

Grundwasserüberwachungs- programm

6

Pilotprojekt
Karlsruhe



**Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg**

In Zusammenarbeit mit dem

Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe

GRUNDWASSERÜBERWACHUNGSPROGRAMM

Pilotprojekt Karlsruhe

**Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt
Baden-Württemberg**

**und mit
Förderung durch das Umweltbundesamt Berlin**

Karlsruhe, März 1992

Herausgeber und Bezug

Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
Abteilung 4 - Wasser -
Griesbachstr. 3
7500 Karlsruhe 21

Bearbeitung:

Autoren s. Inhaltsverzeichnis sowie Projektgruppe Grundwasserbeschaffenheit
J.Grimm-Strele (Projektleitung), K.P. Barufke, M. Deeg, Dr. W. Feuerstein, S. Heidland,
D. Kaltenbach, M. Maisch, B. Regner, D. Schuhmann, D. Seifert, M. Weiller-Schäfer,
K. Werner, U. Werner

Titelbild:

Grundwasserbeobachtungsrohr mit Meßstellenschild

Druck:

Textdat Service Gem. GmbH
Bismarckstr. 6a
6940 Weinheim

Auflage: 500 St.

Gedruckt auf Recycling-Papier 80 g/qm aus 100 % Altpapier
Umschlag 250 g/qm holzfrei, chlorfrei gebleicht

LfU, März 1992

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Quellenangabe gestattet, Belegexemplar erbeten

Vorwort

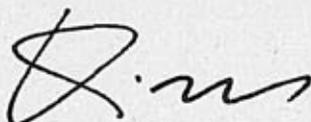
Die breit angelegte Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit ist eine zentrale Aufgabe der Umweltüberwachung. Hinsichtlich der dabei anzuwendenden Methoden und der Vorgehensweise gibt es noch eine Reihe offener Fragen. Nicht zu verkennen ist jedoch, daß für diese Aufgabe beachtliche Ressourcen bereitgestellt werden müssen. Zu einem effizienten Einsatz dieser Ressourcen soll das Projekt, über das hier berichtet wird, einen Beitrag leisten.

Die Frage nach dem Zustand des Grundwassers ist besonders aktuell, nicht nur durch die Situation in den neuen Bundesländern, in denen zwar ausgezeichnete Regelwerke erarbeitet wurden, deren Umsetzung aber unbefriedigend blieb. Auch in den alten Bundesländern wird zur Zeit zusätzlich zu den bekannten Problemen der Chlorierten Kohlenwasserstoffe, der Altlasten, des Nitrats und der Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) z.B. der Einfluß defekter Kanalisationen diskutiert.

Zu solchen Fragen soll ein landesweites Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetz aktuelle Daten über den gegenwärtigen Zustand des Grundwassers, das Ausmaß einer möglichen anthropogenen Belastung oder eventuelle Trends bereitstellen.

Im Rahmen des Projektes wurden hierfür sowohl konzeptionelle Überlegungen diskutiert, als auch Meß- und Auswerteverfahren, insbesondere im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit im Routinebetrieb eines Landesmeßnetzes getestet. Dabei ist der Einsatz eines Transport- und Abbaumodells besonders hervorzuheben, weil nur diese Technik über die Feststellung des Bestehenden hinaus konkrete Prognosen ermöglicht. Solche Modelle tragen auch zu dem dringend benötigten tieferen Verständnis der komplexen Zusammenhänge bei der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit bei.

Das Projekt wurde dankenswerterweise durch das Umweltbundesamt finanziell unterstützt und in enger Kooperation mit der Universität Karlsruhe durchgeführt. Für die bereitwillige Unterstützung durch die Stadt Karlsruhe, das Regierungspräsidium, das Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz und das Landwirtschaftsamt Karlsruhe sowie die LUFA Augustenberg sei auch an dieser Stelle nochmals gedankt.



Dr. Kiess

Präsident

Autoren:

Dr.-Ing. B. Barczewski,
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Dr. A. Bardossy,
Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft.
Universität Karlsruhe

Dr. J. Brauch, DVGW-Forschungsstelle am
Engler-Bunte-Institut der Universität (TH) Karlsruhe

Dipl.- Ing. J. Grimm-Strele Ph. D./
Dipl.-Geogr. D. Kaltenbach,
Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe

Dipl.-Ing. J. Herzer, Forschungsinstitut für
anwendungsorientierte Wissensverarbeitung,
Universität Ulm

Dr.-Ing. H. Hiessl, Fraunhofer-Institut für
Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe

Dr. Th. Kämpke, Forschungsinstitut für
anwendungsorientierte Wissensverarbeitung,
Universität Ulm

Prof. Dr.-Ing. V. Kaleris, University of Patras
Div. of Hydraulic and Geotechnical Engineering

Ltd. BD K. Möhle
Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe

BD J. Mund
Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, Stuttgart

Dr. K.-P. Schulz, Forschungsinstitut für
anwendungsorientierte Wissensverarbeitung,
Universität Ulm

Dr. R. Wolter, Umweltbundesamt, Berlin

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

1. Meßkonzepte.....	1
1.1 Warum Grundwasserüberwachung (K. Möhle).....	1
1.1.1 Einleitung.....	1
1.1.2 Aufgaben des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes.....	2
1.1.3 Meßnetzformen.....	2
1.1.4 Stand des Meßnetzaufbaus in Baden-Württemberg.....	3
1.1.5 Entwicklungsfragen.....	5
1.1.6 Zusammenfassung und Ausblick.....	6
1.2 Intensivuntersuchungsgebiete als Teile von Landesmeßnetzen (J. Grimm-Strele).....	8
1.2.1 Einleitung.....	8
1.2.2 Meßnetzsysteme.....	8
1.2.3 Vorarbeiten.....	9
1.2.4 Meßnetzentwurf.....	10
1.2.5 Ausblick.....	12
1.3 Testgebiet und Meßnetz (D. Kaltenbach).....	23
1.3.1 Gebietsauswahl.....	23
1.3.2 Geographische Lage und Topographie.....	24
1.3.3 Geologie und Böden.....	24
1.3.4 Hydrologie.....	25
1.3.5 Landnutzung.....	26
1.3.6 Intensiv-Untersuchungsgebiete.....	26
1.3.6.1 Karlsruhe-Hardtwald.....	26
1.3.6.2 Karlsruhe-Innenstadt.....	26
1.3.7 Meßnetz.....	27
2. Probenahme, Analytik, Darstellung und Bewertung von Meßergebnissen.....	38
2.1 Hydraulik der Probenahme (Nahfeld) (V. Kaleris).....	38
2.1.1 Einführung.....	38
2.1.2 Schichtweise Beprobung.....	38
2.1.2.1 Fläche Meßstellen mit kurzen Filterstrecken.....	39
2.1.2.2 Meßstellen mit langen Filterstrecken.....	39
2.1.2.3 Meßstellen mit speziellem Ausbau.....	40
2.1.3 Durchflußgewichtete Probenahme.....	41
2.1.4 Zusammenfassung.....	42
2.2 Probenahmeeinrichtung und Durchführung der Probenahme (B. Barczewski).....	50
2.2.1 Einleitung.....	50
2.2.2 Meßstellenausbau.....	50
2.2.3 Probenahmetechnik.....	51
2.2.4 Tiefenorientierte Probenahme im UBA-Projekt.....	51
2.2.5 Zuströmgewichtete Probenahme.....	53
2.2.6 Schlußfolgerungen.....	54
2.3 Analytik und grundwasserchemische Bewertung der Ergebnisse (H.-J. Brauch).....	62
2.3.1 Einleitung.....	62
2.3.2 Analytische Verfahren.....	62
2.3.3 Grundwasserchemische Zusammenhänge und Bewertung der Ergebnisse.....	65
2.3.4 Zusammenfassende Bewertung.....	69

3. Situationsanalyse und Prognosemithilfe von Transport- und Reaktionsmodellen	71
3.1 Ermittlung der Stoffein- und -austräge (K.-P. Schulz)	71
3.1.1 Wozu Stoffbilanzierung?	71
3.1.2 Überblick über die betrachteten Stoffströme	72
3.1.3 Datenerhebung zu den Stoffteilströmen	72
3.1.3.1 Entnahmefrachten im Wasserwerk Hardtwald	72
3.1.3.2 Atmosphärische Deposition	73
3.1.3.3 Düngung	74
3.1.3.4 Grünlandumbruch	77
3.1.3.5 Auftausalze im Straßenwinterdienst	77
3.1.3.6 Deponien	78
3.1.3.7 Stoffaustausch mit Oberflächengewässern	78
3.1.3.8 Stoffstrom über die äußeren Gebietsränder	78
3.1.4 Einsatz eines Geoinformationssystems für die Bestimmung der Stoffflußdaten und für ihre Umsetzung auf ein Modellraster	79
3.1.5 Einzellenbilanzen	79
3.1.5.1 Chloridbilanz	79
3.1.5.2 Stickstoff- und Sulfatbilanz	80
3.1.5.3 Vergleich mit gemessenen Grundwasserneubildungsfrachten	81
3.1.6 Abschließende Beurteilung	81
3.2. Modellgestützte Auswertungen (J. Herzer)	88
3.2.1 Vorgehensweise	88
3.2.2 Strömungs- und Laufzeitenmodell	88
3.2.3 Transport	90
3.2.4 Zuströmungsgebiete von Meßstellen	92
4. Interpretation von Meßwerten	93
4.1 Meßnetzanordnung und Interpolation der Meßwerte (A. Bardossy)	93
4.1.1 Geostatistische Grundlagen	93
4.1.2 Anwendungsmöglichkeiten	94
4.2 Meßprogramme und Gruppierung von Daten (Th. Kämpke)	101
4.2.1 Zielsetzung	101
4.2.2 Methoden	101
4.2.2.1 Clusteranalytische Ansätze	101
4.2.2.2 Einfache Stichprobenverfahren	104
4.2.2.3 Beispiel	105
4.3. Regelinduktionsverfahren als Mittel zur Klassifikation von Landnutzungstypen aus Grundwassergütedaten (H. Hiessl)	108
4.3.1 Fragestellung	108
4.3.2 Methodik der Regelinduktion	109
4.3.3 Anwendungsbeispiel und Ergebnisse	111
4.3.4 Zusammenfassung und Perspektiven	113
5. Ausblick	119
5.1 Ergebnisse und methodische Überlegungen für das Stadtgebiet (K.-P. Schulz)	119
5.1.1 Untersuchungsziele im Gebiet Karlsruhe-Innenstadt	119
5.1.2 Vorgehensweise und methodische Ansatzpunkte	121
5.1.3 Ergebnisse im Untersuchungsgebiet	124
5.1.4 Ausblick	127

5.2 Nutzen und Grenzen von Vorfeldmessungen für die Grundwassergewinnung (D. Maier)	134
5.2.1 Einleitung.....	134
5.2.2 Rechtliche Aspekte.....	134
5.2.3 Nutzen der Vorfeldmessungen.....	135
5.2.3.1 Allgemeines.....	135
5.2.3.2 Eigene Auswertungen.....	136
5.2.3.3 Ausgewählte Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt.....	136
5.2.4 Grenzen der Vorfeldmessungen.....	137
5.2.5 Ausblick.....	138
5.3 Forschungsaktivitäten des UBA zum Grundwassergütemonitoring (R. Wolter).....	144
5.4 Ausblick für den Aufbau der Landesmeßnetze (J. Mund).....	148
6. Literatur zum Projekt "Grundwasserüberwachungsprogramm".....	150
6.1 Veröffentlichungen des Ministeriums für Umwelt (bzw. des früheren Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten) und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.....	150
6.2 Dokumente zum Projekt.....	151
6.3 Sonstige Veröffentlichungen.....	151

1. Meßkonzepte

1.1 Warum Grundwasserüberwachung ? (K. Möhle)

1.1.1 Einleitung

In Baden-Württemberg werden jährlich rund 750 Mio. m³ Trinkwasser durch die öffentliche Wasserversorgung bereitgestellt. Rund 80 % davon stammen aus Grund- und Quellwasser.

Das Grundwasser galt lange Zeit als so gut geschützt, daß qualitätsbedingte Nutzungseinschränkungen kaum zu erwarten waren. Die Ende der 70er Jahre auch in Baden-Württemberg festgestellten CKW-Grundwasserschadensfälle, inzwischen sind es insgesamt rd. 500, haben schlagartig mit den Sicherheitsvorstellungen der Vergangenheit aufgeräumt.

Heute wird uns der drohenden Gefahren für das Grundwasser bewußt, insbesondere durch

- unsachgemäßen Umgang mit wassergefährdenden Stoffen,
- intensive Bodennutzung und unangepaßte landwirtschaftliche Methoden,
- unsachgemäße Lagerung von Abfällen,
- undichte Kanalisationen,
- Altlasten kontaminierter Industriestandorte und früherer Abfallablagerungen,
- Schadstoffbelastete Luftimmissionen und Niederschläge.

Die Erfahrungen zeigen, daß die Reparatur bereits eingetretener Grundwasserschäden von Altlasten und undichten Kanalisationen Aufwendungen in Milliardenhöhe und sehr lange Zeiträume erfordern.

Es ist zwar das umweltpolitische Ziel, die angerichteten Schäden soweit noch möglich zu beheben oder zumindest deren weitere Ausbreitung zu stoppen.

Unerläßlich ist es aber, neue Schäden zu verhindern, aus volkswirtschaftlicher Vernunft wie aus Verantwortung für die Sicherheit der Lebensgrundlagen künftiger Generationen.

Als Teil der Grundwasserschutzkonzeption des Landes haben daher folgende Maßnahmen für die Erhaltung der Grundwasservorräte und die Zukunft der öffentlichen Wasserversorgung größte Bedeutung:

- die konsequente Durchsetzung vorbeugender Grundwasserschutzmaßnahmen
- die regelmäßige Überprüfung von Schutzmaßnahmen
- die Festsetzung und Überwachung von Wasserschutzgebieten (WSG)
- die umfassende Kenntnis über die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Entwicklung.

Die Erkundung des Grundwasserzustandes ist die Basis für eine langfristig angelegte Sicherung der Grundwasservorkommen. Die daraus gewonnene Informationsbasis liefert Grundlagen für die strategische Früherkennung zur vorsorgenden Umweltpolitik und die daraus abzuleitenden Maßnahmen.

Aber Grundwasserbeobachtungsmaßnahmen sind auch als zusätzliches Sicherungs- und Kontrollinstrument einzusetzen, d.h. selbst wenn bei bedeutenden Anlagen mit wassergefährdenden Stoffen alle Sicherheitsanforderungen erfüllt werden. Denn Sicherheitstechnik bietet keinen vollständigen Schutz, auch sie kann versagen. Keine behördliche Überwachung ist in der Lage ein solches Versagen auszuschließen oder zu verhindern. Deshalb können Grundwasserbeobachtungen zur Sicherung gegen unbemerktes Entstehen großflächiger Verunreinigungen im Einzelfall erforderlich sein.

Die Notwendigkeit intensiver Grundwasserüberwachung ist also offensichtlich.

1.1.2 Aufgaben des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes

Die dem Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetz von Baden-Württemberg gestellten Aufgaben sind:

- Schaffung aktueller Überblicke über die Beschaffenheit der Grundwasservorkommen des Landes (Ist-Zustand) sowie
- Schaffung von Informationsgrundlagen für das politische Handeln und für die Festlegung umweltpolitischer Ziele
- Erfolgskontrolle eingeleiteter Maßnahmen, z.B. SchALVO
- rechtzeitiges Erkennen von Veränderungen der Grundwasserqualität als Frühwarnsystem
- Aufzeigen des Handlungsbedarfes für den Vollzug im Sinne vorsorgenden Umweltschutzes
- fachliche Unterstützung der lokalen anlagen- und nutzungsbezogenen Überwachung (Kontrolle) sowie der Planung und Einleitung von Einzelmaßnahmen zur Grundwasserbewirtschaftung und zum Grundwasserschutz.

Es ist selbstverständlich, daß ein derartig umfangreich angelegtes Meßnetz nur in Teilschritten aufgebaut werden kann. Die Reihenfolge der Teilschritte orientiert sich an der Bedeutung der Grundwasservorkommen und am vorhandenen Gefährdungspotential.

1.1.3 Meßnetzformen

In Übereinstimmung mit dem von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1983 verabschiedeten "Rahmenkonzept zur Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit" gliedert sich die Grundwasserüberwachung in Baden-Württemberg in

- anlagenbezogene Grundwasseruntersuchungen, Vollzug der Gewässeraufsicht, Sicherstellung der Wasserversorgung und
- Einrichtung und Betrieb eines Landesmeßnetzes sowie zentrale Erfassung, Fortschreibung und Auswertung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten.

Teile des Gesamtmeßnetzes werden also je nach Aufgabenschwerpunkt in Form lokaler Meßnetze oder als Meßnetze für landesweite Übersichten eingerichtet.

Der lokale Aufgabenkomplex erfordert ein örtlich auf den jeweiligen Einzelfall abgestimmtes Handeln der zuständigen Stellen und eine anlagenbezogene Durchführung von Grundwasseruntersuchungen in örtlichen Sondermeßnetzen, z.B.

- Rohwasseruntersuchungen
- Einrichtung und Betrieb von Vorfeldmeßstellen, Emittentenmeßstellen, Schadensfallmeßstellen

- Überwachung und Eigenkontrolle von Wasserschutzgebieten
- Überwachung und Eigenkontrolle bei möglichen Emittenten.

Der Aufbau der lokalen Meßnetze erfolgt dezentral durch die Ämter für Wasserwirtschaft und Bodenschutz. Die LfU begleitet diese Aktivitäten, um eine landeseinheitliche Vorgehensweise sicherzustellen. Für die landesweite Übersicht sind vorgesehen

- Basismeßstellen, Trendmeßstellen und Meßstellen im Zusammenhang mit Forschungs- und Untersuchungsvorhaben.

Entscheidend für die Nutzbarkeit des Meßnetzes sind geeignete I+K-Strukturen, die den jeweils unterschiedlichen Informationsbedarf lokal und landesweit angemessen decken können.

Selbstverständlich müssen alle Grundwasserdaten von lokalen wie von überörtlichen Meßnetzen für zentrale Auswertungen und die Fortschreibung landesweiter Situationsbeschreibungen zugänglich und verfügbar sein. Hierfür ist die zentrale Grundwasserdatenbank der LfU ausgelegt.

Die anlagen- und nutzungsbezogenen Überwachungsfunktionen lokaler Meßnetze können aber naturgemäß nur dann voll für die örtlichen Behörden, Versorgungsunternehmen und sonstigen Nutzer zum tragen kommen, wenn die Meßergebnisse ihnen sehr zeitnahe zur Verfügung gestellt werden. Gerade in den Fällen, in denen sich die Grundwasserbeschaffenheit derart verschlechtert, daß Gefahren für die öffentliche Wasserversorgung bestehen, sind gezielte Auswertungen schnell nötig. Dabei müssen auch ortsspezifische Umfeldinformationen in die Situationsbeurteilung einbezogen werden. Es liegt auf der Hand, daß eine zentrale Stelle diesen Informationsbedarf weder zeitnah noch spezifisch decken kann.

Deshalb werden die derzeit zentral organisierten DV-Strukturen des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in Integrationsschritten auf die Arbeitsdatei der Wasserwirtschafts- und Bodenschutzämter sowie auf eine Datenbank der WVU abgestimmt. Dieser Weg entspricht im übrigen auch dem Konzept der freiwilligen Kooperation, das in Baden-Württemberg beim Aufbau des Grundwasserüberwachungsprogramms verfolgt wird.

Für die LfU hat dieses teildezentralisierte Konzept darüber hinaus den Vorteil, daß die Daten ihr erst übermittelt werden, sobald sie richtiggestellt und plausibilisiert sind.

1.1.4 Stand des Meßnetzaufbaus in Baden-Württemberg

1985 wurde in Baden-Württemberg mit den vorbereitenden Arbeiten zum Aufbau eines Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes als Modelleinrichtung für den Zustand des Grundwassers begonnen. In den ersten Jahren wurden in Kooperation mit den Verbänden der Versorgungswirtschaft und der Industrie die organisatorischen Voraussetzungen und die notwendigen Arbeitsgrundlagen geschaffen.

Grundlage und vorrangiges Aufbauziel bis 1997 ist ein Meßnetz mit rund 5600 Meßstellen, das einen aktuellen Überblick über den Istzustand der Grundwasserbeschaffenheit im Lande geben und Entwicklungstendenzen im Grundwasser aufzeigen kann. Der Meßstellenaufbau erfolgt durch schrittweise Inbetriebnahme von Teilmeßnetzen.

Das Basismeßnetz ging 1985 in Betrieb, wobei die anfallenden Kosten für Betrieb, Probenahme und Analyse vom Land übernommen werden. Die 113 ausgewählten Meßstellen liegen in Gebieten möglichst fernab von menschlichen Einflüssen und dienen somit als Vergleichsmaßstab für die anthropogen beeinflussten Gebiete. Sie unterliegen allerdings dem Eintrag von Schadstoffen, die weiträumig über die Luft bis ins Grundwasser transportiert werden können.

Im Jahre 1989 wurde das Grobraster eingerichtet, um einen schnellen und statistisch repräsentativen Überblick über Grundwasser im Einflußbereichen verschiedener Landnutzungen zu erhalten. Es besteht z.Z. aus rund 450 Meßstellen, die auf Kosten des Landes untersucht werden. Erfasst wird Rohwasser für die Trinkwasserversorgung, Grundwasser im Vorfeld von Wasserwerken und Grundwasser im Abstrom möglicher Emittenten (Siedlungen, Industrie, Landwirtschaft etc.). Im nächsten Schritt soll das Grobraster durch Erhöhung der Meßstellenzahl verdichtet werden.

Im Mai 1991 konnte der Meßbetrieb an 4 Pilotquellen des Quellmeßnetzes aufgenommen werden. Für die Herbstbeprobung 1991 wurden weitere 40 Quellen ausgewählt und erprobt.

Im Rahmen des Metznetaufbaus werden ferner zu einzelnen Grundfragen Entwicklungsprojekte durchgeführt:

- In 2 Pilotvorhaben wurden Einfluß- und Reaktionsgrößen umfassend meßtechnisch erfaßt und mit Hilfe von Modellen interpretiert. Abgeschlossen wurden 1989 das "Nitrat-Projekt" sowie 1991 das Projekt "Modellmeßnetz Karlsruhe" (UBA-Projekt).
- In Vorbereitung sind lokale fachbereichsübergreifende Grundwasserschutzprojekte. In Zusammenarbeit mit der Stadt Karlsruhe ein Pilotvorhaben zum Verdichtungsmeßnetz Siedlungen (VMS) und das Projekt "Klettgau/Wiesental" in Zusammenarbeit mit dem Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Waldshut.

Im Aufbau sind Verdichtungsmeßnetze für die Bereiche Wasserversorgung, Industrie und Landwirtschaft. Auch für Siedlungsgebiete wird ein Verdichtungsmeßnetz konzipiert.

Das Verdichtungsmeßnetz Wasserversorgung wird auf der Basis freiwilliger Kooperation mit den Wasserversorgungsunternehmen (WVU) aufgebaut und betrieben. Die WVU lassen ihre Rohwassermeßstellen auf eigene Kosten untersuchen und stellen ihre Daten bereits seit 1990 kostenlos für die zentrale Grundwasserdatenbank bei der LfU zur Verfügung.

Diese kooperative Vorgehensweise wird auch für das Verdichtungsmeßnetz Industrie verfolgt, das 1991 erstmals beprobt wurde.

Zur Erfassung der Wechselwirkung zwischen landwirtschaftlicher Flächennutzung und der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit ist 1991 das Verdichtungsmeßnetz Landwirtschaft in bisher sieben Landkreisen in Betrieb gegangen.

Langfristig sollen diese Teilmeßnetze in die lokale, anlagen- und nutzungsbezogene Überwachung übergehen, die ein weiteres Ziel des Grundwasserüberwachungskonzeptes darstellt und später durch die jeweils zuständigen Ämter für Wasserwirtschaft und Bodenschutz erfolgt.

Ausführliche Informationen zum Stand des Grundwasserüberwachungsprogramms gibt der Ende 1991 von der LfU veröffentlichte Projektbericht (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1991).

Das Grundwasserbeschaffenheits-Meßnetz ist Teil eines Gesamtmeßnetzes, das auch den Grundwassermengenhaushalt erfaßt. Der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Komponenten stellt Abb. 1.1.1 dar.

1.1.5 Entwicklungsfragen

Aus den jeweiligen Teilmeßnetzen mit ihren unterschiedlichen Funktionen im Gesamtmeßnetz werden zweckentsprechende

- aktuelle
- repräsentative und
- prognosefähige

Meßergebnisse erwartet. Es ist Aufgabe der Projektgruppe und der Arbeitsgruppe des Beirates, hierfür geeignete Methoden und Verfahren zu entwickeln oder zugänglich zu machen, sowie Bewertungs- und Arbeitshilfen und standardisierte Vorgaben zentral zu erarbeiten.

Gleichwohl müssen im Rahmen des Aufbaus des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes häufig fachliche Detailfragen hinter organisatorischen und pragmatischen Erfordernissen zurücktreten. Das bedeutet, daß lokale Meßaufgaben nach Maßgabe der Grundsatzpapiere, die allen Interessenten zur Verfügung stehen, in örtlicher Regie weiterhin durchgeführt werden müssen, ohne daß eine gezielte zentrale Betreuung oder Datenerfassung erfolgen kann. Im Vordergrund muß bis 1996 stehen

- der Aufbau der Teilmeßnetze in voller Funktionstüchtigkeit
- mit erreichbarer Quantität und
- ausreichender Qualität.

Daher stehen nach dieser Aufbauphase gewisse Qualitätsverbesserungsmaßnahmen an. Dazu gehören insbesondere die detaillierten Beschreibungen der Meßstellen sowie die Abgrenzung und Beschreibung der dazugehörigen Eintragsgebiete.

Es ist aber auch kennzeichnend für die Aufbauphase, daß vielfältige und komplexe Forschungs- und Entwicklungsprojekte bereits parallel stattfinden. Die Übernahme von Meßstellen aus solchen Projekten dient der Qualitätsverbesserung der Aussagen aus dem Meßnetz. Die Ergebnisse der F+E-Vorhaben finden Berücksichtigung im weiteren Aufbau.

Das Grundproblem der Grundwasserbeobachtung ist die Ergebnisbewertung bei nur punktförmiger Erfassung eines momentanen chemisch-physikalischen Zustands unter Einbeziehung des gesamten zu betrachtenden Grundwasservorkommens und der Umfeldverhältnisse. Beim Betrieb eines auf landesweite Übersicht angelegten Meßnetzes mit großen Meßstellenzahlen und rasch zunehmenden Meßdatenzahlen können lokalspezifische Details nicht flächendeckend berücksichtigt werden. Deshalb sind Intensivuntersuchungen in ausgewählten Testgebieten notwendig, um die Interpretationsgrundlagen zu verbessern.

Darüber hinaus erfordert eine "Prognosefähigkeit" von Meßergebnissen Langzeitbeobachtungen im großflächigen Maßstab und Modellrechnungen. In diesem Sinne ist das vom Umweltbundesamt (UBA) finanzierte F+E-Vorhaben "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region" ein wichtiger Meilenstein methodischer Grundlagenerarbeitung. Die maßgebende Mitarbeit des Projektteams der LfU an diesem Projekt hat sich bereits ausgezahlt für den Aufbau des Beschaffenheitsmeßnetzes im Lande. Allen Beteiligten gebührt Dank und Anerkennung, nicht zuletzt auch den Ämtern der Stadt Karlsruhe für ihre wichtigen Beiträge.

1.1.6 Zusammenfassung und Ausblick

Der Aufbau des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes von Baden-Württemberg ist zügig vorangeschritten. Auf der Grundlage eines modifizierten Vorgehens im Jahre 1990 wurden diverse Teilmeßnetze neu definiert und in Betrieb genommen bzw. vorbereitet.

Neben dem Basismeßnetz, dem Grobrastermeßnetz und dem Verdichtungsmeßnetz Wasserversorgung wurden bei der Herbstbeprobung 1991 erstmals Meßstellen der Verdichtungsmeßnetze Landwirtschaft und Industrie sowie das Quellmeßnetz beprobt.

Das modifizierte Vorgehen ermöglicht eine weitgehende Aufgabenverteilung zwischen mehreren Partnern. Damit erscheint die Zielvorgabe eines Landesweiten Meßnetzes von ca. 5600 Meßstellen, die alle vordringlichen Komponenten des Meßnetzkonzeptes umfassen, bis zum Jahr 1996 realisierbar.

Weitere Teilmeßnetze können zu gegebener Zeit erforderlich werden, z.B. im Zusammenhang mit

- Siedlungsgebieten
- Vorfeldmeßstellen und
- Forschungsvorhaben.

Im Rahmen des Ausbaus müssen fachliche Detailfragen häufig hinter organisatorischen und pragmatischen Erfordernissen zurücktreten. Nach der Inbetriebnahme der Meßnetze stehen notwendigerweise daher Qualitätsverbesserungen an. Solche Maßnahmen betreffen alle Aspekte der Grundwasserbeschaffenheit von der Auswahl und dem Ausbau der Meßstellen über Probenahme und Analytik bis zur Auswertung und Interpretation der Daten.

Ähnliche Fragen sind parallel zum Meßnetzaufbau in einem vom Umweltbundesamt (UBA) finanzierten FE-Vorhaben "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region" (Grimm-Strele u.a., 1991) angegangen worden. Für den Meßnetzaufbau sind insbesondere von Interesse:

- Entwicklung von Prognosemöglichkeiten für bestimmte Stoffkenngrößen mit Hilfe eines Modells sowie
- die Bestimmung von Beschaffenheitsmustern für verschiedene Landnutzungstypen.

Die Empfehlungen des Projektes

- o Einrichtung von weiteren Repräsentativgebieten und Durchführung entsprechender Intensivuntersuchungen auch in Festgesteinsbereichen
- o Weiterentwicklung der Probenahmetechnik von Multi-Level-Meßstellen
- o Berechnung der Einzugsgebiete von Meßstellen
- o Statistische Verfahren zur Aufbereitung und Auswertung der Daten (Behandlung von n.n.-Werten, Ausreißer-Erkennung, Regionalisierung der Meßwerte, Erkennung von Kausal-Zusammenhängen)
- o Anwendung von Transport- und insbesondere Reaktions-Modellen auf der Grundlage von Grundwasser-Modellen

werden beim weiteren Aufbau des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes zu bedenken sein.

Literatur:

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hg.): "Grundwasserüberwachungsprogramm: Projektbericht 1991", Karlsruhe, 1991.

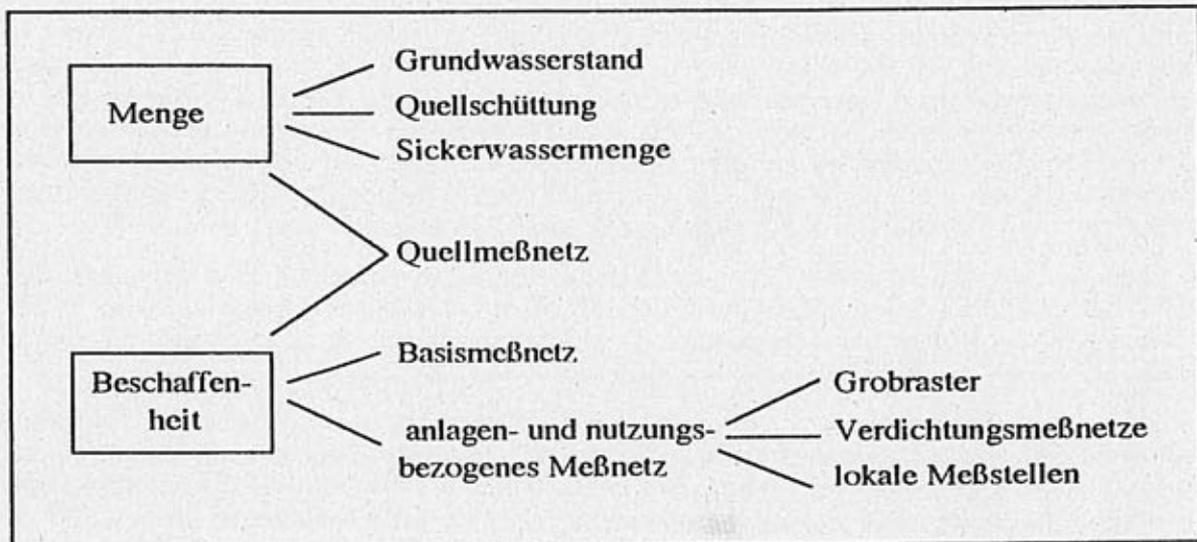


Abb. 1.1.1: Teilkomponenten des Grundwassermeßnetzes

1.2 Intensivuntersuchungsgebiete als Teile von Landesmeßnetzen (J. Grimm-Strele)

1.2.1 Einleitung

Die zur Durchführung eines Meßprogramms bzw. Aufbau und Betrieb eines Meßnetzes zur Verfügung gestellten Ressourcen resultieren aus einem iterativen Prozeß unter Einbeziehung der verschiedenen politischen, gesellschaftlichen, organisatorischen, technischen und naturwissenschaftlichen Randbedingungen. Sie sind in der Regel geringer, als für eine nach naturwissenschaftlichen Gesichtspunkten lückenlose Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit erforderlich wäre. Es muß deshalb eine Strategie zur Erreichung des geforderten Informationsniveaus entwickelt werden. Benötigt werden möglichst objektive und nachvollziehbare Kriterien zur Gestaltung der Untersuchungsstrategie, der Meßprogramme und Meßnetze, der erforderlichen Meßstellenanzahl, dem Parameterspektrum usw.

Im folgenden werden Beispiele für verschiedene Strategien vorgestellt und diskutiert. Das Ziel - der maximale Informationsgewinn innerhalb der jeweiligen Vorgaben - ist jedoch genau so wie der Nutzen eines umweltbezogenen Meßnetzes schwer zu quantifizieren, so daß exakte Verfahren zur Meßnetzgestaltung praktisch nicht existieren.

Die Beispiele betreffen in erster Linie landesweite oder regionale Meßnetze zur Erfassung und Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit, Vorfeldmeßnetze und Meßnetze zur Überwachung potentieller Emittenten. Bei Schadensfall-, Sanierungs-, Forschungs- oder Erkundungsmeßstellen läßt sich das Untersuchungsziel wesentlich konkreter fassen und die Entscheidung über Anzahl der Meßstellen, Meßhäufigkeit, Parameterumfang, Interpretation der Daten usw. erfolgt nach anderen Regeln.

Grundsätzlich unterschiedlich ist auch die Vorgehensweise bei der Optimierung eines bestehenden und beim Aufbau eines neuen Meßnetzes. Die diversen Optimierungstechniken lassen sich für den Meßnetzaufbau meist nicht anwenden, da sie detaillierte Kenntnisse des zu erfassenden Systems voraussetzen.

1.2.2 Aufgabenverteilung bei der Grundwasserüberwachung

Eine systematische und umfassende Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit erfordert entsprechend den jeweiligen gesetzlichen Anforderungen mehrere unterschiedlich konzipierte Meßnetzformen mit jeweils anderen Schwerpunkten bei der Aufgabenstellung, Durchführung, Betriebsorganisation usw.

In Anlehnung an die Grundwasserbeobachtungsrichtlinie der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1991) bzw. die - inzwischen außer Kraft gesetzte - TGL 35818 (Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, 1979) kann unterschieden werden in:

- Meßnetze für die langfristige und regelmäßige Beobachtung der geogen bedingten und überregionalen anthropogenen Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit und deren Veränderung im Zusammenwirken mit hydrologischen Faktoren (Basis-, Trend-, überregionales Kontroll- und Steuerungsnetz).
Betreiber dieser Meßnetze sind staatliche Stellen.

- Meßstellen für die langfristige und regelmäßige Überwachung der Grundwasserverhältnisse im Bereich wasserwirtschaftlicher Anlagen und zur Kontrolle der Grundwasserbeschaffenheit im Bereich potentieller Emittenten (Rohwasserüberwachung, Vorfeld-, Emittentenmeßstellen). Für die Errichtung und den Betrieb dieser Meßstellen ist der jeweilige Betreiber bzw. Nutzer verantwortlich. Die Einbeziehung von solchen Meßstellen in ein regionales oder überregionales Meßnetz erfolgt in Abstimmung mit der Wasserwirtschaftsverwaltung.
- Meßstellen zur ständigen Beobachtung der Grundwasserbeschaffenheit in der Nähe konzentrierter anthropogener Beeinflussungen, Kontrolle der Grundwasserleitersanierung, zur Datenbereitstellung für Baumaßnahmen, wasserwirtschaftliche, bergbauliche, land- und forstwirtschaftliche Vorhaben, für hydrogeologische Erkundungen, für Untersuchungen in hydrologischen Experimental-, Forschungs- und Repräsentativgebieten (Schadensfall-, Sanierungs-, lokale-, Forschungs-, Sondermeßstellen).

Für die Einrichtung und den Betrieb solcher Meßnetze gilt das zum zweiten Spiegelstrich Gesagte, d.h. daß einzelne solcher Meßstellen in regionale oder überregionale Meßnetze einbezogen werden können und dann besonderen Regelungen hinsichtlich Parameterumfang, Meßhäufigkeit und -frequenz, Durchführung der Messungen sowie Dokumentation der Daten unterliegen.

Die in Baden-Württemberg verfolgte Vorgehensweise zur Realisierung dieser Meßnetze ist im vorhergehenden Beitrag beschrieben worden. Weitere Beispiele für solche Untergliederungen der gesamten Grundwasserbeobachtung und -überwachung gibt es z.B. in Dänemark (Korkmann, 1987), Holland (van Duijvenbooden et al. 1985, van Duijvenbooden, 1987) und den USA (EPA, 1990, Hirsch et al. 1988).

Im Rahmen des UBA-Projektes stand die Vorgehensweise bei der Einrichtung von Landesmeßnetzen im Vordergrund. Eine Aufgabenbeschreibung für Landesmeßnetze ist bereits in Abschn. 1.1 gegeben worden.

Zwei Meßnetzstrategien, mit denen diese Aufgaben erfüllt werden können, sind landesweit angelegte Flächenmeßnetze nach statistisch begründeten Entwurfsregeln und ein Ansatz, der auf der Einrichtung und dem Betrieb von Repräsentativgebieten basiert. Im folgenden werden Beispiele für beide Strategien gegeben.

1.2.3 Vorarbeiten

Vor der Einrichtung eines Meßnetzes sind zahlreiche Vorarbeiten wie

- Zieldefinition und Entwicklung einer Strategie (Bearbeitungsgebiet, Beprobungskampagnen oder Dauerbeobachtungen, ...)
- technische Regelungen für Meßstellenbau- und -ausbau, Durchführung der Beprobung, Analytik, Mindestbestimmungsgrenzen usw.
- Beschreibung der Situation im Bearbeitungsgebiet (Hydrogeologie, Hydrologie, Pedologie, wasserwirtschaftliche Verhältnisse, Risikofaktoren, Transport- und Abbauverhältnisse für potentielle Schadstoffe, Beschaffenheitssituation anhand existierender Beschaffenheitsdaten)
- Erhebung, Erfassung und Bewertung existierender Aufschlüsse und Meßprogramme, Ergebnisse vorhandener Grundwasserstandsmodelle, zusätzliche Erkundungen (Geophysik, Tracer, ...)

- Schaffung der Datenverarbeitungsmöglichkeiten, Entwicklung von Plausibilitätsprüfungen
- Planung und Schaffung der Aufbau- und Betriebsorganisation

durchzuführen.

Im allgemeinen wird der Aufwand für das neue Meßnetz desto mehr reduziert, je sorgfältiger diese Vorarbeiten ausgeführt werden. Allerdings existiert auch für den Umfang der Vorarbeiten ein Optimum, wobei dieses auch schrittweise durch Reduktion der Meßstellenanzahl nach dem Vorliegen erster Beobachtungsergebnisse erreicht werden kann. Generell übersteigt der Aufbauaufwand den Betriebsaufwand zumindest für Betriebszeiten von einigen Jahren weit.

1.2.4 Meßnetzentwurf

Erst nach der Durchführung der beschriebenen Vorarbeiten erfolgt die Einrichtung und der Betrieb eines Meßnetzes. Hierzu sind Festlegungen für die Variablen

Meßstellenanzahl		
Meßhäufigkeit	Meßstellenanzahl	Analysenprogramm.

Die Festlegungen für diese Größen beeinflussen sich gegenseitig. In der Regel sind Kompromisse bei einer oder zwei der Variablen notwendig, wenn z.B. die dritte Variable besonders intensiv gestaltet werden soll.

Obwohl es keine Methode gibt, die alle Aspekte eines Meßnetzentwurfs ausreichend und praxisrelevant berücksichtigt, sollten statistische Verfahren als Hilfsmittel zum Entwurf eines Meßnetzes herangezogen werden.

Eine sehr simple, aber dennoch instruktive Abschätzung geht von der Annahme unabhängiger, identisch und normal verteilter Beobachtungen aus (Nelson und Ward, 1981; Loaiciga, 1989). Danach ist die optimale Anzahl von Messungen

$$n = \text{Sup} [(z_{\alpha/2})^2 \sigma^2 / E^2]$$

$z_{\alpha/2}$ = Funktionswert der standardisierten Normalverteilung für die Wahrscheinlichkeit $(1-\alpha)$, σ^2 = Varianz der Beobachtungen, E = tolerierbarer Fehler des Mittelwertes. Ein beispielhaftes Ergebnis ist, daß schon bei einer Vergrößerung des Variationskoeffizienten von 10 % auf 20 % und der üblichen Vertrauenswahrscheinlichkeit von 95 % 16 statt 4 Proben notwendig sind, um den Mittelwert auf 10 % genau zu schätzen.

Weitergehende statistische Verfahren basieren z.B. auf geostatistischen Methoden (z.B. Bogardi et al., 1985, Olea, 1982), Kalman-Filter-Verfahren (z.B. van Geer, 1987, Bras, 1978) oder der Clustertechnik (z.B. Riebe und Lechner, 1983). Sie benötigen detaillierte Informationen über den zu erfassenden Prozeß (Varianzen, Korrelationen, Transferfunktionen der Grundwasserbeschaffenheit) und sind darum in erster Linie zur Optimierung bestehender Meßnetze, weniger für den Aufbau eines neuen Meßnetzes, geeignet.

Darüber hinaus gibt es weitere Gründe, warum solche Verfahren in der Praxis selten angewandt werden, z.B.:

1. Zahlreiche weitere Faktoren beeinflussen die Festlegungen für die Gestaltung des Meßnetzes: z.B. Reduzierung des Aufwandes durch Einbeziehung von Kooperationsleistungen, Reduzierung des Aufwandes durch Mitnutzung anders beschaffter Informationen wie Trinkwasseruntersuchung, Reduzierung des Aufwandes durch Nutzung vorhandener Aufschlüsse statt Neubauten, pragmatisch bedingte Verschiebungen zwischen Aufbau- und Betriebsaufwand, Limitierung oder Fehlen bestimmter Ressourcen wie Labors oder EDV.
2. Die Datenbasis steht nicht zur Verfügung: Z.B. kann der räumliche Variationskoeffizient eines Beschaffenheitsparameters erst mit ausreichender Genauigkeit angegeben werden, wenn Messungen in einer räumlichen Dichte vorliegen, die diejenige des geplanten Meßnetzes meist weit übersteigt. Auch die große räumliche Variabilität der geohydraulischen Parameter ist hier zu berücksichtigen.
3. Viele Verfahren zur Bestimmung der Meßnetzdicke und -häufigkeit basieren auf der Analyse des Schwankungsverhaltens nur eines Beschaffenheitsparameters. Daraus würde für jeden Parameter ein anderes Meßnetz resultieren. Große Unterschiede existieren hier für Hauptinhaltsstoffe und die für viele Fragestellungen weit wichtigeren Spurenstoffe.
4. Spurenstoffe haben eine weit kompliziertere Verteilungsfunktion als die in den statistischen Untersuchungen zugrunde gelegte. Dies betrifft nicht nur die extreme Linksteilheit der Verteilung für viele Stoffe, sondern auch die räumliche Verteilung, die durch zahlreiche einzelne Peaks mit dazwischenliegenden n.n.-Bereichen gekennzeichnet ist. Für die Behandlung unterschiedlicher und zeitlich variabler Mindestbestimmungsgrenzen für die Verteilungen bei mehreren Labors und Daten aus mehreren Jahren sind generell aus der Statistik wenig brauchbare Ansätze bekannt bzw. theoretisch befriedigende Verfahren nicht praktikabel.
5. Der Einfluß von System- oder Meßfehlern kann u.U. alle quantitativen Aussagen der Entwurfsverfahren unbrauchbar machen. Dies betrifft nicht nur Fehler der Analytik - die inzwischen für die meisten Parameter durchaus vertretbare Werte erreicht hat - oder Fehler bei der Probenahme, sondern auch systematische Fehler wie die Vernachlässigung der Tiefenvariabilität der Grundwasserbeschaffenheit.

Mehrere praktische Anwendungsbeispiele gibt es aber für Meßnetzentwürfe nach dem Prinzip der geschichteten Probenahme ("Stratified Random Sampling"). Solche Beispiele sind das Meßnetz des Rijksinstituut voor Volksgezondheid en milieuhygiene (van Duijvenbodeen, Gast, Taat, 1985; van Duijvenbodeen, 1987) (Abb. 1.2.1), die National Pesticide Survey der Environmental Protection Agency (EPA, 1990) (Abbildung 1.2.2), Meßnetze für Illinois (ENR, 1985; Le Seur, Wehrmann, Schock, Shaffer, 1987) und für diverse Provinzen in Holland (Broers, Peters, Bisheuvel, 1990, für Nord-Brabant oder de Ruiters, ?, für Süd-Holland).

Diese Entwürfe basieren auf der Identifikation der Haupteinflußgrößen (z.B. Landnutzung, Bodenart, In-/Exfiltrationsverhältnisse), der Bildung einer beschränkten Zahl von Klassen für diese Einflußgrößen und Abgrenzung homogener Untereinheiten durch Verschneidung der geographischen Einheiten für diese Klassen. Innerhalb jeder Untereinheit werden dann eine ausreichende Zahl von Meßstellen ausgesucht. Die Beziehung zwischen der dort ermittelten Grundwasserbeschaffenheit und den jeweiligen Ausprägungen der Einflußgrößen soll dann einen Rückschluß auf die Bedeutung dieser Faktoren ermöglichen.

Eine weitere, konzeptionell andere Vorgehensweise hat der U.S. Geological Survey für das National Water Assessment Program gewählt (USGS, 1988)(Abb. 1.2.3). Hierbei wird auf eine flächendeckende Erfassung in der ersten Stufe verzichtet und statt dessen nach dem Rotationsprinzip einzelne Aquifere jeweils innerhalb einer begrenzten Periode intensiv untersucht.

Diese Vorgehensweise ermöglicht erst nach längerer Programmlaufzeit eine statistisch repräsentative Aussage für das gesamte Land. Die Ergebnisse sind dann aber wesentlich besser abgesichert, liefern Erkenntnisse über Wirkungszusammenhänge, und bieten Möglichkeiten zur Entwicklung neuer Techniken sowohl für die Messung als auch für die Auswertung. Diese Gründe haben auch dazu geführt, daß das Land Baden-Württemberg - mit dankenswerter Unterstützung durch das UBA - neben dem Aufbau der Landesmeßnetze ein Pilotvorhaben in Karlsruhe durchgeführt hat.

1.2.5 Ausblick

Angesichts der Vielfalt der von einem Landesmeßnetz zu erfassenden Gegebenheiten und der verschiedenartigen Randbedingungen, die den Meßnetzaufbau beeinflussen, gibt es z.B. kein praktikables Verfahren zur Ableitung bestimmter Meßstrategien, Ermittlung optimaler Meßstellenanzahl usw.. Die vorgestellten Beispiele zeigen aber Schwerpunkte für eine zweckmäßige Vorgehensweise bei der Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit.

Ein Schwerpunkt ist die Einbeziehung aller Betroffenen (Grundwassernutzer, potentielle Emittenten, Landesverwaltung) sowie eine zweckmäßige Aufgabenverteilung einerseits zwischen den Beteiligten und andererseits zwischen den verschiedenen Ebenen (lokal - regional - überregional/landesweit).

Dazu gehört die Zusammenführung von Daten aus den unterschiedlichen Meßnetzkomplexen bzw. -formen (Abschn. 1.2.2). Die Daten aus dem 2. und 3. Komplex, der anlagenbezogenen Überwachung, dienen zu einer möglichst umfassenden Zustandsbeschreibung. Für die Interpretation der Meßwerte sind hierbei allerdings Grenzen gesetzt infolge nicht zu gewährleistender Konsistenz als Meßnetz und geringerer Qualitätsanforderungen an Meßstellenauswahl, Meßstellenausbau, Probenahme usw. durch die jeweiligen Betreiber.

Diese Vorgehensweise wird sowohl in Baden-Württemberg als auch in den dazu zitierten Beispielen (Holland, Dänemark) praktiziert.

Als zweiter Schwerpunkt ist für die landeseigenen und flächendeckenden Meßnetze zu fordern, daß die Meßstellen so ausgewählt werden, daß sie nach gleichartigen Bedingungen gruppiert sind, und für diese Bedingungen als repräsentativ gelten können. Anhand der Ergebnisse für die jeweiligen Gruppierungen können Haupteinflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit erkannt und Aussagen auf die landesweite Ebene extrapoliert werden. In solchen Meßnetzen sind an sorgfältig ausgewählten Meßstellen langfristige und regelmäßige Messungen nach hohen Qualitätsstandards durchzuführen. Die notwendige Meßstellenanzahl ergibt sich aus der Zahl der Gruppen, und der Forderung nach statistischer Repräsentativität, die Meßhäufigkeit in erster Linie aus der Größe eines evtl. zu erwartenden Trends und der Grundwasserfließgeschwindigkeit, die Auswahl der Meßparameter nach den zu untersuchenden Belastungsquellen.

Ein auf Stichtagsbeprobungen mit wenigen kontinuierlich beprobten Stützstellen beruhendes Meßkonzept ist i.d.R. wegen des hohen organisatorischen Aufwands und des Aufwands für die Vorerhebungen (Abschn. 1.2.3) nicht praktikabel. Fachlich würde es allerdings durchaus Vorteile bieten. Im Einzelfall wird es zur Quantifizierung möglicher Problembereiche mit ausgewählten Parametern durchgeführt.

Einen dritten Schwerpunkt könnte die Ergänzung der Landesmeßnetze durch längerfristig betriebene Repräsentativgebiete darstellen. Nur in solchen ausgewählten Gebieten kann die tatsächlich sehr differenzierte Struktur der Vielzahl von Einflußgrößen auf die Grundwasserbeschaffenheit einigermaßen zufriedenstellend erfaßt werden. Dies betrifft insbesondere auch Fragen der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit, deren Beantwortung zumindest die Kenntnis der Transportvorgänge voraussetzt. Darüberhinaus sind Prognosen mit den zuvor diskutierten Meßkonzepten nur eingeschränkt möglich. Dafür sind generell Modelle erforderlich. Wegen des hohen Aufwands für die Modellerstellung und -eichung können sie nur in ausgewählten Repräsentativgebieten erstellt und betrieben werden. Im Sinne eines vorausschauenden Grundwasserschutzes sind sie notwendig.

Literatur:

Bogardi, I., A. Bardossy and L. Duckstein (1985): Multicriterion Network Design Using Geostatistics, *Water Resour. Res.*, 21, No 2.

Bras, R.L. (1978): Sampling Network Design in Hydrology and Water Quality Sampling, in (Chiu, C.L., ed., 1978): AGU Chapman Conf., Dept. Civil Engrg., Univ. of Pittsburgh, Pittsburgh.

von Geer, F.C. (1987): Applications of Kalman filtering in the analysis and design of groundwater monitoring networks, Diss., Techn. Univ. Delft, Delft Univ. Press.

Korkmann, T.-E. (1987): Strategies for Groundwater Monitoring in Denmark, Proc. Int'l. Conf. "Vulnerability of soil and groundwater to pollutants" (van Duijvenbooden, van Waegeningh, eds.) Information no. 38, Netherl. Organisation Applied Scientific Reserach (TNO), The Hague.

Olea, R.A. (1982): Optimization of the High Plains Aquifer Observation Network, Kansas Geol. Survey, Groundw. Ser. 7.

Riebe, W. & K. Lecher (1983): Anwendung der Cluster- und Diskriminanzanalyse auf unterschiedliche Datenkollektive im Hinblick auf die Reduzierung der Anzahl von Meßstellen und deren Zusammenhang, Abschlußbericht, Inst. Wasserwirt., Hydrologie, landwirt. Wasserbau, Univ. Hannover.

van Duijvenbooden, W., L.F.L. Gast, J. Taat (1985): Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, eindrapport van de inrichtingsfase, Rijksinstituut voor volksgezondheid en miliehygiene, Bilthoven.

van Duijvenbooden, W. (1987): Groundwater Quality Monitoring Networks: Design and Results, Proc. Int'l. Conf. "Vulnerability of soil and groundwater to pollutants" (van Duijvenbooden, van Waegeningh, eds.) Information no. 38, Netherl. Organisation Applied Scientific Reserach (TNO), The Hague.

Broers, H.P., S.W.M. Peters, A. Biesheuvel (1990): "Design of a groundwater quality monitoring network with GIS and remote sensing", TNO-Report aus: Proceedings of the First European Conference on Geographical Information Systems (EGIS), Amsterdam.

Hirsch, R.M., W.M. Alley and W.G. Weber (1988): Concepts For A National Water-Quality Assessment Program, U.S. Geol. Survey Circ. 1021, Supt. of. Doc., Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1990): National Pesticide Survey, Phase I Report, EPA, Washington, D.C.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1991): Grundwasser - Richtlinie für Beobachtung und Auswertung, Teil 3: Grundwasserbeschaffenheit, Gelbdruck.

Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (1979): "Grundwasserbeobachtung", TGL 35818, Berlin.

Nelson, J.D. and R.C. Ward (1981): Statistical Considerations and Sampling Techniques for Ground-Water Quality Monitoring, *Ground Water*, 19, No. 6.

Loaiciga, H.A. (1989): An Optimization Approach for Groundwater Quality Monitoring Network Design, *Water Resources Res.*, 25 No. 8.

Das RIVM - Meßnetz (Holland)

Ziele :

- Bestandsaufnahme der gegenwärtigen Grundwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit von Landnutzung und Bodenart
- Erkennen von Langzeit - Trends der Beschaffenheit
- Bereitstellung von (Bezugs-) Daten für Überwachung und Grundwassermanagement
- Quantifizierung des anthropogenen Einflusses auf die Grundwasserbeschaffenheit

Meßnetz :

- Ca. 370 Meßstellen (entspricht etwa 1Mst/100km²)
- Filterstrecken jeweils in 10m, 15m und 25m unter Gelände
- Meßhäufigkeit: 1* pro Jahr
- Basis- Analysenprogramm: 19 Parameter
- Datenverarbeitung und Interpretation

Kriterien für die Standortwahl :

- Bodenart : Humusreicher Sand - Ton - Schlick - ... ,
insges. 9 Klassen
- Landnutzung : Naturbelassen - Dünen - Grasland - Ackerland - ... ,
insges. 9 Klassen
- Geohydrologie : Infiltrationsgebiete, Exfiltrationsgebiete,
Uferfiltration
- Weitere Kriterien : Geologie, Wassergewinnungsgebiete, Eigentümer,
Zugänglichkeit,
kein direkter Einfluß von lokalen Quellen !

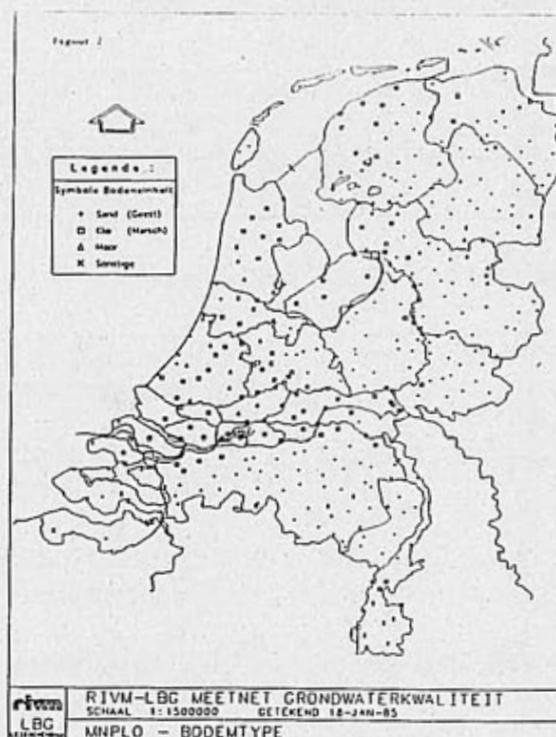
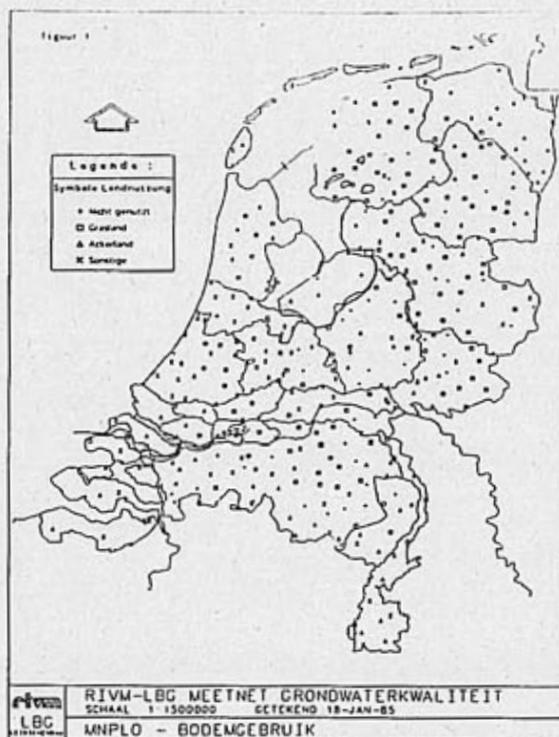
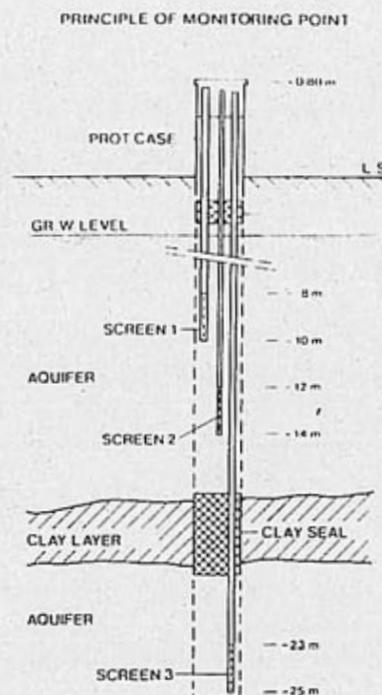
LfU Baden-Württemberg, März 1992

Abb. 1.2.1 a : Meßnetz des holländischen Rijksinstituut voor Volksgezundheid en milieuhygiene

Das RIVM - Meßnetz (Holland)

BASIC ANALYSE PROGRAM NATIONAL GROUNDWATER QUALITY MONITORING NETWORK

ELECTR. CONDUCTIVITY	EC
ACIDITY	pH
SODIUM	Na ⁺
POTASSIUM	K ⁺
MAGNESIUM	Mg ⁺⁺
CALCIUM	Ca ⁺⁺
AMMONIUM	NH ₄ ⁺
BICARBONATE	HCO ₃ ⁻
CHLORIDE	Cl ⁻
NITRATE	NO ₃ ⁻
SULFATE	SO ₄ ²⁻
TOT. P.	I.P.
TOTAL ORGANIC CARBON	TOC (DOC)
K MnO ₄ - USE	KMnO ₄
EXTRACTABLE ORGANIC CHLORINE	EOCI
VOLATILE	VOCI
ARSENE	As
NICKEL	Ni
ZINC	Zn



Lfu Baden-Württemberg, März 1992

Abb. 1.2.1 b : Meßnetz des holländischen Rijksinstituut voor Volksgezundheid en milieuhygiene

Das RIVM - Meßnetz (Holland)

MEAN K - CONCENTRATION (mg/l) IN FRESH GROUNDWATER (Cl < 200 mg/l)

10 m-ls	SAND	CLAY	PEAT
ARABLE LAND	13	8.1	5.0
PASTURE LAND	7.6	17	2.5
NON DEV. AREAS	2.4	1.5	3.5
URBAN AREAS	19	15	

MEAN SULFATE CONCENTRATION (mg/l) IN FRESH GROUNDWATER

10 m-ls	SAND	CLAY	PEAT
ARABLE LAND	99	44	44
PASTURE LAND	78	61	18
NON DEVEL. AREAS	40	54	17
URBAN AREAS	78	47	—

MEAN pH - VALUE IN FRESH GROUNDWATER (Cl < 200 mg/l)

10 m-ls	SAND	CLAY	PEAT
ARABLE LAND	6.0	6.8	5.5
PASTURE LAND	6.4	7.1	6.8
NON DEV. AREAS	5.8	6.6	6.5
URBAN AREAS	6.6	7.1	

MEAN NITRATE CONCENTRATION (mgN/l) IN FRESH GROUNDWATER (Cl < 200 mg/l)

10 m-ls	SAND	CLAY	PEAT
ARABLE LAND	19	2.1	3.2
PASTURE LAND	1.7	0.1	0.1
NON DEVEL. AREAS	1.5	2.3	0.1
URBAN AREAS	7.4	0.8	

Erste Ergebnisse (van Duijvenbooden, 1987) :

- Grundwasserbeschaffenheit ist schlechter als erwartet
- Landnutzung hat großen Einfluß, insbesondere bei sandigen Deckschichten mit wenig organischem Material
- In gefährdeten Gebieten liegen insbesondere Nitrat- und Aluminiumkonzentrationen über den Grenzwerten für Trinkwasser

LFU Baden-Württemberg, März 1992

Abb. 1.2.1 c : Meßnetz des holländischen Rijksinstituut voor Volksgezundheit en milieuhygiene

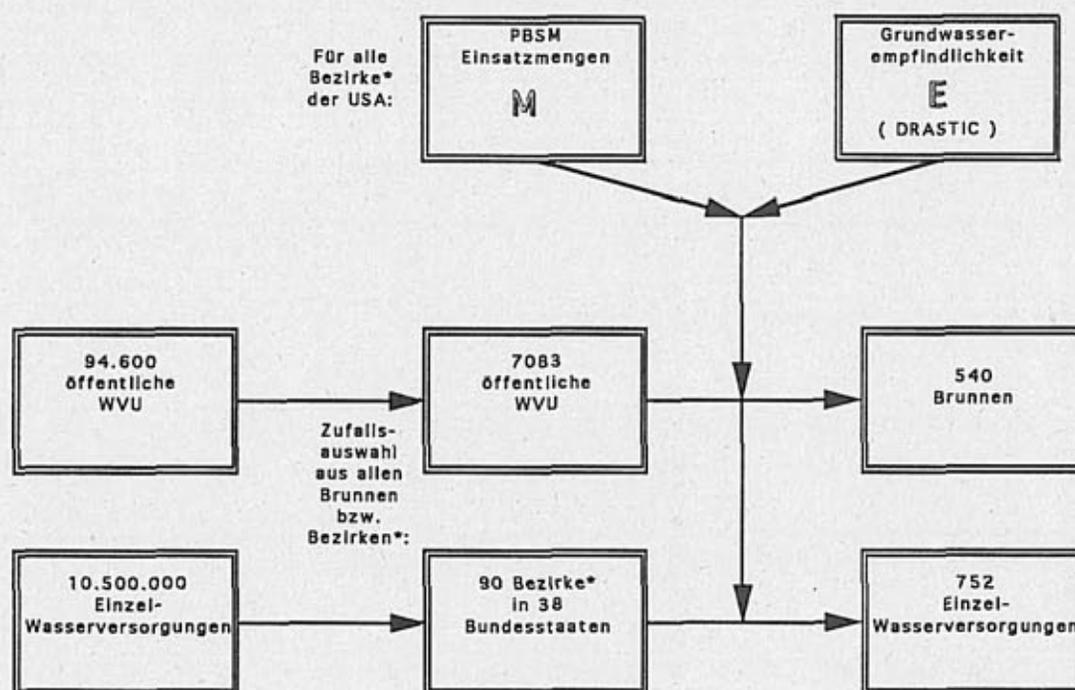
"National Pesticide Survey"

(USA, Environmental Protection Agency)

Ziele :

- Phase I : Landesweiter Überblick über Häufigkeiten und Konzentrationen von PBSM und Nitrat in Trinkwasserbrunnen
(bis 1990)
- Phase II : Informationen über den Einfluß von PBSM-Anwendungsmustern und Grundwasserempfindlichkeit auf die Grundwasserbeschaffenheit
(bis 1991)

Auswahlverfahren der beprobten Aufschlüsse :



* Bezirk : County, bzw. auch Teile davon

LfU Baden-Württemberg, März 1992

Abb. 1.2.2 a : "National Pesticide Survey"
(USA, Environmental Protection Agency)

**"National Pesticide Survey"
(USA, Environmental Protection Agency)**

Zeitlicher Ablauf :

- 1984 : Entwicklung der statistischen, analytischen, Qualitätssicherungsverfahren und der organisatorischen Vorgehensweise
- 1987 : Pilotstudien in Kalifornien, Minnesota und Mississippi
- 1985 und 1987 : Review der Planung
- April 1988 bis Feb. 1990 : Beprobung ("... involving hundreds of persons") von 1300 Brunnen, Erhebung umfangreicher Stammdaten über die Brunnen und ihre Umgebung, insbesondere landwirtschaftliche Aktivitäten

Kosten : 12 Millionen Dollar

● Ergebnisse : Häufigkeit des Nachweises

Parameter	Öffentliche Wasserversorgung	Ländliche Einzelwasserversorgung
	In %	In %
Nitrat	52,1	57,0
DCPA-Metaboliten	6,4	2,5
Atrazin	1,7	0,7
Simazin	1,1	0,2
... (insgesamt 16 PBSM)

- Hochrechnung unter Berücksichtigung von M und E auf 94.600 öffentliche WV's, bzw. 10.500.000 Einzel - WV's

LfU Baden-Württemberg, März 1992

Abb. 1.2.2 b : "National Pesticide Survey"
(USA, Environmental Protection Agency)

Das "National Water Quality Assessment Program" (USA, Geol. Survey)

Ziele :

- Landesweit einheitliche Beschreibung des gegenwärtigen Zustandes der Wasserbeschaffenheit
 - Erkennen von Langzeittrends der Beschaffenheit
 - Identifizieren, Beschreiben und - soweit möglich - Erklären der Hauptfaktoren, die den beobachteten Zustand und die Trends beeinflussen
-

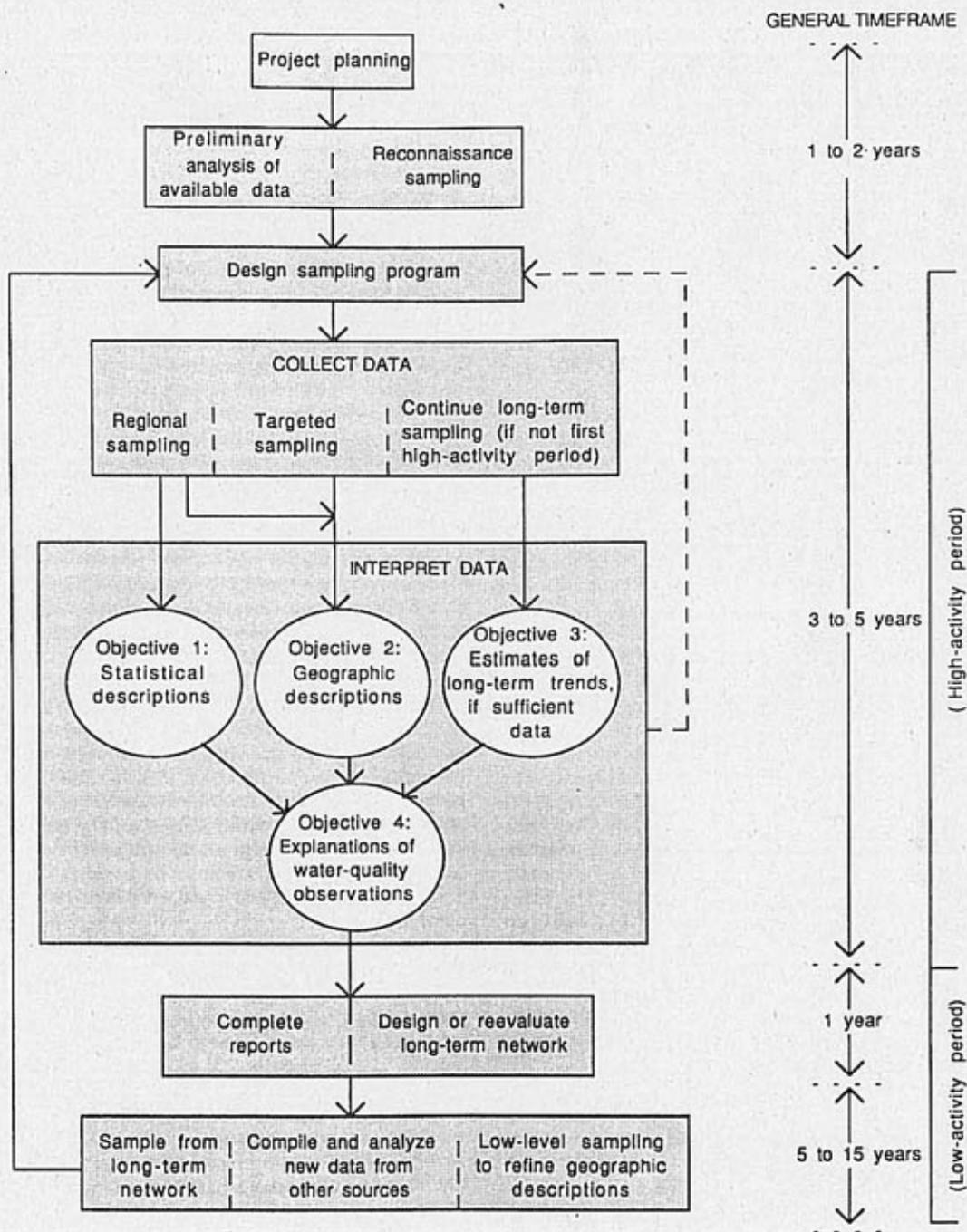
Konzept :

- Festlegung von insgesamt 120 Projektgebieten innerhalb der gesamten U.S.A. dadurch werden etwa 80% der genutzten Wasservorkommen erfaßt
 - Durchführung der Projektstudien durch lokales Personal mit guten Ortskenntnissen
 - Vereinheitlichung durch einheitliches Regelwerk
 - Zusammenführung aller Daten in nationaler Datenbank
 - Gesamtprogramm als Daueraufgabe, aber Projektstudien nur 3-5 Jahre, danach längere Periode mit geringer Beobachtungsintensität : Rotationsprinzip
 - Konzentration auf großräumige und langfristige Ereignisse
 - Meßprogramm konzentriert auf ausgewählte Parameter ("targets")
 - Einbeziehung biologischer Messungen
 - Einbeziehung existierender Daten
-

LfU Baden-Württemberg, März 1992

Abb 1.2.3 a : National Water Assessment Program
(USA, Geol. Survey)

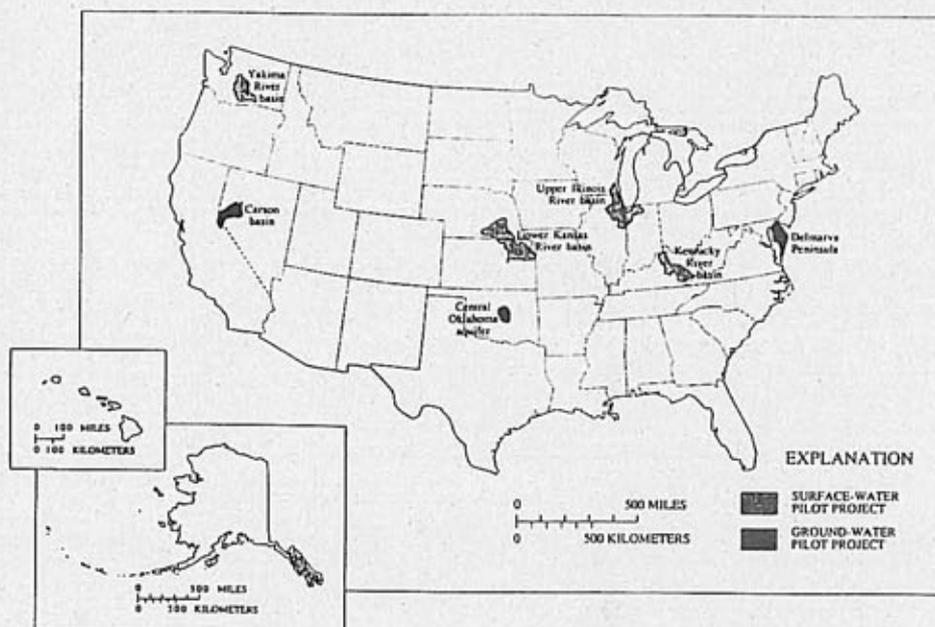
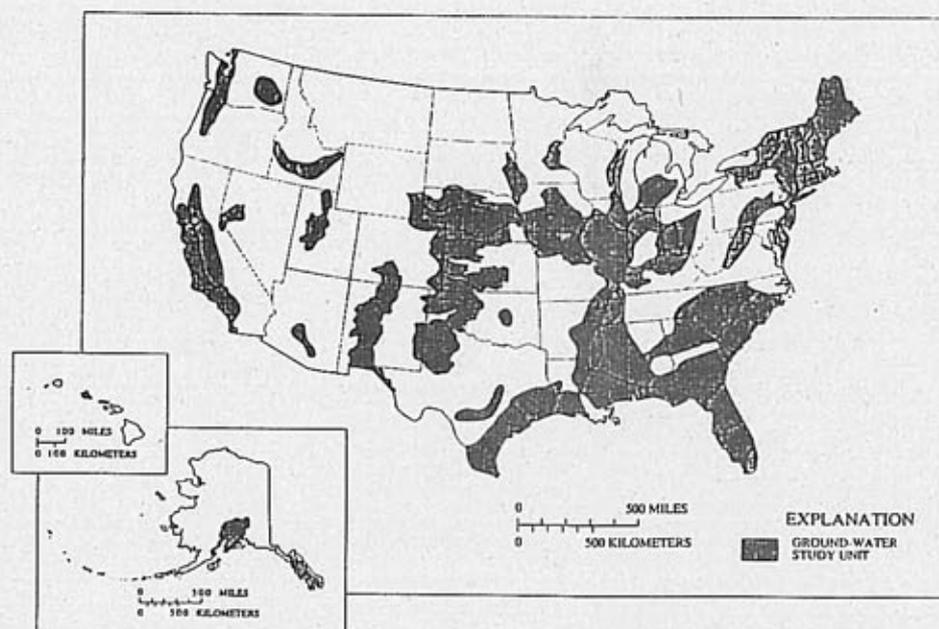
Das "National Water Quality Assessment Program" (USA, Geol. Survey)



LFU Baden-Württemberg, März 1992

Abb 1.2.3 b : National Water Assessment Program
(USA, Geol. Survey)

Das "National Water Quality Assessment Program" (USA, Geol. Survey)



LFU Baden-Württemberg, März 1992

Abb 1.2.3 c : National Water Assessment Program
(USA, Geol. Survey)

1.3 Testgebiet und Meßnetz (D. Kaltenbach)

1.3.1 Gebietsauswahl

Die in Abschnitt 1.2 beschriebenen Aufgaben mußten anhand ausreichend detaillierter Datensätze zur Grundwasserbeschaffenheit und der relevanten Einflußgrößen bearbeitet werden. Dazu mußte ein Testgebiet ausgewählt werden, das folgenden Anforderungen gerecht wurde:

- ausreichende Größe, um für ein landesweites Meßnetz relevante Fragestellungen überprüfen zu können
- erkennbare Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit im Zeitverlauf, z.B. in Rohwasserkonzentrationen eines Wasserwerks
- ein breiteres Spektrum gut voneinander abgrenzbarer Nutzungen im Vorfeld des Wasserwerks
- ein möglichst dichtes Netz von Grundwasseraufschlüssen,
- ausreichende Hintergrunddaten zur Abschätzung der Grundwasserbeeinflussung bzw. -belastung im langjährigen Verlauf
- relativ homogene natürliche Verhältnisse günstige Voraussetzungen für Modellrechnungen durch Kenntnis der Modelleingangsgrößen, z.B. auf der Basis eines vorhandenen regionalen Strömungsmodells

Unter Berücksichtigung dieser Kriterien und der Entwicklung der Rohwasserkonzentrationen großer Wasserwerke der Region fiel die Wahl des Testgebietes nach der Betrachtung von mehreren Alternativen auf den in der Oberrheinebene liegenden Teil des Stadtkreises Karlsruhe und einige unmittelbar daran angrenzende Gemeindeteile.

Beim Flächenmeßnetz steht das Testen der Hypothese im Vordergrund, daß zusätzlich zu den geogenen, pedologischen und hydrologischen Einflüssen eine Korrelation zwischen Landnutzungsklassen und grundwasserchemischen Typen besteht. Diese Untersuchung wurde auf das gesamte Testgebiet Karlsruhe ausgedehnt.

Innerhalb des Testgebietes Karlsruhe wurden zwei Intensiv-Untersuchungsgebiete, Karlsruhe-Hardtswald und Karlsruhe-Innenstadt abgegrenzt. Im Bereich Karlsruhe-Hardtswald lag als Ausgangsbefund für das dortige Großwasserwerk Hardtswald ein langfristig beobachteter, markanter Konzentrationsanstieg bei Calcium, Magnesium, Natrium, Chlorid, Sulfat und Hydrogenkarbonat vor (Abb. 1.3.1). Die Anstiegsrate dieser Parameter sind räumlich differenziert und nehmen entlang der Brunnenhauptgalerie bei der Mehrzahl der Stoffe von Norden nach Süden kontinuierlich zu. Für die Untersuchungen in diesem Gebiet stand die Frage im Vordergrund, wie und mit welchem Aufwand es möglich ist, solche - möglicherweise im Rahmen eines landesweiten Meßnetzes festgestellten - Befunde bestimmten Ursachen zuzuordnen und Hypothesen über Ursachen - Wirkungszusammenhänge zu erhärten.

Im Intensiv-Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Innenstadt stand die typische Problematik von Siedlungsgebieten mit zahlreichen dispersen Vielpunktquellen im Vordergrund, die mit landesweiten Monitoringprogrammen kaum zu erfassen ist. Als Ausgangspunkt dienten zahlreiche Hinweise auf Belastungsfaktoren, wie auch Meßdaten von Dritten über langfristig abgelaufene Grundwasserbeschaffenheitsänderungen.

1.3.2 Geographische Lage und Topographie

Das Testgebiet Karlsruhe (Abb. 1.3.3) liegt im baden-württembergischen Teil des Oberrheingrabens und umfaßt eine Fläche von ca. 200 km². Die Abgrenzung erfolgt im Westen durch den Oberrhein und im Osten durch den Hügelrand des Kraichgau. Die südliche und nördliche Grenze sind durch den im Oberrheingraben liegenden Teil des Karlsruher Stadtgebietes und der vier Wasserwerke vorgegeben. In südost-nordwestlicher Richtung kann das Gebiet in drei Landschaftseinheiten gegliedert werden: Kinzig-Murg-Rinne, Niederterrasse und Rheinaue.

Die Rheinaue (104 - 106 mNN) wird durch eine Geländestufe (Hochgestade) von 2 m bis maximal 12 m von der Niederterrasse (112 - 120 mNN), die den zentralen Bereich des Testgebietes bildet, abgegrenzt. Östlich der Niederterrasse bis zum Gebirgsrand schließt sich die Kinzig-Murg-Rinne (112 - 122 mNN) an, eine Niederung mit Flüssen und Gräben, die aus dem Kraichgau und Nord-Schwarzwald (Pfinz, Alb) einmünden.

1.3.3 Geologie und Böden

Das gesamte Testgebiet ist in der Hydrogeologischen Kartierung Karlsruhe-Speyer (HGK, 1988) nach geologischen und hydrologischen Gesichtspunkten detailliert beschrieben. Wie aus dem Schemaprofil (Abb. 1.3.2) hervorgeht, läßt sich die tektonische Gliederung der Osthälfte des Oberrheingrabens von Ost nach West folgendermaßen zusammenfassen :

- Östliches Randgebirge : Nord-Schwarzwald und Kraichgau
- Gebirgsrandverwerfung : Grenze zwischen Gebirge und Grabenzone
- Östliche Randscholle : im Raum Karlsruhe vollständig quartärbedeckt, wird von der Rintheimer Störung durchzogen
- Randschollenverwerfung : Grenze zwischen Rand- und Grabenscholle
- Grabenscholle : wird von der Leopoldshafener Störung durchzogen

Nach Westen zu schließen sich eine Zwischenscholle, die westliche Randscholle und das westliche Randgebirge (Pfälzerwald) an. Die Grabenfüllung besteht aus tertiären und quartären Kiesen und Sanden.

Im westlichen Teil des Untersuchungsraumes erreicht das Jung-Quartär Mächtigkeiten bis 60 m und ist durch feinere, nicht vollständig durchgehende Zwischenhorizonte in ein Oberes und ein Mittleres Kieslager (OKL und MKL) gegliedert. Als Porenaquifere zählen das OKL und MKL des Oberrheingrabens zu den ergiebigsten Grundwasserlandschaften von Baden-Württemberg. Die Rheinniederterrasse ist von weitgehend bis vollständig entkalkten Dünensanden bedeckt. Der südöstliche Teil des Untersuchungsraumes liegt im Bereich der Staffelbrüche; dort wird der zum Grabenrand hin auskeilende pleistozäne Kies von den holozänen Sedimenten der Kinzig-Murg-Rinne mit häufigem Wechsel von Ton-, Schluff-, Torf- und Sandlagen bedeckt.

Die Landschaftsgliederung in Rheinaue, Niederterrasse und Kinzig-Murg-Rinne läßt sich auch in der Verteilung der Bodenarten wiedererkennen. Typisch für die Kinzig-Murg-Rinne sind in den tiefer gelegenen Bereichen grundwasserbeeinflusste tonig-lehmige Gleyböden

unterschiedlichen Types (Humusgleye, Naßgleye, Auengleye, Moorgleye). Ähnliche Bodentypen treten in der Rheinaue auf, wo die Bodenentwicklung durch Rheinhochwässer und hohe Schwankungen ebenfalls zu Auenböden und Gleyen unterschiedlicher Form führte. Auf Erhebungen wie Terrassenresten und Schwemmfächern in den Talmündungen entlang des Gebirgsrandes treten dagegen sandig-lehmige Auenböden (Auenbraunerden, Parabraunerden) mit hohen Grundwasser-Schwankungen in den Vordergrund.

Berandet von diesen beiden Niederungen liegt die Niederterrasse im Zentrum des Untersuchungsraumes. Vorherrschende Bodenarten und -typen sind sandig-kiesige Braunerden, Parabraunerden und Bänderparabraunerden mit z.T. tiefgründiger Entkalkung (Kaltenbach, 1988). Typisch ist eine mehr oder weniger deutliche Podsolierung im Oberboden und ein 3 bis über 8 m hoher aber wenig schwankender Grundwasserflurabstand (Abb. 1.3.4).

Das Gebiet liegt in der Grundwasserlandschaft der eiszeitlichen, kalkhaltigen Kiese und Sande (Geologisches Landesamt und Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1985); es weist keine wesentliche innergebietliche hydrogeochemische Differenzierungen auf. Bei der Betrachtung des oberflächennahen Grundwassers muß diese Aussage jedoch hinsichtlich überlagernder Deckschichten im Bereich der Kinzig-Murg-Niederung eingeschränkt werden.

1.3.4 Hydrologie

Die hydrologische Situation wird aus dem Gewässernetz mit vorherrschend nordwestlicher Entwässerungsrichtung (im Südwesten durch die Alb, im Nordosten durch die Pfalz mit Pfalz-Entlastungskanal und weiteren Grabensystemen) erkennbar: die tonig-lehmigen Deckschichten der Niederungen spiegeln sich in der höheren Gewässerdichte wider. Auf der Niederterrasse findet man in weiten Bereichen keine Oberflächengewässer.

Die Grundwasserströmung folgt ebenfalls, jedoch in abgeschwächter Form der Geländemorphologie, also vom südöstlichen Gebirgsrand im wesentlichen in nordwestlicher Richtung auf die Rheinniederung zu. Das Gefälle der Grundwasseroberfläche nimmt dabei Werte zwischen 0,5 und 2 Promille an. Im steilen Grundwassergefälle am Übergang von der Niederterrasse zur Rheinniederung von bis zu 4 Promille zeigt sich eine starke Exfiltration von Grundwasser in die Gewässer längs des Hochgestades. Die Höhenlage der Grundwasseroberfläche im Niederterrassenbereich wird maßgeblich durch die Vorflutwirkung dieser Gewässer bestimmt. In der Rheinniederung ist die Grundwasserströmung im wesentlichen rheinparallel ausgerichtet.

In unmittelbarer Nähe des Rheins ist die bei mittleren Verhältnissen infiltrierende Wirkung des Rheins an den Grundwassergleichen zu erkennen. Das Rheinfiltrat findet ebenfalls in dem Gewässer- und Grabensystem der Rheinaue seine Vorflut, so daß der Rhein auf die Grundwasserstände jenseits des Hochgestades praktisch ohne Einfluß ist. Für die Grundwasserströmung östlich des Hochgestades sind neben der In- und Exfiltration des Gewässersystems vor allem die größeren Grundwasserentnahmen der Wasserwerke Hardtwald, Durlacher Wald und Mörscher Wald der Stadtwerke Karlsruhe von Bedeutung. Dies führt zu deutlichen Absenkungstrichtern in der Grundwasseroberfläche nördlich, südwestlich und südlich von Karlsruhe.

1.3.5 Landnutzung

Die umfangreiche Palette unterschiedlicher Flächennutzungen wird generalisiert in Abb. 1.3.5 dokumentiert. Im Osten und Südosten sind dem Stadtgebiet Bereiche mit landwirtschaftlicher Nutzung grundwasseroberstromig vorgelagert, im Norden und Süden liegen größere Waldareale. Damit bestehen günstige Voraussetzungen für die Erkundung des Einflusses unterschiedlicher Landnutzungen auf die Grundwasserbeschaffenheit innerhalb eines relativ kleinen Gesamtraums. Details werden in den Kapiteln zu den Intensiv-Untersuchungsgebieten beschrieben.

1.3.6 Intensiv-Untersuchungsgebiete

1.3.6.1 Karlsruhe-Hardtwald

Kern des Intensiv-Untersuchungsgebietes Karlsruhe-Hardtwald (Abb. 1.3.6a, 62 km²) ist das Einzugsgebiet (ca. 30 km²) des Großwasserwerks Karlsruhe-Hardtwald der Stadtwerke Karlsruhe (mittlere Jahresförderung ca. 8 Mio. m³). Das Wasserwerk liegt etwa 5 km nördlich der Karlsruher Innenstadt in einem Waldgebiet (Hardtwald) auf der Niederterrasse. Die Gewinnung erfolgt in zwei von Nord nach Süd ausgerichteten Brunnenlinien, der Hauptlinie mit 14 Brunnen (aufgeteilt in eine nördliche und südliche Gallerie) und der Brunnenlinie West (des ehemals selbständigen Wasserwerks Neureut) mit 5 Brunnen. Das Einzugsgebiet des Wasserwerkes erstreckt sich von der Brunnenreihe aus in südöstlicher Richtung bis an den Hügelrand.

Das Vorfeld des Wasserwerks Hardtwald weist eine dreiteilige Nutzungsgliederung auf: den Hardtwald auf der sandbedeckten Niederterrasse im Brunnennahfeld, Baugebiete im mittleren Abschnitt und im weiteren Vorfeld landwirtschaftliche Nutzflächen in der Kinzig-Murg-Rinne. Die Baugebiete sind überwiegend als Wohn- bzw. Dorfgebiete genutzt. Hinzu kommen zwei größere Gewerbeflächen. In der Kinzig-Murg-Rinne nordöstlich von Karlsruhe fanden seit der Jahrhundertwende bedeutende Nutzungsänderungen statt (Tab. 1.3.1 nach Kaltenbach, 1988).

Tab. 1.3.1: Entwicklung einiger Landnutzungskomponenten im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Hardtwald (in % der Einzugsgebietsfläche)

Jahr	Siedlungen			
	Wald	Verkehr	Ackerland	Grünland
1915	53	4	20	21
1963	49	17	20	11
1975	48	21	22	6
1987	47	25	19	5

Grünlandumbrüche verbunden mit dem Rückgang der Weidewirtschaft und Konzentration des Viehbestandes in Mastbetrieben zum einen und Auffüllung von staunassen Zonen mit anschließender Bebauung zum anderen, stehen in diesem Zusammenhang im Vordergrund. Im Nordosten des Einzugsgebietes wurden Flächen vorwiegend bebaut. Im Südosten wurde dagegen viel Grünland zu Ackerland umgebrochen. Dabei wurde ein Teil des Ackerlandes von Nord nach Süd verlagert, wobei der Anteil des Ackerlandes am Einzugsgebiet konstant blieb.

Sondereinflüsse gehen von Verkehrsflächen (Eisenbahn, Bundesautobahn), Altablagerungen und Gewässern (neben den genannten Fließgewässern vor allem Kiesseen) aus.

Die im Projekt erhobenen Landnutzungsdaten zum Einzugsgebiet des Wasserwerkes Hardtwald wurden von Kaltenbach (1988) durch Auswertung der aktuellen und alten Topographischen Karten 1:25000 des Landesvermessungsamtes in Stuttgart sowie der Unterlagen des Stadtplanungsamtes Karlsruhe (Flächennutzungspläne, 1:10000) und der Forstdirektion Karlsruhe (Standortkartierungen, 1:10000) ergänzt, digital erfaßt und bezüglich der räumlichen und zeitlichen Entwicklung ausgewertet.

1.3.6.2 Karlsruhe-Innenstadt

Das zweite Intensiv-Untersuchungsgebiet umfaßt die westliche Karlsruher Innenstadt (Abb. 1.3.6b). Der Bereich (62 km²) ist zu etwa 80 % bebaut und liegt größtenteils auf der Rheinniederterrasse. Die Alb-Niederung, der Bereich des Rangier-Bahnhofes, der Elfmorgenbruch im Osten und der Durlacher Wald mit Wasserwerk im südöstlichen Teil des Ausschnittes zählen zur Kinzig-Murg-Niederung.

In diesem Bereich dominieren heute Dienstleistungsbetriebe. Ehemalige Industriebetriebe sind inzwischen weitgehend ausgelagert, doch sind sie teilweise als Altstandorte oder Altablagerungen eine beachtliche Belastungsquelle für das Grundwasser. Im Westen schließen sich stadtrandnahe Wohngebiete mit eingestreuten Parkanlagen, Gewerbegebiete und der Randbereich des Hafens an.

1.3.7 Meßnetz

Für die statistischen Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Flächenmeßnetz wurden 114 Grundwassermeßstellen aus den Meßnetzen des Landes, des Tiefbauamtes Karlsruhe und der Stadtwerke Karlsruhe zur Beprobung herangezogen. Mit Ausnahme von 2 privaten Brunnen und 4 Tiefen-Meßstellen handelt es sich um Rammpegel mit Rohrdurchmessern von 1 1/2, 2 oder 4 Zoll und einer i.d.R. 1 m langen Filterstrecke am unteren Ende. Die Rohrlängen schwanken zwischen 3,35 und 16,00 m.

Bei der Einrichtung und dem Betrieb der Meßnetze in den Untersuchungsgebieten wurden - soweit anwendbar - die Vorgaben zugrundegelegt, die in den Grundsatzpapieren des Grundwasserbeschaffenheitskonzeptes Baden-Württemberg für landesweite Beschaffenheitsmeßnetze gemacht worden sind.

Zur Identifikation möglicher Ursache-Wirkungs-Beziehungen sowie deren Quantifizierung durch Abschätzung der Stoffeinträge ins Grundwasser unter Berücksichtigung von Transport- und Reaktionsprozessen wurden vor allem im Intensiv-Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Hardtwald folgende exemplarische Meßnetzverdichtungen durchgeführt:

- mobile Verdichtung zur Gewinnung von Input-Daten (Einträge mit der Grundwasserneubildung) aus oberflächennahem Grundwasser
- Multi-level-Meßstellen zur Beschreibung der Vertikalstrukturen längs ausgewählter Strömungsprofile
- zeitlich zur Präzisierung von Ganglinien
- lokal mit Blick auf den Gewässeraustausch
- lokal in Bereichen mit geringer Meßstellendichte

Neben der Gewinnung zusätzlicher Daten für die Detailuntersuchungen im Testgebiet dienten insbesondere die zuerst aufgeführten beiden Verdichtungen auch zur Erprobung neuer Techniken im Hinblick auf eine problemgerechte Gestaltung von Beschaffenheitsmeßnetzen.

Das Intensiv-Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Innenstadt (62 km²) wurde als typisches Beispiel für ein von zahlreichen, nur teilweise bekannten, dispersen Quellen beeinflusstes Siedlungsgebiet ausgewählt. Hier wurde das Meßnetz vor allem durch die Einbeziehung von Analysen Dritter (Tiefbauamt, Stadtwerke, Private) verdichtet.

Die im Testgebiet Karlsruhe beprobten Meßstellen zeigt der Lageplan in Abb. 1.3.7. Diese verteilen sich auf die in Tab. 1.3.1 genannten Meßstellentypen.

Tab. 1.3.2 : Meßstellentypen

Pos.	Typ	Anzahl	Betreiber
1 *	Meßstellen mit einer Filterstrecke im OKL (davon 10 Neubauten)	110	Land BW : 21 Stadtwerke KA : 21 Tiefbauamt KA : 66 privat : 2
2	Multi-level Meßstellen (alle neu gebaut)	6	Land BW : 4 Stadtwerke KA : 2
3	Tiefe Meßstellen	4	Land BW : 4
4	Bohrungen oberflächennächstes Grundwasser	103 beprobt: 85	
5	Oberflächengewässer	9	
6 *	Meßstellen mit Analysen Dritter	180	Stadtwerke KA Tiefbauamt KA private

* Die Pos. 1 und 6 überschneiden sich!!

Der im Projektrahmen realisierbare Beprobungsaufwand schränkte die Zahl der Grundwassermeßstellen auf 120 ein, wobei nicht alle Meßstellen mehrfach beprobt werden konnten. Daher wurden im Projekt ausschließlich nutzungsbedingte Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit betrachtet; dies war möglich aufgrund der hydrogeochemisch weitgehend einheitlichen Naturbedingungen.

Als Ergebnis kann festgehalten werden: Die im Projekt entwickelte modellhafte Einrichtung eines Flächenmeßnetzes sowie zweier Intensiv-Untersuchungsgebiete konnte im wesentlichen auf der Basis des vorhandenen Meßnetzes mit einem begrenzten Zusatzaufwand (unter 100.000 DM) für den Meßstellenneubau realisiert werden.

Abb. 1.3.1 : Zeitliche Entwicklung einiger Wasserhauptinhaltsstoffe in 2 Brunnen des Wasserwerkes Hardtwald von 1966 bis 1990 (Angaben in mmol/l, Brunnenreihe Nord : 916/259-6, Brunnenreihe Süd : 926/259-1)

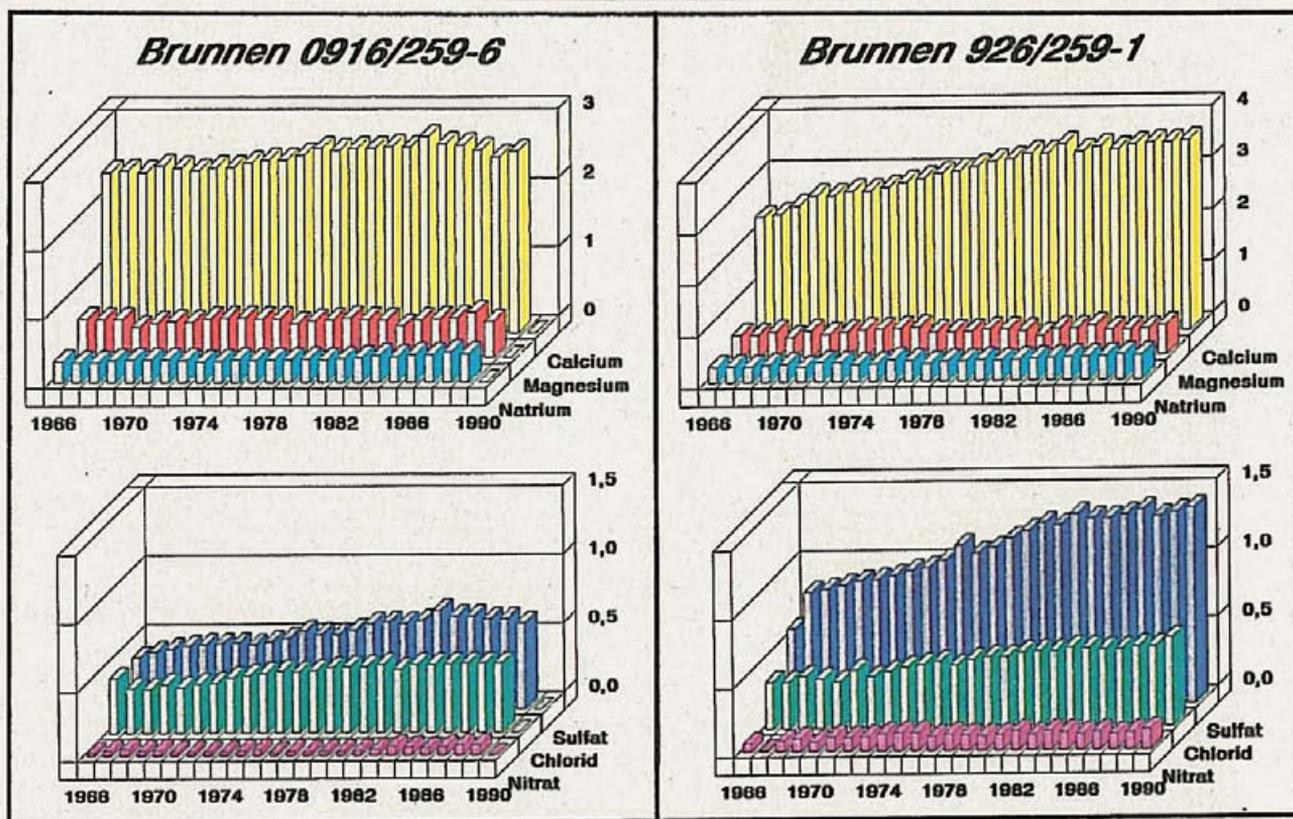
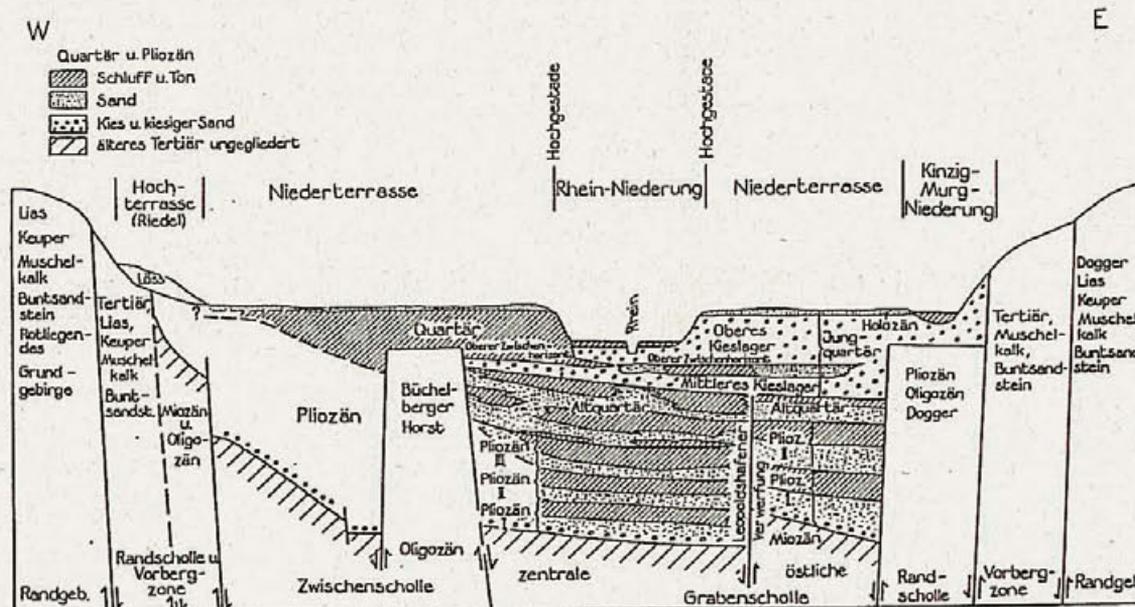


Abb. 1.3.2 : Schematischer geologischer West-Ost-Schnitt (aus HGK Karlsruhe-Speyer, 1988)



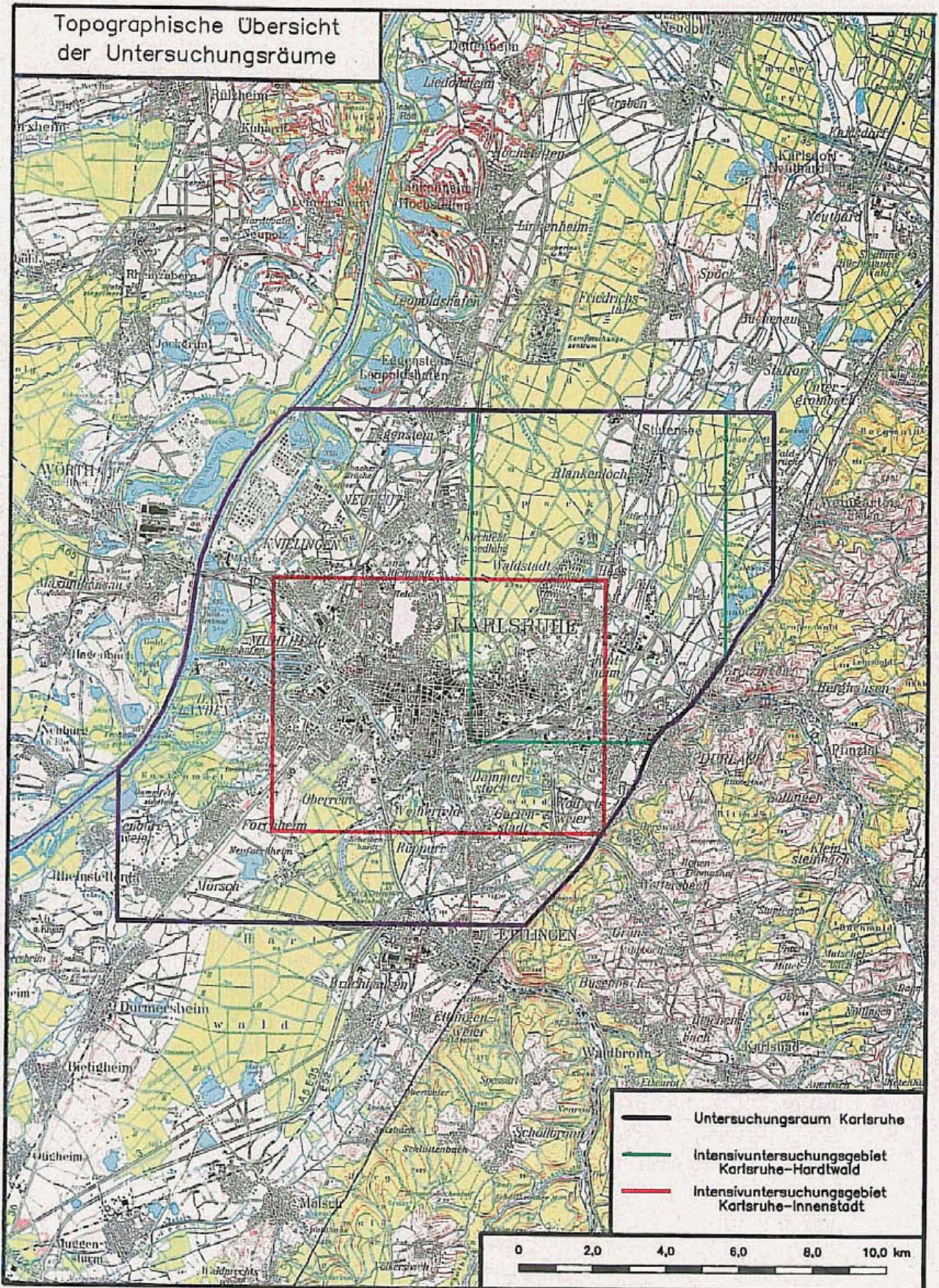


Abb. 1.3.3 : Topographische Übersicht der Untersuchungsräume (Kartengrundlage : TK 100 Karlsruhe Nord, Blatt C 7114 des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg)

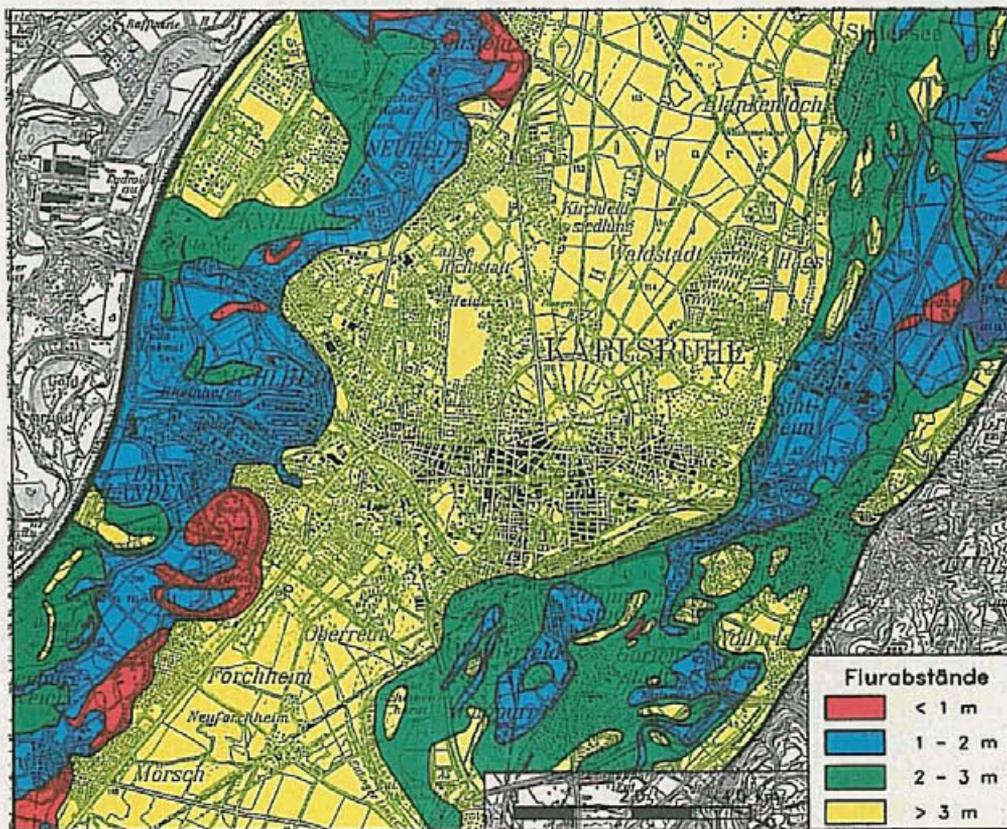


Abb. 1.3.4 : Grundwasserflurabstände Oktober 1978 (aus HGK Karlsruhe-Speyer, 1988)

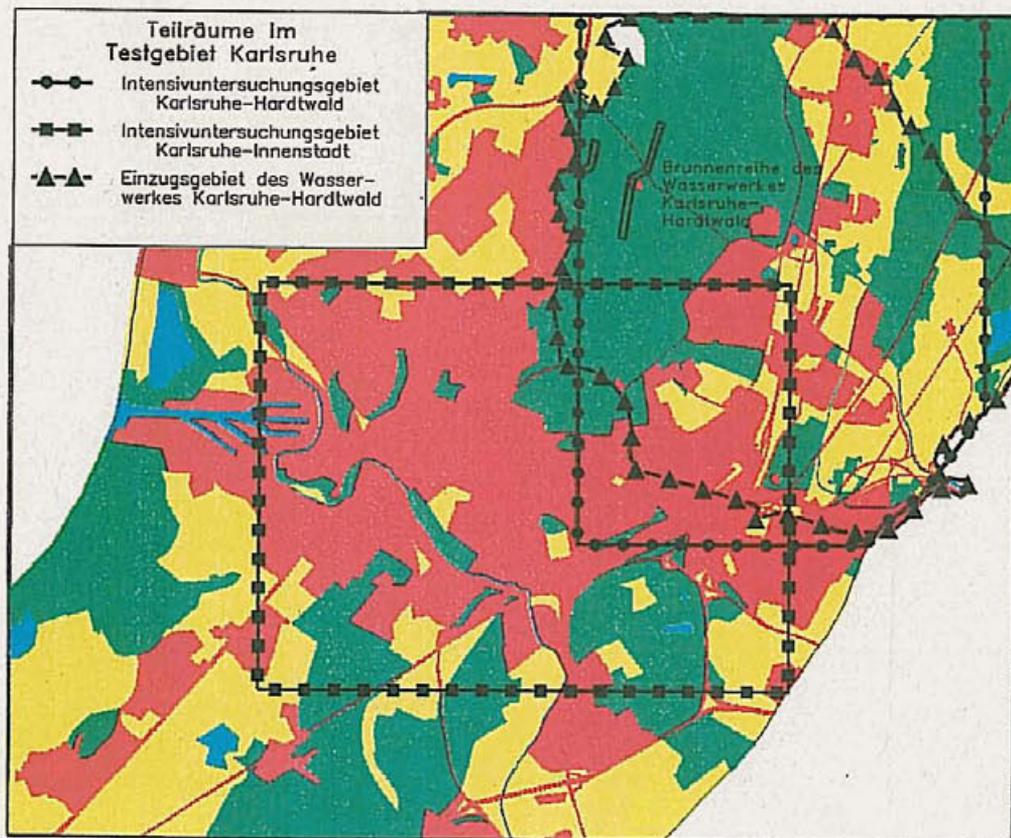


Abb. 1.3.5 : Flächennutzung im Untersuchungsraum Karlsruhe 1987 (Wald : grün, Siedlungen : rot, Freiland : gelb, Wasser : blau)

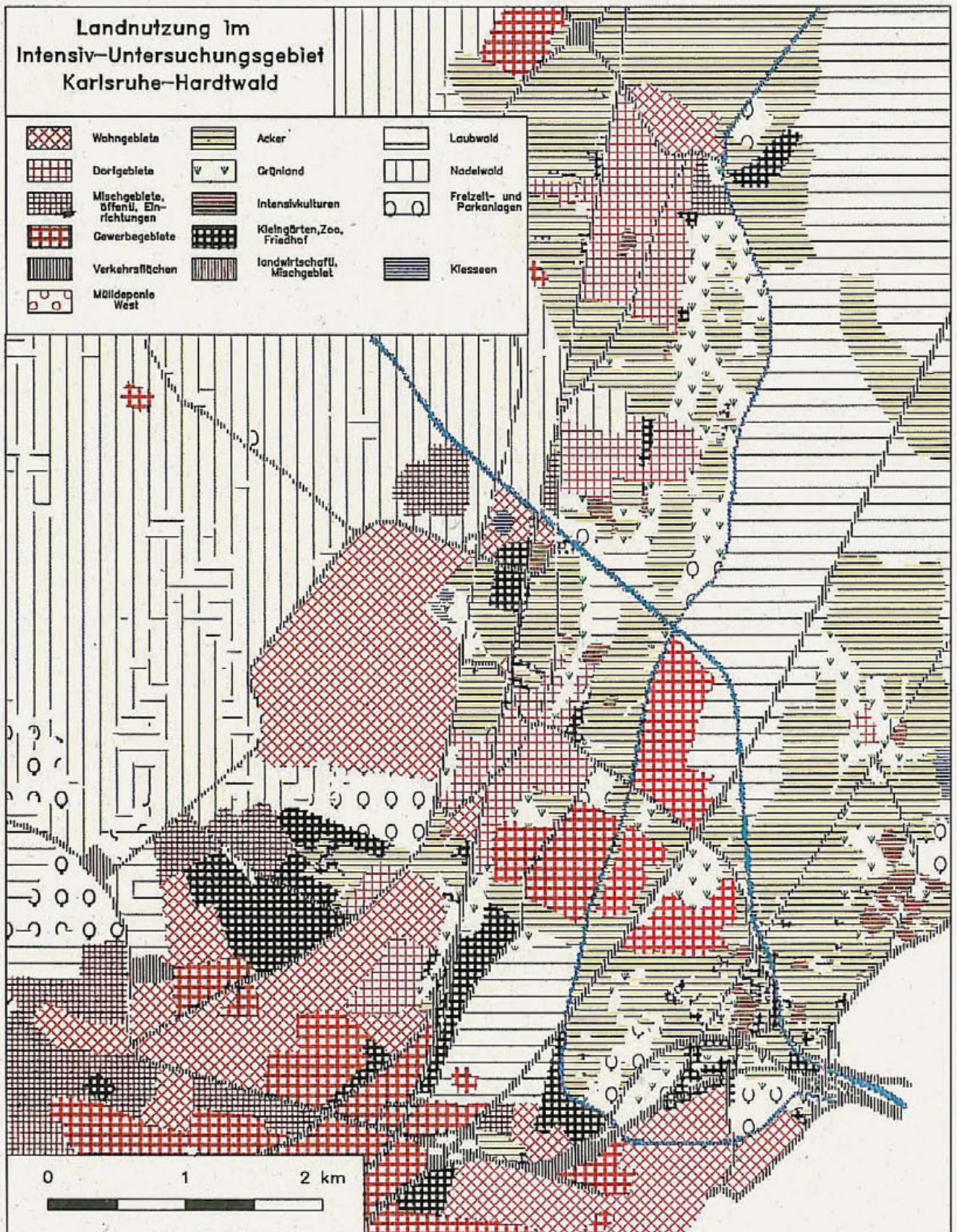


Abb. 1.3.6a : Flächennutzung im Intensivuntersuchungsgebiet Karlsruhe-Hardtwald 1987

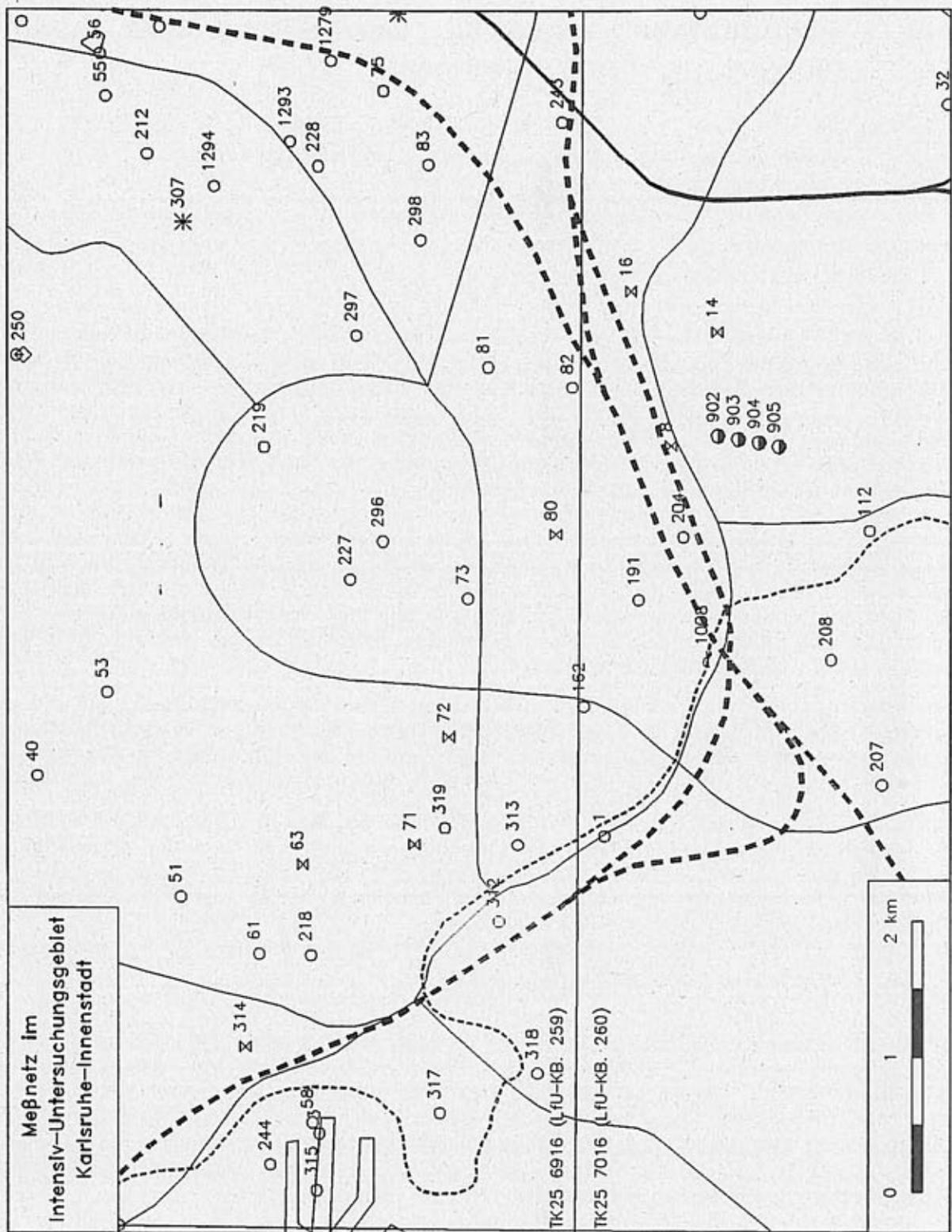


Abb. 1.3.7c : Meßnetz im Intensiv-Untersuchungsgebiet Innenstadt (Legende siehe Abb. 1.3.7a)

2. Probenahme, Analytik, Darstellung und Bewertung von Meßergebnissen

2.1 Hydraulik der Probenahme (Nahfeld) (V. Kaleris)

2.1.1 Einführung

Ziel der Beprobung von Grundwassermeßstellen ist es, die Beschaffenheit des Grundwassers, d.h., seine physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften festzustellen. Muß die Beschaffenheit des Grundwassers in verschiedenen Tiefen bekannt sein - wie beispielsweise bei der Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen, für die auch eine 3-D Modellierung des Schadstofftransports erforderlich werden kann - dann muß die Probenahme schichtweise erfolgen. Sind dagegen die mittleren Eigenschaften des Grundwassers über die Tiefe des Grundwasserleiters von Bedeutung - wie beispielsweise bei der großräumigen Überwachung der Grundwasserqualität, für die entsprechend eine großräumige 2-D Modellierung des Stofftransports benötigt werden kann - dann muß eine durchflußgewichtete Probenahme vorgenommen werden. Eine Grundwasserprobe wird als durchflußgewichtet bezeichnet, wenn im kontinuierlichen Volumenstrom aus der Meßstelle, aus der die Probe entnommen wird, die Frachten der Wasserinhaltsstoffe aus den verschiedenen Schichten des Grundwasserleiters untereinander im gleichen Verhältnis stehen, wie im natürlichen Grundwasserstrom.

Bei Überlegungen zur Durchführung zuverlässiger Beprobungen wird häufig auf die zu verwendenden Materialien und die erforderliche Pumpdauer eingegangen. Weniger Beachtung finden allerdings strömungsmechanische Faktoren, die die Strömung im Nahfeld der Meßstelle entscheidend beeinflussen und die Herkunft des entnommenen Wassers bestimmen.

Ob eine Grundwasserprobe aus der gewünschten Tiefe des Grundwasserleiters stammt bzw. ob sie durchflußgewichtet ist, hängt vom Meßstellenausbau und von der angewandten Probenahmetechnik ab. Anhaltspunkte über den jeweils erforderlichen Ausbau und die geeignete Probenahmetechnik können anhand einer Berechnung der Strömung, die während des Probenahmeverganges stattfindet, gewonnen werden.

2.1.2 Schichtweise Beprobung

Für die schichtweise Beprobung sind in der Literatur verschiedene Meßstellenausbauarten vorgeschlagen worden (Cherry, u.a., 1983, Rohmann u. Sontheimer, 1985, Luckner u. Schestakow, 1986). Die Errichtung von Meßstellen mit speziellem Ausbau für die großräumige Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit ist mit hohen Kosten verbunden. Es ist deswegen von Bedeutung zu untersuchen, inwiefern vorhandene Meßstellen, wie beispielsweise flache Meßstellen mit kurzen Filterstrecken und tiefe Meßstellen mit langen Filterstrecken die Entnahme von tiefenorientierten Proben ermöglichen.

Für die Untersuchung wurde ein numerisches Strömungsmodell, das auf der Differentialgleichung der radialsymmetrischen, vertikal zweidimensionalen, stationären Strömung in gesättigten und/oder ungesättigten porösen Medien basiert, eingesetzt. Das Modell liefert die Piezometerhöhenverteilung im Strömungsfeld. Aus dieser Verteilung wurden mit Hilfe eines Modells zur Berechnung des dispersionfreien Transports Stromlinien und Isochronen berechnet, die die Feststellung der Herkunft des aus einer bestimmten Tiefe der Meßstelle entnommenen Wassers ermöglichen. Das Strömungsmodell ist in Kaleris (1992c) und das Transportmodell in Kaleris (1992d) dokumentiert.

2.1.2.1 Flache Meßstellen mit kurzen Filterstrecken

Häufig ist es zweckmäßig, vorhandene flache Grundwassermeßstellen mit einem Durchmesser von 2" und einer 1m langen Filterstrecke zu beproben. Sie sind meistens gerammt und haben keine Kiesschüttung. Die Entnahme von Proben aus solchen Meßstellen kann bei geringem Flurabstand relativ einfach durch das Abpumpen von Wasser mit Hilfe eines Entnahmeschlauchs erfolgen, soweit dieses Verfahren bei den für die aktuelle Fragestellung relevanten Parameter zulässig ist.

Für die Interpretation der Probenahmeergebnisse aus solchen Meßstellen ist von Bedeutung zu wissen:

- Wie groß ist die vertikale Ausdehnung des Entnahmebereichs einer solchen Meßstelle im Vergleich zur Länge ihrer Filterstrecke.
- Ob und wie stark die vertikale Ausdehnung des Entnahmebereichs der Meßstelle durch die Schwankung des Grundwasserspiegels beeinflusst wird.

Diese Fragen wurden für die Gegebenheiten des Testgebiets Karlsruhe (Grimm-Strele u.a., 1991) untersucht. Der Entnahmebereich der Meßstelle und die Werte der Parameter, für die er berechnet wurde, zeigt Abb. 2.1.1.

Aus dem Vergleich der Fälle (a) und (b) in Abb. 2.1.1 geht hervor, daß für den üblichen Variationsbereich der Porosität, nämlich $n_e = 0,10 - 0,15$, die vertikale Ausdehnung des Entnahmebereichs der Meßstelle etwa 50% größer als die Länge der Filterstrecke ist. Folglich repräsentiert die Grundwasserprobe die lokalen Verhältnisse im Bereich der Filterstrecke relativ gut und kann als eine tiefenorientierte Probe angesehen werden.

Schwankungen des Grundwasserspiegels beeinflussen die vertikale Ausdehnung des Entnahmebereichs der Meßstelle nicht, solange der Grundwasserspiegel auf einer Höhe oberhalb der Filterstrecke bleibt, die größer als etwa 1/4 der Filterlänge ist. Bei tieferer Lage des Grundwasserspiegels stellt er die obere Begrenzung des Entnahmebereichs dar. In diesem Fall wird der Entnahmebereich unsymmetrisch und breitet sich stärker nach unten aus.

2.1.2.2 Meßstellen mit langen Filterstrecken

Tiefe Meßstellen mit langen Filterstrecken sind i.d.R. gebohrt, haben eine Kiesschüttung und ihr Durchmesser ist meistens 4" oder größer. Vorrichtungen, die für die Durchführung von schichtweisen Beprobungen in solchen Meßstellen relativ einfach verwendet werden können, sind Doppel- und Multipackersysteme.

Abbildung 2.1.2 zeigt schematisch die Zuströmung zu einem Doppelpacker. Daraus geht hervor, daß eine schichtweise Beprobung mit dem Doppelpacker problematisch ist, da durch das Meßstellenrohr und die Kiesschüttung in den abgepackerten Abschnitt Wasser zufließt, das nicht aus dem zu beprobenden Bereich stammt (Volumenstrom QF in Abb. 2.1.2).

Ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung der Zuverlässigkeit der Probenahme stellt in diesem Fall das Verhältnis zwischen dem Fremdwasserzufluß Q_F und dem entnommenen Volumenstrom Q_m dar. Detaillierte Untersuchungen über die Abhängigkeit des Q_F/Q_m -Wertes von verschiedenen Einflußfaktoren werden in Kaleris (1992b) präsentiert. Anhaltspunkte über die Größenordnung von Q_F/Q_m geben Ergebnisse numerischer Untersuchungen, die für den in Abb. 2.1.3 dargestellten Abschnitt eines geschichteten Grundwasserleiters durchgeführt wurden und in Abb. 2.1.4 dargestellt sind. Das Verhältnis Q_F/Q_m wurde für die Zeiten t_{5V} und t_{10V} berechnet, die vergehen, bis das Volumen der Meßstelle fünf bzw. zehn Mal abgepumpt wird. Abb. 2.1.4 zeigt, daß der Fremdwasserzufluß beträchtlich sein kann und auch durch Verlängerung der Abpumpzeit nicht reduziert wird. Er nimmt mit zunehmender Durchlässigkeit der zu beprobenden Schicht ab und kann wesentlich reduziert werden, wenn in der Kiesschüttung auf der Höhe der Ober- und Untergrenze der zu beprobenden Schicht Tonsperren eingebaut werden (Abb. 2.1.4).

Der Fremdwasserzufluß kann unterbunden werden, wenn zur schichtweise Beprobung Multipacker-Systeme (vgl. Abb. 2.1.3) verwendet werden. Allerdings stammt auch in diesem Fall das entnommene Wasser nicht ausschließlich aus der zu beprobenden Schicht. Wie Bild 2.1.5 schematisch zeigt, kann die vertikale Ausdehnung l_E des Entnahmebereichs des mittleren Packerabschnitts größer als die Länge l_p dieses Abschnitts sein. Detaillierte Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen dem Zufluß aus benachbarten Schichten und verschiedenen Einflußfaktoren werden in Kaleris (1992b) präsentiert. Es zeigte sich, daß die Durchlässigkeitsverteilung und die Pumprate in den verschiedenen Packerabschnitten großen Einfluß haben.

Hier wird zur Charakterisierung der Repräsentativität der Proben der Quotient l_E/l_p verwendet. Eine Probe repräsentiert die Verhältnisse in der zu beprobenden Schicht um so besser, je näher der l_E/l_p -Wert zu Eins liegt. Abb. 2.1.6 veranschaulicht den Einfluß der Pumpraten in den verschiedenen Packerabschnitten im Fall der Konfiguration in Abb. 2.1.3. Die Ergebnisse gelten für eine Pumprate vom mittleren Packerabschnitt $Q_m = 1 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ und für eine Durchlässigkeit der Schichten oberhalb und unterhalb der zu beprobenden Schicht $(k_f)_{ob} = (k_f)_{un} = 5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Es zeigt sich, daß in Fällen, in denen die zu beprobende Schicht durchlässiger als die benachbarten Schichten ist, relativ kleine Pumpraten im oberen und unteren Packerabschnitt erforderlich sind, damit der Entnahmebereich des mittleren Abschnitts in der zu beprobenden Schicht begrenzt bleibt. Bei kleiner Durchlässigkeit der zu beprobenden Schicht sind dagegen die erforderlichen Pumpraten im oberen und unteren Packerabschnitt relativ groß. Wenn die Pumpraten aus allen drei Abschnitten gleich groß sind, ist der Entnahmebereich des mittleren Abschnitts im Fall des homogenen Grundwasserleiters etwa um 20% größer als die Länge dieses Abschnitts.

Die Wahl der geeigneten Pumpratenkombination kann meistens nur anhand einer numerischen Simulation getroffen werden. Nur mit einer solchen Ausrüstung wird es möglich, daß bestehende Meßstellen mit langen Filterstrecken routinemäßig für die Gewinnung tiefenorientierter Proben verwendet werden können.

2.1.2.3 Meßstellen mit speziellem Ausbau

Die Untersuchungen zu Meßstellen mit speziellem Ausbau konzentrieren sich auf den im Testgebiet Karlsruhe gewählten Meßstellenausbau, den Abb. 2.1.7 zeigt. Die Meßstellen sind nur teilweise verfiltert und ihre Kiesschüttung wird durch Tonsperren unterbrochen. Für die Interpretation der Probenahmeergebnisse aus solchen Meßstellen, ist es erforderlich, den Entnahmebereich jedes einzelnen verfilterten Abschnitts zu kennen.

Hier wurden für die geologischen Gegebenheiten des oben genannten Testgebiets die Entnahmebereiche der zwei oberen verfilterten Abschnitte der Meßstelle für den Fall berechnet, daß die Beprobung mit Hilfe von Doppelpackern erfolgt. Die Ergebnisse sind in Bild 2.1.7(a), 2.1.7(b) und 2.1.7(c) angegeben. Die vertikale Ausdehnung des oberen Entnahmebereichs ist etwa dreimal so groß wie die Länge der Filterstrecke. Infolge der hohen Durchlässigkeit der Kiesschüttung dehnt sich der Entnahmebereich stark nach oben aus, während seine Ausdehnung nach unten durch die Tonsperre in der Kiesschüttung verhindert wird. Die vertikale Ausdehnung des zweiten (von oben) Entnahmebereichs ist etwa zweimal so groß wie die Länge der Filterstrecke (Abb. 2.1.7(b)). Diese geringere vertikale Ausdehnung des Entnahmebereichs ist auf das Vorhandensein der stark durchlässigen Schicht in 12m bis 13m Tiefe unter Geländeoberkante zurückzuführen. Der verfilterte Abschnitt bekommt aus dieser durchlässigen Schicht genug Wasser und braucht deswegen seinen Entnahmebereich nicht allzustark vertikal auszudehnen.

Die Bedeutung der Durchlässigkeit der Kiesschüttung auf die Form des Entnahmebereichs wird aus dem Vergleich der Abb. 2.1.7(a) und 2.1.7(c) deutlich. Die höhere Durchlässigkeit der Kiesschüttung im Fall der Abb. 2.1.7(c) erleichtert die Ausdehnung des Entnahmebereichs in die stark durchlässige Schicht, die in der Nähe des verfilterten Abschnitts liegt.

Die numerischen Untersuchungen zeigen, daß für die geologischen Gegebenheiten des Testgebiets Karlsruhe der Meßstellenausbau in Abb. 2.1.7 die Entnahme tieferorientierter Proben ermöglicht. Die Proben stammen allerdings aus einem vertikalen Abschnitt des Grundwasserleiters, der wesentlich länger als die Filterstrecke ist. Für die Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit größerer Gebiete sind solche Proben - wenn überhaupt tieferorientierte Probenahmen durchgeführt werden - ausreichend. Bei Schadensfalluntersuchungen und in Fällen, in denen die Schadstoffkonzentration stark über die Tiefe variiert, kann die Auflösung, die der Ausbau in Abb. 2.1.7 ermöglicht, nicht ausreichend sein.

2.1.3 Durchflußgewichtete Probenahme

Durchflußgewichtete Proben werden aus dem kontinuierlichen Volumenstrom, der aus Meßstellen mit langen Filterstrecken abgepumpt wird, entnommen. Eine Voraussetzung, daß Proben aus einem horizontal geschichteten Grundwasserleiter durchflußgewichtet sind, ist eine horizontal verlaufende Zuströmung zur Meßstelle während des Probenahmeverganges. Reibungsverluste und die Veränderung des Volumenstroms über die Tiefe der Meßstelle führen allerdings zu Veränderungen der Piezometerhöhe in der Meßstelle (Cooley u. Cunningham, 1979, Kaleris, 1992a). Demzufolge weicht die Zuströmung von der horizontalen ab (Abb. 2.1.8).

Mögliche Fehler bei der Bestimmung der durchflußgewichteten Konzentration infolge der nichthorizontalen Zuströmung wurden für die Konfiguration in Abb. 2.1.8 untersucht (Kaleris 1992a). Dazu wurde ein numerisches Strömungsmodell, das auf der Differentialgleichung der radialsymmetrischen stationären Grundwasserströmung und den Differentialgleichungen der eindimensionalen Strömung in perforierten Rohren basiert, entwickelt und eingesetzt. Das Modell (nach dem Differenzenverfahren) ist in Kaleris (1992c) dokumentiert. Stromlinien und Isochronen wurden mit dem Modell in Kaleris (1992d) berechnet.

Abbildung 2.1.9 zeigt die charakteristische Form der Variation der Zuströmgeschwindigkeit am Rand der Meßstelle in einem homogenen Grundwasserleiter (Abb. 2.1.8) unter Berücksichtigung der Strömung im Filterrohr. Ein charakteristisches Maß für die Abweichungen von der horizontalen Zuströmung ist der Quotient v_{wo}/v_{wu} der Zuströmgeschwindigkeit am oberen und unteren Ende der Filterstrecke (Abb. 2.1.9). Kaleris (1992a) zeigt, daß diese Abweichungen und folglich auch die Fehler bei der Bestimmung der durchflußgewichteten Konzentration am größten sind bei der Beprobung von Meßstellen, die sich in Grundwasserleitern mit Durchlässigkeit größer als $5 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ befinden und einen kleinen Durchmesser (z.B. 2") sowie eine lange Filterstrecke haben. Die Beprobung muß mit kleinen Pumpraten vorgenommen werden, damit die Fehler möglichst klein bleiben.

Diese Ergebnisse veranschaulichen Abb. 2.1.10 und 2.1.11. Abb. 2.1.10 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Quotienten v_{wo}/v_{wu} , der Durchlässigkeit k_f und der Pumprate Q für die Konfiguration in Abb. 2.1.8. Abb. 2.1.11 zeigt den Zusammenhang zwischen v_{wo}/v_{wo} und dem Quotienten C_w/CP für zwei charakteristische Schadstoffverteilungen. C_w/CP charakterisiert den Fehler, der bei der Bestimmung der durchflußgewichteten Konzentration entsteht. C_w ist der sich bei der Beprobung ergebende Wert der durchflußgewichteten Konzentration und CP der tatsächliche Wert dieser Größe. C_w/CP ist in Abb. 2.1.11 für den Zeitpunkt t_{5V} angegeben. Mit zunehmender Pumpdauer nehmen die Abweichungen zwischen C_w und CP ab. Während kurz nach Beginn des Pumpvorgangs das Wasser, das die Meßstelle erreicht, aus dem Bereich der nichthorizontalen Zuströmung stammt (vgl. Isochrone $S(t_1)$ in Abb. 2.1.8), erreicht die Meßstelle nach längerer Pumpzeit Wasser, das aus dem Bereich der horizontalen Zuströmung stammt (vgl. Isochrone $S(t_2)$ in Abb. 2.1.8).

2.1.4 Zusammenfassung

Die Entnahme repräsentativer tiefenorientierter oder durchflußgewichteter Grundwasserproben hängt vom Meßstellenausbau und von der Probenahmetechnik ab. Der Einfluß dieser Faktoren kann nur mit Hilfe eines numerischen Modells analysiert werden. Die numerische Simulation des Probenahmeprozesses für verschiedene Meßstellen lieferte folgende Ergebnisse:

- Flache Meßstellen mit kurzen Filterstrecken ermöglichen die Entnahme von Proben, die für den Bereich der Filterstrecke repräsentativ sind, vorausgesetzt, daß die Meßstellen keine Kiesschüttung haben.
- Meßstellen mit langen Filterstrecken setzen für schichtweise Beprobungen die Verwendung von Multipackersystemen voraus. Dabei ist allerdings eine sorgfältige Auswahl der Pumpraten in den verschiedenen Abschnitten des Multipackers erforderlich. Die Auswahl muß unter Berücksichtigung der lokalen geologischen Gegebenheiten mit Hilfe eines numerischen Modells vorgenommen werden.
- Die teilverfilterten Meßstellen, die im Testgebiet Karlsruhe errichtet wurden, ermöglichen die Entnahme von tiefenorientierten Proben, die allerdings aus einem wesentlich längeren vertikalen Abschnitt des Grundwasserleiters stammen, als die Länge der Filterstrecke.
- Bei der Gewinnung von durchflußgewichteten Proben aus Meßstellen mit langen Filterstrecken können bei Kiesgrundwasserleitern Fehler entstehen, wenn die Meßstelle einen kleinen Durchmesser hat. Die Fehler können vermieden werden, wenn die Probenahme mit kleinen Pumpraten erfolgt.

Schlußbemerkung: Die hier präsentierten Untersuchungen wurden am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart durchgeführt und von der Deutschen

Forschungsgemeinschaft im Rahmen der Forschergruppe "Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser" finanziert.

Literatur

Cherry, J.A., Gillham, R.W., Anderson, E.G. und Johnson, P.E. (1983): Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. 2. Groundwater monitoring devices. *J. of Hydrology*, 63, pp. 31-49. Cooley, R.L., Cunningham, A.B. (1979): Consideration of total energy loss in theory of flow to wells. *J. of Hydrology*, 43, pp. 161-184.

Grimm-Strele, J., Schulz, K.-P., Brauch, J., Herzer, J., Kaltenbach, D., Schullerer, S. (1991): Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region. Forschungsbericht Wasser 102 04 214, Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern.

Kaleris, V. (1992a): Strömungen zur Grundwassermeßstellen mit langen Filterstrecken bei der Gewinnung durchflußgewichteter Mischproben. *Wasserwirtschaft* 82(1992) 1, S. 5-11.

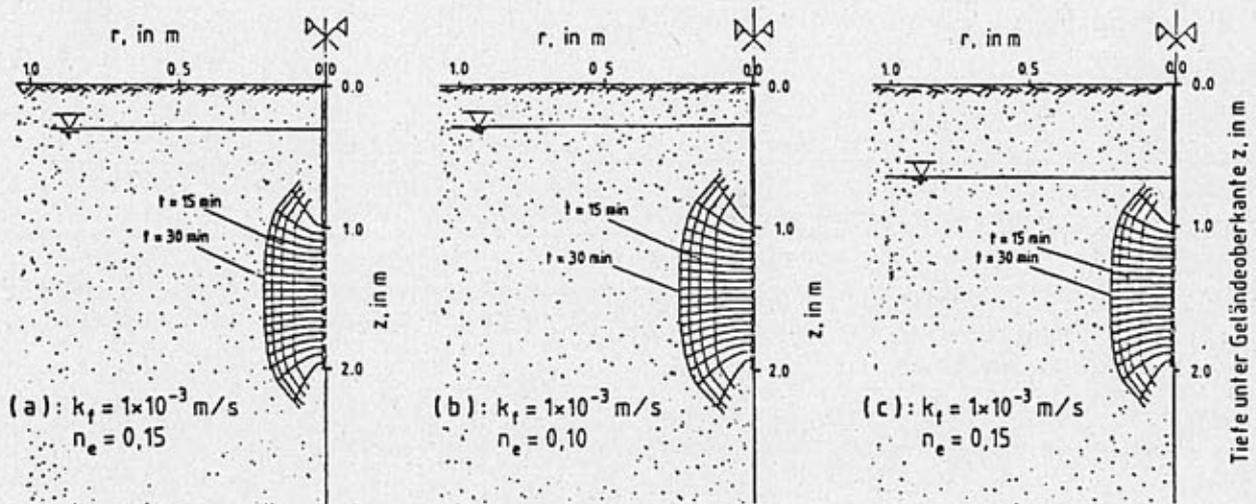
Kaleris, V. (1992b): Strömungen zu Grundwassermeßstellen mit langen Filterstrecken bei der Beprobung mit Hilfe von Packern. *Wasser und Boden* 8/1992 (erscheint in August 1992).

Kaleris, V. (1992c): GWPROB - Berechnung der Zuströmung zu Grundwassermeßstellen während des Probenahmevorgangs. Programmdokumentation 90/13 (HG 129), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

Kaleris, V. (1992d): VFRD - Radialsymmetrischer Transport nach der Methode von Random Walk. Programmdokumentation 90/15 (HG 132), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

Luckner, L. und Schestakow, W.M. (1986): Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasser. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.

Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe(TH).



Entnahmerate: 0,064 l/s
Durchmesser: 2" (5,0 cm)

Abb. 2.1.1: Berechnung der Zuströmung zu einer flachen Meßstelle mit einer kurzen Filterstrecke in einem homogenen Grundwasserleiter

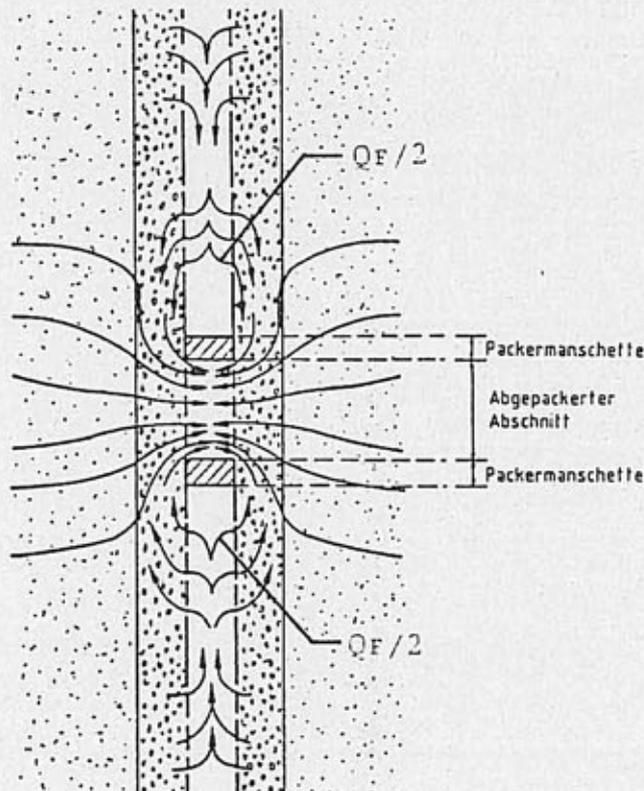


Abb. 2.1.2: Schematische Darstellung der Zuströmung zu einem Doppelpacker

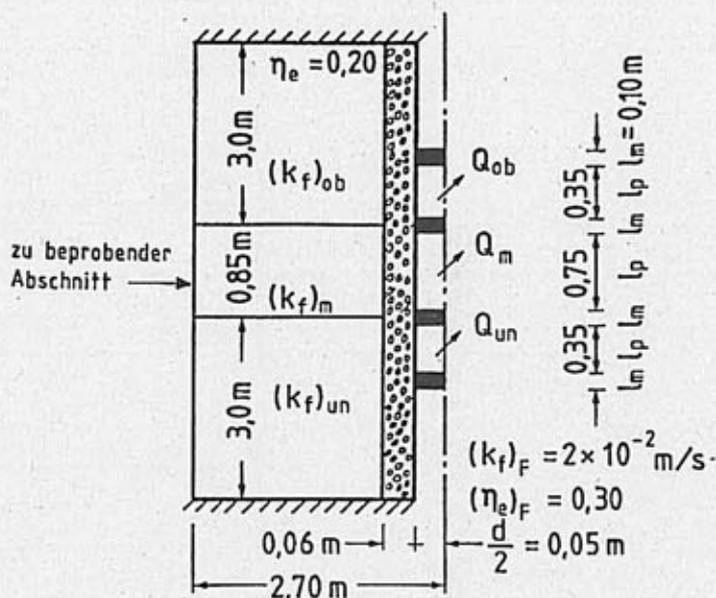
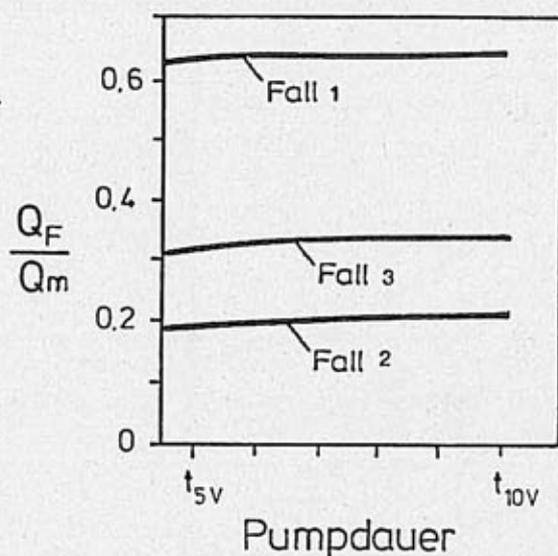


Abb. 2.1.3: Konfiguration zu Untersuchung des Probenahmeverganges mit Doppel- und Multipackern



Fall	Q_{ob} [m ³ /s]	Q_m [m ³ /s]	Q_{un} [m ³ /s]	$(k_f)_{ob}$ [m/s]	$(k_f)_m$ [m/s]	$(k_f)_{un}$ [m/s]	Tonsperren
1	0	1×10^{-4}	0	5×10^{-4}	5×10^{-3}	5×10^{-4}	-
2	0	1×10^{-4}	0	5×10^{-4}	5×10^{-3}	5×10^{-4}	+
3	0	1×10^{-4}	0	5×10^{-4}	$2,5 \times 10^{-3}$	5×10^{-4}	-

Abb. 2.1.4: Verhältnis zwischen dem Fremdwasserzufluß zu einem Doppelpacker und der Entnahmerate als Funktion der Pumpdauer

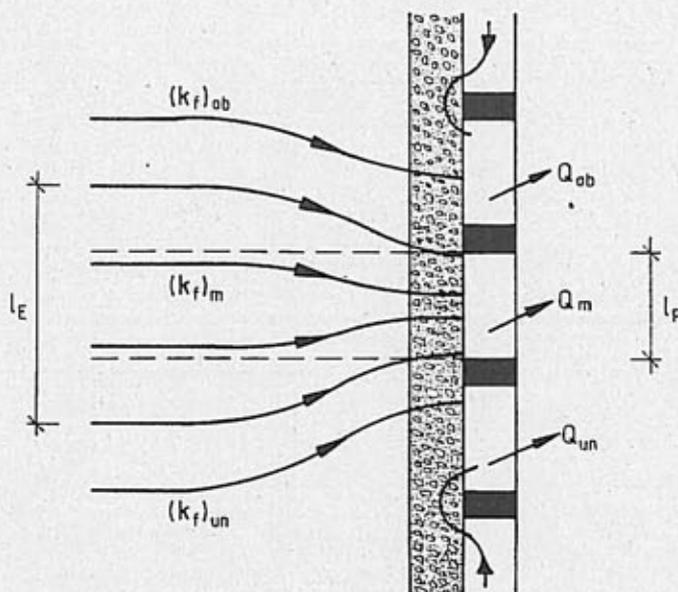


Abb. 2.1.5: Schematische Darstellung der Zuströmung zu einem Multipacker

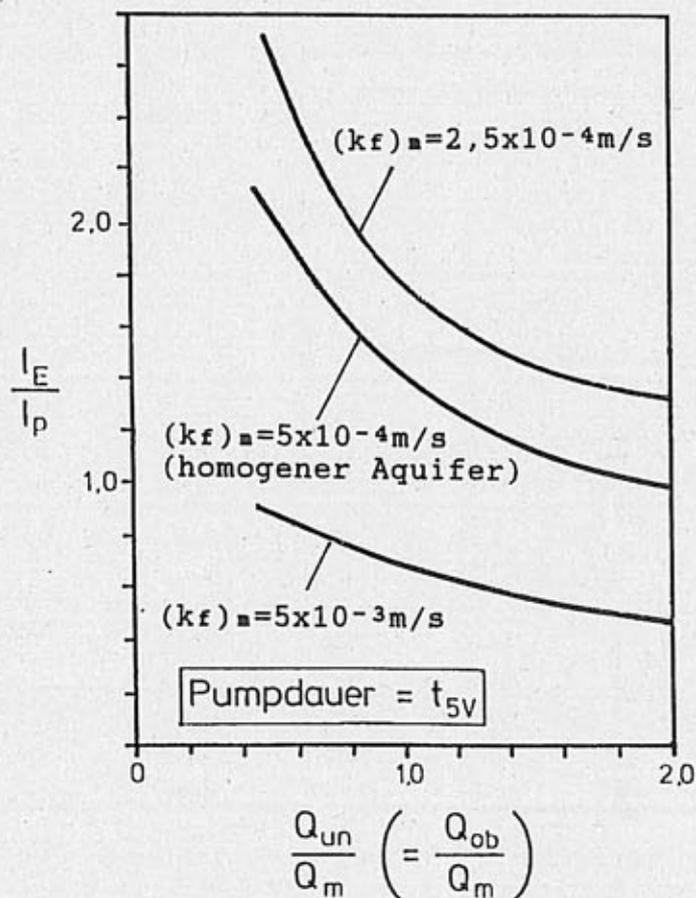


Abb. 2.1.6: Ausdehnung des Entnahmebereichs des mittleren Abschnitts eines Multipackers als Funktion der Pump-raten in den verschiedenen Packerabschnitten

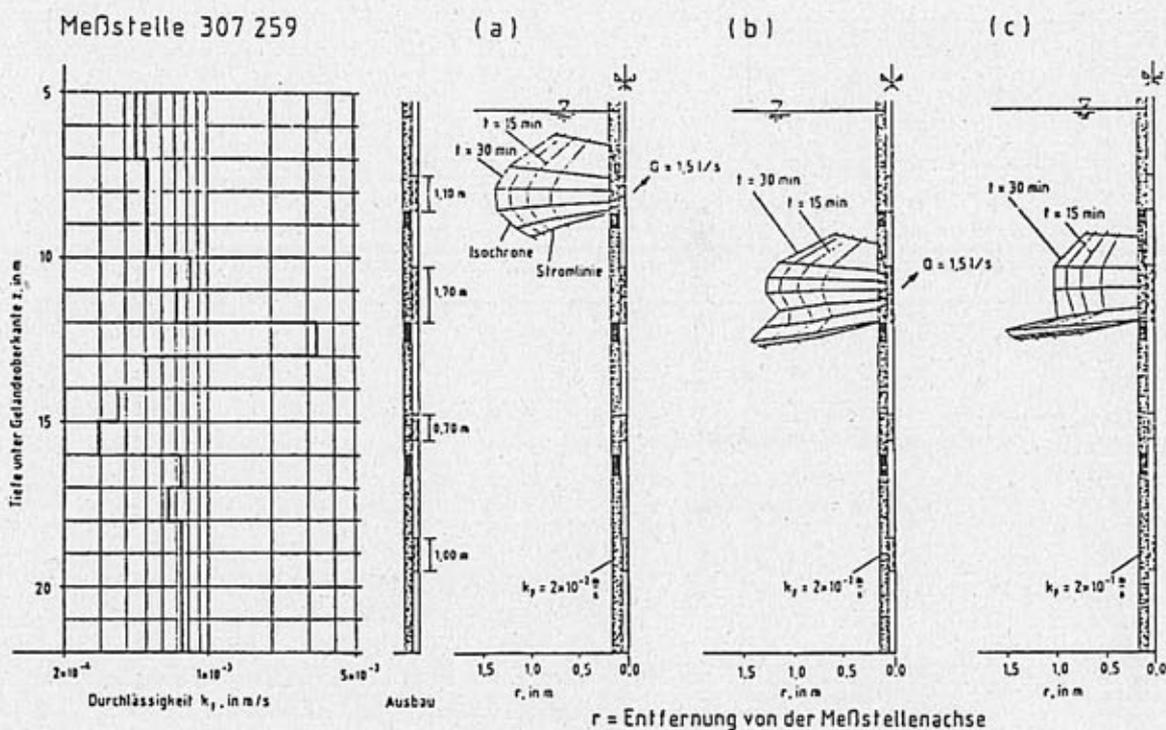


Abb. 2.1.7: Berechnung der Zuströmung zu einer Meßstelle mit mehreren verfilterten Abschnitten

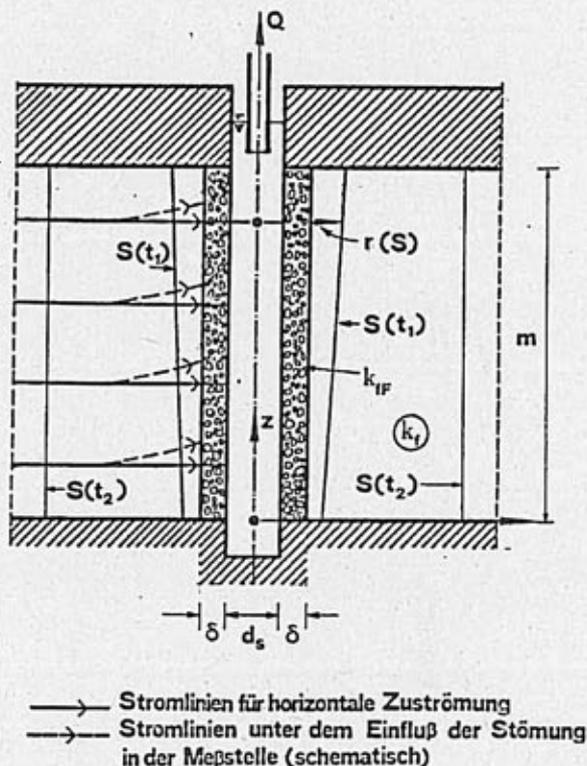


Abb. 2.1.8: Konfiguration zur Untersuchung des Einflusses der vertikalen Strömung in einer Meßstelle auf das Ergebnis der durchflußgewichteten Probenahme (aus Kaleris, 1992a)

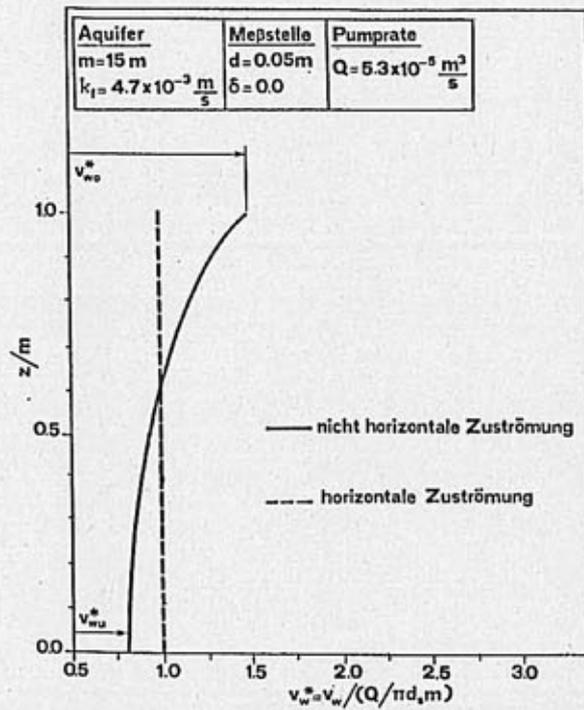


Abb. 2.1.9:
Charakteristische Form der
Zuströmgeschwindigkeit zu einer
Messstelle unter dem Einfluß der
vertikalen Strömung im Filterrohr
(aus Kaleris, 1992a)

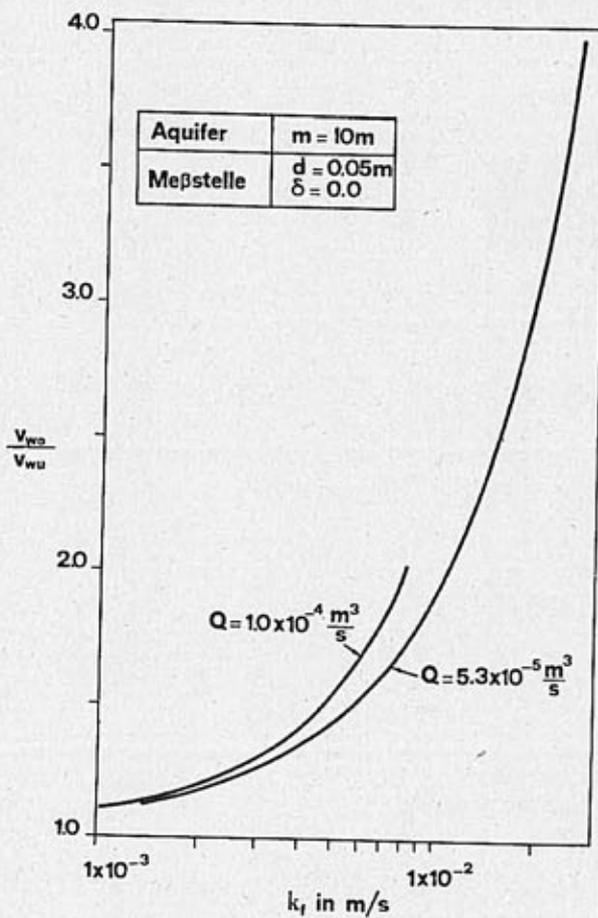


Abb. 2.1.10:
Abhängigkeit der Zuström-
geschwindigkeit von der
Durchlässigkeit und der
Pumprate (aus Kaleris, 1992a)

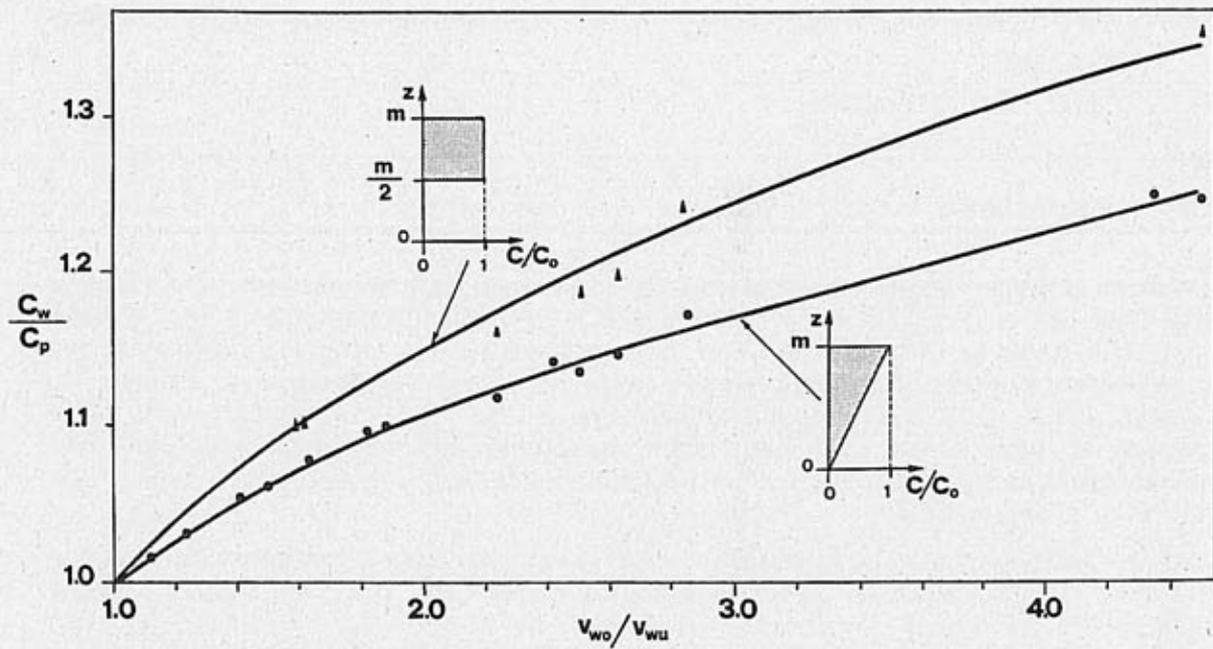


Abb. 2.1.11: Abhängigkeit des Fehlers bei der Bestimmung der durchflußgewichteten Konzentration von der Zuströmgeschwindigkeit (aus Kaleris, 1992a)

2.2 Probenahmeeinrichtung und Durchführung der Probenahme (B. Barczewski)

2.2.1 Einleitung

Die Überwachung der Grundwassergüte erfordert stets die Entnahme von Proben, da für den größten Teil der zu bestimmenden physikalischen und chemischen Parameter (derzeit) keine in-situ-Messung möglich ist. Ziel der in festen oder variablen Zeitabständen durchgeführten Grundwasserprobenahmen muß es sein, repräsentative Proben zu entnehmen, wobei unter einer repräsentativen Probe eine Probe verstanden wird, deren physikalische, biologische und chemische Beschaffenheit der Beschaffenheit des Grundwassers entspricht, wie sie am Ort der Entnahme ohne den störenden Einfluß der Meßstelle zu erwarten wäre.

Je nach Zielsetzung der Grundwasserüberwachung kann die Grundwasserentnahme als zuström- bzw. zuflußgewichtete ("tiefengemittelte") Mischprobe oder als tiefenorientierte ("schichtweise") Beprobung vorgenommen werden. Eine spezielle Art der tiefenorientierten Beprobung stellt die im Pilotprojekt teilweise eingesetzte oberflächennahe Beprobung des Grundwassers dar, mit der versucht wurde, Stoffeinträge aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser zu bestimmen.

Von grundlegender Bedeutung für die Genauigkeit der Ergebnisse, ist neben der eigentlichen Probenahme selbstverständlich auch die Art und der Umfang der Analysen sowie die Art und die Dauer der Aufbewahrung bzw. die eventuelle Konservierung der Proben (DVWK, 1992).

2.2.2 Meßstellenausbau

Zur Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben ist je nach Art der gewünschten Probe ein entsprechender Ausbau der Grundwassermeßstelle erforderlich. Zur Gewinnung zuströmunggewichteter Mischproben eignet sich die in Abb. 2.2.1a dargestellte vollverfilterte Meßstelle, wie sie in größerer Zahl zur Beobachtung von Grundwasserständen existiert. Zur tiefenorientierten Grundwasserbeprobung gibt es neben einer Reihe von speziellen Meßstellenausbauten im wesentlichen drei verschiedene Meßstellenvarianten (DVWK, 1992), (Teutsch et al., 1990) die mehrfach verfilterte Meßstelle (Abb. 2.2.1b), das Meßstellenbündel (Abb. 2.2.1c) und die Meßstellengruppe (Abb. 2.2.1d). Die mehrfach verfilterte Meßstelle, bei der mehrere Filterstrecken durch Vollrohre mit einer entsprechenden Tonabdichtung in der Filterkiespackung verbunden sind, bietet zwar einen relativ preisgünstigen Meßstellenausbau, kann jedoch nur mit Doppel- oder Mehrfachpackern beprobt werden. Das Meßstellenbündel besteht aus mehreren in einer einzigen Bohrung untergebrachten, sorgfältig gegeneinander abgedichteten Meßstellen mit jeweils einer Verfilterung in unterschiedlichen Tiefen. Die Herstellung derartiger Meßstellenbündel ist zwar teurer, bietet jedoch die Möglichkeit zur tiefenorientierten Beprobung mit normalen Probenahmegeräten.

Die Meßstellengruppe besteht aus mehreren, eng beieinanderliegenden Einzelmeßstellen mit Verfilterungen in unterschiedlichen Tiefen. Gegenüber dem Meßstellenbündel besteht in diesem Fall keine Gefahr der Probenverfälschung durch schlechte Abdichtung der Meßstellen gegeneinander.

2.2.3 Probenahmetechnik

Zur Entnahme von Grundwasserproben sind schon seit längerem eine Reihe von Richtlinien und Vorschriften (DVWK, 1982), (DIN 38402, 1984), (DVWK, 1992) bekannt, die sich basierend auf Erfahrungswerten, im wesentlichen mit der Entnahme zuflußgewichteter Proben befassen. Dabei wird, ebenso wie bei Urban und Schettler (1980) entweder vorgeschlagen, vor Beginn der Probenahme ein Vielfaches des Meßstellenvolumens abzupumpen oder so lange abzupumpen, bis ein Leitparameter (üblicherweise die elektrische Leitfähigkeit oder die Temperatur) konstant wird.

Systematische Untersuchungen des Einflusses der Pumprate, der Lage der Entnahmestelle, der Pumpdauer und der Art der Pumpe auf das Ergebnis zuströmgewichteter Probenahme wurden erstmals von Barczewski und Marschall (1990) unter kontrollierbaren Bedingungen durchgeführt. In Abb. 2.2.2 sind Messungen in einem vierschichtigen Grundwasserleiter wiedergegeben, die zeigen, daß bei vollverfilterten Meßstellen im allgemeinen kein Einfluß von Pumprate, Ort der Entnahme und Art der Pumpe feststellbar ist. Lediglich für lange Meßstellen mit geringem Durchmesser (z.B. 2") zeigt sich ein Einfluß des Entnahmeortes und der Entnahmerate (Kaleris, 1992).

Während die tiefenorientierte Probenahme aus Meßstellengruppen bzw. aus Meßstellenbündeln nach Entfernung des stagnierenden Wassers (d.h. von etwa 2-4 Rohrvolumina) erfolgen kann, muß die Probenahme aus Mehrfachmeßstellen mit Hilfe von Doppel- oder Mehrfachpackern durchgeführt werden. Hierbei wird die Meßstelle innerhalb des Vollrohres unter- und oberhalb der zu beprobenden Verfilterung mit Hilfe von Packern abgesperrt und vor Beginn der eigentlichen Probenahme das stagnierende Wasser zwischen den Packerlementen durch Abpumpen von zwei bis vier Volumina zwischen den Absperrungen entfernt. Grundvoraussetzung für die Gewinnung repräsentativer tiefenorientierter Proben mit diesem Verfahren ist jedoch sowohl eine einwandfreie Abdichtung der Vollrohre im Ringraum gegen den Grundwasserleiter als auch das Fehlen natürlicher Vertikalströmungen. Wie später noch gezeigt wird, führen Vertikalströmungen in mehrfach verfilterten Meßstellen zu Austauschvorgängen innerhalb der einzelnen Schichten des Grundwasserleiters und damit zu beträchtlichen Verfälschungen bei der tiefenorientierten Probenahme.

Versuche mit Hilfe von Doppelpackern aus vollverfilterten Meßstellen tiefenorientiert Proben zu entnehmen (Obermann 1976), führen zu beträchtlichen Abweichungen und ergeben bei längeren Abpumpzeiten bzw. größeren abgepumpten Volumina annähernd eine zuströmgewichtete Grundwasserprobe (Barczewski und Marschall 1989). Abb. 2.2.3 zeigt ein Probenahmeexperiment in einem zweischichtigen Aquifer, bei dem die obere Schicht mit einem Markierungsfarbstoff angetracert wurde, wobei die sich einstellende Konzentration nahezu unabhängig von der Position des Doppelpackers und der Pumprate war.

2.2.4 Tiefenorientierte Probenahme im UBA-Projekt

Um Daten für ein mittelskaliges dreidimensionales Transportmodell zu erhalten, wurden für das Projekt sechs mehrfachverfilterte Grundwassermeßstellen (Abb. 2.2.1b) mit jeweils 1 m langen Verfilterungen abgeteuft. Durch die Länge der Filterstrecken besitzt der Entnahmebereich eine ausreichende Größe, so daß kleinräumige Inhomogenitäten des Aquifers ausgemittelt werden können, im Gegensatz zu nahezu punktförmigen Grundwasserentnahmen z.B. mit Multi-Level-Point-Samplern (Anderson 1982) oder In-Line-Packer-Systemen (Teutsch und Ptak 1989). Werden einzelne Filterstrecken durch den Einbau von Doppel-

packern in den Vollrohren gegenüber den darunter- und darüberliegenden Filterabschnitten abgedichtet, so kann durch Abpumpen aus der abgepackerten Filterstrecke eine schichtweise Beprobung erfolgen. Auf diese Art und Weise wurden die sechs mehrfachverfilterten Meßstellen bis Mitte 1989 beprobt.

Diese Art der Beprobung liefert jedoch nur dann repräsentative tiefenorientierte Grundwasserproben, falls innerhalb der Meßstelle keine natürlichen Vertikalströmungen auftreten, da solche Austauschströmungen einen Vertikaltransport von Wasser einer Schicht in eine oder mehrere andere Schichten bewirkt. Diese Infiltration kann, bei entsprechenden Konzentrationsunterschieden in den einzelnen Schichten, zu einer beträchtlichen Veränderung der in den einzelnen Schichten gemessenen Konzentrationen führen. Dies kann auch nicht durch längerfristiges Abpumpen aus den teilverfilterten Intervallen verhindert werden, da durch die dauerhafte natürliche Vertikalströmung große Wassermengen in die infiltrierte Schichten eingebracht werden. Da solche Vertikalströmungen zumindest teilweise auch im Grundwasserleiter des oberen Kieslagers im Rheintal vermutet wurden und zunächst nicht eindeutig geklärt werden konnte, ob in den Meßstellen natürliche Vertikalströmungen vorhanden waren, wurden alle nach einem Vorschlag von Rohmann (1986) mit stationären Multi-Packern ausgerüstet, die am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelt wurden. Der in Abb. 2.2.4 schematisch dargestellte Multipacker verhindert zum einen den vertikalen Wasseraustausch in der Grundwassermeßstelle und ermöglicht zum anderen die (gleichzeitige) Entnahme von Grundwasserproben aus den einzelnen abgepackerten verfilterten Intervallen der Meßstelle.

Vor dem Einbau der Multipackersysteme in die sechs Meßstellen konnten die Meßstellen 307 und 311 mit einem neuentwickelten thermischen Geschwindigkeitsmeßgerät (THFLOW) für sehr geringe Vertikalströmungen (Barczewski und Marschall 1987) auf natürliche Vertikalströmungen untersucht werden. Während in der Meßstelle 307 keine Vertikalströmung festgestellt werden konnte, wurde in Meßstelle 311 eine deutliche, aufwärts gerichtete Vertikalströmung gemessen. Wie in Abb. 2.25 gezeigt, erfolgt die Zuströmung in die Meßstelle in der zweituntersten Verfilterung, während die Abströmung im wesentlichen in der zweitobersten bzw. der obersten Filterschicht erfolgt. Die dabei gemessenen Vertikalgeschwindigkeiten lagen mit etwa max. 7 mm/s deutlich unterhalb der Ansprechschwelle herkömmlicher Propellerflowmeter, d.h. sie wären ohne das neuentwickelte Thermoflow nicht feststellbar gewesen.

Der Einfluß dieser Vertikalströmung wird aus Abb. 2.2.6 ersichtlich, in der die gemessenen Nitratprofile in der Meßstelle 311 wiedergegeben sind. Die mit Doppelpackerbeprobung ermittelten Nitratwerte zeigen sowohl sehr große Schwankungen der Nitratwerte innerhalb der einzelnen Verfilterungen als auch eine nicht kontinuierliche Abnahme der Nitratgehalte mit zunehmender Entnahmetiefe. Die nach Einbau des stationären Multipackersystems gemessenen Nitratwerte zeigen demgegenüber nahezu keine Streuung der Einzelmeßwerte und eine kontinuierliche Abnahme des Nitratgehaltes mit der Entnahmetiefe und insgesamt höhere Nitratgehalte. Unter Berücksichtigung der gemessenen Vertikalströmung lassen sich die mit Doppelpackerbeprobung ermittelten Nitratwerte jedoch leicht erklären. Durch Infiltration von nitratfreiem Wasser aus den unteren Aquiferschichten in die darüberliegenden Schichten insbesondere in die zweitoberste Verfilterung wird das in diese Schichten strömende nitrathaltige Wasser, insbesondere in unmittelbarer Nähe der Meßstelle, "verdünnt". Wird dieses Wasser bei der Probenahme gefördert, so ergeben sich niedrigere Nitratkonzentrationen als die in der entsprechenden Grundwasserschicht vorhandenen. Darüber hinaus hängt die "Verdünnung", d.h. die gemessene Konzentration von der Pumprate und insbesondere der abgepumpten Menge ab, da bei längerem Abpumpen ein immer höherer Anteil des infiltrierte nitratfreien Wassers entfernt wird.

Bei Meßstelle 307, bei der keine Vertikalströmung festgestellt werden konnte, ergaben sich demgegenüber keine Unterschiede zwischen der Doppelpackerbeprobung und der Probenahme mit stationären Multipackern.

Neben der Messung von Konzentrationsprofilen wurden zur Abschätzung des Stoffeintrages mit der Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet Beprobungen des oberflächennächsten Grundwassers nach einer Methode von Böttcher und Strelbel, 1985 durchgeführt. Hierzu wurde mit einem Bohrstock (3 cm) eine Bohrung angelegt, die bis etwa 10 cm unter dem augenblicklichen Grundwasserstand reicht. Mittels einer Sondierstange und einer an die Bodenart angepaßten ca. 10 cm langen Filterspitze wird mit einer Saugpumpe aus der Meßstelle ein Probevolumen von etwa 5 ltr. entnommen und im Labor analysiert, Abb. 2.2.7. Wegen der Entnahme mit einer Saugpumpe war die Analyse auf leichtflüchtige Bestandteile nicht sinnvoll und wurde nicht durchgeführt.

2.2.5 Zuströmgewichtete Probenahme

Der größte Teil der Proben wurde zuströmgewichtet in 116 Meßstellen entnommen. Die Beprobung der mit einer Verfilterung ausgebauten Meßstellen erfolgte mit einer Tauchpumpe nachdem zunächst zwei bis drei Rohrvolumina Wasser mittels einer Saugpumpe abgepumpt worden waren, frühestens jedoch nachdem das Wasser klar und die elektrische Leitfähigkeit weitgehend konstant war. Diese Vorgehensweise entspricht den bisherigen Probenahmerichtlinien und ist für den größten Teil der Meßstellen auch anwendbar. Im Rahmen eines vom Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz durchgeführten Pilotuntersuchung zur Untersuchung der Brauchbarkeit von Grundwassergütemeßstellen wurde jedoch festgestellt, daß bei einem Teil der Meßstellen auch nach Abpumpen von bis zu acht Rohrvolumina und bei, zumindestens über einen längeren Zeitraum, konstanten Leitparameter (elektrische Leitfähigkeit, Temperatur) die Zusammensetzung des entnommenen Wassers noch stark veränderlich war. In Abb. 2.2.8 sind die gemessenen Nitrat-, Chlorid- und Gesamthärtewerte in Abhängigkeit vom aus der Meßstelle abgepumpten Wasservolumen und die parallel dazu gemessenen kontinuierlichen Werte der Leitfähigkeit und der Temperatur für eine zweifach verfilterte Meßstelle dargestellt. Auch bei dieser Meßstelle konnte eine natürliche Vertikalströmung festgestellt werden (Abb. 2.2.9), die eine repräsentative Probenahme unmöglich macht.

Die in Abb. 2.2.10 dargestellten Ergebnisse der Untersuchung einer einfach verfilterten Meßstelle zeigen eine ähnliche Veränderung der Wasserzusammensetzung mit der Menge des entnommenen Wassers, trotz zwischenzeitlicher Konstanz der Leitparameter. Auch hier konnte mit dem thermischen Geschwindigkeitsmeßgerät eine (sehr) kleine Vertikalströmung detektiert werden, die offensichtlich wiederum zu einer nicht konstanten Wasserzusammensetzung führt.

Wenn auch die oben genannten Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind, so kann doch davon ausgegangen werden, daß zumindestens bei einem Teil der Teil- oder Vollverfilterten Meßstellen bei der Entnahme zuströmgewichteter Grundwasserproben nach den bisher existierenden Richtlinien deutliche Veränderungen in der Wasserzusammensetzung gegenüber der gewünschten repräsentativen Probe auftreten können.

2.2.6 Schlußfolgerungen

Grundsätzlich muß festgestellt werden, daß für die Gewinnung von repräsentativen Grundwasserproben die "richtige" Probenahmetechnik von entscheidender Bedeutung ist. Für die Entnahme zuströmungsgewichteter ("tiefengemittelter") Proben können im allgemeinen die bekannten Entnahmerichtlinien angewandt werden. In Einzelfällen, insbesondere bei Vertikalströmungen in der Meßstelle ergeben sich jedoch beträchtliche Verfälschungen der Meßergebnisse. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, Grundwassergütemeßstellen auf Vertikalströmungen zu untersuchen.

Auch bei der tiefenorientierten ("schichtweisen") Probenahme ergeben sich bei Verwendung von mehrfach verfilterten Meßstellen dann deutliche Abweichungen gegenüber den Verhältnissen im Grundwasserleiter, falls Vertikalströmungen in der Meßstelle auftreten. Bei Meßstellenbündeln oder Mehrfachmeßstellen sind solche Probleme nicht zu erwarten.

Bei der Beprobung des oberflächennächsten Grundwassers können sich je nach Flurabstand und anstehendem Bodenmaterial technische Probleme (zum Beispiel Verstopfung der Sondenspitze, zu lange Abpumpzeiten usw.) ergeben, die die Probenahme erschweren oder unmöglich machen (Grimm-Strele et al., 1991).

Literatur

Anderson, L. J.: "Techniques for Groundwater Sampling". Proceedings of International Symposium IAH, Prag, 1982.

Barczewski, B., Marschall, P.: "Neue Meßmethoden zur Bestimmung kleinster Strömungsgeschwindigkeiten und zur Messung von Markierungstoffen in Grundwassermeßstellen". Wissenschaftlicher Bericht, HWV 86, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1987.

Barczewski, B., Marschall, P.: "The Influence of Sampling Methods on the Results of Groundwater Quality Measurements", Proceedings, IAHR, International Symposium on Contaminant Transport in Grounwater, Stuttgart, April 4.-6., 1989.

Barczewski, B., Marschall, P.: "Untersuchungen zur Probenahme in Grundwassermeßstellen", Wasserwirtschaft 80, Heft 10, Okt. 1990.

DIN 38402 - Teil 23: "Probenahme aus Grundwasser", 1984.

DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft: Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen, Merkblatt 203, Bonn, 1982.

DVWK-Mitteilungshefte: "Einflüsse von Meßstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe". Mitteilung 20 (bearb. durch Frank Remmler,) Bonn, 1990.

DVWK-Regelwerk: "Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben". Entwurf 1991, Erscheinungsjahr 1992.

Grimm-Strele, J.: "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region", Forschungsbericht Wasser 10204214, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 1991.

Kaleris, V.: "Strömungen zu Grundwassermeßstellen mit langen Filterstrecken bei der Gewinnung durchflußgewichteter Mischproben", Wasserwirtschaft, Heft 1, 1992.

Marschall, P., Barczewski, B., Horanova, L.: "Flux Averaged Sampling from Fully Penetrating Monitoring Wells", Proceedings of the International Conference on Topical Problems of Water Resources, Bratislava, CSFR, 17.-19.9.1991.

Obermann, P.: "Möglichkeiten der Anwendung des Doppelpackers im Beobachtungsbrunnen bei der Grundwassererkundung". Bohrtechnik, Brunnenbau, Rohrleitungsbau, 3, 1976.

Rohmann, U.: "Vorgänge im Grundwasserleiter und deren Erfassung - Aufbau eines mobilen Meßlabors", DVGW Schriftenreihe Wasser, Nr. 106, 1986.

Teutsch, G., Barczewski, B., Kobus, H.: "Bewertung von Grundwasserprobenahmetechniken zur Erkundung und Überwachung von Altlasten", Proceedings of the 3rd International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, Karlsruhe, Dez. 1990.

Teutsch, G., Ptak, T.: "The In-Line-Packer-System: A Modular Multilevel Sampler for Collecting Undisturbed Groundwater Samples", Proceedings IAHR International Symposium on Contaminant Transport in Groundwater, Stuttgart, 1989.

Urban, D., Schettler, G.: "Untersuchungsergebnisse zur Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben für die chemische Analyse aus Pegelbrunnen", WWT 12. 1980.

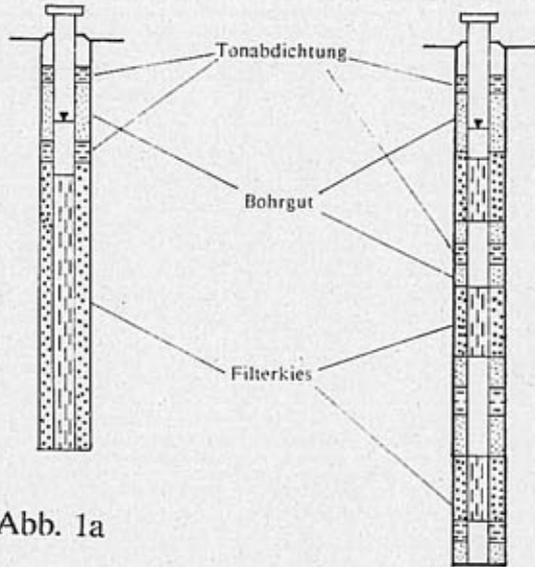


Abb. 1a

Abb. 1b

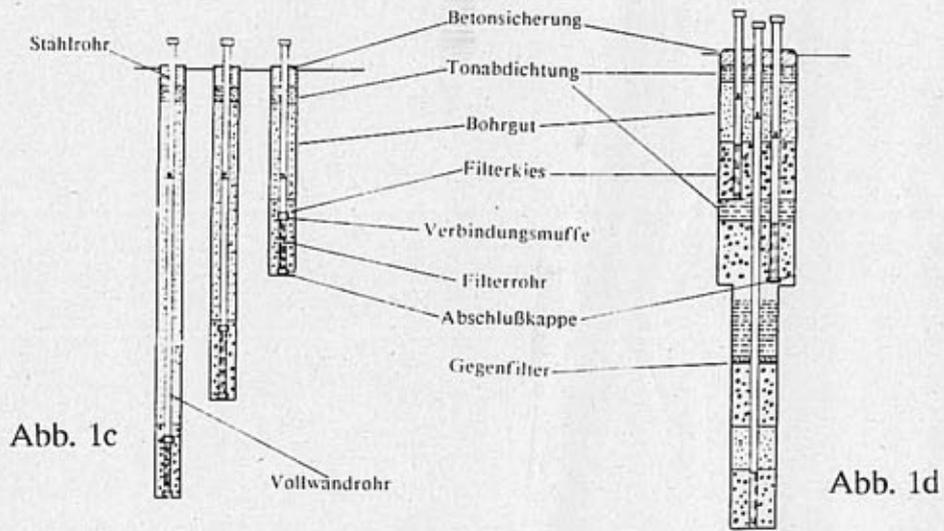


Abb. 1c

Abb. 1d

Abb. 1: Meßstellenvarianten

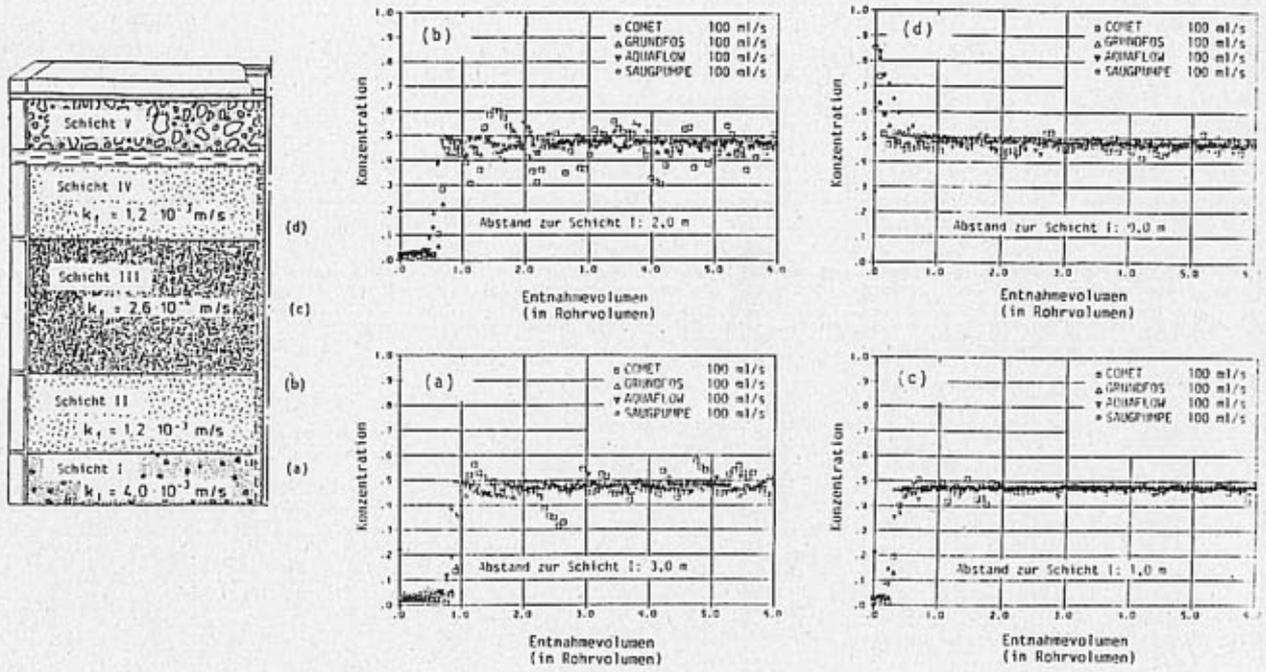


Abb. 2: Zuströmgewichtete Probenahme

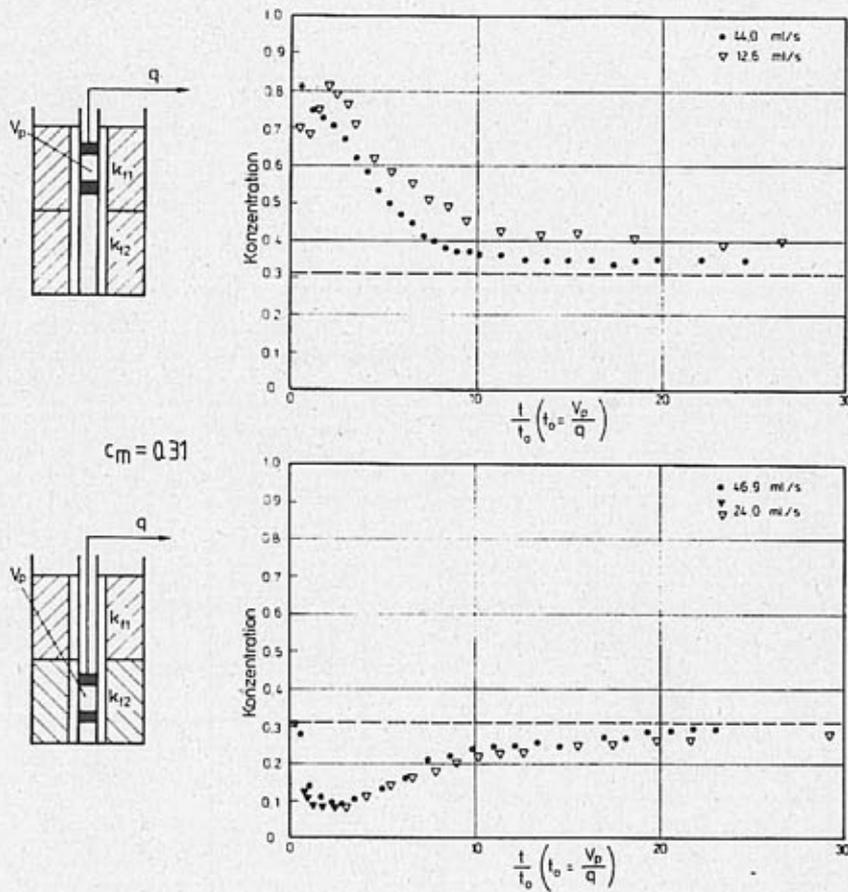


Abb. 3: Schichtweise Probenahme

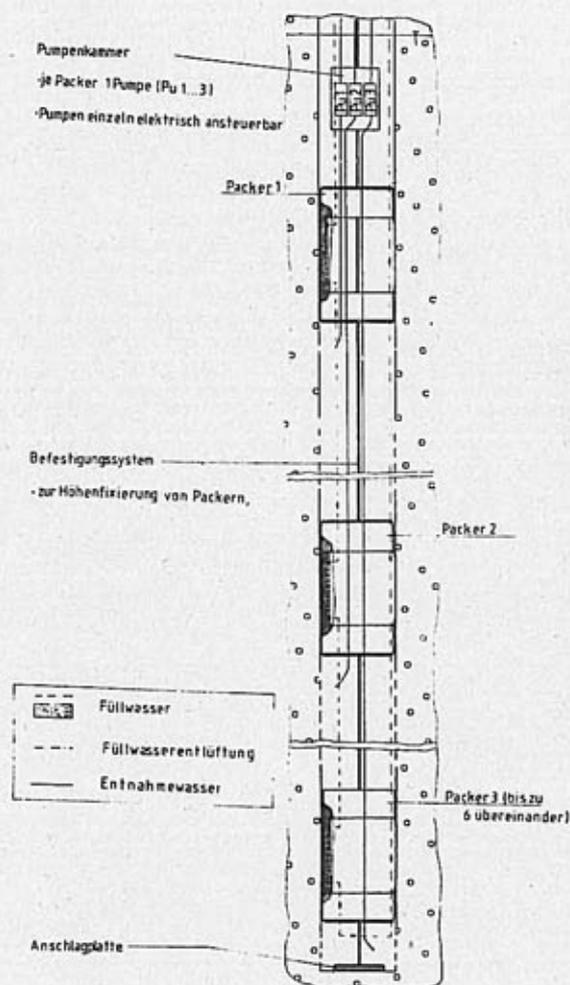


Abb. 4: Das Multipackersystem

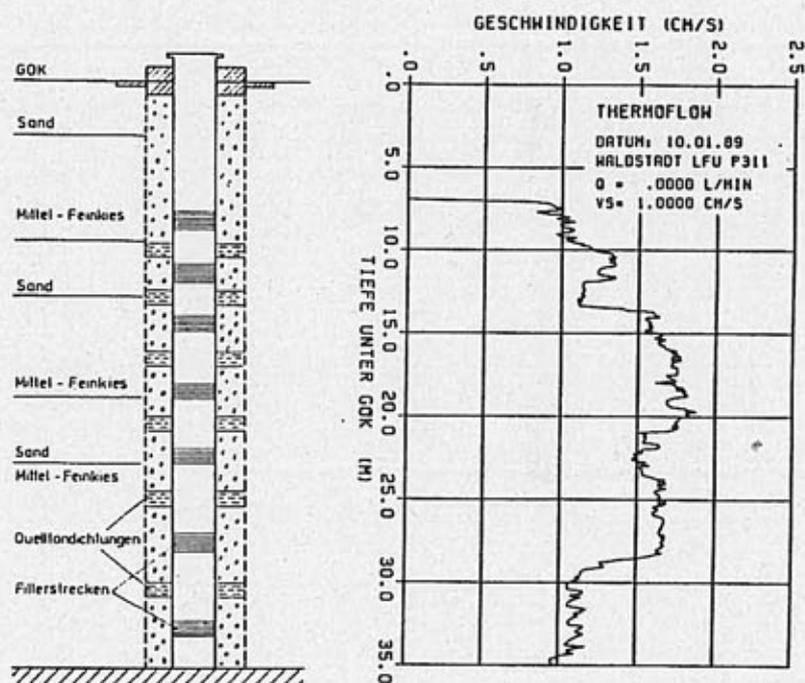


Abb. 5: Vertikalströmung in Meßstelle 311

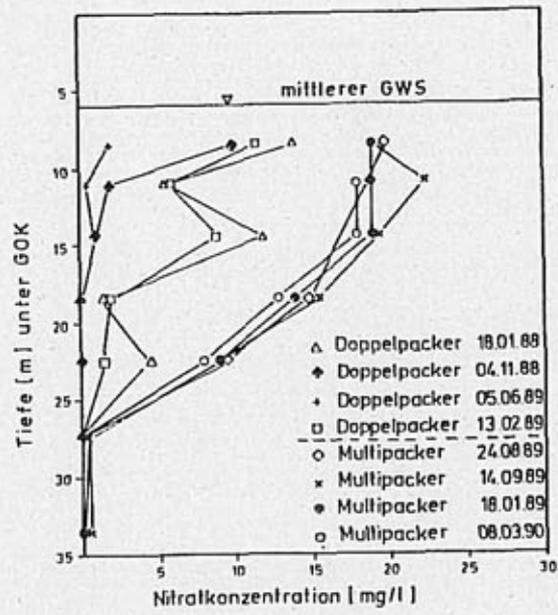


Abb. 6: Nitratprofil in Meßstelle 311

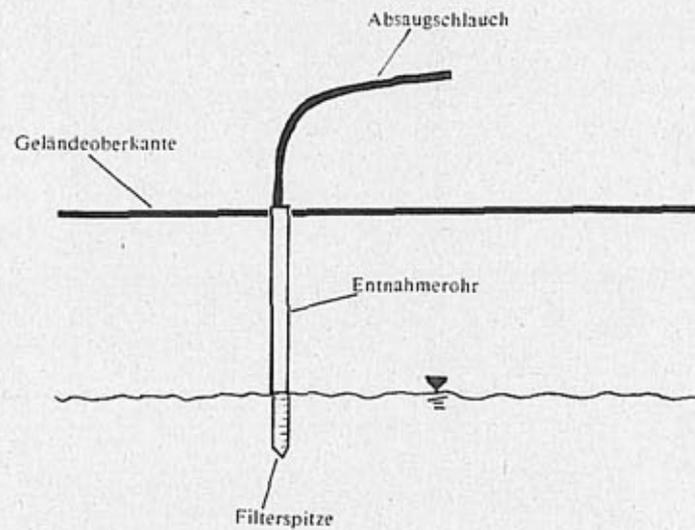


Abb. 7: Bodennahe Grundwasserbeprobung

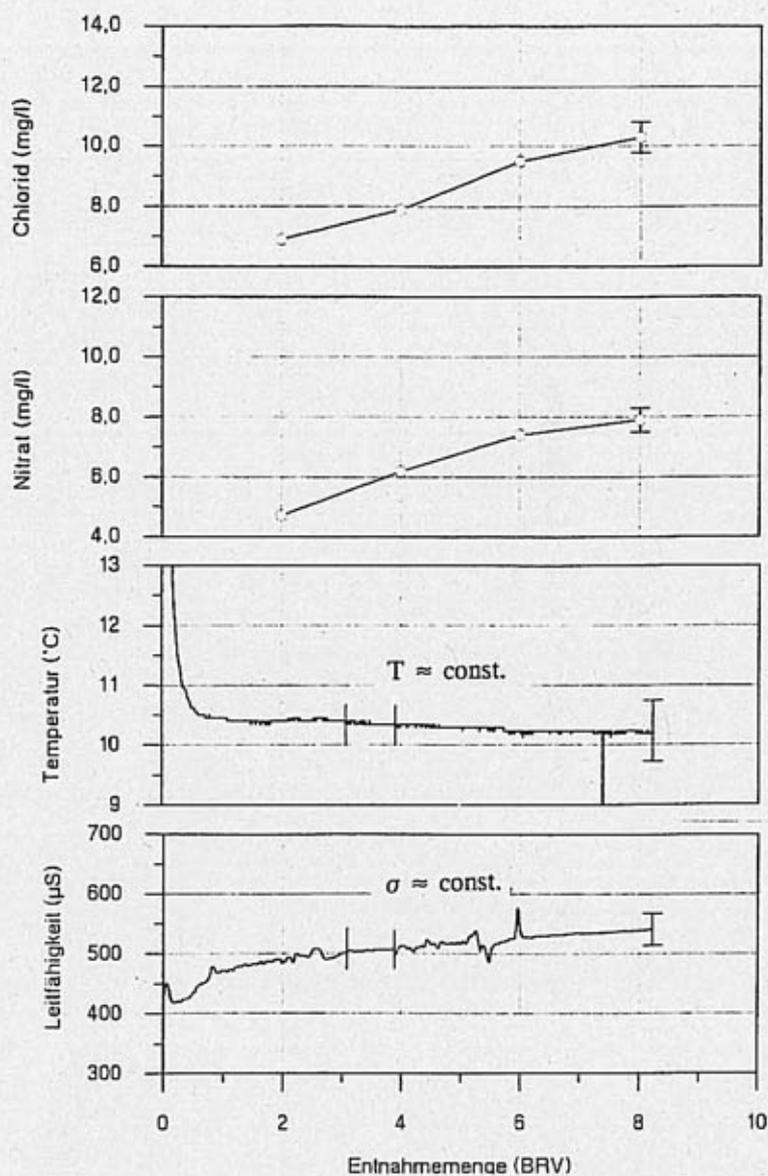


Abb. 8: Abhängigkeit der NO_3^- - und Cl-Konzentration vom Probenahmevolumen

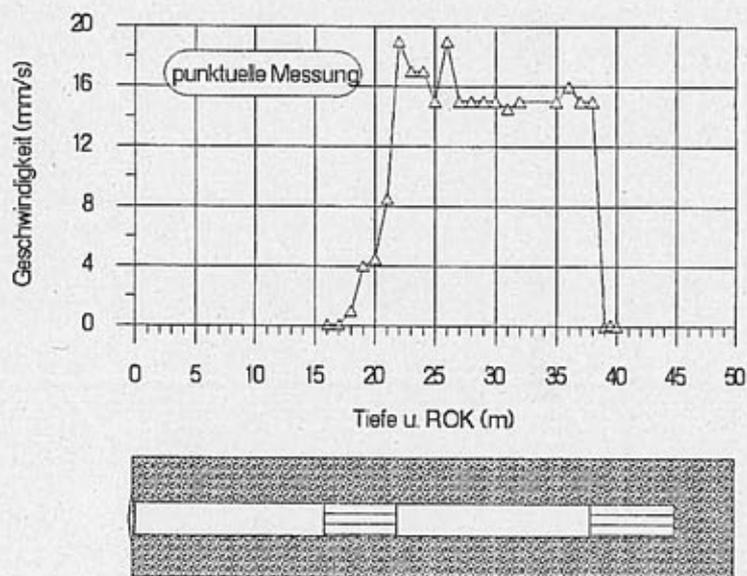


Abb. 9: Vertikalströmung

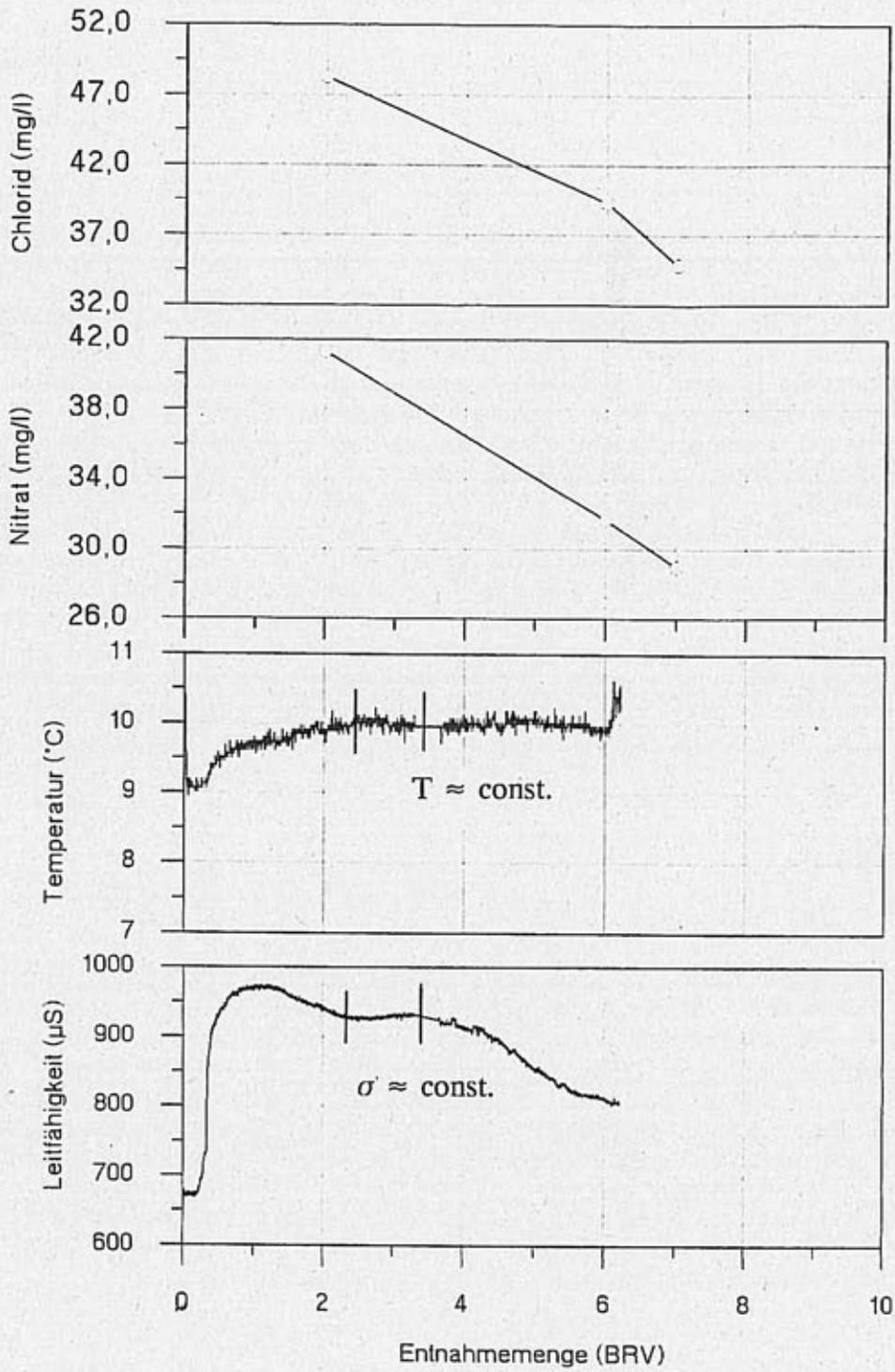


Abb. 10: Abhängigkeit der NO_3^- - und Cl^- -Konzentration vom Probevolumen

2.3 Analytik und grundwasserchemische Bewertung der Ergebnisse (Heinz-Jürgen Brauch)

Einleitung

Die Notwendigkeit, die Grundwasserbeschaffenheit durch zahlreiche chemische Parameter zu beschreiben bzw. das potentielle Vorkommen einer Vielzahl chemischer Verbindungen angemessen zu berücksichtigen, macht die Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit außerordentlich aufwendig. In einem Teilprojekt des Forschungsvorhabens "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region" sollten einerseits apparative Entwicklungen incl. neuartiger Analysenmethoden getestet und optimiert werden sowie andererseits geprüft werden, ob und in welcher Weise summarische organische Parameter zusätzliche Informationen zur Belastungssituation liefern können. Im Rahmen dieses Vorhabens wurden daher an der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH) der Einsatz der ICP/OES (Optische Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppelter Plasmaanregung) sowie der HPLC/DAD (Hochdruckflüssigkeitschromatographie mit Dioden-Array-Detektion) für einen routinemäßigen Betrieb erprobt. Außerdem wurde die Aussagekraft von summarischen organischen Parametern wie DOC, SAK(254), AOX und AOS für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit überprüft und mit anderen vorwiegend anorganischen Leitparametern verglichen. Grundsätzlich sollte abgeklärt werden, ob durch die Bestimmung weiterer organischer Parameter bzw. relevanter Verbindungen zusätzliche Erkenntnisse erhalten werden, die zu vertieften Einblicken in die grundwasserchemischen Zusammenhänge und ihre Bewertung führen können.

Analytische Verfahren

ICP/OES

Zur Beschreibung der chemischen und physikalischen Beschaffenheit des Grundwassers, für die i.d.R. ein definierbarer Zusammenhang mit den geologischen Gegebenheiten besteht, werden eine Reihe von Parametern verwendet. Für die quantitative Bestimmung der wichtigsten Hauptgruppenelemente Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Kalium (K) und Aluminium (Al) sowie von Eisen (Fe) und Mangan (Mn) in Wasserproben hat in den letzten Jahren die ICP/OES stetig an Bedeutung gewonnen /1,2/. Die Vorteile dieser Technik liegen generell im hohen Probendurchsatz auch bei sequentiell betrieb, ausreichender Empfindlichkeit für viele Elemente bis in den Spurenbereich und der Möglichkeit, eine weitgehend interferenzfreie Bestimmung auch bei extremen Konzentrationsunterschieden durchzuführen. In Tabelle 1 sind hierzu die ausgewählten elementspezifischen Wellenlängen sowie die entsprechenden Verfahrenskenngrößen angegeben.

Tabelle 1: Elementspezifische Wellenlängen und Verfahrenskenngrößen

Element	Wellenlänge (nm)	Standardkonz. (mg/l)	Best.-grenze (mg/l)	gewählter Arbeitsbereich (mg/l)	S _{xo} *) (mg/l)	V _{xo} *) %
Al	396,152	1	0,029	0,03.....2,0	0,016	1,44
B	249,773	0,5	0,023	0,02.....1,0	0,003	0,62
Ba	455,403	0,5	0,009	0,01.....1,0	0,005	0,83
Ca	317,933	200	0,18	1,0.....200	1,42	1,29
Fe	238,204	1	0,014	0,01.....2,0	0,008	0,75
K	766,490	10	0,27	0,3.....50,0	0,63	2,27
Li	670,781	0,5	0,005	0,01.....2,0	0,015	0,88
Mg	279,806	10	0,10	1,0.....50,0	0,33	1,19
Mn	257,610	1	0,004	0,01.....2,0	0,015	1,39
Na	589,592	10	0,14	0,1.....100	3,93	3,57
Si	251,611	10	0,13	0,1.....20,0	0,18	3,27
Sr	421,552	0,5	0,004	0,01.....1,0	0,005	0,89

*) Verfahrenskenngrößen für die Bestimmungsgrenze:

S_{xo}: Verfahrensstandardabweichung

V_{xo}: relative Verfahrensstandardabweichung

Grundsätzlich wurde die empfindlichste Wellenlänge (Ausnahme Ca und Mg) ausgewählt, da Trink- und Grundwasserproben i.d.R. niedrige Konzentrationen aufweisen. Vergleichsmessungen zwischen ICP/OES und FAAS (Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie) haben generell eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse gezeigt. Die Richtigkeit wurde anhand von NBS-Standards überprüft. Nach unseren bisherigen Erfahrungen kann bei Trink- und Grundwasserproben durch ICP/OES-Messungen die Elementpalette vollständig mit Ausnahme der toxischen Schwermetalle erfaßt werden, die weiterhin mit verschiedenen AAS-Techniken gemessen werden müssen.

HPLC/DAD

Für die Bestimmung von PBSM-Wirkstoffen (Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln) in Trink- und Grundwässern gewinnt die HPLC mit Dioden-Array-Detektion ständig an Bedeutung. Vorteile dieser Methode sind die Erfassbarkeit einer großen Anzahl unterschiedlicher Einzelstoffe (Triazine, Phenylharnstoffe, Carbamate, Anilide) sowie die leichte Automatisierbarkeit. In Bild 1 wird anhand eines Fließdiagramms die Probenvorbereitung und Bestimmung mittels HPLC/DAD vorgestellt /3/.

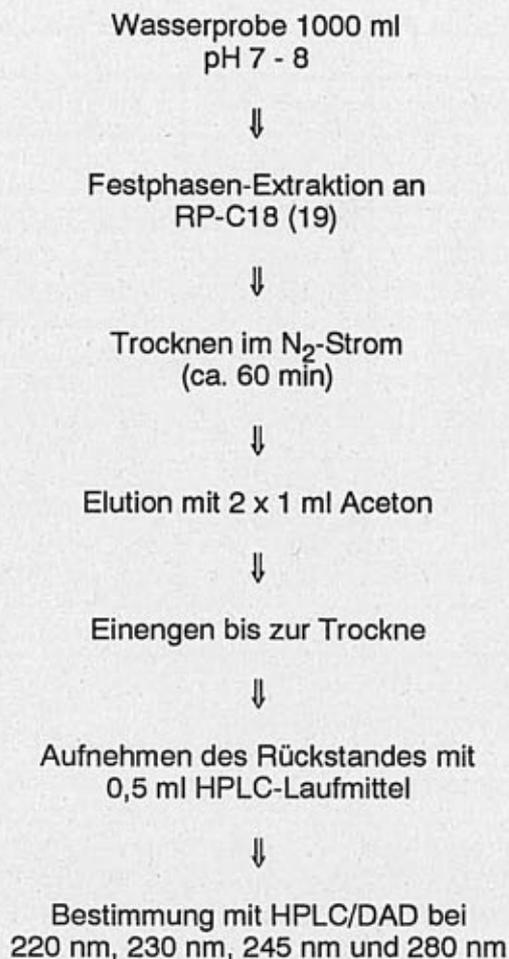


Bild 1: Bestimmung von PBSM mit HPLC

Vergleichsmessungen mit GC-Methoden (GC/NPD bzw. GC/MSD) ergaben eine gute Übereinstimmung.

Die Identifizierung positiver Befunde erfolgt durch Vergleich der UV-Spektren mit der Spektrenbibliothek sowie durch eine zweite Analysenmethode (insbesondere GC/MSD). Die HPLC/DAD-Methode hat sich als Routineverfahren für die PBSM-Analytik bewährt und kann als gleichwertig in Bezug auf Genauigkeit, Zuverlässigkeit und Schnelligkeit im Vergleich zu GC-Verfahren eingesetzt werden /4/.

Summarische organische Parameter

Zu den summarischen organischen Parametern zählen insbesondere DOC (Dissolved Organic Carbon), CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) und SAK(254) (Spektraler Absorptions-koeffizient bei 254 nm) sowie AOX (Adsorbable Organic Halogen), AOS (Adsorbable Organic Sulphur) und AON (Adsorbable Organic Nitrogen). Während DOC, CSB, SAK(254) und

auch AOX häufig in Wasserproben gemessen werden (DIN-Verfahren vorhanden), gibt es nur relativ wenige AOS-Messungen. Es sollte daher überprüft werden, welche AOS-Gehalte in Grundwässern vorliegen und welche zusätzlichen grundwasserchemischen Zusammenhänge durch Bestimmung summarischer organischer Parameter erhalten werden bzw. wie die Ergebnisse zu bewerten sind.

Während über den DOC bzw. SAK(254) die Gesamtheit der gelösten organischen Substanzen gemessen wird, werden mit dem AOX die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen bestimmt, die ausschließlich anthropogener Herkunft sind. Hierzu zählen vor allem die leichtflüchtigen und schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe, die häufig in kontaminierten Grundwässern gefunden wurde. AOX-Werte von $<0,01$ mg/l weisen auf überwiegend unbeeinflusste bzw. noch in natürlichem Zustand vorhandene Grundwässer hin, während höhere AOX-Gehalte $>0,01$ mg/l Verunreinigungen anzeigen.

Entsprechende Interpretationen dürfen nicht direkt auf den AOS übertragen werden, da die in natürlichen Wässern stets vorhandenen Huminstoffe ca. 1 - 2 Gew. % an Schwefel enthalten. Bei DOC-Werten von 1 mg/l in Grundwässern entspricht dies einem AOS-Gehalt von ca. 0,005 - 0,01 mg/l. Aufgrund der zahlreichen in diesem Vorhaben durchgeführten Untersuchungen kann davon ausgegangen werden, daß AOS-Konzentrationen $<0,02$ mg/l als "natürliche" Hintergrundgehalte anzusehen sind. Allerdings ist derzeit eine Zuordnung, um welche organische Schwefelverbindungen es sich bei höheren AOS-Belastungen in Grundwässern handelt, nicht durchführbar. Dagegen können in Oberflächengewässern wie z.B. im Rhein etwa 80 % der über den AOS erfaßten Substanzen zu den Sulfonsäuren anthropogener Herkunft gezählt werden /5/.

Grundwasserchemische Zusammenhänge und Bewertung der Ergebnisse

Allgemeine Vorgaben

Zur Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit ist i.d.R. die Messung einer Vielzahl von physikalisch-chemischen und auch mikrobiologischen Parametern notwendig. In der Praxis muß der Meßumfang jedoch auf ein noch sinnvolles Maß reduziert werden. Dies gilt insbesondere für Routinemeßprogramme und großräumige landesweite Meßnetze. Unter Berücksichtigung bisheriger Erfahrungen und Erkenntnisse wurden die in der Tabelle 2 angegebenen Parameter gemessen.

Alle Parameter wurden, soweit vorhanden, nach den Richtlinien und Vorschriften der Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung (DEV - jeweils neueste Lieferung) bestimmt. Zur Überprüfung der Ergebnisse wurde bei allen untersuchten Wasserproben eine vollständige physikalisch-chemische Wasseranalyse durchgeführt, die zur Ermittlung der Ionenbilanz und für eine einfache Plausibilitätsbetrachtung notwendig ist. Auf die Vielzahl der organischen Einzelstoffe wurde i.a. nur bei der ersten Probenahme- und Meßserie untersucht, da nur in wenigen Fällen positive Befunde erhalten werden konnten.

Tabelle 2: Meßparameter für Grund- und Oberflächenwasseruntersuchungen im Untersuchungsraum Karlsruhe

a) physikalisch-chemische und sensorische Parameter:	Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Farbe, Geruch, Trübung und Bodensatz (qualitativ)
b) Anorganische Parameter	Natrium (Na), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Ammonium (NH ₄), Eisen (Fe), Chlorid (Cl), Sulfat (SO ₄), Nitrat (NO ₃), Nitrit (NO ₂), Phosphat (PO ₄), Mangan (Mn), Aluminium (Al), Bor (B), Silicium (Si), Lithium (Li), Strontium (Sr), Barium (Ba) Säurekapazität bis pH = 4,3 in mol/m ³ (= Hydrogencarbonat) Spuremetalle z.B. Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni)
c) Organische Parameter	gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), chemischer Sauerstoffbedarf (COD bzw. CSB), Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK 254), adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX), adsorbierbare organische Schwefelverbindungen (AOS) Organische Einzelstoffe wie: leichtflüchtige Halogenverbindungen (HKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)

Zeitliche und räumliche Variabilität

Aus dem Untersuchungsgebiet lagen von 1 - 7 Beprobungen mit 20 - 116 Parametern pro Analyse an 258 Probenahmepunkten insgesamt 28.220 Einzelmeßwerte vor. Es wurden i.d.R. Unterschiede zwischen beeinflussten (wobei die Art der Beeinflussung zu beachten ist) und unbeeinflussten Meßstellen gefunden, die sich vor allem bei den Hauptinhaltsstoffen wie Calcium, Hydrogencarbonat, Sulfat und Nitrat sowie auch bei den organischen Spurenstoffen wie LHKW und PBSM widerspiegeln. Im allgemeinen verlaufen physikalisch-chemische und mikrobiologische Umsetzungsprozesse im Grundwasser meist sehr langsam, so daß im Untersuchungszeitraum von drei Jahren keine ausgeprägten systematischen Veränderungen (Trend) erwartet und letztlich auch festgestellt werden konnten. Parameter, die größere zeitliche Schwankungen aufweisen, sind insbesondere Nitrat, Eisen, Mangan, Bor, AOX und AOS sowie PBSM-Wirkstoffe. Generell sind aber die Schwankungen bei Grundwassermeßstellen (im OKL) deutlich geringer als die räumliche Variabilität. Natrium ist ein Beispiel für Parameter mit großer räumlicher Schwankung und vergleichsweise geringer zeitlicher Schwankung.

Anhand von Häufigkeitsverteilungen wurde versucht, die untersuchten Parameter folgenden Typen zuzuordnen:

- a) Symmetrisch: Ca, Sr, HCO_3
- b) Linksteil: Na, K, NH_4 , Cl, NO_3 , NO_2 , PO_4 , B, Ba, Li, Cd, Cu, Ni
- c) Hohe Randklassenbelegung (d.h. extreme Ausreißer): K, Ba, Zn, Cd
- d) Zweigipflig (d.h. möglicherweise verschiedene Grundwassertypen vorhanden): Mg, SO_4

Überwiegend liegen somit schiefe Verteilungen vor. Es handelt sich dabei aber i.d.R. auch nicht um log-normale Verteilungen. Die Berechnung von arithmetischen oder geometrischen Mittelwerten und der Standardabweichungen ist darum nur unter geeigneten Einschränkungen möglich.

Meßstellen im OKL

Bei der Auftragung der Meßergebnisse auf der vereinfachten Landnutzungskarte - getrennt für Meßwerte über bzw. unter einem Schwellenwert - fallen über Teilgebiete zusammenhängende räumliche Differenzierungen der Grundwasserbeschaffenheit aber nur für wenige Parameter auf.

Sauerstoffgehalte unter 2 mg/l (reduzierte Grundwässer) sind relativ gleichförmig und von Meßstelle zu Meßstelle wechselnd im gesamten Testgebiet vorhanden. Parallel hierzu werden relativ niedrige Nitratwerte bis zu <0,5 mg/l sowie erhöhte Gehalte an Ammonium, Eisen und Mangan gefunden. Im Abstrom der Stadt treten überwiegend höhere Sulfat-Konzentrationen (>80 mg/l) auf.

Die summarischen Parameter DOC, SAK(254) und AOS zeigen ein Nebeneinander niedriger und hoher Werte im gesamten Testgebiet. Ein Zusammenhang zwischen diesen Parametern besteht insofern, als die Meßstellen mit den höchsten Werten für einen der Parameter auch bei den jeweils beiden anderen Parametern in der Gruppe der erhöhten Meßwerte vertreten sind.

In kontaminierten Grundwassermeßstellen wurden häufig recht hohe AOX-Gehalte (z.T. >0,1 mg/l) festgestellt. Generell wurden höhere Zahlenwerte für den AOS als für den AOX gefunden. Bei AOS-Werten von <0,02 mg/l sind Grundwasserproben als unbelastet anzusehen, während höhere Gehalte i.d.R. Hinweise auf Verunreinigungen ergeben. Mehr als 60 % der Meßstellen sind nach diesem Kriterium als anthropogen beeinflusst anzusehen.

Zu einer ähnlichen Schlußfolgerung gelangt man, wenn Bor (B) als Indikator für anthropogene Beeinflussungen angesehen und als Orientierungswert der von Milde et al (1986) zitierte Wert von 0,05 mg/l verwendet wird. Diese Annahme ist als notwendiges, jedoch nicht hinreichendes Kriterium insoweit schlüssig, als Bor-Werte <0,05 mg/l praktisch nur im Randzuflubereich und im Hardtwald auftreten.

LHKW wurden vorwiegend im Teilgebiet Karlsruhe-Innenstadt gefunden, wo bereits verschiedene LHKW-Kontaminationsschwerpunkte bekannt sind. PAK wurden nur in einzelnen Grundwassermeßstellen festgestellt. Es handelte sich überwiegend um solche Grundwässer, die auch bei anderen Parametern (DOC, Nitrat, Sauerstoff, Eisen etc.) auffällige Werte anzeigten.

An PBSM wurden häufig nur Atrazin, Desethylatrazin (Abbauprodukt von Atrazin), Simazin und Terbutylazin gefunden. Diese Wirkstoffe wurden in vergleichsweise großen Mengen (insbesondere Atrazin) angewandt, sind biologisch schlecht abbaubar und weisen darüber hinaus, ein ungünstiges Versickerungsverhalten auf. Die gemessenen Konzentrationsbereiche liegen überwiegend $<0,1 \mu\text{g/l}$ im Grundwasser; in Einzelfällen wurden auch höhere Konzentrationen, primär für Atrazin, nachgewiesen.

Multi-Level-Meßstellen

An Multi-Level(ML)-Meßstellen können Tiefenprofile gemessen werden, die i.d.R. genauere Informationen über die Verteilung von Elementen und Stoffen im Untergrund und Hinweise auf mögliche Umsetzungen liefern. Elemente wie Aluminium, Barium und Bor wiesen keine signifikanten Abhängigkeiten von der Entnahmetiefe auf. Dagegen kommt es u.U. bei Parametern wie pH-Wert, Säurekapazität, Nitrit, Ammonium, Calcium, Magnesium, Eisen und Mangan zur Ausbildung von Konzentrationsprofilen, die durch chemische und mikrobiologische Umsetzungen verursacht werden (z.B. Aufhärtung). Bei der dritten Kategorie von Parametern (Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Chlorid, Nitrat, Phosphat, Sulfat, Kalium, Natrium, DOC, SAK(254) wird i.d.R. eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Entnahmetiefe gefunden, wobei die beobachteten Tiefenprofile sowohl durch oberflächlichen Eintrag (Düngung, Salzstreuung etc.) als auch durch Umsetzungen chemischer und mikrobiologischer Art hervorgerufen werden.

Oberflächennächstes Grundwasser (Sickerwasser)

Mit der Gewinnung und Messung von Proben aus dem oberflächennächsten Grundwasser wurde versucht, für Stoffbilanzbetrachtungen unerläßliche, standortspezifische Daten über den Stoffeintrag in das Grundwasser zu erhalten. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß trotz der hohen Variabilität der Konzentrationen, die durch eng begrenzte lokale Phänomene verursacht werden, auf erhebliche Denitrifikationsprozesse geschlossen werden kann, die zudem noch jahreszeitlichen Veränderungen unterworfen sind.

Oberflächengewässer

Beprobt wurden neben den Fließgewässern Pfinz, Alb u.a. auch verschiedene Baggerseen im Testgebiet. Aus den Meßergebnissen geht deutlich hervor, daß die Konzentrationen in Pfinz und Alb in erheblichem Ausmaß von den Abflußverhältnissen und den Abwassereingleitungen abhängen. Insbesondere die für häusliche und kommunale Abwässer charakteristischen Parameter Ammonium, Nitrit und Phosphat zeigen vergleichsweise starke Konzentrationsschwankungen. Auch für Atrazin und Desethylatrazin wurde eine jahreszeitliche Abhängigkeit gefunden, wobei im Juni/Juli die höchsten Konzentrationen vorlagen. Die Untersuchungen auf LHKW und PAK ergaben keine besonderen Belastungen. Auch die Baggerseen wurden z.T. durch Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen beeinflusst. Saisonal bedingte PBSM-Gehalte (Atrazin, Simazin) sowie erhöhte Kaliumkonzentrationen belegen dies eindeutig.

Zusammenfassende Bewertung

Die Resultate der Untersuchungen an den Grundwassermeßstellen haben erkennen lassen, daß eine nutzungsbezogene Einteilung sinnvoll und für weitergehende Auswertungen unabdingbar ist. Prinzipiell kann unterschieden werden zwischen Gebieten mit

- keiner bzw. geringer Beeinflussung ("low input"), Typ 1
- geringer bzw. z.T. erheblicher Beeinflussung durch Industrie, Verkehr etc. ("Mischgebiet"), Typ 2
- landwirtschaftlicher Beeinflussung durch Düngung bzw. Anwendung von PöSM ("Landwirtschaft"), Typ 3
- erheblicher Beeinflussung durch Altlasten, Deponien und Schadensfällen ("Altlasten"), Typ 4 und
- Beeinträchtigung durch Oberflächengewässern, Typ 5.

Für jeden dieser Klassifizierungstypen werden "Leitparameter" und "Schwellenwerte" vorgeschlagen, die Beeinflussungen des Grundwassers zweifelsfrei anzeigen können. Die Übertragung dieser Vorgehensweise auf andere Testgebiete sowie ihre allgemeine Anwendbarkeit sind Gegenstand zukünftiger Untersuchungen.

Literatur

- /1/ **Rinne, D. und Rogge, M.:** "Die Verfahrenskenngrößen des analytischen Grundverfahrens bei der Metallbestimmung der ICP-AES", Teil III, GIT Fachz. Lab. 11 (1987).
- /2/ **Raue, B; Brauch, H.-J. und Nölte, J.:** "Multielementbestimmung in Trink- und Grundwässern mit der sequentiellen ICP-AES. LABO 9, S. 78 - 82 (1990).
- /3/ **Brauch, H.-J. und Schullerer, S.:** Strategy for pesticide control in ground water and drinking water. Fresenius Z. Anal. Chem. 339, S. 420 - 422 (1991)
- /4/ **Reupert, R. und Plöger, E.:** "Bestimmung stickstoffhaltiger Pflanzenbehandlungsmittel im Trink-, Grund- und Oberflächenwasser: Analytik und Ergebnisse. Vom Wasser 72, S. 211 (1989).
- /5/ **Sontheimer, H.:** Trinkwasser aus dem Rhein? Bericht über ein Verbundforschungsvorhadne zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat. Academia Verlag. Sankt Augustin (1991).

3. Situationsanalyse und Prognosemithilfe von Transport- und Reaktionsmodellen (K.-P. Schulz)

3.1 Ermittlung der Stoffein- und -austräge

3.1.1 Wozu Stoffbilanzierung?

Die Arbeiten zur Stoffbilanzierung waren auf die beiden übergeordneten Ziele des UBA-Projekts ausgerichtet:

- konzeptionelle Weiterentwicklung von *Meßkonzepten und Meßstrategien* zur Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit für Landesmeßnetze
- Entwicklung und Testung von *Arbeitstechniken* zur Umsetzung dieser Konzepte

Während *Flächenmeßnetze* darauf ausgerichtet sind, die Grundwasserbeschaffenheit systematisch an "Standorttypen" zu beobachten, die durch "typische" Kombinationen von Aquifer- und Deckschichtbeschaffenheit, Landnutzung, hydraulische Gegebenheiten u. a. Bedingungen geprägt sind, soll in *Testgebieten* den *Wirkungszusammenhängen* bei der Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluß der vielfältigen Landnutzungen vertieft nachgegangen werden. Einrichtung und Betrieb eines solchen Untersuchungsgebiets wurden beispielhaft für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Karlsruhe-Hardtswald durchgeführt.

Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit verlaufen aus den bekannten Gründen meist graduell. Zufallsschwankungen und deterministische, durch einzelne Kausalfaktoren hervorgerufene Konzentrationsveränderungen sind - insbesondere für die natürlichen Inhaltsstoffe - in vielen Fällen nur nach langer Beobachtungsdauer zu trennen. Gleichzeitig ist eine Vielzahl von Einflußgrößen im System wirksam; Untergrundreaktionen kommen hinzu. Schlüssige Aussagen sind nur zu gewinnen, wenn das Gesamtsystem langfristig und ausreichend, d. h. unter Einbeziehung aller wichtigen *Randbedingungen* beobachtet worden ist. Als wichtigste sind die Randstromfrachten an inneren und äußeren Gebietsrändern zu nennen. Ohne ihre Kenntnis läßt sich eine Kausalanalyse nicht durchführen.

Die Aufstellung von Stoffbilanzen ist ein erster Schritt zum besseren Verständnis beobachteter Grundwasserbeschafftheitsänderungen. Durch Ermittlung der mit den Konzentrationsänderungen einhergehenden Massenumsätze kann eine erste Hypothesenbildung über die Bedeutung einzelner Quellen und Prozesse unternommen werden. Gleichzeitig werden Eingangsdaten für die Transportmodellierung erhoben und einer ersten Prüfung unterzogen.

3.1.2 Überblick über die betrachteten Stoffströme

Die Stoffbilanzierung wurde für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Hardtwald erstellt. Wie oben dargestellt, weist das Vorfeld eine dreiteilige Landnutzungsstruktur auf: Wald, Siedlungsstreifen, Landwirtschaft. Aufgrund der beiden letztgenannten waren Beeinflussungen der Rohwasserkonzentrationen zu erwarten.

Bei der Bilanzierung wurden folgende Stoffteilflüsse berücksichtigt:

- Entnahmefrachten im Wasserwerk Hardtwald
- Atmosphärische Deposition
- Landwirtschaft (Düngung, Grünlandumbruch)
- Auftausalze im Straßenwinterdienst
- Deponien
- Stoffaustausch mit Oberflächengewässern
- Stoffstrom über die äußeren Gebietsränder

Stoffbilanzen wurden für Chlorid, Gesamtstickstoff und Sulfat ausgewiesen.

3.1.3 Datenerhebung zu den Stoffteilströmen

Die Datenbasis zur Abschätzung der Einzelbeiträge dieser Quellen war beschränkt auf bei der LfU vorhandene Daten sowie die im Rahmen dieser Studie realisierbaren Erhebungsarbeiten; dies gilt insbesondere für die benötigten langjährigen Zeitreihen. Dies war ausreichend, um prinzipiell zu zeigen, welche Möglichkeiten ein langfristig und integral beobachtetes Repräsentativgebiet eröffnet.

Wegen der deutlichen Unterschiede in der Konzentrationsentwicklung zwischen der nördlichen und der südlichen Brunnenreihe des Wasserwerks Hardtwald wurde der Untersuchungsraum aufgeteilt. Es wurden die in Abb. 3.1.1 skizzierten Teilräume zugrundegelegt, die aufgrund der Strömungsrechnung abgegrenzt wurden (vgl. den Beitrag von J. Herzer). Die zugehörigen Landnutzungsdaten wurden im Projektrahmen für drei Stichjahre (1965, 1976 und 1987/88) erhoben und digital mit dem System Landschaftsdatenbank (LDB) der LfU bearbeitet (s. den Beitrag von D. Kaltenbach).

3.1.3.1 Entnahmefrachten im Wasserwerk Hardtwald

Die weitaus besten Stoffflußdaten liegen für die Entnahmefrachten des Großwasserwerks Karlsruhe-Hardtwald vor. Sie wurden für Chlorid, Sulfat, Nitrat und Gesamtstickstoff (Nitrat, Nitrit und Ammonium), Calcium und Kalium in 5-Jahres-Schritten auf Monatsbasis berechnet. Grundlage waren monatliche Pumpraten und linear interpolierte, 2-3 mal jährlich bestimmte Rohwasserkonzentrationswerte.

Tab. 3.1.1: Rohwasserentnahmefrachten des Wasserwerks Hardtwald [t/a]

	1961	1988	Änderung für 1988, in % von 1961
Chlorid	73	166	+127
Sulfat	280	682	+143
Nitrat-N	4	9	+125
Gesamt-N	4	10	+150
Hydrogencarbonat	1480	2390	+ 61
Calcium	509	935	+ 84
Kalium	9	14	+ 56

Nach Tab. 3.1.1 beträgt die mittlere Zunahme der Frachten für die dargestellten Stoffe zwischen 5,5% und 2,1% p. a. Quantitativ bedeutsam sind die Massenanstiege von Hydrogencarbonat, Sulfat, Chlorid sowie Calcium; die *absoluten* Massenanstiege des Gesamtstickstoffs bleiben dagegen gering. Das Bild verfeinert sich, wenn die Entwicklung für die Einzelbrunnen betrachtet wird (vgl. Beitrag von D. Kaltenbach).

3.1.3.2 Atmosphärische Deposition

Als Datenbasis für die Abschätzung der Deposition lag nur eine etwa halbjährige Sondermeßreihe mit Bergeroff-Gläsern der LfU, Abt. Luft, für den Stadtkreis Karlsruhe aus dem Jahr 1985 vor (ca. 5 Analysen an 115 Stationen). Die Ablagerung von Stoffpartikeln an einer Glaswand erfaßt die im Freiland und erst recht im Wald auftretenden Depositionsraten nur unzureichend. Ergänzend wurden daher Literaturdaten herangezogen.

Tab. 3.1.2: Depositionsraten [kg/ha/a]

Parameter	SO ₄	Cl	NO ₃	N _{ges}
Nordteil				
Freiland	26,0	6,0	13,5	27,1
Wald	78,0	12,0	40,6	81,2
Südteil				
Freiland	28,0	5,0	6,6	13,1
Wald	84,0	10,0	19,7	39,4

Die in Tab. 3.1.2 angegebenen Depositionsraten wurden wie folgt ermittelt:

1. Zugrundegelegt wurde eine über den gesamten Untersuchungszeitraum 1965/1988 konstante Depositionsrate im Niveau der Karlsruher Messungen (arithmet. Mittelbildung bzw. Isolinienauswertung).

2. Zum Vergleich wurden Literaturdaten herangezogen (Niederschlagsanalysen der Fortlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg aus dem Zeitraum 1981-1986, Daten des UBA-Reinluftmeßnetzes und mesoskalige Modellrechnungen des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe). Dabei zeigte sich, daß die Messungen der LfU in einem plausiblen Wertebereich liegen.
3. Da Ammonium- und Nitritgehalte nicht mitgemessen worden waren, wurden die Nitratstickstoffwerte verdoppelt. Die Annahme, daß die NO_2 - und NH_4 -N-Gehalte etwa die Größenordnung des Nitrat-N erreichen, erschien nach den vorliegenden Daten am plausibelsten.
4. Wie die Literaturdaten zeigten, sind die Unterschiede zwischen Deposition unter Wald und unter Freiland deutlich größer als die Schwankungen im Zeitverlauf. Daher wird unter Übertragung der Verhältniszahlen an der Station Rotenfels/Schwarzwald zwischen Freiland- und Walddeposition differenziert (Wald:Freiland für SO_4 , NO_3 und $\text{N}_{\text{ges}} = 3:1$, für $\text{Cl} = 2:1$).
5. Durch Multiplikation mit den entsprechenden Flächenanteilen ergeben sich unter diesen Annahmen die in der Stoffbilanz (Tab. 3.1.5) aufgeführten Stoffflüsse aus der Deposition.

Die großen Unsicherheiten bei der Abschätzung des Beitrags der Deposition zur Stoffbilanz unterstreicht die Notwendigkeit des Aufbaus medienübergreifender integrierter Meßnetze in Stoffbilanzgebieten.

3.1.3.3 Düngung

Düngemiteleinträge können abgeschätzt werden durch

1. Gegenüberstellung von Düngemittelaufwand und Ernteentzug (auch in Verbindung mit Modellrechnungen, z. B. Anlauf und Kersebaum, 1988)
2. Frachtberechnung aus der Konzentration des oberflächennahen Grundwassers und der Grundwasserneubildungsrate (Böttcher, 1985)
3. Modellierung des (ungesättigten) Wasser- und Stoffflusses durch den Boden in Verbindung mit aufwendigen Vorortmessungen (Saugkerzenproben und Tensiometer- bzw. Neutronensondenmessungen; s. Duynisveld und Strebel, 1983).
4. Lysimetermessungen, auch in Verbindung mit Modellrechnungen (z. B. Schweiger u.a., 1989).

Im Projekt konnten die beiden erstgenannten Verfahren angewendet werden. Nur mit dem ersten Verfahren werden langjährige Werte gewonnen; wegen verschiedener Fehlerquellen lassen sich damit jedoch nur Schätzwerte ermitteln. Vorgegangen wird in drei Schritten:

1. Bestimmung des spezifischen Stoffeintrags e_i für Kulturart i nach der Bilanzgleichung

$$\text{WD}_i + \text{HD}_i - \text{EE}_i = e_i$$

mit

WD_i = Stoffeintrag (kg/ha) aus allen Wirtschaftsdüngerarten für Kulturart i

HD_i = Stoffeintrag (kg/ha) aus allen Handelsdüngerarten für Kulturart i

EE_i = Ernteentzug (kg/ha) der Kulturart i

2. Zusammenfassung der kulturartspezifischen Stoffeinträge e_j für Fruchtfolge j durch gewichtete Mittelung:

$$e_j = 1/k (g_1 * e_1 + \dots + g_k * e_k), \text{ wobei } g_1 + \dots + g_k = 1$$

Berücksichtigt wurden die beiden gebietstypischen Rotationen

Winterweizen : Mais = 1:1

Mais : Winterweizen : {Gerste, Rüben, Raps} = 1:1:1

für welche Flächennutzungsdaten ermittelt worden waren.

- 3 Bestimmung der Überschußmassen der beiden Fruchtfolgen durch Multiplikation mit den Flächenanteilen:

$$e_j * LN_j = E_j$$

Die Datengrundlage für diese Abschätzungen bildeten eine Befragung der im Untersuchungsgebiet wirtschaftenden Haupterwerbslandwirte und Angaben der örtlichen Zentralgenossenschaft (ZG). Darüber hinaus wurden (z.T. unveröffentlichte) Ernte-, Viehbestands- und Flächennutzungsstatistiken des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg für den Stadtkreis Karlsruhe sowie die "Beratungsgrundlagen" (1987) herangezogen.

Zur Abschätzung des Stoffzustroms infolge *Wirtschaftsdüngereinsatzes* wurde für die Jahre 1987/88 von einer Befragung der ortsansässigen Landwirte ausgegangen. Für die Langfristbetrachtung wurde die Entwicklung des Wirtschaftsdüngeranfall auf Basis der Viehbestandsstatistik des Stat. Landesamts und einschlägiger Tabellen der "Beratungsgrundlagen" (1987) geschätzt und in Stoffzustrom für Stickstoff, Phosphat und Kalium umgerechnet; die Chloridzufuhr aus Wirtschaftsdünger wurde vernachlässigt.

In ähnlicher Weise wurde der Stoffeintrag durch *Mineraldüngung* auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche abgeschätzt. Die Befragungsergebnisse wurden hier anhand der Düngemittellempfehlungen der ZG zurückextrapoliert.

Der *Ernteentzug* wurde auf Basis der Erntestatistik des Statistischen Landesamts und der Ableitung des ernteabhängigen Nährstoffentzugs anhand von Umrechnungstabellen der "Beratungsgrundlagen" geschätzt.

Aus dem Saldo von Düngemittelaufwand und Ernteentzug ergibt sich der *spezifische Düngemittelüberschuß*. Durch Mittelung über die Kulturartenanteile ergeben sich die Düngemittel-Stoffüberschußzahlen der beiden Rotationsarten (Tab. 3.1.3).

Tab. 3.1.3: Zeitlicher Verlauf des Düngemittel-Stoffüberschusses für 2 Rotationsarten (in kg/ha/a)

Stoff	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/87
Rotationsart "Mais" (1/2 Mais, 1/2 Winterweizen)						
N	28	45	90	99	98	72
P ₂ O ₅	74	87	86	81	92	89
K ₂ O	105	162	176	186	194	129
SO ₄	0	0	0	0	0	0
Cl	60	76	89	90	102	96
Rotationsart "Acker" (1/3 Mais, 1/3 Winterweizen, 1/3 Gerste-Rüben-Raps)						
N	9	27	65	83	79	53
P ₂ O ₅	71	78	80	81	86	76
K ₂ O	64	105	119	133	139	99
SO ₄	20	20	22	22	27	20
Cl	44	55	65	66	75	71

Für die Einzellenbilanz wurden die *Stoffüberschußmassen [t/a]* unter Bezug auf die jeweiligen Anbauflächen für Grünland und die beiden Hauptrotationen "Acker" und "Mais" getrennt nach nördlichem und südlichem Gebietsteil aufsummiert (vgl. Gesamtbilanzen in Tabn. 3.1.5). Allerdings stehen aus der Flächenstatistik nur Angaben für die Jahre 1965, 1975 und 1987 und nur zu den Kulturarten Mais, Ackerbau (Rotationsanbau) und Grünland zur Verfügung. Für den Maisanbau in 1975 und 1965 muß zudem eine Extrapolation über das statistische Anbauverhältnis vorgenommen werden.

Prinzipiell dürfen bei der hier durchgeführten Bilanzierung wegen verschiedener Fehlerquellen nur als Schätzwerte erwartet werden:

- Die größte Ungenauigkeit besteht beim Ansatz für den Düngemittelaufwand je Hektar, insbesondere unter Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngers.
- Die Abschätzung des Ernteentzugs beruht nicht auf gebietsspezifischen Daten, sondern auf statistischen Erntezahlen für den Stadt- und Landkreis Karlsruhe, sowie auf landesweit orientierten Tabellenwerten für den Nährstoffentzug der Kulturarten.
- Es darf nicht davon ausgegangen werden, daß der gesamte Düngemittelüberschuß bis zur Grundwasseroberfläche versickert. Vielmehr hängt der tatsächliche Stoffaustrag in komplexer Weise vom Witterungslauf, von den Zeitpunkten und Häufigkeiten der Düngemittelgabe und von weiteren Einflußgrößen ab.

Dennoch erscheinen die hier ermittelten Stoffeintragsdaten nicht zu hoch geschätzt, wie sich u. a. aus der Bilanz erweist.

3.1.3.4 Grünlandumbruch

Aufgrund der ermittelten Landnutzungshistorie war bekannt, daß im Untersuchungsgebiet seit 1950 in mehreren Phasen großflächige Grünlandumbrüche durchgeführt worden sind (vgl. den Beitrag von D. Kaltenbach). Aus anderen Untersuchungen ist bekannt, daß durch Grünlandumbruch in erheblichem Umfang Stickstoff und Schwefel aus Bodendepots mobilisiert werden kann; dieser Bilanzposten mußte daher berücksichtigt werden.

Die Stickstoff-Mineralisationsrate ist von zahlreichen Faktoren abhängig, von den Bodeneigenschaften (insbesondere Humus- und Tongehalt), aber auch den Klimabedingungen oder der Nachfolgekultur. Eine detaillierte Bestimmung all dieser Größen und ihres Einflusses auf die Mineralisationsrate konnte im Rahmen des Vorhabens nicht geleistet werden. Im übrigen sind die komplexen, bislang unzureichend geklärten Zusammenhänge Gegenstand größerer Forschungsvorhaben, z. B. der Arbeitsgruppe J. Richter, G. Richter, A. Anlauf und F. Aschenbrenner, TU Braunschweig. Im Rahmen einer Zusammenarbeit mit dieser Gruppe konnten für lehmige Böden, wie sie im landwirtschaftlich genutzten Teil des Untersuchungsgebietes weit verbreitet sind, u. a. aufgrund von Brutversuchen an Bodenproben aus dem Gebiet folgende mittlere Mineralisationsraten für den Umbruch von Grünland in Acker bestimmt werden:

Jahre nach dem Umbruch	0	10	25	50
Mineralisationsrate [kg N/ha/a]	272	222	174	128

Aus anderen Gebieten sind wesentlich höhere Raten bekannt. Zur Ermittlung der Stoffeinträge aus Grünlandumbruch im Zeitverlauf müssen die spezifischen Einträge mit den Flächen der jeweiligen Altersklasse multipliziert werden. Daher wurde wiederum auf Rasterdatenbasis (50x50m) eine Flächenbilanz erstellt, in der Umbruchflächen gegliedert in fünfjährige Alterstufen ausgewiesen werden. Da der genaue Umbruchzeitpunkt in der Regel unbekannt war, wurde zwischen den Erhebungszeitpunkten für die Landnutzung (1963, 1975 und 1987) nach einem einfachen Schema linear interpoliert. Aus der knotenweisen Berechnung unter Berücksichtigung des Umbruchzeitpunktes resultieren die mittleren Stickstoff-Einträge aus Grünland-Umbruchflächen in Tab. 3.1.6.

Auch organische *Schwefelverbindungen* werden nach Grünlandumbruch in erheblichem Umfang mineralisiert. Nach Beobachtungen von Kinzelbach und Strebel (1989) wird etwa mit einem Fünftel der Nitratmasse Sulfat gebildet. Diese Relation wurde hier übernommen, woraus sich die in Tab. 3.1.7 aufgeführten Sulfateinträge durch Grünlandumbruch ergeben.

3.1.3.5 Auftausalze Im Straßenwinterdienst

Als eine der wichtigen Chloridquellen war der Einsatz von Auftausalzen im Straßenwinterdienst zu untersuchen. Ausgangspunkt waren die Aufwandsmengen und Zusammensetzungen der von den drei Straßenbauverwaltungen (Landesamt für Straßenwesen für die Bundesautobahn, Straßenbauamt Karlsruhe für die Landes- und Kreisstraßen, Amt für Abfallwirtschaft der Stadt Karlsruhe für die Stadtstraßen) eingesetzten Handelssalze. Die Einsatzmengen waren nur für das jeweilige Gesamtstreckennetz aufgezeichnet und mußten aufgrund plausibler Annahmen auf den im Gebiet liegenden Streckennetzanteil verteilt werden. Für die Abschätzung des in den Boden versickernden Anteils der Auftausalze wird hier vereinfachend davon ausgegangen, daß bei grundsätzlich konstanten Aufwandsmengen in jedem Teilnetz auf Streckenabschnitten mit Entwässerung in die Straßenbankette eine vollständige Versickerung erfolgt, bei Entwässerung ins Kanalsystem jedoch keine Salzfracht in den Boden abgegeben wird.

Das Ergebnis dieser Abschätzung ist aus der Bilanztafel (Tab. 3.1.5) zu ersehen. Unter Vernachlässigung des geogenen Anteils im Gebiet entfällt etwa die Hälfte der in den Brunnen geförderten Salzfracht auf den Salzeinsatz im Straßenwinterdienst. Bei der Bewertung dieses Ergebnisses sind die Unsicherheiten beim Ansatz der Aufwandsmengen (Rückextrapolation der meist nur bis Mitte der 70er Jahre aufgezeichneten Aufwandsmengen und ihre Verteilung) und bei der Annahme der Versickerungsanteile zu berücksichtigen. Gleichwohl kann die eher nach unten angesetzte Schätzung als realistisch angesehen werden.

3.1.3.6 Deponien

Im Südteil des Untersuchungsgebiets liegen eine Reihe von Altdeponien, die z. T. vor oder während des Krieges, überwiegend aber kurz danach angelegt worden sind. Das Auffüllmaterial besteht vorwiegend aus Hausmüll und Bauschutt. Einige großflächige Auffüllungen mit Erdaushub und Bauschutt (z. B. das Hagsfelder Industriegebiet) sind Mitte der 70er Jahre angelegt worden, um trockenes Gelände zur Anlage von Gewerbeflächen zu gewinnen.

Aus ersten Gesamtbilanzbetrachtungen ergibt sich, daß die Sulfatbilanz auch nicht annähernd geschlossen werden kann, wenn die Gipsauslaugung aus diesen Ablagerungen nicht in Ansatz gebracht wird. Als Bezugsgrundlage zur Abschätzung der maximalen Quellstärke wurde die Sättigungskonzentration für Gips in Verbindung mit dem Wasserfluß aus der Grundwasserneubildung herangezogen. Über den Gipsanteil in den Deponien liegen keine Daten vor; er wurde mit 30% angesetzt. Die resultierende Quellstärke lag bei 900 kg/ha SO_4 . Wie aus der Bilanztafel (Tab. 3.1.7) hervorgeht, entfällt unter diesen Annahmen die gute Hälfte des Sulfatzustroms in das Bilanzgebiet aus Deponien.

3.1.3.7 Stoffaustausch mit Oberflächengewässern

Die Gewässeraustauschmengen wurden zunächst unverändert aus dem Strömungsmodell übernommen. Es stellte sich jedoch bald heraus, daß die Austauschmengen modifiziert werden mußten, damit die Stoffbilanz annähernd ausgeglichen werden kann.

In der Endvariante wurden Annahmen über eine im Zeitverlauf ansteigende Chloridkonzentration im Gewässer getroffen; aus der Beobachtung anderer Oberflächengewässer ist ein trendhafter Anstieg der Chloridgehalte belegt (z.B. für den Neckar). Für Stickstoff und Sulfat lagen keine Anhaltspunkte für eine notwendige zeitliche Konzentrationsänderung vor. Die maßgebliche Konzentration für die Exfiltration in die Oberflächengewässer wurde aus den gemessenen Feldkonzentrationen abgeleitet.

3.1.3.8 Stoffstrom über die äußeren Gebietsränder

Der Stoffzufluß über den Außenrand des Bilanzgebiets wurde aus Grundwasserkonzentrationsdaten am Gebietsrand abgeschätzt. Die Randkonzentrationen wurden aus Untersuchungsergebnisse eines Gutachtens sowie die räumliche Konzentrationsverteilungen aus den geostatistischen Auswertungen abgeschätzt (vgl. Beitrag von A. Bárdossy). Für die Konzentrationen des Zustroms aus dem Pliozän lagen Werte der Dreifachmeßstelle im Hardtwald vor. Nach Multiplikation mit den Wasserflüssen aus dem Strömungsmodell (als Saldo von Zu- und Abstrom) ergaben sich die Stofffrachten und damit die Stoffmassen.

3.1.4 Einsatz eines Geoinformationssystems für die Bestimmung der Stoffflußdaten und für ihre Umsetzung auf ein Modellraster

Bei der Abschätzung der einzelnen Stoffströme und ihre Aufbereitung zu Gesamtbilanzen müssen geometrische Beschreibungen der Flächen-, Linien- und Punktquellen mit ihren spezifischen Stoffströmen verbunden und über das Betrachtungsgebiet summiert bzw. für nachfolgende Transportberechnungsschritte diskretisiert werden. Für diese umfangreichen Bearbeitungsschritte stellen *Geoinformationssysteme (GIS)* Werkzeuge zur Verfügung, die im Projekt teilweise eingesetzt werden konnten.

Das Vorgehen erfolgt in fünf Schritten:

1. Schritt: Erhebung der Punkt-, Linien- und Flächenquellen und Festlegung ihrer räumlichen Lage unter Berücksichtigung zeitlicher Änderungen. Beispiele: Ermittlung infiltrierender Gewässerabschnitte, Abgrenzung von Deponieflächen, Kartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche für Bezugsjahre. Für die Bestimmung des Stoffeintrags infolge Grünlandumbruchs müssen *Landnutzungsänderungen* in räumlicher und zeitlicher Auflösung abgeleitet werden.
2. Schritt: Abschätzung der spezifischen Stoffeinträge je Flächen- oder Längeneinheit.
3. Schritt: Berechnung der Stoffteilströme durch Summation über die jeweiligen Strecken bzw. Flächen (Chlorideintrag infolge Einsatzes von Auftausalzen länges Straßen mit Bankettentwässerung).
4. Schritt: Erstellung von Gebietsgesamtbilanzen (Einzellenbilanzen) durch Aufsummierung aller Teilströme für jeden Einzelstoff.
5. Schritt: Umsetzung der Gesamtbilanzen auf ein Rasternetz.

Optimale Unterstützung würde ein hybrides GIS bieten, das es ermöglicht, die Schritte 1 - 4 vektorieill und damit unabhängig von Diskretisierungsbeschränkungen durchzuführen, und das im fünften Schritt die weitere Verarbeitung auf Rasterbasis erlaubt.

3.1.5 Einzellenbilanzen

Mit der Aufstellung von Gesamtbilanzen (Einzellenbilanzen) wird eine vollständige Durchmischung im Gesamtgebiet unterstellt; Transporteffekte bleiben unberücksichtigt. Damit werden die tatsächlichen Massenmüätze durch eine Einzellenbilanz nur sehr grob beschrieben. Einzellenbilanzen dienen auch nur dazu, die zahlreichen unsicheren Annahmen bei der Stoffstromabschätzung in einer ersten Stufe größenordnungsmäßig zu überprüfen und erste Hinweise auf die Bedeutung der einzelnen Komponenten zu gewinnen.

Da im Projekt eine numerische Transportberechnung von vornherein vorgesehen war, wurde auf eine Mehrzellenbilanz verzichtet. In anderen Fällen könnte diese eine verbesserte Näherungslösung für den Stoffumsatz eines Gebietes erlauben.

3.1.5.1 Chloridbilanz

Am einfachsten ist die Bilanzierung des Chlorids, das als konservativer Tracer behandelt werden kann. Nach der vorliegenden Gebietskenntnis ist die Chloridlösung aus dem Gestein mengenmäßig unbedeutend; daher ist die gesamte Chloridfracht der Brunnen auf anthropogene Stoffeinträge bzw. Stofffrachten über die Gebietsränder zurückzuführen. In Tab. 3.1.5 wird die Chlorid-Bilanz der Endvariante wiedergegeben, wobei hier wie in den folgenden Bilanzen die aus den Strömungsmodellrechnungen ermittelten Wasserflüsse angesetzt worden sind.

3.1.5.2 Stickstoff- und Sulfatbilanz

Bei der Aufstellung der Stickstoff- und Sulfatbilanzen müssen im Gegensatz zum Chlorid Stoffumsetzungen im Untergrund berücksichtigt werden. Ausgangspunkt für diese Annahme ist der im Vergleich zu den bekannten Nitratquellen im Vorfeld des Wasserwerkes sehr geringe Gehalt des Rohwassers an Gesamtstickstoff. Vorherrschende Stickstoffform bei den Stoffeinträgen ist das Nitrat, doch nehmen auch die reduzierten Stickstoffverbindungen (Nitrit, Ammonium) teilweise Werte an, die nicht vernachlässigt werden dürfen.

In Abhängigkeit vom Redoxzustand können im Verlaufe der Untergrundpassage mikrobielle Nitrifikations- oder Denitrifikationsprozesse ablaufen. Bei heterotropher Denitrifikation wird organische Substanz veratmet, bei autotropher wird die bei der Oxidation sulfidischer Verbindungen (insbesondere Pyrit) freiwerdende Energie ausgenutzt. In beiden Fällen dient im anaeroben Milieu Nitrat als Sauerstoffdonator.

Betrachtet man die Konzentrationsentwicklung im Rohwasser des Wasserwerks Hardtwald, so erscheinen beide Reaktionstypen denkbar. Für die heterotrophe Denitrifikation sprechen die erheblichen Anstiege der Hydrogenkarbonatgehalte, die im Südteil als Molarkonzentrationen mit 1.1 mmol/l im Zeitraum 1966/1980 die Sulfatanstiege mit unter 0.5 mmol/l deutlich übersteigen. Für die autotrophe Denitrifikation spricht die Tatsache, daß die insgesamt bekannten anderen Sulfatquellen den beobachteten Anstieg der Rohwasserkonzentration des Sulfats nicht zu erklären vermögen; zu diesen rechnen:

1. Geogene Sulfatquellen: Anhydritlagerstätten sind im mittleren Muschelkalk und im Tertiär anzutreffen. Beide Formationen sind in den an die quartären Kieslager angrenzenden Randschollen nicht anzutreffen. Vorstellbar wäre ein sulfathaltiger Zustrom mit dem Talgrundwasser der Pfinz in das Gebiet. Dies müßte allerdings in einer Sulfatfahne erkennbar sein. Belege dafür fehlen. Darüber hinaus kommt ein Aufstieg sulfatreicher Wässer aus dem Tertiär in Betracht. Allerdings fehlen, ausweislich der Beobachtungswerte an der Dreifachmeßstelle 250259-251259-252259, Belege für ein Vorkommen hochkonzentrierter Zuströmung. Nach allen vorliegenden Daten lagen die Randkonzentrationen deutlich unter den beobachteten Rohwasserkonzentrationen.
2. Flächenhafter Sulfateintrag infolge Deposition aus der Atmosphäre.
3. Sulfateinträge aus der Landwirtschaft: Sulfatische Düngung und Grünlandumbruch.
4. Eintrag von Sulfat mit dem Gewässeraustausch.
5. Punktförmiger Eintrag von Sulfat durch Lösung von Gips aus Bauschuttdeponien sowie möglicherweise aus undichten Kanalisationen.

Die Stickstoffbilanz ist gekennzeichnet von Einträgen, die um das 10- bis 20fache über den Austrägen liegen. In den Tab. 3.1.6 und 3.1.7 sind jeweils für den Zeitraum 86-88 die Stickstoff- bzw. Sulfatbilanz dargestellt.

Die notwendige Größenordnung des Nitrat-Abbaus im Untergrund liegt zwischen 400 und 800 t NO_3/a . Andererseits liegen die Sulfatausträge ohne Berücksichtigung der Konzentrationssteigerung im Gebiet im Süden etwa 100 t über den Einträgen. Unterstellt man zusätzlich eine Konzentrationssteigerung im Feld in der Größenordnung wie beim Rohwasser, so fehlen bis zu 359 t Sulfat p.a., die durch autotrophe Denitrifikation gebildet worden sein müssen.

Bucht man die unter diesen Annahmen denitrifizierten Massen an Nitrat in die Nitratbilanz um, so erhält man die durch heterotrophe Denitrifikation aus dem System entfernten Nitratmassen p.a.. Den korrespondierenden Anstiegen der Hydrogenkarbonatmassen entsprechen rechnerische Gebietskonzentrationsanstiege, die im Süden nur die knappe Hälfte, im Nordteil jedoch das Doppelte der beobachteten Rohwasserkonzentrationsanstiege ausmachen.

3.1.5.3 Vergleich mit gemessenen Grundwasserneubildungsfrachten

Vergleicht man die aus gemessenen Konzentrationen und der Grundwasserneubildung berechneten Eintragsfrachten (Tab. 3.1.4) mit den aus Befragungen abgeschätzten und zur Bilanzierung angesetzten Werten der vorangegangenen Abschnitte, ergeben sich besonders bei Stickstoff und Sulfat erhebliche Differenzen.

Tab. 3.1.4: Stickstoff- und Sulfateinträge im landwirtschaftlich genutzten Vorfeld des Wasserwerkes Karlsruhe-Hardtswald für die Jahre 1988-1990

Grundwasser- neubildung Standort	l/s/km ²	Nitrat		Ammonium		ges.N	Sulfat	
		Konz. mg/l	Fracht kg/ha/ a	Konz. mg/l	Fracht kg/ha/ a	Fracht kg/ha/ a	Konz. mg/l	Fracht kg/ha/a
Alter Bach	13	1,4	6	0	0	1,4	26,3	108
Säust. Feld	13	42,6	175	0	0	40,0	25,9	106
Füllbruch	3	62,5	59	0,1	0	13,3	99,2	94
Brühl Nord	6	3,1	6	1,4	2,6	3,4	11,8	22
Steinbrücke	6	47,0	59	0,5	0,9	14,0	64,5	122
Saumhang	6	28,7	54	0	0	12,2	48,5	92
Brühl Süd	6	0,4	1	1,0	1,9	1,8	42,5	80
Kirchfeld	6	70,6	134	0	0	30,3	50,8	96
Lange Äcker	13	72,4	297	0	0	67,0	49,1	201
Mittel	- -	36,5	89	0,3	0,6	24,2	46,5	102

Quelle : Grundwasserneubildung aus HGK Karlsruhe - Speyer Konzentrationen aus Projekt-Analysen

Die berechnete Stickstofffracht von 24,2 kg/ha/a steht dem abgeschätzten Wert von 75 kg/ha/a entgegen. Beim Sulfat ist der berechnete Wert von 102 kg/ha/a wesentlich größer als die in der Bilanz angesetzten 45 kg/ha/a. Beim Stickstoff kann die Differenz mit heterotropher Denitrifikation erklärt werden, die im Bereich der Standorte Brühl Süd und Nord mit den tonig-lehmigen und torfhaltigen Deckschichten sehr wahrscheinlich ist. Beim Sulfat sind möglicherweise einige Quellen wie Bauschuttdeponien bei der Bilanzierung nicht ausreichend berücksichtigt.

3.1.6 Abschließende Beurteilung

Die Ergebnisse der Einzelzellenbetrachtung können wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Die abgeschätzten Stoffeinträge für Chlorid, Nitrat und Sulfat lassen sich in ihrer Größenordnung über einen 30jährigen Bilanzierungszeitraum mit den beobachteten Rohwasserentnahmefrachten befriedigend in Übereinstimmung bringen. Für Nitrat und Sulfat kann die Bilanz jedoch nur unter der Annahme erheblicher Stoffumsetzungen im Untergrund geschlossen werden.

2. Präzisere Stoffbilanzen setzen eine detaillierte Langzeitkenntnis der räumlichen Konzentrationsverteilung voraus, der räumliche Mittelwert der Konzentration muß sehr genau gebildet werden.
3. Die Plausibilität der Eintragsabschätzung kann wesentlich verbessert werden, wenn das Bilanzgebiet räumlich gegliedert bilanziert wird und zusätzlich die räumliche Konzentrationsverteilungen sowie der zeitliche Verlauf der Konzentrationsentwicklung in den Brunnen unter den getroffenen Annahmen verglichen wird mit Beobachtungswerten. Eine derartige Vergleichsmöglichkeit bieten numerische Transportmodellrechnungen, über die nachfolgend berichtet wird.

Die Einrichtung langfristig beobachteter Repräsentativgebiete bietet wesentlich verbesserte Voraussetzungen zur Aufklärung von Transport und Umsetzungsvorgängen im Untergrund. Der Betrieb von Dauerbeobachtungsflächen ist im Rahmen von Forschungsprojekten kaum jedoch kaum zu leisten. Hier zeichnet sich eine wichtige Zukunftsaufgabe für Landesmeßnetze ab, die im Zusammenwirken von Land, Kommunen und Wasserversorgungsunternehmen angegangen werden sollte.

Literatur

Anlauf, R., und K. C. Kersebaum (1988): Modelle für Prozesse im Boden. Stuttgart (Enke).

Beratungsgrundlagen (1987): Informationen für die Pflanzenproduktion - Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland. Bearbeitung: Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim, Staatl. Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft Aulendorf, LUFA Augustenberg. Ministerium für Ländlichen Raum, Landwirtschaft und Forsten, Stuttgart.

Böttcher, J., und O. Strebel (1985): Die Nitratkonzentration des Grundwassers von Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzungsverteilung. Wasser und Boden, 37, S. 383-387.

Duynisveld, W. H. M., und O. Strebel (1983): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. Umweltbundesamt.

Duynisveld, W. H. M., O. Strebel, J. Böttcher und W. Kinzelbach (1989): "Longterm prognosis of the groundwater quality as influenced by land use and land use changes in the Fuhrberger Feld using numerical solute transport models. Proc. Int. Sym. on Contaminant Transport in Groundwater, Stuttgart.

Frind, E. O., W. H. M. Duynisveld, O. Strebel, and J. Böttcher (1990): Modeling of Multicomponent Transport With Microbial Transformation in Groundwater: The Fuhrberg Case. Water Res. Res., 26, S. 1707-1719.

Rohmann, U., und H. Sontheimer (1985): Nitrat im Grundwasser. Frankfurt (ZFGW-Verlag).

Schweiger, P., V. Binkele und R. Traub: Nitrat im Grundwasser. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, Band 20. Stuttgart (Ulmer).

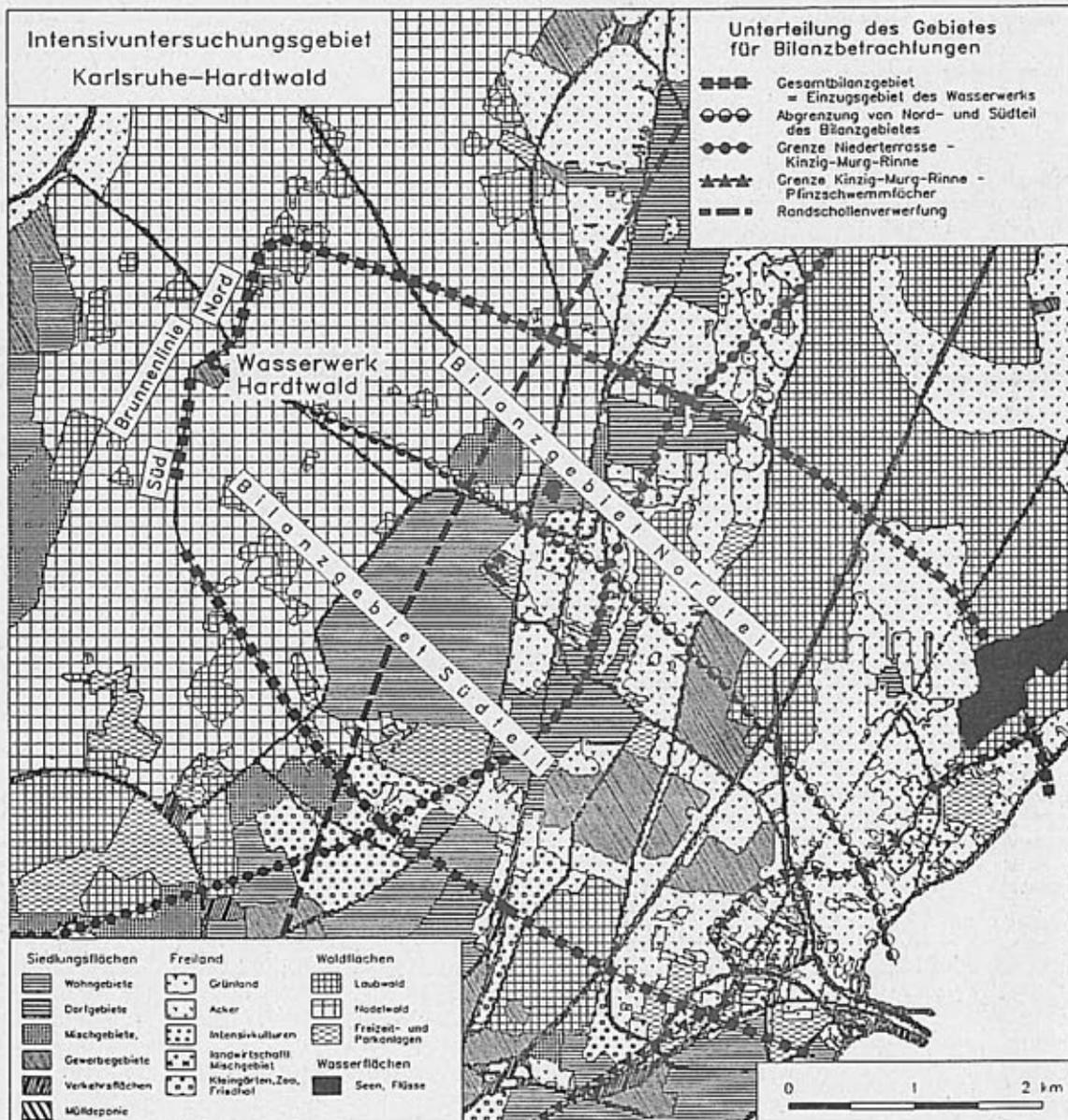


Abb. 3.1.1: Teilräume der Bilanzierung

Tab. 3.1.5: Jährliche, 5jährig gemittelte Chloridbilanzen

Einzugsgebiet des Wasserwerks Karlsruhe-Hardtswald - Chloridbilanz [t/a]							
	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/88	
Rohwasserentnahmefracht, entspricht GESAMTAUSTRAG Chlorid							
- Nordteil	25	42	56	52	50	51	
- Südteil	48	79	105	106	103	115	
- Gesamtgebiet	73	121	161	157	153	166	
Luftbelastung/Deposition							
- Nordteil	7	7	7	7	7	7	
- Südteil	12	12	12	11	11	11	
- Gesamtgebiet	20	19	19	19	18	18	
Landwirtschaft/Düngung: Düngemittleinsatz							
- Nordteil	11	13	16	17	18	17	
- Südteil	35	42	49	48	49	44	
- Gesamtgebiet	46	55	66	65	67	61	
Randzustrom							
- Nordteil	0	0	0	0	0	0	
- Südteil	10	10	10	10	10	10	
- Gesamtgebiet	10	10	10	10	10	10	
Gewässeraustausch (netto, als Eintrag positiv)							
- Nordteil	12	12	16	16	24	24	
- Südteil	-8	-8	0	0	17	17	
- Gesamtgebiet	4	4	16	16	41	41	
Straßenwinterdienst							
- Nordteil	7	10	13	14	20	18	
- Südteil	27	47	59	66	80	65	
- Gesamtgebiet	34	57	71	80	100	82	
GESAMTEINTRAG Chlorid							
- Nordteil	36	42	52	54	69	65	
- Südteil	77	103	130	135	166	146	
- Gesamtgebiet	113	146	182	189	236	212	
BILANZDIFFERENZ Chlorid							
	11	0	-4	2	19	15	
- Südteil	29	24	25	30	63	31	
- Gesamtgebiet	40	24	21	32	82	45	
der Bilanzdifferenz entsprechende Änderung der mittleren Gebietskonzentration [mg/l]							
	1961-87	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/88
- Nordteil	7.1	1.8	0.0	-0.7	0.4	3.2	2.4
- Südteil	13.9	2.0	1.7	1.7	2.0	4.3	2.1
- Gesamtgeb.	11.9	1.9	1.2	1.0	1.5	4.0	2.2

Tab. 3.1.6: Jährliche, 5jährig gemittelte Stickstoffbilanzen

Einzugsgebiet des Wasserwerks Karlsruhe-Hardtswald: Stickstoffbilanz [t/a]						
	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986-87 *
ROHWASERENTNAHMEFRACHT [t N/a]						
- Nordteil	1.1	2.1	2.4	2.2	3.0	2.6
- Südteil	3.2	4.9	7.3	5.9	6.8	7.2
- Summe	4.3	7.0	9.7	8.1	9.8	9.8
Luftbelastung/Deposition						
- Nordteil	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6
- Südteil	13.8	13.8	13.8	13.8	13.8	13.8
- Summe	21.5	21.5	21.5	21.5	21.5	21.5
Landwirtschaft/Düngung: Düngemiteleintrag-Ernteentzug						
- Nordteil	1.3	4.6	12.8	17.4	17.1	11.3
- Südteil	4.6	14.9	40.5	52.8	47.6	30.5
- Summe	6.0	19.5	53.2	70.2	64.6	41.8
Grünlandumbruch						
- Nordteil	25.3	32.7	38.6	39.6	36.0	36.0
- Südteil	22.7	33.0	45.8	46.6	41.7	41.7
- Summe	47.9	65.7	84.4	86.1	77.7	77.7
Gewässeraustausch (netto, als Eintrag positiv)						
- Nordteil	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3
- Südteil	5.7	5.7	5.7	5.7	5.7	5.7
- Summe	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0
Randzustrom						
- Nordteil	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
- Südteil	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8
- Summe	6.4	6.4	6.4	6.4	6.4	6.4
GESAMTEINTRAG Stickstoff [t N/a]						
- Nordteil	40.1	50.8	64.9	70.4	66.6	60.8
- Südteil	51.6	72.2	110.6	123.7	113.6	96.5
- Summe	91.7	123.0	175.5	194.1	180.2	157.3
Bilanzdifferenz I [t N/a]: Eintrag - Austrag						
- Nordteil	39.0	48.7	62.5	68.2	63.6	58.2
- Südteil	48.5	67.4	103.3	117.8	106.8	89.3
- Summe	87.4	116.1	165.8	186.0	170.4	147.5
Bilanzdifferenz I [t NO₃/a]						
- Nordteil	172.6	215.7	276.7	302.2	281.6	257.7
- Südteil	214.7	298.3	457.6	521.6	473.0	395.7
- Summe	387.3	514.0	734.3	823.8	754.6	653.4
Nitratabbau heterotrophe Denitrifikation [t NO₃/a]						
- Nordteil	-156.8	-141.0	-170.4	-202.0	-178.4	-142.7
- Südteil	-193.7	-171.5	-204.9	-457.5	-427.3	-315.3
- Summe	-350.5	-312.5	-375.3	-659.5	-605.7	-458.0

Neubildung dHCO ₃ [t/a]							
- Nordteil	154.3	138.7	167.7	198.7	175.6	140.4	
- Südteil	190.6	168.7	201.6	450.1	420.4	310.2	
- Summe	344.9	307.4	369.3	648.8	595.9	450.6	
der Neubildung entsprechende Erhöhung der mittl. Gebietskonzentration [mmol HCO ₃ /l]							
	1961-87	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/88
- Nordteil	0.52	0.08	0.07	0.09	0.11	0.09	0.08
- Südteil	0.39	0.04	0.04	0.05	0.10	0.09	0.07
- Summe	0.43	0.05	0.05	0.06	0.10	0.09	0.07
Nitratabbau durch autotrophe Denitrifikation [t NO ₃ /a]							
- Nordteil	-454	-5.6	-64.5	-96.1	-90.1	-93.0	-104.9
- Südteil	-445	3.2	-102.6	-228.4	-39.8	-21.5	-56.1
- Summe	-899	-2.3	-167.1	-324.5	-129.9	-114.4	-161.0
Gesamtabbau [t NO ₃ /a]: heterotrophe + autotrophe Denitrifikation							
- Nordteil		-162.4	-205.5	-266.5	-292.0	-271.4	-247.5
- Südteil		-190.4	-274.0	-433.3	-497.3	-448.7	-371.4
- Summe		-352.9	-479.5	-699.9	-789.3	-720.1	-618.9
Bilanzdifferenz II [t NO ₃ /a]: Eintrag-Austrag-Abbau							
- Nordteil		10.2	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2
- Südteil		24.3	24.3	24.3	24.3	24.3	24.3
- Summe		34.4	34.4	34.4	34.4	34.4	34.4
Bilanzdifferenz II [t N/a]							
- Nordteil		2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3
- Südteil		5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5
- Summe		7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8
der Bilanzdifferenz II entspr. Änderung der mittl. Gebietskonz.[mg/l NO ₃]							
- Nordteil	10.0	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7
- Südteil	10.0	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7
- Summe	10.0	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7

Tab. 3.1.7: Jährliche, 5jährig gemittelte Sulfatbilanzen

SULFATBILANZ	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/88
ROHWASSERENTNAHMEFRACHT						
- Nordteil	87	157	195	188	189	200
- Südteil	193	363	508	473	448	482
- Summe	280	520	703	661	636	682
Luftbelastung/Deposition						
- Nordteil	45	44	44	44	43	43
- Südteil	91	87	84	82	79	78
- Summe	135	131	128	126	122	121

Landwirtschaft: Düngemittleinsatz-Ernteentzug

- Nordteil	3	3	3	3	3	2
- Südteil	10	11	11	11	11	8
- Summe	13	15	15	14	14	10

Grünlandumbruch

- Nordteil	15	20	23	24	22	22
- Südteil	14	20	27	28	25	25
- Summe	29	39	51	52	47	47

Gewässeraustausch (netto, als Eintrag positiv)

- Nordteil	36	36	36	36	36	36
- Südteil	-29	-29	-29	-29	-29	-29
- Summe	7	7	7	7	7	7

Randzustrom

- Nordteil	12	12	12	12	12	12
- Südteil	40	40	40	40	40	40
- Summe	52	52	52	52	52	52

Gipslösung aus Deponien

- Nordteil	1	1	1	1	1	1
- Südteil	217	267	267	443	443	443
- Summe	218	268	268	444	444	444

GESAMTEINTRAG Sulfat

- Nordteil	111	116	119	119	116	115
- Südteil	342	395	401	575	570	565
- Summe	453	511	520	693	686	680

BILANZDIFFERENZ I für Sulfat: Eintrag-Austrag

- Nordteil	24	-41	-76	-69	-72	-85
- Südteil	149	32	-107	101	122	83
- Summe	173	-9	-183	32	49	-2

Sulfatbildung durch autotrophe Denitrifikation

- Nordteil	6	71	106	100	103	116
- Südteil	-4	113	253	44	24	62
- Summe	3	185	359	144	127	178

BILANZDIFFERENZ I: Eintrag-Austrag+Sulfatbildung durch autotr. Denit.

- Nordteil	31	31	31	31	31	31
- Südteil	146	146	146	146	146	146
- Summe	176	176	176	176	176	176

der Bilanzdifferenz II entsprechende mittlere Änderung der Gebietskonzentration [mg/l]

	1961-87	1961-65	1965-70	1971-75	1976-80	1981-85	1986/88
- Nordteil		5	5	5	5	5	5
- Südteil		10	10	10	10	10	10
- Summe		8.5	8.5	8.5	8.5	8.5	8.5

3.2. Modellgestützte Auswertungen (J. Herzer)

Der Text lag bei Redaktionsschluß leider nicht vor. Ersatzweise werden die entsprechenden Abschnitte der Zusammenfassung des Abschlußberichtes wiedergegeben.

3.2.1 Vorgehensweise

Bei der Darstellung der Untersuchungsergebnisse war bereits auf die Grenzen einer Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit mit Hilfe von Primärstatistiken hingewiesen worden. Eine Hauptaufgabe des Projektes war es, die Voraussetzungen, Interpretationsmöglichkeiten aber auch den Aufwand darzustellen, die durch weitergehende Auswerteverfahren gegeben sind.

Als deterministischer Ansatz wurde ein Transport- und Gütemodell erstellt. Solche Modelle ermöglichen nicht nur eine weit über die mit den Hilfsmitteln der Primärstatistik oder der Dateninspektion hinausgehende Interpretation der festgestellten Gesamtsituation, sondern sie ermöglichen insbesondere auch Prognosen.

Ein Transport- und Gütemodell baut auf

- einem geeichten Grundwassermengenmodell
- zeitlich und flächig differenzierten Stoffein- bzw. -austragsdaten
- der Ankopplung von unterschiedlichen Reaktionsteilmodellen an ein Transportmodell für konservative Wasserinhaltsstoffe

auf.

3.2.2 Strömungs- und Laufzeitenmodell

Für die Modellierung der Grundwasserströmung in Gebieten von der Größenordnung des Untersuchungsgebietes und unter den dort gegebenen Randbedingungen ist ein horizontal-ebenes aber gegebenenfalls mehrschichtiges Strömungsmodell das richtige Instrument, da für 3-D-Modelle sonst ein Mißverhältnis zwischen Modellaufwand und Datenbasis entsteht.

Für das Untersuchungsgebiet konnte auf das Großraummodell "Karlsruhe-Speyer" (Modellfläche: 1.520 km², dreistöckig, quadratisches 1-Kilometer-Raster mit 44 x 53 Knoten) zurückgegriffen werden. Wegen der höheren Anforderungen, die eine Transportuntersuchung an die Nachbildung der Strömungssituation stellt, erwies sich bei näherer Betrachtung die Notwendigkeit zu umfangreichen Nacheichungen. Außerdem ist z.B. zur Nachbildung der Konzentrationsganglinien in den Brunnen des Wasserwerks oder zur Erfassung des Gewässereinflusses in der Regel eine feinere Diskretisierung notwendig. Im vorliegenden Fall wurde in das Großraummodell mit 1-km-Knoten-Abstand ein Modell mit einem 250 m-Raster eingebettet, das zusätzlich entsprechend der mittleren Strömungsrichtung gedreht wurde. Mit diesem Modell wurden auch Bahnlinien und Laufzeiten ermittelt.

Der Schwerpunkt der Überarbeitung des bestehenden Großraummodells bestand in der Anpassung der Modelltransmissivitäten und der Grundwasserneubildung an den in der Hydrogeologischen Kartierung (HGK) dokumentierten aktuellen Kenntnisstand. Daraus ergab sich die Notwendigkeit, auch alle übrigen hydrologischen Einflußgrößen auf Plausibilität zu überprüfen und gegebenenfalls zu korrigieren. Daneben wurde auch die Stockwerksgliederung des Ausgangsmodells im Hinblick auf die Betrachtungen zum Stofftransport geändert: statt wie ursprünglich Oberes und Mittleres Kieslager in Teilgebieten in einem Modellstockwerk zusammenzufassen, wurden sie im gesamten Modellgebiet zwei separaten Modellstockwerken zugewiesen.

Das Modell Karlsruhe-Speyer wurde für langfristig mittlere Verhältnisse stationär nachgeeicht. Das stationär geeichte Modell ist als Basis für die Beurteilung langfristiger Veränderungen (Jahrzehnte) der Grundwasserbeschaffenheit ausreichend.

Die Nacheichung und insbesondere die Einführung der Transmissivitätsverteilung der HGK für das obere Stockwerk erbrachte insgesamt eine entscheidende Verbesserung in der Nachbildung der Strömungsverhältnisse, vor allem der Strömungsrichtung. Die Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen für den Zeitraum 1978/81, dessen mittlere hydrologische Verhältnisse dem Modell zugrunde liegen, ist sehr gut.

Das verdichtete 250 m-Modell "Karlsruhe" umfaßt etwa den überarbeiteten Gebietsausschnitt im Südosten des Modells "Karlsruhe-Speyer". Die Drehung des Modellgitters nach der Hauptströmungsrichtung verbesserte die modelltechnischen Voraussetzungen. Umfangreichere Anpassungsarbeiten erforderten vor allem die Gewässer.

Die Nacheichung konnte anhand der guten Übereinstimmung der gemessenen mit den berechneten Grundwasserständen für die Trockenperiode 72/76 verifiziert werden.

Ein wesentliches Ergebnis aus dem Grundwassermengenmodell sind die Wasserbilanzen. Sie zeigen einen geringen (22%), bzw. sehr geringen (6%) Anteil des zweiten (MKL) bzw. dritten (AQ+PL) Stockwerks am gesamten Wasserumsatz im Modellgebiet (331 Mio. m³/pro Jahr).

Aufbauend auf dem Strömungsmodell Karlsruhe wurden für den oberen Grundwasserleiter Bahnlinien und Laufzeiten berechnet. Die Strömung im unmittelbaren Nahfeld des Brunnen wurde dabei durch ein analytisch definiertes Geschwindigkeitsfeld detailliert erfaßt. Die Bahnlinien verdeutlichen z.T. Effekte, die in Grundwassergleichenplänen kaum zu erkennen sind, wie die Reduktion der Exfiltration des Grundwassers in den Pflanzlastungskanal beim Übergang vom mittleren zu niedrigen Grundwasserständen.

Zur Untersuchung der Stofftransportprozesse wurde auf der Basis des 250 m-Strömungsmodells Karlsruhe das Detailmodell "Hardtwald" aufgebaut. Es hat dieselbe Diskretisierung wie das Strömungsmodell, ist jedoch nur einschichtig und umfaßt im wesentlichen nur das Einzugsgebiet des Wasserwerks Hardtwald. Der Stoffaustrag aus diesem Gebiet erfolgt hauptsächlich über die Brunnen des Wasserwerks Hardtwald, deren Entnahmefrachten seit 1965 bekannt sind. Da die Brunnen das OKL und das MKL gemeinsam erschließen, ist eine getrennte Erfassung der beiden jungquartären Grundwasserleiter im Detailmodell Hardtwald nicht unbedingt notwendig.

Der Prognosezeitraum erstreckt sich bis zum Jahr 2000, wobei alle Randbedingungen auf dem Niveau der Jahre 1981/85 angesetzt werden. Für den bei der Transportmodellierung betrachteten Gesamtzeitraum von 1950-2000 wurde die Strömung mit dem Grundwasserströmungsmodell Karlsruhe jeweils für 5-Jahresperioden stationär berechnet.

3.2.3 Transport

Zur Berücksichtigung der Transport- und Umwandlungsvorgänge wurde das Modell CHEMFLO eingesetzt. Dieses setzt sich aus eigenständigen Teilmodellen für Strömung, Transport und Reaktionsprozesse zusammen. Die Einbeziehung beliebiger Reaktionsprozesse ist bausteinartig möglich. Für das Detailmodell Hardtwald wurde gebietsabhängig z.T. nur hetero-, z.T. nur autotrophe Denitrifikation, z.T. aber auch beide Vorgänge nebeneinander angesetzt.

Mit dem Modell wurde die Auswirkung der abgeschätzten Stoffeintragsraten sowie der angesetzten Transport- und Abbauparameter auf die Konzentrationsentwicklung in den Brunnen des Wasserwerks Hardtwald und auf die räumliche Konzentrationsverteilung im Vorfeld berechnet. Der Vergleich der Modellergebnisse mit den Meßwerten ermöglicht die Beurteilung und schrittweise Verbesserung der Hypothesen zum Abbau und zu den Stoffeinträgen sowie der Prozeßparameter.

Die zuvor ermittelten nutzungsspezifischen Stoffeinträge wurden mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) mit den im 50 x 50 m-Raster bekannten Landnutzungszuständen verschnitten und daraus der flächig und zeitlich differenzierte Stoffinput ermittelt.

Die Überprüfung der Stoffeinträge und Prozeßparameter erfolgte zunächst für das als konservativ betrachtete Chlorid. Im zweiten Schritt wurde die wesentlich aufwendigere simultane Simulation der Nitrat- und Sulfatentwicklung durchgeführt.

Die als Anfangsbedingung benötigte räumliche Konzentrationsverteilung für 1961 war unbekannt. Da für die Ausbildung der Verteilung infolge geänderter Inputdaten etwa 15 bis 20 Jahre benötigt werden, wurde die Simulation unter Verwendung der Randbedingungen von 1961 bereits für das Jahr 1950 gestartet, um eine verbesserte Schätzung der flächigen Konzentrationsverteilung zu Beginn des Bilanzierungszeitraums zu erhalten.

Untersucht wurden die Einzelbeiträge von 6 verschiedenen Stoffquellen zu den in den Brunnen des Wasserwerks gemessenen Chloridkonzentrationen. Danach ergaben sich z.B. für 1986/1988 die höchsten Beiträge aus der landwirtschaftlichen Düngung (7 mg/l) und aus dem Winterdienst (je nach Brunnen 2-5 mg/l), alle anderen Beiträge lagen in vergleichbarer Größenordnung zwischen ca. 1 und 3 mg/l. Diese Ergebnisse entsprechen etwa den Abschätzungen im Abschnitt 6.3. Abschließend wurde die flächige Konzentrationsverteilung im Vorfeld aus gemessenen und berechneten Werten verglichen. Dieser Vergleich wird insbesondere durch zwei, die gemessene Verteilung stark verzerrende Einzelwerte negativ beeinflusst. Außerdem werden im Gütemodell die Chloridkonzentrationen generell etwas unterschätzt. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die im Modell beschriebenen Tiefenmittelwerte aufgrund der beobachteten Profile von den gemessenen Werten abweichen können, da die Meßstellen überwiegend nur die oberen Meter des Aquifers erschließen.

Die Modellierung der Nitrat-, Sulfat- und der aus dem Nitratabbau resultierenden Hydrogencarbonatkonzentrationen erfordert zusätzlich Informationen über die Abbauprozesse. Für die Interpretation der Meßwerte erwies es sich im vorliegenden Fall als sinnvoll, gebietsabhängig sowohl autotrophe, heterotrophe als auch beide Abbaumechanismen nebeneinander anzusetzen. Das Modell CHEMFLO bietet die Möglichkeit der Ankoppelung entsprechender Reaktionsteilmodelle. Im Rahmen der Anpassung des Modells wurden wiederum einerseits

- die gemessenen Konzentrationsganglinien im Brunnen des Wasserwerks Hardtwald und andererseits
- die gekrigte flächige Konzentrationsverteilung im Vorfeld

den berechneten Konzentrationen gegenüberstellt. Dadurch konnte der Anteil der verschiedenen Stoffquellen quantifiziert werden.

Den größten Beitrag zum Sulfatanstieg in den Brunnen ergibt sich nach den Stoffeintragsabschätzungen im nördlichen Gebiet aus dem Grünlandumbruch und im südlichen Gebiet aus Altablagerungen und Kanalisation. Der Beitrag der Landwirtschaft zur Konzentrationsentwicklung wird entscheidend durch die zweifellos stattfindenden Denitrifikationsvorgänge bestimmt. Eine große Rolle spielt dabei die Annahme, daß beide Denitrifikationstypen vorkommen. Ob die autotrophe Denitrifikation in dem angenommenen Ausmaß die Umsetzung des Nitrats bestimmt, ist vor allem von der Abschätzung der Einträge aus dem Grünlandumbruch abhängig. Für den Zeitraum, für den eine ausreichende Anzahl von Beobachtungen im Gebiet vorliegen, scheint der Beitrag des Grünlandumbruchs im Modell überschätzt. Für vergangene Zeiträume fehlen die Beobachtungen, die die Modellannahme stützen könnten. Daher kann nur die zukünftige Entwicklung der Sulfatkonzentrationen letztlich über die Richtigkeit der Abschätzungen Aufschluß geben. Falls der Grünlandumbruch tatsächlich die entscheidende Ursache für den Sulfat- und Hydrogencarbonatanstieg in den nördlichen Brunnen ist, müssen die Konzentrationen in den nächsten Jahren zumindest ihr Niveau beibehalten und später deutlich zurückgehen. Sollte der Einfluß des Grünlandumbruchs überschätzt worden sein, kann der beobachtete Anstieg der Sulfatkonzentration in den nördlichen Brunnen nur durch einen deutlich größeren Beitrag aus der landwirtschaftlichen Düngung oder durch einen mit der Zeit stark angewachsenen Beitrag aus der atmosphärischen Deposition erklärt werden.

Die Modelluntersuchung kann die Ursache für die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit nicht mit letztlcher Sicherheit klären. Sie liefert jedoch wichtige Hinweise auf die Wirkung der möglichen Einflußgrößen. Die Anstiege der Sulfatkonzentrationen in den Brunnen werden durch das Modell nachvollzogen. Auch die Konzentrationsverteilung im Vorfeld wird ausreichend plausibel wiedergegeben.

Das Modell bietet die weitestgehende Möglichkeit zur Interpretation der gemessenen Werte. Die Kenntnis der Transportwege ist eine Mindestvoraussetzung für einen rationalen Messnetzentwurf. Durch die Möglichkeit zur Simulation der Auswirkung von Maßnahmen und zur Prognose bietet das Modell das dringend erforderliche Werkzeug zum vorbeugenden Grundwasserschutz. Es muß darum als notwendige Konsequenz der Entscheidung zur meßtechnischen Erfassung und Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit folgen. Entscheidend für die Bewertung eines Modells ist aber ein detaillierter Vergleich mit Meßdaten aus Situationen, die nicht beim Modellaufbau verwendet wurden, also eine Verifizierung. Informationstechnische Entwicklungen ohne einen solchen Praxistest spiegeln eine Machbarkeit oder "Managebarkeit" von Umweltproblemen vor, der grundsätzlich widersprochen werden muß.

Der Aufbau eines zuverlässigen, prognosefähigen Grundwasserströmungsmodells (geeicht und verifiziert) für ein Gebiet der Größe des Modells Karlsruhe erfordert einen erheblichen Zeitaufwand (2-3 Mannjahre). Der Aufwand wird durch die Größe und Komplexität des Gebiets, durch die zu beantwortenden Fragestellungen und die verfügbaren modelltechnischen Hilfsmittel (Modellinfrastruktur) entscheidend bestimmt. Aussagen zum Stofftransport stellen in der Regel höhere Anforderungen an das zugrundeliegende Grundwasserströmungsmodell als Aussagen zur Wasserbilanz bzw. zum Grundwasserstand. Aufbauend auf einem zuverlässigen Grundwassermodell können auch ohne Stofftransportmodellierung bereits zahlreiche Fragen im Zusammenhang mit der Grundwasserbeschaffenheit und deren meßtechnischer Erfassung beantwortet werden.

Empfehlung:

Trotz des einmaligen, hohen Aufwandes für die Modellerstellung sollten zumindest in Repräsentativgebieten die Möglichkeiten von Grundwasserströmungsmodellen genutzt werden. Zur Reduktion des Aufwands sind geeignete modelltechnische Werkzeuge und weitergehende Auswertemodule zu entwickeln sowie verfügbare Systeme zur Informationsverarbeitung, z.B. geographische Informationssysteme zu nutzen.

Die Zweckmäßigkeit eines Ein-Zellen-Ansatzes für erste Stoffbilanzbetrachtungen in einem Einzugsgebiet wurde demonstriert. Der Hauptaufwand lag dabei bei der Erhebung und Abschätzung der spezifischen Stoffeinträge. Die Ermittlung der Eintragsfrachten unter Berücksichtigung der Landnutzung ist bei einem Mehrzellenmodell gegenüber dem Einzellenmodell mit einem nicht vernachlässigbaren Mehraufwand verbunden.

Die Übertragung der spezifischen Eintragsgrößen und Landnutzungsverhältnisse in ein Modell kann weitgehend automatisiert werden. Wenn eine solche Schnittstelle entwickelt worden ist, ist ein sinnvoll diskretisiertes finite Differenzenmodell (z.B. Modell Hardtwald: 28x40 Modellknoten) gegenüber einem Mehrzellenmodell, das das Gebiet z.B. entsprechend einer 5-Jahres-Fließzeit in Strömungsrichtung in 4 Zellen unterteilt, nicht notwendigerweise mit einem höheren Arbeitsaufwand verbunden. Ein Transportmodell liefert aber - aufgrund der durch den höheren Diskretisierungsgrad bedingten besseren Nachbildung des Speicherverhaltens des Aquifers - die bestmögliche Grundlage für eine Beurteilung und Interpretation der Meßwerte.

Empfehlung:

Falls geeignete Hilfsmittel, z.B. ein geeignetes geographisches Informationssystem zur Übertragung der Landnutzung bzw. der zugeordneten spezifischen Stoffeinträge auf ein Modellraster zur Verfügung stehen, wird der Einsatz eines Transportmodells für weitergehende Stoffbilanzierungen empfohlen.

3.2.4 Zuströmungsgebiete von Meßstellen

Da eine Vielzahl von Beobachtungsrohren mit Filterstrecken in verschiedenen Tiefen zur Probenahme herangezogen werden mußten, ist eine Zuordnung des Gebietes, in dem das an der Meßstelle gemessene Grundwasser neu gebildet wurde, erforderlich. Das setzt jedoch die Kenntnis der dreidimensionalen Grundwasserströmung voraus. Da eine echte dreidimensionale Strömungsmodellierung bzw. eine vertikalebene Strömungsmodellierung längs der Stromlinien der 116 einfachen und 6 Multi-level-Meßstellen einen unvermeidbar hohen Aufwand bedingt hätte, wurde statt dessen ein Nähungsansatz für die vertikale Strömungskomponente entwickelt und eingesetzt.

Die Abschätzung der Längenausdehnung der Zustromgebiete bzw. Einflußflächen der Meßstellen in Strömungsrichtung erfolgt über die Berechnung der dreidimensionalen Bahnlinien von der Filterstrecke einer Meßstelle bis zu ihrem Schnittpunkt mit der Grundwasser Oberfläche. Die Breite der Einflußfläche senkrecht zur Strömung wird unter Berücksichtigung der dispersiven Stoffausbreitung abgeschätzt. Die Verschneidung der Einflußflächen mit der Landnutzung ermöglicht eine Zuordnung von Nutzungseinflüssen zu den Meßstellen und damit eine nutzungsspezifische Gruppierung der Meßstellen auf der Grundlage der Kenntnis der Grundwasserströmung.

Empfehlung:

Der eingesetzte Prototyp zur Berechnung bzw. Abschätzung von Einflußflächen sollte durch den dargestellten erweiterten Nähungsansatz für die Berechnung der vertikalen Grundwasserströmungskomponente ergänzt werden. Für den praktischen Einsatz des Verfahrens sollte die Verschneidung von Einflußflächen und Landnutzung weitgehend automatisiert werden.

4. Interpretation von Meßwerten

4.1 Meßnetzanordnung und Interpolation der Meßwerte (A. Bardossy)

Geostatistische Grundlagen

Grundwassergütedaten sind räumlich variabel, weisen aber auch eine gewisse Kontinuität auf. Meßwerte benachbarter Brunnen sind meist ähnlich, aber es gibt auch Fälle, bei denen überraschende Änderungen auftreten. Um diese beide Aspekte gleichzeitig berücksichtigen zu können, werden "geostatistische" Methoden angewandt (siehe z.B. Clark 1979).

Die Geostatistik ist ein Gebiet der angewandten Statistik, das die Eigenschaften räumlich strukturierter Variable behandelt. Geostatistische Berechnungen basieren auf statistischen Annahmen. Die einfachste von diesen ist die sogenannte intrinsische Hypothese:

Der Erwartungswert E der Zufallsfunktion $Z(u)$ (mit u als Ortsvektor) ist konstant innerhalb des gesamten betrachteten Bereiches D . Die Varianz zwischen zwei verschiedenen Orten hängt nur von dem Vektor h zwischen diesen beiden Orten ab.

Diese Bedingungen können wie folgt formuliert werden:

$$E[Z(u)] = m \quad \forall u \in D$$

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(u+h) - Z(u)] = \frac{1}{2} E[(Z(u+h) - Z(u))^2]$$

wobei $\gamma(h)$ nur von der Entfernung h abhängt und nicht von den Orten u und $u+h$. Die Funktion $\gamma(h)$ wird Semivariogramm genannt. Sie wird häufig einfach als Variogramm bezeichnet, wie auch im folgenden Text. Das Variogramm ist die Funktion die die räumliche Zufälligkeit und Kontinuität mißt. Die klassische Form eines Variograms besteht aus zwei Teilen:

1. einem steigenden Teil: für Meßpunkte deren Entfernung zu dem steigenden Teil des Variogramms gehört besteht ein nicht rein zufälliger Zusammenhang
2. einem horizontalen Teil: für Meßpunkte deren Entfernung zu dem horizontalen Teil des Variogramms gehört, besteht kein Zusammenhang. Es ist nicht möglich von einen Meßwert auf den anderen zu schließen.

Abbildung 1 zeigt den Verlauf eines klassischen Variogramms.

Bei einer geostatistischen Untersuchung wird die Variablen zunächst durch die Berechnung ihres experimentellen Variogramms analysiert. Die einfachste Rechenvorschrift dafür lautet:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \cdot \sum_{i,j} (Z(u_i) - Z(u_j))^2$$

mit $N(h)$ der Anzahl der Paare von Meßorten, die durch den Vektor h getrennt sind. Auf weitere Möglichkeiten zur Berechnung des Variogramms wird hier nicht eingegangen. Abbildung 2 zeigt einige experimentelle Variogramme.

Der nächste Schritt ist eine Interpolation der ausgewählten Variable unter Benutzung der stochastischen Annahme. Dies erfolgt durch Kriging-Methoden. Die Methoden sind z.B. in Journel and Huijbregts (1978) detailliert beschrieben.

Es muß ein linearer Schätzer, d.h. eine lineare Kombination der Werte der Variablen an bekannten Orten, gefunden werden. Das bedeutet, daß der Schätzer die folgende Form hat:

$$Z^*(u) = \sum \lambda_i Z(u_i) \quad (1)$$

Die Gewichte werden so bestimmt, daß der Schätzer erwartungstreu, und die Schätzfehlervarianz minimal sind. Dieses Ziel kann man durch die Lösung eines Gleichungssystems erreichen. Durch Einführung der Lagrange Multiplikatoren μ werden die Wichtungsfaktoren λ_i bestimmt, d.h. muß das folgende Gleichungssystem gelöst werden:

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j \gamma(u_i - u_j) + \mu = \gamma(u_i - u) \quad i = 1, \dots, n \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \quad (3)$$

Das obige Gleichungssystem wird Kriging-System genannt, die Gewichte λ_i sind die Kriging-Gewichte. Vorteilhaft bei dieser Methode ist, daß die Schätzfehlervarianz auch bestimmt werden kann. Diese Varianz wird Kriging-Varianz $\sigma_K^2(u)$ genannt, und hängt von dem Variogramm $\gamma(h)$ und der Meßpunktkonfiguration ab.

Anwendungsmöglichkeiten

Das einfache Kriging Verfahren kann für die Erstellung von Isolinienkarten verwendet werden. In diesem Fall wird die gemessene Variable für ein dichtes Raster interpoliert, um dadurch den Verlauf

der Isolinien zu bestimmen. Abbildung 3 zeigt die mit Hilfe des Kriging Verfahren geschätzte Verteilung der Sulfatkonzentrationen im Testgebiet (Karlsruhe).

Da das Kriging Verfahren nicht nur Schätzwerte sondern auch Schätzfehlervarianzen liefert kann es zur Beurteilung von Meßnetzen angewandt werden. Das bedeutet, daß man neben den Schätzwerten auch ein Maß für deren möglichen Fehler bekommt. Wie dieses bei einer Meßnetzplanung angewandt werden kann, zeigt das folgende Beispiel.

Im Testgebiet, innerhalb einer Fläche von ca. 200 km², befinden sich 116 Meßstellen. Da diese Dichte der Meßpunkte landesweit nicht zur Verfügung steht, werden die Effekte einer möglichen Ausdünnung dieses Netzes untersucht. Durch eine Reduktion des bestehenden Meßnetzes von 116 Meßstellen auf 50, 25 und 10 Meßstellen wurde der damit verbundene Informationsverlust für den Parameter Sulfat beispielhaft ermittelt. Die Auswahl der Meßstellen für die ausgedünnten Meßnetze erfolgte dabei nur nach dem Gesichtspunkt einer räumlich etwa gleichverteilten Meßstellendichte. Die Abbildungen 3-5 zeigen die Verteilungen der Sulfatwerte. Man sieht, daß die Bilder keine großen Veränderungen zeigen, allerdings sind die lokalen Details verloren gegangen.

Wesentlich stärker verschlechtert sich allerdings die Schätzgenauigkeit der Interpolation. Abbildungen 6-8 zeigen die entsprechende Kriging-Varianzen. Diese verändern sich für das innere Gebiet wie folgt

- 116 Meßstellen : Varianzen unter oder knapp über 500 (mg/l)²
- 50 Meßstellen : Varianzen über 500 (mg/l)² und unter 750 (mg/l)²
- 25 Meßstellen : Wenige Flächen mit Varianzen unter 750 (mg/l)², die meisten zwischen 750 (mg/l)² und 1000 (mg/l)²

Eine gezielte Auswahl der verbleibenden Meßpunkte hätte den Informationsverlust reduzieren können.

Eine ähnliche Vorgehensweise kann auch bei der Planung neuer Meßnetze verfolgt werden. Das Kriging-Verfahren berechnet die Schätzfehlervarianz aufgrund des Variogramms und der Meßpunkt-konfiguration. Da die aktuellen Meßwerte für diese Berechnung nicht notwendig sind, können verschiedene hypothetische Meßnetze beurteilt werden.

Die Vorgehensweise in diesem Fall ist meistens so, daß man zuerst nur wenige Meßstellen einrichtet. Mit dem Kriging-Verfahren werden dann die Bereiche bestimmt, bei denen die Ungenauigkeit am größten ist. Dort sollten schrittweise neue Meßstellen eingerichtet werden. Die erwartete Verbesserung der Schätzung kann schon in voraus bestimmt werden, wodurch die Wirtschaftlichkeit beurteilt werden kann.

Da viele Grundwassergüteparameter miteinander korreliert sind, sollte dieser Zusammenhang bei der Schätzung auch berücksichtigt werden. Dieses kann mit multivariaten geostatistischen Ansätzen

wie Co-Kriging durchgeführt werden. Dadurch führt die Kenntnis der anderen Variablen zu einem Informationsgewinn bei der Schätzung. Die Messung verschiedener Parameter erfordert häufig einen sehr unterschiedlich hohen Aufwand bei der Datenerhebung und den Kosten. Beispiele für einfach zu messende Parameter sind mit Sensoren bestimmbare Größen wie die elektrische Leitfähigkeit. Es ist wünschenswert, durch gleichzeitige Datenanalyse eines solchen Parameters zusätzliche Informationen über die Verteilung eines aufwendig zu messenden Parameters zu erhalten. Dies ist möglich, wenn zwischen diesen Parametern eine signifikante Korrelation besteht, wie zwischen der Leitfähigkeit und Chlorid oder Sulfat.

Bei bereits bestehenden Meßnetzen können geostatistische Verfahren zur Ausreißererkennung angewandt werden. In diesem Fall werden für die einzelnen Meßpunkte zusätzlich zu den Meßwerten Schätzwerte ermittelt. Diese Schätzwerte werden mit Hilfe der in der Umgebung liegender Meßwerte mit dem Kriging-Verfahren ermittelt. Falls sich der Schätzwert von dem Meßwert signifikant unterscheidet, ist der Meßwert als möglicher Ausreißer zu betrachten. In einem folgenden Schritt kann die Ursache (z.B. Meßfehler, anthropogener Einfluß etc.) für die Abweichung gefunden werden.

Literatur

Clark, I., 1979, *Practical Geostatistics*, Elsevier Applied Science Publishers

Journel, A. und Ch. Huijbregts, 1978, *Mining Geostatistics*, Academic Press

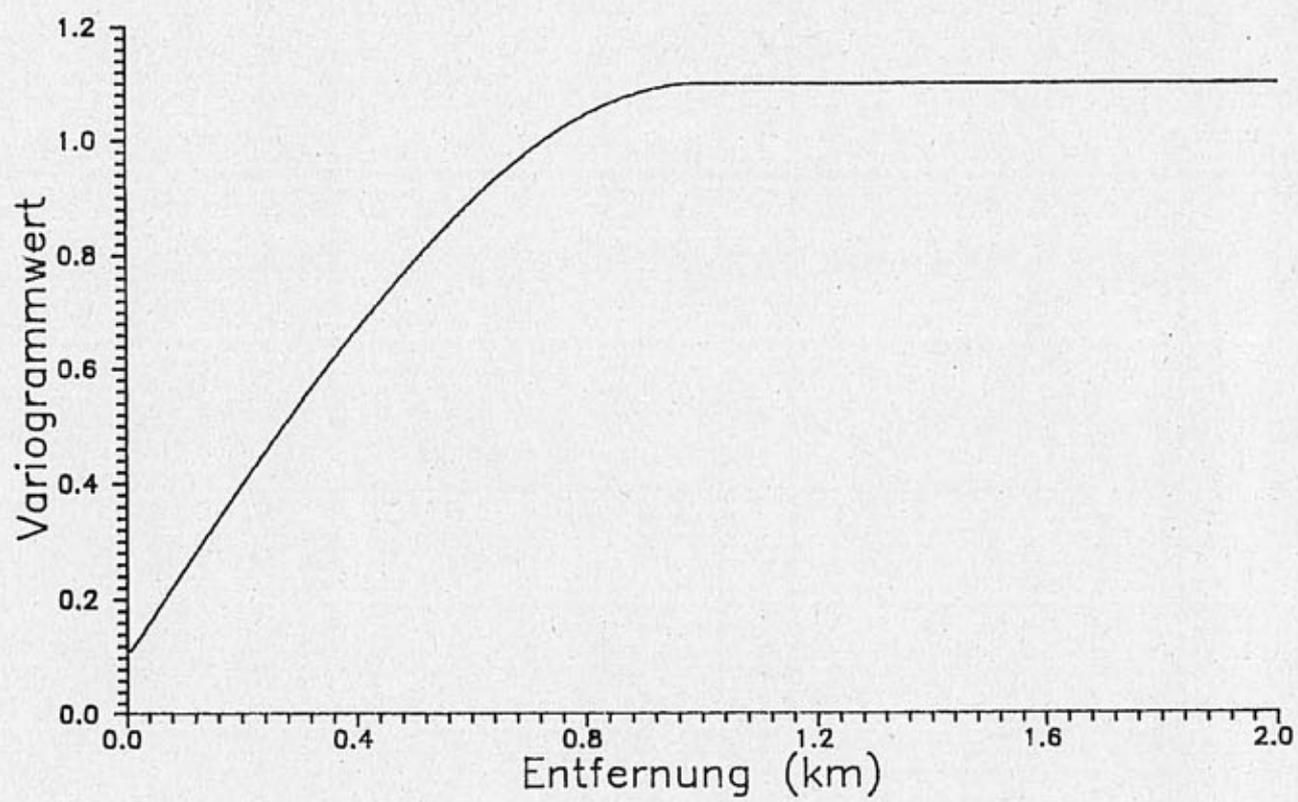


Abb. 1: Variogramm

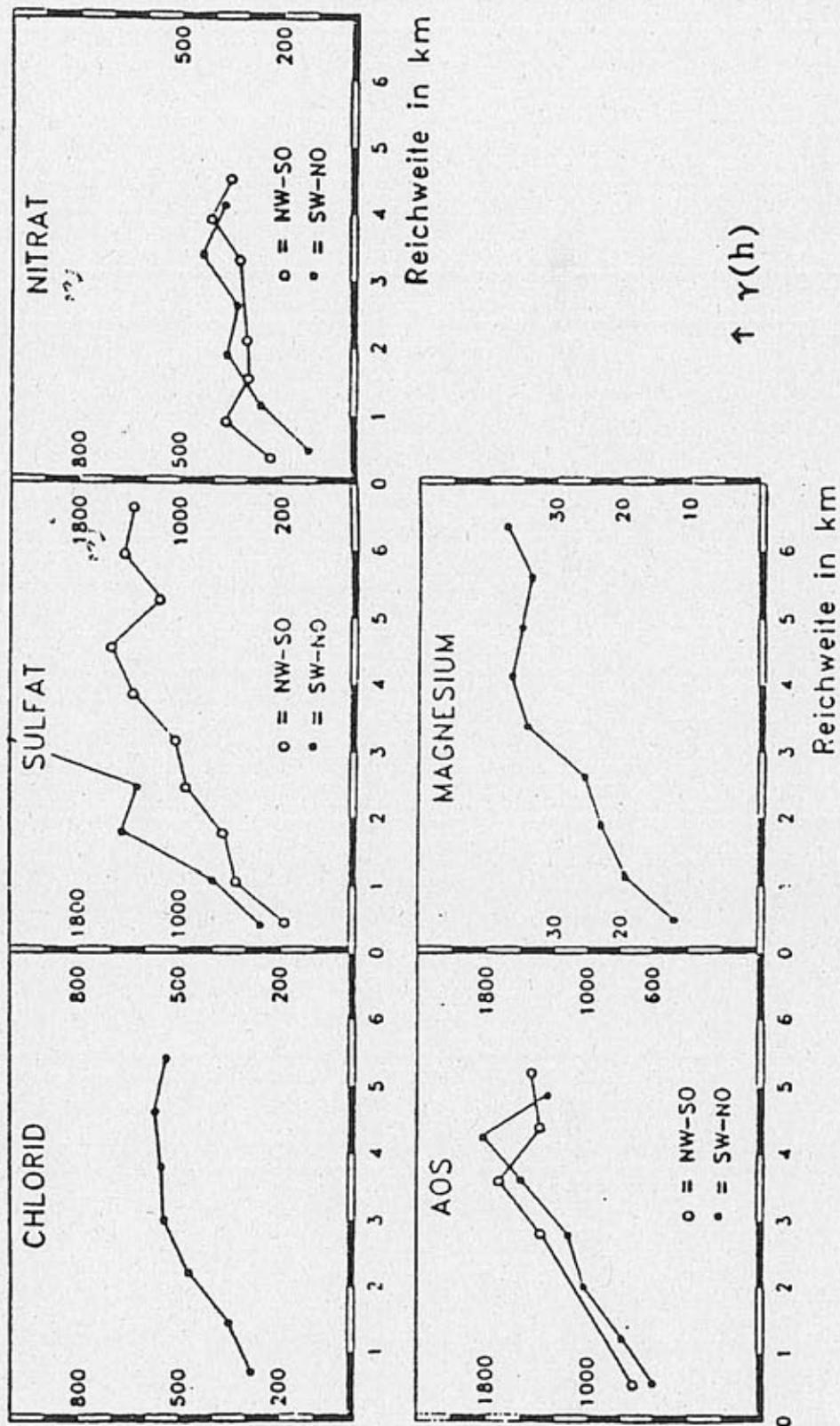
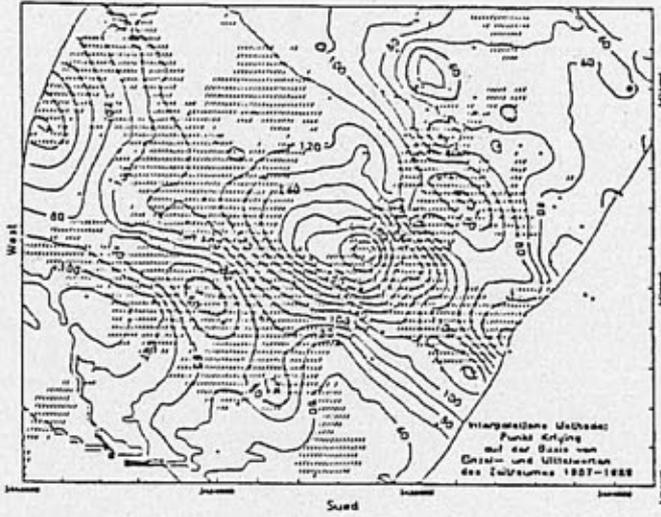
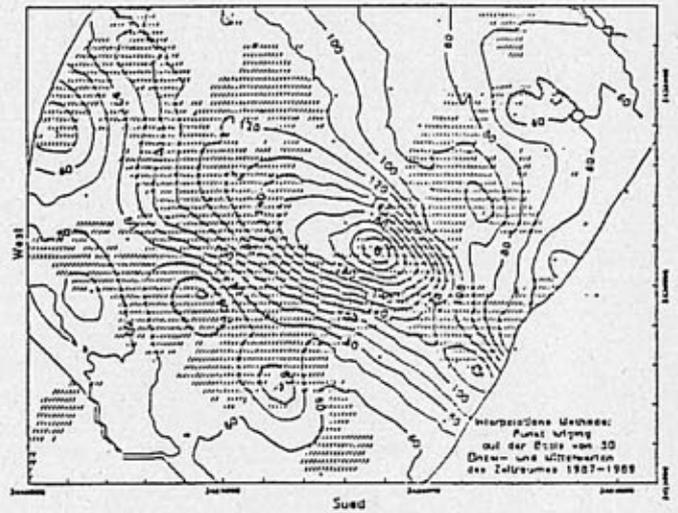


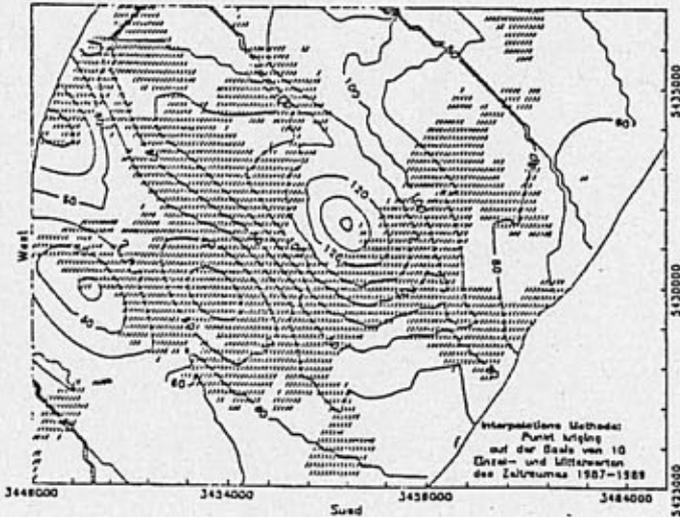
Abb. 2: Richtungsvariogramme ohne Transformation für Chlorid, Sulfat, Nitrat und Magnesium in $(\text{mg/l})^2$, AOS in $(\mu\text{g/l})^2$



a) 116 Meßstellen

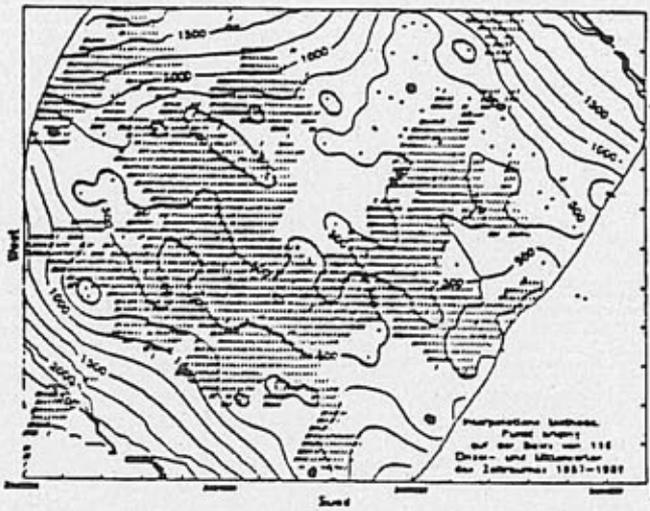


b) 50 Meßstellen

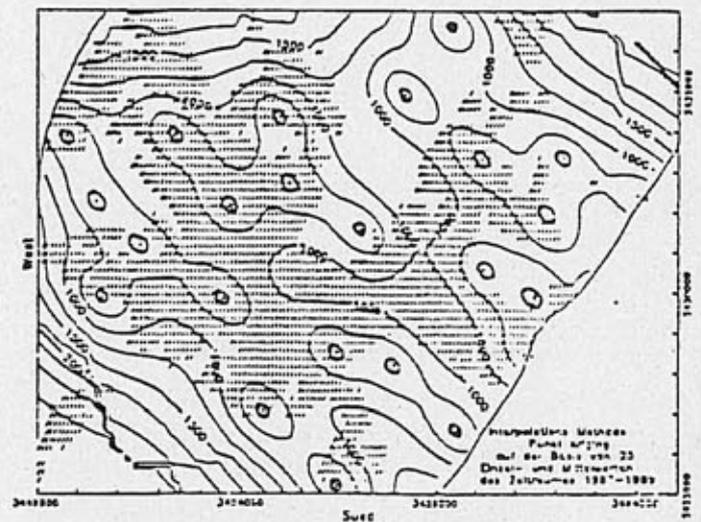


c) 10 Meßstellen

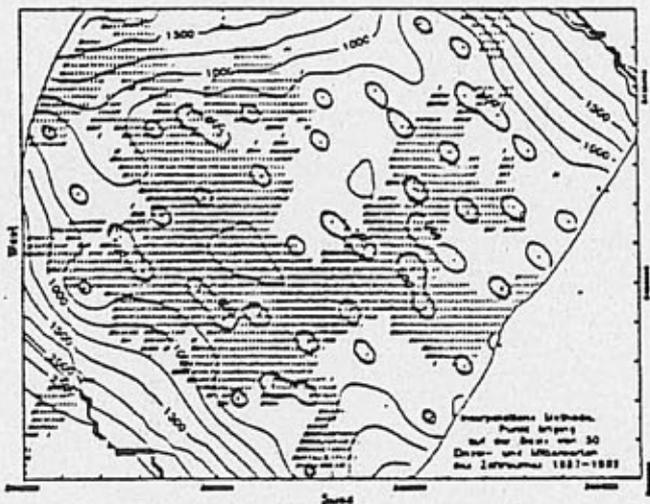
Abb. 3: Verteilung der Sulfatkonzentrationen nach Punkt-Kriging bei Reduzierung der Meßstellenanzahl



a) 116 Meßstellen



c) 25 Meßstellen



b) 50 Meßstellen

Abb. 4: Kriging-Varianzen der Sulfatkonzentration bei Reduzierung der Meßstellenanzahl

4.2 Meßprogramme und Gruppierung von Daten (Th. Kämpke)

4.2.1 Zielsetzung

Die Zielsetzung dieses Beitrags ist:

1. Erkennung von Ähnlichkeiten in Belastungsdaten und
2. Bestimmung von Probehäufigkeiten bzw. Verteilung von Probepunkten anhand eines elementaren Kriteriums.

Die durch die folgenden, statistischen Überlegungen gewonnenen Klassifizierungen der Meßdaten aus dem Projekt "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes" (siehe (Grimm-Strele et al., 1991)) dienen insgesamt der Erhärtung und Ergänzung der durch Transport- und Strömungsrechnungen gefundenen Typen von Grundwasserbelastungen.

Es wird die Leitlinie verfolgt, daß es keine absolut richtigen oder falschen Ergebnisse gibt, sondern daß sich klassifizierende Aussagen über Belastungen nur in explorativer Weise erhärten lassen.

Abschnitt 2.2 ("Beispiel") skizziert grob die Vorgehensweise; dieser Abschnitt erfordert nicht das Lesen der methodischen Abschnitte 2.1 und 2.3.

4.2.2 Methoden

4.2.2.1 Clusteranalytische Ansätze

Die im folgenden diskutierten Klassifikationsmethoden beruhen auf der Idee, Ähnlichkeit durch Nähe (Abstand) zu formalisieren: je "näher" zwei Werte (Belastungsdaten), desto "ähnlicher" sind sie. Um dies zu präzisieren, werden zwei Abstandsbegriffe (euklidischer Abstand und Mahalanobisabstand) dargestellt. Es wird weiter dargestellt, wie mittels der Abstandsbegriffe sowohl in der konventionellen Clusteranalyse als auch in neueren Varianten Klassifikation von Datenmaterial betrieben werden kann.

Über diesen prinzipiellen Ansatz hinaus gibt es in der Mustererkennung Klassifikationsverfahren, die nicht auf einem Abstandsbegriff basieren, wie z.B. Diskriminanz-Klassifikatoren (Andrews, 1983). Einige Klassifikationsverfahren der Neuroinformatik benutzen einen Abstandsbegriff, welcher sich nicht auf die (ursprünglichen) Daten bezieht, sondern auf eine Soll-Istabweichung zwischen angestrebtem und tatsächlichem Output eines klassifizierenden "Systems" (McClelland und Rumelhart, 1988; Nestor, 1988).

Ausgangspunkt ist das Vorliegen von N Meßvektoren x_1, \dots, x_N für Parameter $1, \dots, n$, d.h. jeder der Vektoren x_i hat n Koordinaten.

Die euklidische Distanz d_2 zwischen zwei Vektoren x_i und x_j im n -dimensionalen Raum \mathbb{R}^n ist gegeben durch

$$d_2(x_i, x_j) = \sqrt{\sum_{k=1}^n (x_{i,k} - x_{j,k})^2},$$

wobei $x_{i,1}, \dots, x_{i,n}$ bzw. $x_{j,1}, \dots, x_{j,n}$ die Koordinaten von x_i bzw. x_j sind.

Die Abhängigkeit des euklidischen Abstandes von Skalentransformationen macht es sinnvoll, zur Mahalanobis Distanz d_{Ma} überzugehen. Für die zwei Vektoren x_i, x_j ist diese Distanz durch

$$d_{Ma}(x_i, x_j) = \sqrt{(x_i - x_j)^T C o^{-1} (x_i - x_j)}$$

definiert. Hierbei sind $(x_i - x_j)^T$ der zu $(x_i - x_j)$ transponierte Differenzvektor und $C o$ ist ein Schätzer der i.a. unbekanntes Kovarianzmatrix $Cov(X_r, X_s)$, $C o^{-1}$ ist seine Inverse und X_r, X_s sind Zufallsvektoren mit den Werten x_1, \dots, x_N .

d_{Ma} ist mit dem euklidischen Abstand in so weit verwandt, als daß bei der Bestimmung von d_{Ma} ein mit $C o$ gewichteter euklidischer Abstand gebildet wird. Dies geschieht, indem die Vektoren x_i der Transformation

$$y_i = C o^{-1/2} (x_i - \bar{x}) = L^{-1/2} V (x_i - \bar{x})$$

unterzogen werden. Dann ist $d_2(y_i, y_j) = d_{Ma}(x_i, x_j)$. Bei der Transformation $x_i \rightarrow y_i$ bezeichne

1. \bar{x} den Mittelwertvektor der Vektoren x_1, \dots, x_N ,
2. V : $n \times n$ Matrix der Eigenvektoren von $C o$ und
3. $L^{-1/2} = \text{diag}(l_1^{-1/2}, \dots, l_n^{-1/2})$: $n \times n$ Diagonalmatrix, wobei l_i die Eigenwerte von $C o$ sind.

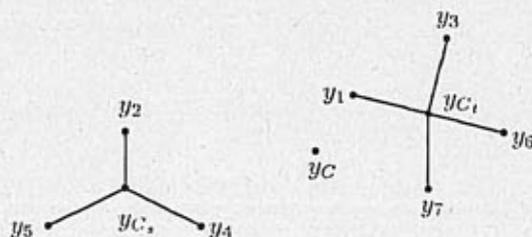
Sind die Vektoren x_1, \dots, x_N unkorreliert und haben die Koordinaten Varianz 1, so ist $C o$ die Einheitsmatrix und d_2 und d_{Ma} stimmen überein. Die Mahalanobis-Distanz d_{Ma} ist invariant gegenüber Skalentransformationen!

Auf diesen Metriken aufbauend lassen sich Homogenitätsmaße für Partitionen definieren. Hier wird eine Partition $P = \{C_1, \dots, C_r\}$ (nach Ward) bewertet durch

$$h(P) = \sum_{k=1}^r \sum_{y \in C_k} d_2(y, y_{C_k})^2,$$

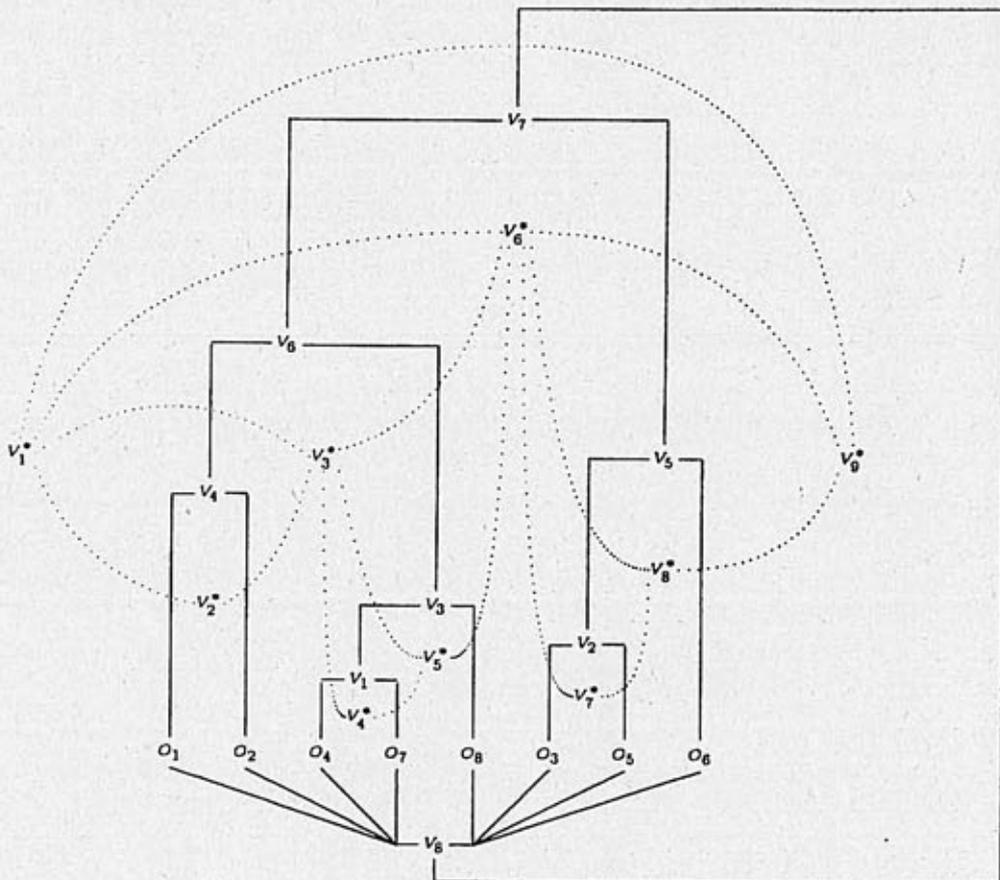
$$y_{C_k} = \frac{1}{|C_k|} \sum_{y \in C_k} y,$$

wobei mit $|C_k|$ die Mächtigkeit (Anzahl der Vektoren in C_k) bezeichnet wird. Für eine Partition $P = \{C_s, C_t\}$ von $W = \{y_1, \dots, y_7\} \subset \mathbb{R}^2$ mit $C_s = \{y_2, y_4, y_5\}$ und $C_t = \{y_1, y_3, y_6, y_7\}$ wird $h(P)$ gemäß folgender Abbildung ermittelt (aufsummiert werden die Quadrate der Längen der Kanten):



Hierauf aufbauend lassen sich bekannte Clusterverfahren (single-, average-, complete-linkage, Ward) durchführen (Fahrmeir und Hamerle, 1984). Das Resultat der Klassifizierung ist jeweils ein Dendrogramm. Es wurden von verschiedenen Meßprogrammen ausgehend Dendrogramme erzeugt und verglichen.

Zur Analyse der Clusterungen bzw. zur Erhöhung der Trennschärfe wird das Dendrogramm dualisiert und im dualen Graphen ein Pfad maximalen Gewichts vorgegebener Länge bestimmt. Dies entspricht einer Clusterung maximaler Trennschärfe bei vorgegebener Klassenanzahl (Hansen et al., 1989; Müller, 1992):



Alternative Meßprogramme werden nach diesen Verfahren diskutiert.

4.2.2.2 Einfache Stichprobenverfahren

Für das Problem einer optimalen Anzahlbestimmung der Meßpunkte innerhalb eines Clusters sind eine größere Zahl von Methoden von unterschiedlicher Komplexität und von variierendem daten- und modellbezogenem Eingabebedarf bekannt bzw. denkbar. Es wird hier ein einfacher statistischer Ansatz, welcher die multivariate Struktur des Problems berücksichtigt, diskutiert. Dieser Ansatz orientiert sich an der Variabilität von Meßdaten; Kostenaspekte der Stichprobenplanung bleiben zunächst unberücksichtigt.

Es wird angenommen, daß die Konzentration jeder Substanz zeitlich und räumlich innerhalb jedes Clusters stationär ist und Meßpunkte werden als so weit voneinander entfernt angesehen, daß ihre Meßparameter als stochastisch unabhängige Vektoren betrachtet werden können. (Relaxierungen bereits dieser Bedingung erschwert die Analyse erheblich). Bzgl. weitergehender Kriterien sei auf (Loaiciga, 1989) verwiesen. Aufbauend auf den hiesigen, vereinfachenden Annahmen lassen sich jedoch konkrete Ergebnisse angeben.

Innerhalb jedes Clusters C_i , $1 \leq i \leq k$ (z.B. $k = 5$), sei $X(C_i)$ der Zufallsvektor ($\in \mathbb{R}^n$ (z.B. $n = 17$)) von Konzentrationen, $X_j(C_i)$ sei die j -te Komponente von $X(C_i)$, d.h. die Zufallsvariable, welche die Konzentration von Substanz j angibt. X (Wald) gibt beispielsweise die Konzentration aller Parameter in Waldgebieten an.

Sei m_i die zu bestimmende Anzahl der Meßstellen in Cluster C_i . Die Verteilung einer festen Zahl m von vorgesehenen Meßstellen auf die k Cluster kann nun so erfolgen, daß die Varianzkoeffizienten

$$u_i := \frac{\sqrt{\text{Var}X_1(C_i)}}{EX_1(C_i)} + \dots + \frac{\sqrt{\text{Var}X_n(C_i)}}{EX_n(C_i)}$$

möglichst gleich groß sind.

$EX_j(C_i)$ bzw. $\text{Var}X_j(C_i)$ können NICHT (!) durch

$$\bar{X}(C_i) = \frac{1}{m_i} \sum_{k=1}^{m_i} X^{(k)}(C_i) \text{ bzw. } \frac{1}{m_i - 1} \sum_{k=1}^{m_i} (X_j^{(k)}(C_i) - \bar{X}_j(C_i))^2$$

(erwartungstreu) geschätzt werden, da m_i zu ermitteln ist. $X^{(k)}(C_i)$ ist dabei der Meßvektor an Meßpunkt k in Cluster C_i .

$EX_j(C_i)$ und $\text{Var}X_j(C_i)$ werden aus dem Datenmaterial, welches auch der Clusterung zugrunde lag, geschätzt und führen auf ein lineares Gleichungssystem für die m_i :

$$\frac{u_1}{m_1} = \frac{u_2}{m_2} = \dots = \frac{u_k}{m_k} \text{ und } m_1 + \dots + m_k = m.$$

Da dieses System i.a. keine ganzzahligen Lösungen besitzt, wird es zunächst in reellen Variablen gelöst, die Ganzzahligkeit wird dann durch Runden erreicht. Die Lösung in reellen Variablen:

$$m_i = m \cdot \frac{u_i}{u_1 + \dots + u_k}, \quad i = 1, \dots, k.$$

Die Varianzkoeffizienten – und damit auch die Lösungen m_1, \dots, m_k – sind **invariant** unter Streckungen der Meßskalen für die Parameter. Die Streckungen können dabei für jeden Parameter getrennt vorgenommen werden, d.h. wird anstelle von X_j z.B. die Meßgröße $100X_j$ verwendet, so ändern sich u_1, \dots, u_k nicht. Aus diesem Grund empfiehlt sich die Anwendung des Varianzkoeffizienten und nicht etwa die der bloßen Varianz.

Nach diesem Verfahren ist Meßstellenaufteilung nicht (notwendig) proportional zur Fläche des jeweiligen Clustertyps.

Es werden beispielhaft Ergebnisse nach diesem Ansatz vorgestellt.

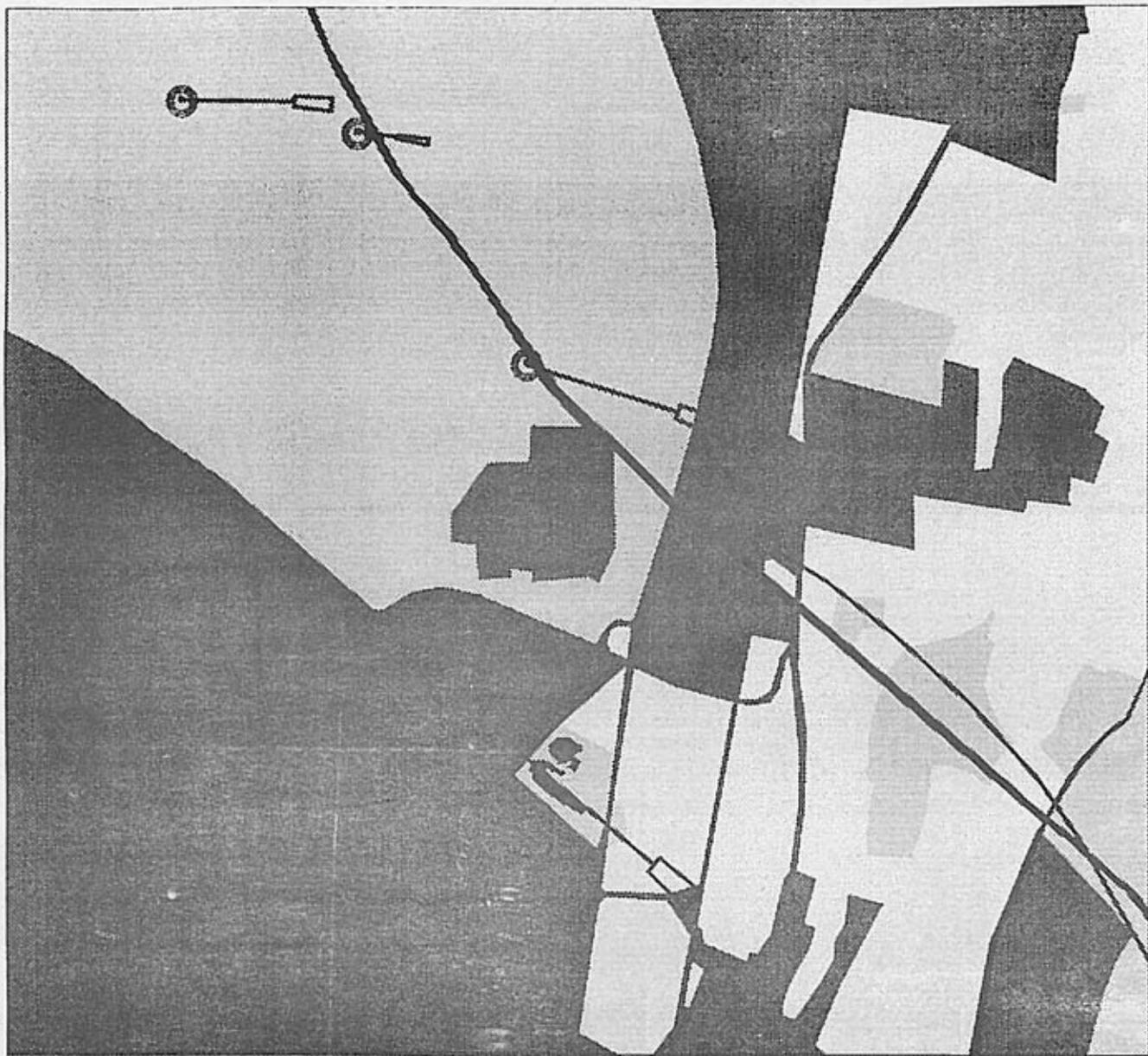
4.2.3 Beispiel

Mittels Klassifikationsverfahren (Clusteranalysen) werden die Parameter der Grundwasserproben auf ihre "Ähnlichkeit" hin untersucht. Dies geschieht nach rein statistischen Gesichtspunkten unabhängig vom Ort der Beprobung. Es wird dann versucht, diese Ähnlichkeit mit Ähnlichkeiten der Landnutzung in den Einzugsgebieten der Meßstellen zur Deckung zu bringen.

Die Identifizierung von ähnlich belasteten Grundwassermessungen anhand von Clusteranalysen geschieht anhand von Abschnitten im Dendrogramm: in der folgenden Abbildung wurden die Meßstellen des fett markierten Dendrogrammabschnitts ausgewählt. Die im Kartenausschnitt befindlichen Meßstellen des Dendrogrammabschnitts sind eingezeichnet (Punkte markiert mit doppelten Kreisen). Ihre trapezförmigen Einzugsgebiete ergeben sich aufgrund einer Grundwasserströmungsrechnung (vgl. Beitrag von J. Herzer).

Es zeigt sich durch Vergleich mit der Landnutzung, daß die ausgewählten Meßorte vorwiegend Waldflächen und zu einem geringen Teil auch landwirtschaftlich genutzten Flächen zugeordnet werden können; die statistische Ähnlichkeit der Meßwerte korrespondiert mit Ähnlichkeit der Eintragsflächen.

Aufgrund erster Auswertungen hat sich herausgestellt, daß die Landnutzung auf dem Weg von Eintragsgebiet zur Meßstelle einen größeren Einfluß ausübt als zunächst vermutet.



LANDUSE

- Forest
- Agriculture
- Settlement and traffic areas
- Water bodies



Literatur

- [Andrews] Andrews, H.C., "Introduction to mathematical techniques in pattern recognition", Krieger, Malabar, FL, 1983; Q327.A54 1983.
- [Fahrmeir und Hamerle] Fahrmeir, L., Hamerle, A., "Multivariate statistische Verfahren", de Gruyter, Berlin, 1984.
- [Grimm-Strele et al.] Grimm-Strele, J. et al., "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region", Forschungsbericht Wasser 102 04 214, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1991.
- [Hansen et al.] Hansen, P., Jaumard, B., Frank, O., "Maximum sum-of-split clustering", Journal of Classification 6, 1989, S. 177-193.
- [Loaiciga] Loaiciga, H.A., "An optimization approach for groundwater quality monitoring network design", Water Resources Research 25, 1989, S. 1771-1782.
- [McClelland und Rumelhart] McClelland, J.L., Rumelhart, D.E., "Explorations in parallel and distributed processing", MIT Press, Cambridge, 1988; QA76.5.M295 1988.
- [Müller] Müller, M., "Graphentheoretische Methoden in der Clusteranalyse", Diplomarbeit, Universität Ulm, 1992, in Arbeit.
- [Nestor] Nestor, "Learning systems based on multiple neural networks", preprint, 1988.

4.3. Regelinduktionsverfahren als Mittel zur Klassifikation von Landnutzungstypen aus Grundwassergütedaten (H.Hiessi)

4.3.1. Fragestellung

Mit Hilfe des numerischen Strömungsmodells konnten aufgrund der Strömungsverhältnisse und der Grundwasserneubildung für 63 Beobachtungsbrunnen die Eintragsflächen bestimmt werden. Die Landnutzungsarten in diesen Eintragsflächen wurden von Fachleuten in 5 Nutzungsklassen eingeteilt. Folgende Nutzungsklassen wurden unterschieden:

- Klasse 1: Belastungsarme Landnutzung
- Klasse 2: Bebaute Gebiete, Mischgebiete
- Klasse 3: Landwirtschaftliche genutzte Gebiete
- Klasse 4: Durch Oberflächengewässer beeinflusste Gebiete
- Klasse 5: Sonderbelastungen, Deponien

Es stellte sich die Frage, ob es eine (möglichst einfache und eindeutige) Beziehung zwischen dem Landnutzungstyp im Eintragsbereich eines Brunnens und der im Brunnen beobachteten Grundwasserbeschaffenheit gibt. Falls eine solche Beziehung gefunden werden kann, so kann sie beispielsweise dazu dienen,

- diejenigen Grundwasserbeschaffenheitsparameter zu identifizieren, die für die Eintragsflächen besonders typisch sind (z. B. zum Entwurf nutzungsspezifischer Meßprogramme zwecks Reduktion des Meßaufwandes).
- die Meßstelle anhand des beobachteten Grundwassertyps einer Grundwasserlandschaft zuzuordnen.
- mit Hilfe des Landnutzungstyps einer Eintragsfläche gewisse charakteristische Beschaffenheitsmuster des Grundwassers zu prognostizieren (z. B. zur Ausbreiterkontrolle oder zur Abschätzung der Auswirkungen geplanter Nutzungsänderungen auf die Grundwasserbeschaffenheit, oder bei nicht beprobten Brunnen mit bekanntem Nutzungstyp der zugehörigen Eintragsflächen die zu erwartende Grundwasserbeschaffenheit abzuschätzen).
- anhand von Messungen der Grundwasserbeschaffenheit auf die das Grundwasser maßgeblich beeinflussenden Nutzungen im Eintragsgebiet solcher Beobachtungsbrunnen zu schließen, die bisher nicht nach ihrer Nutzung typisiert wurden. (z. B. zur Identifikation wesentlicher Grundwasserverschmutzer oder zur Regionalisierung grundwasserrelevanter Nutzungen).

Bei der vorliegenden Fragestellung stellt sich somit das Grundproblem, Wissen zu erschließen, welches einerseits in einer Stichprobe enthalten ist und das andererseits über diese Stichprobe hinaus Gültigkeit hat. Es geht also um die Ableitung verallgemeinerten Wissens aus einer vorliegenden aber vom Umfang her beschränkten Sammlung von Daten/Fakten/Beispielen. Der Schlußfolgerungsprozeß, welcher von einer gegebenen Menge von Fakten ausgehend, allgemein gültige Prinzipien oder Regeln ableitet, heißt "INDUKTION".

Im Rahmen des UBA-Forschungsprojektes "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region" wurde versucht, ein Induktionsverfahren zur Ableitung einer Beziehung zwischen Grundwasserbeschaffenheit und Nutzungstypus der Eintragsflächen von Beobachtungsbrunnen anzuwenden. Die hier vorgestellten Ergebnisse nur als allererste Orientierungsversuche zu verstehen, ob und wie Regelinduktionsverfahren im Bereich der Hydrologie und Wasserwirtschaft nutzbringend eingesetzt und die bereits etablierten Verfahren sinnvoll ergänzen können.

4.3.2. Methodik der Regelinduktion

Nachfolgend wird das aus einer vorliegenden Menge von Beispielen (der sog. "Trainingsmenge") abzuleitende Wissen in der Form von

WENN (Bedingung) DANN (Schlußfolgerung)

dargestellt. Dabei besteht die Trainingsmenge aus einer vorgegebenen Anzahl (M) von Einzelbeobachtungen geeignet ausgewählter Brunnen. Jede der M Einzelbeobachtungen repräsentiert einen Beobachtungsbrunnen (ein sogenanntes Objekt) und hat die Form eines Beobachtungsvektors:

(Nutzungstyp, Parameter 1, ..., Parameter N, Meßstellen-Nr.).

In der Terminologie der Regelinduktion heißen die Elemente des Vektors:

(Klasse, Attribut 1, ..., Attribut N, Objekt-Kennung).

Die Bedingung hat die allgemeine Form einer logischen Konjunktion aus einer Teilmenge der insgesamt N verfügbaren Attribute A_i ($i=1, \dots, N$):

$$(A_{i_1} \text{ UND } A_{i_2} \text{ UND } \dots \text{ UND } A_{i_n}),$$

wobei i_1, i_2, \dots, i_n aus $\{1, \dots, N\}$ und $n \leq N$ ist.

Die Schlußfolgerung hat die allgemeine Form

$$(\text{Klasse} = \text{NT}_j),$$

wobei $j=1, \dots, J$ und J die Anzahl der Klassen (hier ist J die Anzahl der Nutzungstypen und $J=5$). Die Schlußfolgerung ist wie folgt zu verstehen: Wenn die Bedingung erfüllt (d.h. wahr) ist, dann gehört das Objekt zur Klasse NT_j ("hat die Eigenschaft NT_j ", hier: "die Eintragsfläche ist vom Nutzungstyp NT_j "). Damit klassifiziert eine solche Regel Objekte anhand der Werte ihrer Attribute.

Eine solche Klassifikation kann i.a. prinzipiell durch einen Fachmann von Hand erfolgen. Bei einer großen Zahl von Objekten, die eventuell noch durch eine Vielzahl von Attributen charakterisiert sind, ist dies eine äußerst mühevoll und langwierige Art der Wissensbeschaffung (der "Wissensakquisition" und des "Lernens"). Aus diesem Grunde und da die oben beschriebene Aufgabe typisch bei der Entwicklung von "Wissensbasierten Systemen" ("Expertensystemen") ist, wurden im Bereich der Künstlichen Intelligenz computergestützte Verfahren entwickelt, die diesen "Lernvorgang" automatisieren. Diese Verfahren werden unter dem Oberbegriff "machine learning" ("maschinengestütztes Lernen") zusammengefaßt (Barr und Feigenbaum, 1981; Barr und Feigenbaum, 1992; Cohen und Feigenbaum, 1982).

Im vorliegenden Fall wird der "Iterative Dichotomizer 3 (ID3)"-Algorithmus (Quinlan, 1979) als Induktionsverfahren verwendet. Kern des ID3 ist der CLS ("Concept Learning System")-Algorithmus von Hunt.

Der CLS-Algorithmus leitet aus einer nicht zu großen Trainingsmenge von Beispielen rekursiv einen entsprechenden Regelsatz zur vollständigen Klassifikation der Objekte in Form eines Entscheidungsbaumes ab. Dabei durchläuft er im wesentlichen die folgenden drei Arbeitsschritte:

- CLS-Schritt 1: Wenn alle Objekte einer Trainingsmenge T einer Klasse zugehören, dann erzeuge für diese Klasse einen Knoten. Stop. Andernfalls wähle (durch Anwendung eines geeigneten heuristischen Kriteriums) ein Attribut A_i (i aus $\{1, \dots, N\}$) aus und erzeuge für jeden von n Wertebereichen des Attributes einen entsprechenden Entscheidungsknoten.
- CLS-Schritt 2: Teile die Trainingsmenge T entsprechend den Wertebereichen in n Teilmengen T_1 bis T_n .
- CLS-Schritt 3: Wende den Algorithmus rekursiv auf jede der Teilmengen T_j (j aus $\{1, \dots, n\}$) an.

Als heuristisches Auswahlkriterium wird von CLS die Shannon'sche Informationsentropie (Khinchin, 1957) verwendet. Das Kriterium lautet: "Wähle dasjenige Attribut, welches zu einer maximalen Reduktion der Informationsentropie (d. h. der Unsicherheit) in Trainingsmenge führt." Es wird also dasjenige Attribut ausgewählt, das den höchsten Informationsgewinn (= maximale Reduktion der Unsicherheit) ermöglicht.

Der CLS erfordert, daß alle Objekte in der Trainingsmenge während des CLS-Schrittes 1 im wahlfreien Zugriff (random access) verfügbar sind. Dies setzt dem Umfang des Lernproblems, das mit CLS gelöst werden kann praktische Grenzen. In diesem Sinne stellt der ID3 eine Erweiterung des CLS auf sehr große Lernprobleme dar. Der ID3 durchläuft dabei 5 Schritte:

- ID3-Schritt 1: Wähle eine zufällige Teilmenge der Größe W aus der gesamten Teilmenge aus (W heißt die Fenstergröße und die Teilmenge heißt Fenster).
- ID3-Schritt 2: Verwende den CLS-Algorithmus, um einen Entscheidungsbaum für das aktuelle Fenster zu ermitteln.
- ID3-Schritt 3: Überprüfe seriell anhand der gesamten Trainingsmenge, ob Ausnahmen hinsichtlich des momentanen Entscheidungsbaumes bestehen.
- ID3-Schritt 4: Bilde ein neues Fenster, indem einige Objekte aus dem momentanen Fenster durch Objekte ersetzt werden, die im vorangegangenen ID3-Schritt 3 als Ausnahmen identifiziert wurden.
- ID3-Schritt 5: Wiederhole ID3-Schritt 2 bis ID3-Schritt 4 solange, bis es für den aktuellen Entscheidungsbaum keine Ausnahmen mehr gibt (dies tritt bei widerspruchsfreien Trainingsmengen mit Sicherheit nach endlich vielen Schritten auf).

Das Resultat des Lernvorganges ist ein Entscheidungsbaum. Er klassifiziert alle Objekte der Trainingsmenge richtig. Dies wird in Abschnitt 3 erläutert. Der Entscheidungsbaum stellt ein Stück prozedurales Wissen dar, mit dem ein bislang noch nicht klassifiziertes Objekt einer Klasse (aus einer gegebenen Anzahl von Klassen) zugeordnet werden kann. (Jeder Entscheidungsbaum kann äquivalent in Form eines Satzes von WENN-DANN-Regeln dargestellt werden).

In der hier verwendeten Form muß ID3 zur Ableitung eines Entscheidungsbaumes alle Objekte der Trainingsmenge gleichzeitig verfügbar haben. Sollen nach Ableitung des Entscheidungsbaumes neue Objekte in die Trainingsmenge aufgenommen werden, so müssen alle Objekte der Trainingsmenge erneut bearbeitet werden, um die neuhinzugekommene Information in den Entscheidungsbaum zu integrieren. Der ID3 ist in dieser Form nicht-inkremental. Es gibt jedoch bereits inkremental arbeitende Formen von Regelinduktionsverfahren i. a. und ID3 im speziellen. Diese können die Information neuer Trainingsobjekte zur Modifikation bestehender Entscheidungsbäume nutzen, ohne die Objekte erneut analysieren zu müssen, die bei der Herleitung des Entscheidungsbaumes verwendet wurden.

4.3.3. Anwendungsbispiel und Ergebnisse

Für die Versuche zur Anwendbarkeit von Regelinduktionsverfahren im Bereich der Wasserwirtschaft standen im Rahmen des UBA-Forschungsprojektes 63 Grundwasserbeobachtungsbrunnen zur Verfügung. An jedem dieser Brunnen wurde das Grundwasser beprobt und auf 23 Beschaffenheitsparameter (Tab. 4.3.1) analysiert. Mit Hilfe des für das Testgebiet entwickelten numerischen Grundwasserströmungsmodells und der räumlichen Verteilung der Grundwasserneubildungsraten wurden für jeden der 63 Brunnen die Eintragsflächen bestimmt und einer von 5 Nutzungsklassen zugeordnet (siehe Abschnitt 4.3.1). Dies war die Ausgangsinformation (die Trainingsmenge) für die Anwendung des im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Regelinduktionsverfahrens. In Tab. 4.3.1 sind diese Daten tabellarisch dargestellt. Für weitere 53 Beobachtungsbrunnen lagen bis auf die maßgeblichen Landnutzungsarten der Eintragsflächen dieselben Beschaffenheitsparameter vor (die Validierungsmenge). Diese Daten wurden zu einer ersten Validierung der mit ID3 aus der Trainingsmenge induzierten Klassifikationsregeln für die typische Landnutzung der Eintragsflächen verwendet. Abb. 4.3.1 zeigt die räumliche Lage der in der Trainingsmenge enthaltenen Meßstellen im Untersuchungsgebiet.

In Abb. 4.3.2 ist der mit ID3 induzierte Entscheidungsbaum abgebildet. Die Blätter des Baumes repräsentieren die jeweiligen Nutzungstypen (1 bis 5). Jeder vollständige Pfad von der Wurzel des Entscheidungsbaumes bis zu einem Blatt kann äquivalent durch eine WENN-DANN-Regel dargestellt werden. Dies sei am Beispiel der Regel 1 des Entscheidungsbaumes in Abb. 4.3.2 erläutert:

WENN ($Lf < 69.2$ UND $SO4 < 68.7$ UND $Ba < 266.5$ UND $Na < 40.3$)

DANN (Nutzungstyp = 4; d.h. von Oberflächengewässern geprägt).

Insgesamt kann der Entscheidungsbaum durch 14 Regeln vollständig repräsentiert werden. Diese bilden den Regelsatz zur Klassifikation.

Eine erste, formale Interpretation des Entscheidungsbaumes (resp. des äquivalenten Regelsatzes) ergibt, daß nur 8 (nämlich Lf, SO4, Ba, Na, Ca, NO3, Cl, AOS) der insgesamt 23 verfügbaren Beschaffenheitsparameter zur vollständigen Klassifikation der Objekte in der Trainingsmenge benötigt werden. Weiter fällt auf, daß die induzierten Regeln sowohl unterschiedliche Attribute (d.h. Beschaffenheitsparameter) als auch unterschiedlich viele Attribute benötigten, um den jeweiligen Nutzungstyp zu klassifizieren. Die kürzeste Regel (Regel 4) verwendete gerade 2 Attribute (Lf und SO4) in ihrer Bedingung während die längsten Regeln (Regel 9 und Regel 10) 7 Attribute (davon 5 unterschiedliche: Lf, Ca, NO3, Cl, AOS) zur Spezifikation ihres jeweiligen Bedingungsteils benötigten. Das Attribut Lf wird mehrfach, d.h. mit unterschiedlichen Intervallen verwendet. Da eine Regel um so prägnanter ist, je kürzer sie ist, kann man festhalten, daß der induzierte Entscheidungsbaum im vorliegenden Beispiel relativ prägnante Klassifikationsregeln liefert.

In Tab. 4.3.2 ist für jede der 14 Regeln die Anzahl der Objekte sowie der prozentuale Anteil aller Objekte der Trainingsmenge mit einer gegebenen Nutzungsart aufgelistet.

Es zeigt sich, daß mit fünf Regeln (Regel 1, Regel 4, Regel 11, Regel 12 und Regel 14) 78% aller Objekte der Trainingsmenge richtig klassifiziert werden. Die restlichen 9 Regeln werden nur zur Klassifikation von 22% aller Objekte benötigt, wovon 8% auf NT=1, 9% auf NT=2 und 6% auf NT=3 fallen. Dies deutet darauf hin, daß nur wenige (sprich 5) Regeln notwendig sind, um über 75% der in der Trainingsmenge enthaltenen und für eine Klassifikation der Nutzungstypen notwendigen Information zu erfassen. Dies kann so interpretiert werden, daß die Regeln eine relativ hohe Verallgemeinerung und damit eine kompakte Repräsentation der relevanten Information darstellen. Die Tatsache, daß mit Ausnahme der Regel 11 (NT=2) die vier anderen hochinformativen Regeln sehr kurz sind (d.h. nur sehr wenige Attribute zur Klassifikation benötigen), unterstreicht die hohe Informationsdichte dieser Regeln weiter. Der Umfang der Regel 11 zur Klassifikation des Nutzungstyps 2 kann damit erklärt werden, daß NT=2 einerseits zwar die bebauten Gebiete darstellt, andererseits aber auch als eine Art Restklasse für alle diejenigen Objekte diente, bei denen eine eindeutige Zuordnung zu den anderen 4 Nutzungstypen nicht möglich war.

Die Regeln 2,3,5,6,7,8,9,10 und 13 können als "Spezialregeln" interpretiert werden, die zur Klassifikation von "seltenen" Ausprägungen eines bestimmten Nutzungstyps dienen. Eine andere Interpretationsmöglichkeit wäre auch, daß die hier verwendeten 5 Nutzungstypen zur homogenen Klassenbildung unter den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Bedingungen einfach zu wenig sind, daß also die 5 Nutzungstypen zu wenig "Auflösungsvermögen" zur klaren Charakterisierung der realen Verhältnisse bieten.

In Tab. 4.3.2 sind die entsprechenden Auswertungen auch für die Objekte des Validierungsdatensatzes durchgeführt, dessen Objekte mit Hilfe des Entscheidungsbaums (Abb. 4.3.2) klassifiziert wurden. Es ergibt sich hierfür ein ähnliches - wenn auch nicht ganz so scharfes - Bild wie für die Trainingsmenge.

Nach dieser rein formalen Interpretation des induzierten Regelsatzes ermutigt auch die inhaltliche Interpretation der Ergebnisse, die Anwendung der Regelinduktion auf hydrologisch-wasserwirtschaftliche Fragestellungen weiter zu verfolgen.

Der induzierte Entscheidungsbaum klassifiziert die Eintragsflächen der Beobachtungsbrunnen zunächst anhand der Leitfähigkeit (Elektrolytgehaltes) in eine Gruppe mit höherem (rechter Teil) und eine Gruppe mit niedrigerem Elektrolytgehalt (linker Teil). Die letztere Gruppe umfaßt dabei die Nutzungstypen NT=1 (belastungsarme Landnutzung), NT=2 (Bebaute Gebiete) und NT=4 (durch Oberflächengewässer beeinflusste Gebiete). In der Gruppe mit höherem Elektrolytgehalt werden in den ersten beiden Regelschritten die Nutzungstypen NT=3 (landwirtschaftliche Nutzung) und NT=5 (Sonderbelastungen, Deponien) mit 2 kurzen Regeln unter Verwendung der Attribute Ca und SO₄ klassifiziert. Dabei reicht die Regel 14 aus, um alle in der Trainingsmenge enthaltenen Fälle des Nutzungstyps NT=5 auszugrenzen. Die dabei verwendeten Attribute Ca und SO₄ haben dabei hohe Werte. Dies deutet auf einen hohen Gehalt an Gips hin, was mit umfangreichen Ablagerungen von Bauschutt in den Eintragsflächen (Altablagerungen) dieser Brunnen zu erklären wäre.

Die Regeln zur Klassifikation der durch landwirtschaftliche Nutzung geprägten Eintragsflächen (NT=3) zeigen, daß bei 7 von 11 Proben hohe Werte beim Elektrolytgehalt, Ca-Gehalte < 164 mg/l und hohe NO₃-werte vorliegen (Regel 12). Dies deutet auf die Verwendung von Kalk- und Nitratdüngern auf diesen Eintragsflächen hin. Die für die Klassifikation zweier durch landwirtschaftliche Nutzung charakterisierten Objekte mit Regel 13 (hoher Ca-Gehalt und mäßig hoher SO₄-Gehalt) deutet auf das Vorhandensein einer heterotrophen Denitrifikation hin, die zur Aufhärtung des Grundwassers führt. Dies wird durch die in den Deckschichten in diesem Bereich vorhandenen hohen Gehalte an organischem Kohlenstoff und reduzierende Verhältnisse (Sauerstoff nahe bei 0, HCO₃ bzw. KS43 hoch) unterstrichen.

Die belastungsarmen Nutzungen (NT=1) verteilen sich auf beide Hauptgruppen des Entscheidungsbaumes. Dabei erfaßt die linke Gruppe 10 von 15 Fälle dieses Nutzungstyps, die durch einen niedrigen Elektrolytgehalt und geringe bis mittlere SO₄-Gehalte (≥ 68.75 mg/l) und gekennzeichnet sind. Die übrigen 5 Fälle dieses Nutzungstyps werden in der rechten Gruppe des Entscheidungsbaumes durch drei Spezialregeln klassifiziert. Da diese Regeln relativ lange Bedingungsteile aufweisen und je Regel maximal 2 von 15 Fällen erfaßt werden, deutet dies auf besondere Gegebenheiten hin (z. B. hohe SO₄-Gehalte und hohe Cl-Gehalte).

Die Klassifikation des Nutzungstyps NT=2 (Bebaute Gebiete und Mischgebiete) erfolgt ebenfalls in beiden Haupt-Gruppen des Entscheidungsbaumes. Diese Meßstellen liegen überwiegend im Stadtgebiet und sind durch hohe Elektrolytgehalte und hohe Chlor-Gehalte (Winterdienst!) charakterisiert. Dies zeigt sich auch an der Regel 11, die 17 von 22 Objekten dieser Nutzungskategorie erfaßt.

Sowohl wenn für einen bestimmten Nutzungstyp nur eine einzige Regel als auch relativ viele "Spezialregeln" induziert werden, kann dies in diesem Zusammenhang als Hinweis aufgefaßt werden, die Definition und die Anzahl der in der Trainingsmenge verwendeten Typisierungsklassen zu überdenken. So wäre zu überlegen, ob es nicht sinnvoller wäre, die Klasse Sonderbelastungen und Deponie (NT=5) in zwei verschiedenen Klassen (z. B. anorganische Ablagerungen/Bauschutt und organisch belastete Ablagerungen/Deponien) aufzugliedern. Im Falle, daß für einen Nutzungstyp viele Sonderregeln induziert werden (z. B. bei NT=2), ist ebenfalls zu prüfen, ob die Definition dieser Klasse nicht zu viele "nicht eindeutig zuordenbare" Objekte enthält und ob nicht eventuell die Definition einer Sonderklasse (z. B. "nicht eindeutig identifizierbare Nutzung") sinnvoller wäre. In diesem Sinne können die induzierten Regeln auch als erste Schätzung eines von Hand durch Experten weiter zu verbessernden Entscheidungsbaums zur Klassifikation der Nutzungstypen aufgefaßt werden.

4.3.4. Zusammenfassung und Perspektiven

In der hier vorgestellten ersten Anwendung eines Regelinduktionsverfahrens zur Klassifikation der Eintragsbereiche von Grundwasserbeobachtungsbrunnen anhand der vorherrschenden Landnutzungen konnten erste positive Ergebnisse erzielt werden. Dies ist als Indiz dafür aufzufassen, daß Regelinduktionsverfahren auch für die Anwendung auf hydrologisch-wasserwirtschaftliche Klassifikationsaufgaben (z. B. Design von Meßprogrammen, Regionalisierungsaufgaben) ein gewisses Potential haben und eine Ergänzung zu herkömmlichen, bereits eingeführten Klassifikationsverfahren (z. B. Clusteranalyse, Multiple Regressionsverfahren) darstellen. Dies muß jetzt durch geeignete Forschungsprojekte systematisch überprüft werden. Ziel dabei muß es sein, die Vor- und Nachteile der Induktionsverfahren in diesen Anwendungen umfassend zu identifizieren und sie mit den herkömmlichen Verfahren zu vergleichen.

Die Vorteile der Regelinduktion (mit ID3) sind:

- + Ableitung von Entscheidungsregeln aus Beispielen.
- + kann neues Wissen erarbeiten.
- + kann kritische Attribute identifizieren.
- + kann irrelevante Attribute identifizieren.

Die "Nachteile" der Regelinduktion (mit ID3) sind:

- Es ist manchmal schwierig, gute Attribute zur Charakterisierung der Objekte in der Trainingsmenge auszuwählen.
- Es ist manchmal schwierig, geeignete, d.h. informationsreiche, Objekte für die Trainingsmenge zu finden.

Aber selbst die genannten "Nachteile" der Induktionsverfahren können in den hier vorliegenden Anwendungsbereichen als Vorteile aufgefaßt werden, wenn man die induzierten Regeln als erste Schätzung bzw. als Prototypen auffaßt, die zum einen durch Fachleute verbessert werden können und zum anderen Hinweise dafür liefern können, wie treffend die in der Trainingsmenge verwendeten Attribute bzw. Klassendefinitionen den vorliegenden Sachverhalt beschreiben. In diesem Sinne ist die zugrundegelegte Wissensrepräsentation durch WENN-DANN-Regeln und die dadurch bedingte relativ leichte Interpretierbarkeit der induzierten Regeln durch Experten gegenüber herkömmlichen Klassifikationsverfahren (Multiple Regression und Clusteranalyse) generell von Vorteil.

Literatur:

Barr, A.; Feigenbaum, E.A. (eds., 1981): The Handbook of Artificial Intelligence. Vol. I, William Kaufmann, Inc., Los Altos, CA.

Barr, A.; Feigenbaum, E.A. (eds., 1982): The Handbook of Artificial Intelligence. Vol. II, William Kaufmann, Inc., Los Altos, CA.

Cohen, P.R.; Feigenbaum, E.A. (eds., 1982): The Handbook of Artificial Intelligence. Vol. III, William Kaufmann, Inc., Los Altos, CA.

Khinchin, A.I. (1957): Mathematical Foundations of Information Theory. Dover Publications, Inc., New York.

Quinlan, J.R. (1979): Discovering rules by induction from large collections of examples. in: D. Michie (ed., 1979): Expert Systems in the Micro Electronic Age. Edinburgh University Press, 1979.

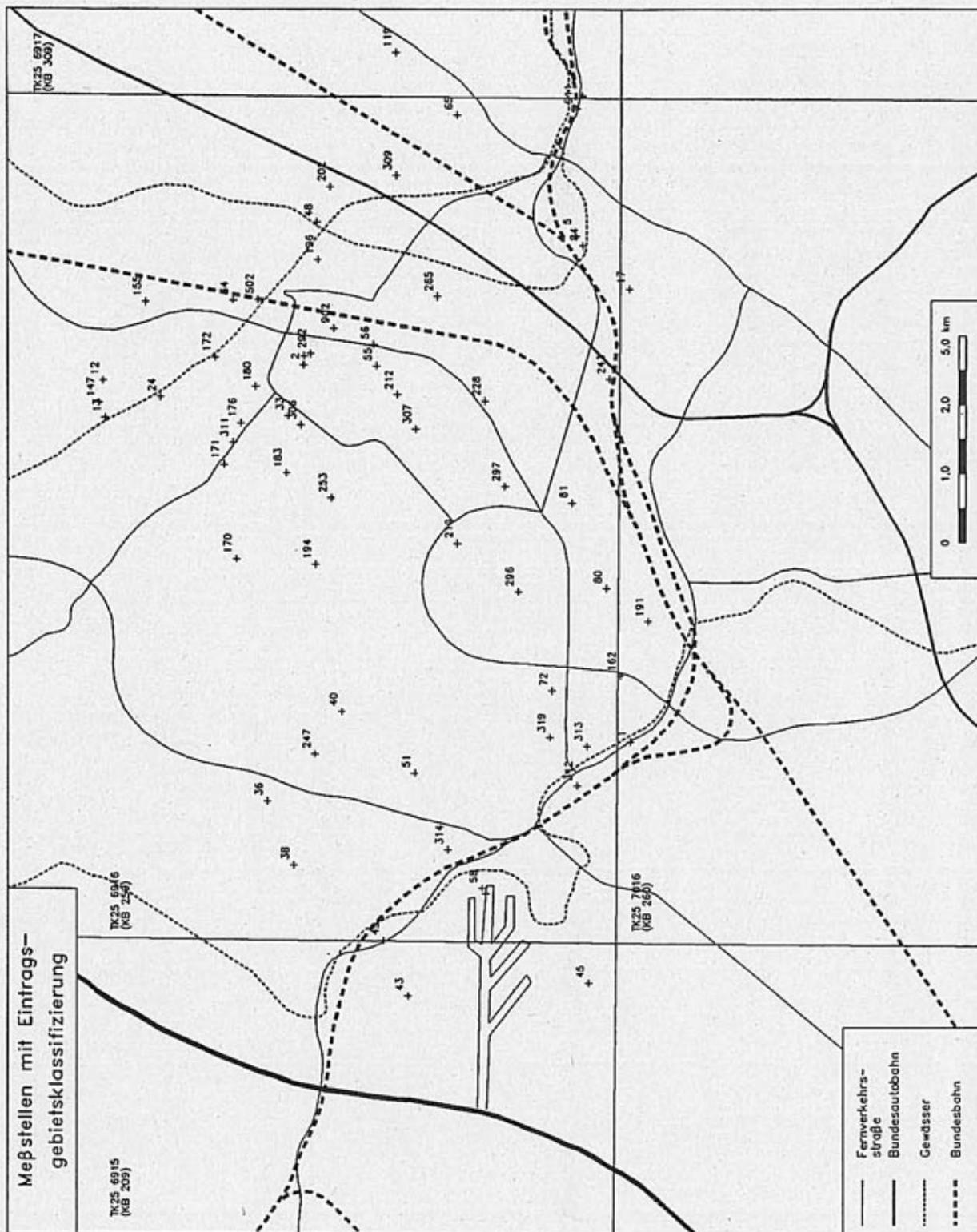


Abb. 4.3.1.: Die Meßstellen der Trainingsmenge.

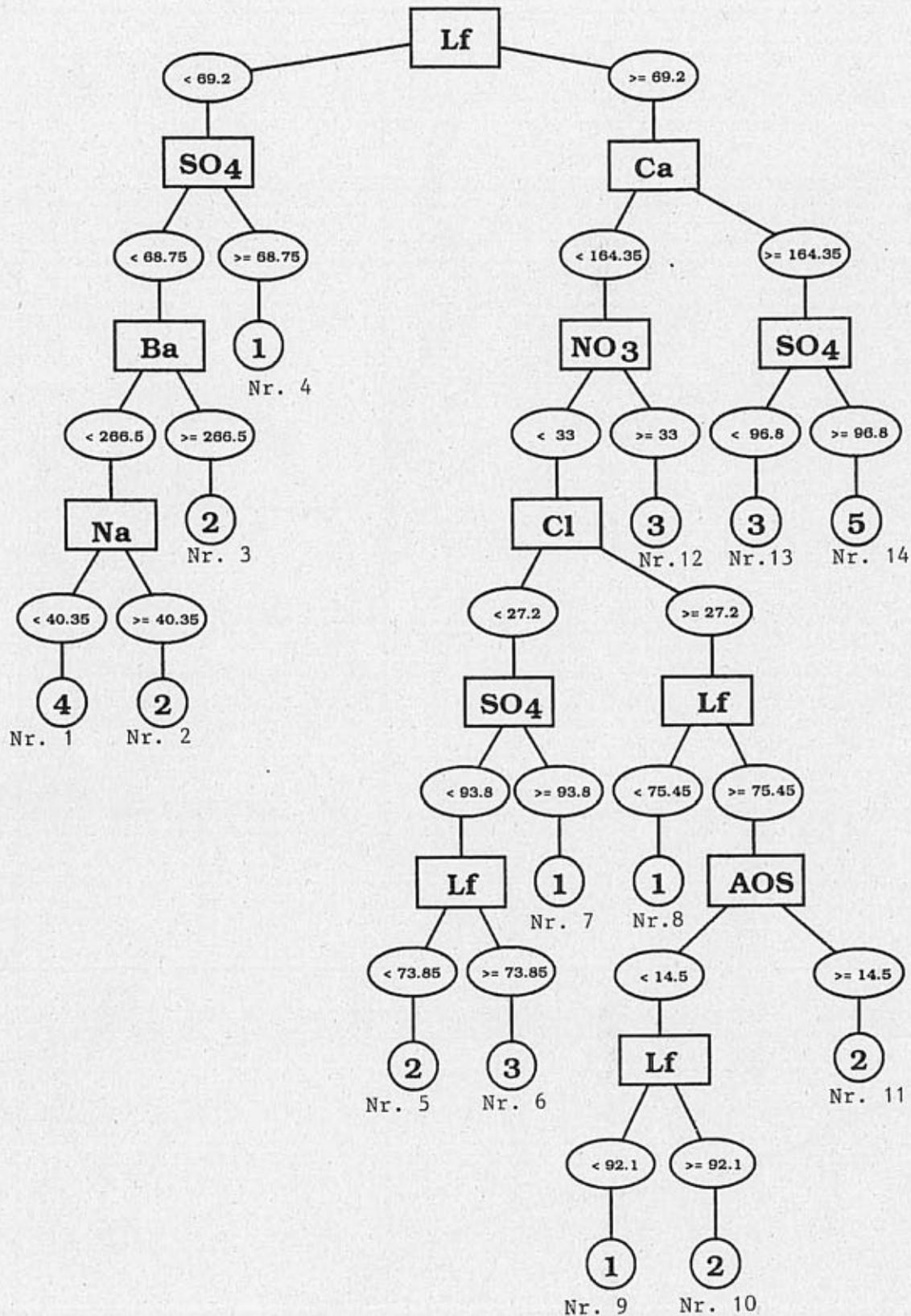


Abb. 4.3.2: Der aus der Trainingsmenge mit ID3 induzierte Entscheidungsbaum (Regelsatz).

Tab. 4.3.1: Die Datenmatrix der 63 Beobachtungsbrunnen samt der jeweils verfügbaren Grundwasserbeschaffenheitsparameter (Trainingsmenge).

E1:n	Lf:n	pl:n	KS43:n	S04:n	Cl:n	H03:n	H02:n	H14:n	P04:n	Ca:n	Mg:n	Kn:n	Na:n	Ba:n	Mn:n	Fe:n	B:n	O2:n	Sr:n	DOC:n	AOX:n	AOS:n	(* HST *)
4	66.1	7.1	4.2	61.5	61.1	0.1	5	103	163	96.9	7.3	4.5	37.1	195	0.443	4.178	135	0.1	290	4.6	5.5	78.5	(* 1260 *)
1	52.6	7.3	4.6	85.4	14.0	17.4	5	25	50	113.8	13.1	1.4	8.2	40	0.005	0.340	15	7.2	310	1.1	4.8	15.5	(* 12259 *)
1	62.1	7.2	4.8	103.9	16.3	17.5	5	25	135	124.7	14.5	1.4	9.5	65	0.008	0.210	20	5.0	350	1.1	9.8	9.0	(* 13259 *)
2	72.4	7.0	6.7	66.1	15.3	10.1	60	43	35	132.2	22.5	3.3	14.0	210	0.013	0.360	40	0.5	275	1.7	6.0	27.5	(* 17260 *)
4	59.8	7.1	6.0	32.8	27.2	5.8	8	805	1640	105.2	19.6	4.2	16.3	220	1.647	0.610	153	0.4	227	1.4	5.8	26.0	(* 24259 *)
3	87.8	6.9	7.7	53.2	25.1	25.9	70	25	780	139.3	18.1	42.3	16.2	150	0.277	0.387	90	1.5	307	1.6	8.7	18.7	(* 32309 *)
1	65.1	7.2	5.2	76.0	35.8	25.4	5	25	10	116.6	13.1	11.6	22.1	180	0.005	0.073	77	3.6	330	0.9	6.3	8.2	(* 33259 *)
3	75.3	7.1	6.3	83.6	24.1	0.2	5	785	65	131.9	18.6	2.3	12.5	415	0.945	3.365	65	0.3	290	1.6	10.0	20.0	(* 34259 *)
2	83.7	7.1	6.4	120.0	27.7	5.8	20	240	90	162.0	11.5	3.8	15.6	80	0.390	3.370	80	0.1	500	2.4	8.0	53.0	(* 36259 *)
2	79.5	7.1	5.9	94.4	28.4	25.7	5	25	30	147.1	10.2	1.9	18.6	60	0.005	0.280	190	7.2	420	1.2	9.0	17.0	(* 38259 *)
1	75.2	7.2	5.4	93.5	28.7	17.2	5	25	30	155.0	10.6	1.9	13.6	100	0.080	2.810	30	4.0	510	1.0	23.0	43.0	(* 40259 *)
2	83.7	6.9	7.1	76.1	36.4	0.1	5	535	98	154.9	13.9	2.6	16.5	130	0.530	2.843	63	1.3	460	3.3	4.0	55.3	(* 43209 *)
5	112.1	6.9	9.2	131.2	57.3	0.1	5	1940	157	192.0	24.3	2.9	25.9	233	0.780	14.703	227	0.8	847	4.7	8.7	80.0	(* 45209 *)
3	89.6	6.9	8.3	95.3	31.3	3.6	63	518	23	169.1	30.0	1.8	11.7	240	1.033	5.450	73	0.1	267	2.9	3.3	42.3	(* 48259 *)
5	129.5	7.0	9.9	98.3	109.5	0.1	5	5890	63	177.7	25.9	13.3	67.8	388	0.750	9.058	295	1.0	635	8.3	18.0	249.5	(* 49259 *)
2	80.8	7.1	5.0	122.8	47.5	10.1	5	25	40	140.8	12.0	2.2	25.1	120	0.020	0.520	70	1.5	450	0.8	2.5	25.0	(* 51259 *)
1	75.4	7.0	6.7	104.0	26.7	20.3	12	25	12	152.9	17.0	6.9	21.3	100	0.090	0.413	100	1.5	450	1.4	4.8	19.8	(* 55259 *)
3	77.3	7.0	5.9	106.7	30.4	39.1	45	138	35	148.6	18.9	14.1	16.0	233	0.845	1.160	108	0.8	333	1.9	7.6	74.3	(* 56259 *)
2	76.2	7.0	6.2	84.8	28.4	0.1	5	1430	40	136.0	11.5	5.3	19.7	140	0.490	3.940	60	0.1	430	2.0	16.0	26.0	(* 58259 *)
3	69.3	7.1	5.9	59.0	24.0	90.5	5	25	170	139.1	26.5	5.9	12.6	360	0.005	0.005	60	7.7	320	0.8	2.5	7.0	(* 65259 *)
2	83.1	7.2	4.5	110.2	64.9	31.2	5	25	10	117.4	14.9	7.0	32.4	80	0.040	0.250	120	4.3	350	1.1	75.0	44.0	(* 72259 *)
5	139.1	6.9	6.9	120.7	170.2	48.8	80	25	20	219.2	15.7	11.1	89.4	300	0.190	0.860	80	0.8	600	2.3	80.0	40.0	(* 80259 *)
5	110.7	6.8	7.5	180.3	59.6	0.1	5	320	10	182.4	19.8	6.5	36.9	110	0.320	0.360	130	4.5	500	3.8	150.0	60.0	(* 81259 *)
2	82.4	6.9	6.9	70.3	40.8	18.1	5	37	105	159.8	26.6	1.1	15.2	325	0.114	7.530	50	2.5	300	1.6	4.0	69.0	(* 84259 *)
2	84.6	6.9	6.9	71.6	37.0	18.5	5	25	180	143.1	22.8	0.9	13.2	350	0.020	1.050	30	3.1	200	1.3	6.0	34.0	(* 85259 *)
3	81.2	7.1	6.5	51.8	42.3	34.8	5	25	74	122.4	26.3	4.6	21.7	112	0.011	0.095	48	7.1	625	0.7	8.3	20.6	(* 119309 *)
1	53.9	7.3	4.3	86.7	12.6	13.1	5	25	30	110.4	11.8	1.5	8.0	50	0.018	0.143	20	7.3	307	0.9	4.2	47.0	(* 147259 *)
3	72.8	7.2	5.0	67.9	24.0	55.8	5	25	18	129.9	14.4	1.0	8.9	20	0.005	0.075	55	5.0	355	1.3	12.0	11.0	(* 155259 *)
2	79.2	7.2	5.4	83.7	40.8	25.0	5	25	20	118.9	10.5	9.6	33.0	90	0.005	0.250	80	1.8	360	1.4	7.0	30.0	(* 162260 *)
1	64.7	7.4	4.5	113.1	14.6	3.5	5	25	20	122.6	10.2	0.8	8.0	150	0.005	0.015	15	5.8	385	0.8	7.0	11.8	(* 170259 *)
1	66.6	7.2	5.1	87.8	37.6	17.1	5	25	8	127.3	13.6	4.4	17.0	87	0.005	0.017	23	3.1	323	0.8	5.8	12.0	(* 171259 *)
4	57.3	7.2	5.2	40.7	26.9	8.6	5	175	1644	98.9	17.8	3.7	15.2	156	0.230	1.004	136	0.8	216	1.2	9.1	23.0	(* 172259 *)
1	60.1	7.3	4.6	83.3	25.2	20.5	5	33	85	117.8	12.1	2.8	14.1	73	0.018	1.083	23	6.2	330	1.0	4.0	66.3	(* 176259 *)
1	72.1	7.1	5.6	93.8	42.1	18.1	5	33	17	135.8	16.5	2.0	20.3	87	0.005	0.102	60	2.5	383	1.0	2.5	46.6	(* 180259 *)
2	75.7	7.1	5.8	123.5	37.2	13.9	5	25	5	147.2	14.2	1.8	21.8	83	0.005	0.015	43	2.5	463	1.1	2.5	22.0	(* 183259 *)
2	101.5	6.8	7.1	100.7	70.2	10.8	20	25	10	157.9	13.9	5.3	46.3	140	1.640	0.780	80	0.4	430	2.3	6.0	55.0	(* 191260 *)
1	69.1	7.3	5.0	110.2	18.1	2.0	5	25	25	136.7	8.2	1.0	9.6	40	0.005	0.155	15	3.0	400	0.9	3.8	10.8	(* 194259 *)
4	64.6	7.0	6.0	57.2	25.7	21.4	11	73	7	133.2	16.5	1.2	8.3	100	0.108	2.695	78	0.9	275	1.1	11.3	56.3	(* 196259 *)
3	83.3	6.9	7.3	80.0	40.7	61.7	5	25	10	161.4	31.7	2.9	15.7	120	0.005	0.220	27	1.0	363	1.2	4.8	35.5	(* 202259 *)
1	66.0	7.1	5.5	92.6	26.3	23.5	5	44	6	136.0	15.5	1.7	13.2	180	0.005	0.058	55	2.3	385	1.1	19.8	18.3	(* 212259 *)
5	85.3	7.0	6.6	153.3	49.6	0.1	5	465	22	166.7	15.8	4.7	26.9	407	1.307	15.917	87	0.1	423	1.9	9.0	41.0	(* 219259 *)
2	80.4	6.9	7.1	130.7	34.1	4.2	43	182	85	159.9	24.5	8.8	12.6	160	0.667	4.707	50	0.1	330	2.5	4.2	77.0	(* 228259 *)
2	84.8	6.8	7.2	87.3	29.8	0.1	5	370	150	151.5	14.9	4.5	18.3	270	0.370	2.410	60	0.1	370	5.1	2.5	75.0	(* 243259 *)
2	85.0	6.9	6.3	113.4	31.6	22.6	10	25	20	158.5	11.5	3.7	20.0	90	0.030	0.030	40	1.1	470	1.2	14.0	19.0	(* 247259 *)
1	79.4	7.1	6.0	145.6	26.6	14.8	5	113	32	155.9	16.6	10.6	13.8	80	0.005	0.008	78	5.7	526	1.2	5.3	14.6	(* 253259 *)
2	78.4	6.9	7.0	116.7	38.2	0.2	5	820	500	160.1	22.9	2.1	16.3	493	0.370	5.290	47	0.1	313	1.5	7.7	37.7	(* 265259 *)
4	53.4	7.3	4.3	47.4	18.2	3.5	5	57	15	86.7	8.8	8.8	14.3	80	0.023	0.048	50	0.3	230	1.5	7.5	30.7	(* 292259 *)
4	49.1	7.4	3.8	56.0	24.4	6.9	9	25	18	89.5	10.0	5.8	11.5	93	0.195	0.310	45	0.8	240	1.3	7.1	16.7	(* 293259 *)
4	57.7	7.0	5.1	44.8	25.6	8.2	9	63	40	108.4	8.0	9.6	18.1	78	0.715	0.223	53	1.7	260	1.7	7.3	72.0	(* 294259 *)
2	116.7	7.0	6.2	173.3	103.5	9.0	20	25	5	153.7	14.9	19.2	72.7	80	0.390	3.690	100	0.1	430	2.2	20.0	135.0	(* 296259 *)
5	130.8	6.9	8.0	232.9	101.7	0.1	5	1810	315	232.1	26.1	7.6	46.0	367	0.853	14.670	150	0.2	677	2.9	84.7	69.7	(* 297259 *)
1	79.0	7.2	5.8	104.1	31.1	18.0	7	25	43	139.6	12.3	1.6	23.5	113	0.075	1.257	40	6.4	447	1.4	5.0	12.0	(* 306259 *)
3	76.0	7.2	4.8	115.0	25.7	54.2	53	25	18	133.0	14.7	7.1	12.5	114	0.153	0.491	86	6.4	340	1.8	6.0	33.0	(* 307259 *)
3	90.9	6.8	9.2	55.8	41.3	11.4	117	25	33	179.9	26.9	1.6	7.2	305	0.715	2.509	24	3.5	350	3.3	4.2	105.5	(* 309259 *)
1	68.5	7.2	5.2	81.3	30.0	11.4	6	25	21	121.1	12.9	5.2	13.5	186	0.297	0.381	28	2.9	336	1.0	2.5	23.0	(* 311259 *)
4	44.6	7.4	3.1	35.1	30.5	0.5	5	120	140	65.1	6.3	5.1	21.0	70	0.310	0.230	70	0.9	200	2.3	11.0	38.0	(* 312259 *)
4	49.9	7.5	3.6	52.2	13.8	12.3	5	25	70	76.0	9.1	7.1	13.7	40	0.020	0.230	110	5.3	340	1.3	2.5	18.0	(* 313259 *)
2	77.7	7.2	4.6	113.8	43.3	17.2	5	25	5	126.5	11.3	3.8	25.1	110	0.020	0.1							

Tab. 4.3.2: Vergleich der durch die einzelnen induzierten Regeln klassifizierten Objekte (Beobachtungsbrunnen) in der Trainings- und in der Validierungsmenge.

Regel-Nr.	Klasse (Nutzungstyp)	Anz. der Fälle i. d. Trainingsmenge		Anz. der Fälle i. d. Validierungsmenge	
1	4	9	(100.0%)	4	(100.0%)
2	2	1	(4.5%)	1	(9.1%)
3	2	2	(9.0%)	-	(-)
4	1	10	(66.7%)	4	(36.3%)
5	2	1	(4.5%)	3	(27.3%)
6	3	2	(18.2%)	1	(5.0%)
7	1	2	(13.3%)	2	(18.2%)
8	1	2	(13.3%)	3	(27.3%)
9	1	1	(6.7%)	2	(18.2%)
10	2	1	(4.5%)	1	(9.1%)
11	2	17	(77.5%)	6	(54.5%)
12	3	7	(63.3%)	15	(75.0%)
13	3	2	(18.2%)	4	(20.0%)
14	5	6	(100.0%)	6	(100.0%)
X	-	-	-	1	(9,1%)

Angaben in Klammern: prozentualer Anteil, bezogen auf die insgesamt in der Trainings- bzw. Validierungsmenge enthaltenen Objekte des jeweiligen Nutzungstyps NT (Trainingsmenge: NT=1: 15, NT=2: 22, NT=3: 11, NT=4: 9, NT=5: 6; Validierungsmenge: NT=1: 11, NT=2: 11, NT=3: 20, NT=4: 4, NT=5: 6). X: aufgrund fehlender Daten nicht klassifizierbar.

5. Ausblick

5.1 Ergebnisse und methodische Überlegungen für das Stadtgebiet (K.-P. Schulz)

5.1.1. Untersuchungsziele im Gebiet Karlsruhe-Innenstadt

Urbane Verdichtungsräume überdecken in beachtlichen Flächenanteilen wasserwirtschaftlich bedeutsame Grundwasservorkommen (z. B. Oberrheinebene, Berlin). Deswegen werden diese Vorkommen, wie sich in zahlreichen Untersuchungen gezeigt hat, von zahlreichen Grundwassergefährdungspotentialen bedroht. Darum sind diese Gebiete auch für die *landesweite* Grundwasserüberwachung wichtig. Aus diesem Grund wurde die Frage, wie die für den Freilandbereich entwickelten Meßkonzepte und Untersuchungsmethoden auf Verdichtungsgebiete übertragen werden können, in den Projektrahmen aufgenommen und beispielhaft im Testgebiet Karlsruhe-Innenstadt untersucht.

Die Problematik wurde aus der Perspektive einer *landesweit* ausgerichteten Grundwassergüteüberwachung angegangen. Von daher war *nicht* angestrebt, einen methodischen Beitrag zu leisten zur Einrichtung lokaler Meßnetze für die Untersuchung einzelner Punktquellen (z. B. Schadensfallherde), wie sie als Routineaufgabe von den Vollzugsbehörden in vielfältiger Weise durchgeführt werden. Ebenso wenig wurde auf die Entdeckung neuer Kontaminationsherde abgezielt. Vielmehr ging es darum, Methoden zu erarbeiten, mit denen die Grundwasserbeschaffenheit samt zugehöriger Beeinflussungen im Fall eines *typischen* städtischen Gebiets *gesamthaft* (gebietsintegrierend) gekennzeichnet werden kann.

Aus der städtischen Nutzungsstruktur ergeben sich veränderte Bedingungen für die Gestaltung des gebietsbezogenen Grundwassergütemonitorings. Dies betrifft vorwiegend drei Aspekte:

a) Besonderheiten der urbanen Belastungssituation

Im Vergleich zum Freiland verschiebt sich in urbanen Gebieten das *stoffliche Spektrum* der Belastungen: Düngesalze und Pestizide aus der landwirtschaftlichen Nutzung treten zurück, wenngleich es örtlich auch im Stadtgebiet zu Einträgen kommen kann, die denen landwirtschaftlicher Gebiete ähnlich sind (Gärtnereien, Zoo, Sportplätze u. ä.). Im Vordergrund stehen jedoch Stoffeinträge von anorganischen Salzen, Schwermetallverbindungen auf einer breiten Palette organischer Stoffe, die aus technischen Systemen austreten (Straßenabwässer, bautechnisch bedingte Verschmutzungen, undichte Kanalisationen, Leckagen in Gewerbe und Industrie, kontaminierte Altstandorte usw., vgl. z.B. Lühr, 1989).

Zu den Unterschieden im Spektrum der Stoffarten korrespondiert die unterschiedliche Struktur der *Stoffquellen*. In urbanen Räumen resultiert die Grundwasserbelastung aus der Überlagerung einer Vielzahl, in Menge und stofflicher Zusammensetzung sehr heterogener Verunreinigungsquellen. Eine individuelle Abschätzung der Schadstoffpaletten und -mengen für die potentiellen Quellen ist praktisch nicht realisierbar.

Die Übertragung des im Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Hardtwald verfolgten gebietsbilanzorientierten Ansatzes scheidet daher aus. Die Strömungsmodellierung wird hier vorrangig dazu eingesetzt, um die *Regionalisierung* zu unterstützen: das (numerisch berechnete) Strömungsnetz des Stadtgebietes ist Basis für dessen Gliederung in Bereiche zusammenhängender, relativ gleichartiger Untergrundsituation (z.B. Böden, Deckschichten), vergleichbarer Belastungsstruktur und demzufolge ähnlicher Stoffkonzentrationen.

b) Erschwerte Bewertung des Grundwasser-Gütezustands In Stadtgebieten

Wegen der beschriebenen Heterogenität der Stoffquellen und Stoffarten in urbanen Räumen ist dort die zusammenhängende Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit und die Bewertung aufgefunderer Konzentrationserhöhungen ganz erheblich erschwert. Fraglich ist, wann ein Stoffeintrag als schädigend gewertet werden soll. Hierzu bedarf es immer eines Maßstabs, etwa in Form von Grenzwerten. Häufig wird dieser aus den Anforderungen der Grundwassernutzungen (als wichtigster: Rohwassergrenzwerte der TrinkwV) abgeleitet, obwohl dieser Bezug wasserrechtlich nicht gedeckt wird, da Grundwasser prinzipiell von "schädlichen Verunreinigungen" freizuhalten ist (§ 34 I WHG). Grenzwerte, bis zu denen "aufgefüllt" werden darf, sind unerlaubt und existieren daher nicht.

In der Realität wird in urbanen Räumen für eine Reihe von Parametern ein erhöhtes Niveau der Hintergrundkonzentrationen beobachtet, das im Hinblick auf notwendige Schutzmaßnahmen berücksichtigt werden muß. Als Folge der aufgeführten vielfältigen urbanen Nutzungen kann die natürliche geochemische Grundwasserbeschaffenheit eines betrachteten Gebiets erheblich verändert sein durch

- Erhöhung der Hintergrundkonzentration oberstromig
- Eintrag natürlicher, geogen gebietsfremder Stoffe im Betrachtungsgebiet
- Eintrag synthetischer Störstoffe im Betrachtungsgebiet

Da Grenzwerte als Eingriffsschwelle fehlen, bietet es sich an, die Konzentrationserhöhungen auf den natürlichen geogenen Background zu beziehen. Von dem natürlichen geogenen Background zu unterscheiden ist die vorgefundene Hintergrundkonzentration, die z.B. bei LHKW in urbanen Gebieten nicht mehr generell "n.n." ist. Die Hintergrundkonzentrationen liegen in unserem Untersuchungsgebiet - in Abhängigkeit von der Belastungsvorgeschichte - uneinheitlich hoch. Ein besonders gravierendes Problem stellt die Bewertung der organischen Belastung dar, zumal Reaktions- und Folgeprodukte schwer zu überschauen sind.

Auch aus dieser Sicht ist die Regionalisierung eines städtischen Gebiets anzustreben, um auf punkthaft gemessene Belastungswerte angemessen reagieren zu können.

c) Maßnahmenplanung

Gegenüber den wesentlichen städtischen Kontaminationsquellen sind vorrangig *anlagenbezogene* Grundwasserschutzmaßnahmen zu ergreifen: Der Austritt von wassergefährdender Stoffe aus technischen Systemen in Boden und Grundwasser muß durch angemessene Sicherheitsvorkehrungen für den Leckagefall verhindert werden. Die zur Vorbeugung erforderlichen Maßnahmen können über die Minimalanforderungen (Regeln der Technik gem. VLwF u. a. Richtlinien) hinausgehen und richten sich nach dem Gefährdungspotential unter Berücksichtigung aller Umstände am Standort.

Dementsprechend ist in urbanen Räumen ein Übergang von gebietsbezogenen zu *anlagenbezogenen* Meßnetzen anzutreffen. Während auf landwirtschaftlichen Flächen die Identifikation eines Einzelemittenten i. d. R. nicht angestrebt wird, zielt die Anordnung von Überwachungsmeßstellen (Emittentenmeßstellen) auf die Kontrolle bestimmter Einzelobjekte ab. Die Erfolgsaussichten können infolge einer geringen Fahnenbreiten und der praktisch realisierbaren Meßstellenzahlen begrenzt sein, erst recht dann, wenn die Fließwege bei komplexen Untergrundbedingungen nur unzureichend abgegrenzt werden können (Toussaint, 1987).

Anlagenbezogene Regelungen können nur bei ausreichendem Vollzugserfolg zu einer Eindämmung des Stoffübertritts aus technischen Systemen in den Untergrund führen. Stoffeinträge, die aus der Vielzahl von individuell nicht zu fassenden Kleinleckagen herrühren, lassen sich andernfalls nur durch Substitution und Stoffverbote (stoffbezogene Regelungen, z.B. Beschränkung der CKW-Anwendung) unterbinden. Für die Entscheidung über ein Umschwenken von anlage- auf *stoffbezogene* Regelungen können aussagekräftige Daten zu Belastungstrends ohne individuellen Verursacherbezug ausreichend sein. Eine solche Datenbasis kann durch ein kontinuierliches und repräsentatives Grundwassergütemonitoring in ausgewählten urbanen Repräsentativgebieten bereitgestellt werden, wie es im Rahmen eines Landesmeßnetzes realisierbar erscheint.

Von diesen Rahmenbedingungen ausgehend, wurde die Methodenentwicklung im Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Innenstadt unter zwei Zielsetzungen gestellt:

1. Ziel: Entwicklung der Vorgehensweise für eine hydrodynamisch begründete Gebietsgliederung nach Belastungsniveaus als Basisinformation für eine gebietsbezogene Grundwasserüberwachung.
2. Ziel: Verknüpfung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten mit Daten über Grundwassergefährdungspotentiale.

Ergebnis einer solchen Analyse sind Bereiche mit abgestuften Hintergrundkonzentrationen unter den jeweils herrschenden Einflußbedingungen als summarische Aussagen über Belastungsauswirkungen, die sich in einzelnen Strömungszonen herausgebildet haben. Sie geben erste Hinweise auf die Belastungsursachen (z.B. dispers verteilte Kleinquellen oder (Rest-)Kontaminationen aus abgelaufenen und (teil)sanierten Grundwasserschadensfällen).

Ein solches systematisches Gebietsmonitoring schafft die Voraussetzungen, um räumliche Trendentwicklungen verfolgen zu können. Es ermöglicht den Entscheidungsträgern, einlaufende Daten besser zu bewerten im Hinblick auf die Signifikanz neu aufgedeckter Konzentrationserhöhungen (gemessen an einem lokalen background level), auf Tendenzaussagen über den Wirkungsgrad eingeleiteter Sanierungen (z.B. gemessen an vorgegebenen Sanierungszielen) und auf ggf. notwendige weitere Maßnahmen (z.B. häufigere/verdichtete Messungen, Verursacherversuche usw.).

5.1.2. Vorgehensweise und methodische Ansatzpunkte

Um die angestrebte *gebietsbezogene* Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit zu erreichen, müssen hauptsächlich drei Teilaufgaben erledigt werden:

- a) Ermittlung der Strömungssituation
- b) Erhebung und Aufbereitung von Konzentrationsdaten
- c) Erhebung von Grundwassergefährdungspotentialen

a) Ermittlung der Strömungssituation

Mit der Darstellung der Strömungssituation (durch Stromstreifen oder durch Randstromlinien zu Brunneneinzugsgebieten) wird die Grundlage zu einer hydraulisch begründeten *Gebietsgliederung* gelegt. Die für die Genese der oberflächennahen Grundwasserbeschaffenheit in einer abgegrenzten Gebietseinheit wirksamen oberstromigen Landnutzungseinflüsse sowie die sonstigen Randbedingungen (Gewässeraustausch, Randzustrom) können auf dieser Basis sinnvoll zueinander in Beziehung gesetzt werden.

Eine solche Darstellung kann als Strömungsnetz näherungsweise aus einem (mittleren) Grundwassergleichenplan graphisch abgeleitet werden, sofern die inneren Ränder im Betrachtungsgebiet (Brunnen, Gewässer u. a. Punkt- oder Liniensenken oder -quellen) sich mit einfachen Abschätzungen hinreichend berücksichtigen lassen. Bei einer komplexeren Strömungssituationen, wie sie im Fall des Stadtgebiets Karlsruhe mit einer großen Zahl von Einzelbrunnen und vielfältigen Gewässerrandbedingungen vorliegt, ist die Berechnung der Stromlinien auf der Basis eines numerischen *Grundwassermodells* vorzuziehen.

Im Unterschied zum Untersuchungsgebiet Hardtwald wird das Strömungsmodell hier zunächst nicht für die Modellierung von Transportprozessen eingesetzt, sondern zur Bestimmung und Darstellung der Stromfunktion. Zusätzlich können die in das Modell eingegangenen Randbedingungen in ihrer relativen Stärke zueinander zusätzlich zur Interpretation herangezogen werden (z.B. Stärke der Grundwasserneubildung, Richtung und Umfang des Gewässeraustauschs an bestimmten Gewässerabschnitten, Reichweite des Rheineinflusses usf., vgl. den Beitrag von J. Herzer). Wird über die hier verfolgte raumgreifende Beobachtung hinaus eine Beurteilung einzelner Kontaminationsquellen angestrebt oder eine Sanierungsplanung angegangen, so lassen sich aufbauend auf dem Strömungsmodell Transportsimulationsrechnungen durchführen (LfU, 1986; Kußmaul et al., 1988).

b) Erhebung und Aufbereitung von Konzentrationsdaten

Langjährige Konzentrationszeitreihen aus Roh- und Grundwasserproben sind die zweite wichtige Informationsbasis für die Gebietsgliederung in *Beschaffenheitsbereiche*. Rohwasseranalysen sind besonders interessante Daten, weil es sich um integrierende, häufig konsistente Meßwerte (feste Laborbindung) eines abgrenzbaren Brunneneinzugsgebiets handelt. Im Zuge der Eigenkontrolle öffentlicher oder privater Gewinnungsanlagen (Eigenwasserversorgung der Industrie) fallen Rohwasseranalysen turnusmäßig an. Sie müssen vom Betreiber regelmäßig durchgeführt und den Wasserbehörden vorgelegt werden. Gleichwohl muß nach unserer Erfahrung ein beträchtlicher Erhebungsaufwand geleistet werden, weil einigermaßen lückenlose Zeitreihen erst nach Zusammenführen der Unterlagen verschiedener Dienststellen (Wasser- und Polizeibehörden, Wasserwirtschaftsamt, Gesundheitsamt), ggf. ergänzt durch Unterlagen des Betreibers, zustandekommen.

Wegen der geringen Brunnenzahl und wegen der beprobungsbedingten Mittelungswirkung (lokale Belastungsspitzen werden durch die Vermischung von Wässern unterschiedlicher Herkunft "herausgemittelt") müssen Rohwassermeßwerte durch Grundwasseranalysen aus Meßstellenbeprobungen ergänzt werden. Auch hier kann auf vorhandene Daten zurückgegriffen werden (Grundwasseranalysen von Schadensfallmeßstellen, Trinkwassernotversorgungsbrunnen oder Baugrund- bzw. Wasserhaltungsmeßstellen u.a.), allerdings ist der Erhebungsaufwand noch höher zu veranschlagen. Ferner ist die Verwendbarkeit dieser Daten dadurch eingeschränkt, daß die Meßprogramme je nach Veranlassung sehr unterschiedlich sind und wegen der Vielzahl der beauftragten Labors und der uneinheitlichen Probenahmebedingungen Inkonsistenzen unvermeidlich sind.

Im Projektrahmen wurden alle im Stadtgebiet bekannten und beprobungsfähigen Grundwassermeßstellen in das Beprobungs- und Analyseprogramm einbezogen, so daß die Möglichkeit eines Vergleichs der erhobenen Grundwasseranalysen der jüngeren Vergangenheit mit einer soliden Meßdatenbasis gegeben war.

Die Rohdaten müssen im Hinblick auf die angestrebte Gebietsgliederung in verschiedene Konzentrationsprovinzen aufbereitet werden. Dazu wurden Häufigkeitsverteilungen ausgewählter Parameter bestimmt. Ergänzend kann eine Bewertung orientiert an Richt- und Grenzwerten der TrinkwV vorgenommen werden (z. B. Einteilung in die Klassen normal, belastet, beeinträchtigt). Weiter wurden räumliche Konzentrationsverteilungen mehrerer Einzelparameter dargestellt. Sie können ergänzt werden um eine Kennzeichnung der Meßstellen nach ihrer Zugehörigkeit zu Nutzungsklassen, die sich aus der Klassifikation ergeben haben (vgl. den Beitrag von Th. Kämpke zur Clusteranalyse).

c) Erhebung von Grundwassergefährdungspotentialen

Als dritte Informationsbasis der Gebietsgliederung wurden Daten zu den Grundwassergefährdungspotentialen erhoben. Als wichtigste innerstädtische Kontaminationspotentiale waren folgende Quellen zu berücksichtigen:

1. Industrie- und Gewerbebetriebe, ggf. zusammengefaßt zu Gewerbegebieten (insbesondere, wenn dort wassergefährdende Stoffe gelagert sind und/oder mit ihnen umgegangen wird)
2. Altlasten (Altablagerungen und Altstandorte)
3. Deponien (für Hausmüll, Bauschutt, Sonderabfälle usw.)
4. Schadensfallherde
5. Hauptverkehrswege und -flächen (Hauptstraßen, Bahnhöfe und große Gleisanlagen, Flughäfen)
6. Kläranlagen mit Hauptsammlernetz

Für die hier angestellte gebietsbezogene Betrachtung reicht eine solche Erhebung der Gefährdungspotentiale zunächst aus. Dagegen muß für die Planung anlagenbezogener Meßnetze eine Bewertung des individuellen Anlagenrisikos geleistet werden (z.B. im Sinne einer Prioritäteneinstufung). Beispielsweise führt das Land Baden-Württemberg derzeit in 6 Pilot-Amtsbezirken eine flächendeckende Kartierung und Bewertung von Grundwassergefährdungspotentialen durch, um den Aufbau der lokalen Meßnetze orientiert an der Größe der Risiken umsetzen zu können.

Detailliert betrachtet werden insbesondere betriebliche Anlagen, in denen wassergefährdende Stoffe gelagert, umgeschlagen und/oder verarbeitet werden. Zur Vorsorge gegen Leckagen in den Untergrund muß der Betreiber anlagenbezogene Grundwasserschutzmaßnahmen treffen, ggf. muß die Behörde sicherheitstechnische Verbesserungen anordnen und durchsetzen (§§ 19g ff. WHG). Mit der Risikokartierung wird für die Ämter ein zur Erfüllung dieser Aufgabe wichtige Datenbasis geschaffen.

Begleitend zur Risikokartierung wurden Bewertungsansätze entwickelt, um die Überwachungsbedürftigkeit der erfaßten Betriebsanlagen einstufen zu können; auf diese kann hier nicht näher eingegangen werden (vgl. Schulz und Schuhmann, 1991). Hervorzuheben ist, daß die Erhebung der Risikopotentiale nicht nur für Zwecke der Meßnetzplanung erfolgt; vielmehr wird hierdurch eine allgemeine Datengrundlage zur Koordinierung der Gewässeraufsicht für das Grundwasser geschaffen.

Es ist nochmals zu betonen, daß der Umfang der notwendigen Risikoermittlung stark von der Übersichtlichkeit der Strömungsbedingungen abhängt. Hierbei finden wir in Karlsruhe mit dem relativ einheitlichen Porenquifer eine vergleichsweise günstige Lage vor. Dagegen kann bei großräumigen Grundwasserschadensfällen unter komplizierten geologischen Bedingungen der Erkundungsaufwand erheblich anwachsen, ehe sinnvolle Schlüsse über Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit gezogen werden können. So wurden z.B. im Zuge der Aufklärung der massiven Verunreinigungen mit CKW im Stadtgebiet Stuttgart mit Auswirkungen auf die bedeutsamen Cannstatter Mineralwasservorkommen 1984/85 insgesamt 3000 Betriebe überprüft. 650 von ihnen verwendeten CKW mit einer Gesamtmasse von 12000t jährlich (vgl. LfU, 1983).

5.1.3 Ergebnisse Im Untersuchungsgebiet

Grundlage für die Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit im Untersuchungsgebiet Karlsruhe-Innenstadt ist die in Abb. 5.1.1 dargestellte *Strömungssituation*. Die dort eingezeichneten Bahnlinien grenzen näherungsweise Stromstreifen gleichen Durchflusses ab (Bahnliniendichte steigt linear mit dem Durchfluß). Weiterhin sind zu einzelnen ausgewählten Brunnen die Randstromlinien eingetragen.

Die Strömungssituation im Stadtgebiet wird geprägt durch eine nach Nordwest ausgerichtete parallele Grundströmung, die von zwei dominanten Faktoren überlagert wird, der Senke des Wasserwerks Durlacher Wald im Süden und der Linienquelle der Alb entlang ihres südwestlichen Streckenabschnitts zwischen Hauptbahnhof und Rheinhafen. Diese beiden maßgeblichen inneren Randbedingungen bewirken eine Zweiteilung des Strömungsfelds entlang einer vom Scheitelpunkt der des Wasserwerks Durlach nach Nordwest verlaufenden Linie.

Ab der Höhe der Brunnenlinie bleibt in der Osthälfte die parallele Grundströmung in Richtung NW durchgängig erhalten, davor verläuft sie infolge der Brunnenzuströmung stärker in Richtung ESE-WNW. Da die Grundwasserneubildung im Stadtgebiet nur sehr kleine Werte annimmt und die Strömungskonfiguration durch wenige kleinere Entnahmekunnen nur unwesentlich beeinflusst wird, werden in diesem Teil des Strömungsgebiets durch die Bahnlinien in guter Näherung Stromröhren (Stromstreifen) abgegrenzt. Eine ursächliche Verbindung von Konzentrationsverschiebungen mit Nutzungseinflüssen entlang der Stromstreifen ist daher gut begründet (wobei allerdings die Tiefenlage der Probenahme in Relation zu ihrer Eintragsfläche zu berücksichtigen ist, vgl. den Beitrag von J. Herzer).

Dagegen ist die Strömungskonfiguration in der Westhälfte komplexer. Hier kommt der Einfluß des Gewässerinfiltration aus der Alb im Zusammenwirken mit der Wasserentnahme Durlacher Wald im divergenten Verlauf der nach Norden ausgreifenden Bahnlinien deutlich zum Ausdruck. Zudem bewirken bedeutsame gewerbliche Wasserentnahmen erhebliche lokale Ablenkungen der Bahnlinien. Im Übergangsbereich zum Hafengebiet beginnt der stark instationäre Einfluß des Oberrheins auf die Grundwasserströmung. Eine derart komplizierte Strömungssituation ist praktisch erst auf der Basis eines Strömungsmodells erfaßbar, da die Dichte der Grundwasserstandsbeobachtungen für eine graphische Konstruktion der Bahnlinien dann nicht ausreicht.

In der Abb. 5.1.1 sind sodann die *Grundwassergefährdungspotentiale* (Altlasten, Altstandorte, Schadensfälle) zusammengeführt. Als Basisinformation wurde die *Landnutzung* auf der Basis des Flächennutzungsplans 1:10000 der Stadt Karlsruhe digital erfaßt. Die bebaute Fläche wird in der Gliederung Wohngebiete, Mischgebiete, Gewerbegebiete und Verkehrsflächen (Hauptstraßen und -schiene Wege mit Hauptbahnhof) dargestellt. Innerstädtische Freilandflächen umfassen Parkanlagen, Grünanlagen, den Karlsruher Zoo, die Albaue und stadtrandnahe Waldflächen.

Als zweite Informationsschicht wurden die von der Stadt Karlsruhe flächenhaft kartierten über 100 *Altlastenflächen* in die Karte aufgenommen. Hierfür wurden vom Umweltamt dankenswerter Weise ein aktueller Altlastenplan (Erkundungsstand: Sommer 1988) zur Verfügung gestellt. Die Altablagerungen werden dort getrennt nach Erdaushub/Bauschutt, Hausmüll und Industrieabfällen ausgewiesen. Bei den Altstandorten wird zunächst in Nutzungen ohne und mit wassergefährdenden Stoffen unterschieden. Im letzteren Fall werden Standorte mit nachgewiesenen Verunreinigungen gesondert dargestellt.

Drittens sind die bekannten größeren *Grundwasserschadensfallherde* eingetragen. Datenquelle hierzu ist ein Gutachten des Geologischen Landesamts, in dem etwa 300 Schadensfälle im Land Baden-Württemberg systematisch erhoben und zusammengestellt wurden.

Beim Schadensfall Nr. 4 in Abb. 5.1.1 (Ehem. Chemischreinigung, Rüppurer Straße) dürfte es sich um die größte Einzelkontamination im Stadtkreis Karlsruhe handeln. Erste Hinweise auf die von dort ausgehenden Tri- und Per-Verunreinigungen wurden im Winter 1978/79 bekannt. Weitere Beprobungen im Stadtgebiet ermöglichten die Abgrenzung einer großen Schadstofffahne (Konzentrationen größer 5000 mg/m³ im Wurzelbereich), deren Front (Konzentrationen bis 25 mg/m³) das Karlsruher Schloß erreicht hatte. Zur Sanierung wurde 1979 ein Abwehrbrunnen niedergebracht.

Als weiterer wichtiger Kontaminationsherd ist als Schadensfall Nr. 5 das Werksgelände einer ehemaligen Maschinenfabrik herauszustellen. Ein weiterer größerer CKW-Schadensfall ist mit der Nummern 11 markiert. Dagegen handelt es sich bei den meisten anderen Schadensfällen um wichtige Mineralölleckagen.

Für Zwecke der Meßnetzplanung müßten noch bedeutsame *potentielle* Kontaminanten hinzugefügt werden, z.B. Betriebe mit Betriebskläranlage und/oder HKW-Umgang in größerem Umfang. Derartige Erhebungen können aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht über den internen Dienstgebrauch hinaus veröffentlicht werden und blieben in dieser Studie ausgeklammert.

Im nächsten Schritt schließt sich nun die Betrachtung der *räumlichen Konzentrationsverteilung wichtiger Leitparameter* vor dem Hintergrund von Strömungsfeld und Verschmutzungsquellen an. Als Leitparameter wurden hier folgende Stoffe ausgewählt:

Tab. 5.1.1: Leitparameter von Verschmutzungsquellen

Leitparameter	Aussagekraft für
DOC und AOS	wichtige organische Gruppen-/Summenparameter Einschätzung der organ. Gesamtbelastung
Tri und Per	Hauptstoffe der HKW-Belastung
SO ₄ und B	Altablagerungen mit Bauschutt und Hausmüll
O ₃ und O ₂	Redoxzustand, innerstädtische gärtnerische Nutzung

Bei den *DOC-Werten* fällt zunächst die sehr hohe Belastung einzelner Meßstellen auf, die sich sehr unterschiedlichen Einflüssen zuordnen läßt. Teils kommen darin hohe organische Gehalte des Sediments um die Meßstelle zum Ausdruck (Meßstellen 1260, 8260, 18260, 83259), teils künstliche Belastungsursachen wie die Deponie West (Meßstelle 244259), Altablagerungen und/oder Altstandorte (Meßstellen 49259, 75259). Von diesen einzelnen Extremwerte abgesehen, zeichnet sich in gebietsübergreifender Sicht eine der Zweiteilung des Strömungsgebiets weitgehend folgende Zonierung ab: höhere Konzentrationen im Ostteil, niedrigere im Westteil (Abb. 5.1.2).

Wie aufgrund der hohen Korrelationskoeffizienten zwischen DOC und AOS zu erwarten ist, folgt die *AOS-Verteilung* diesen Regeln weitgehend.

Auch bei den *Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen* kehrt dieses räumliche Verteilungsmuster wieder (Abb. 5.1.3). Der Ostteil des Strömungsfelds weist großteils reduzierende Bedingungen auf, einzelne Meßstellen mit höheren Nitratgehalten lassen sich lokalen Ursachen gut zuordnen (Beispiel: Zoo). Dagegen hat das Grundwasser im Bereich der Meßstellen des Westteils eine mäßige bis gute Sauerstoffführung bei gleichzeitig deutlicher Nitratbelastung.

Eine weitere Bestätigung desselben Musters der räumlichen Konzentrationsverteilung läßt sich für das *Sulfat* erkennen. Auch hier dominieren im Westteil die niedrigeren, im Ostteil die höheren Konzentrationswerte. Dagegen liegt das Niveau der *Borgehalte* im gesamten Stadtgebiet wesentlich gleichmäßiger.

Fraglich ist, welche Erklärungen sich für das gemeinsame Verteilungsmuster dieser 6 Stoffe anbieten. Im *Ostteil* korrespondieren die hohe organische Belastung und die reduzierenden Milieubedingungen. Die Ursache der organischen Belastung ist einerseits auf eine erhöhte geogene Grundlast (Torfe und Anmoore in Deckschichten der Niederungen), andererseits auf die Altablagerungen und -standorte der Oststadt zurückzuführen. Auch Einzelwerte hoher Sulfat- und Borkonzentration korrespondieren mit oberstromig gelegenen Altablagerungen (z.B. Meßstelle 75259).

Dagegen ist die Gewässergütesituation in der *Weststadt* schwerer zu erklären. Die Alb führt eine deutliche organische Belastung (DOC bei 4,0 mg/l). Eine etwaige Verdünnung des Grundwassers durch Uferinfiltrat der Alb vermag die geringen DOC-Werte der unterstromigen Meßstellen nicht zu erklären, da sie jene der Alb merklich unterschreiten.

Jedenfalls wird die zweiteilige Gliederung des Stadtgebiets zusätzlich gestützt durch Zeitreihen der Rohwasserkonzentration von Nitrat und Sulfat in 4 ausgewählten Brunnen der Weststadt (Abb. 5.1.4). Sie zeigen langjährig nahezu monoton sinkende Konzentrationswerte beider Stoffe. Dagegen steigen die Chloridwerte während des gleichen Zeitraums kontinuierlich an. Ein solcher Trend ist im übrigen Stadtgebiet nicht beobachtet worden. Das niedrige Konzentrationsniveau im Westen erscheint daher als Resultat eines anhaltenden Prozesses, der weiterer Aufklärung bedarf.

Die räumlich Verteilung der überwiegend punktförmig eingetragenen Störstoffe *Tri- und Tetrachlorethen* (Tri, Per) folgt einem anderen Muster. Für beide Stoffe zeichnen sich zwei Verschmutzungszonen ab, ein westlicher Streifen mit zwei bis drei bahnlinsenparall hintereinandergeschalteten Fahnen und ein östlicher, in seiner Längsrichtung nach Norden ausgerichteter Bereich, der die Bahnlinien schneidet. Dieser wird mit dem Schadensfallherd Nr. 4 in Verbindung gebracht, doch legt seine Orientierung in der Strömung die Vermutung nahe, daß weitere CKW-Quellen im nördlich anschließenden Stadtgebiet an der Fahnenbildung beteiligt sind. Dagegen lassen sich die Fahnen im Westteil in Beziehung setzen zu den bekanntgewordenen CKW-Schadensfällen.

Weiterer Aufschluß über die Entwicklung der CKW-Belastung im Stadtgebiet wäre über eine numerische Ausbreitungsrechnung zu erreichen. Dafür müßten die Eintragsdaten und die im letzten Jahrzehnt beobachtete Konzentrationsentwicklung noch detaillierter erfaßt werden, als dies im Rahmen dieser Studie erfolgen konnte. Eine derartige Modellstudie könnte Hinweise geben auf die weitere Fahnenbewegung (und damit die Entwicklung der Restkonzentrationen), sie könnte auch zur Aufdeckung noch unbekannter Schadenfallherde beitragen.

5.1.4. Ausblick

Die im Stadtgebiet Karlsruhe erzielten ersten Ergebnisse lassen zahlreiche Fragen unbeantwortet und unterstreichen damit die Notwendigkeit vertiefter gebietsbezogener Untersuchungen, ohne die eine ursachenbezogene Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit und ihrer Veränderungen nicht erreichbar ist. Wie im Untersuchungsgebiet Hardtwald läßt sich auch hier das Verständnis für die Auswirkungen eines Mosaiks von Landnutzungen und Wirtschaftsaktivitäten auf ein komplexes geochemisches System erst gewinnen, wenn eine umfangreiche Basis von Beobachtungsdaten, Systemkenntnissen und Informationen über die Randbedingungen zusammengetragen worden ist. Ein tieferes Verständnis setzt jedoch umfangreiche örtliche Hintergrundkenntnisse voraus und ist daher nur im Wege einer verstärkten, institutionalisierten Kooperation mit den zuständigen Behörden zu erreichen (Stadt Karlsruhe, Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz u. a.).

Dagegen reichen Einzelmeßwerte keinesfalls aus, um über eine örtliche Beurteilung hinaus zu verlässlichen, für die Gewässeraufsicht brauchbaren Aussagen über die Grundwasserbeschaffenheit eines Stadtgebiets zu gelangen. In Anbetracht der Langfristigkeit der Prozesse muß die Gebietsbeobachtung als Daueraufgabe angelegt werden, damit die maßgeblichen Prozesse aufgedeckt und ggf. modelltechnisch nachgebildet werden können. Von daher ist die Einrichtung langfristig betriebener *Dauerbeobachtungsgebiete* auch von der Bundesregierung (1986) gefordert worden.

In urbanen Gebieten werden die Schwierigkeiten bei der Beobachtung der Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluß von Vielpunktquellen ganz besonders deutlich: Zu erfassen sind Wirkungen, die von einer Vielzahl heterogener Quellen mit einzeln oft relativ geringer Quellstärke ausgehen. Zumeist sind nur die größeren Schadensfälle zu identifizieren. Die Errichtung von Grundwassermeßstellen in einer Zahl die ausreicht, um auch nur in einem Stadtteil alle Kleinquellen zu identifizieren, liegt außerhalb der Realisierbarkeit.

Gleichwohl geht in der Summe von diesen Kleinquellen eine Wirkung aus, die überwacht werden muß, und die staatlicher Regulierung bedarf, wie sich aus den erhöhten Hintergrundkonzentrationen erkennen läßt. Es muß darüber hinaus der Erfolg eingeleiteter Grundwasserschutzmaßnahmen durch Überwachungsdaten beurteilt werden können. Das im UBA-Projekt entwickelte Meßkonzept ist darauf angelegt, die Gesamtentwicklung der Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluß von Vielpunktquellen und im Hinblick auf Maßnahmenwirkungen zu erfassen. Es wurde in zwei Richtungen, Flächenmeßnetze und Repräsentativgebiete, ausgeformt (s. Abb. 5.1.5).

In *Flächenmeßnetzen* soll zum einen die Beobachtung "typischer", durch vergleichbare Randbedingungen gekennzeichnete Standorte angestrebt werden (Beispiel: kalkhaltiger Porenaquifer mit mittlerer Deckschichtfilterwirkung unter dem Einfluß von Milchviehwirtschaft und hoher Grundwasserneubildungsrate); zum anderen sollen sich die resultierenden Standortgruppen durch eine möglichst einheitliche Grundwasserbeschaffenheit auszeichnen, damit eine Repräsentativbeprobung erreicht werden kann. Daher müssen die Ergebnisse exogener und idiographischer Klassifikation in einem iterativen Verfahren aufeinander abgestimmt werden, damit möglichst *homogene* Klassen gebildet werden. Dieses Konzept kann grundsätzlich auf städtische Räume ausgedehnt werden, um die Belastungssituation verschiedener Stadtgebiete eines Landes vergleichend gegenüberzustellen.

In langfristig beobachteten *Untersuchungsgebieten* sollen dagegen, wie oben dargelegt, die räumlichen Konzentrationsverteilungen unter Einbeziehung der ursächlichen Zusammenhänge beobachteter Grundwasserbeschaffenheitsänderungen vertieft untersucht werden.

Zur Realisierung dieser Ansätze müssen umfangreiche Auswertungen multivariater Beschaffenheitsdatensätze unter Einbeziehung zahlreicher Begleitdaten und verschiedener Modellansätze durchgeführt werden. Diese Arbeitsschritte können durch den Einsatz einer "Methodenbank" wirkungsvoll unterstützt werden. Darunter wird ein EDV-System verstanden, das in flexibler und benutzerfreundlicher Weise die (menügeführte) Anwendung auch komplexer Algorithmen auf Datensätze erlaubt. Der Prototyp für eine auf die hier vorgestellten Aufgaben zugeschnittene Methodenbank wurde am FAW Ulm entwickelt; die Fortentwicklung zu einem praxisreifen System wird im Auftrag des Umweltministeriums in einem Anschlußvorhaben angegangen (Herzer et al., 1991; Schulz et al., 1992).

Betrieb und Auswertungen auf einem städtischen Repräsentativgebiet sind praktisch nur in enger Zusammenarbeit von staatlichen und kommunalen Dienststellen realisierbar - ohne die Unterstützung und Kooperationsbereitschaft zahlreicher städtischer Stellen, die dem Projekt in hohem Maße entgegengebracht wurde, hätten die vorgestellten Ergebnisse nicht erzielt werden können.

Von daher sollte bei der vorgesehenen Fortführung der Beobachtung in einem Pilotprojekt darauf geachtet werden, daß ein Austausch der auf beiden Seiten erarbeiteten und gehaltenen Datenbestände durch Vereinbarung von Standards (Datenschnittstellen) sichergestellt wird. Dies gilt insbesondere für Geodaten. Darüber hinaus wäre die gemeinsame Nutzung von Modellen und Methoden zu erwägen. So könnten etwa, wie oben angesprochen, für örtliche Transportberechnungen auf den Ergebnissen der Strömungsmodellierung aufgebaut werden.

Literatur

Bundesregierung (1986): Leitlinien der Bundesregierung zur Umweltvorsorge. Umweltbrief Nr. 33, 17.12.1986, S. 16.

Herzer, H., T. Kämpke, J. Lamberts und K.-P. Schulz (1991): Methodenbank Grundwassermeßnetzplanung. Projektvorschlag. FAW Ulm.

Kußmaul, H. u.a. (1988): Trinkwassergefährdung durch eine Grundwasserkontamination mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen - Erkennung und Sanierung. Vom Wasser, 70, S. 141-162.

LfU (1983): Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe ("CKW-Leitfaden"). Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg, Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 13.

LfU (1986): Grundwassergefährdungen durch Altablagerungen am Beispiel Eppelheim. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg, Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 17.

Lühr, H.-P. (1989): Grundwasser und Siedlungs- und Industriegebieten. ENVITEC, Düsseldorf.

Schulz, K.-P., und D. Schumann (1991): Ein Mehrkriterienverfahren zur Bewertung von Grundwassergefährdungspotentialen für eine Risikokartierung der Wasserwirtschaftsverwaltung Baden-Württemberg. Beitrag zum DVWK/IHW-Werkstattgespräch "Umweltverträglichkeitsprüfung - Unterstützung durch Nutzwertanalytische Bewertungen", Karlsruhe, 11./12.11.1991 (erscheint in den DVWK-Mitteilungen)

Schulz, K.-P., J. Herzer, T. Kämpke, J. Lamberts, M. Müller, and G. Sokol (1992): Design and Evaluation of a groundwater monitoring network using a GIS-based model database.

Toussaint, B. (1987): Grundwasserverunreinigung durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe im Bereich Neu-Isenburg (Hessen) - Erkundungs- und Sanierungsmaßnahmen 1983/86. DGM, 31, S. 48-59.

WWA Besigheim (1989): Grundwassersituation im Stadtgebiet Ludwigsburg.

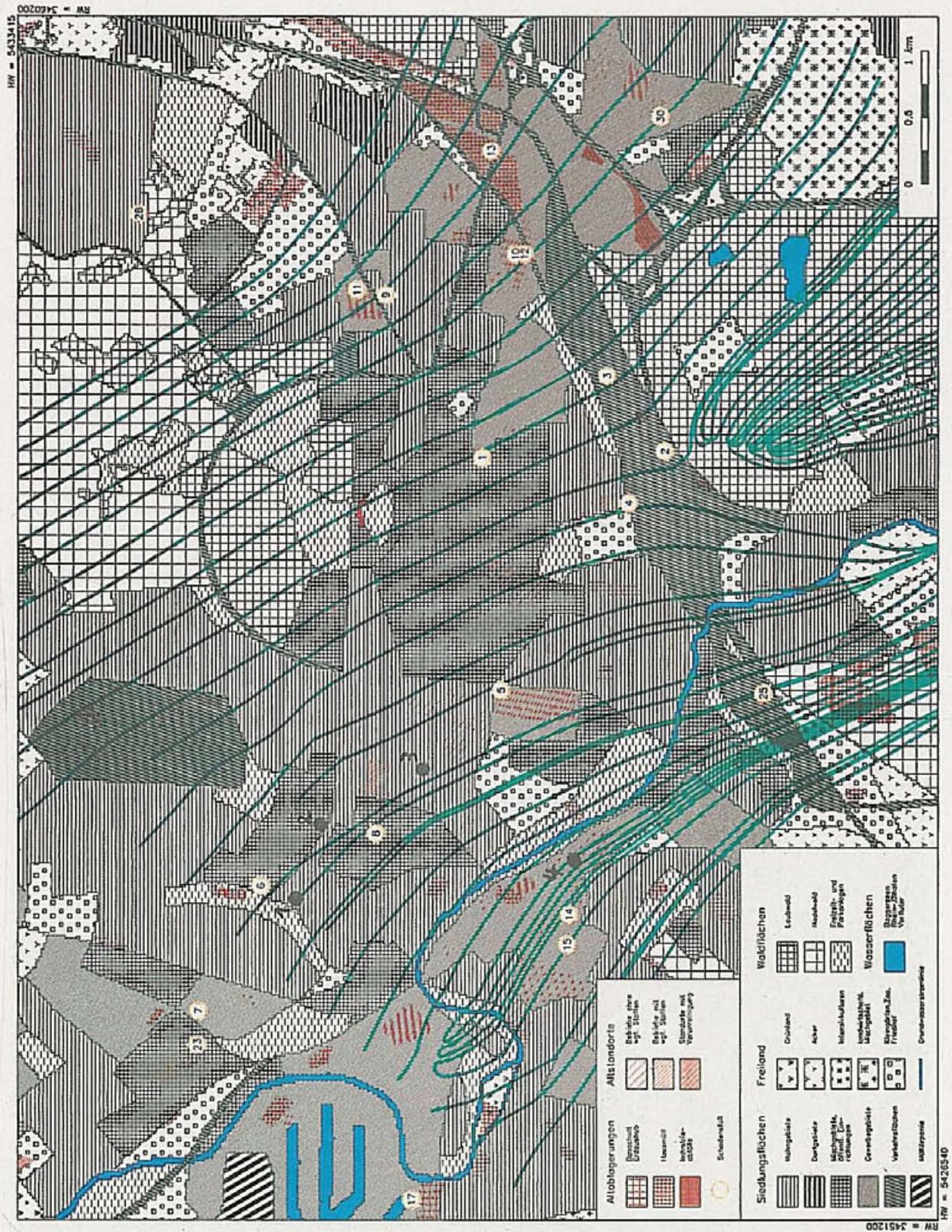


Abb. 5.1.1 : Belastungsplan und Strömungssituation in der Innenstadt von Karlsruhe

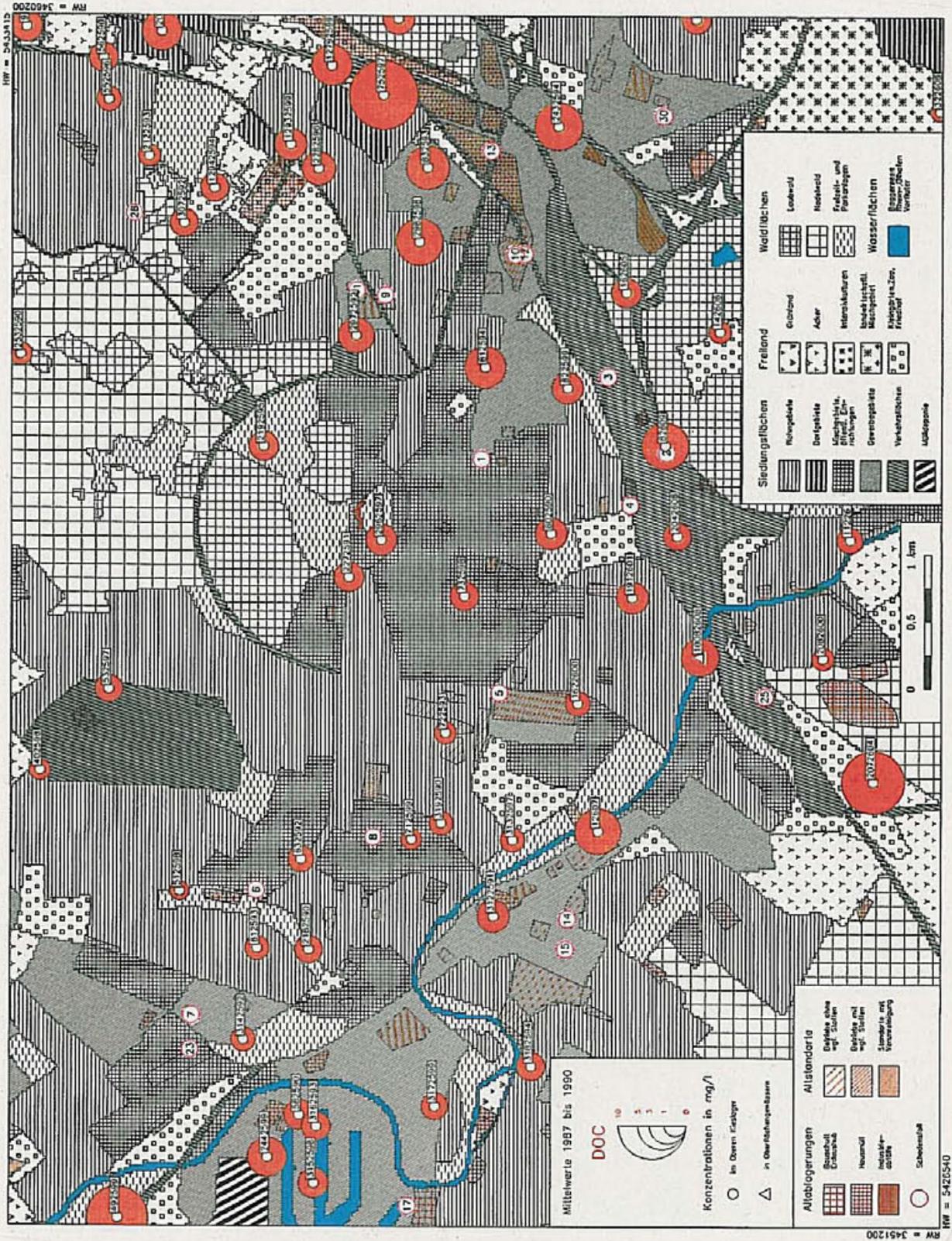


Abb. 5.1.2: Verteilungsmuster der DOC-Konzentrationen im Stadtgebiet von Karlsruhe

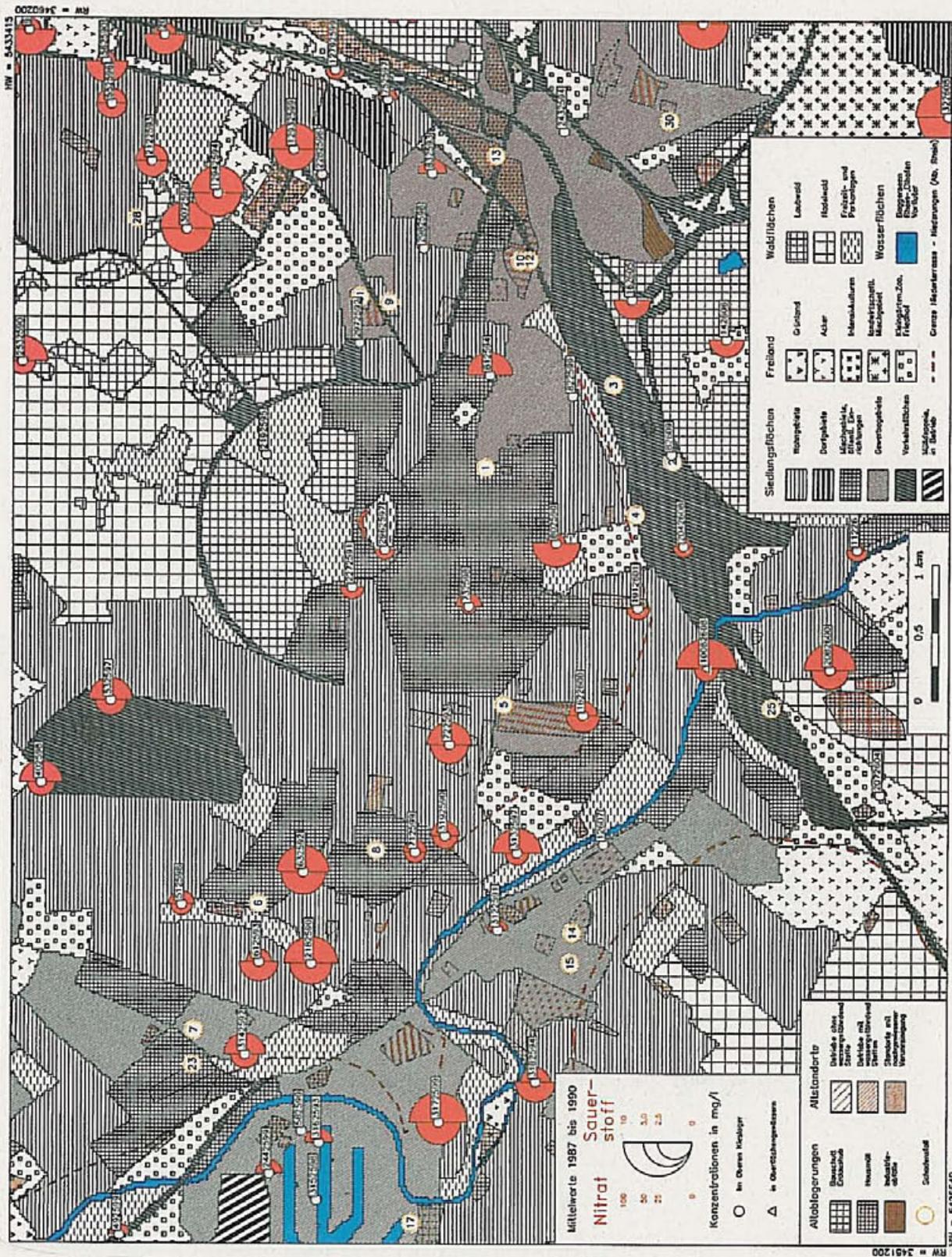
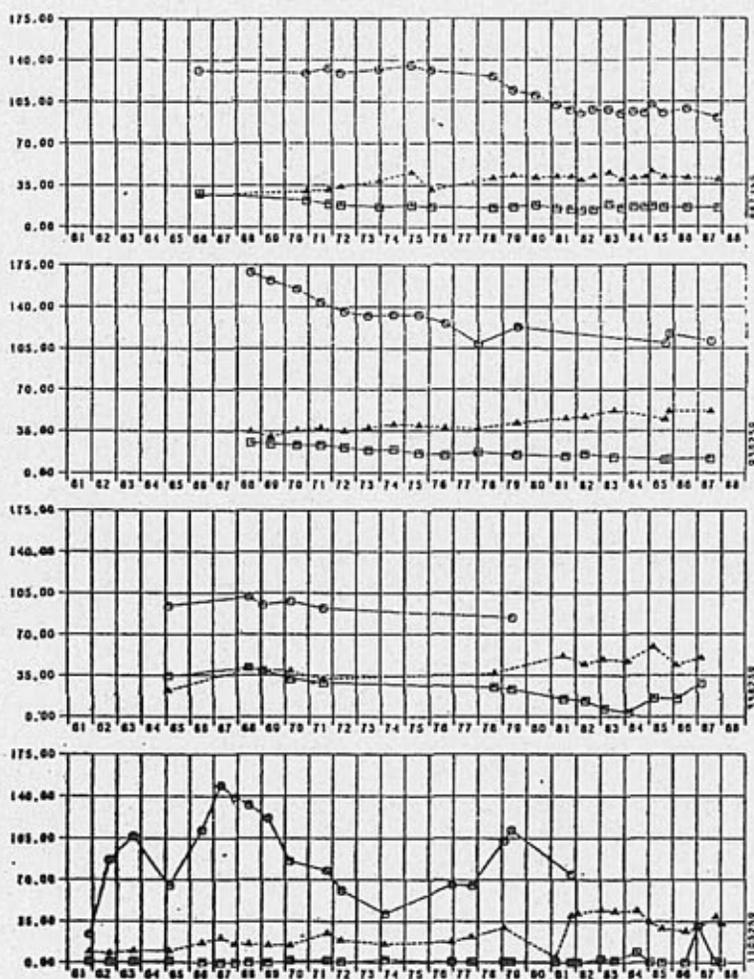


Abb. 5.1.3: Verteilungsmuster der Nitrat- und Sauerstoff-Konzentrationen im Stadtgebiet von Karlsruhe



1

2

3

4

Abb. 5.1.4: Zeitreihen (von oben nach unten) von 4 in Abb. 5.1.1 dargestellten Brunnen im Stadtgebiet Karlsruhe

Systematische Beobachtung der Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluß von Stoffeinträgen

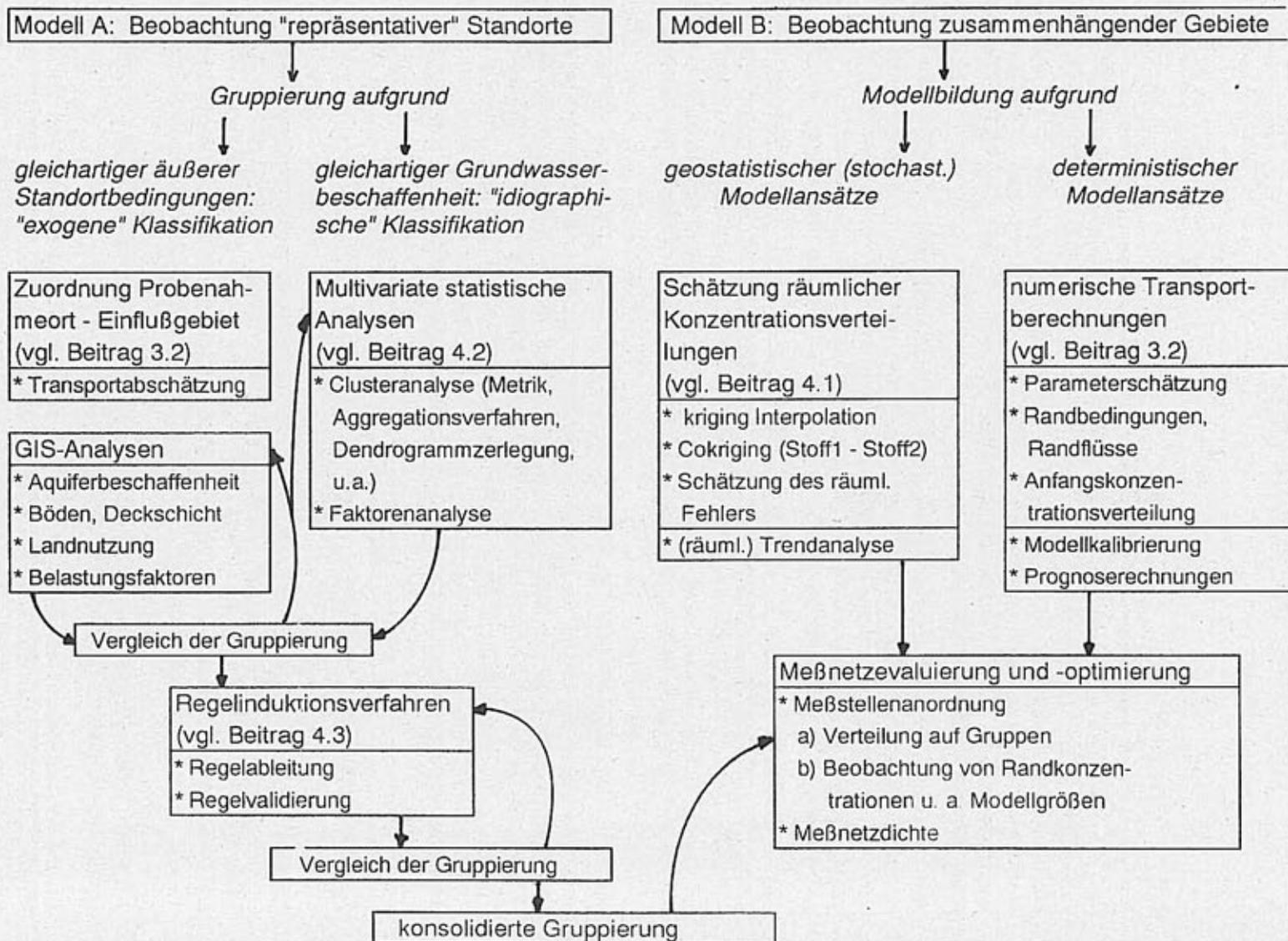


Abb. 5.1.5:

Meßkonzept für das Grundwassergrütemonitoring von Vielpunktkquellen

5.2 Nutzen und Grenzen von Vorfeldmessungen für die Grundwassergewinnung (D. Maier)

5.2.1 Einleitung

Bei der modellhaften Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in der Modellregion Karlsruhe durch die Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, waren die Stadtwerke Karlsruhe spontan bereit, die langjährigen qualitativen und quantitativen Meßergebnisse aus der Untersuchung aller Wasserwerksbrunnen und Vorfeldmeßstellen (für die Erstellung des UBA-Forschungsberichtes Wasser 102 04 214 "Modellmeßnetz Karlsruhe" zur Verfügung zu stellen.

Wie die Abbildung 5.2.1 verdeutlicht, liegt im nordwestlichen Bereich des Intensivuntersuchungsgebietes Karlsruhe-Hardtald das Grundwasserwerk Hardtwald das Grundwasserwerk Hardtwald mit insgesamt 19 bis zu 45 m tiefen Steinzeugfilterbrunnen, aus denen mittels Unterwasserpumpen stündlich bis zu maximal 3.600 m³ Rohwasser in die 1965 in Betrieb genommene klassische Enteisungs- und Entmanganungsanlage gefördert wird.

Das aufbereitete Trinkwasser verläßt das Wasserwerk ohne weitere Behandlung und ohne Zusatz von Desinfektionsmitteln und gelangt -über vier Kreiselpumpen- via Stahlbetonleitungen von unterschiedlichem Durchmesser in die Kernstadt Karlsruhe und in den Stadtteil Neureut. Das Wasserwerk Hardtwald deckt ca. 30 Prozent des Karlsruher Wasserbedarfes und ist damit neben dem Wasserwerk Rheinwald (41 Prozent) das für die Versorgung wichtigste Wasserwerk.

Die Motivation für die Mitarbeit in dem erwähnten Forschungsprojekt lag insbesondere in dem Bedürfnis, die Ursachen für eine langsame aber stetig ablaufende Konzentrationszunahme einzelner Wasserinhaltsstoffe im Rohwasser der Brunnenwässer näher kennenzulernen. So konnte beispielsweise in dem Wasser des stadtwärts gelegenen Brunnens 926259-1 (Südliche Brunnenlinie) seit der Inbetriebnahme des Wasserwerkes ein stetiger Anstieg der Sulfatkonzentrationen und der Härtebildner bis in die Mitte der 80iger Jahre beobachtet werden. Details zu dieser Wassergüteentwicklung sind aus der Abb. 5.2.2 ersichtlich.

5.2.2 Rechtliche Aspekte

Nach § 13 der Trinkwasser-Verordnung muß der Inhaber einer Wasserversorgungsanlage Verunreinigungen durch Ergreifen von geeigneten Maßnahmen vorbeugen, wenn auffällige Untersuchungsbefunde oder grobsinnlich wahrnehmbare Veränderungen der Wasserbeschaffenheit zu erkennen sind. Dabei ist der Inhaber der Wasserversorgungsanlage nach § 15 der Trinkwasser-Verordnung auch verpflichtet, Belastungen des Rohwassers, die zu einer Überschreitung der Grenzwerte führen können, dem Gesundheitsamt unverzüglich anzuzeigen. Dieser Tatbestand ist bei der Beurteilung der Rohwassergüte im Umfeld des Wasserwerkes Hardtwald mit Sicherheit nicht gegeben.

Da die Möglichkeiten, Verunreinigungen und sonstige Beeinträchtigungen des Grundwassers durch Aufbereitung zu beseitigen oder unschädlich zu machen jedoch grundsätzlich begrenzt sind, schützen sich die Wasserwerke gegen derartige Belastungen durch die Beantragung und Ausweisung von Wasserschutzgebieten nach § 19 Wasserhaushaltsgesetz.

Dieser Paragraph lautet auszugsweise:

"In den Wasserschutzgebieten können

1. bestimmte Handlungen verboten oder für nur beschränkt zulässig erklärt werden und
2. die Eigentümer und Nutzungsberechtigten von Grundstücken zur Duldung bestimmter Maßnahmen verpflichtet werden.

Dazu gehören auch Maßnahmen zur Beobachtung des Gewässers und des Bodens".

Die Schutzgebietsgrenzen werden in der Regel so festgelegt, daß nicht nur im unmittelbaren Bereich der Gewinnungsanlagen sondern auch in deren Einzugsgebiet

- a) gesundheitsgefährdende Stoffe und Organismen ferngehalten werden können
- b) Stoffe und Organismen ferngehalten werden können, die zwar nicht gesundheitsgefährdend sind, jedoch die Beschaffenheit des Wassers beeinträchtigen können und
- c) das nutzbare Dargebot der Grundwasservorkommen erhalten werden kann.

Im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Hardtwald wurden die in Abb. 5.2.1 erkennbaren Grenzen für die Schutzzonen I, II und III festgelegt, die den allgemeinen aus Abb. 5.2.3 erkennbaren Bemessungsregeln angepaßt wurden. Hierdurch werden Gefahren für das Trinkwasser, deren Ursachen beispielhaft in Abb. 5.2.4 zusammengefaßt sind, weitgehend vermieden.

Nach dem DVGW-Arbeitsblatt W 101 "Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete Teil I, Schutzgebiete für Trinkwasser" sind daher in den einzelnen Schutzzonen die in Abb. 5.2.5 erkennbaren Handlungs- und Nutzungsverbote zu beachten.

5.2.3 Nutzen der Vorfeldmessungen

5.2.3.1 Allgemeines

Es gibt kein besseres Beispiel, den Nutzen der Vorfeldmeßtechnik zu demonstrieren, als das der Chloriduntersuchungen im abstromigen, von den Kalibergwerken im Elsaß beeinträchtigten Grundwasser. Durch derartige Messungen konnten beispielsweise die Verantwortlichen im benachbarten Wasserwerk Colmar genau vorhersagen, wann die Nutzung einzelner Trinkwasserbrunnen durch Überschreiten der vorgegebenen Chlorid-Höchstgrenze von 200 mg/l eingestellt werden mußte. Die Entwicklung der Chloridkonzentration im Brunnen Neuland 1 der Régie Municipale Colmar (RMC) -wie sie in Abb. 5.2.6 dargestellt ist- verlief dabei genau so, wie sie durch die Vorfeldmessungen unter Berücksichtigung der Fließzeit und der hydrogeologischen Verhältnisse vorausberechnet werden konnte.

Eine derart klare Situation ist jedoch nur auf wenige Einzelfälle beschränkt, bei denen sich -wie beim Chlorid- die Konzentrationen weder durch biologischen Abbau oder durch chemische Umsetzung noch durch Adsorptionsvorgänge im Untergrund verändern und bei denen lediglich punktförmige Belastungsquellen für die Grundwasserbeeinträchtigung verantwortlich sind. In der Regel sind jedoch mehrere Eintragsmechanismen für den gleichen Schadstoff zu berücksichtigen, bei denen neben den punktförmigen Quellen auch die sogenannten diffusen Quellen zu beachten sind.

Während die aus Deponien oder Bauschuttauffüllflächen auslaugbaren Schadstoffe noch zu den punktförmigen Quellen gerechnet werden können, zählt beispielsweise das aus undichten Kanalisationsrohren in das Grundwasser eindringende Abwasser zu den wesentlich schwieriger erfaßbaren diffusen Quellen.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch bei der Erkundung der Belastungen durch Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Pestizid-Belastungen aus Großgärtnereien und engumgrenzten Kleingartengebieten (noch punktförmig) sind leichter zuzuordnen als die auf mobile Unkrautbekämpfungsmaßnahmen im Gleisbereich der Deutschen Bundesbahn zurückzuführenden Belastungen. Ähnliches gilt für die Anwendung von Pestiziden in der Land- und Forstwirtschaft. Rechnet man ferner noch die nicht zu unterschätzende Schadstoffverfrachtung durch den Wind -insbesondere bei den Pestiziden- hinzu, so wird deutlich, in welcher schwieriger Ausgangssituation sich ein Wasserversorgungsunternehmen bezüglich der Interpretation von Vorfeldmessungen befinden kann. Diese Situation kann noch weiter durch den Umstand erschwert werden, daß einzelne -insbesondere organische Schadstoffe- chemisch oder mikrobiologisch verändert werden können, und daß in den meisten Fällen Vorstellungen über die Abbaumechanismen oder konkrete Analyseverfahren für die Metaboliten fehlen. Als weiterer Erschwernisfaktor ist der Chromatographieeffekt im Boden zu nennen, durch den die Zusammensetzung von Stoffgemischen drastisch verändert werden kann. Berücksichtigt man dann noch den umgekehrten Effekt, daß nämlich Desorptionvorgänge im Boden im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen oder Komplexbildungsvorgängen wieder zu einer plötzlichen Remobilisierung der Schadstoffe führen können, dann wird deutlich, daß die Dichte der Vorfeldmeßstellen einen entscheidenden Einfluß auf die Zuordnung der einzelnen Schadstoffquellen besitzt.

5.2.3.2 Eigene Auswertungen

Bereits bei der Planung des Wasserwerkes Hardtwald wurde deshalb beschlossen, im Einzugsgebiet dieses Werkes die in Abb. 5.2.1 erkennbaren Vorfeldmeßstellen niederzubringen, um regelmäßig auf ausgewählte Parameter im Wasser untersuchen zu können. Gleichzeitig wurde mit der unteren Wasserbehörde vereinbart, den Stadtwerken Karlsruhe sämtliche Analysenbefunde aus baulich bedingten Grundwasserabsenkungsmaßnahmen und behördlich angeordneten Untersuchungen bei allen Wasserrechtsverfahren im Vorfeld des Wasserwerkes Hardtwald zur Auswertung zur Verfügung zu stellen. Unter Einbeziehung aller Meßergebnisse war es daher möglich, die in Abb. 5.2.7 dargestellten Sulfat-Belastungsschwerpunkte zu ermitteln, die erste Hinweise auf mögliche Sulfatquellen erkennen lassen.

5.2.3.3 Ausgewählte Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt "Modellmeßnetz Karlsruhe"

Die eigenen Meßergebnisse aus der Vorfeldbeobachtung lassen zur Erklärung des Anstieges der Sulfatkonzentrationen in den Brunnen des Wasserwerkes Hardtwald jedoch nur Vermutungen zu und weisen lediglich auf einzelne Kontaminationsherde hin. Weitergehende Aussagen sind daher nur unter Einbeziehung von Modellrechnungen mit feinem Modellraster möglich, wie sie im Detailmodell Hardtwald beschrieben sind.

5.2.3.3.1 Bahnlinien des Grundwassers

Als praktisch wichtiges Ergebnis und als Grundlage für sämtliche weiteren Betrachtungen sind an dieser Stelle die berechneten Bahnlinien zu den Wasserwerksbrunnen mit Fließzeitenmarken im Abstand von 1 Jahr zu erwähnen. Die Abb. 5.2.8 zeigt die Veränderung dieser Bahnlinien durch ausgedehnte Trockenperioden. Aus den Fließzeitenmarken kann die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers von ca. 1 m/Tag errechnet werden. Derartige Angaben lassen wichtige Vorhersagen für die Gefährdung von Wasserwerksbrunnen nach Unfällen und für die anschließend zur Verfügung stehende Zeit zur Sanierung der unfallbedingten Auswirkungen zu.

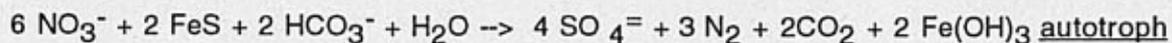
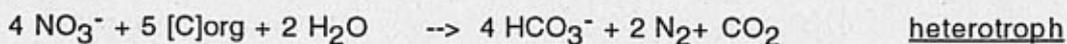
5.2.3.3.2 Sulfate

Die im Forschungsprojekt erstellten Stoffbilanzen lassen in Verbindung mit einem Stofftransportmodell die Ursachen des Sulfatanstieges in den südlichen und nördlichen Entnahmehäupten des Wasserwerkes Hardtwald erkennen.

Die Sulfatanstiege in den südlichen Brunnen werden weitgehend durch stillgelegte Hausmülldeponien mit und ohne Bauschutt in der Waldstadt sowie durch die Auffüllung des Industriegebietes Hagsfeld mit Bauschutt als auch durch undichte Kanalisationsrohre aus dem Raum Durlach/Grötzingen erklärt.

Die nördlichen Brunnen werden weder durch Altablagerungen noch durch die Kanalisation beeinflusst. Die dort seit 1965 beobachteten Anstiege der Sulfatkonzentrationen sind maßgeblich durch Stoffeinträge aus dem Grünlandumbruch beeinflusst.

Der Vollständigkeit halber sei noch erwähnt, daß auch intensive Berechnungen zum Einfluß der heterotrophen und autotrophen Denitrifikation angestellt wurden, die nach Rödelsberger (1989) nach folgenden vereinfachten Reaktionsgleichungen beschrieben werden kann:



Nach beiden Gleichungen wird der Kalk-/Kohlensäurehaushalt des Grundwassers verändert, so daß hierdurch auch die beobachteten Härtezunahmen im Grundwasser erklärbar sind.

Ferner soll darauf hingewiesen werden, daß im Grundwasser des Modellgebietes auch Pestizidkonzentrationen - insbesondere Atrazin- gemessen wurden, die den Grenzwert laut Trinkwasser-Verordnung von 0,1 µg/l pro Einzelsubstanz überschritten haben. Als Ursachen kommen die Krautbekämpfungsmaßnahmen der Deutschen Bundesbahn im Gleisbereich sowie die Anwendung dieser Stoffe in Gärtnereien, Gartengebieten sowie land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen in Frage. In dem Brunnen des Wasserwerkes Hardtwald wurden diese Substanzen jedoch nicht nachgewiesen.

5.2.4 Grenzen der Vorfeldmessungen

Trotz intensiver 3-jähriger Forschungsarbeit im Modellgebiet Hardtwald ist es nicht gelungen, die größte Kraftstoffverunreinigung des Grundwassers im Stadtgebiet Karlsruhe auf dem Gelände der US-Kaserne Neureut - also mitten im Modellgebiet - auszumachen. Nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen befinden sich an dieser Stelle mindestens 240 m³ Kraftstoff im Untergrund. Die Sanierungsarbeiten sind in vollem Gange. Die fünf Brunnen der Brunnenlinie West sind bis zum Ende der Sanierungsarbeiten vorsorglich außer Betrieb genommen worden.

Die Brunnenwässer zeigen keine Belastungen, sehr wohl aber nahegelegene Pegel, die nach Bekanntwerden dieser Verunreinigungen auf Kohlenwasserstoffe und Blei untersucht wurden.

Dieser Sachverhalt läßt die Grenzen der Pegelbeobachtung deutlich erkennen, da logischerweise nur das erkannt werden kann, was durch das Analysenprogramm festgelegt wurde. Es reicht also nicht, bei der Planung von Vorfeldmeßstellen lediglich ein statistisch ermitteltes Pegelmeßnetz über das zu beobachtende Gebiet zu legen und diese nach einem Routineuntersuchungsprogramm zu überwachen. Vielmehr sind bereits bei der Planung von Wasserschutzgebieten Gefährdungspotentiale zu ermitteln. Hierbei sind auch frühere Belastungsschwerpunkte ausfindig zu machen, die nur im Rahmen einer historischen Erkundung festgestellt werden können. Spezielle Industriestandorte, Tanklager, ehemalige Gaswerke und ausgedehnte Gleisbereiche sind in diese Überlegungen ebenso einzubeziehen wie Verkehrsflächen, Flugplätze, Raffinerien, chemische Reinigungen oder landwirtschaftlich intensiv bewirtschaftete Gebiete - um nur einige zu nennen. Die Auswahl der Analysenparameter hat sich an den dort gelagerten, produzierten oder umgeschlagenen Stoffen zu orientieren.

5.2.5 Ausblick

Die Diskussion obiger Sachverhalte führt zwangsläufig zu der Notwendigkeit, neben der eigentlichen Pegelbeobachtung auch eine laufende und intensive Gebietsbeobachtung durch Außendienstmitarbeiter einzurichten. Ferner haben sich gerade bei den Stadtwerken Karlsruhe ständige Kontakte mit den Umweltbehörden und die Mitarbeit im Grundwasserbeirat des Landes Baden-Württemberg außerordentlich gut bewährt.

Ebenso wichtig ist der ständige Kontakt mit den Untersuchungslaboratorien, da sich das analytische Fenster in die Grundwasserlandschaft laufend vergrößert. Nur die Durchführung aller Maßnahmen führt zu einem optimalen Grundwasserschutz, der als Qualitätsziel die Erhaltung oder das Wiedererreichen eines anthropogen unbelasteten Grundwasserzustandes anstrebt.

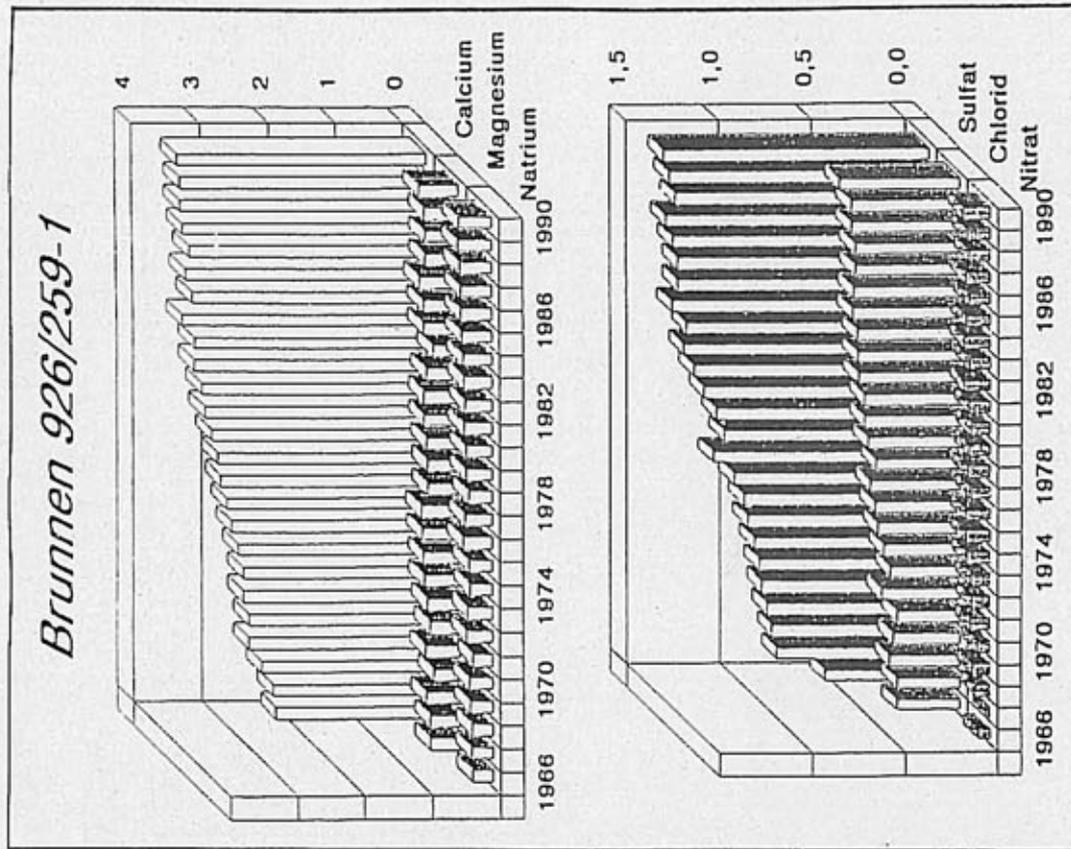


Abb.5.2.2

Zeitliche Entwicklung einiger Wasserhauptinhaltsstoffe in 1 Brunnen des Wasserwerkes Hardtvald von 1966 bis 1990 (Angaben in mmol/l, Brunnenreihe Süd : 926259)

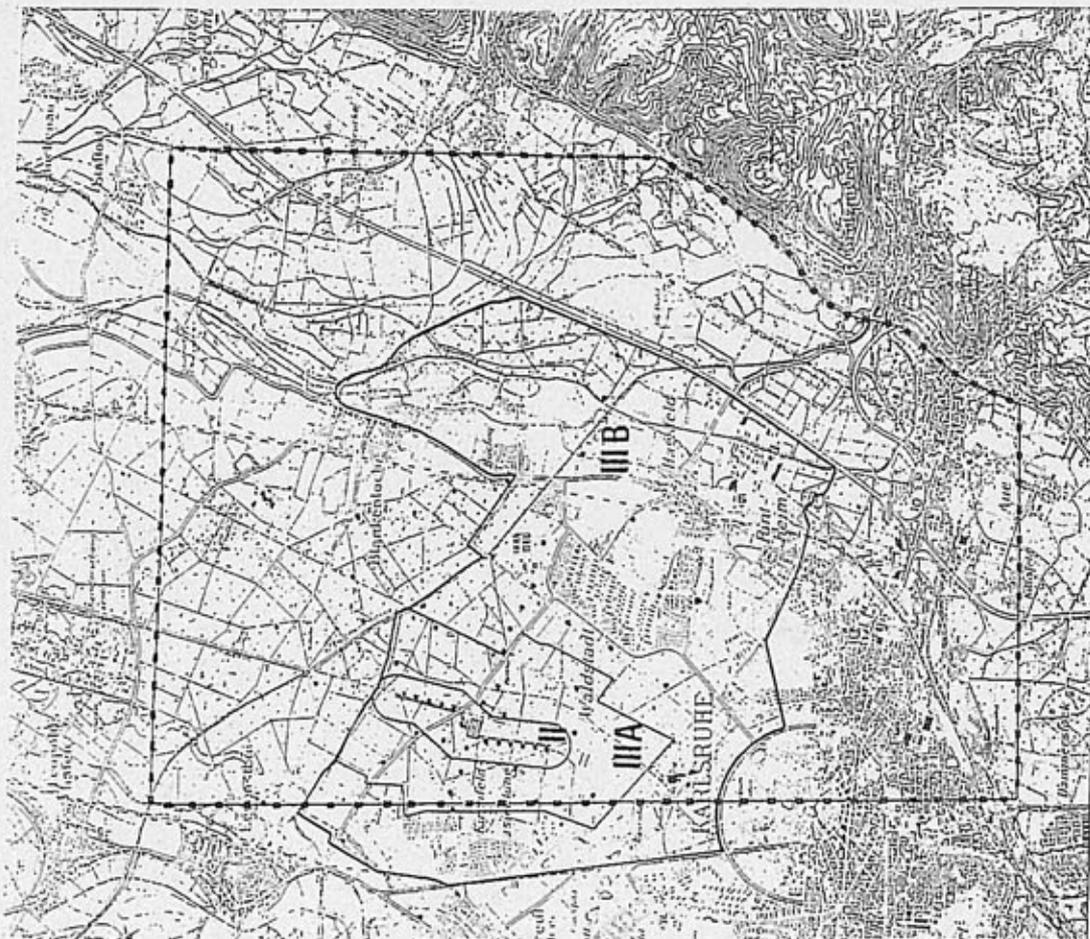


Abb.5.2.1 Modellgebiet

— Intensivuntersuchungsgebiet Karlsruhe-Hardtvald
 - - - Schutzzone WW-HW
 • Brunnen und Pegel

Gefahren für das Trinkwasser

Besiedelung

mit Abwasserversickerung, undichten Kanalnetzen, Öllagerung, Flächenversiegelung, Abfallbeseitigung.

Landwirtschaftliche Nutzung

mit übermäßigem Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdünger, Verwendung chemischer Spritzmittel, Umbruch von Grünland in Acker, mit vermehrtem Maisanbau.

Industrieansiedlung

Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Deponien, Industriemüll, kontaminierte Betriebsflächen, Altlasten.

Gewinnung von Bodenschätzen

Kiesabbau und Grundwasserfreilegung, Bergbau mit großräumigen Grundwasserabsenkungen.

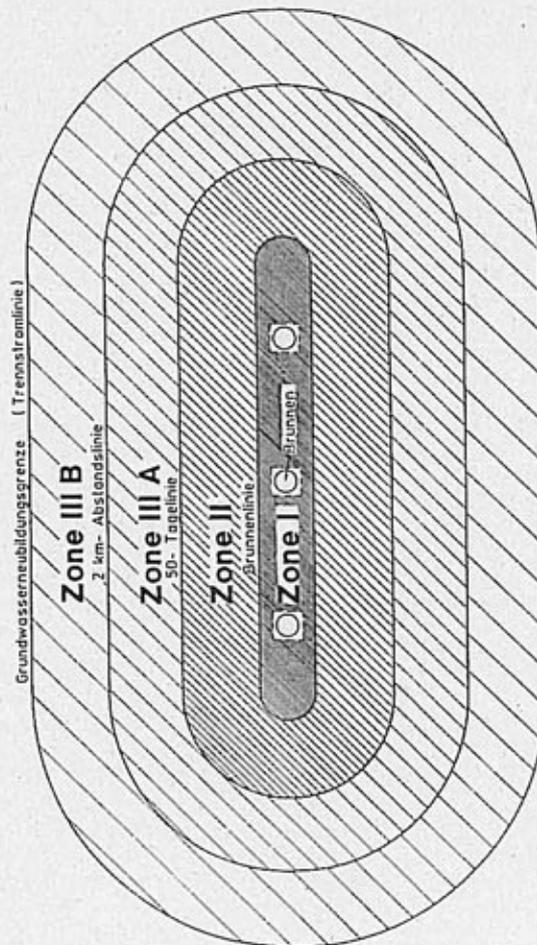


Abb.5.2.3

Schematischer Aufbau von Wasserschutzgebieten

Abb.5.2.4 Gefahren für das Trinkwasser

	Zone I	Zone II	Zone III A	Zone III B
Fahrverkehr Landwirtschaft				
Bebauung Friedhöfe Kleingärten Fischteiche Abwasserkanäle Wassergräben zu Vorflutern Heizöllagerung Transport wassergefährdender Stoffe Bergbau, Kiesgruben Campingbetrieb Intensivbeweidung Unsachgemäße Düngung				
Radioaktive Betriebe Massentierhaltung Abwasserversickerung Tankstellen Flugplätze Militärische Anlagen Mülldeponien Kläranlagen Neuanlage Friedhöfe Rangierbahnhöfe				
Chemische Industrie, Raffinerien, Metallhütten Fernleitungen (Öle, Chemikalien)				

Abb.5.2.5 Verbote in Wasserschutzgebieten

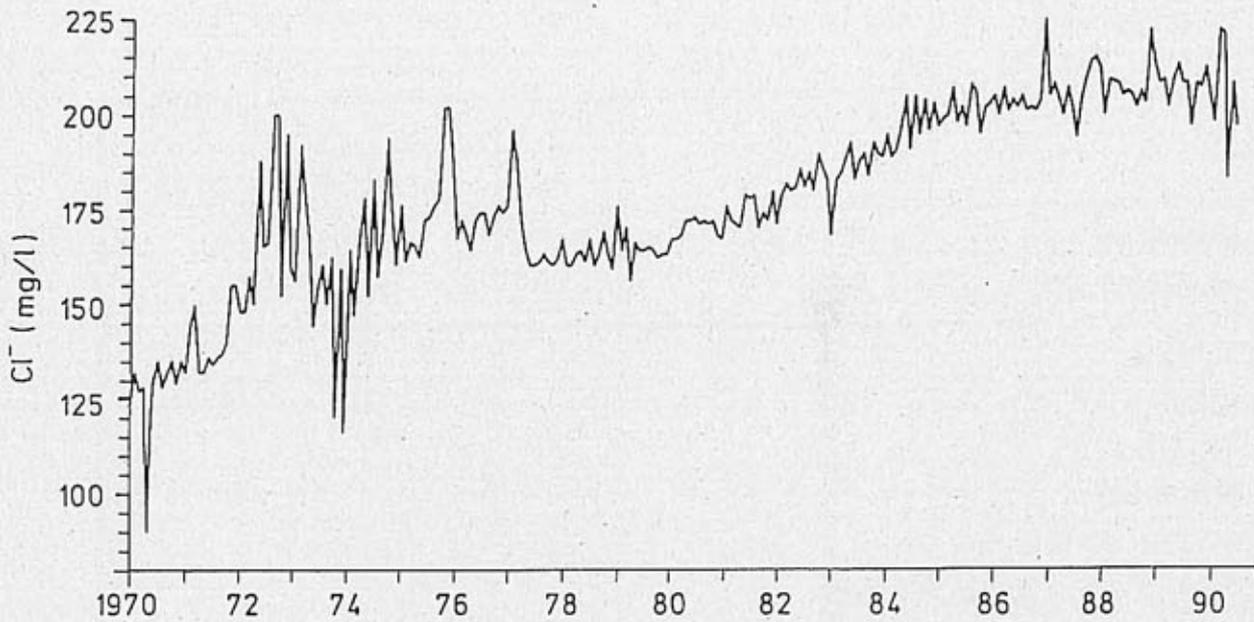


Abb.5.2.6 Chloridgehalt im Brunnen Neuland 1 "RMC"

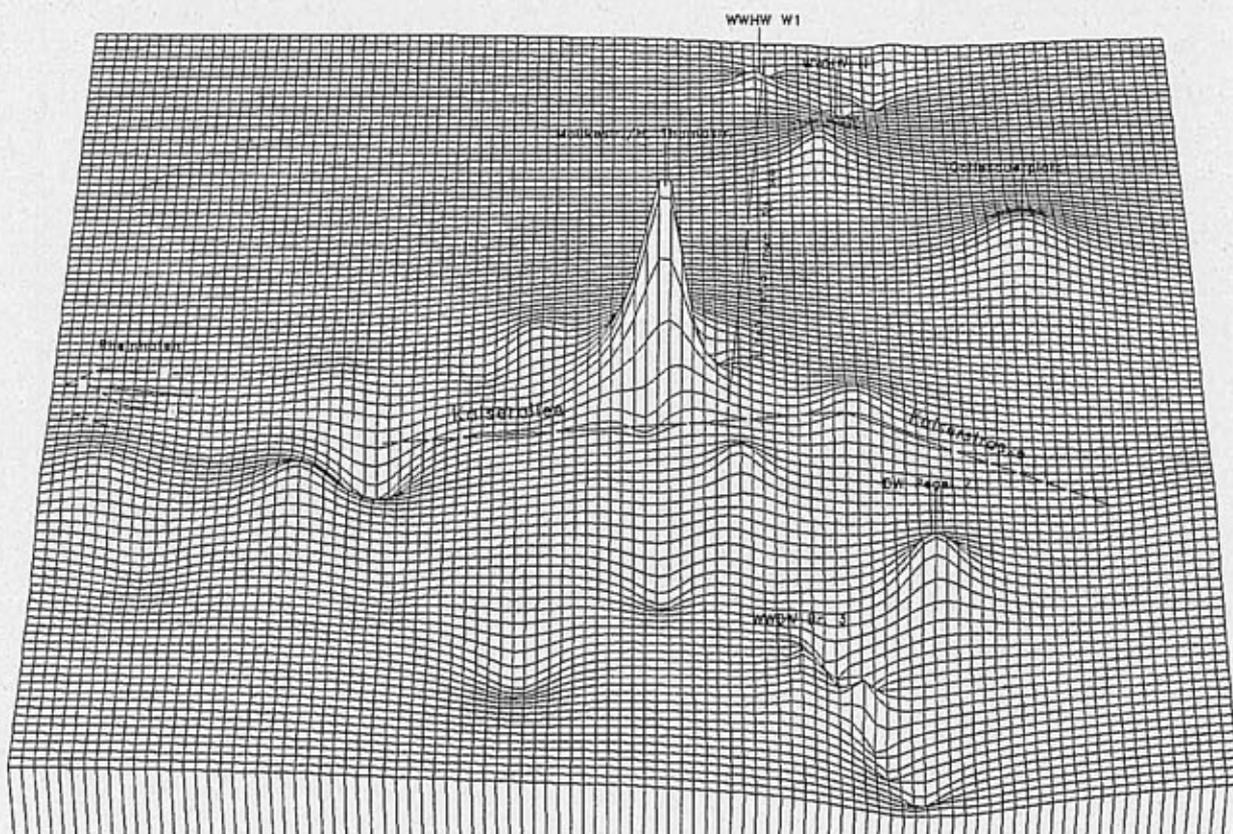


Abb.5.2.7 Sulfatbelastungsschwerpunkte im Stadtgebiet Karlsruhe

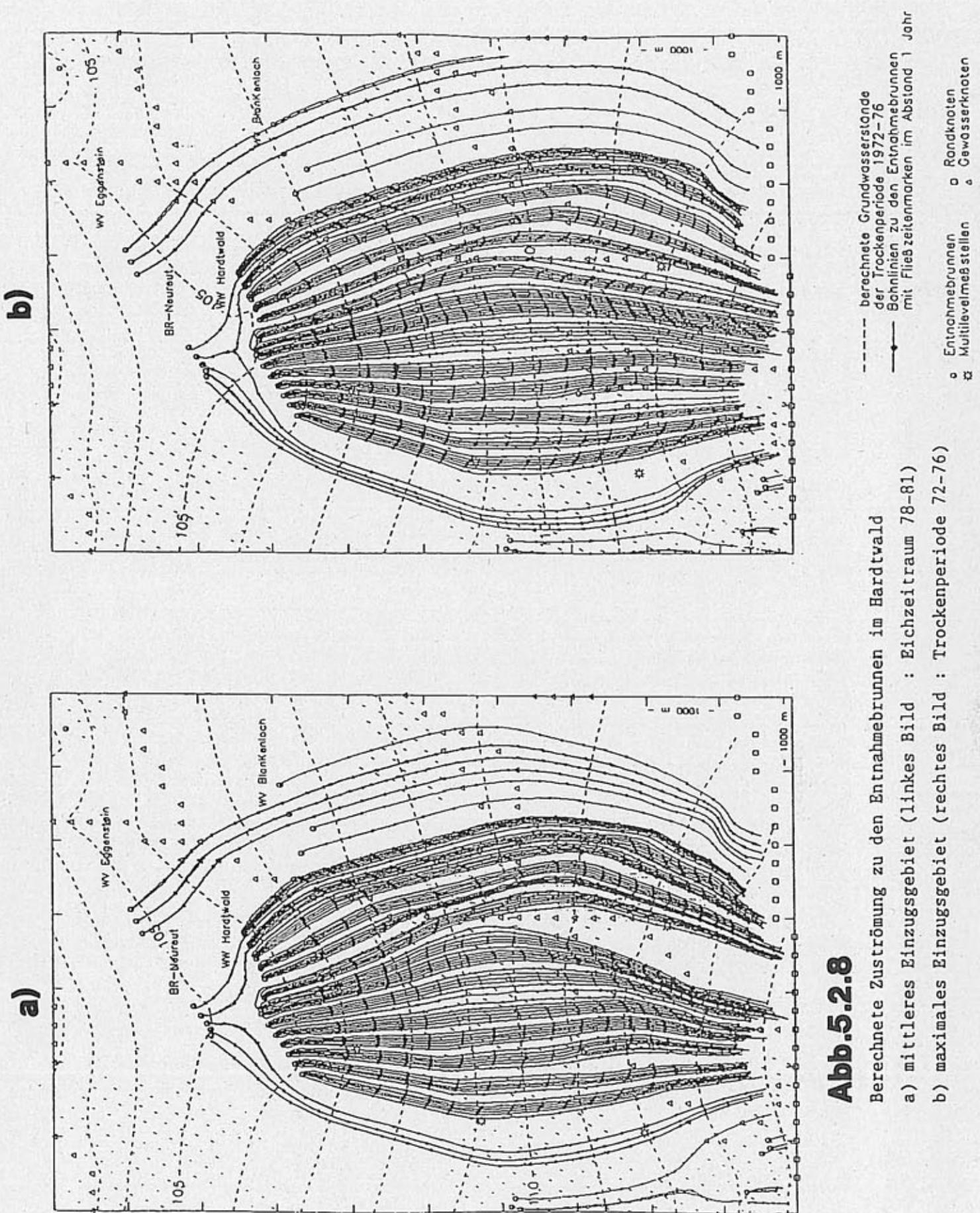


Abb.5.2.8

Berechnete Zuströmung zu den Entnahmebrunnen im Hardtvald

a) mittleres Einzugsgebiet (linkes Bild : Eichzeitraum 78-81)

b) maximales Einzugsgebiet (rechtes Bild : Trockenperiode 72-76)

5.3 Forschungsaktivitäten des UBA zum Grundwassergütemonitoring (R. Wolter)

Die Bundesregierung sieht im Schutz des Grundwassers einen Schwerpunkt der Umweltpolitik, der angesichts der vielfältigen Gefährdungen des Grundwassers zukünftig noch größere Anstrengungen von Bund und Ländern erfordern wird (BMU, 1987).

Zur Verbesserung des Grundwasserschutzes stehen dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) im Rahmen des Umweltforschungsplanes (UFOPLAN) Fördermittel zur Durchführung von Forschungs- und Demonstrationsvorhaben zur Verfügung. Grundsätzlich müssen diese Vorhaben dazu beitragen, den aus den Fachaufgaben des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit erwachsenen Beratungs- und Forschungsbedarf zu decken ("ressortakzessorische Forschung"). Die Ressortforschung soll dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Entscheidungsgrundlagen und -hilfen liefern für die Vorbereitung, Überprüfung, Weiterentwicklung und Umsetzung von

- umweltpolitischen Zielen, Instrumenten, Programmen und Konzeptionen oder
- rechtlichen Regelungen (Gesetzen, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften, internationalen Vereinbarungen).

Zu den Ressortforschungsaufgaben gehören auch die praktische Erprobung und Entwicklung von neuen Erkenntnissen sowie Ergebnissen der Forschung und Entwicklung, insbesondere durch Demonstrationsvorhaben.

Eine flächendeckende Grundwassergüteüberwachung ist ein wesentliches Instrument für die Vorbereitung und für die Erfolgskontrolle von Gewässerschutzprogrammen. Aus Sicht des Bundes müßten länderübergreifende Meßprogramme die Fakten liefern, die für die Erarbeitung nationaler und internationaler Regelungen zum Schutz des Grundwassers benötigt werden. Die Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EG werden in den nächsten Jahren sicherlich noch zunehmen. Ohne die entsprechenden Grunddaten wird die Bundesrepublik Deutschland in absehbarer Zeit ihre Verpflichtungen gegenüber der EG nicht mehr erfüllen können. Mit Hilfe einer regelmäßig durchgeführten Grundwasserüberwachung kann außerdem - im Sinne einer Erfolgskontrolle - festgestellt werden, ob bestimmte gesetzliche Regelungen oder Maßnahmen zu der beabsichtigten Verbesserung der Umwelt geführt haben. Ausgehend von diesen Erkenntnissen sind die einmal getroffenen Regelungen zu prüfen und ggf. den neuen Erfordernissen anzupassen. Ihren Anteil an den erforderlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Grundwasserüberwachung beschreibt die Bundesregierung in ihrem Konzept "Schwerpunkte des Grundwasserschutzes" vom Dezember 1987 folgendermaßen:

"Die Bundesregierung sieht in der Einrichtung der Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit unter Einbeziehung der Eigenüberwachung der Anlagenbetreiber eine vorrangige Aufgabe der Länder und unterstützt dies durch Forschungsvorhaben, um:

- die regelmäßige Überwachung nach einheitlichen Kriterien zu realisieren,
- zu einer einheitlichen Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit zu gelangen und
- zusammen mit den Ländern zu weiteren Erkenntnissen über Grundwassergefährdungen und konkreten Maßnahmen hinsichtlich der Verbesserung des Grundwasserschutzes zu kommen".

Die Bundesregierung ist also grundsätzlich dazu bereit, die Länder beim Aufbau eines flächendeckenden Grundwassergütemeßnetzes zu unterstützen. Entsprechende Vorgaben über die Meßnetzgestaltung hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1983 in einem Rahmenkonzept festgelegt. Das Forschungsvorhaben der Landesanstalt für Umwelt (Baden-Württemberg) ist das erste größere Forschungsprojekt gewesen, bei dem der Bund (BMU) sich am Aufbau eines Grundwassermessnetzes finanziell beteiligt hat. Durch das Forschungsvorhaben wurden verschiedene wichtige Teilaspekte am Beispiel eines ausgewählten Testgebietes erforscht. In einem anderen Forschungsvorhaben wird sich der Bund direkt am weiteren Ausbau und Betrieb eines flächendeckenden Grundwassermessnetzes beteiligen.

Grundwassergüteüberwachung in den neuen Bundesländern

dem Projekt "Aufbau eines flächendeckenden Grundwasserbeschaffenheits-Meßnetzes für das Gebiet der neuen Bundesländer" soll - erstmals in der Bundesrepublik - der Zustand des Grundwassers länderübergreifend, systematisch erfaßt und dargestellt werden. Das Forschungsprojekt beinhaltet neben der Erweiterung des bereits bestehenden Meßnetzes,

- die Festlegung einheitlicher Meßparameter,
- die Auswahl einheitlicher oder zumindest vergleichbarer Analysenmethoden,
- die quasi zeitgleiche Beprobung aller Meßstellen,
- die Durchführung der Analysen sowie
- die gemeinsame Auswertung und Darstellung der Meßergebnisse.

Im Rahmen des Vorhabens soll das bestehende Meßkonzept erprobt und weiterentwickelt werden. Es ist u.a. vorgesehen, die Forschungsergebnisse der Landesanstalt für Umwelt (Baden-Württemberg) auszuwerten und, soweit möglich, in das weitere Untersuchungskonzept einzuarbeiten. Sowohl der Bund als auch die beteiligten Länder erwarten umfassende Angaben über die Beschaffenheit des Grundwassers in den neuen Ländern, konkrete Hinweise über den aktuellen Sanierungsbedarf, Hinweise auf bestehende Gefährdungspotentiale sowie Vorschläge, wie weitere Verunreinigungen des Grundwassers vermieden werden können.

Es ist klar, daß sich beim Betrieb eines flächendeckenden Grundwassermessnetzes und besonders bei der Auswertung der Daten eine Fülle von neuen Fragen ergeben werden. Eine wesentliche Frage, die sich auf die Interpretation von Analysendaten bezieht, ist:

Was ist die "natürliche Grundwasserbeschaffenheit"?

Muß etwa ein bestimmtes Meßergebnis bereits als Kontamination interpretiert werden oder liegen die Werte noch innerhalb der natürlichen Spannweiten. Auch bei der Festsetzung von Sanierungszielen ist die Kenntnis der, für das jeweilige Einzugsgebiet, natürlichen Grundwasserbeschaffenheit von großer Bedeutung. Möglicherweise wird es, wie beim Oberflächenwasser dazu kommen, daß auch für "das Grundwasser" Schutzziele formuliert werden. Bezugspunkt muß aber, aus fachlicher Sicht, immer die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers sein. Damit werden letztlich Angaben über die natürliche Beschaffenheit zum Maßstab für die verschiedensten gesetzlichen Regelungen.

Das Umweltbundesamt hat in dem Forschungsvorhaben "Geogene Grundwasserbeschaffenheit als Bemessungsgrundlage für den Grundwasserschutz" diese Frage aufgegriffen. Ziel des Vorhabens ist es, eine Methode zu entwickeln, mit der aus der Interpretation von Meßreihen in Kombination mit Angaben über die Beschaffenheit von Boden, Untergrund und Grundwasserleiter, auf die natürliche - d.h. ausschließlich geogen bedingt - Beschaffenheit des Grundwassers geschlossen werden kann. Diese Methode wird an einem Testgebiet erarbeitet und soll dann, in einer zweiten Phase, in anderen Gebieten erprobt werden.

Stellt man bei der Auswertung der Meßdaten eine Grundwasserkontaminationen fest, so ist als erstes die Ursache der Verunreinigung zu ermitteln. Erst wenn die Kontaminationsursachen bekannt sind, können sinnvoll gezielte Sanierungs- bzw. Vermeidungsstrategien entwickelt werden. Ein großes Spektrum verschiedenster Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes beschäftigt sich mit der Erforschung von Kontaminationsursachen, mit den verschiedenen Stoff-Eintragspfaden, mit dem Stoffverhalten im Boden, Untergrund und Grundwasserleiter sowie mit der Erarbeitung von Sanierungs- und Vermeidungsstrategien. Allein im Fachgebiet "Wasserversorgung und Grundwasserbeschaffenheit" des Umweltbundesamtes wurden oder werden folgende Themen schwerpunktmäßig bearbeitet:

- die Auswirkung der Landwirtschaft auf die Beschaffenheit des Grundwassers,
- Vorschläge zur Verbesserung der landwirtschaftlichen Praxis und zur Vermeidung überhöhter Stoffausträge,
- die Auswirkung der Klärschlammasbringung auf die Grundwasserbeschaffenheit,
- Abwasserverregnung und Grundwasserschutz,
- das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in Boden und Grundwasser,
- die Bedeutung atmosphärischer Depositionen für die Beschaffenheit des Grundwassers aber auch
- Grundwasserschutz in urbanen Gebieten

Im letztgenannten Vorhaben, das von der Landesanstalt für Umwelt (Saarbrücken) durchgeführt wird, wird nach Möglichkeiten gesucht, auch in urbanen Gebieten eine Verbesserung des Grundwasserschutzes zu erreichen. In Gebieten mit bestehenden Nutzungen (Industrie, Gewerbe, Verkehr usw.) werden häufig keine Schutzgebiete ausgewiesen, da die vorhandenen Nutzungen im krassen Widerspruch zu den in Schutzgebieten erlaubten Nutzungen stehen. Dies führte bisher in vielen Fällen dazu, daß das Grundwasser in den betroffenen Einzugsgebiete nur unzureichend vor nachteiligen Veränderungen geschützt werden konnte. In dem Vorhaben "Entwicklung technischer und administrativer Handlungsleitlinien zum Vollzug einer Trinkwasserschutzgebiets-Verordnung in einem urbanen Gebiet" werden neben den juristischen und verwaltungstechnischen Fragen auch detaillierte anlagenbezogenen Sicherheitskonzepte erarbeitet. Darauf aufbauend werden Maßnahmen vorgeschlagen, mit denen die Anlagensicherheit in Abhängigkeit vom Gefährdungspotential verbessert werden kann. Mit den zuständigen Behörden, mit Juristen, mit den Wasserversorgern und mit den Betroffenen wird diskutiert, wie eine Wasserschutzgebietsverordnung für urbane Gebiete aussehen könnte.

Pflanzenschutzmittel-Monitoring

Ein ganz spezielles Thema im Rahmen der Grundwasserüberwachung ist die Erfassung von "Pflanzenschutzmittel-Funden im Wasser". Bei den entsprechenden Forschungsvorhaben, die zu diesem Thema vom Umweltbundesamt gefördert werden, geht es vorrangig um die Ermittlung von Eintragspfaden, die Klärung des Stoffverhaltens im Untergrund und Grundwasser und um die Erarbeitung von Vermeidungsstrategien. Als Einvernehmensbehörde für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) betreibt das Umweltbundesamt zusätzlich eine systematische Erfassung aller Fundmeldungen, mit dem Ziel, diese bei der Zulassung von Mitteln berücksichtigen zu können. An diesem konkreten Beispiel wird deutlich, welche Probleme bestehen, Daten aus den verschiedenen Bundesländern zusammenzufügen. Allein um die Validität der Meßdaten beurteilen zu können, ist ein großer Aufwand erforderlich. In der Bundesrepublik Deutschland gibt es nämlich gegenwärtig kein einheitliches Konzept zur Messung von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser. Angaben über die eingesetzten Analysemethoden liegen nur in Einzelfällen vor und müssen häufig erst mit aufwendigen Recherchen ermittelt werden. Diese Probleme haben bisher verhindert, daß PSM-Fundmeldungen in größerem Umfang bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln berücksichtigt

werden können. Es fehlt ein länderübergreifendes Untersuchungsprogramm, bei dem bundesweit, mit gleichen oder zumindest vergleichbaren Probenahme und Analysemethoden Pflanzenschutzmittel untersucht werden. Aus dem gleichen Grund können gegenwärtig auch keine Angaben über die tatsächliche Belastung des Grundwassers durch Pflanzenschutzmittel gemacht werden.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

In der angespannten finanziellen Situation von Bund und Ländern scheint eine verstärkt Zusammenarbeit und Koordination der Forschungen von Bund und Ländern dringend erforderlich zu sein. Im Interesse aller Beteiligten sollten die Vorhaben zum Grundwassermonitoring gemeinsam besprochen und abgestimmt werden. Der Aufbau eines wirklich vergleichbaren Grundwassermeßnetzes für die gesamte Bundesrepublik sollte im Vordergrund der weiteren Arbeiten stehen, nicht zuletzt deswegen, weil die Bundesrepublik Deutschland gegenüber der EG eine Reihe von Berichtspflichten zu erfüllen hat. Darüberhinaus kann sie ihre Forderungen in Bezug auf den Grundwasserschutz (z.B. ein EG-weites Verbot von Atrazin) nur dann erfolgreich durchsetzen, wenn sie diese durch Fakten begründen kann. Da der Bund im Bereich der Grundwasserüberwachung praktisch keine Zuständigkeiten besitzt, ist er auf die aktive Unterstützung der Länder angewiesen. Die gegenwärtige Situation bei der Grundwasserüberwachung stellt sich gegenwärtig jedoch so dar, daß die Meßnetze der Länder - im Gegensatz zu den Empfehlungen der LAWA - nicht miteinander vergleichbar sind und die verschiedenen Meßergebnisse deswegen nicht zu einem einheitlichen Bild über den Zustand des Grundwassers zusammengefügt werden können.

Nebenbei führt der Mangel an entsprechenden Informationen in der Öffentlichkeit dazu, daß die Diskussion um den Zustand des Grundwassers von Pressemeldungen über "Gifte im Wasser" geprägt wird. Bund und Länder können auf solche Meldungen häufig nur ausweichend reagieren. In den seltensten Fällen liegen ausreichende Informationen darüber vor, ob die Meldung einen untypischen Einzelfall hervorhebt oder ein typisches und weit verbreitetes Problem aufgreift. Der Aufbau eines länderübergreifenden Grundwasserüberwachungsnetzes ist die Voraussetzung dafür, die bestehenden Wissens- und Informationsdefizite auszugleichen, und - gestützt auf ausreichende Fakten - eine objektive Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit geben zu können.

Literatur:

BMU, (1987): "Schwerpunkte des Grundwasserschutzes"; Herausgegeben vom Referat für Öffentlichkeitsarbeit des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), S. 37, Bonn.

5.4 Ausblick für den Aufbau der Landesmeßnetze (J. Mund)

Um die umweltpolitischen Zielvorgaben und die daraus resultierenden Aufgaben zum Schutz und Erhalt des Grundwassers planen, steuern und kontrollieren zu können, bedarf es einer sorgfältigen Bestandsaufnahme, einer ständigen Beobachtung und einer fortzuschreibenden Zustandsbeschreibung des Grundwassers. Dazu ist ein Grundwassermeßnetz erforderlich, das alle Faktoren des Grundwasserhaushalts vom Niederschlag über das Sickerwasser bis zum Grundwasser sowohl quantitativ als auch qualitativ erfasst. Die Ergebnisse aus diesem Meßnetz sind mit den Ergebnissen der Hydrogeologischen Kartierung und mit den Ergebnissen der Flächennutzungserhebungen (Risikoflächen, Risikofaktoren, Belastungsfaktoren) zu einem gesamtanschaulichen Bild über die Grundwassersituation möglichst mit Hilfe von Grundwassermodellen zu verknüpfen. Dieses Beobachtungssystem liefert ein Bild dessen Qualität so gut ist wie die Güte der einzelnen Meßdaten, die vor Ort gewonnen wurden, und die von einer Reihe von Faktoren beeinflusst werden. Soll diese Gesamtbild also im Hinblick auf die erforderlichen Maßnahmen insbesondere zum Erkennen, Orten und Beseitigen von Belastungsfaktoren des Grundwassers folgerichtig interpretiert werden, sind die Fehlerquellen der Meßdaten möglichst auszuschalten.

Beim UBA-Projekt wurden dazu einige der Probleme deutlich herausgearbeitet. Die wichtigsten sollen hier zusammengefasst werden.

– Eignung der Meßstellen.

In den Meßstellen kann es durch einen nicht fachgerechten Ausbau zu Vertikalströmungen kommen. Beim Abpumpen kann auch Wasser verschiedener Eintragsflächen beigezogen und gemischt werden, was eine Ermittlung der Belastungsursachen erschwert.

– Berücksichtigung der dritten Dimension (Tiefe)

Die Meßstellen sind deshalb beim Bau sorgfältig auf die zu den zu beobachtenden Gebiet gehörenden Anströmtiefe auszurichten und/oder ein flexibles System für eine geschichtete Probenahme einzurichten. Auf die einwandfreie Abdichtung im Ringraum und auf die angepasste Länge der Filterstrecke ist zu achten.

– Ermittlung der Eintragsflächen

Die genaue Ermittlung der Eintragsflächen, der zugehörigen Strömungstiefe und des erforderlichen Probenahmenvolumens ist Voraussetzung für eine sachgerechte Bewertung der Untersuchungsergebnisse.

– Unterscheidung von ubiquitären und lokalen Einflüssen

Bei der Beurteilung von Untersuchungsergebnissen, insbesondere bei der Änderung der Grundwasserbeschaffenheit, ist zu unterscheiden, ob ubiquitäre oder lokale Einflüsse vorliegen. Die Verfahren hierzu müssen verbessert werden. Vor allem ist ein ausreichendes Netz von Basismeßstellen erforderlich, in denen das natürliche, anthropogen möglichst unbeeinflusste Grundwasser einer Grundwasserlandschaft erfasst wird, das als Vergleichsmaßstab für die Beurteilung der örtlichen Grundwassergüte herangezogen werden kann.

- Simultane Erfassung von Menge und Güte

Die Beschaffenheit des Grund und Quellwassers wird von verschiedenen Faktoren der Grundwasserneubildung beeinflusst. Hier sei die Menge und Güte des Niederschlagswassers, die Menge und Güte des Sickerwassers sowie die Wechselbeziehungen zwischen Grundwasserleiter und Grundwasser genannt. Zur Beurteilung des Grundwasserzustands sind deshalb jeweils simultan Menge (Grundwasserstand, Quellschüttung) und Güte des Wassers zu erfassen, um mögliche Einflüsse auf das Grundwasser sachgerecht interpretieren zu können.

- Grundwassermodelle

Die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit in Abhängigkeit der verschiedenen Einflußfaktoren können gesamtschaulich am besten über Grundwassermodelle dargestellt und prognostiziert werden. Für einzelne konservative Schadstoffe (z.B. Chlorid) genügen dafür einfache Strömungsmodelle (Transportmodelle). Für Stoffe, die im Untergrund Veränderungen erfahren können (z.B. Nitrat durch Denitrifikation), sind jedoch in Modelluntersuchungen die Nachbildungen vieler komplexe Vorgänge erforderlich, um ausreichende Aussagen zu erhalten (Reaktionsmodelle).

- Großräumige "Black-box"-Modelle sind zu unscharf

Der hohe Aufwand für die Modellierung spricht für langfristig angelegte Beobachtungen in ausreichend großen Daueruntersuchungsgebieten mit koordinierten Meßprogrammen für alle Stoffeintragsprozesse. Modelle eignen sich hauptsächlich für Porengrundwasserleiter. Für Festgesteinsgrundwasserleiter sind jedoch vergleichbare Untersuchungsgebiete einzurichten und zu betreiben, um Erfahrungen zu gewinnen.

Beim Aufbau des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes in Baden-Württemberg steht jetzt die Einbeziehung von Meßstellen zur Erfassung der Einflüsse von Siedlungsgebieten im Rahmen des Verdichtungsmeßnetzes "Siedlungsgebiete" an. Hierzu soll zunächst ein Pilotvorhaben durchgeführt werden. Es erscheint dabei sinnvoll, das bisherige Testgebiet "Karlsruhe" dieses UBA-Projektes hierfür heranzuziehen.

Um die eingangs erwähnte erforderliche gesamtschauliche Betrachtungsweise zum Schutz des Grundwassers in einem Untersuchungsgebiet zu verwirklichen, soll das Modellvorhaben "Klettgaurinne" durchgeführt werden. Es ist dazu beabsichtigt in der Klettgaurinne an der Grenze zu der Schweiz ein entsprechendes Modellgebiet einzurichten. Die Klettgaurinne enthält das bedeutendste Grundwasservorkommen des Landkreises Waldshut. Für dieses Gebiet wurden bereits eine Reihe von entsprechenden Vorarbeiten geleistet:

- Hydrogeologische Kartierung mit beschreibendem Gutachten und Grundwassermodell.
- Umfassende Erhebung und Beschreibung der Fächennutzung wie Risikoflächen, Risikofaktoren, Belastungsfaktoren in einem Risikokataster. Insbesondere wurde eine detaillierte Betriebserhebung, -befragung, -überprüfung und -bewertung einschließlich der Beseitigung von Mängeln an Schutzvorkehrungen durchgeführt.
- Eine biologische Zustandsbeschreibung der Oberflächengewässer wurde begonnen.
- Es besteht ein relativ gut ausgebautes Netz von Grundwassermeßstellen insbesondere auch entlang der schweizerischen Grenze.

Es soll nun ein umfassendes Untersuchungsprogramm durchgeführt werden, das generelle Aussagen über die Wirkungszusammenhänge zwischen Flächennutzungen und Grundwasserbelastungen liefern soll. Insbesondere soll es beispielhaft Aussagen über das zukünftig erforderliche gesamtschauliche flächendeckende und vorausschauende Grundwassermanagement zum Erhalt und Schutz der Grundwasservorkommen in Baden-Württemberg liefern.

6. Literatur zum Projekt "Grundwasserüberwachungsprogramm"

6.1 Veröffentlichungen des Ministeriums für Umwelt (bzw. des früheren Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten) und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

MELUF 1985

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg (Herausgeber): Basismeßstellennetz im Rahmen des Grundwassergüteüberwachungsprogramms in Baden-Württemberg (Stand Juni 1985), Stuttgart, 1985

UM 1987

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Erste Ergebnisse aus dem Basismeßnetz" 1985/86, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1987

UM 1989

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Konzept und Grundsatzpapiere", Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1989

UM 1989/90

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Umweltdaten 89/90", Bezug: Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1990

UM 1990

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Analysenergebnisse der Basismeßstellen 1986/89", Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1990

UM 1991

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Grobraster und Verdichtungsmeßnetz Wasserversorgung - Ergebnisse 1990", Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe 1991

UM 1988/1

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Atlas Grundwasser" 1988; für die Bezirke der Ämter für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Heidelberg, Offenburg, Freiburg, Waldshut, Besigheim

UM 1988/2

Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): "Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Benutzerhandbuch Grundwasserdatenbank", Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe 1988

Fuhrmann , Grimm-Strele 1986

Fuhrmann, P., Grimm-Strele, J.: Darstellung des Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg (Herausgeber): Weiterbildung Informationstechnik, Heft 2, S. 35 - 51, 1986

Grimm-Strele u.a. 1988

Grimm-Strele, J., Scholz, M., Feuerstein, W., Heißler, W., Pankow, G., Westrich, J., Henseler, A., Werner, K.: Das Grundwasserüberwachungsprogramm in informationstechnischer Hinsicht : Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Herausgeber): Weiterbildung Informationstechnik, Heft 4, S. 98 - 127, 1988

Grimm-Strele u.a. 1991

Grimm-Strele, J., Schulz, K.-P., Brauch, J., Herzer, J., Kaltenbach, D., Schullerer, S.: "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region", Abschlußbericht, Forschungsvorhaben 102 04 214, Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Herausgeber), Karlsruhe, 1991.

LFU 1991

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: "Grundwasserüberwachungsprogramm: Projektbericht 1991", Karlsruhe, 1991.

6.2 Dokumente zum Projekt

Konzept der Wasserwirtschaftsverwaltung Baden-Württemberg zur Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit Arbeits- und Zeitprogramm einschl. Kostenermittlung (1984)

Protokollnotiz vom 17.11.1984 (Kooperationsvereinbarung zur Realisierung des Grundwasserbeschaffenheitskonzeptes zwischen Wasserwirtschaftsverwaltung und Wasserversorgungswirtschaft, abgedruckt in: UM 1989)

Informationsschrift zum Aufbau und Betrieb eines landesweiten Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzes im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms in Baden-Württemberg (1986), abgedruckt in: UM 1989

6.3 Sonstige Veröffentlichungen**Blappert, A. 1988**

Blappert, A.: "Geologische, hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Einzugsgebiet im Rotliegenden und Buntsandstein des südlichen Odenwaldes" Diplom-Arbeit, Universität Freiburg, Freiburg i.Br., 1988

Feuerstein, Grimm-Strele 1989

Feuerstein, W. und Grimm-Strele, J.: "Plausibilitätstests für eine routinemäßige Erfassung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten", Vom Wasser, 73, 375-398, 1989

Feuerstein, Grimm-Strele 1990

Feuerstein, W. und Grimm-Strele, J.: "Erfassung und Ausgabe chemischer Analysendaten im Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg", Vom Wasser, 74, 229-244, 1990

GLA, LfU 1985

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg und Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg: Grundwasserlandschaften, Freiburg i.Brsg., 1985

Grimm-Strele, Feuerstein 1991

Grimm-Strele, J. und Feuerstein, W.: "Hintergrundwerte aus Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetzen als Entscheidungshilfe für Sanierungsanordnungen?", Kongreß Grundwassersanierung Berlin, Inst. wassergefährdende Stoffe, Schriftenreihe Band 11, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1991

Grimm-Strele u.a. 1991

Grimm-Strele, J., Schulz, K.-P., Brauch, J., Herzer, J., Kaltenbach, D., Schullerer, S., Barczewski, B., Bardossy, A., Hiesl, H., Kaleris, V. und Kämpke, T.: "Modellhafte Einrichtung eines Grundwassergütemeßnetzes in einer ausgewählten Region", Abschlußbericht, UBA-Forschungsvorhaben 102 04 214, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 1991

Holder 1986

Holder, T.: "Hydrogeologische Untersuchungen im weiteren Einzugsgebiet der Meisenbrunnenquelle Zwingenberg (Neckar-Odenwald-Kreis)", Diplom-Arbeit, Universität Karlsruhe, Teil II, Karlsruhe, 1986

Kerl 1988

Kerl, C.: "Hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im weiteren Einzugsgebiet der Basismessstelle im Sengesselloch bei Heidelberg-Ziegelhausen", Diplom-Arbeit, Universität Karlsruhe, 1988

Klaiber 1987

Klaiber, B.: "Deckschichten-Kartierung und hydrogeologische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Rotenbachquellen (bei Oppenau, Buntsandstein-Schwarzwald)", Diplom-Arbeit, Universität Tübingen, Tübingen, 1987

Kundzewicz 1989/1

Kundzewicz, Z.W., Ihringer, J., Plate, E.J., Grimm-Strele, J.: "Outliers in groundwater quality time series", Groundwater Management: Quantity and Quality (Proceedings of the Benidorm Symposium, Oktober 1989), JAHS Publ.No.188, 1989)

Kundzewicz 1989/2

Kundzewicz, Z.W., Bardossy, A., Plate, E.J., Grimm-Strele, J.: "Plausibility analysis of structured groundwater quality data via geostatistics", Contaminant Transport in Groundwater, Kobus & Kinzelbach (eds), Balkema, Rotterdam, 1989, ISBN 90 6191 879 0

LfU 1989/1

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: "Aufbau und Beprobung eines Grobraster-Meßnetzes" - Interner Bericht, Karlsruhe, 1989

LfU 1989/2

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: "Grundwasserüberwachungsprogramm: Projektbericht 1989", Interner Bericht, Karlsruhe, 1989

Lfu 1988

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: "Grundwasserbeschaffenheitsmeßnetz Baden-Württemberg", Video-Film VHS, Kurzfassung 6'30" und Langfassung 15'50", Karlsruhe, 1988

Raisig 1988/1

Raisig, T.: "Geologische Kartierung und hydrogeologische Untersuchungen im weiteren Einzugsgebiet der Hahnengrundquelle westlich von Schönau-Altneudorf" unveröffentlichter Bericht, Künzelsau, 1988

Raisig 1988/2

Raisig, T.: "Geologische Kartierung und hydrogeologische Untersuchungen im weiteren Einzugsgebiet der Kaltenbrunnenquelle bei Heiligkreuzsteinach (Rhein-Neckar-Kreis)", Diplom-Arbeit, Teil I, Karlsruhe, 1988

Schneider 1988

Schneider, K.: "Hydrogeologische und isotopehydrologische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Kleislewaldquellen (Südschwarzwald)" Diplom-Arbeit, Universität Freiburg, Freiburg i.Br., 1988

Schuhmann 1990

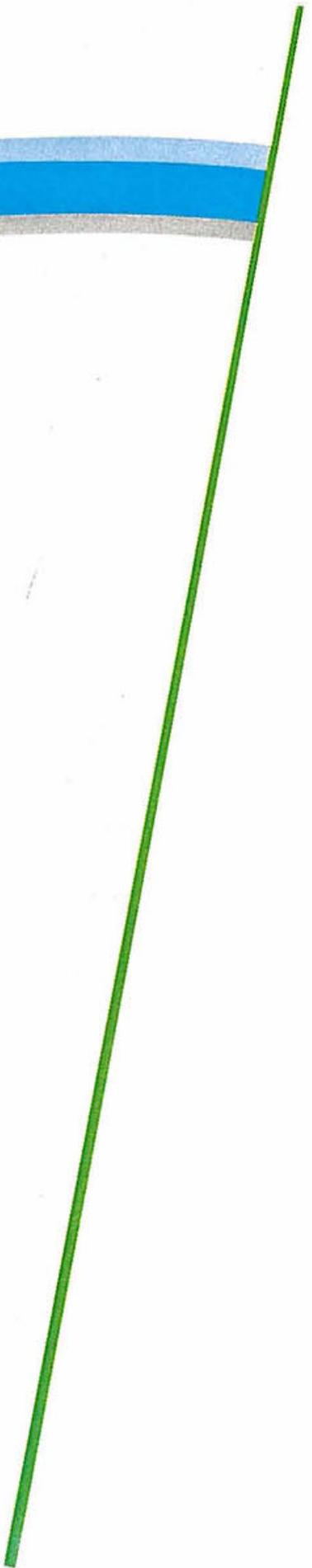
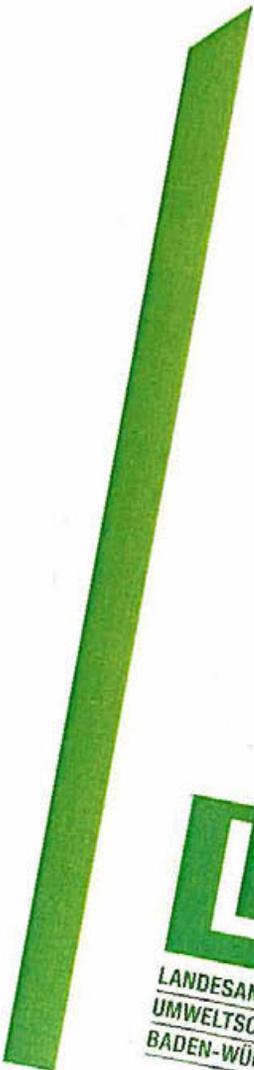
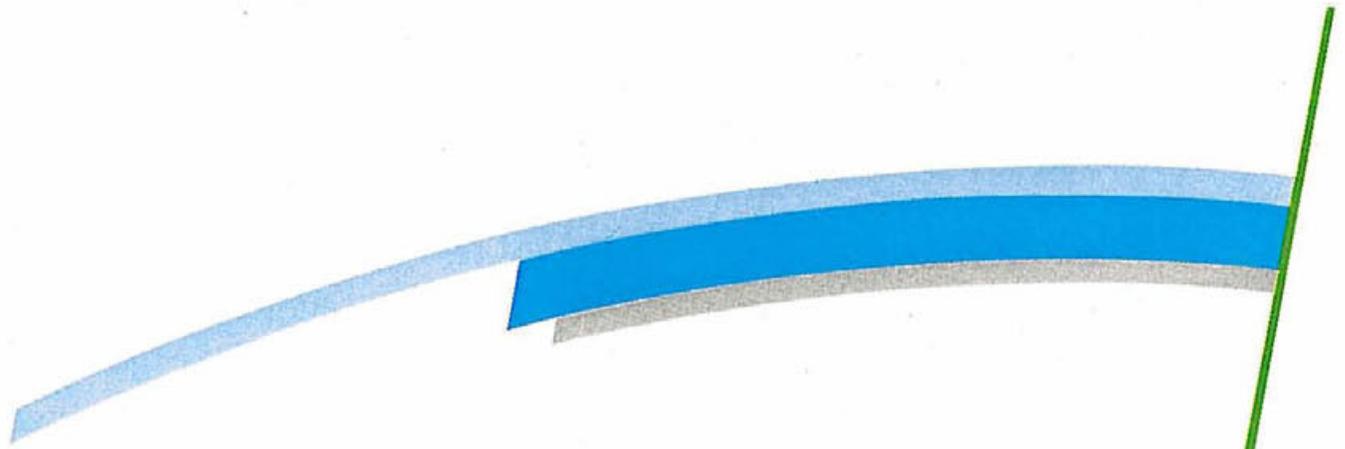
Schuhmann, D.: "Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg", in "Umweltinformatik 1990", Forschungsinstitut anwendungsorientierter Wissensverarbeitung, Universität Ulm, 1990. (zur Veröffentlichung vorgesehen im Springer-Verlag, Berlin)

Schulz, Schuhmann 1991

Schulz, K.-P. und Schuhmann, D.: "Ein Mehrkriterienverfahren zur Bewertung von Grundwassergefährdungspotentialen für eine Risikokartierung der Wasserwirtschaftsverwaltung Baden-Württemberg", Beitrag zu "Umweltverträglichkeitsprüfung - Unterstützung durch nutzwertanalytische Bewertungen", DVWK/IHW-Werkstattgespräch, Universität Karlsruhe, Nov. 1991.

Barufke u.a., 1992

Barufke, K.-P., W. Feuerstein und J. Grimm-Strele: "Geogen geprägte Grundwasserbeschaffenheit in Baden-Württemberg", Kongreß "Grundwassersanierung", UTECH, Berlin, 1992.



LU
LANDESANSTALT FÜR
UMWELTSCHUTZ
BADEN-WÜRTTEMBERG