	—	—	↘	↘	↗	—	—
bevorzugter Betrieb ausgewählter Brunnen mit günstigem Einzugsgebiet	—	?	?	?	?	?	?
Technische Maßnahme							
Entnahme aus oberem Bereich des GWL	—	↗	↗	↗	↘	↘	—
Entnahme aus unterem Bereich des GWL	—	↘	↘	↑	↗	↗	↑

— Effekt vernachlässigbar oder nicht dauerhaft ↗ Zunahme ↘ Abnahme
 ? nicht untersucht

7.4 Beherrschung von Extremsituationen

T. Grischek, W. Nestler (HTWD)

7.4.1 Hochwasserereignisse

Hochwasserereignisse beeinflussen das geohydraulische Regime bei der Anströmung von Fassungen und damit die Beschaffenheit des Rohwassers. Der Grad der Beeinflussung hängt von vielfältigen Faktoren ab insbesondere dem Charakter des Hochwasserereignisses (Höhe, Dauer, Verlauf), dem Uferabstand und dem Förderregime der Fassung und ist damit ausgesprochen standortspezifisch. An den untersuchten Standorten entlang der Elbe mit teufenabhängigen Fließzeiten des Uferfiltrats von 60-300 Tagen rufen Hochwasserereignisse keine signifikanten Änderungen der Uferfiltratbeschaffenheit in Brunnennähe hervor. Kurzfristige Änderungen der Rohwasserbeschaffenheit können jedoch durch eine Veränderung der prozentualen Anteile des Uferfiltrats bzw. des landseitigen Grundwassers im Mischrohwater der Brunnen entstehen. Eine Kompensation derartiger Effekte durch Wechsel auf Fassungen mit stärkerem landseitigen Einfluß ist in der Torgauer Elbaue wenig sinnvoll zumal diese Änderungen hauptsächlich die hydrochemischen Kennwerte Sulfat, Eisen und Nitrat betreffen und von geringer Dauer sind.

Beschaffenheitsänderungen wurden nur an ufernahen Meßstellen und an Meßstellen in der obersten Teufe beobachtet. In der obersten Teufe wurde infolge des ansteigenden Grundwasserstandes z. B. die Auswaschung von Nitrat aus der ungesättigten Bodenzone festgestellt. NESTLER u.a. (1995) konnten nachweisen, daß die Störung der Kolmationsschicht infolge der starken Geschiebebewegung nur kurzfristig ist und eine schnelle Regeneration erfolgt. Von größerem Einfluß sind die Verschiebung der Uferlinie um bis zu 50 m in Richtung der Brunnen (Vergleich der Hochwassersituation Dezember 1993 mit Niedrigwasserstand) sowie die Infiltration im Überstaubereich des Ufers, in dem keine wirksame Kolmationsschicht sowie keine Auelehmdeckschicht vorhanden ist. Damit kommt es zu einer Verringerung der Fließzeit in der obersten Teufe und einer geringeren Rückhaltung von Schadstoffen. Zur Beobachtung derartiger Effekte wurden im Infiltrationsmeßprofil während eines Hochwassers die Meßstellen 15 und 14/1 beprobt. An der Meßstelle 15 wurden bei ansteigendem Wasserstand der Elbe die höchsten DOC-Konzentrationen im Uferfiltrat bzw. die geringste Abnahme gegenüber der DOC-Konzentration des Elbewassers gemessen. Die Ganglinien der Brunnenwasserbeschaffenheit in der Torgauer Elbaue ließen keine Veränderungen infolge von Hochwasserereignissen erkennen. Aus diesen Gründen ist nur bei kurzen Fließwegen bzw. -zeiten des Uferfiltrats sowie bei geringmächtigen Grundwasserleitern ein Effekt infolge Hochwassers zu erwarten. Eine Steuerung durch Änderungen des Brunnenbetriebs wäre wirkungslos. Zu ähnlichen Aussagen gelangten ECKERT und RÜBER (1992) für den Rhein. Für einen geringmächtigen Grundwasserleiter (9-14 m wassererfüllte Mächtigkeit bei Hochwasser) und große Uferabstände (Abstand ca. 860 m) wiesen sie mit Modellrechnungen nach, daß Rhein-Hochwässer nur zu einem regional begrenzten Vorstoß der transportierten Stoffe in den Grundwasserleiter führen, die Brunnen jedoch nicht beeinflusst werden.

7.4.2 Stoßbelastungen der Elbe

In der öffentlichen Diskussion wird die Sicherheit der Rohwassergewinnung in Talgrundwasserleitern sehr stark aus der Sicht der sicheren Beherrschung von Schadstoffstößen im Fluß insbesondere bei einer Havarie geprägt. Der Handlungsbedarf der Versorgungsunternehmen leitet sich aus einer effektiven Überwachung und Prognose derartiger Ereignisse sowie wirksamen Steuerungsmaßnahmen zur Abwendung von Gefährdungen bzw. zur Minimierung des Schadstoffeintrags in den Untergrund ab. Sowohl beim Monitoring als auch bei der Steuerung der Rohwasserbeschaffenheit muß zwischen kurzzeitigen Stoßbelastungen und längeranhaltenden, saisonalen Belastungen (z. B. durch Atrazin (NEITZEL u.a., 1995)) unterschieden werden.

Zu geeigneten Steuerungsmaßnahmen führen die Möglichkeiten

- der vollständigen Abschaltung von Fassungen beim Durchgang der Schadstoffe und damit der Verringerung ihrer Infiltration in den Grundwasserleiter,
- die Steuerung der Aufenthaltszeiten des Uferfiltrats durch Teillastbetrieb zur Verbesserung der Bedingungen für den Abbau der Schadstoffe und
- des wechselweisen Betriebs von Fassungen und Einzelbrunnen zur Steuerung der von der Makrodispersion abhängigen Mischungseffekte.

Bei längeranhaltenden Belastungen kann durch eine optimale Ausnutzung des durchflossenen Raumes zwischen Fassungsanlagen und Elbe das Eliminationsvermögen der Untergrundpassage ausgeschöpft werden. Gleichzeitig ergeben sich damit längere Aufenthaltszeiten, insbesondere in der Kolmationszone, wodurch der Abbau von Stoffen mit langen Adaptationszeiten begünstigt wird (vgl. Kap. 6.3). Im Zuge der Errichtung von Ersatzbrunnen mögliche Erhöhungen der Uferabstände sind daher sinnvoll. Weniger praktikabel und praktisch kaum genutzt werden die o.g. makrodispersen Effekte.

Kurzzeitige Stoßbelastungen stellen aufgrund der Mischungsprozesse bei längeren Untergrundpassagen keine Gefährdung der Trinkwassergewinnung dar. Für den Ufernahbereich der Elbe muß jedoch beachtet werden, daß die Infiltrationszone bereits an der Uferlinie beginnt, während sie am Rhein wegen der nahezu dichten Kolmationszone um ca. 110 m zur Strommitte verlagert ist (SONTHEIMER, 1991). Eine Minimierung der Schadstoffkonzentration im Rohwasser durch Steuermaßnahmen bei Stoßbelastungen ist nur unter günstigen Betriebsbedingungen denkbar. Die Untersuchungsergebnisse im Meßprofil Torgau-Ost I zeigten, daß die Infiltration des Elbewassers sehr stark durch die Dynamik der Wasserstandsänderungen der Elbe geprägt wurde (vgl. Kap. 4.2.). Der Einfluß des Fassungsbetriebes auf die Grundwasserstände in den elbenahen Meßstellen war dagegen deutlich geringer. Unter diesen Bedingungen hat eine Abschaltung von Fassungen nur bei langanhaltender konstanter Wasserführung der Elbe einen signifikanten Einfluß auf das Eindringen eines durch Schadstoffe belasteten Wassers. Bei stärker sinkendem Wasserstand der Elbe kann von Stagnation bis Exfiltration des Uferfiltrats im elbenahen Bereich des Grundwasserleiters ausgegangen werden, so daß die Gefahr eines Schadstoffeintrages gering ist. Bei insbesondere im Hochwasserfall stark steigendem Wasserstand der Elbe kann ein Schadstoffeintrag nicht verhindert werden. Dem Monitoring bzw. der Bewertung des Schadstoffeintrags bei Stoßbelastungen kommt daher besondere Bedeutung zu.

Das für den Rhein entwickelte, auf Testfilteruntersuchungen aufbauende Konzept zur Überwachung und Bewertung von Stoßbelastungen konnte unter Nutzung der im

Rahmen des Vorhabens weiterentwickelten und getesteten Kolmationsmeßstellen (s. Kap. 7.1) mit einer für die Bedingungen an der Elbe sinnvollen Komponente ergänzt werden. Untersuchungen der Uferfiltratbeschaffenheit nach Passage der Kolmationszone erlauben ähnliche Aussagen wie Testfilterversuche zum biochemischen Abbauverhalten der eingetragenen Schadstoffe (Abb. 7.4 1). Die Vorteile des auf Kolmationsmeßstellen aufbauenden Konzepts der Überwachung von Extremereignissen an der Elbe bestehen darin, daß man aufgrund der Ausbildung der Kolmationszone der Elbe mit ufernahen Meßstellen auskommt, den Schadstoffinput nach Konzentration und Infiltrationsgeschwindigkeit (Radon-Bestimmung) direkt erfassen kann, keine ständige Vorhaltung biologisch aktiver Testfilter erforderlich ist und das Problem zu geringer Vorwarnzeiten (grenzüberschreitendes Meldesystem) besser beherrscht werden kann. So ist beispielsweise die Gewinnung geeigneter Proben an Kolmationsmeßstellen auch dann noch möglich, wenn die Schadstoffwolke im Fluß bereits die Meßstelle passiert hat oder dann, wenn detaillierte Informationen über die Schadstoffe erst verspätet verfügbar werden.

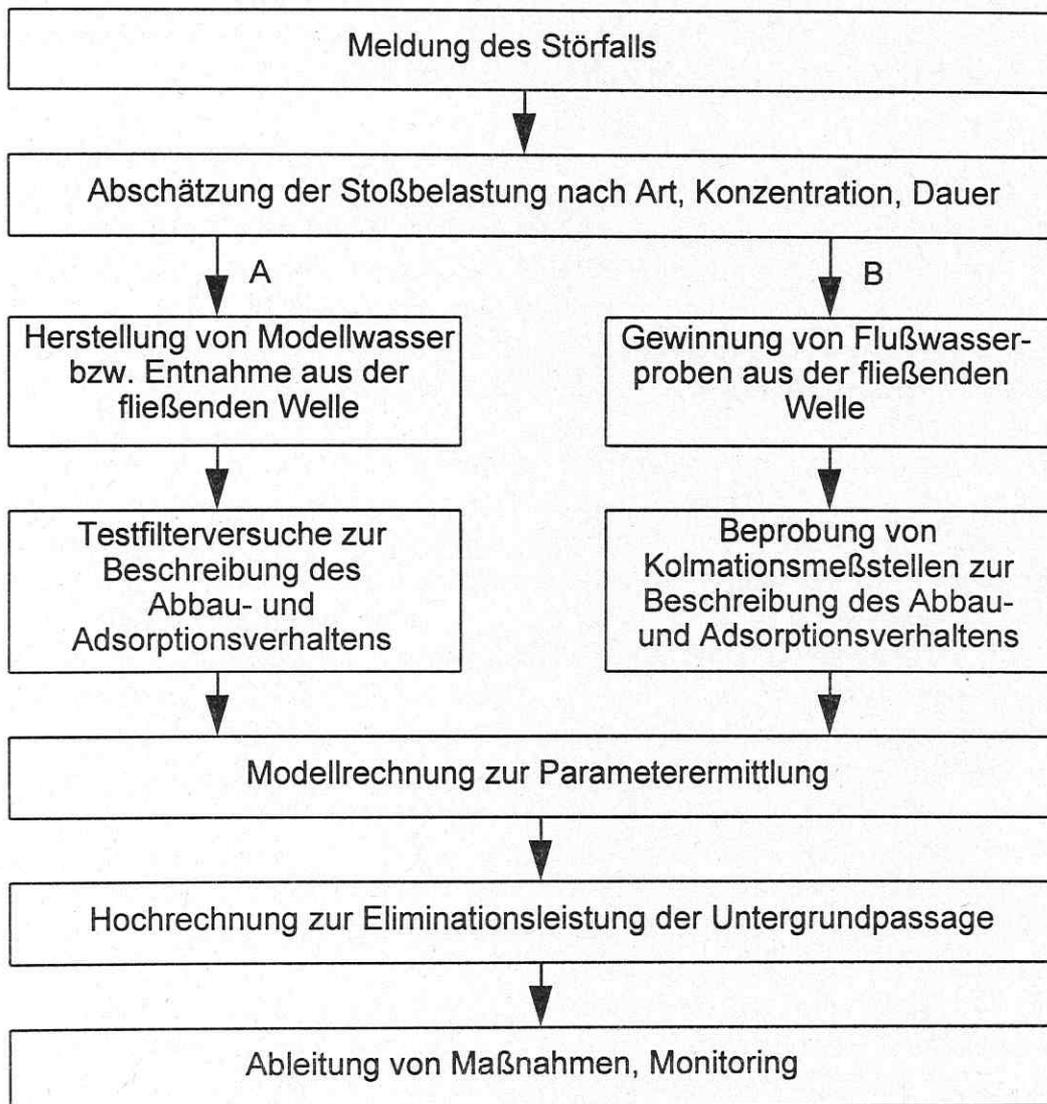


Abb. 7.4.2-1: Konzepte zur Überwachung und Bewertung von Stoßbelastungen (A: Rhein, MÄLZER u.a., 1992; B: Elbe, NESTLER u.a., 1995)

7.5 Nutzung von Isotopentracern zur effektiven Beobachtung von Prozessen in Talgrundwasserleitern

R. Trettin (UFZ)

Bewirtschaftung und Schutz der Ressource Wasser erfordern ein modellhaftes Verständnis der Stoffquellen und -ströme in den Einzugsgebieten inklusive der betriebsabhängigen Zeitkonstanten, mit denen die Rohwasserqualität auf Änderungen im Grundwasserregime und auf Stoffeinträge reagiert. Zur Ermittlung von hydrodynamischen und hydrochemischen Vorgängen in Talgrundwasserleitern bietet die Natur, wie die Erfahrungen an der Elbe zeigen, vielfältige Stoff- und Isotopenvariationen, die sich neben physiko-chemischen Parametern als natürliche Tracer eignen. Komplexe Untersuchungsprogramme sind zumindest in der Startphase empfehlenswert, da einzelne Methoden erfahrungsgemäß sehr situationsspezifische Informationen liefern, so daß erst verschiedene Methoden das häufig komplizierte Geschehens ausreichend beleuchten können. Bei der Nutzung von Tracerverfahren geht es nicht nur um die Verfügbarkeit entsprechender Analysetechniken, sondern auch um die erforderlichen feldexperimentellen Voraussetzungen sowie um geeignete Meßprogramme. Die Erfahrungen aus den Untersuchungen in der Elbaue sollen in den folgenden Punkte dargelegt werden. Z. T. bekräftigen sie einmal mehr bereits anderenorts erhaltene Befunde.

Flußwasserinfiltration

Die Verfügbarkeit von sogenannten ufernahen und Kolmationsmeßstellen ist ein wesentlicher Fortschritt für den experimentellen Nachweis stark variierender Infiltrationsverhältnisse in Abhängigkeit von der Veränderung des Flußwasserstandes. Gerade an Flüssen mit flacherem Ufer ist die Anordnung der Entnahmestellen in mehreren Teufen vorteilhaft, da sich dadurch auch vertikale Verschiebungen von Wasserkörpern erfassen lassen.

Ein empfindlicher Indikator für die Flußwasserinfiltration ist Radon-222. Es erlaubt relativ sichere Aussagen zur Korrespondenz von Flußwasser mit Meßpunkten im Aquifer im Bereich von Aufenthaltszeiten bis ca. 2 Wochen und mittelbar Aussagen zur Kolmation von Gewässerbetten. Die Ableitung von Infiltrationsgeschwindigkeiten ist jedoch wegen der Inhomogenität der Radonemanation der Matrix sowie zeitlicher und räumlicher Variationen im Strömungsfeld nicht generell über eine einfache Exponentialfunktion möglich. Die entsprechenden Verfahren stehen erst am Anfang einer umfassenden praktischen Nutzung beim Studium von Austauschbeziehungen zwischen Grund- und Oberflächengewässern. Forschungsbedarf besteht in der Entwicklung feldtauglicher Probenahmetechnik und On-line-Analytik.

Temperaturrecords bilden ein vergleichsweise einfaches Mittel, um Strömungsprozesse des Uferfiltrats nachzuvollziehen, wobei es nicht nur um das Verfolgen des Infiltrats mit mehr oder weniger stark differierender Temperatur geht, sondern auch um zeitliche und räumliche Verschiebungen innerhalb des Verteilungsmusters. In Ergänzung zu Radonmessungen ergibt sich mit der Erfassung der zeitlichen Variation des Infiltrationsgeschehens eine interessante Verfahrenskombination.

Gegenüber Radon sind stabile Isotope des Wassers zur Feinauflösung im ufernahen Aquifer nur bedingt geeignet, da sie abhebbender Variationen im Flußwasser und damit meist längerer, eng unteretzter und damit mit erheblichem Aufwand verbundene Meßreihen bedürfen. Treibt man diesen Aufwand jedoch, so sind Aussagen zum Infiltrationsregime ohne die enge zeitliche Limitierung wie beim Radon möglich.

Laufzeiten und Fließpfade

Zur Bestimmung von Aufenthaltszeiten konnten Variationen in der Elbe sowohl bei stabilen Isotopen (^{18}O) als auch ausgewählten chemischen Inhaltsstoffen bei hinreichend langen Meßreihen (> 1 Jahr) bis zu fassungsnahen Grundwassermeßstellen verfolgt und mit gutem Erfolg teufenorientiert ausgewertet werden. Beide Methoden profitierten von einem weitgehend geschichteten Fließen in der oberen Grundwasserzone mit einer relativ geringen Dispersion. Die gute Übereinstimmung der ermittelten Fließparameter ermöglichten die Auswertung der verhältnismäßig geringen stofflichen Variationen unter vornehmlicher Stützung auf Chlorid. In der obersten Schicht machen sich bei chemischen Tracern zeitweilig störende Sickerwassereinflüsse bemerkbar, die bei ^{18}O nicht ins Gewicht fallen.

Während die Erfassung der Fließzeiten in ihrer vertikalen Abfolge bis in Brunnenhöhe möglich war, übertrug sich die zeitliche Variation kaum noch auf das Wasser des Versuchsbrunnens, so daß die Ermittlung von Zuflußanteilen auf diesem Weg nicht möglich war. Die Integration der Stoffströme über den gesamten Zuflußsektor muß daher der Modellierung überlassen bleiben, für die die Tracertechnik jedoch wesentliche Daten zur Verfügung stellen kann.

Ausgrenzung der Aquiferbereiche mit Uferfiltrat

Die Ermittlung des von den Uferfiltraten beanspruchten Aquifersektors gelingt am besten über zeitunabhängige Meßgrößen mit möglichst unterschiedlicher Ausprägung im Fluß- und Grundwasser. Abwasserrelevante Stoffe wie EDTA und Sulfonsäuren kommen im Grundwasser nicht natürlich vor und sind damit zur generellen Abgrenzung gut geeignet.

Sowohl die Isotopenvariation des Sulfatschwefels als auch diejenige des gelösten anorganischen Kohlenstoffes DIC stellen - wie im vorliegenden Untersuchungsgebiet - sehr gute Tracer für die Abgrenzung von Uferfiltraten gegenüber regional gebildeten Grundwässern dar. Die räumliche Variation dieser Isotope kann jedoch durch reaktive Veränderungen verstärkt oder nivelliert werden. Der Hauptnutzen liegt daher in der Anzeige stofflicher Umsetzungen auf dem Fließweg beginnend mit der Infiltration aus dem Gewässer.

Strontiumisotope können ein interessanter Tracer in vornehmlich silikatischen Sedimenten sein, wenn Fluß- und Grundwasser sich im $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis deutlich unterscheiden. An der Elbe sind die Variationen zu gering.

Im oberen Elbtal und in der Torgauer Elbaue ist bei Fassungsbetrieb insbesondere bei Existenz geringmächtiger stauender Schichtungen eine Unterströmung möglich. Ihr exakter Nachweis ist für die Festlegung von Schutzzonen und die Bewertung der Mischungsverhältnisse im Rohwassers von spezieller Bedeutung. Am Meßprofil I, wo eine solche Unterströmung vorliegt, konnten isotope relevante (^3H , ^{13}C , ^{34}S) Markierungen genutzt werden, um ein detailliertes Bild vom elbeunterquerenden Zufluß und von den Mischungsverhältnissen zu erhalten.

Prozesse bei der Untergrundpassage

Für die Erfassung von Prozessen längs des Fließweges ist eine ganzheitliche Betrachtung von milieubestimmenden, chemischen und isopenanalytischen Größen und Tracern erforderlich. $^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ erwies sich als guter Parameter für die Identifikation und Quantifizierung der Oxidation sedimentärer Sulfide.

Eine lohnende Betrachtungsgröße nicht nur für die Identifikation von Uferfiltrat und von Mischungsprozessen sondern auch für für Stoffumsetzungen ist der gelöste Kohlenstoff in Form des Kalk-Kohlensäure-Systems in Verbindung mit $^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ sowie der Komponenten des DOC in Verbindung mit ^{14}C . Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß für die Beurteilung von konkurrierenden Prozessen (Abbau, Mitwirkung von sedimentärem Kohlenstoff) Untersuchungen zur ^{14}C -Variation interessant sind, wobei diese auch durch strukturelle Analysen ergänzt werden sollten.

Landseitiges Grundwasser

Für den Schutz des landseitigen Einzugsgebietes von Wasserfassungen sind gesicherte Kenntnisse über die prinzipielle Altersverteilung und die Stockwerksgliederung erforderlich. Die Einbeziehung von Tritium und ggf. Radiokohlenstoff in entsprechende Untersuchungen wird als unerlässlich angesehen. Eine Wiederholung von Messungen in größeren Zeitintervallen ist auch in Bereichen mit älteren Wässern anzuraten. Generell sollte den Langzeittrends in Trinkwasserressourcen eine höhere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Auf fließzeitabhängig gestaffelte landseitige Beobachtungsnetze kann wegen der notwendigen Langzeitbeobachtungen nicht verzichtet werden. Liegen, wie in der Torgauer Elbaue, komplizierte hydrogeologische Verhältnisse vor, so gewinnt die Integration der Ergebnisse in eine hydrodynamische Modellierung besondere Bedeutung.

Für den Schutz des unterirdischen Wassers sind auch Schadstoffeinträge durch kleinere Gewässer nicht zu vernachlässigen. Mit Messungen von $^{18}\text{O}/^2\text{H}$ und z.T. auch chemischen Parametern kann nachgewiesen werden, ob Oberflächenwässer aus Kleingewässern in das Grundwasser gelangen und dadurch Relevanz erhalten. Isotopenanalytische und chemische Untersuchungen sind in Kombination geeignet, auch unerwartete Grundwasserkomponenten wie aus Liegendwasseraufstiegen zu erfassen und zu interpretieren.

Vergleichende Untersuchungen zwischen primär altersabhängigen Tracern und hydrochemischen Parametern wie Sulfat und Nitrat sowie den zugehörigen stabilen Isotopen bieten eine gute Möglichkeit, um Herkunft und Wandel trinkwasserrelevanter Laststoffe zu studieren und zu interpretieren.

Meßstellen

Meßstellen müssen in Anordnung und Ausbau so gewählt werden, daß aus ihnen entnommene Proben repräsentativ für das Grundwasserströmungsfeld sind. Die im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Torgau-Ost installierten Grundwassermeßstellen entsprechen in ihrer projektierten Konzeption den Anforderungen für den Bereich der Elbtalwanne. Durch kritische Wertung der inzwischen gewonnenen Zeitreihen kann überprüft werden, inwieweit ihre Position strömungstechnisch auch wirklich repräsentativ ist und wo die Untersuchungsschwerpunkte liegen. Ersteres ist beispielsweise bei MP 5/1 im Profil II nicht der Fall. Weiterhin ist wichtig, daß den Ursachen für ungewöhnliches Verhalten nachgegangen wird. Für das Monitoring der Grundwasserbeschaffenheit ist die Beobachtungshäufigkeit ein wichtiger Gesichtspunkt. Bei der Aufstellung von meßstellenspezifischen, zeitlich variierten Meßprogrammen stellen Altersbestimmungen eine wertvolle Hilfe dar. Während bei der Beobachtung von Meßstellen mit altem Wasser ein Basisprogramm in größeren Zeitabständen genügt, müssen Meßstellen an Orten mit größerer zeitliche Dynamik wesentlich häufiger beprobt werden.

Neben der richtigen Anordnung von Meßstellen ist die Technologie zur Gewinnung repräsentativer und reproduzierbarer Proben entscheidend für die Nutzung der Analyseergebnisse und ihre Vergleichbarkeit innerhalb von Zeitreihen. Repräsentative Proben müssen dem gewachsenen Aquifer entstammen und dürfen nicht durch den Meßstellenausbau und die Probennahmetechnologie physikalisch, chemisch oder biologisch verfälscht werden. Zur Sicherung einer repräsentativen Probennahme sind durch den DVWK Regeln bezüglich des Abpumpvolumens und der Abbruchkriterien aufgestellt worden. Die Beimischung von stagnierendem Standwasser kann mit diesen Regeln nur indirekt garantiert werden. Im Rahmen des Forschungsvorhabens ist unter Nutzung des Parameters Radon-222 ein Verfahren zur optimalen Probenahme entwickelt worden, daß die Beimischung von Standwasser meßtechnisch erfaßt und die DVWK-Regeln sinnvoll ergänzt.

7.6 Nutzung weiterer Forschungsergebnisse

7.6.1 Verwendung von 50 Hz-Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik

J. Dehnert, W. Nestler (HTW)

Geoelektrischen Gleichstromverfahren sind preiswert und zeichnen sich durch einen hohen Meßfortschritt und eine schnelle Interpretation der Meßwerte aus (Abb. 7.6.1-1). Sie sind deshalb weit verbreitet. Durch den Einsatz von Multielektrodenarrays und neue Verfahren wie die geoelektrische Computertomographie wird ihre Bedeutung bei der Lösung geohydraulischer Aufgabenstellungen noch zunehmen.

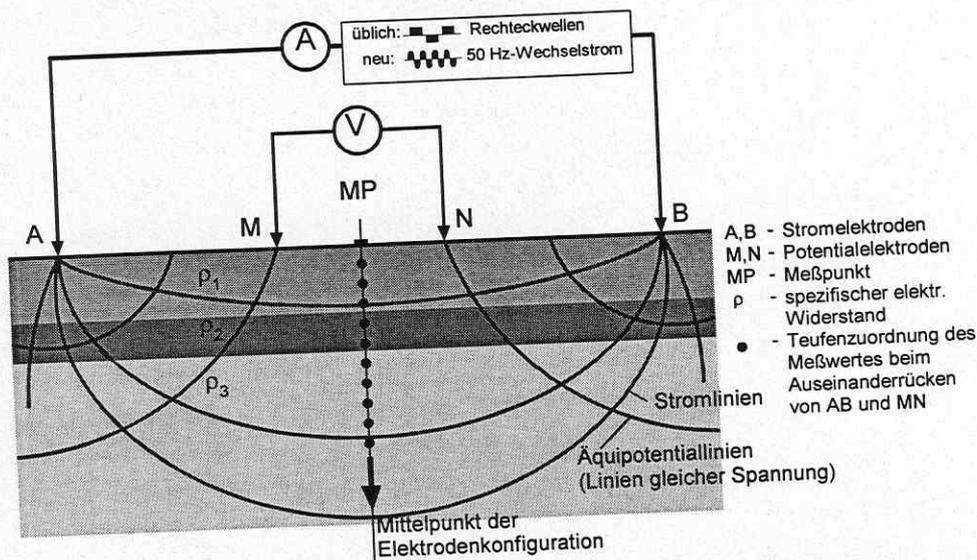


Abb. 7.6.1-1: Beispiel für ein Gleichstromverfahren: Schema einer geoelektrischen Vier-Punkt-Anordnung zur Sondierung des Untergrundes

Es wurde eine neue Meßmethodik entwickelt, die für alle Verfahren der Gleichstromgeoelektrik einschließlich der „Methode des geladenen Körpers“ und der geoelektrischen Computertomographie eingesetzt werden kann. Statt der herkömmlichen Rechteckwelle wird ein sinusförmiger Wechselstrom mit einer Frequenz von 50 Hz und einer Spannung von bis zu 1000 V verwendet. Strom- und Spannungsmessung werden als Echt-Effektivwertmessung (true RMS-Messung) ausgeführt. Eigenpotentiale des Bodens werden nicht erfaßt. Das dem Boden durch die öffentliche Energieversorgung (50 Hz) und den Bahnstrom (16 2/3 Hz) aufgeprägte Rauschsignal wird durch Mehrfachmessungen mit Mittelwertbildung vor und nach einer Stromeinspeisung ermittelt und vom eigentlichen Meßwert subtrahiert. Diese einfache Form der Rauschunterdrückung ist möglich, weil die Echt-Effektivwertmessung einen Wechselstrom als äquivalenten Gleichstrom angibt und das im Boden vorhandene Rauschen beliebiger Frequenzen zu einem hinreichend lange konstanten äquivalenten Gleichstrommeßwert führt. Im Zusammenhang mit Untersuchungen zur spektralen induzierten Polarisation ist bekannt, daß der Betrag des scheinbaren, spezifischen Widerstandes über einem homogen polarisierbaren Halbraum zwar frequenzabhängig ist, sich aber im Bereich von 1 bis 50 Hz nicht wesentlich ändert. Dabei überwiegen im Bereich kleiner 1 Hz reine

IP-Effekte und im Bereich größer 50 Hz EM-Effekte. Die auftretende Phasenverschiebung ist bei einer Echt-Effektivwertmessung ohne Bedeutung.

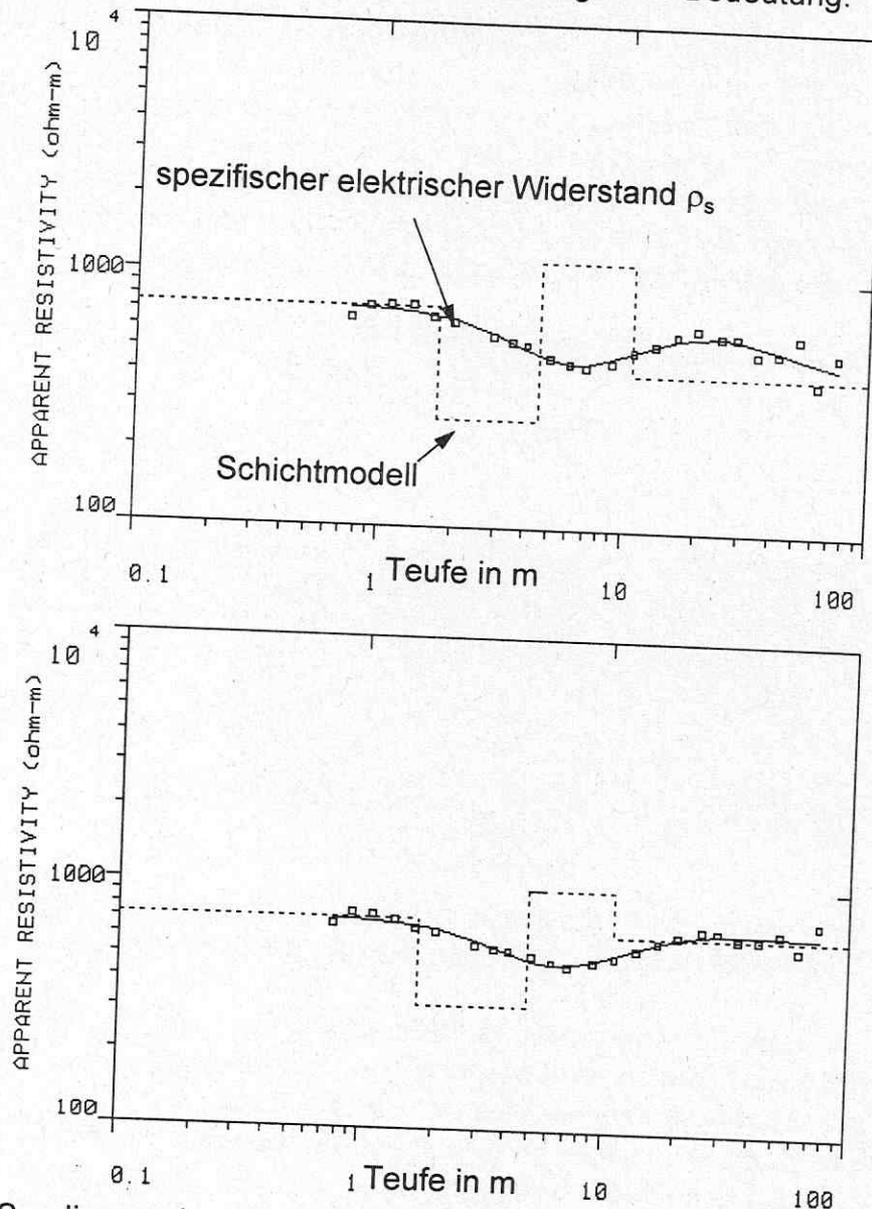


Abb. 7.6.1-2: Sondierungskurve und Schichtmodell des spezifischen elektrischen Widerstandes nach dem Stand der Technik mit herkömmlicher Geoelektrikapparatur, Tomoplex, Firma Campus Ltd. (oben) und mit einer Versuchsanordnung zur Einspeisung von 50 Hz-Wechselstrom (unten) (aus DEHNERT u.a., 1996, geändert)

Es wurde eine Schlumberger-Sondierung als Vergleichsmessung zwischen einer herkömmlichen Geoelektrikapparatur mit Einspeisung einer Rechteckwelle (Tomoplex der Firma Campus Ltd) und einer Versuchsanordnung zur Einspeisung von 50 Hz-Wechselstrom durchgeführt (DEHNERT et al., 1997). Als Stromquelle wurde für die Versuchsanordnung ein handelsüblicher Stromerzeuger mit einer Leistung von 4 KW eingesetzt, dessen Spannung von 220 V auf 980 V Hochspannung transformiert wurde. Ein Vergleich beider Sondierungen zeigte, daß die Meßergebnisse bis in eine Teufe von

20 m identische Werte aufwiesen und bei größeren Eindringteufen die 50-Hz-Wechselstromsondierung zu einer geringeren Streuung der Meßwerte führte (Abb. 7.6.1-2). Das neue Verfahren zur Verwendung von 50 Hz-Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik wurde zum Patent angemeldet (DEHNERT und NESTLER, 1996).

7.6.2 Bewertung des Verhaltens von Arylsulfonaten

P. Neitzel (TUD)

Zur Bewertung und Beherrschung von Stoßbelastungen mit Arylsulfonaten und Chloroessigsäuren sind methodische Arbeiten zur Bioabbaukinetik durchgeführt worden. Grundlage dieser Arbeiten waren Untersuchungen an Testfiltern und Säulenversuchsanlagen mit erbohrten Sedimenten bei verschiedenen Temperaturen. Dabei wurde festgestellt, daß die Werte für die Geschwindigkeitskonstanten je nach Molekülstruktur der Sulfonate und Umgebungstemperatur sich bis zu zwei Zehnerpotenzen unterscheiden können. Sie hängen außerdem stark vom Verhältnis zwischen Halbwertszeit der Stoffe und Bioadaptionszeit der abbaurelevanten Mikroorganismen ab. Eine Abschätzung zum zeitlichen Verlauf des Abbaus der Schadstoffe kann auf der Basis zweier gekoppelter Gleichungen nach Arrhenius über die Beziehung

$$\ln k_2 - \ln k_1 = E_A/R \times (1/T_1 - 1/T_2)$$

vorgenommen werden.. Dabei nutzt man Tatsache, daß die Größe der Aktivierungsenergie nach der kinetischen Reaktionstheorie im Bereich der Lebensprozesse zwischen 273 K und 313 K relativ konstant ist. Für die untersuchten Arylsulfonate und Chloroessigsäuren liegen im Ergebnis der Laborversuche Werte für die Parameter Halbwertszeit und Bioadaptionszeit vor. Mit ihnen sind Gefährdungsabschätzungen möglich. Eine gezielte Einflußnahme auf die Fahrweise von Brunnengalerien bietet sich bei den Stoffen an, die mehrtägige Adaptionszeiten aufweisen. Eine verminderte Belastung bzw. zeitweise Außerbetriebnahme der Brunnen erhöht die für die Mikroorganismen verfügbare Zeit, sich an den / die Havariestoff(e) zu adaptieren. In einer zweiten Phase kann dann bei wieder erhöhter Förderleistung die Abbauleistung der Mikroorganismen optimal ausgenutzt werden.

Auf der Basis von Abbaugeschwindigkeitskonstanten und der analytischen Nachweisgrenze wird den Wasserversorgungsunternehmen das folgende Konzept zur Abschätzung des zeitlichen Verhaltens bei Stoßbelastungen vorgeschlagen.

Wenn keine Grenzwerte festgelegt sind, limitiert der Kennwert "analytische Nachweisgrenze" den Betrachtungs- und Handlungsrahmen. Mit Hilfe der Informationen analytische Nachweisgrenze (NWG), Bioabbaukonstante (k) und Temperatur (T) kann bei Stoßbelastungen die Gefährdung dadurch abgeschätzt werden, daß die Frage nach der Zeit beantwortet wird, nach der die Konzentration einer Substanz nach Infiltration aus dem Oberflächengewässer in den Grundwasserleiter unter deren Nachweisgrenze abgesunken ist. Diese Zeit kann dann mit den Laufzeiten des Uferfiltrats bis zu den Brunnengalerien verglichen werden. Tabelle 7.6.2-1 enthält das Resultat einer solchen Abschätzung für die genannten Sulfonate. Dabei wurde vom Zeitgesetz 1. Ordnung für den Bioabbau in der folgenden Form ausgegangen:

$$c_{\text{NWG}} = c_0 \times e^{-k \times t_{\text{eff.}}} \quad \text{wobei:} \quad t_{\text{eff.}} = t_{\text{NWG}} - t_0$$

$$\text{mit} \quad t_{\text{eff.}} = k^{-1} \times (\ln c_0 - \ln c_{\text{NWG}})$$

Tabelle 7.6.2-1: Ermittlung nachweisrelevanter Abbauzeiten für Naphthylsulfonate

Versuchsansatz	Substanz	Temperatur (K)	angenommenes Verhältnis $c_0 : c_{\text{NWG}}$	Abbaukonstante $k \text{ (h}^{-1}\text{)}$	resultierende effektive Abbauzeit $t_{\text{eff.}}$
Batch-Test ohne Festphase	2-NH ₂ -Naphth.-1-sulfonat	282	1000 : 1	0,0021	137,1 d
		282	100 : 1	0,0021	91,4 d
Batch-Test ohne Festphase	2-OH-Naphth.-3,6-disulf.	282	1000 : 1	0,0046	62,5 d
		282	100 : 1	0,0046	41,7 d
Säulenversuch mit Sediment	1-OH-Naphth.-3,6-disulf.	284	1000 : 1	0,0090	31,9 d
		284	100 : 1	0,0090	21,3 d
Säulenversuch mit Sediment	Naphthalen-1-sulfonat	284	1000 : 1	0,0900	3,2d
		284	100 : 1	0,0900	2,1d
Testfilterversuch mit Bimsstein	Naphthalen-2-sulfonat	295	1000 : 1	0,6000	0,5 d
		295	100 : 1	0,6000	0,3 d

Legende zur Tabelle 7.6.2-1

- Die Werte für die Abbaukonstanten k wurden aus den Tabellen 11, 13 und 15 des Teilberichts Nr. 1 entnommen.
- Die Nachweisgrenzen (c_{NWG}) für die obengenannten Sulfonate lagen zwischen 200 und 400 ng/l. Ein Verhältnis zwischen der Stoßbelastungskonzentration (c_0) und der Nachweisgrenze von 1000 : 1 setzt für die Stoßbelastung Werte zwischen 200 und 400 µg/l voraus, reflektiert also durchaus praxisrelevante Verhältnisse im nordböhmischen und sächsischen Verlauf der Elbe.
- Die Abbauzeit bis zum Erreichen der Nachweisgrenze (t_{NWG}) setzt sich aus der Summe der effektiven Abbauzeit ($t_{\text{eff.}}$), hier errechnet und in der letzten Spalte angegeben, und der Bioadaptionszeit t_0 zusammen. Daraus folgt, daß zu den errechneten effektiven Abbauzeiten noch die Bioadaptionszeiten addiert werden müssen, um die Abschätzung praktisch nutzen zu können.

Die ermittelten effektiven Abbauzeiten stimmen im Fall der unsubstituierten Naphthylmonosulfonate, wo die Bioadaptionszeiten vernachlässigbar klein sind, mit den Feldmeßdaten aus den Torgauer Meßprofilen gut überein. Dort konnte gezeigt werden, daß diese Stoffe bereits im Kolmationsbereich nach nicht einmal einem Tag Aufenthaltsdauer vollständig eliminiert sind. Geht man für das Wasserwerk Torgau-Ost (Meßprofile I und II) von Fließzeiten des Uferfiltrats von 60 d bis 300 d bei einer mittleren Förderleistung der betriebenen Wasserefassungen von 100.000 m³/d aus, so erkennt man, daß die in der Tab. 7.6.2-1 berücksichtigten Naphthalensulfonate außer dem 2-Amino-Naphthyl-1-sulfonat bei Schadstoffkonzentrationen bis zum Tausendfachen der Nach-

weissgrenze im Aquifer soweit abgebaut werden, daß ihr Nachweis im Rohwasser der Förderbrunnen nicht mehr möglich ist.

7.6.3 Beurteilung der Wasserwerksrelevanz von Naphthylsulfonaten

P. Neitzel (TUD)

Modelle zur schnellen Beurteilung der Wasserwerksrelevanz von Sulfonsäuren ohne die vorherige Durchführung aufwendiger Feldmessungen stehen bisher nicht zur Verfügung. Eine Ersteinschätzung kann mit einer Klassifizierung auf der Grundlage kinetischer Labordaten vorgenommen werden. Faktoren, welche die wasserwerksrelevanten Konzentrationen der Arylsulfonate bestimmen, sind:

- Dauer und Häufigkeit der Stoßbelastungen in der Elbe
- Menge der mit dem Uferfiltrat in den Aquifer eingetragenen Konzentration
- Anteil des aeroben Strömungsbereichs und mittlere Fließzeiten des Uferfiltrats
- Adaptionszeit der Mikroorganismen
- individuelle Abbauraten (Halbwertszeiten) der Substanzen
- Temperatur des Infiltrats
- Anteil des unbelasteten landseitigen Brunnenzuflusses (Verdünnung)

Die folgende Tabelle veranschaulicht die Klassifikation der Wasserwerksrelevanz von Naphthylsulfonaten:

Tabelle 7.6.3-1: Klassifikationsschema zur Wasserwerksrelevanz von Arylsulfonaten

Geschwindigkeitskonstante Bioabbau	Auftreten im Fluß	t_{Ad} / t_{St}	Kolmationszone	Wasserwerksrelevanz
$k > 0,1 \text{ h}^{-1}$	häufig	< 1	vollständ. Abbau	keine
$k > 0,1 \text{ h}^{-1}$	selten	< 1	weitgehender Abbau	keine
$k > 0,1 \text{ h}^{-1}$	selten	> 1	kaum Abbau	akut
$k < 0,1 \text{ h}^{-1}$	häufig	< 1	teilweiser Abbau	reduziert
$k < 0,1 \text{ h}^{-1}$	selten	< 1	teilweiser Abbau	reduziert
$k < 0,1 \text{ h}^{-1}$	selten	> 1	kaum Abbau	akut

Legende:

- t_{Ad} : Adaptionszeit des Biofilms und der Mikroorganismen = t_0
- t_{St} : Dauer der Stoßbelastung im Fluß
- akute Wasserwerksrelevanz: die gesamte in den Aquifer eingetragene Fracht ist wasserwerksrelevant

Naphthylsulfonate sind dann wasserwerksrelevant, wenn sie entsprechen ihrer Struktur und Konzentration während der Adaptionszeit der Mikroorganismen in den anaeroben Bereich des Grundwasserleiters vordringen bzw. sogar die Förderbrunnen erreichen können.

Eine Abschätzung der Verlagerungsneigung von Wasserinhaltsstoffen im Aquifer ist mittels Linear-Free-Energy-(LFE)-Beziehungen zwischen chromatographischen, physiko-chemischen und Umweltparametern möglich. LFE-Korrelationen für in wäßriger Phase ionogen (dissoziiert) vorliegende organische Wasserinhaltsstoffe wurden erstmals im Rahmen dieser Projektarbeit untersucht. Schlüsselparameter stellen dabei der K_{ow} -Wert und der K_{oc} -Wert dar. Speziell der K_{ow} -Wert, Verteilungskoeffizient einer Substanz zwischen n-Octanol (hydrophobe Phase) und Wasser (hydrophile Phase) bei

Standardbedingungen, ermöglicht einfache Abschätzungen zum Verlagerungsverhalten von Wasserinhaltsstoffen im Aquifer (Korrelation zum Retardationsfaktor), zur Humanbelastung durch Umweltchemikalien und zur Mobilität von Organika in der Umwelt. Sind z. B. LFE-Korrelationen zwischen K_{ow} -Wert und einem chromatographischen Kennwert wie dem LC-Kapazitätsfaktor k' bekannt, können Daten wechselseitig nach der Beziehung $\log k' = b \times \log K_{ow} + a$ ineinander umgerechnet werden. Somit wird es möglich, aus den chromatographischen Daten Schlußfolgerungen über die Mobilität einer Substanz (innerhalb einer Stoffklasse im Vergleich zum Verhalten einer bekannten Verbindung) im Grundwasserleiter ziehen.

Tabelle 7.6.3-2 zeigt die LFE-Korrelation zwischen den K_{ow} -Werten und LC-Kapazitätsfaktoren k' für Naphthylmonosulfonate, die unter isokratischen Trennbedingungen der HPLC (Konstanz der Zusammensetzung der Laufmittel-Komponenten A und B an mobiler Phase nach der von NEITZEL und NESTLER (1996) beschriebenen Methode) bestimmt worden sind. Dabei betragen die Volumenanteile von Wasser zu Methanol über die gesamte Analysenzeit 60% : 40%.

Tabelle 7.6.3-2: LFE-Korrelation zwischen K_{ow} -Werten und LC-Kapazitätsfaktoren k' für ausgewählte Arylmonosulfonate als Tetrabutylammonium-Ionenpaare (nach NEITZEL, WALTHER u. SCHÜÜRMAN, 1996)

Substanzen	lg k' -Werte (bestimmt mit HPLC)	lg K_{ow} -Werte (berechnet im UFZ)
Sulfanilsäure	- 0,567	- 2,082
Orthanilsäure	+ 0,159	- 2,082
3-Nitrobenzensulfonat	+ 0,581	- 1,347
4-Methylbenzensulfonat	+ 0,667	- 0,618
Naphthalen-2-sulfonat	+ 1,181	+ 0,011
Naphthalen-1-sulfonat	+ 1,128	+ 0,011
2-Aminonaphthalen-1-sulfonat	+ 0,610	- 0,906
5-Aminonaphthalen-2-sulfonat	+ 0,049	- 2,156
Anthrachinon-2-sulfonat	+ 1,417	+ 0,186
4-OH-Naphthalen-1-sulfonat	+ 0,875	- 0,469

Für die obengenannte LFE-Korrelationsgleichung wurden folgende Parameter ermittelt (ohne Berücksichtigung der stellungsisomeren Orthanilsäure):

- **Parameter der Geradengleichung a = - 2,206**
- **Parameter der Geradengleichung b = + 1,873**
- **linearer Regressionskoeffizient r = 0,97450**

Auf Grund der sehr starken statistischen Korrelation zwischen den beiden Kennwerten für die betrachteten Arylsulfonat-Ionenpaare ist es möglich, prognostische Vorhersagen zum Verlagerungsverhalten und damit auch zur Wasserwerksrelevanz dieser Stoffe zu treffen. Die Existenz einer ähnlich starken Korrelation konnten die Autoren auch für die Pflanzenschutzmittel der Triazine und Phenylharnstoffe (Wirkstoffgruppen der nicht dissoziierten Verbindungen) nachweisen. Eine entsprechende Publikation ist momentan in Vorbereitung.

8. Zusammenfassung

Mit dem vorliegenden Verbundforschungsvorhaben wird ein langjähriges Programm von Forschungsarbeiten zur Untersuchung des Zustandes und der Prozesse bei der Wassergewinnung in den Talgrundwasserleitern der Elbe abgeschlossen, welches 1987/88 mit der systematischen Beobachtung von sechs Meßprofilen im Oberen Elbtal begonnen hatte und 1991/92 mit der Errichtung von zwei Meßprofilen in der Torgauer Elbaue fortgesetzt wurde. Die Zielstellung des Verbundvorhabens 1995-97 war die Klärung der Bedingungen und Möglichkeiten, mit denen auch zukünftig eine sichere indirekte Nutzung von Elbewasser durch Uferfiltration und Infiltration gewährleistet werden kann. Damit ordnet sie sich in die generelle Zielstellung des Bundesministeriums für Umwelt und Reaktorsicherheit ein, wie sie anlässlich der Unterzeichnung der Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) am 8.10.1990 in Magdeburg formuliert wurde. Für den Zeithorizont 2000 soll erreicht werden, daß "das Uferfiltrat mit einfachen Aufbereitungsverfahren zur Trinkwasserversorgung verwendet werden kann".

Die Elbe besitzt für ihre Anlieger als Rohwasserquelle der Trinkwasserversorgung eine herausragende Bedeutung. Insbesondere in Sachsen kann auf Uferfiltrat auch in Zukunft nicht verzichtet werden. Die erheblichen Akzeptanzprobleme Anfang der 90er Jahre verlieren mit der Verbesserung der Elbewasserbeschaffenheit und der Vervollkommnung der Sicherheitssysteme gegen zufällige Schadstoffeinträge ihre Brisanz. Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens stützen die generelle Aussage, daß die Wassergewinnung in den Talgrundwasserleitern der Elbe unter Beachtung der abgeleiteten Empfehlungen und Randbedingungen auch zukünftig eine gesicherte Rohwasserbasis für die Trink- und Brauchwasserversorgung sein kann, die weitgehend auf komplizierte Aufbereitungstechnologien verzichten kann. Die Forschungsergebnisse schließen die Lücken im Kenntnisstand zur Uferfiltration an der Elbe im Vergleich zu anderen deutschen Flüssen (Rhein, Böckinger Wiesen am Neckar, Insel Hengsen Ruhr) und umfassen sowohl standortspezifische Besonderheiten als auch allgemeingültige, methodische und stoffspezifische Aussagen.

Schwerpunkt der Forschungsarbeiten waren Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Wasserwerke Torgau-Ost und Mockritz in der Torgauer Elbaue sowie des Wasserwerks Meißen-Siebeneichen, die repräsentativ für die Verhältnisse an der mittleren und oberen Elbe sind. Kernstück der Meßprogramme zur Untersuchung der Uferfiltration bildeten Meßprofile, die teufen- und stromlinienorientiert ausgebaut wurden und eine unabdingbare Voraussetzung für eine wissenschaftlich orientierte Prozeßbewertung und die Erprobung geophysikalischer Verfahren waren. Besonderheiten gegenüber dem allgemein üblichen Ausbau bestanden in der Ausrüstung mit Kolmationsmeßstellen, die eine frühzeitige Erfassung des infiltrierenden Elbewassers ermöglichten, und in einem feingegliederten Sondermeßfeld am Meßprofil I, das ein genaues Studium des Infiltrationsregimes bei Hochwasser der Elbe und von Effekten des heterogenen Grundwasserleiteraufbaus zuließ. Den Hintergrund für die wissenschaftlichen Untersuchungen lieferte ein durchgängiges Routinemeßprogramm. Somit entstanden für die Meßprofile in der Torgauer Elbaue Datenreihen aller wichtigen Beschaffenheitsparameter des Uferfiltrats, die für die Uferfiltration an der oberen und mittleren Elbe repräsentativ sind.

Prozeßuntersuchungen zu organischen Summenparametern

Schwerpunkt der Prozeßuntersuchungen war das Verhalten gelöster organischer Verbindungen, charakterisiert durch die Summenparameter DOC, AOS und IOS.

Die Untersuchungsergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die organische Belastung der Elbe ist seit 1995 im Unterschied zum Zeitraum 1989-94, wo ein deutlicher Rückgang festzustellen war, nicht weiter zurückgegangen, zeitweise wurden 1996/97 höhere DOC-Konzentrationen gemessen als 1994. Die DOC-Konzentration im Uferfiltrat verringerte sich jedoch weiter. An der Bodenmatrix konnte eine zeitlich verzögerte Regenerierung durch Abbau und Desorption beobachtet werden, ohne daß dabei kritische Konzentrationen im Uferfiltrat auftraten.
2. Maßgebend für die Wirksamkeit der Untergrundpassage hinsichtlich der Verringerung der organischen Belastung des Uferfiltrats ist der durchflossene Reaktionsraum bzw. die dabei benetzte Oberfläche, an der Speicher- und Abbauprozesse stattfinden. Die Fließgeschwindigkeit spielte unter den an den Versuchsstandorten herrschenden Bedingungen eine untergeordnete Rolle.
3. Die mittleren Eliminationsleistungen der Untergrundpassage entlang der Meßprofile in der Torgauer Elbaue betragen bei einer mittleren DOC-Konzentration von 5,5 mg/l im Elbewasser 53% und bei einer mittleren IOS-Konzentration von 129 µg/l im Elbewasser 42%.
4. In Laborversuchen (Testfilter- und Säulenversuche) zum Abbau von DOC im Elbewasser wurde eine mittlere, relativ stabile Endkonzentration von 4,1 mg/l erreicht. Erhöhte DOC-Konzentrationen im Elbewasser waren überwiegend auf einen erhöhten Anteil leicht abbaubarer Stoffe zurückzuführen.
5. Maßgebende Zone für Beschaffenheitsveränderungen bei der Uferfiltration war die Kolmationszone, in der leicht abbaubare Stoffe nahezu vollständig eliminiert werden. Etwa 50% der gesamten Eliminationsleistung hinsichtlich des DOC wurden bereits in der Kolmationszone erreicht. Die im Feld gemessene Konzentrationsverringerung nach Passage der Kolmationszone stand in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Laborversuche. Darüberhinaus wurde in den Meßprofilen eine zusätzliche, nicht zu vernachlässigende Elimination entlang des weiteren Fließweges bis zu den brunnennahen Meßstellen nachgewiesen, die insbesondere schwer abbaubare Stoffe betraf. So fand zwischen Kolmationsmeßstellen und brunnennahen Meßstellen eine weitere Abnahme der DOC-Konzentration um im Mittel 1,5 mg/l statt.
6. Hochwasserereignisse führen in den Talgrundwasserleitern der Elbe zu einem regional begrenzten Vorstoß der mit dem Uferfiltrat transportierten Stoffe, beeinflussen jedoch die Rohwasserqualität nicht wesentlich. Nur im Ufernahbereich waren infolge der zeitweisen Beeinträchtigung der Wirksamkeit der Kolmationszone und des Einstaus nicht kolmatierter Uferbereiche zeitlich begrenzt Wirkungen zu beobachten.
7. In den Meßprofilen wurde der AOS entlang des Fließweges von im Mittel 167 µg/l auf 95-134 µg/l reduziert. Die Elimination war im oberen Bereich des Grundwasserleiters bei Vorhandensein von Nitrat größer als im mittleren, stabil anaeroben Bereich.
8. Im Bereich der Kolmationszone wurde verglichen mit dem DOC ein geringerer Anteil des IOS eliminiert. Erst bei der weiteren Untergrundpassage nahm die IOS-

Konzentration deutlich auf Werte zwischen 70 und 83 µg/l ab (Elimination um 40-50%).

9. Testfilteruntersuchungen ergaben, daß der Anteil des aerob leicht abbaubaren IOS mit im Mittel 31% ebenso groß war wie der Anteil des leicht abbaubaren AOS. Der Abbau lag insgesamt in der gleichen Größenordnung wie beim DOC.

Prozeßuntersuchungen zu organischen Einzelstoffen

Im Mittelpunkt der Untersuchungen zu organischen Einzelstoffen standen Sulfonsäuren und Chloressigsäuren. Für diese Substanzklassen war der Kenntnisstand zum Verhalten während der Untergrundpassage und zur Bewertung der Wasserwerksrelevanz gering. Die wichtigsten Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Von den schwefelorganischen Einzelstoffen erwiesen sich Arylsulfonate als massiv elberelevant. 30 Einzelsubstanzen konnten analytisch erfaßt werden, davon waren 10 elberelevant, 5 wasserwerksrelevant und 2 trinkwasserrelevant. Die biologische Abbaubarkeit kann nach ersten Versuchen in Abhängigkeit von ihrer Struktur (Anzahl und Stellung von Sulfonsäuregruppen) mit gut bis persistent eingeschätzt werden.
2. Die im Elbewasser nachgewiesenen Naphthylsulfonate werden, wie die Untersuchungen an allen Meßprofilen zeigten, in Abhängigkeit von ihrer Molekülstruktur und den Umgebungsbedingungen (Temperatur, mikrobiologische und Redoxverhältnisse) bei der Untergrundpassage eliminiert. Dabei werden Naphthylmonosulfonate am stärksten eliminiert, gefolgt von substituierten Mono- und Disulfonaten. Die am stärksten polaren unsubstituierten Di- und Trisulfonate sind nur sehr schlecht abbaubar und weitgehend persistent. Einige dieser Stoffe sind sowohl wasserwerks- als auch trinkwasserrelevant.
3. Naphthylsulfonate werden im Aquifer nicht nachweisbar retardiert.
4. Testfilterversuche bei Raumtemperatur ergaben, daß Naphthylsulfonate prinzipiell und vollständig abbaubar sind.
5. Die in den Trinkwasserproben gefundenen Konzentrationen für Arylsulfonate liegen um mindestens drei bis vier Zehnerpotenzen unterhalb der bekannten Toxizitätsrelevanz für Säugetiere, Fische und Mikroorganismen. Auf Grund nicht geklärter Risiken bei der Langzeitaufnahme mit dem Trinkwasser besteht jedoch Handlungsbedarf hinsichtlich ihrer weiteren Beobachtung sowie human- und ökotoxikologischer Untersuchungen.
6. Durch Modellversuche mit Aktivkohle zur Bestimmung des adsorbierbaren Anteils von Naphthylsulfonaten konnte gezeigt werden, daß Arylsulfonate durch Adsorption prinzipiell und vollständig aus der wäßrigen Phase entfernt werden können.
7. Chloressigsäuren wurden im Beobachtungszeitraum nur in sehr geringem Umfang in der sächsischen Elbe gefunden und waren nicht wasserwerksrelevant. Ein Vordringen dieser Stoffgruppe in den durch Uferfiltrat beeinflussten Raum wurde nicht beobachtet.

Prozeßuntersuchungen mit isopenanalytischen Methoden

Zur Charakterisierung der Mischungs- und Stoffumwandlungsprozesse kamen zahlreiche isopenanalytische Methoden zum Einsatz. U.a. liegen folgende Erfahrungen und Ergebnisse vor:

1. Untersuchungen zur lateralen und Stockwerksgliederung mit Radionukliden und stabilen Isotopen (^2H , ^{18}O) sind wesentlich für das Verständnis von Kommunikationsprozessen in Grundwassereinzugsgebieten und die Beurteilung langfristiger Veränderungen.
2. Radon-222-Messungen sind sehr gut zur Charakterisierung kurzzeitiger Strömungsvorgänge geeignet. Anwendungsreife Ergebnisse liegen nunmehr zur Probennahme und Analytik, zur Optimierung des Abpumpvorgangs von Grundwasserbeobachtungsrohren und zur Analyse von Infiltrationsprozessen im Hochwasserfall vor.
3. Mit Hilfe der Bestimmung von $\delta^{15}\text{N}$ konnte nachgewiesen werden, daß bei der Uferfiltration in der Torgauer Elbaue ein Teil der Abnahme der Nitratkonzentration auf autotrophe Denitrifikation zurückzuführen ist. Das Vorhandensein und die Mitwirkung von Sulfiden im Grundwasserleiter zwischen Elbe und Fassung VI konnte nur durch die isopenalytischen Messungen ($\delta^{34}\text{S}$) bewiesen werden, mineralogische Untersuchungsergebnisse wiesen nicht darauf hin.
4. Mit Hilfe von ^{14}C -Messungen in der Fulvinsäurefraktion des DOC wurde nachgewiesen, daß ein Teil des DOC im Uferfiltrat im mittleren Bereich des Grundwasserleiters aus dem sedimentären organischen Kohlenstoff (SOC) stammen muß und demzufolge Freisetzungprozesse im Grundwasserleiter stattfinden und nicht vernachlässigt werden können.
5. Untersuchungen zur ^{13}C -Verteilung dienten der Ausweisung von Wässern unterschiedlicher Herkunft und waren besonders wertvoll zur Abgrenzung des Uferfiltrates. So wurden zum Teil unikale Hinweise auf den Zufluß rechtseibischen Grundwassers zu den Brunnen gefunden.
6. Mit Hilfe der Aufnahme von $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien im Elbewasser und Uferfiltrat ist bei entsprechender Probennahmehäufigkeit auch bei den relativ geringen Konzentrationsschwankungen im Elbewasser eine sichere Bestimmung von Fließzeiten möglich. Insbesondere konnten die anhand von Chlorid-Konzentrations-Ganglinien ermittelten Fließzeiten überprüft und Zweifelsfälle aufgeklärt werden.

Monitoring und Steuerung von Wassergewinnungsanlagen

Die Gewinnung von Uferfiltrat wird an geeigneten Standorten der Elbe auch in Zukunft eine den Anforderungen der Trinkwasserversorgung genügende und wirtschaftlich zu betreibende Rohwasserbasis darstellen. Bei Bemessung und Betrieb der Anlagen sollte der ökologisch orientierten Beschaffenheitsbewirtschaftung des gesamten Talgrundwasserleiters der Vorrang eingeräumt werden. Die sanfte Gewinnung unter Vermeidung von Überbelastung des natürlichen Potentials der Untergrundpassage sollte das Primat haben. Unter Berücksichtigung der sich zeitlich verzögert auswirkenden Beschaffenheitsverbesserung der Elbe wird damit auch mittelfristig eine Reduktion des Aufbereitungsaufwandes auf das vom BMU formulierte Ziel der Nutzung einfacher Aufbereitungstechnologien möglich sein.

Für den Betrieb und die langfristige Bewirtschaftung von Wassergewinnungsanlagen in Talgrundwasserleitern der Elbe können aus den Untersuchungsergebnissen folgende Schlußfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet werden:

1. Teufenorientiert ausgebaute Meßprofile stellen einen wichtigen Grundbaustein zur Überwachung des Uferfiltratanteils dar, auf die zukünftig nicht verzichtet werden kann. Bei der Überwachung und Steuerung der Rohwasserbeschaffenheit von Wasserfassungen in Talgrundwasserleitern spielen die Mischungsprozesse eine

dominierende Rolle. Wässer unterschiedlicher Herkunft sind daher getrennt zu erfassen. Darüber hinaus treten auf der Uferfiltratsseite zwischen den Strombahnen einer Uferfiltratsfassung signifikante Laufzeitunterschiede auf, die insbesondere durch den für fluviatile Flußsedimente typischen Wechsel zwischen gut und schlecht durchlässigen Zonen gravierend geprägt werden. Für ein tiefgreifendes Prozeßverständnis ist daher eine teufenorientierte Zustandserfassung und Betrachtungsweise unumgänglich.

2. Kolmationsmeßstellen, die im Abstand von 0,5-3 m unter der Flußsohle eingebracht werden, stellen eine wertvolle Ergänzung von Meßprofilen bei der Zustandsbeobachtung dar. Konstruktion und Dauerbeständigkeit wurden im mehrjährigen Betrieb erfolgreich getestet. Entwicklungsbedarf gibt es bei der Sicherstellung des Winterbetriebes unter strengen Frostbedingungen. Mit Kolmationsmeßstellen kann eine effektive Beobachtung des Einflusses von Stoßbelastungen erreicht werden, da das Eindringen von Schadstoffen nach Konzentration und Infiltrationsgeschwindigkeit direkt erfaßt werden kann.
3. Untersuchungen zeigten den starken Einfluß der Inhomogenität im Aufbau der Grundwasserleiter und der Speisungsbedingungen durch den Hochflächenrand und den Fluß auf das kleinmaßstäbliche Strömungsgeschehen und damit auf die Repräsentanz von Meßstellen. Mit der Projektierung und dem Bau von Beobachtungssystemen ist diese nicht a priori gegeben. Notwendig ist daher ein Verfahrensschritt zur Überprüfung und Selektion der Meßstellen.
4. Da der durchflossene Reaktionsraum maßgebend für die Beschaffenheit des Uferfiltrats ist, sind technische und technologische Maßnahmen zu seiner Vergrößerung und zur Verbesserung der Raumausnutzung sinnvoll.
5. Die Aufenthaltszeit des Uferfiltrats spielt nur bei Anlagen mit geringen Uferabständen eine größere Rolle. Eine die Aufenthaltszeit steuernde Bewirtschaftung von Gewinnungsanlagen ist daher bis auf die Einhaltung der aus hygienischer Sicht notwendigen 50 Tage nicht zu empfehlen.
6. Kurzzeitige Stoßbelastungen können Uferfiltratsfassungen bei größeren Uferabständen (> 150 m) und mächtigen Grundwasserleitern (> 20 m) kaum gefährden, da bereits Mischungseffekte zu starken Konzentrationsminderungen führen. Dagegen stellen länger anhaltende Konzentrationserhöhungen und saisonale Belastungen mit schwerabbaubaren Stoffen ein Sicherheitsrisiko dar, das es durch ein Monitoringsystem auf der Basis von Meßprofilen zu beherrschen gilt. Unterschiede zu den Ergebnissen zur Uferfiltration am Rhein ergeben sich aus der in der Elbe nicht vorhandenen Sohlabdichtung, so daß der dispersive Ausgleich Mindestuferabstände erfordert.

Methodische Weiterentwicklung von Verfahren

Zur Charakterisierung der Mischungsprozesse durch die Bestimmung von Aufenthaltszeiten, Fließgeschwindigkeiten, Fließrichtungen und anderen Parametern wurden zahlreiche isopenanalytische, geophysikalische und geochemische Nachweismethoden erfolgreich genutzt, weiterentwickelt bzw. hinsichtlich ihrer Anwendungsbedingungen getestet. Im Ergebnis der Untersuchungen wird empfohlen, bei der Analyse komplexer und komplizierter Strömungsverhältnisse, wie sie bei der Uferfiltration vorliegen, stets mehrere Verfahren parallel anzuwenden. Ziel der geophysikalischen Untersuchungen war die Testung und Weiterentwicklung von Verfahren zur Aufklärung der Strömungsverhältnisse. Mit den durchgeführten Feldex-

perimenten konnte dazu ein wesentlicher Beitrag geleistet werden. Wichtige verallgemeinerungswürdige Ergebnisse sind:

1. Zur Bestimmung von Geschwindigkeit und Richtung der Grundwasserströmung ist die „Methode des geladenen Körpers“ hinsichtlich der Technologie der Tracerung, der Meßanordnung und der Meßtechnologie erfolgreich angepaßt und unter Feldbedingungen der Talgrundwasserleiter der Elbe getestet worden. Dabei konnte durch den Einsatz eines 50 Hz-Wechselstromes in Verbindung mit einer Echt-Effektivwertmessung der Potentialverteilung das Verfahren wesentlich verbessert werden. Der Dichteinfluß der verfahrensbedingt höher konzentrierten Salzwolke erwies sich als unproblematisch. Die Vorteile der neuen Meßmethodik zur "Methode des geladenen Körpers" bestehen in einem großen Meßsignal, einer hohen Verfahrenssicherheit, einem leicht verständlichen theoretischen Hintergrund, dem Verzicht auf kostenintensive Meßtechnik und aufwendige Auswertalgorithmen sowie einer schnellen Ergebnisauswertung auch unter Feldbedingungen unter Verwendung allgemein bekannter Software.
2. Zur meßtechnischen Erfassung der Ausbreitung leitfähiger Anomalien wie der Bewegung einer Salztracerwolke wurde eine neue Methode entwickelt, die auf deren dreidimensionaler Beobachtung mittels hochauflösender geoelektrischer Computertomographie beruht. Durch Nutzung von Verfahren der Prozeßinversion konnte eine deutliche Steigerung in der Genauigkeit der Auflösung gegenüber vergleichbaren geophysikalischen, indirekten Verfahren erreicht werden. Das Verfahren benötigt nur einen Eingabebrunnen für den Tracer und setzt im Gegensatz zur Methode des geladenen Körpers keinen elektrisch stark leitenden Kontakt zwischen Bohrlochelektrode und Salzwolke voraus. Die Eignung des Verfahrens der dreidimensionalen Beobachtung von Leitfähigkeitanomalien mittels hochauflösender geoelektrischer Computertomographie ist im Versuchsfeld Torgau-Ost bezüglich der Technologie der Erzeugung einer Tracerwolke, der Meßanordnung und Meßtechnologie und der Eignung der Auswertesoftware erfolgreich getestet worden. Forschungsbedarf besteht noch hinsichtlich der optimalen Tracerkonzentration und der Beobachtung einer Tracerwolke über eine lange Distanz mit Wechsel des Meßarrays.
3. Im Ergebnis der Untersuchungen steht der Praxis eine einfache, auf herkömmlichen Geoelektrikapparaturen basierende, schnell anwendbare und hochauflösende computertomographische Methode zur räumlichen Erfassung von Strömungsproblemen in Grundwasserleitern zur Verfügung. Mit der Verfolgung von gutleitenden Tracerwolken kann zerstörungsfrei von der Erdoberfläche aus der Verlauf bevorzugter Strombahnen, Fließrichtungen und Fließgeschwindigkeiten, das Vorhandensein von Inhomogenitäten in der Durchlässigkeit des Aquifers und die hydraulische Anbindung von Meßstellen an das Strömungsfeld untersucht werden.
Temperaturmessungen auf der Basis hochauflösender Temperaturlogger erwiesen sich als geeignetes Arbeitsmittel bei der qualitativen Bewertung der Strömungsverhältnisse. Notwendige Ansatzpunkte einer zukünftigen Forschung ergeben sich aus der kombinierten Mengen-Temperatur-Modellierung.
4. Die Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben ist eine wasserwirtschaftliche Basisaufgabe. Empfehlungen des DVWK zum Abpumpvolumen und zur Konstanz von Leitkennwerten sollen die Repräsentanz der Probe in der Praxis sicherstellen. Defizite bestanden bisher im Ausschluß von Standwasseranteilen in der Probe.

Zur Optimierung der Abpumpzeiten wurde auf der Basis von Radon-222 ein neues Verfahren entwickelt, das die Radonaktivitätskonzentration als Leitkennwert nutzt. Mit der zusätzlichen Einführung von Radon-222 als Leitkennwert in das DVWK-Regelwerk kann dieses wirksam ergänzt und Fehlereinflüsse durch Standwasser sicher vermieden werden.

5. Bei der Nutzung herkömmlicher Probenanreicherungsmaterialien treten häufig Nachteile wie mangelnde pH-Wertstabilität in Extrembereichen, hohe Matrixeffekte, sowie nicht ausreichende Beladungskapazität auf. Durch den erstmaligen Einsatz von Styren-Divinyl-Benzen-Copolymeren bei der Ionenpaarextraktion konnte die Aufkonzentrierung stark polarer Wasserinhaltsstoffe wie aromatischer Sulfonsäuren und des Summenparameters IOS auf ein völlig neues Niveau gehoben werden und damit diese Nachteile beseitigt werden. Desweiteren konnten bei der in-situ-Derivatisierung von niedermolekularen H-aciden Inhaltsstoffen in wässriger Phase durch Modifizierung mittels Tetrabutylammoniumsalzen auch Halogencarbonsäuren einer Analyse zugänglich gemacht werden. Durch diesen neuen Verfahrensweg wurde der zeitaufwendige Aufkonzentrierungsschritt durch herkömmliche Analysenverfahren unter Einsatz von Headspace-GC-MS-Technik abgelöst.

9. Literatur

- ABEL, A.: Verhalten von Naphthalensulfonaten bei der Uferfiltration in Abhängigkeit von Art und Stellung weiterer Substituenten. Dresden, Techn. Univ., Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Diplomarb., 1997
- ARPINO, P., NGUYEN, D.-K. u. BRUCHET, A.: High resolution GC-MS analysis of low molecular weight organic compounds in municipal wastewater. *J. High Resol. Chromatogr.* **17** (1994), 153-159.
- BERTIN, C.; BOURG, A. C. M.: Radon-222 and Chloride as Natural Tracers of the Infiltration of River Water into an Alluvial Aquifer in Which There Is Significant River/Groundwater Mixing.- *Environ. Sci. Technol.* **28**: (1994), 794-798.
- BEVC, D.; MORRISON, H. F.: Borehole-to-surface electrical resistivity monitoring of a salt water injection experiment.- *Geophysics* **56** (2) (1991), 769-777.
- BGW: Entwicklung der öffentlichen Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland im 1.-3. Quartal 1997. *gwf Wasser Abwasser* **139** (1998) 97-99
- BINDE, F. und RÜTTINGER, H.-H.: Isolation and determination of dissolved organic sulphur compounds - development of the organic group parameter DOS. *Fresenius J. Anal. Chem.* **357** (1997), 411-415.
- BÖTTCHER, J., O. STREBEL, S. VOERKELIOS AND H.-L. SCHMIDT., Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. *J. Hydrol.* **114**, (1990), 413 - 424.
- BOURG, A.C. und BERTIN, C.: Biogeochemical processes during infiltration of river water into an alluvial aquifer. *Environ. Sci. Technol.* **27** (1993), 661-666.
- BRANDT, G. und KETTRUP, A.: Bestimmung der organischen Gruppenparameter AOCl, AOBr und AOS in Wässern mit ionenchromatographischer Detektion. *Z. Wasser-Abwasser Forsch.* **20** (1987), 133-138 sowie *Fresenius J. Anal. Chem.* **327** (1987), 213-219
- CLARK, I.; FRITZ, P.: *Environmental Isotopes in Hydrology*. Boca Raton, New York, Lewis Publishers 1997, 329 S.
- DANCKWARDT, E.; BRUNNER, I.; JACOBS, F.; PETZOLD, G.: Geoelektrische Potentialtomographie. *Leipziger Geowissenschaften*, **3** (1997), 21-31
- DEHNERT, J., NESTLER, W., FREYER, K., TREUTLER, H. C. (1996): Radon-222 als natürlicher Tracer zur Messung der Infiltrationsgeschwindigkeit der Elbe in den Grundwasserleiter.- *Proc. Freiburger Isotopenkolloquium 1996*, Freiberg, 30.9.-2.10.1996, TU Bergakademie Freiberg: 69-78.
- DEHNERT, J., NESTLER, W., FREYER, K., TREUTLER, H. C. (1997): Radon-222 - ein neuer Parameter zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen.- 57. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft, Potsdam, 3.-7.3.97, Tagungsband: 254.
- DEHNERT, J., NESTLER, W., FREYER, K., TREUTLER, H.C., NEITZEL, P., WALTHER, W. (1996): Bestimmung der notwendigen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration.- In: Merkel, B., Dietrich, P.G., Struckmeier, W. & Löhnert, E.P. (Hrsg): *Grundwasser und Rohstoffgewinnung*.- 551 S.; Köln, GeoCongress 2, Verlag Sven von Loga, 40-45.

- DEHNERT, J., NESTLER, W., FREYER, K., TREUTLER, H.C., NEITZEL, P., WALTHER, W.: Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen.- *Grundwasser* 2 (1) (1997), 25-33.
- DEHNERT, J.: Radon-222 als natürlicher Tracer im Grundwasser - Meßmethodik und wasserwirtschaftliche Anwendungsbeispiele. Freiberg, TU Bergakademie, Diss., 1998
- DEHNERT, J.; FREYER, K.; NESTLER, W.; TREUTLER, H. C.: DE 196 21 158, Verfahren zur Bestimmung der optimalen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren, G01N 1/14, erteilt am 11.9.97.
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.: Dreidimensionale Modellierung der Uferfiltration in der Elbaue bei Torgau.- Proc. Vorseminar „Gewässer - Informationssysteme“, -Datenmanagement und Modellierung von Stromlandschaften- vor dem „7. Magdeburger Gewässerschutzseminar“, S. 38-43 (Budweis 1996).
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.: PCT/EP 96/04538, Verfahren und Vorrichtung zur Messung mit sinusförmigem Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik, eingereicht am 18.10.96.
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.C. (1997): Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen mit dem natürlichen Tracer Radon-222.- In: Weiß, H.; Teutsch, G.; Daus, B. (Hrsg): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA). UFZ-Bericht Nr. 27/1997, ISSN 0948-9452: 56-60.
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; REIßMANN, C.; JACOBS, F.: (1997): Verwendung von 50 Hz-Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik.- 57. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft, Potsdam, 3.-7.3.97, Tagungsband: 305.
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.: Messung von Richtung und Geschwindigkeit langsamer Grundwasserströmungen. 57. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft, Tagungsband: 246. (Potsdam 1997):
- DIN 38402 (1986): Teil 13, Probenahme aus Grundwasserleitern.- Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH, Beuth Verlag GmbH.
- DVGW-REGELWERK (1988): Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen.- DVGW-Merkblatt W 121, 19 S.; Eschborn.
- DVWK-MERKBLÄTTER ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1982): Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen.- H. 203, Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.
- DVWK-MERKBLÄTTER ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1997): Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen.- H. 245, 13 S.; Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.
- DVWK-REGELN ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1981): Nährstoffaustrag aus landbaulich genutzten Böden - Merkblatt zur Planung und Durchführung der Probenahme und Konservierung von Wasserproben.- H. 110; 7 S.; Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.
- DVWK-REGELN ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- H. 128, 36 S.; Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.

- ECKERT, P.; RÜBER, O.: Hydrochemische Untersuchungen und Stofftransport-Modellrechnungen zur Uferfiltration von Rheinwasser im Bereich der Wasserefassung Rheinfähre der Städtischen Werke Krefeld AG. Besondere Mitt. zum Dtsch. Gewässerkundl. Jahrbuch, Nr. 56, Krefeld 1992, 78 S.
- EIßMANN, L.; LITT, T.: Das Quartär Mitteldeutschlands - Ein Leitfaden und Exkursionsführer. Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. Altenb. nat. wiss. Forsch. **7** (1994), 13-32, 77-83, 190-210, 398-410.
- FICHTNER, S.; LANGE, F.T.; SCHMIDT, W.; BRAUCH, H.-J.: Determination of aromatic sulfonates in the river Elbe by on-line ion-pair extraction and ion-pair chromatography. *Fresenius J. Anal. Chem.* **353** (1995), 57-63
- FILLIBECK, J.; RAFFIUS, B.; SCHLEYER, R.; HAMMER, J.: Trichloressigsäure (TCA) im Regenwasser - Ergebnisse und Vergleich zweier analytischer Verfahren. *Vom Wasser* **84** (1995), 181-195
- FREISTAAT SACHSEN, STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG (Hrsg.): Behandlung von Rüstungsaltslasten im Raum Torgau-Elsnig. Vorträge zur Fachtagung "Modellstandort und Statusseminar Forschungsobjekt", Materialien zur Altlastenbehandlung 5, 1996.
- FREYER, K.; DEHNERT, J.; NESTLER, W.; TREUTLER, H. C. (Messung der Infiltration der Elbe in den Grundwasserleiter der Aue mit dem natürlichen Isotop Radon-222.- Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar „Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung“, S. 442-444. (Budweis 1996):
- FREYER, K., TREUTLER, H.C., DEHNERT, J., NESTLER, W. (1997): Sampling and measurement of radon-222 in water.- *J. Environ. Radioactivity* **37** (3): 327-337.
- FRIMMEL, F.H. u.a.: Nitritotriacetat (NTA und Ethylendinitritotetraacetat (EDTA) in Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland. *Vom Wasser* **72**, (1989), 175-184.
- FRIMMEL, F.H.; SATTLER, D.; QUENTIN, K.-E.: Photochemischer Abbau von Quecksilber-Thioverbindungen in sauerstoffhaltigem und sauerstofffreiem Wasser. *Vom Wasser* **55** (1980), 111-120.
- GEHMLICH, R.: Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern 1994-97. Erweiterung Pegelmeßkreuz Torgau-Ost I. - Hydrogeologische Dokumentation, HGN-Hydrogeologie GmbH, NL Torgau, 1996.
- GERMANUS, J.; KRINGS, P.; STELTER, N.: Untersuchungsergebnisse zu waschmittelrelevanten Inhaltsstoffen in ostdeutschen Fließgewässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **23** (1995), 289-297
- Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG) vom 06.11.1990, BGBl. I, S. 2432
- GEYER, S.; WOLF, M.; WASSENAAR, L.I.; FRITZ, P.; BUCKAU, G.; KIM, J.I.: Isotope investigations on fractions of dissolved organic carbon for ¹⁴C groundwater" dating. *Isotope Techniques in the study of past and current environmental changes in the hydrosphere and the atmosphere 1993* (Proc. Symp. Vienna, 1993), IAEA, S. 359-380 (Vienna 1993).
- GRÄBER, P.-W.: Beitrag zur Entwicklung von geräte- und programm-technischen Komponenten für die Steuerung und Überwachung nicht-technischer Systeme am Beispiel des Boden- und Grundwasserbereiches. Habilitationsschrift, TU Dresden, 1991, 175 S.

- GRIMALT, J.O. u.a.: Assessment of fecal sterols and ketones as indicators of urban sewage inputs to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* **24** (1990), 357-363
- GRISCHEK, T.; HISCOCK, K.M.; METSCHIES, T.; DENNIS, P.; NESTLER, W.: Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. *Water. Res.* **32** (1998), 450-460
- GRISCHEK, T.; NEITZEL, P. L.; ANDRUSCH, T.; LAGOIS, U.; NESTLER, W.: Verhalten von EDTA bei der Untergrundpassage und Ausweisung von Infiltrationszonen an der Elbe. *Vom Wasser* **89** (1997), 261-282
- GUDERITZ, T.; SCHMIDT, W.; BRAUCH, H.-J.: Die organische Belastung der oberen Elbe vor dem Hintergrund der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. *Vom Wasser* **81** (1993), 315-326.
- GUHL, W. und WERNER, U.: Wasseranalytik - Summenparameter. *Nachr. Chem. Tech. Lab.* **45** (1997), M 15-19
- HOEHN E.; VON GUNTEN, H. R.; STAUFFER, F.; DRACOS, TH.: Radon-222 as a groundwater tracer. A laboratory study.- *Environ. Sci. Technol.* **26** (1992), 734-738.
- HOEHN, E.; VON GUNTEN, H. R. (1989): Radon in groundwater: A tool to assess infiltration from surface waters to aquifers.- *Water Resour. Res.* **25**, 1795-1803.
- HORIUCHI, K., MURAKAMI, Y.: A new procedure for the determination of radium in water by extraction of radon and application of integral counting with a liquid scintillation counter.- *Int. J. Appl. Radiat. Isot.* **32** (1981), 291-294.
- HUBER, A.; HILBERT, S.; MERZ, W.; METZGER, J.W.: Optimierung eines Verfahrens zur summarischen Bestimmung adsorbierbarer organischer Schwefelverbindungen (AOS). *Proc. Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie der GDCh*, S.271-276 (Lindau, Bodensee 1997)
- HUBER, A.; MERZ, W.; METZGER, J.W.: Entwicklung eines Verfahrens zur summarischen Bestimmung adsorbierbarer organischer Schwefelverbindungen. *Proc. GDCh-Fachgruppentagung "Umwelt und Chemie"*, M 3 (Ulm 1996)
- J. T. BAKER B. V.: Technical Tip for the Clean-up of SDB-1 cartridges before GC-Analysis. *BAKERBOND spe Application Handbook (Appl.-Note EN - 513*, Deventer, The Netherlands 1995) - Firmenschrift
- JACOBS, L.A.; VON GUNTEN, H.R.; KEIL, R.; KUSLYS, M.: Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta* **52** (1988), 2693-2706.
- JAKUBOVSKIJ, J. V Moskau. *Elektrovozvedka*.- Moskau: Verlag Nedra, 1973, 302 S.
- JOHANNSEN, K.; ROGGATZ, R.; SONTHEIMER, H.; FRIMMEL, F.H.: Anwendung der Adsorptionsanalyse auf natürliche Wasserinhaltsstoffe. *Vom Wasser* **79** (1992), 237-248
- KETOLA, M: Some points of view concerning mise a la masse measurements.- *Geoexploration* **10**. (1972), 1-21.
- KLOPP, R. und PÄTSCH, B.: Organische Komplexbildner in Abwasser, Oberflächenwasser und Trinkwasser, dargestellt am Beispiel der Ruhr. *Wasser, Boden* **46** (1994), 32-37.
- KOEPNICK, R.B.; BURKE, W.H.; DENISON, R.E.; HETHERINGTON, E.A.; NELSON, H.F.; OTTO, J.B. ; WAITE, L.E.: Construction of the seawater $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ curve for the Cenozoic and Cretaceous supporting data. *Chemical Geology (Isotope Geoscience Section)*, **58** (1985) 55-81

- KOLLOCH, B.: Ergebnisbericht des DIN NAW 1/W1- UA 3 AK 10 "AOS", Leverkusen, 1995, unveröff.
- KOROM, S.F.: Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Res. Res.* **28** (1992), 1657-1668.
- KOWALIK, J.; EINAX, J. W.: Extraktion von Trichloressigsäure und Dalapon aus Wasser unter Verwendung der Polystyroldivinylbenzolphase SDB-1. Mallinckrodt-Baker B. V.: Mallinckrodt-Baker spe Application Handbook, (Appl.-Note LIT 417, Griesheim 1996). Firmenschrift
- KRISTIANSEN, N. K.; AUNE, K. T.; FROSHANG, M.; BECKER, G.; LUNDANES, E.: Determination of halogenated acetic acids in chlorinated sea water and drinking water produced offshore. *Water Res.* **30** (1996), 2155-2159
- KUPKA, H.J.; STREMMING, H.; SPITALER, M.: AOS - Analyse organischer Schwefelverbindungen in Wasser. *Labor Praxis* **13** (1989), 270-278
- LAGOIS, U.: Vorkommen von synthetischen Moschusverbindungen in Wässern. *gwf Wasser-Abwasser* **137** (1996), 154-155.
- LAWA-GRUNDWASSERRICHTLINIE 3/93 (1993): Richtlinien für Beobachtung und Auswertung.- Teil 3-Grundwasserbeschaffenheit; Essen: Verlag Woeste Druck+Verlag.
- LAWRENCE, A.R. und FOSTER, S.S.D.: Denitrification in a limestone aquifer in relation to the security of low-nitrate groundwater supplies. *J. Inst. Wat. Engng. Sci.* **40** (1986), 159-172.
- LEUCHS, W.: Vorkommen, Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter. *Besond. Mittlg. zum Dtsch. Gewässerkundl. Ges., Jahrbuch Nr. 52, . 1988, 106 S.*
- LOOS, T. : Dreidimensionale Modellierung des Aquifers des Wasserwerks Torgau-Ost.- Dresden , Techn. Univers., Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen, Diplomarb., 1993
- LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; NEITZEL, P.; NESTLER, W.: Ultrafiltration: a technique for determining the molecular-mass distribution of group parameters of organic pollutants in natural waters. *J. Chromatogr. A* **763** (1997b), 315-321
- LUDWIG, U.; NEUMANN, V.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.: Application of Ultrafiltration for Characterization of the DOC of Elbe River Water. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **25** (1997a), 71-78
- MALLEN, G.; GEYER, S.; STRAUCH, G.; TRETTIN, R.; GEHRE, M.; GRISCHEK, T.: Contribution from carbon and sulphur isotopes to the evaluation of biogeochemical processes in groundwater systems controlled by river bank filtration - an example from the Torgau aquifer (Saxony, Germany). *Proc. IAEA-SM-349 Symp., (Vienna, Austria 1997)*
- MALOSZEWSKI, P., TRIMBORN, P.: Erfassung der Uferfiltration im Bereich des Trinkwassereinzugsgebietes der Stadt Augsburg.- Vorträge Workshop der GSF in München, 1995; in: *GSF-Bericht 3/97* (1997), 30-44
- MÄLZER, H.-J.; GERLACH, M.; GIMBEL, R.: Entwicklung von Testfiltern zur Simulation von Stoßbelastungen bei der Uferfiltration. *Vom Wasser* **78** (1992), 343-353
- MARIOTTI, A., A. LANDREAU AND B. SIMON,. ¹⁵Nitrogen isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to a chalk aquifer in northern France. *Geochim. Cosmochim. Acta.* **52** (1988),. 1869 - 1878.

- MATSCHINER, H.; GEISLER, M.; NIENDORF, K.: Ein neues Verfahren zur Bestimmung adsorbierbarer organischer Schwefelverbindungen (AOS). Proc. 8. ECH-Seminar: Summenparameter in der Umweltanalytik (Halle, Saale 1997)
- MATVEEV, B. K.: Geofiziceskie metody izucenija dvizenija podzemnych vod (Geophysikalische Methoden zur Untersuchung der Bewegung von Grundwasser). Gosgeoltechizdat, Moskau, 1963
- MAYER, B.: Untersuchungen zur Isotopengeochemie des Schwefels in Waldböden und neu gebildetem Grundwasser unter Wald. - GSF-Bericht **2/93**, Neuherberg, Inst. für Hydrologie, 1993, 179 S.
- MAZÁČ, O.; LANDA, I.; KOLINGER, A.: The feasibility of a hydrogeological variant of the mise a la masse method: An analysis. - Sb. Geol. Ved, Hydrogeol., Inz. Geol. **14** (1980): 147-171.
- METSCHIES, T.: Bewertung von Denitrifikationsprozessen im Talgrundwasserleiter bei Torgau unter Nutzung von Isotopen - Untersuchungen an Nitrat und Ammonium. Dresden, Techn. Univers., Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Diplomarb., 1996
- MILITZER, H.; SCHÖN, J.; STÖTZNER, U. (1978): Angewandte Geophysik im Ingenieur- und Bergbau. 2. Auflage 1986, 419 S., Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.
- MÜLLER, A.: Beitrag zum Quartär des Elbegebietes zwischen Riesa und Wittenberg unter besonderer Berücksichtigung der Elbtalwanne. Z. geol. Wiss. I (1973), 1105-1122.
- MÜLLER, A.: Das Quartär im mittleren Elbegebiet zwischen Riesa und Dessau. Halle, Martin-Luther-Univ., Fakultät Geowissenschaften, Diss., 1988, 129 S.
- MÜLLER, U.: Beurteilung des Elbewassers aus der Sicht der Trinkwasseraufbereitung. Karlsruhe, Univ.-GH, Fakultät für Chemieingenieurwesen, Diss., 1995
- NEITZEL, P. L.; NESTLER, W.: Extraction of Arylsulfonates from Water by Ion Pair-Extraction Using BAKERBOND SDB-1. Mallinckrodt-Baker B. V. (Hrsg.): BAKERBOND spe Application Handbook, Appl.-Note EN-517, Europe, (Deventer, The Netherlands 1996) - Firmenschrift
- NEITZEL, P. L.; ABEL, A.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; WALTHER, W.: Verhalten von Arylsulfonaten bei der Uferfiltration und unter Laborbedingungen. Vom Wasser **90** (1998), 1-27
- NEITZEL, P. L.; LUDWIG, U.; NESTLER, W.; GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.: Ultrafiltration - An Efficient Cleanup Tool for Ion-Pairing Methods in Liquid Chromatography. LC-GC (US) **14** (1996), 416-424
- NEITZEL, P. L.; NESTLER, W.: Einsatz von Styrene-Divinylbenzene-Copolymeren (SDB) in der Wasseranalytik - Ionenpaarextraktion mit nachfolgender Ionenpaar-HPLC zur Bestimmung schwefelhaltiger organischer Grundwasserinhaltsstoffe. Proc. Jahrestagung der GDCh-Fachgruppe Analytische Chemie, Arbeitskreis Chromatographie, P 30 (Leipzig 1995)
- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.; NESTLER, W.: In-situ methylation of strongly polar organic acids in natural waters supported by ion-pairing agents for headspace GC-MSD analysis. Fresenius J. Anal. Chem. (1998), in Druck

- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.; SCHÜÜRMAN, G.: Relationship Between Environmental and Ion-Pairing HPLC Retention Data of Aromatic Sulfonic Acids and its Application in Groundwater Research. Proc. 20th. Internat. Symposium on High Performance Liquid Phase Separations and Related Techniques. Book of Abstracts, S. 227 (San Francisco, USA 1996)
- NEITZEL, P. u. GRISCHEK, T.: Verhalten schwefelorganischer Verbindungen bei der Uferfiltration. In: Prange, A. (Hrsg.): Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Ceske Budejovice, 1996., GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, 1996, S. 327-329.
- NESTLER, W.; DEHNERT, J.; NEITZEL, P.; GRISCHEK, T.; NITZSCHE, I.: Untersuchungen zur Unterströmung der Elbe. Wasser, Boden **48** (1996), 53-58.
- NESTLER, W.; NITZSCHE, I.; KRÜGER, M.: Untersuchungen zur Beschaffenheit des Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern. gwf Wasser-Abwasser, **137** (1996), 480-486.
- NEU, H.-J.; ZIEMER, W.; MERZ, W.: Ein neuartiges Derivatisierungsverfahren zur Bestimmung von Spuren polarer organischer Substanzen in Wasser mittels statischer Dampfraum-Gaschromatographie. Fresenius J. Anal. Chem. **340** (1991), 65-70
- NIELSEN H.; PILOT, J.; GRINENKO, L.N.; GRINENKO, V.A.; LEIN, A.YU.; SMITH, J.W.; PANKINA, R.G. (1991): Lithospheric sources of sulphur. - In: H.R. KROUSE & V.A. GRINENKO [eds.]: Stable isotopes: Natural and anthropogenic sulfur in the environment. In: SCOPE **43**: (1991), 65-132
- NOEL, M.; XU, B.: Archeological investigation by electrical resistivity tomography: a preliminary study. Geophys. Journ. Int. **107** (1991), 95-102
- NUSCH, E.A., ESCHKE, H.D. u. KORNATZKI, K.H.: Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentrationen im Ruhrwasser und daraus gewonnenem Trinkwasser. Korr. Abw. **38** (1991), 944-949.
- PADOWETZ, W. und KÄSTLI, H.: Vorbehandlung von Aktivkohle zur Bestimmung der Gruppenparameter AOS und AOX in Wasser. Fresenius Z. Anal. Chem. **332** (1988), 61
- PARASNIS, D. S.: Mining Geophysics. New York: Elsevier, 1975, 356 S.
- PARASNIS, D. S.: Three-dimensional electric mise-a la-masse survey of an irregular lead-zinc-copper deposit in central Sweden. Geophys. Prospecting **15** (1967),: 407-437.
- PAWELLEK, F.; VEIZER, J.: Carbon cycle in the upper Danube and its tributaries: $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ constraints. Isr. J. Earth Sci. **43** (1994), 187-194.
- PETERS, R. J. ; ERKELENS, C.; DE LEER, E. W.; DE GALAN, L.:The analysis of halogenated acetic acids in Dutch drinking water. Water Res. **25** (1991), 473-477
- PFENNING, K.S., McMAHON, P.B.: Effect of nitrate, organic carbon, ad temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. J. Hydrol. **187** (1996) 283-295
- POSTMA, D.; BOESEN, C.; KRISTIANSEN, H.; LARSEN, F.: Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modelling. Wat. Res. **27** (1991), 2027-2045.

- RANDT, C. und ALTENBECK, R.: Probleme bei der Entwicklung eines Verfahrens zur summarischen Bestimmung adsorbierbarer organischer Schwefelverbindungen (AOS) in Wasser / Abwasser. *Vom Wasser* **88** (1997), 217-225
- REISSMANN, C.: Geoelektrische Computertomographie im Einsatz zur Lösung hydrogeologischer Aufgaben. *Leipziger Geowissenschaften* **3** (1997), 41-47.
- REISSMANN, C.: High resolution geoelectrical monitoring of a salt water injection experiment. *Annales Geophysicae* **15** (1997), C 95
- REISSMANN, C.; DEHNERT, J.; JACOBS, F.; NESTLER, W.: Messung der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit mit geoelektrischen Verfahren in der Elbaue. Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar „Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung, Nutzung“, S. 436-438 (Budweis 1996)
- REISSMANN, C.; JACOBS, F.: Earth Resistivity Tomography - A method to detect slight conductivity contrasts. In: He Zhenhua; Engineering and Environmental Geophysics for the 21st Century - Proceedings of the ISEEG'97, S.189-194 (Chengdu, China 1997)
- REISSMANN, C.; JACOBS, F.: Geoelektrische Verfahren zur Lösung hydrogeologischer Problemstellungen. Merkel, B.; Dietrich, P.G.; Struckmeier, W. & Löhnert, E.P.; (Hrsg.) Grundwasser und Rohstoffgewinnung. GeoCongress 2, Köln: Sven von Loga, 1996, S. 412-416
- SCHLUMBERGER, C.: Étude sur la Prospection Électrique du sous-sol. Paris: Gauthier-Villars, 1920, 94 S.
- SCHMIDT, W.; BÖHME, U.; BRAUCH, H.: Die Bildung von Organobromverbindungen bei der Aufbereitung bromidhaltiger Wässer. *Vom Wasser* **80** (1993), 29-39
- SCHNITZLER, M. und SONTHEIMER, H.: Eine Methode zur Bestimmung des gelösten organisch-gebundenen Schwefels in Wässern (DOS). *Vom Wasser* **59** (1982), 159-167
- SCHNITZLER, M., LEVAY, G., KÜHN, W.; SONTHEIMER, H.: Zur summarischen Erfassung organischer Halogen- und Schwefelverbindungen in Wässern. *Vom Wasser* **61** (1983), 263-276
- SCHNITZLER, M.: Aktivkohle für die Bestimmung organischer Gruppenparameter in Wässern (AOX, AOB_r, AOS). *Vom Wasser* **73** (1989), 43-55
- SCHNITZLER, M.: Entwicklung einer Methode zur Bestimmung des gelösten organisch gebundenen Schwefels in Wässern. Karlsruhe, Univ.-GH, Fakultät für Chemieingenieurwesen, Diss., 1982
- SCHÖTTLER, U.; SOMMER, H.: Optimierung einer Wassergewinnungsanlage mit Hilfe der Modellrechnung und ihre Auswirkungen auf die Grundwassergüte. In: Zielke, W. u.a. (Hrsg.): Steuerung in der Wasserwirtschaft. DFG-Forschungsbericht, Weinheim: VCH Verlagsgesell. 1992, S. 178-195.
- SCHULLERER, S.: Summarische Bestimmung und chromatographische Identifizierung organischer Schwefelverbindungen im Wasser auf der Basis der Ionenpaarextraktion. Karlsruhe, Univ.-GH, Fakultät für Chemieingenieurwesen, Diss. 1992
- SCHULLERER, S.; KOSCHENZ, G.; BRAUCH, H.-J.; FRIMMEL, F.H.: Ein neuer Parameter zur summarischen Bestimmung organischer Schwefelverbindungen nach Ionenpaarextraktion: IOS (Ionenpaar-extrahierbare organische Schwefelverbindungen). *Vom Wasser* **78** (1992), 229-243

- SCHWEER, K.H.; FUCHS, F.; SONTHEIMER, H.: Untersuchungen zur summarischen Bestimmung von organisch gebundenem Schwefel in Wässern auf Aktivkohlen. *Vom Wasser* **45** (1975), 29-43
- SMOLKA, N.: Untersuchung des Verhaltens organischer Schwefelverbindungen bei der Bodenpassage. Dresden, Techn. Univers., Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Diplomarb., 1996
- SNOW, D. D., SPALDING, F.: Short-term Aquifer Residence Times Estimated from ^{222}Rn Disequilibrium in Artificially-recharged Ground Water. *J. Environ. Radioactivity* **37** (1997), 307-325.
- SONTHEIMER, H.: Trinkwasser aus dem Rhein? - Bericht über ein Verbundforschungsvorhaben zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat. Sankt Augustin: Academia, 1991.
- STARR, R.C. und GILLHAM, R.W.: Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Ground Water* **31** (1993), 934-947.
- TONNDORF, H.: Resultate der Sucharbeiten von 1987 - 1988 in den Gebieten Zeitz-Wetterscheidt, Delitzsch, Schildau-Mühlberg und Berzdorf zum Nachweis laugbarer Uranvorräte im Känozoikum, mit Schlußfolgerungen zur Lagerstättenhoffigkeit des Tertiärs der südlichen DDR. - Unveröff. Bericht (Nr. 54838), Wismut AG, Chemnitz, 1989.
- TRUDELL, M.R.; GILLHAM, R.W.; CHERRY, J.A.: An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. *J. Hydrol.* **83** (1986), 251-268.
- US-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Hrsg.); HODGESON, J. W.: Determination of Haloacetic Acids in Drinking Water by Liquid-Liquid-Extraction, Derivatization and Gas Chromatography with Electron Capture Detection. US-EPA Method 552, Cincinnati, Ohio (USA), 1990, ch. 45268
- Verordnung über die Herkunftsbereiche von Abwasser (Abwasserherkunftsverordnung - AbwHerkV) vom 03.07.1987, BGBl. I, S.1578
- VON GUNTEN, H.R.; KARAMETAXAS, G.; KRÄHENDÜHL, U.; KUSLYS, M.; GIOVANOLI, R.; HOEHN, E.; KEIL, R.: Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta* **55** (1991), 3597-3609.
- WEINBERG, H. S.; GLAZE, W. H.: A unified approach to the analysis of polar organic by-products of oxidation in aqueous matrices. *Water Res.* **31** (1997), 1566
- WHITE, P. Electrode arrays for measuring groundwater flow direction and velocity. *Geophysics* **59** (1994), 192-201.
- WILLME, U.; SCHULTE-EBBERT, U.; HOEHN, E.: Bestimmung von Grundwasser- verweilzeiten mit geogenem ^{222}Rn bei künstlicher Grundwasseranreicherung und Uferfiltration in einer Trinkwassergewinnungsanlage. *gwwf Wasser-Abwasser* **136** (1995), 234-241.

10. Veröffentlichung der Forschungsergebnisse

10.1 Publikationen

- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H. C.; NEITZEL, P.; WALTHER, W.: Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen. *Grundwasser* **2** (1997), 25-33.
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.C.; NEITZEL, P.; WALTHER, W.: Bestimmung der notwendigen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration. In: Merkel, B.; Dietrich, P.G.; Struckmeier, W. & Löhnert, E. P. (Hrsg): *Grundwasser und Rohstoffgewinnung. GeoCongress 2*, Köln: Sven von Loga, 1996, S. 40-45
- DEHNERT, J.: Radon-222 als natürlicher Tracer im Grundwasser - Meßmethodik und wasserwirtschaftliche Anwendungsbeispiele. Freiberg, TU Bergakademie, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, Diss., 1998
- FREYER, K., TREUTLER, H.C., DEHNERT, J., NESTLER, W.: Sampling and measurement of Radon-222 in water. *J. Environ. Radioactivity* **37** (1997), 327-337
- GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; DEHNERT, J.; NEITZEL, P.: Groundwater / River Interaction in the Elbe River Basin in Saxony. In: Stanford, J. A. and Vallett, H. M. (Hrsg.): *Ground Water Ecology*, Herndon (USA): AWR Association Techn. Publ. Ser., 1994, S. 309-318
- GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.; NESTLER, W.; NEITZEL, P.; TRETTIN, R.: Groundwater Flow and Quality in an Alluvial Aquifer Recharged from River Bank Infiltration, Torgau Basin, Germany. In: Brown, A.G. (ed.): *Geomorphology and Groundwater*. Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore: John Wiley, 1995, S. 21-35.
- GRISCHEK, T.; NEITZEL, P.; ANDRUSCH, T.; LAGOIS, U.; NESTLER, W.: Verhalten von EDTA bei der Untergrundpassage und Ausweisung von Infiltrationszonen an der Elbe. *Vom Wasser* **89** (1997), 261-282
- GRISCHEK, T.; HISCOCK, K. M.; METSCHIES, T.; DENNIS, P. F.; NESTLER, W.: Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. *Water Res.* **32** (1998), 450-460
- LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; NEITZEL, P.; NESTLER, W.: Ultrafiltration: a technique for determining the molecular-mass distribution of group parameters of organic pollutants in natural waters. *J. Chromatogr. A* **763** (1997), 315-321
- LUDWIG, U.; NEUMANN, V.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.: Application of Ultrafiltration for Charakterization of the DOC of Elbe River Water. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **25** (1997), 71-78
- LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; NEUMANN, V.: Behaviour of Different Molecular-weight Fractions of DOC of Elbe River Water during River Bank Infiltration. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **25** (1997), 145-150
- NEITZEL, P.; NESTLER, W.; GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.: Analytischer Nachweis und Verhalten von Pflanzenschutzmitteln mit organisch gebundenem Stickstoff in der Oberelbe und bei der Uferfiltration. *Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden* **44** (1995), 52-59
- NEITZEL, P.; LUDWIG, U.; NESTLER, W.; GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.: Ultrafiltration - An Efficient Cleanup Tool for Ion-Pairing Methods in Liquid Chromatography. *LC-GC (US)* **14** (1996), 416-424

- NEITZEL, P. L.; NESTLER, W.: Extraktion of Arylsulfonates from water by Ion Pair-Extraction Using BAKERBOND SDB-1. Mallinkrodt-Baker B. V. (Hrsg.), BAKERBOND Application Handbook , Application Note EN-517 (Europe), Deventer, The Netherlands, 1996 - Firmenschrift
- NEITZEL, P.; NESTLER, W.; DEHNERT, J.; HAUPT, A.: Ionenpaar-Methoden zur Spurenbestimmung von Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA) in Wässern. Vom Wasser **88** (1997), 33-48
- NEITZEL, P. L.; ABEL, A.; WALTHER, W.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.: Verhalten von Arylsulfonaten bei der Uferfiltration und unter Laborbedingungen. Vom Wasser **90** (1998), 1-27
- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.; NESTLER, W.: In-situ methylation of strongly polar organic acids in natural waters supported by ion-pairing agents for headspace GC-MSD analysis. Fresenius J. Anal. Chem. (1998), in Druck
- NESTLER, W.; KRITZNER, W.; GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.: Das Beschaffenheitsüberwachungssystem für das Uferfiltrat der sächsischen Elbe, Konzeption und Erfahrungen bei Entwurf, Bau und Betrieb. Wasser u. Boden **45** (1993), 707-728.
- NESTLER, W.; GRISCHEK, T.: Zur Problematik eines Sicherheitskonzepts für die zukünftige Nutzung von Elbe-Uferfiltrat für die Trinkwasserversorgung. Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden **44** (1995), 60-64
- NESTLER, W.; NITZSCHE, I.; KRÜGER, M.: Untersuchungen zur Beschaffenheit des Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern. gwf Wasser-Abwasser **137** (1996), 480-486
- NESTLER, W.; DEHNERT, J.; NEITZEL, P.; GRISCHEK, T.; NITZSCHE, I.: Untersuchungen zur Unterströmung der Elbe. Wasser u. Boden **48** (1996), 53-58
- REIßMANN, C.; JACOBS, F.: Geoelektrische Verfahren zur Lösung hydrogeologischer Problemstellungen. In: Merkel, B.; Dietrich, P. G.; Struckmeier, W. & Löhnert, E.P. (Hrsg.): Grundwasser und Rohstoffgewinnung. GeoCongress 2, Köln: Sven von Loga, 1996, S. 412-416
- REIßMANN, C.: Geoelektrische Computertomographie im Einsatz zur Lösung hydrogeologischer Aufgaben. Leipziger Geowissenschaften **3** (1997), 41-47.
- REIßMANN, C.: High resolution geoelectrical monitoring of a salt water injection experiment. Annales Geophysicae **15** (1997), C 95

10.2 Beiträge auf nationalen und internationalen Fachtagungen

- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H. C. (1996): Radon-222 als natürlicher Tracer zur Messung der Infiltrationsgeschwindigkeit der Elbe in den Grundwasserleiter. Freiburger Isotopenkolloquium (Freiberg 1996)
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.C.; NEITZEL, P.; WALTHER, W.: Bestimmung der notwendigen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren mit Hilfe der natürlichen Radonaktivitätskonzentration. Jahrestagung der Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft: "Grundwasser und Rohstoffgewinnung" (Freiberg 1996)
- DEHNERT, J.; NESTLER, W. (1997): Messung von Richtung und Geschwindigkeit langsamer Grundwasserströmungen. 57. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft, Tagungsband S. 246 (Potsdam 1997)
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H. C. (1997): Radon-222 - ein neuer Parameter zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen. 57. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft, Tagungsband S. 254 (Potsdam 1997)
- DEHNERT, J.; NESTLER, W. (1996): Dreidimensionale Modellierung der Uferfiltration in der Elbaue bei Torgau. Vorseminar „Gewässer - Informationssysteme, Datenmanagement und Modellierung von Stromlandschaften“ vor dem „7. Magdeburger Gewässerschutzseminar“, S. 442-444 (Budweis, CZR 1997)
- FREYER, K.; TREUTLER, H. C.; DEHNERT, J.; NESTLER, W. (1997): Determination of ²²²Radon in Groundwater - Recent Applications for the Investigation of River Bank Infiltration.- Proc. 2nd International Conference on Isotopes, S. 63 (Sydney 1997)
- GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.; NESTLER, W.; NEITZEL, P.: Groundwater/River Interaction in the Torgau Tertiary Basin of the Elbe River - Geomorphology and Groundwater. Joint Day Meeting British Geomorphological Research Group and Hydrogeology Group of the Geological Society, Burlington House (London 1993)
- GRISCHEK, T.; NEITZEL, P.; ANDRUSCH, T.; LAGOIS, U.; NESTLER, W.: Verhalten von EDTA bei der Uferfiltration und Ausweisung von Infiltrationszonen an der Elbe Proc. Jahrestagung Fachgruppe Wasserchemie der GDCh, S. 324-330 (Lindau, Bodensee 1997)
- GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.: Stoffumsatz schwefelorganischer Verbindungen bei der Uferfiltration an der Oberelbe - die Summenparameter AOS und IOS als Bewertungskriterien. Proc. Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie der GDCh, in Druck (Lübeck 1998)
- LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; NEITZEL, P.; NEUMANN, V.: Zur Wechselwirkung von höhermolekularen DOC-Bestandteilen mit Schad- und Fremdstoffen in aquatischen Systemen. Proc. GDCh-Fachtagung "Chemie und Umwelt", U 51 (Ulm 1996)
- LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; NEITZEL, P.: Ultrafiltration - An Efficient Separation Technique for Analysis of Molecular Weight Distribution of Organic Group Parameters in Surface and Groundwater. Proc. 20th Internat. Symposium on High Performance Liquid Phase Separations and Related Techniques. Book of Abstracts, S. 294 (San Francisco, USA 1996)

- NEITZEL, P.; NESTLER, W.; LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.; DEHNERT, J.: Combination of Ion-Pairing-HPLC with Ion-Pairing Extraction and Ultrafiltration Clean-Up: A Possible Way for Determination of Strongly Polar Organic Substances in Water. Proc. 19th Internat. Symposium on Column Liquid Chromatography and Related Techniques, Abstracts of Papers, S.192 (Innsbruck, Österreich 1995)
- NEITZEL, P.; NESTLER, W.: Einsatz von Styrene-Divinylbenzene-Copolymeren in der Wasseranalytik (SDB) - Ionenpaarextraktion mit nachfolgender Ionenpaar-HPLC zur Bestimmung schwefelhaltiger organischer Grundwasserinhaltsstoffe. Proc. Jahrestagung der Fachgruppe Analytische Chemie, Arbeitskreis Chromatographie der GDCh, P 30 (Leipzig 1995)
- NEITZEL, P.; WALTHER, W.; SCHÜÜRMAN, G.: Relationship Between Environmental and Ion-Pairing HPLC Retention Data of Aromatic Sulfonic Acids and its Application in Groundwater Research. Proc. 20th Internat. Symposium on High Performance Liquid Phase Separations and Related Techniques. Book of Abstracts, S. 227 (San Francisco, USA 1996)
- NEITZEL, P.; SMOLKA, N.; WALTHER, W.; RINTELMANN, D.; LUDWIG, U.; GRISCHEK, T.: Zum Verhalten polarer Substanzen mit organisch gebundenem Schwefel in der aquatischen Umwelt und bei Laborbedingungen. Proc. GDCh-Fachtagung "Chemie und Umwelt", V 42 (Ulm 1996)
- NEITZEL, P.; GRISCHEK, T.: Verhalten schwefelorganischer Verbindungen bei der Uferfiltration. Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar: "Ökosystem Elbe-Zustand, Entwicklung und Nutzung", S. 327-329 (Budweis, CZ 1996)
- NEITZEL, P. L.; ABEL, A.; WALTHER, W.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.: Fließzeit- und teufenorientiertes Verhalten von Arylsulfonaten und IOS in vier großen Talgrundwasserleiter-Meßprofilen an verschiedenen Standorten der Oberelbe - eine Bewertung hinsichtlich Rohwasserrelevanz für Wasserwerke. Proc. Jahrestagung Fachgruppe Wasserchemie der GDCh, S. 331-336 (Lindau, Bodensee 1997)
- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.: In-situ methylation of strongly polar organic substances in water promoted by ion-pairing agents for headspace GC-MSD analysis. Proc. Internat. Congress on Analytical Chemistry, Vol. of Abstracts II, N-96 (Moscow 1997)
- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.: Belastung und Selbstreinigungsvermögen von Grundwasserleitern hinsichtlich anthropogener schwefelorganischer Substanzen aus Oberflächengewässern. Proc. Jahrestagung der Fachgruppen Umweltchemie und Ökotoxikologie der GDCh: "Sustainable Development: Stoffe und Umwelt", P 25 (Heidelberg 1997), in: GDCh-Mitteilungsblatt 3 (1997), 30-33
- NEITZEL, P. L.; WALTHER, W.: Bewertung polarer Wasserinhaltsstoffe bei der Uferfiltration: Chloressigsäuren. Proc. Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie der GDCh, in Druck (Lübeck 1998)
- NESTLER, W.; GRISCHEK, T.: Verhalten ausgewählter Stoffe bei der Uferfiltration und der Einfluß der Beschaffenheitsänderungen der Elbe. Vortrag zum Workshop „Untersuchungsergebnisse zur Erfassung und Expositionsbewertung der Auswirkungen der Uferfiltration auf Grundwässer“ bei der GSF (Neuherberg, 1996)
- NESTLER, W.; DEHNERT, J. (1996): Radon-222 - ein neuer Parameter zur Bestimmung des optimalen Abpumpregimes von GW-Beobachtungsrohren. 5. Dresdner Grundwasserforschungstage des DGFZ e. V. (Dresden 1996)

- REIßMANN, C.; DEHNERT, J.; JACOBS, F.; NESTLER, W.: Messung der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit mit geoelektrischen Verfahren in der Elbaue. Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar "Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung", S. 436-438 (Budweis 1996)
- REIßMANN, C.; JACOBS, F.: Earth Resistivity Tomography - A method to detect slight conductivity contrasts. Proc. ISEEG' 97 (Chengdu, China 1997), In: He Zhenhua, Engineering and Environmental Geophysics for the 21st Century, 1997, S.189-194
- TRETTIN, R.; DEHNERT, J.; FREYER, K.; GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; STRAUCH, G.; TREUTLER, H. C.: Isotope studies to reveal groundwater origin and flow processes within the drinking water supply area Torgau/Elbe. Symposium on the Int. Conference on "Isotopes in Water Resources Management", IAEA-SM-336, Extended Synopses, S. 338-340 (Vienna, Austria 1995)

10.3 Schutzrechte / Patente

- DEHNERT, J.; FREYER, K.; NESTLER, W.; TREUTLER, H. C.: Verfahren zur Bestimmung der optimalen Abpumpzeiten von Grundwasserbeobachtungsrohren.- DE 196 21 158, Internat. Kl. G 01 N 1/14, Patentamt München, erteilt am 11.09.1997
- DEHNERT, J.; FREYER, K.; NESTLER, W.; TREUTLER, H.C.: Verfahren und Vorrichtungen zur Charakterisierung von Grundwassermeßstellen durch Unterscheidung von Grundwasser und Standwasser.- PCT/EP 97/02450, Patentamt München (WO 97/43637), offengelegt am 20.11.1997
- DEHNERT, J.; NESTLER, W.: Verfahren und Vorrichtung zur Messung mit sinusförmigem Wechselstrom in der Gleichstromgeoelektrik.- PCT/EP 96/04538, Patentamt München, angemeldet am 18.10.1996

11. Liste der wissenschaftlichen Teilberichte

1. Neitzel, P.; Walther, W.(TUD):
Verhalten von Einzelstoffen (aromatischen Sulfonsäuren und halogenierten Carbonsäuren) bei der Uferfiltration
2. Trettin, R.; Mallén, G.; Dehnert, J.; Grischek, T., Neitzel, P. (UFZ, HTWD, TUD):
Identifikation von Strömungsprozessen in Talgrundwasserleitern
3. Dehnert, J.; Nestler, W. (HTWD):
Bestimmung von Richtung und Geschwindigkeit der Grundwasserströmung mit Hilfe der "Methode des geladenen Körpers"
4. Reißmann, C.; Jacobs, F., (Universität Leipzig):
Dreidimensionale Beobachtung von Strömungsprozessen im Grundwasserleiter mittels geoelektrischer Computertomographie
5. Dehnert, J.; Freyer, K.; Treutler, H.-C.; Nestler, W. (HTWD, UFZ):
Radon zur Charakterisierung geohydraulischer Prozesse
6. Grischek, T., Nestler, W. (HTWD):
Verhalten des DOC bei der Uferfiltration
7. Grischek, T.; Neitzel, P.; Walther, W.; Nestler, W.(HTWD, TUD):
Untersuchungen zu den organischen Summenparametern AOS und IOS bei der Uferfiltration.
8. Mallén, G.; Strauch, G.; Grischek, T. (UFZ, HTWD):
Isotopenanalytische Untersuchungen zur Charakterisierung der Redoxprozesse bei der Uferfiltration in Talgrundwasserleitern

Die wissenschaftlichen Teilberichte können bei den Hauptautoren (unterstrichen) angefordert werden.

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Analytik
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2370
Telefax 0341/235-2625