



Einsatz künstlicher Tracer in der Hydrogeologie

Praxishilfe

Arbeitsgruppe Tracer der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie **SGH**

Berichte des BWG, Serie Geologie - Rapports de l'OFEG, Série Géologie - Rapporti dell' UFAEG, Serie Geologia
Nr. 3 - Bern, 2002



Bundesamt für Wasser und Geologie **BWG**
Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
Uffizi federal per aua e geologia **UFAEG**
Federal Office for Water and Geology **FOWG**

Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr,
Energie und Kommunikation
Département fédéral de l'environnement, des transports,
de l'énergie et de la communication
Dipartimento federale dell'ambiente, dei trasporti,
dell'energia e delle comunicazioni

Einsatz künstlicher Tracer in der Hydrogeologie

Praxishilfe

Arbeitsgruppe Tracer der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie **SGH**

Schudel Bernhard, Biaggi Daniele, Dervey Toni, Kozel Ronald, Müller Imré, Ross Jan Henning, Schindler Ueli

zu beziehen unter Art. 804.603d bei BBL, Vertrieb Publikationen, CH- 3003 Bern
<http://www.bbl.admin.ch/bundespublikationen>



Bundesamt für Wasser und Geologie **BWG**
Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
Uffizi federali per le acque e la geologia **UFAEG**
Federal Office for Water and Geology **FOWG**



Société Suisse d'Hydrogéologie **SSH**
Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie **SGH**
Società Svizzera d'Idrogeologia **SSI**

Autoren

Bernhard Schudel (Vorsitz), Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA)
Daniele Biaggi, Geotechnisches Institut AG, Bern und St. Gallen
Toni Dervey, naturaqua Hydro-Trace, Bern
Dr. Ronald Kozel, Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern
Prof. Dr. Imré Müller, Centre d'hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel
Jan Henning Ross, Göttelmann + Ross, Konstanz / D
Ueli Schindler, Sieber Cassina + Partner AG, Olten

Review

Prof. Dr. habil. Werner Käss, Umkirch / D
Prof. Dr. Christian Leibundgut, Universität Freiburg i.Br. / D
Prof. Dr.-Ing. Piotr Maloszewski, GSF - Forschungszentrum, Neuherberg / D
Dr. Hans Rudolf Wernli, Universität Bern
Prof. Dr. Hans Zojer, Technische Universität Graz / A

Redaktion

Bernhard Schudel (Leitung)
Daniele Biaggi
Jan Henning Ross

Impressum

Herausgeber	Bundesamt für Wasser und Geologie BWG
Erscheinungsvermerk	BBL, Bern, 2002
ISSN / ISBN	ISSN 1660-0754; ISBN 3-906723-54-2
Auflage	2000 Exemplare
Ziturvorschlag	Schudel et al. (2002). Einsatz künstlicher Tracer in der Hydrogeologie - Praxishilfe. Berichte des BWG, Serie Geologie Nr. 3
Sprachversionen	Originalversion in Deutsch. Erscheint auch in französischer Sprache
Bildnachweis	Toni Dervey und Bernhard Schudel
Internethinweis	http://www.sgh.ethz.ch und http://www.bwg.admin.ch
Copyright	© BWG, Bern 2002

Vorwort des Herausgebers

Die Markierung des Wassers mit Hilfe von künstlichen Tracern ist eine der wichtigsten Techniken in der angewandten Hydrologie und Hydrogeologie. Grundbedingung für eine korrekte Auswertung ist die einwandfreie Ausführung der Markierversuche. Die heute gestellten, hohen Ansprüche bei der Untersuchung der Stoffausbreitung im Untergrund haben die Anforderungen für die Planung, Durchführung und Auswertung von Tracerversuchen deutlich ansteigen lassen. Da kein aktueller praxisnaher Leitfaden für die Anwendung der Tracertechnik in der Hydrogeologie existiert, hat sich die Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie (SGH) im Jahre 2000 entschlossen, eine Arbeitsgruppe zu bilden, um eine solche Praxishilfe zu erarbeiten. Es konnte dabei auf den Leitfaden aus dem Jahre 1988 aufgebaut werden, den die Schweizerische Geologische Gesellschaft (Gruppe der Hydrogeologen) im Jahre 1988 herausgegeben hat und der aber seit mehreren Jahren vergriffen ist.

Das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) hat sich in Anbetracht des hohen Stellenwertes der Markierungstechnik in der Hydrogeologie entschieden, die Praxishilfe in der Serie Geologie des Amtes zu publizieren und dankt der SGH ausdrücklich für ihre Initiative. Das BWG will damit auch die Bedeutung der Zusammenarbeit zwischen Bund, Kantonen, Anwendern und Hochschulen in der Tracertechnik unterstreichen. Diese Zusammenarbeit hat sich ja bekanntlich auch im Rahmen der Zentralen Meldestelle für Markierversuche, die das BWG mit Unterstützung der SGH betreibt, seit langer Zeit bestens bewährt. Es ist uns daher eine grosse Freude allen die am Zustandekommen dieser Praxishilfe beigetragen haben und insbesondere den Mitgliedern der Arbeitsgruppe aus Forschung, Praxis und Verwaltung herzlich für Ihren wichtigen Beitrag zu danken.

Bundesamt für Wasser und Geologie
Der Chef der Landesgeologie

Dr. Peter Heitzmann

Préface de l'éditeur

Le marquage de l'eau à l'aide de traceurs artificiels est une des techniques les plus importantes en hydrologie et hydrogéologie appliquées. L'exécution des essais de traçage dans les règles de l'art est une condition indispensable de leur interprétation correcte. Les attentes actuelles dans le domaine de la propagation de substances dans le sous-sol ont généré une nette croissance des exigences pour la planification, l'exécution et l'interprétation des essais de traçage. Comme il n'existe pas de guide pratique vraiment à jour pour l'application de la technique des traceurs en hydrogéologie, la Société suisse d'hydrogéologie (SSH) a pris en 2000 l'initiative de mettre sur pied un groupe de travail pour combler cette lacune. Pour ce travail, elle a pu se baser sur le guide pratique, épousé depuis plusieurs années, qu'avait édité en 1988 le Groupe des hydrogéologues.

Au vu de la grande importance de la technique des essais de traçage en hydrogéologie, l'Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG) a décidé de publier ce guide pratique dans la série "Géologie" de l'Office ; elle remercie vivement la SSH de lui avoir donné cette opportunité. Par la présente publication, l'OFEG entend aussi souligner la collaboration entre confédération, cantons, hautes écoles et utilisateurs dans le domaine des essais de traçage. Depuis longtemps déjà cette collaboration s'est avérée très utile dans le cadre de la Centrale de coordination des essais de traçage que gère l'OFEG avec le soutien de la SSH. C'est donc avec grand plaisir que nous remercions ici pour leur précieux apport tous ceux qui ont collaboré à l'élaboration de ce guide pratique, en particulier les membres du groupe de travail issus de la recherche, de la pratique et de l'administration.

Office fédéral des eaux et de la géologie
Le chef du Service géologique national

Dr. Peter Heitzmann

Premessa dell'editore

Lo studio delle acque con i traccianti artificiali è una delle tecniche pratiche più importanti utilizzate nel campo dell'idrologia e dell'idrogeologia. Condizione di base per una corretta utilizzazione delle prove con traccianti è che queste siano eseguite in modo ineccepibile. Le odiere elevate esigenze nello studio della propagazione di sostanze nel sottosuolo hanno portato ad un netto miglioramento della pianificazione, della realizzazione e dell'interpretazione delle prove con traccianti. Poiché non esiste attualmente nessuna guida pratica per l'utilizzo delle tecniche con traccianti nel campo dell'idrogeologia, la Società Svizzera d'Idrogeologia (SSI) ha creato, nel corso del 2000, un gruppo di lavoro con lo scopo di elaborare un tale documento. Le basi sono costituite dal manuale pubblicato nel 1988 dalla Società Geologica Svizzera (Gruppo degli idrogeologi) e purtroppo esaurito ormai da alcuni anni.

L'Ufficio federale delle acque e della geologia (UFAEG), in considerazione della grande importanza delle tecniche di tracciamento nell'idrogeologia, ha deciso di pubblicare la guida pratica nella sua serie geologica e ringrazia espressamente la SSI per la sua iniziativa. L'UFAEG vuole in questo modo sottolineare l'importanza della collaborazione tra la Confederazione ed i Cantoni, gli utilizzatori e gli istituti superiori d'insegnamento delle tecniche di tracciamento. L'efficacia di questo tipo di collaborazione è da tempo messa in evidenza anche nell'ambito della Centrale di coordinazione delle prove con traccianti che l'UFAEG gestisce con il sostegno della SSI. È nostro grande piacere ringraziare tutti coloro che hanno contribuito alla realizzazione di questa guida pratica ed in particolare i membri del gruppo di lavoro attivi nella ricerca, nella pratica e nelle amministrazioni.

Ufficio federale delle acque e della geologia
Il Capo del Servizio geologico nazionale

Dr. Peter Heitzmann

Vorwort des Autors

Die Markiertechnik hat ihren Ursprung in der Karsthydrologie. Bereits im Jahre 1887 erfolgte der erste bekannte wissenschaftliche Markierversuch an der Donauversickerung bei Immendingen. Damals konnte mit Uranin die Verbindung zur Achquelle nachgewiesen werden. Dieser stark fluoreszierende Markierstoff wurde in der Folge zum klassischen Markierstoff für Wasser, der heute noch mit durchschlagendem Erfolg eingesetzt wird. In den vergangenen Jahrzehnten hat die Tracertechnik grosse Fortschritte erzielt, so dass Tracermethoden heute mit Erfolg in praktisch allen Bereichen der angewandten Hydrologie und Hydrogeologie zur Anwendung gelangen.

Da kein praktischer Leitfaden für die Anwendung der Tracertechnik in der Hydrogeologie existiert, hat sich die Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie entschlossen, einen praxistauglichen Leitfaden auszuarbeiten. Die Arbeitsgruppe hat ihr Mandat an der Frühjahrestagung 2000 erhalten und die Arbeit bereits im Winter 2001/02 abgeschlossen. Diese kurze Bearbeitungszeit war nur dank dem beispiellosen Einsatz aller Arbeitsgruppenmitglieder möglich. Dafür möchte ich allen Beteiligten herzlich danken. Trotz hohem Einsatz können wir aber keine Haftung für allfällige Fehler im Text übernehmen. Danken möchten wir auch den Herren W. Käss, Chr. Leibundgut, P. Maloszewski, H.R. Wernli und H. Zojer für die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Schliesslich geht unser Dank auch an das Bundesamt für Wasser und Geologie für die Realisierung von Layout und Druck sowie die Übersetzung ins Französische.

Die Arbeitsgruppe wünscht dem «Stand der angewandten Tracertechnik», wie er in dieser Praxishilfe umrissen ist, eine hohe Leuchtkraft!

Bernhard Schudel

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort der Herausgebers	II
Vorwort des Autors	III
Verzeichnis der Abbildungen	VIII
Verzeichnis der Tabellen	VIII
1 Einführung	1
1.1 Prinzipielle Hinweise	1
1.2 Einsatzmöglichkeiten	2
1.3 Aufgaben der Fachstellen	5
1.4 Weiterführende Literatur	6
2 Versuchsvorbereitung und –durchführung	7
2.1 Überblick	7
2.2 Allgemeines zur Versuchsplanung	8
2.2.1 Versuchsziel, Grobkonzept und Grundlagenbeschaffung	8
2.2.2 Feldbegehung	8
2.2.3 Abschätzung der voraussichtlichen Fliesszeit	9
2.2.4 Risikoabschätzung	10
2.3 Wahl der Markierstoffe	10
2.3.1 Allgemeines	10
2.3.2 Fluoreszenztracer	11
2.3.3 Salze	15
2.3.4 Partikeltracer	16
2.3.5 Weitere Tracer	17
2.3.6 Multitracerversuche	17
2.4 Informationstätigkeit	18
2.5 Einspeisung	19
2.5.1 Allgemeines	19
2.5.2 Bestimmung der Einspeisemenge	20
2.6 Probenahme	22
2.6.1 Organisation und Probenahmeplan	22
2.6.2 Beprobung	23
2.6.3 Beprobungsgefässe	23
2.6.4 Probenahmegeräte und –methoden	24
2.6.5 Aktivkohlefilter	25
2.6.6 Vor Ort Messung mit Online-Messgeräten	26
2.7 Probentransport und –aufbewahrung	26
3 Versuchauswertung und –dokumentation	27
3.1 Analytik - Prinzipielle Methoden	27
3.1.1 Analysenmethoden	27
3.1.2 Laboranalytik von Fluoreszenztracern	27
3.1.3 Aktivkohle-Analyse	30
3.1.4 HPLC-Analytik (High Performance Liquid Chromatography)	31
3.1.5 Analytik mit Online-Messgeräten	31
3.2 Auswertung von Tracerversuchen	32
3.2.1 Wichtigste Ergebnisse von Tracerversuchen und Anwendungsmöglichkeiten	32

3.2.2	Allgemeines zum Stofftransport	33
3.2.3	Parameterermittlung aus Tracerversuchen	35
3.2.4	Durchgangskurven mit ausgeprägtem Tailing oder mehreren Konzentrationsmaxima	39
3.2.5	Tracerversuche und numerische Grundwassermodelle	40
3.2.6	Kombination von Markierversuchen und Pumpversuchen	40
3.3	Dokumentation	42
4	Weitere Anwendungen	43
4.1	Uferfiltrat-Untersuchungen	43
4.2	Abflussmessung in Fliessgewässern mittels Markierstoffen	44
4.2.1	Allgemeines und Methodik	44
4.2.2	Verwendete Tracer und deren wichtigste Eigenschaften	44
4.2.3	Art der Tracereingabe	44
4.2.4	Versuchsdurchführung	45
4.3	Verwendung von Tracern in der Bohrtechnik	46
4.4	Markierversuche im ungesättigten Bereich	46
4.4.1	Grundwasseruntersuchungen mit Eingabe des Tracers in die ungesättigte Zone	47
4.4.2	Spezifische Untersuchungen der ungesättigten Zone	48
4.5	Tracer für den Abwasserbereich	48
4.6	Einsatz von Bakteriophagen	49
5	Literaturverzeichnis	51
Anhang		55
A	Risikoabschätzung im Hinblick auf mögliche Schäden als Folge von Markierversuchen	57
1	Allgemeines Vorgehen	
2	Abschätzung der Markierstoffausbreitung	
3	Feststellung potentiell betroffener Objekte	
4	Risikoabschätzung und Massnahmenplan	
B	Auswertung - Methode zur Bestimmung der mittleren Abstandsgeschwindigkeit und des Dispersionskoeffizienten aus einer gemessenen Tracerdurchgangskurve	60
1	Einleitung	
2	Versuchsanordnung und Messwerttabelle	
3	Benötigte Größen	
4	Bestimmung wichtiger Kenndaten aus der Messwerttabelle	
5	Schätzung des Dispersionsparameters und der mittleren Fliesszeit	
6	Berechnung einer theoretischen Modellkurve	
7	Vergleich der Modellkurve mit der gemessenen Tracerdurchgangskurve	
8	Beispiel einer Tracerdurchgangskurve mit ausgeprägtem Tailing	
C	Einspeiseprotokoll (mit praktischen Tips)	68
D	Probenahmeprotokolle und Checkliste für die Probenahme	70
E	Dokumentation von Tracerversuchen – Checkliste	73
F	Meldeblatt für Markierversuche (BWG)	75

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1:	Ablaufschema für die Planung und die Durchführung eines Markierversuches	7
Abbildung 3.1:	Naphthionat-Analysen und «Pseudonachweise» mittels Synchronscan	29
Abbildung 3.2:	Dreidimensionale Darstellung einer modellierten Markierstoffverteilung zu drei ausgewählten Zeitpunkten	35
Abbildung 3.3:	Beispiel einer Tracerdurchgangskurve	36
Abbildung 3.4:	Beispiel einer Summenkurve	37
Abbildung 3.5:	Zwei Tracerdurchgangskurven mit identischer mittlerer Fliesszeit, aber unterschiedlich grossen Dispersionskoeffizienten	38
Abbildung A1:	Ablaufschema Risikoabschätzung	57
Abbildung A2:	Ausscheidung der Risikobereiche in homogenen Lockergesteins-Grundwasserleitern	58
Abbildung B1:	Gemessene Tracerdurchgangskurve	63
Abbildung B2:	Gemessene Tracerdurchgangskurve und berechnete Modellkurve	66
Abbildung B3:	Nachbildung einer Tracerdurchgangskurve durch Superposition von zwei Teilkurven	67
Abbildung E1:	Beispiel einer Situationsbeilage zu einem Tracerversuch	74

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1.1:	Einsatzmöglichkeiten der Tracertechnik in verschiedenen Aquifertypen	2
Tabelle 1.2:	Untersuchungsschwerpunkte beim Tracereinsatz in der Hydrogeologie	3
Tabelle 2.1:	Übersicht über die Fluoreszenztracer	12
Tabelle 2.2:	Technische Eignung der künstlichen Tracer in verschiedenen hydrogeologischen Bereichen	13
Tabelle 2.3:	Korrekturfaktoren α für den eingesetzten Markierstoff	21
Tabelle 2.4:	Anpassungsfaktor A für Aquiferverhältnisse	21
Tabelle 3.1:	Übersicht über die verschiedenen Analysenmethoden	27
Tabelle 3.2:	Praktische Nachweisgrenzen von Fluoreszenztracern unter günstigen Bedingungen (Synchronscan-Methode)	28
Tabelle 3.3:	«Stand der Technik» im Hinblick auf die in der Praxis erreichbaren «Praktischen Nachweisgrenzen» von Fluoreszenztracern	30
Tabelle 3.4:	Erläuterungen zu den wichtigsten Ergebnissen von Tracerversuchen und deren Anwendungsmöglichkeiten	32
Tabelle 3.5:	Erläuterungen zu den Begriffen «Advektion» und «hydrodynamische Dispersion»	34
Tabelle 3.6:	Überschlagsmässige Beurteilung der Rückgewinnungsrate in Lockergesteins-Grundwasserleitern	39
Tabelle 4.1:	Tracerverfahren zur Abflussmessung	45
Tabelle A1:	Definition der Risikobereiche	58
Tabelle B1:	Messwerttabelle	61

1 Einführung

1.1 Prinzipielle Hinweise

Im Jahre 1988 hat die Schweizerische Geologische Gesellschaft (Gruppe der Hydrogeologen) einen «Leitfaden für den Gebrauch künstlicher Tracer in der Hydrogeologie» herausgegeben (PARRIAUX et al. 1988). Das Schwergewicht dieses Leitfadens lag in der Beschreibung der Eigenschaften der gebräuchlichsten Tracer. Da dieser Leitfaden schon seit langem vergriffen ist, hat sich die Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie entschieden, eine neue Praxishilfe für den Gebrauch künstlicher Tracer in der Hydrogeologie herauszugeben.

Die Grundidee der Markiertechnik ist einfach und klar: Mit Hilfe eines Markierstoffes (engl. Tracer) wird Wasser markiert, um seine Ausbreitung verfolgen zu können. Seit langer Zeit leistet die Markiertechnik in praktisch allen Bereichen der angewandten Hydrologie und Hydrogeologie gute Dienste (Grundwasser, Flüsse, Seen, Gletscher, technische Systeme etc.). Zu den häufigsten tracerhydrologischen Fragestellungen zählen:

- Wohin fliesst das Wasser?
- Woher kommt das Wasser?
- Besteht zwischen zwei Punkten eine Verbindung?
- Wie breiten sich Stoffe im Wasser aus?

Der Schwerpunkt der vorliegenden Praxishilfe bildet der Tracereinsatz im Grundwasser. Die heutige gestellten Ansprüche bei der Untersuchung der Stoffausbreitung haben die Anforderungen für die Planung, Durchführung und Auswertung von Tracerversuchen deutlich ansteigen lassen. Deshalb will die vorliegende Praxishilfe einen Beitrag zur Steigerung der Qualität der Feldversuche liefern, indem Qualitätsstandards beispielsweise für die Nachvollziehbarkeit und die Dokumentation von Tracerversuchen definiert werden. Nicht zuletzt soll aber auch ein Beitrag zur weiteren Etablierung der Tracertechnik in der Hydrogeologie geleistet werden.

Die Praxishilfe richtet sich in erster Linie an praktisch tätige Fachleute im Bereich der Hydrogeologie. Die Publikation ist am ehesten als zusammenfassende Orientierung für Geologen, Hydrogeologen und Geotechniker ohne Spezialkenntnisse im Umgang mit Markierstoffen zu verstehen. Die Tracertechnik hat sich längst zu einem selbständigen Spezialgebiet entwickelt, so dass den meisten Anwendern empfohlen werden muss, sich bei der Durchführung von Tracerexperimenten rechtzeitig mit Spezialisten in Verbindung zu setzen. Es wird bewusst keine Vollständigkeit angestrebt. Die Praxishilfe liefert Lösungsansätze für die im beruflichen Alltag am häufigsten auftretenden Fragestellungen. Für weitergehende Informationen verweisen wir auf die im Kapitel 1.4 erwähnten Standardwerke und das Literaturverzeichnis. Als zweite wichtige Zielgruppe visiert die Publikation auftragvergebende Stellen wie Ämter des Bundes oder der Kantone sowie Wasserversorgungen an. Wünschenswert wäre, dass diese Stellen künftig die Durchführung von Tracerversuchen nach den Tracer-Richtlinien der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie verlangen werden.

Die Praxishilfe befasst sich mit den am häufigsten verwendeten, wasserlöslichen künstlichen Markierstoffen, insbesondere den fluoreszierenden Tracern. Nicht berücksichtigt sind radioaktive und aktivierungsanalytische Isotope sowie die natürlichen Wasserinhaltsstoffe (Umweltisotope

1 Einführung

etc.). Es soll aber nicht unerwähnt bleiben, dass aus der Kombination von natürlichen und künstlichen Tracern häufig ein sehr grosser zusätzlicher Informationsgewinn resultiert. Dies gilt speziell bei grossräumigen Untersuchungen, wo Isotopenanwendungen eher ein Langzeitbild ergeben, wogegen mit den Tracerexperimenten die Möglichkeit besteht, spezifische hydrologische Fragestellungen zu untersuchen.

Die Tracertechnik bietet die einmalige Gelegenheit, Teilespekte des Wasserkreislaufes am Objekt selbst zu studieren. Nicht zu unrecht wird deshalb unter Fachleuten die Auffassung vertreten, dass die Bedeutung von Tracerversuchen in der Hydrogeologie mit derjenigen der Röntgentechnik in der Medizin zu vergleichen sei. Häufig ist der Einsatz von künstlichen Tracern die einzige Möglichkeit, um einen Sachverhalt stichhaltig zu beweisen.

Aus all diesen Argumenten lässt sich ableiten, dass der Umgang mit künstlichen Markierstoffen ein hohes Mass an Wissen, Erfahrung und Verantwortungsbewusstsein verlangt. Tracerrückstände in schlecht durchlässigem Milieu oder unsachgemäß durchgeführte Versuche mit zu grossen Einspeisemengen können Einzugsgebiete über Jahrzehnte kontaminieren. Ein fachgemässer Umgang mit Tracern ist auch aus juristischen Gründen zwingend notwendig, denn die Gewässerschutzgesetzgebung verpflichtet, Verunreinigungen von Gewässern zu vermeiden. Generell sollte der Stand der Technik, wie er in dieser Praxishilfe umrissen ist, angewendet werden.

1.2 Einsatzmöglichkeiten

Die nachfolgenden Zusammenstellungen geben einen Überblick über die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten von Markierversuchen in der Hydrogeologie:

Tabelle 1.1: Einsatzmöglichkeiten der Tracertechnik in verschiedenen Aquifertypen

Aquifertypen	Einsatzmöglichkeiten der Tracertechnik in verschiedenen Aquifertypen
Karstgebiete	<ul style="list-style-type: none">▪ Regionale Erkundung der Grundwasserzirkulation▪ Erstellung konzeptioneller Modelle von Karstsystemen▪ Nachweis von Karstwasserwegen▪ Einzugsgebietsabgrenzung von Karstquellen
Lockergesteins-Grundwasserleiter	<ul style="list-style-type: none">▪ Regionale Untersuchungen des Grundwasserflusses▪ Abgrenzung von Einzugsgebieten▪ Abgrenzung der Eintragsgebiete von Schadstoffen▪ Ermittlung von Aquifer-Parametern▪ Experimentelle Simulation der Schadstoffausbreitung
Hangwasservorkommen und Kluftgrundwasserleiter	<ul style="list-style-type: none">▪ Nachweis von Fliesswegen in Festgestein▪ Untersuchung von wasserwegsamen Strukturen (Klüfte, Rinnen, Schichtgrenzen etc.)▪ Nachweis von bevorzugten Fliesswegen in Hangwasservorkommen (sog. Wasseradern)

Tabelle 1.2: Untersuchungsschwerpunkte beim Tracereinsatz in der Hydrogeologie

Untersuchungsschwerpunkte	Einsatzmöglichkeiten der Tracertechnik in der Hydrogeologie
Grundwasserfassungen / Quellen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abgrenzung der Fassungseinzugsgebiete ▪ Abklärung, ob ein bestimmter Standort im Einzugsgebiet einer Fassung liegt ▪ Erkennung der Anteile verschiedener Wässer
Grundwasserschutzzonen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abklärung, ob zwischen Eingabestelle und Fassung eine hydraulische Verbindung besteht ▪ Bestimmung von Fließzeiten bzw. Abstandsgeschwindigkeiten ▪ Ermittlung der Dimensionierungsgrundlagen bei Schutzzonen (Festlegung der Umgrenzungen der Zonen S2 bzw. S3)
Zuströmbereiche	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abgrenzung der Zuströmbereiche ▪ Abklärung, ob ein bestimmter Standort im Zuströmbereich einer Fassung liegt ▪ Grundlagenermittlung zur Wasserzirkulation im Untergrund
Gefährdungsabschätzungen / Störfallsimulationen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abklärung, ob zwischen einer Anlage/Baustelle und einer Fassung eine hydraulische Verbindung besteht ▪ Ermittlung von Interventionszeiten ▪ Überprüfung, ob Überwachungsmessstellen richtig platziert sind ▪ Ausmass-Abschätzungen im Rahmen von Risikoermittlungen ▪ Simulation der Auswirkung von Störfällen, bei denen wassergefährdende Flüssigkeiten ins Grundwasser gelangen
Altlasten / Verdachtsflächen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Untersuchung der Fließwege von Sickerwässern ▪ Überprüfung, ob Beprobungsmessstellen im Abstrom eines Standortes richtig platziert sind
Deponien	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abklärung, ob bestehende Deponien unterströmt werden ▪ Verifizierung der Sickerwege: gelangt das infiltrierende Meteorwassers zu den Sickerleitungen? ▪ Überprüfung der Dichtigkeit von Abdeckungen ▪ Standortevaluation für neue Deponien, z.B. Abklärung, ob der vorgesehene Standort im Einzugsgebiet von Fassungen liegt ▪ Überprüfung, ob Überwachungsmessstellen richtig platziert sind
Beziehung Oberflächen Gewässer / Grundwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nachweis und Lokalisierung von Infiltrations- und Exfiltrationsstrecken (wo gibt es Übertritte von Fluss- oder Bachwasser ins Grundwasser oder umgekehrt) ▪ Nachweis von Unterströmungen ▪ Abklärung, wo das Wasser aus «abflusslosen Seen» zu Tage tritt
Nachweis von «Fremdwasser»	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abklärung, ob und wieviel infiltrierendes Fluss- oder Bachwasser in eine Fassung gelangt ▪ Abklärung, ob das im Nahbereich versickernde Niederschlagswasser in die Quelle gelangt

1 Einführung

Bohrtechnik / Grundwasserbeobachtungsstellen	<ul style="list-style-type: none">▪ Überprüfung der Repräsentativität von entnommenen Grundwasserproben (durch das Markieren der Bohrspülung)▪ Überprüfung der Abdichtungen bei Multilevel-Brunnen
Expertengutachten bei Schadensfällen	<ul style="list-style-type: none">▪ Abklärung, woher das in ein Gebäude eingedrungene Wasser stammt (z.B. bei vernässten Kellern)
Ermittlung von Aquifer-Parametern / Grundwassermodellierung	<ul style="list-style-type: none">▪ Ermittlung von Inputparametern wie Abstandsgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten▪ Berechnung des Speichervolumens aus dem durchflossenen Hohlraumvolumen▪ Kalibrierung und Verifizierung von Strömungs- und Stofftransportmodellen▪ Überprüfung, ob die berechneten Strömungsrichtungen mit den experimentell nachgewiesenen Strömungsrichtungen übereinstimmen

Nachfolgend werden einige Anwendungsgebiete erwähnt, für welche die Tracertechnik nicht oder nur mit Einschränkungen geeignet ist:

Erbringung des Nachweises, dass keine hydraulische Verbindung besteht

Während der positive Nachweis einer hydraulischen Verbindung einen hieb- und stichfesten Beweis darstellt, gilt der Umkehrschluss nicht in jedem Falle. Aus einem negativ verlaufenen Tracerversuch kann also nicht zwingend geschlossen werden, dass keine hydraulische Verbindung zwischen den beiden untersuchten Stellen existiert. Möglicherweise ist das negative Resultat auf eine zu kurze Beprobungsdauer, eine ungeeignete Tracerwahl, eine zu kleine Einspeisemenge, eine ungeeignete Analytik oder ungünstige Witterungsverhältnisse zurückzuführen. Durch entsprechende Erfahrung und optimale Versuchsdurchführung kann die Unsicherheit aber minimiert werden.

Simulation des Austrages von flüssigen Stoffen

Aus den oben erwähnten Gründen kann durch die Simulation des Stoffaustrages mittels Tracern generell kein Unbedenklichkeitsbeweis erbracht werden. In der Regel sind Markierversuche ungeeignet, um das Ausbringen von flüssigem Hofdünger zu simulieren. Im Kapitel 4.4 wird auf die Besonderheiten und Einschränkungen von Markierversuchen im ungesättigten Milieu eingegangen. Aufgrund der dortigen Ausführungen wird klar, dass das Erzielen eines positiven Nachweises durch Verteilung von Markierstoffen über grössere Flächen nur selten gelingt. Eine allfällige Kompensation der im Kapitel 4.4 aufgezeigten Schwierigkeiten durch massiv erhöhte Einspeisemengen würde einen klaren Verstoss gegen die Regeln der «guten Praxis» darstellen und ist deshalb abzulehnen. Zur Lösung derartiger Fragestellungen können in einigen Fällen natürliche Tracer herangezogen werden.

Verwendung von Fluoreszenztracern in Abwassersystemen

Im Hinblick auf den verantwortungsbewussten Umgang mit den wenigen - für hydrogeologische Zwecke geeigneten – fluoreszierenden Tracern soll deren Einsatz in Abwassersystemen vermieden werden (vgl. dazu die Ausführungen im Kapitel 4.5).

1.3 Aufgaben der Fachstellen

Tracer-Rückstände früherer, insbesondere nicht fachgerecht ausgeführter Markierversuche mit den wenigen, universell anwendbaren Tracern können spätere Versuche stören und ihre Ergebnisse verfälschen. Zur Vorbereitung von Markierversuchen gehört deshalb unter anderem die Klärung der folgenden Fragen:

- Sind im Untersuchungsgebiet bereits Markierversuche durchgeführt und dokumentiert worden?
- Findet im Untersuchungsgebiet zur gleichen Zeit ein anderer Markierversuch statt?

► Aufruf zur Nutzung der «Zentralen Koordinationsstelle für Markierversuche im Grundwasser»

Das Bundesamt für Wasser und Geologie in Bern betreibt seit 1984 in Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie eine «Zentrale Koordinationsstelle für Markierversuche». Die Adresse lautet:

Bundesamt für Wasser und Geologie BWG
 Landesgeologie
 Zentrale Koordinationsstelle für Markierversuche
 3003 Bern-Ittigen
 E-Mail: tracer@bwg.admin.ch
 Internet: www.bwg.admin.ch

Diese Meldestelle bietet einfach auszufüllende Formulare an, mit welchen die wichtigsten Informationen frühzeitig vor dem geplanten Markierversuch gemeldet werden sollen (Untersuchungsgebiet, Ausführungsdatum, Markierstoff etc.)¹. Die Formulare sind der Koordinationsstelle per E-mail, Fax oder Post einzureichen. Die Koordinationsstelle meldet den Versuch automatisch der kantonalen Fachstelle². Sie prüft, ob in der Gegend ein anderer Versuch gemeldet ist und teilt innert nützlicher Frist das Ergebnis dieser Prüfung dem Fragesteller mit. Die Meldung von geplanten Markierversuchen ist freiwillig, es gilt das Prinzip der Gegenseitigkeit. Es wird dringend empfohlen, diesen Service zu nutzen. Die Meldungen der Markierversuche werden beim BWG archiviert. Somit stehen allen Interessierten Informationen über früher im Untersuchungsgebiet durchgeführte Markierversuche zur Verfügung.

► Aufruf zur weitergehenden Dokumentation und Archivierung von Markierversuchen

Geeignete Vorinformationen sind bei der Planung neuer Versuche von grossem Nutzen. Dazu gehört auch eine Übersicht über die bisher im Arbeitsgebiet durchgeföhrten Versuche. Die Möglichkeit, allenfalls unter Verzicht auf eigene Markierungen auf vorliegende Untersuchungsergebnisse zurückgreifen zu können, setzt sowohl eine Qualitätsprüfung der archivierten Unterlagen wie auch Ordnung und gute Zugänglichkeit der Daten voraus. Die meisten Kantone betreiben bereits eine geologische Dokumentationsstelle, in welcher auch die Ergebnisse von Markierversuchen enthalten sind. Sehr zu empfehlen ist auch die Nutzung der «Geologischen Informationsstelle» des Bundesamtes für Wasser und Geologie³. Damit die archivierten Unterlagen eine brauchbare Aussagekraft erhalten, regt die Arbeitsgruppe an, dass auftragvergebende Stellen (insbesondere die öffentliche Hand bei eigenen oder subventionierten Projekten) die Dokumen-

¹ Im Anhang F findet sich eine Kopiervorlage des BWG-Meldeblattes für Markierversuche, auch verfügbar unter www.bwg.admin.ch

² Die ständig aktualisierte Liste der kantonalen Fachstellen ist auf der BWG-Homepage verfügbar.

³ Bei der Geologischen Informationsstelle des Bundesamtes für Wasser und Geologie ist jederzeit die Einreichung von unveröffentlichten geologischen Berichten auf freiwilliger Basis willkommen. Selbstverständlich kann dieses Archiv auch für eigene Arbeiten konsultiert werden.

1 Einführung

tation der Markierversuche nach dem im Kapitel 3.3 bzw. Anhang E definierten Standard verlangen sollen.

☞ Aufruf zur Veranlassung von Anschlussprogrammen

Die kantonalen Fachstellen werden durch das Bundesamt für Wasser und Geologie über die gemeldeten Markierversuche informiert. Dadurch ist es den Kantonen möglich, aus regional-hydrogeologischer Sicht wichtige Versuche durch ergänzende Messungen zu erweitern und damit den Nutzen eines Markierversuches zu steigern. Durch sogenannte «Anschlussprogramme» kann beispielsweise eine bessere geographische Abdeckung des Probenahmeperimeters bewirkt werden (besonders wichtig im Karst). Oder anlässlich von Versuchen in Oberflächengewässern können flussnahe Grundwasserfassungen beprobt werden, um an Informationen über den Uferfiltratanteil und Interventionszeiten zu gelangen. Bei grösseren Projekten empfiehlt sich eine möglichst frühzeitige Absprache mit den kantonalen Fachstellen.

1.4 Weiterführende Literatur

Als aktuelle Standardwerke im deutsch- und englischsprachigen Raum gelten die zwei folgenden Werke von Werner Käss:

- KÄSS W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 9. 519 S., 234 Abb., 28 Tab., Anhang; Berlin, Stuttgart (Borntraeger Verlag).
- KÄSS W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. 581 S., Rotterdam, Brookfield (A.A.Balkema).

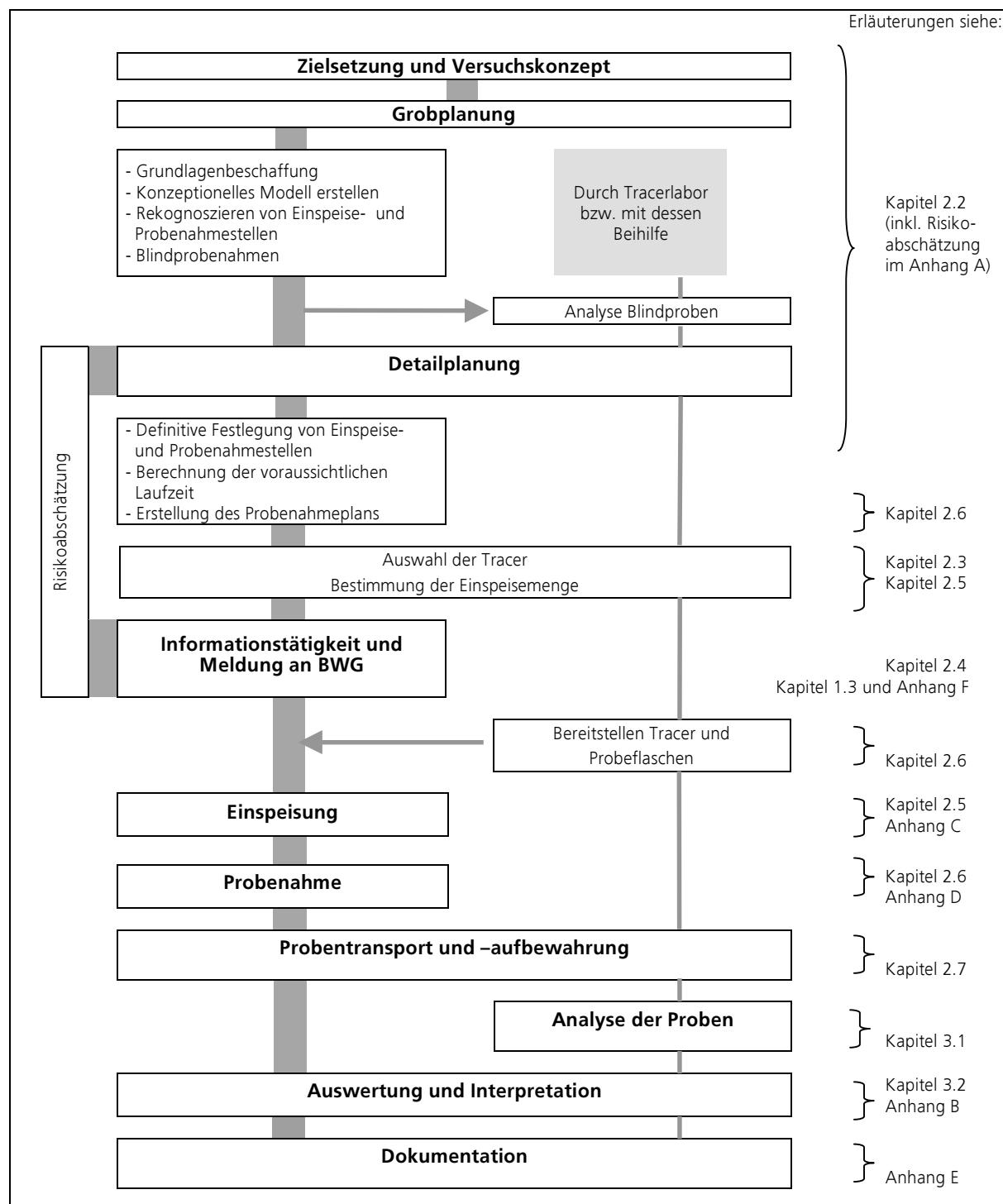
Der Band «Geohydrologische Markierungstechnik» gliedert sich in die folgenden Hauptkapitel: Markierungsmittel bzw. Tracer (282 Seiten); Vorbereitung und Durchführung von Markierversuchen (25 Seiten); Auswertung von Markierversuchen (38 Seiten); Anwendungs- und Auswerterebeispiele (97 Seiten); Literaturverzeichnis (30 Seiten). Bei der englischen Version handelt es sich um eine in vielen Teilen aktualisierte und ergänzte Übersetzung der deutschsprachigen Version. Unter anderem wurde das Kapitel über die Auswertung von Tracerversuchen deutlich ausgebaut. Die beiden Standard- und Nachschlagewerke richten sich in erster Linie an Spezialisten aus Wissenschaft und Praxis in Hydrogeologie und Wasserwirtschaft. Sie bringen aber auch den weniger erfahrenen Personen wertvolle Hinweise, sofern sie an tiefergehenden Informationen interessiert sind.

Schliesslich sei auf die «Association of Tracer Hydrology ATH» hingewiesen, da in diesem Arbeitskreis die methodischen Entwicklungen der Tracerhydrologie massgeblich gesteuert werden. Die Arbeiten sind meist in den "Beiträgen zur Hydrogeologie" veröffentlicht (vgl. Literaturverzeichnis unter ATH).

2 Versuchsvorbereitung und –durchführung

2.1 Überblick

Abbildung 2.1: Ablaufschema für die Planung und die Durchführung eines Markierversuches



2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

Wie die Abbildung 2.1 zeigt, geht jeder Versuchsdurchführung eine gut strukturierte, in Etappen gegliederte Planung voraus. Die Tracertechnik hat sich längst zu einem selbständigen Spezialgebiet entwickelt, in welchem Fachwissen, Technik und Erfahrung die Erfolgsgaranten darstellen. Aus diesem Grund wird den weniger erfahrenen Anwendern empfohlen, sich für die Planung und Durchführung von Tracerversuchen rechtzeitig mit Spezialisten in Verbindung zu setzen. Die Spezialisten beraten die Anwender und helfen ihnen, die geeigneten Tracer zu wählen, die richtigen Einspeisemengen zu bestimmen und die notwendigen Vorkehrungen für die Probenahme zu treffen.

2.2 Allgemeines zur Versuchsplanung

2.2.1 Versuchsziel, Grobkonzept und Grundlagenbeschaffung

Um die Vorbereitung eines Markierversuches gezielt anzugehen, soll zu Beginn der Arbeiten die Aufgabenstellung analysiert und das Versuchsziel klar definiert werden. Dabei sind die folgenden Fragen zu beantworten:

- Welcher Sachverhalt soll geklärt werden?
- Welches ist die zweckmässigste Versuchsanordnung zur Nachbildung dieses Sachverhaltes?

Als Grundlage für die Versuchsplanung sind die vorhandenen geologischen und hydrogeologischen Unterlagen auszuwerten. Dabei sind die folgenden Dokumente von besonderem Interesse:

- Unterlagen zur regionalen Geologie, Hydrogeologie und Hydrologie
- Berichte früherer Markierversuche
- Plangrundlagen mit den Standorten von Grundwassermessstellen, Grundwasserpumpwerken bzw. Quellen sowie zugehörige Stammdaten
- Fassungspläne der potentiellen Probenahmestellen
- Auszug aus dem Melderegister der Markierversuche des Bundesamtes für Wasser und Geologie für die letzten Jahre (vgl. Kapitel 1.3). Dabei soll das ganze hydrogeologische Einzugsgebiet betrachtet werden.

Anhand dieser Dokumente sind die folgenden Punkte zu klären:

- Regionale Grundwasserfließverhältnisse
- Sinnvollste Einspeisestellen aus hydrogeologischer Sicht
- Geeignete Probenahmestellen aus hydrogeologischer Sicht
- Feststellung von Fassungen und Gewässern, die durch den Markierversuch möglicherweise tangiert werden
- Abschätzung, ob von früheren Markierversuchen Restkontaminationen im Grundwasser vorhanden sein könnten.

2.2.2 Feldbegehung

Die Feldbegehung dient der praktischen Versuchsvorbereitung. Dabei stehen die folgenden Aspekte im Vordergrund:

- Rekognoszierung der Einspeisestellen
 - Eignungsprüfung der für das Einbringen der Markierstoffe vorgesehenen Stellen
 - Zugänglichkeit (auch im Hinblick auf mögliche Flurschäden)
 - Abklärung, ob das nötige Wasser für die Vor- und Nachspülung angeliefert werden kann

- Rekognoszierung und Vorbereitung der Probenahme
 - Festlegung der genauen Probenahmestellen (bei Fassungen ist sicherzustellen, dass Rohwasser vor einer eventuellen Aufbereitung (z.B. Chlorung) beprobt werden kann)
 - Bei Piezometerrohren ist zu prüfen, ob das Rohr durchströmt wird. Verstopfte Rohre müssen saniert werden.
 - Überprüfung der Einrichtungen zur Messung von Wasserstand, Entnahmleistung bzw. Quellschüttung
 - Kontaktierung und Instruktion der für die Probenahme verantwortlichen Person
 - Festlegung des Beprobungsintervalls
 - Bestimmung des Raumes, in welchem die Proben zwischengelagert werden können (dunkel und frostfrei)
 - Sicherstellen, dass kein Kontaminationsrisiko vorliegt oder keine Verwechslungen entstehen können
 - Entnahme von ersten Blindproben
- Erfassen der lokalen geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse und Überprüfung der wichtigsten Angaben aus den konsultierten Dokumentationen.

2.2.3 Abschätzung der voraussichtlichen Fliesszeit

Unter anderem als Grundlage für die Festsetzung der Beprobungsdauer muss die voraussichtliche Fliesszeit der Markierstoffe zwischen den Einspeisestellen und den Probenahmestellen abgeschätzt werden. Das sinnvollste Vorgehen variiert dabei je nach hydrogeologischem Umfeld.

In Lockergesteinsgrundwasserleitern kann eine grobe Abschätzung der mittleren Fliesszeit nach der Formel von Darcy vorgenommen werden:

$$v = \frac{k \cdot i}{n_e}$$

Parameter:	v	=	mittlere Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
	k	=	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
	i	=	hydraulischer Gradient
	n_e	=	nutzbare Porosität des Grundwasserleiters

Bei der Anwendung dieser Formel gilt es zu beachten, dass die maximale Abstandsgeschwindigkeit infolge von Inhomogenitäten der Durchlässigkeit häufig um den Faktor 2 bis 4 grösser ist, als die mit der Formel berechnete mittlere Abstandsgeschwindigkeit. In Einzelfällen können bis zu 10 mal schnellere maximale Geschwindigkeiten auftreten.

In Festgestein- und Karstgrundwasserleitern kann die voraussichtliche Transportzeit gegebenenfalls anhand von früheren Markierversuchen abgeschätzt werden.

Oft lassen sich die Laufzeiten nur unzureichend abschätzen. Wenn präferentielle Fliesswege (z.B. Klüfte, Ablagerungen ehemaliger Flussläufe, Drainagen etc.) vorliegen, sind wesentlich höhere Geschwindigkeiten möglich. Wird jedoch in einen schlecht durchlässigen Aquiferbereich eingespiesen, muss unter Umständen länger als erwartet auf den Durchgang des Tracers gewartet werden. In Karst- und Festgestein-grundwasserleitern können ferner, je nach Witterungsverhältnissen, sehr unterschiedliche Laufzeiten auftreten.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

2.2.4 Risikoabschätzung

Auch bei Markierversuchen können «unerwünschte Nebenwirkungen» auftreten. Überraschend auftretende Verfärbungen von Trinkwasser führen meist zu einem unliebsamen Nachspiel. Auch bei Brauchwasserentnahmen von sensiblen Betrieben (z.B. in der Textil- oder Papierindustrie) ist hinsichtlich der maximal tolerierbaren Tracerkonzentrationen Vorsicht geboten. Fallweise lohnt es sich also, eine Beurteilung von möglichen Schäden, die als Folge eines Markierversuches auftreten können, durchzuführen. Bei der Risikoabschätzung sind in erster Linie die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

- Verfärbung von Brauchwasser oder Produkten in sensiblen Betrieben
- Verfärbung von Trinkwasser
- Verfärbung von Oberflächengewässern

Neben materiellen Risiken sollen auch immaterielle Risiken berücksichtigt werden. Unvorsichtiges Vorgehen könnte beispielsweise eine versehentliche Alarmierung der Wehrdienste oder negative Pressemeldungen zur Folge haben. Weitere Hinweise zur Risikoabschätzung finden sich im Anhang A.

2.3 Wahl der Markierstoffe

2.3.1 Allgemeines

Im Folgenden werden nur jene künstlichen Tracer behandelt, welche relativ einfach in der Anwendung sind und bei der Mehrzahl der praktischen hydrogeologischen Fragestellungen zur Lösung beitragen können. Auf die radioaktiven und aktivierbaren Tracer wird nicht eingegangen. Einen umfassenden Überblick über die zur Verfügung stehenden künstlichen Markierstoffe liefern die tracerhydrologischen Lehrbücher von KÄSS (1992 und 1998).

Künstliche Markierstoffe müssen verschiedenste Anforderungen erfüllen, um den Bedürfnissen der Tracerhydrologie gerecht zu werden. Der ideale hydrologische Tracer repräsentiert die Wasserbewegung, d.h. er zeigt annähernd das gleiche Fließverhalten wie das Transportmedium Wasser. Aus diesem Grund sind die folgenden Eigenschaften gefordert:

- Chemische Stabilität
- Möglichst geringe Sorptionstendenz
- Gute Wasserlöslichkeit

Dazu kommen wichtige praktische Anforderungen:

- Unbedenklich für Mensch, Tier und Pflanzen (Biozönose)
- Quantitativ gut erfassbar
- Keine oder nur geringe Grundlast im Wasser
- Tiefe Nachweisgrenze
- Kostengünstig (Markierstoff und Analytik)

Die Suche nach einem Stoff, der alle Anforderungen hundertprozentig erfüllt, ist vergeblich. Den idealen Tracer gibt es nicht. Deshalb hängt die Wahl des Tracers stark von der Fragestellung und der hydrogeologischen Situation ab. Bei Multitracerversuchen (gleichzeitiger Einsatz von mehreren Tracern) spielen zusätzlich traceranalytische Aspekte eine wesentliche Rolle. Es wird empfohlen, das Tracerlabor möglichst frühzeitig für eine Beratung einzubeziehen. Bei Markierversuchen gilt stets der Grundsatz, dass die Tracermengen wie auch die Anzahl der eingesetzten Tra-

cer möglichst niedrig zu halten sind. Die zu erwartenden Austrittskonzentrationen und die Belastungsdauer sollen möglichst gering bzw. kurz sein. Die nachfolgend beschriebenen künstlichen Tracer lassen sich in die folgenden Stoffgruppen unterteilen:

Wasserlösliche Markierstoffe

- Fluoreszenztracer (Kap. 2.3.2)
- Salze (Kap. 2.3.3)

Partikeltracer

- Bakteriophagen (Kap. 2.3.4 und 4.6)
- Fluoreszierende Mikrokügelchen, sog. «Mikrosphären» (Kap. 2.3.4)
- Lycopodium-Sporen (unberücksichtigt)

Die wichtigste Gruppe ist jene der Fluoreszenztracer, weil diese Markierstoffe in der Regel am besten nachweisbar und am einfachsten in der Handhabung sind. Bei über 95 Prozent der in den letzten 10 Jahren beim Bundesamt für Wasser und Geologie gemeldeten Markierversuche gelangten Fluoreszenztracer zum Einsatz. Salze oder Partikeltracer eignen sich als zusätzliche Markierstoffe bei Multitracerversuchen, bei speziellen Fragestellungen (z.B. Untersuchung des Transportverhaltens von partikulären Stoffen) oder wenn unter keinen Umständen eine Wasserverfärbung in Kauf genommen werden darf.

2.3.2 Fluoreszenztracer

Es existiert wohl eine grosse Zahl von fluoreszierenden Stoffen, aber nur wenige davon erfüllen die Anforderungen für hydrogeologische Markierstoffe. Die Tabelle 2.1 gibt einen Überblick über die in Frage kommenden Fluoreszenztracer mit ihren wichtigsten Eigenschaften. Fluoreszenzfarbstoffe werden z.T. unter verschiedenen Handelsnamen vertrieben.

Tabelle 2.1: Übersicht über die Fluoreszenztracer

Bezeichnung (Synonyme in Klammern)	Colour Index C.I.	Spektrum Anregung / Emission [nm] ⁴	Toxikologische Bewertung ⁵	Nachweis-grenze	Retardation (infolge reversibler Sorption) - = gering - - = gross	Tracer-Rückgewinnung ++++ = gross + = klein	Verhältnis Tracerqualität / Preis ⁶ ++++ = sehr gut + = schlecht	Besondere Eigenschaften	Bemerkungen (siehe auch Ausführungen in Kapitel 2.3.2)
Uranin (Fluorescein-Natrium) (Na-Fluorescein)	45350	490 / 515	unbedenklich	++++ +++ = sehr gut + = mässig	-	++++	++++	Oxidationsmittel können Uranin zerstören (z.B. Chlor, Ozon)	gesamthaft gesehen bester Tracer
Eosin (Eosin gelblich) (Basacid Rot 316)	45380	512 / 537	unbedenklich	+++	--	+++	+++	hohe Lichtempfindlichkeit	nicht gemeinsam mit Bromid einsetzen
Naphthionat (Natrium-Naphthionat) (Naphthionsäure Na-Salz)		323 / 418	unbedenklich	+	-	++	++	hoher Messuntergrund	
Amidophodamin G (Sulfophodamin G extra)	45220	530 / 555	unbedenklich	+++	---	+	++		
Sulfophodamin B (Duasynsäure-Rhodamin B 01, Amidophodamin B)	45100	561 / 586	ötotokologisch bedenklich	++	---	++	++		Einsatz in Oberflächengewässern einschränken
Rhodamin B (Basazolrot 71 L)	45170	551 / 576	nicht zu empfehlen	+++	---	+	+	sehr starke Sorption	nicht mehr verwenden
Rhodamin WT (Acid red 388)		558 / 583	nicht zu empfehlen	++	---	+	+		nur noch in Ausnahmefällen einsetzen
Pyranin	59040	460 / 512	unbedenklich	++	-	+	++	schlechte Rückgewinnung	
Duasyn Duasyn Fluoreszenzgelb T		449 / 474		++	--	++	++		Produkt wird nicht mehr hergestellt
Tinopal (Γ -CBS-X, Γ -ABP flüssig)		346 / 435	unbedenklich	+	---	+	+	hoher Messuntergrund	

⁴ Wellenlängen, bei welchen mit der Synchronscan-Methode das maximale Fluoreszenzsignal auftritt (je nach Gerätetyp sind leichte Abweichungen möglich).

⁵ UMWELTBUNDESAMT 1997, Arbeitskreis «Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern» und BEHRENS et al. 2001.

⁶ Beurteilung der Tracerqualität aufgrund der Nachweisempfindlichkeit und Tracermobilität (Transportverhalten im Grundwasser)

Tabelle 2.2: Technische Eignung der künstlichen Tracer in verschiedenen hydrogeologischen Bereichen

Bewertung:

- ++** Gut
- +** Befriedigend
- 0** Generell wenig geeignet, bei günstigen Bedingungen ist der Einsatz möglich
- Nicht zu empfehlen

Tracer	Karstgrundwasser		Porengrundwasser		Kluftgrundwasser	Bach-/ Flussinfiltration
	Eingabe mit direkter Verbindung ins Karstgrundwasser	Eingabe mit diffuser Verbindung ins Karstgrundwasser	Eingabe direkt ins Grundwasser	Eingabe im ungesättigten, gut durchlässigen Bereich		
Uranin	++	++	++	++	++	++
Eosin	++	++	++	+	+	+
Naphthionat	++	+	++	+	0	+
Amidorrhodamin G	++	+	+	0	0	0
Sulforrhodamin B	++	+	+	0	0	0
Pyranin	++	+	+	0	0	-
Duasyn ⁷	++	+	+	0	0	-
Tinopal	+	0	0	-	-	-
Chlorid	++	+	++	0	-	-
Bromid	++	+	++	0	-	-
Lithium	++	0	+	-	-	-
Borax	+	0	0	-	-	-
Bakteriophagen	++	+	+	0	0	-
Mikrosphären	+	0	0	-	-	-

⁷ Produkt wird nicht mehr hergestellt.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

► Aufruf zur Verwendung von einheitlichen Bezeichnungen für die Fluoreszenztracer

Wir empfehlen, die in der Tabelle 2.1 in Fettschrift aufgeführten Bezeichnungen zu verwenden. Diese Namen haben sich unter den Tracerfachleuten und in der Literatur allgemein durchgesetzt.

Weiter findet sich in der Tabelle 2.2 eine Beurteilung der technischen Eignung der künstlichen Tracer in den verschiedenen hydrogeologischen Bereichen.

Uranin ist aufgrund seiner sehr hohen Nachweisempfindlichkeit, der geringen Sorptionsneigung und des relativ niedrigen Preises der am besten geeignete und auch am häufigsten eingesetzte Fluoreszenztracer. Unter günstigen Bedingungen können in optisch reinem Grundwasser Nachweisgrenzen bis 0.001 ppb erreicht werden (entspricht 0.001 µg/l bzw. einem Massenanteil von 1 : 10¹²). Nähere Angaben zu den Nachweisgrenzen finden sich im Kapitel 3.1.2. Die Sichtbarkeitsgrenze der Fluoreszenztracer ist hauptsächlich von der Schichtmächtigkeit des Wassers abhängig. In einem weiss gekachelten Wasserreservoir können Uranin-Konzentrationen von wenigen ppb bereits schwach sichtbar sein. In einer gefüllten Badewanne liegt diese Grenze bei etwa 10 ppb und in einer Wasserprobe (1 Liter) bei etwa 70 ppb. Die hier angegebenen Sichtbarkeitsgrenzen können als Richtwerte auch auf die anderen farbigen Fluoreszenztracer übertragen werden. Wie einige andere Fluoreszenzfarbstoffe ist auch Uranin lichtempfindlich, was bei Grundwassermarkierungen aber nur bezüglich der Probenentnahme und aufbewahrung von Bedeutung ist (vgl. Kapitel 2.6 und 2.7). In sauren Wässern mit pH-Werten unter 5.5 erhält Uranin deutlich sorptive Eigenschaften, weil eine Änderung in der Molekülstruktur erfolgt. Durch Oxidationsmittel wie Chlor, Chlordioxid oder Ozon, welche häufig bei der Trinkwasser-aufbereitung verwendet werden, wird Uranin zerstört.

Eosin ist ebenfalls ein guter Tracer, wobei allerdings eine etwas höhere Sorptionsneigung als bei Uranin festzustellen ist. Auf längeren Versuchsdistanzen oder bei geringer Durchlässigkeit des Aquifers schneidet Eosin im Vergleich zu Uranin etwas schlechter ab. Andererseits ist die Fluoreszenz von Eosin weniger pH-empfindlich als jene von Uranin. Wegen seiner hohen Lichtempfindlichkeit ist Eosin für den Einsatz in Oberflächengewässern nicht geeignet. Der gleichzeitige Einsatz von Eosin und Uranin kann zu analytischen Schwierigkeiten führen, weil sich die beiden Farbstoffe bei der Fluoreszenzmessung gegenseitig stören.

Naphthionat fluoresziert im Blaubereich, wo je nach optischer Reinheit des Wassers ein mehr oder weniger hoher, störender analytischer Messuntergrund auftritt. Deshalb besitzt Naphthionat eine wesentlich schlechtere Nachweisempfindlichkeit als die oben aufgeführten Tracer. Oft werden diese Eigenschaften des Naphthionates zu wenig beachtet, was zu unsicheren Ergebnissen führen kann. Im Vergleich zu Uranin sollten 10 bis 20 mal grössere Einspeisemengen eingesetzt werden. Naphthionat eignet sich hauptsächlich für kurze Versuchsdistanzen und für Einspeisungen direkt ins Grundwasser. Bei Impfungen in die ungesättigte Zone muss von Naphthionat abgeraten werden. Bei mehreren Feldversuchen im Porengrundwasser wurde im direkten Vergleich mit Uranin eine signifikant geringere Naphthionat-Rückgewinnung festgestellt. Diese Tatsache lässt vermuten, dass Naphthionat einer irreversiblen Sorption oder einem Abbau unterliegt. Andererseits wurde Naphthionat in diesen Versuchen etwas schneller transportiert als Uranin. Vorteilhaft ist, dass Naphthionat bis in einen hohen Konzentrationsbereich hinein farblos bleibt (bis etwa 10'000 ppb). Das Risiko einer Trinkwasser-Verfärbung ist somit äusserst gering. Für den Naphthionat-Nachweis ist die Aktivkohle-Methode schlecht geeignet.

Rhodamin-Farbstoffe: Alle Stoffe aus der Gruppe der Rhodamine unterliegen mehr oder weniger stark der Sorption. Besonders deutlich zeigt sich die Sorption beim Rhodamin B, bei welchem auch noch ungünstige toxikologische Eigenschaften hinzukommen. Deshalb sollte Rhodamin B nicht mehr als hydrologischer Tracer verwendet werden. Auch Rhodamin WT ist wegen genotoxischer Eigenschaften als Markierstoff nicht zu empfehlen. Amidorhodamin G und Sul-

forhodamin B sind humantoxikologisch unbedenklich. Aufgrund der Sorptionsneigung kommen aber beide Stoffe im Porengrundwasser nur bei gut durchlässigen Aquiferen und auf kurzen Distanzen in Frage. In Oberflächengewässern sollte Sulforhodamin B wegen ökotoxikologischer Bedenken nur in Ausnahmefällen und in möglichst geringen Mengen eingesetzt werden.

Pyranin wird in der Praxis nicht allzu oft verwendet. Der Grund liegt vor allem in der mässigen Nachweisgrenze, der schlechten Tracerrückgewinnung und in der aufwendigen Analytik bei gleichzeitiger Anwesenheit von Uranin. Im Gegensatz zu Uranin kann Pyranin auch in saurem Milieu eingesetzt werden. In der Literatur wird verschiedentlich auf das quasi ideale Transportverhalten von Pyranin hingewiesen. Als ungünstig erweist sich aber die generell tiefe Pyranin-Rückgewinnung. Als Ursache werden Abbauprozesse vermutet.

Duasyn (Duasyn-Fluoreszenzgelb T) fluoresziert in einem Wellenlängenbereich, welcher nicht durch andere Tracer abgedeckt wird. Unseres Wissens wird dieses Produkt seit einigen Jahren nicht mehr hergestellt. Wir erwähnen es aber trotzdem, da Duasyn aus alten Lagerbeständen vereinzelt noch eingesetzt wird. Es handelt sich um einen gelben Fluoreszenzfarbstoff, welcher z.B. in gelben Leuchtstiften enthalten ist bzw. war. Bezuglich Nachweisempfindlichkeit und Mobilität im Grundwasser ist dieser Tracer etwa mit Sulforhodamin B vergleichbar. Für kurze Versuchsdistanzen in gut durchlässigen Porenaquiferen hat sich Duasyn durchaus bewährt.

Tinopal gehört zu den optischen Aufhellern, welche zur Aufhellung von Textilien und Papier verwendet werden. Auch in Waschmitteln sind derartige Stoffe enthalten. Aufgrund der relativ starken Sorption ist Tinopal allenfalls für gute Verbindungen im Karst verwendbar. Der hohe analytische Messuntergrund erfordert grosse Einspeisemengen. Heute setzt man anstelle von Tinopal das ebenfalls im Blaubereich fluoreszierende Naphthionat ein, welches bedeutend bessere Tracereigenschaften aufweist.

Lissamin FF, C.I. 56205: Die Namensgebung für Lissamin und Lissamin-ähnliche Stoffe ist verwirrend (vgl. Synonyme in KÄSS 1992, S.42). Es erstaunt deshalb nicht, dass auch heute noch gelegentlich «Lissamin» eingesetzt wird, obwohl dieses Produkt seit vielen Jahren nicht mehr hergestellt wird. Die Fluoreszenzintensität von Lissamin FF ist sehr gering (nur 1.6 % im Vergleich zu Uranin). Entsprechend schlecht ist die Nachweisempfindlichkeit. Dies gilt auch für die Lissamin-ähnlichen Stoffe wie z.B. Amidoflavin oder Diphenyl Brilliant Flavin 7 GFF. Alle diese Farbstoffe sind als hydrogeologische Tracer schlecht geeignet.

2.3.3 Salze

Die Salze gehören zu den klassischen Markierstoffen. Bis Ende der 50er Jahre war Natriumchlorid praktisch der einzige Tracer, der eine quantitative Versuchsauswertung ermöglichte. In der heutigen Praxis stellen die Salze eine gelegentliche Ergänzung zu den Fluoreszenztracer dar. Weil die Kationen im Grundwasser Sorptions- und Ionenaustauschprozessen unterliegen, werden in erster Linie die Anionen für die Tracermessungen benutzt. Nachteilig für Salztracer sind die - im Vergleich zu den Fluoreszenzstoffen - wesentlich schlechteren Nachweisgrenzen und vor allem die geogenen und anthropogenen Grundlasten (u.a. Wintersalzung). Dies erfordert hohe Einspeisemengen, was nicht nur einen grösseren Aufwand bedeutet, sondern auch physikalisch-chemisch bedingte Veränderungen des natürlichen Fließverhaltens zur Folge haben kann. Im Weiteren muss auch eine mögliche toxische Wirkung hoher Salzkonzentrationen auf Wasserorganismen in Betracht gezogen werden. Bei Salztracer ist der analytische Aufwand allgemein etwas höher als bei Fluoreszenztracer. In der Praxis werden die folgenden Salze gelegentlich als hydrologische Markierstoffe eingesetzt:

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

- Natriumchlorid (NaCl, Kochsalz)
- Bromid als Kaliumbromid (KBr) oder Ammoniumbromid (NH_4Br)
- Kaliumiodid (KI)
- Lithiumchlorid (LiCl)
- Borax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)

Natriumchlorid: Aufgrund seiner chemisch konservativen Eigenschaften ist das Chlorid ein guter Tracer. Die hohen natürlichen Grundlasten erfordern jedoch - im Vergleich zu Fluoreszenztracern - eine etwa 10'000-mal höhere Einspeisemenge. Im Porengrundwasser ist eine Momentaneinspeisung solcher Mengen in der Regel nicht möglich. Kochsalz kommt nur bei sehr gut durchlässigen Porenaquiferen ($k > 10^{-2} \text{ m/s}$) und gleichzeitig kurzen Versuchsdistanzen (< 200 m) in Frage. Aber auch im Karst sind die Einsatzmöglichkeiten von Natriumchlorid wegen der oftmals grossen Verdünnungen und der schwankenden Grundlast eng begrenzt. Geeignet ist das Kochsalz für Abflussmessungen nach dem Tracerverdünnungsverfahren in Bächen und kleinen Flüssen mit turbulentem Fliessverhalten (vgl. Kapitel 4.2).

Bromid wird bei Forschungsprojekten zum Transport von gelösten Stoffen im Grundwasser relativ häufig als konservativer Referenztracer eingesetzt. Die Transportgeschwindigkeiten von Bromid können höher sein als jene von Tritium, weil sich der Bromidtransport auf die gröberen Poren beschränkt. Tritium hingegen diffundiert auch in kleinste Poren hinein. Bezuglich der praktischen Anwendungsmöglichkeiten von Bromid gilt fast das gleiche wie für Chlorid. Die notwendigen Einspeisemengen (Kaliumbromid) sind etwa 3'000 bis 5'000 mal höher als bei den Fluoreszenztracern. Bromid selbst ist toxikologisch unbedenklich. Bei der Trinkwasseraufbereitung durch Chlorierung oder Ozonierung können jedoch aus Bromid unerwünschte Stoffe entstehen. Eine Anwendung im Grundwasserbereich soll deshalb nur dann erfolgen, wenn die Entstehung derartiger Stoffe ausgeschlossen werden kann. Bei Multitracerversuchen sind Interferenzen mit Eosin zu beachten.

Iodid ist chemisch instabil, insbesondere in organisch belastetem Grundwasser. Deshalb ist Iodid nur für kurze Fliessstrecken bzw. für kurze Verweilzeiten einsetzbar.

Lithium: Von allen Kationen neigt das Lithiumion am wenigsten zum Ionenaustausch. Im Porengrundwasser ist Lithium bei sehr guter Durchlässigkeit für kurze Distanzen geeignet. Im Karst wurde Lithium schon öfters erfolgreich eingesetzt.

Borax: Die relativ wenigen Erfahrungen zeigen, dass Borax für kurze Distanzen geeignet ist. In zivilisatorisch belasteten Wässern kann eine deutlich erhöhte Grundlast auftreten.

2.3.4 Partikeltracer

Bereits bei den frühesten Markierversuchen in Karstgebieten wurden partikuläre Stoffe verschiedenster Art eingesetzt. Allerdings wurden erst durch die Verfeinerung der Triftkörpermethoden nach und nach brauchbare Ergebnisse erzielt. Partikeltracer werden ihrer Grösse wegen in feinporigen Bereichen zurückgehalten (filtriert).

Bakteriophagen: Mit den Bakteriophagen steht heute eine gut entwickelte, empfindliche Methode zur Verfügung. Unter «Bakteriophagen» oder einfach «Phagen» versteht man Viren, welche spezifische Bakterien befallen. Die Grösse von Phagen bewegt sich zwischen einigen Zehnern und wenigen Hundert Nanometern. Die bei Tracerversuchen eingesetzten Phagen sind weder gegenüber Menschen, Tieren noch Pflanzen aktiv, d.h. sie sind weder pathogen noch toxisch. Es können mehrere Phagenarten gleichzeitig eingesetzt werden, ohne dass es dadurch zu Interferenzen bei der Analyse kommt. Bakteriophagen sind insbesondere für den Einsatz in Kar-

staquiferen geeignet, wo sie eine gute Rückgewinnungsrate aufweisen. Die Rückgewinnungsrate der Phagen liegt jedoch gewöhnlich unter jener der Fluoreszenztracer. Im Porengrundwasser ist der Einsatz von Bakteriophagen auf hohe Durchlässigkeiten von 10^{-2} bis 10^{-3} m/s und kurze Fliessdistanzen beschränkt. Die Rückgewinnungsraten im Porengrundwasserbereich sind gering. In schlecht durchlässigem Milieu werden die Phagen vollständig zurückgehalten. Die Bereitstellung und die Analyse der Phagen ist nur in speziell eingerichteten Instituten möglich.

Das Transportverhalten der Bakteriophagen wird durch die Partikelgrösse, die Oberflächenstruktur und deren Ladung bestimmt. Dies sind alles Faktoren, welche auch den Transport von Mikroorganismen wie Fäkalbakterien oder Viren bestimmen. Aus diesem Grund eignen sich Phagen für die Simulation des Transportes von (pathogenen) Mikroorganismen besser als gelöste Stoffe. Infolge ihrer Grösse gelangen die Phagen nicht in die Feinporen, sie werden also bevorzugt in den schnelleren Wasserwegen transportiert. Deshalb werden Phagen in der Regel schneller transportiert als gelöste konservative Stoffe. Weitere Angaben zum Einsatz von Bakteriophagen finden sich im Kapitel 4.6.

Fluoreszierende Mikrokügelchen («Mikrosphären») sind mikroskopisch kleine Kunststoffpartikel in Kugelform, die mit Fluoreszenzfarben eingefärbt werden. In der Tracerhydrologie wird für diese neuen Partikeltracer auch die Bezeichnung «Mikrosphären» verwendet. Für hydrologische Markierversuche werden Kügelchen aus Polystyrol mit einem Durchmesser von $1\text{ }\mu\text{m}$ empfohlen. Für die Analyse genügen etwa 100 ml Probenwasser. Die Identifikation und Auszählung der Kügelchen erfolgt mit einem Fluoreszenzmikroskop, was jedoch zeitaufwendig und mühsam ist. Diese Analysenmethode kommt für routinemässige Versuche kaum in Betracht. Der Nachweis mit einem Online-Mikrosphärenzähler ist noch nicht praxisreif. Eine direkte Fluoreszenzmessung wie bei gelösten Fluoreszenztracern ist möglich, wobei allerdings die Nachweisgrenzen schlechter sind. Insgesamt gibt es noch relativ wenige Erfahrungen mit dem Einsatz von Mikrokügelchen als hydrologische Tracer. Bisherige Versuche mit Mikrosphären zeigen ein ähnliches Transportverhalten wie die Bakteriophagen.

2.3.5 Weitere Tracer

Brilliant Blue ist ein Lebensmittelfarbstoff mit guter Eignung zur Untersuchung von bevorzugten Fliesswegen in der Bodenzone (vgl. Kap. 4.4).

Methylenblau und Methylenviolett sind gut geeignete Tracer für Untersuchungen im Abwasserbereich (vgl. Kap. 4.5).

2.3.6 Multitracerversuche

Unter dem Begriff «Multitracerversuch» (auch «Multitracing» genannt) wird der Einsatz von mehreren Tracern im gleichen Feldversuch verstanden. Dabei werden mehrere Stellen mit verschiedenen Tracern markiert. Multitracerversuche sind geeignet, um die Aussagekraft eines Versuches zu steigern (z.B. bessere geographische Abdeckung). Bei Multitracerversuchen gilt es, geeignete Tracer auszuwählen und diese möglichst optimal auf die Eingabestellen zu verteilen. Aus der Tabelle 2.2 geht deutlich hervor, dass je nach hydrogeologischem Milieu die Anzahl der grundsätzlich in Frage kommenden Tracer sehr unterschiedlich ist. Für eine optimale Versuchsanordnung muss einerseits den Unterschieden in der Mobilität der Tracer und andererseits den traceranalytischen Aspekten Rechnung getragen werden. Aus analytischer Sicht spielen dabei die Nachweisempfindlichkeit und die möglichen Interferenzen zwischen den Fluoreszenztracern eine entscheidende Rolle. Beim Auftreten von mehreren Fluoreszenzfarbstoffen in der glei-

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

chen Wasserprobe ergeben sich bei der konventionellen Messmethode (vgl. Kap. 3.1) analytische Störungen, welche die Identifikation und die quantitative Erfassung der Tracer wesentlich erschweren oder gar verunmöglichen können. Solche Interferenzen lassen sich mit einer geschickten Versuchsanordnung oftmals vermeiden bzw. minimieren. In der Regel werden die besten Tracer für die längsten Fließstrecken bzw. unsichersten hydraulischen Verbindungen oder für die - von der Fragestellung her - wichtigsten Eingabestellen verwendet. Entsprechend werden die «schlechteren» Tracer dort eingesetzt, wo der Nachweis einer hydraulischen Verbindung am ehesten zu erwarten ist. Bei der Planung von Multitracerversuchen sollte möglichst frühzeitig mit dem Tracerlabor Kontakt aufgenommen werden. Bereits in der Planungsphase sind in der Regel Blindprobenanalysen erforderlich. Multitracerversuche mit dem gleichzeitigen Einsatz von mehr als vier bis fünf Tracern sind praktisch nur im Karst möglich. In den übrigen Bereichen kommen in der Regel nur wenige Markierstoffe in Frage (vgl. Tabelle 2.2). Vor allem auf längeren Fließstrecken in Porenquäfern ist oftmals nur Uranin (und evtl. Eosin) geeignet. Gleches gilt für Versuche in der ungesättigten Zone. Die gleichzeitige Markierung an mehreren Eingabestellen mit entsprechend vielen Markierstoffen kann zu einer Gefährdung des gesamten Versuchsziels führen. Das liegt weniger am zu bewältigenden logistischen Aufwand, als an Interferenzen der verwendeten Tracer. Der Wert eines Multitracerversuches ergibt sich nicht aus der Vielzahl der verwendeten Tracer, sondern aus klaren, nachvollziehbaren Ergebnissen.

2.4 Informationstätigkeit

Wie bereits im Kapitel 1.3 erwähnt worden ist, sollen Markierversuche der «Zentralen Koordinationsstelle für Markierversuche» des Bundesamts für Wasser und Geologie gemeldet werden. Im Weiteren ist auch der angemessenen Information von potentiell Betroffenen die nötige Aufmerksamkeit zu schenken. Falls Verfärbungen von Oberflächengewässern nicht auszuschliessen sind, kommt der Benachrichtigung der Gemeinden und der Polizei besondere Bedeutung zu. Weiter sollen auch sensible Brauchwasserbezüger, Fischereikreise etc. informiert werden. Je nach Situation empfiehlt sich zudem die Information von Presse und Öffentlichkeit, um unliebsamen Schlagzeilen über «Gewässerverschmutzungen» vorzubeugen. Die nachfolgende Liste gibt Hinweise über mögliche Informationsempfänger:

- Bundesamt für Wasser und Geologie (vgl. Kap. 1.3)
- Kantonale Fachstellen (werden automatisch durch das BWG informiert)
- Betroffene Gemeinden
- Polizei
- Betroffene Wasserversorgungen
- Brauchwasserbezügerinnen und -bezüger
- Fischereiverbände und -pachtvereinigungen
- Presse und Öffentlichkeit (Informationsblatt, Pressemitteilung)

Eine Information weist ungefähr den folgenden Inhalt auf:

- Kurze Darstellung von Anlass und Zweck des Markierversuches
- Generelle Orientierung über die Versuchsanordnung
- Datum der Markierstoffeingabe
- Ungefähr Zeit der möglichen Sichtbarkeit des Markierstoffs
- Kontaktperson mit Telefonnummer

2.5 Einspeisung

2.5.1 Allgemeines

Die Art der Tracereinspeisung muss auf die zu untersuchende Fragestellung und die zur Versuchsauswertung vorgesehenen Methoden ausgerichtet sein.

- Als Standardversuchsanordnung wird die punktförmige, impulsartige Tracereingabe in die gesättigte Zone empfohlen. Viele Auswertungsverfahren setzen diese Form der Einspeisung als Randbedingung voraus.
- In Karstgebieten ist die gesättigte Zone oft nicht direkt erreichbar. Hier kann die Einspeisung über Bachversickerungen oder offene Dolinen mit kräftiger Nachspülung erfolgen.
- Eine Eingabe in die ungesättigte Zone sollte nur in jenen Fällen durchgeführt werden, in welchen die Erkundung der Fließwege der ungesättigten Zone den eigentlichen Untersuchungsgegenstand darstellt oder wo aufgrund besonderer Randbedingungen eine Eingabe direkt ins Grundwasser nicht möglich ist.

Im Hinblick auf die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters im Bereich der Eingabestelle muss beachtet werden, dass nur ein begrenztes Tracervolumen impulsartig eingegeben werden kann. Tracereinspeisungen in Piezometerrohre werden in der Regel mit Trichter und Schlauch ausgeführt. Dabei soll der Schlauch nur die minimal nötige Länge aufweisen. Bei zu langen Schläuchen fließt der Tracer möglicherweise schlecht ab und bei zu kurzen oder fehlenden Schläuchen wird das Grundwasserbeobachtungsrohr kontaminiert. Vor der Eingabe des Markierstoffes muss das Schluckvermögen des Piezometerrohrs getestet werden (Vorspülung). Nach der Einspeisung muss nachgespült werden, damit der Markierstoff in den Aquifer übertritt. Ist die Durchlässigkeit sehr klein, muss unter Umständen vor der Markierstoffeingabe Wasser aus dem Einspeiserohr abgepumpt werden. Wird die Markierung eines bestimmten Niveaus in einem Piezometerrohr angestrebt, können auch Packer eingesetzt werden. Sofern eine Einspeisung in die ungesättigte Zone nicht vermieden werden kann, muss zumindest der Oberboden durch Anlegen eines möglichst tiefen Baggerschlitzes entfernt werden. Ausgiebige Vor- und Nachspülungen sind unabdingbar und mindern die Sorptionsverluste. Weitere Angaben zu Markierversuchen im ungesättigten Bereich finden sich im Kapitel 4.4.

Infolge Kontaminationsgefahr wird dringend empfohlen, die fluoreszierenden Markierstoffe nicht als Pulver, sondern bereits in gelöster Form zu kaufen (ausser Naphthionat). Falls der Tracer dennoch in Pulverform vorliegt, so muss die Vorlösung des Tracers in einem speziell dafür geeigneten Raum (z.B. Duschenraum oder alte Waschküche) erfolgen. Der Tracer wird als konzentrierte Lösung zur Eingabestelle gebracht. Markierstoffe und Probenahmematerial sollen nicht im gleichen Fahrzeug transportiert werden. Während des Transportes sind die Markierstoffe gegen Havarie zu sichern. Die Tracereingabe ist sorgfältig und ohne Hektik durchzuführen. Bei Fließzeiten von mehreren Tagen kann auch ein einstündiger Einspeisevorgang noch als «impulsartig» angenommen werden. Zum Schutz vor Kontamination sollen bei der Einspeisung Überkleider, Handschuhe und eine Schutzbrille getragen werden. Die mit der Einspeisung betrauten Personen dürfen keinesfalls mit den Probeflaschen in Kontakt kommen und erst nach gründlicher Körperreinigung an den nachfolgenden Tagen bei der Probenahme mitwirken. Im Anhang C findet sich ein Muster eines Einspeiseprotokolls mit einigen praktischen Tips.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

2.5.2 Bestimmung der Einspeisemenge

Die korrekte Bestimmung der Einspeisemenge⁸ ist für das Gelingen eines Markierversuches von herausragender Bedeutung. Eine zu geringe Einspeisemenge kann den Versuchserfolg gefährden und eine zu hohe Tracermenge bringt eine unnötige Gewässerbelastung mit sich und kann eine langfristige Tracerkontaminierung des Grundwasserleiters verursachen. Für die Festlegung der Einspeisemenge muss eine Vielzahl von Kriterien beachtet werden:

Hydrogeologische Modellvorstellung: Liegt eine Hypothese für ein konzeptionelles hydrogeologisches Modell der interessierenden Fliesswege vor? Je nach Art des Grundwasserleiters ist die Eingabemenge anders zu kalkulieren (vgl. Tabelle 2.4). Sollen Haupt- oder Nebenaustritte untersucht werden? Welches Ausmass hat das insgesamt zu markierende Wasservolumen?

Fliessdistanzen: Wie gross ist die Distanz zwischen der Eingabestelle und den Messstellen?

Tracerwahl und Maximalkonzentration: Welcher Tracer eignet sich für die Fragestellung am besten? Welche Maximalkonzentration soll angestrebt werden? Darf eine bestimmte Stoffkonzentration nicht überschritten werden? Die Sichtbarkeit des Tracers sollte vermieden werden (als anzustrebende maximale Konzentration wird für Fluoreszenztracer 10 ppb empfohlen).

Grundlasten: Ist eine anthropogene oder geogene Tracergrundlast an den Messstellen vorhanden, beispielsweise von früheren Versuchen oder als Folge einer Kontamination durch eine Altlast. Allfällige Grundlasten müssen durch die rechtzeitige Entnahme von Blindproben abgeklärt werden.

Sorption und Abbau: Sind Sorptions- oder Abbauprozesse des Tracers im Grundwasserleiter zu erwarten? Toniges und organisches Material sowie ein niedriger pH-Wert können zu erhöhten Sorptionsverlusten führen.

Art der Tracereinspeisung: Wo findet die Tracereingabe statt? Gesättigte Zone, ungesättigte Zone, Bachversickerung, Karstschwinde/Schluckloch, Bohrloch, Baggertschlitz etc.?

Praktische Durchführung: Kann das erforderliche Tracervolumen und das Vorspül- und Nachspülwasser zur Eingabestelle transportiert werden? Reicht das hydraulische Schluckvermögen für die vorgesehenen Volumina aus?

Hydrogeologische Bedingungen: Während welchen Witterungsverhältnissen soll der Versuch durchgeführt werden? Welche hydrogeologischen Verhältnisse sollen im Versuchszeitraum herrschen (Niedrig- oder Hochwasser)?

Der erste grundlegende Schritt zur Festlegung der Einspeisemenge ist in der Regel die Aufnahme der verfügbaren Gebietsinformationen (vgl. Kap. 2.2). Besonders hilfreich sind dabei die Ergebnisse früherer Markierversuche im Untersuchungsgebiet. Falls keine Versuche aus dem Untersuchungsgebiet vorliegen, wird empfohlen, Untersuchungen aus hydrogeologisch verwandten Gebieten zu berücksichtigen. Es liegt in der Natur der Sache, dass keine sichere Berechnungsformel zur Bestimmung der Einspeisemenge existiert. Ursache hierfür ist die Vielzahl relevanter Kriterien und deren eingeschränkte Bestimmungsmöglichkeit. Da der Faktor der Erfahrung mehr denn je eine grosse Rolle spielt, wird in der Regel eine Beratung durch ein Tracerlabor notwendig sein. Die nachfolgende Faustformel beruht im wesentlichen auf Empfehlungen von KÄSS

⁸ Der Begriff «Menge» wird in dieser Publikation aus praktischen Gründen verwendet, obwohl der Begriff «Masse» korrekt wäre.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

(1992), WERNLI (1994) und WORTHINGTON (2001). Die Formel dient lediglich zur Bestimmung von Orientierungswerten und zur Plausibilitätsüberprüfung:

$$M = \alpha \cdot L \cdot A$$

Parameter:	M	=	Einspeisemenge [g]
	α	=	Korrekturfaktor für den Markierstoff [g/m], vgl. Tabelle 2.3
	L	=	Distanz [m]
	A	=	Anpassungsfaktor für Aquiferverhältnisse [-], vgl. Tabelle 2.4

Tabelle 2.3: Korrekturfaktoren α für den eingesetzten Markierstoff [g/m]

Fluoreszenz-Tracer	α	Salz-Tracer	α	Partikel-Tracer	α
Uranin	1	Natriumchlorid NaCl	10^4	Phagen (Anzahl Phagen)	10^{12}
Eosin	2 bis 3	Kaliumbromid KBr	$3 \cdot 10^3$ bis $5 \cdot 10^3$	Mikrokügelchen	10^{12}
Amidorhodamin G	2	Lithiumchlorid LiCl	10^3		
Sulforhodamin B	4				
Pyranin	5				
Naphthionat	15				
Tinopal	25				
Duasyn	4				

Tabelle 2.4: Anpassungsfaktor A für Aquiferverhältnisse (dimensionslos)

Porengrundwasserleiter	Kluftgrundwasserleiter	Karstgrundwasserleiter
bei k-Wert $> 10^{-3}$ m/s: $\mathbf{A} = 0.25 \cdot$ Grundwassermächtigkeit [m]	Allgemein: $\mathbf{A} = 0.2 - 2$	Allgemein: $\mathbf{A} = 0.2 - 1$
bei k-Wert zwischen 10^{-3} und 10^{-4} m/s: $\mathbf{A} = 0.5 \cdot$ Grundwassermächtigkeit [m]	bei voraussichtlichem Ausbreitungswinkel $> 60^\circ$: $\mathbf{A} = 2 - 4$	bei Karstverbindung von Bachversinkung zu Quelle: $\mathbf{A} = 10 \cdot (Q/100)^{0.93}$ (Q: Quellschüttung in m^3/s)
bei k-Wert $< 10^{-4}$ m/s: $\mathbf{A} =$ Grundwassermächtigkeit [m]		

Bei einer Eingabe in die ungesättigte Zone ist die Einspeisemenge um den Faktor 2 bis maximal 3 zu erhöhen. In den folgenden Fällen ist die berechnete Tracermenge ebenfalls zu erhöhen:

- Geringe, messbare Tracer-Grundlast
- Ungünstige chemisch-physikalische Eigenschaften des Grundwassers (Trübung, Eigenfluoreszenz, pH-Wert)
- Einspeisung in die Bodenzone mit bindigem Untergrund (Tongehalt)
- Grundwassermarkierung in einer Bifurkationszone (z.B. im Bereich eines Grundwasserscheitels)
- Karstuntersuchungen in regionalem Massstab oder Fliesswegnachweis für einen Nebenaustritt

Mit zunehmender Erfahrung des Anwenders kann auch die Modellsimulation für die Optimierung der Einspeisemengen herangezogen werden (vgl. Anhang B, Abschnitt 6). Mit angenommenen Modellparametern können Szenarien (Modelldurchgänge) berechnet werden.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

2.6 Probenahme

2.6.1 Organisation und Probenahmeplan

Für die Probenahme bei Tracerversuchen gelten in der Regel dieselben allgemeinen Grundsätze wie für sonstige Probenahmen im Grundwasser und in Oberflächengewässern. Besondere tracerhydrologische Anforderungen sind:

- Der Probenahmeplan muss zeitlich auf die hydrogeologische Dynamik des Grundwasserleiters und auf das Versuchsziel ausgerichtet sein. Hierfür sind die zu erwartenden Fließgeschwindigkeiten (vgl. Kap. 2.2.3) und die Auswirkungen von Niederschlagsereignissen abzuschätzen.
- Eine ausreichende Qualifikation des Probenahmepersonals ist erforderlich. Fachfremde Personen müssen eingewiesen werden (vgl. auch Anhang D).
- Die Beprobung muss stoffspezifisch und entsprechend den Laboranforderungen erfolgen.
- Eine Kontamination des Probengutes muss mit Sicherheit ausgeschlossen sein. Diese Gefahr ist aufgrund der hochempfindlichen Analysenverfahren und der Verwendung von Fluoreszenzfarbstoffen in Alltagsprodukten (Farbstifte, Haarwaschmittel, Fichtennadelbad etc.) nicht zu unterschätzen.

Eine effiziente Beprobung zeichnet sich durch die Anpassung der Beprobungsintervalle an die zu erwartende Tracerdurchgangskurve aus:

- Blindproben werden bei der vorbereitenden Feldbegehung und unmittelbar vor Versuchsbeginn entnommen.
- Die Tracerankunft, der Konzentrationsanstieg und das Tracermaximum sollen besonders detailliert erfasst werden.
- Die detaillierte Erfassung des Konzentrationsrückganges hat mindestens bis zum Unterschreiten der halben Maximalkonzentration zu erfolgen.
- Der weitere Kurvenverlauf soll weiterhin überwacht werden, um die Form des Konzentrationsrückganges (sog. Tailing) und das eventuelle Auftreten sekundärer Konzentrationsmaxima nicht zu verpassen.

Die Beprobung muss ab dem Zeitpunkt der Tracereingabe gewährleistet sein. Die Intensität der Beprobung ist vom Versuchsziel und den Anforderungen der vorgesehenen Auswerteverfahren abhängig. Allgemein können 5 bis 10 Messwerte während des Konzentrationsanstiegs als gut eingestuft werden. Mit fortschreitendem Versuchsverlauf können die Beprobungsintervalle schrittweise vergrößert werden. Bei Hochwasserereignissen bzw. Niederschlägen drängt sich häufig eine Verkürzung der Zeitintervalle auf. Der Probenahmeplan ist ein Schlüssel für die logistische Planung von Markierversuchen (Flaschenbedarf, Laborkosten, Fahrtkosten, Personalplanung) und muss deshalb bereits bei der Versuchsplanung sorgfältig ausgearbeitet werden.

► Empfehlung für die Optimierung der Probenahme

Zwischenergebnisse aus dem Labor erlauben eine laufende Optimierung des Probenahmeplanes. Im Zweifelsfalle ist es besser, häufiger Proben zu entnehmen und diese als Rückstellproben aufzubewahren.

2.6.2 Beprobung

Sämtliche Probenahmen sollen eindeutig protokolliert werden. Hierzu empfiehlt sich eine klare Probenkennzeichnung (Anschrift der Flaschen) in Kombination mit der Führung von Probenahmeprotokollen (vgl. Muster im Anhang D). Bei der Probenahme bestehen grosse Fehlerpotentiale. So resultieren zweifelhafte Versuchsergebnisse häufig aus der Nichtbeachtung der folgenden Grundregeln:

- Um eine Kontaminationsgefahr auszuschliessen, darf das Probenahmepersonal an der Tracer-Einspeisung nicht beteiligt sein.
- Die Beschriftung der Flaschen muss eine eindeutige Zuordnung von Versuch, Probenort und Entnahmedatum mit Uhrzeit enthalten. Braunglasflaschen können (bei trockener Lagerung) mit weissem Lackstift beschriftet werden. Technisch einwandfrei sind auch Etiketten (vorgedruckt mit Laserprinter oder mit Bleistift, schwarzem Kugelschreiber oder schwarzem wasserfestem Filzstift beschriftet).
- Die Beprobung erfolgt stoffspezifisch für die eingesetzten Tracer unter Berücksichtigung der Analytik-Anforderungen des Labors.
- Die Lagerung und der Transport der Proben muss lichtgeschützt sowie hitze- und frostgeschützt erfolgen. Wichtig ist, dass die Proben bruchsicher transportiert bzw. verschickt werden.
- Die Proben sollen baldmöglichst ins Labor gelangen.
- Es muss unbedingt unbehandeltes Rohwasser beprobt werden (Chlorierung, Ozonierung und Filteranlagen zerstören oder verringern Tracergehalte).
- Es muss sichergestellt sein, dass auch durch die Probenbehälter selbst keine Kontamination erfolgen kann.
- Entscheidend ist schliesslich auch, dass die Probenbehälter frei von Kontaminationsmöglichkeiten und frostfrei gelagert werden.

2.6.3 Beprobungsgefässer

Zusätzlich zu den Blindproben für die Traceranalytik sollten auch Wasserproben entnommen werden, um chemisch-physikalische Leitparameter bestimmen zu können (je nach Analysenmethoden 100 – 500 ml).

Fluoreszenztracer: In der Regel sind 100 ml Probenvolumen ausreichend. Es werden Braunglasflaschen empfohlen. Kunststoffflaschen (PET, PVC) sind ebenfalls verwendbar. Eine häufige Kontaminationsquelle sind Tracerrückstände an Deckelinnenseiten und unter Dichtungsringen. Deshalb wird empfohlen, stets neue Deckel zu verwenden. Farbige Filzstifte können fluoreszierende Farbstoffe enthalten und führen deshalb leicht zu Kontaminationen. Aus diesem Grund sollen farbige Filzstifte vermieden werden.

Salztracer: Für Kationen verwendet man Kunststoffflaschen, für Anionen sind auch Glasflaschen brauchbar. 100 ml Probenvolumen sind für die meisten Analytikverfahren ausreichend.

Bakteriophagen: Die Probenvolumen sollen mindestens 50 ml betragen. Als Gefässer werden braune Kunststoffflaschen oder Braunglasflaschen empfohlen. Sowohl die Lagerung wie auch der Transport müssen gekühlt erfolgen (4° bis 12° C). Die Proben sollen innerhalb von drei Tagen im Labor eintreffen (weitere Angaben finden sich im Kapitel 4.6).

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

Aktivkohlefilter: Um Verlusten vorzubeugen, soll die Befestigung der Aktivkohlen hochwassersicher sein. Eine Kontamination durch das Probenahmepersonal muss auch hier ausgeschlossen sein.

2.6.4 Probenahmegeräte und -methoden

Handproben: Die Flaschen sind unmittelbar vor der Beprobung mit Probengut zu spülen. Bei Handproben besteht die Gefahr der Kontamination durch das Probenahmepersonal: niemals Deckelinnenseite oder Flaschenöffnung berühren. Ein Flaschengreifer ist praktisch und verringert die Kontaminationsgefahr erheblich. Tauchproben (Eintauchen der Flasche ins Wasser) sind zu vermeiden, d.h. der Einsatz einer Pumpe ist vorzuziehen.

Schöpfgeräte: Der Einsatz von Schöpfgeräten (z.B. in Piezometern) ist eine häufige Ursache für Verschleppungskontaminationen und soll deshalb grundsätzlich vermieden werden.

Pumpen: Zur Vermeidung von Kontaminationen müssen Pumpen und Schlauchmaterial sauber sein und nach jeder Beprobung gereinigt werden (Kontrolle der Reinigung mit Blindproben). Wie bei jeder Beprobung in Grundwassermessstellen ist ein genügender Austausch des Standwassers in Piezometern gegen Wasser aus dem Grundwasserleiter durch Abpumpen erforderlich. Soll nur ein bestimmtes Grundwasserstockwerk beprobt werden, muss die Messstelle entsprechend eingerichtet sein (Mehrfachmessstelle, Packer, etc.). Um Verschleppungskontaminationen mit Sicherheit ausschliessen zu können, sollen die Grundwasserbeobachtungsrohre wenn möglich mit festen Pumpen/Schlauch-Vorrichtungen eingerichtet werden. Bei geringen Pumphöhen (Flurabstand des Grundwassers < 7 m) empfiehlt sich die feste Installation von Ansaugschläuchen an jedem Beprobungsort. Für die Beprobung wird in diesem Falle eine mobile Schlauchquetschpumpe eingesetzt. Bewährt haben sich auch Camping-Pumpen.

Automatische Probenahmegeräte: Es sind verschiedene automatische Probenahmegeräte auf dem Markt erhältlich. Bei der Evaluation ist darauf zu achten, dass nicht jedes Gerät für die Bedürfnisse der Tracertechnik geeignet ist. Heikel ist insbesondere die ausreichende Spülung der Verschlauchung und der Ventile. Zudem ist auf eine genügend hohe Probenanzahl zu achten.

Vorteil

- Es ist eine intensive Beprobung mit geringem Personalaufwand möglich.

Nachteile

- Bei den meisten Geräten wird zwar der Ansaugschlauch, nicht aber die Ventile mit dem Verteilerschlauch durchgespült. Hier besteht bei starken Konzentrationsschwankungen die Gefahr von Tracer-Verschleppungen.
- Die Geräte sind nicht frostsicher. Durch Verwendung von Isolierschläuchen und Vergraben der Geräte und Schläuche im Schnee kann diese Problematik in gewissem Umfang entschärft werden.
- Bei Geräteausfall (technischer Defekt / Überschwemmung / Vandalismus) entsteht ein Datenverlust.

2.6.5 Aktivkohlefilter

Aktivkohlefilter adsorbieren dank ihrer grossen spezifischen Oberfläche organische Stoffe und reichern damit auch Fluoreszenztracer an:

Vorteile

- Es wird eine Aussage über die ganze Expositionszeit gewonnen.
- Durch die Akkumulation von Tracerspuren über einen längeren Zeitraum wird die Nachweisempfindlichkeit gegenüber Wasserproben verbessert.
- Geringe Materialkosten.

Nachteile

- Die Bestimmung des Zeitpunktes des Tracerauftrittes ist nicht möglich. Es kann lediglich der Gesamtzeitraum des Filtereinsatzes beurteilt werden.
- Eine Quantifizierung der aufgetretenen Tracerkonzentration ist nicht möglich.
- Andere organische Stoffe werden ebenfalls adsorbiert. Viele dieser Stoffe fluoreszieren in ähnlichen Spektren wie die hydrogeologischen Tracer und können damit zu Fehlinterpretationen führen.
- Die Analytik ist im Vergleich zu Wasserproben deutlich aufwendiger.
- Ohne sorgfältige Befestigung besteht bei Aktivkohlefiltern eine hohe Verlustrate.

Fazit Aktivkohlefilter

Aktivkohlefilter sind eine sinnvolle Ergänzung zur direkten Beprobung, stellen jedoch in der Regel keine akzeptable Alternative zur Entnahme von Proben dar. Empfehlenswerte Einsatzbereiche sind:

- Absicherung von Probenahmeorten: bei Geräteausfall kann für den Verlustzeitraum immerhin noch eine qualitative Ja/Nein-Aussage getroffen werden. Bei zweifelhaften Messwerten und Kontaminationsverdacht kann eine zweite Informationsquelle genutzt werden (redundante Beprobung).
- Abdeckung schwer zugänglicher Beprobungsorte, an denen eine andere Form der Beprobung mit vertretbarem Aufwand nicht möglich ist (z.B. Hochgebirge oder Karsthöhlen).
- Aktivkohlefilter können zur räumlich-zeitlichen Ergänzung und zur Absicherung der Beprobung dienen.

Wichtig ist auch beim Einsatz von Aktivkohlefiltern die Entnahme von Blindproben, indem die Aktivkohlen vor dem Versuch während einigen Tagen an den Probenahmestellen exponiert werden (Untersuchung der Grundbelastung). Weitere Angaben zur Aktivkohle-Analytik finden sich im Kapitel 3.1. Über die ausgebrachten Aktivkohlefilter muss ein Protokoll geführt werden. Beim Einbringen und bei der Entnahme des Aktivkohlefilters soll zusätzlich je eine Wasserprobe entnommen werden. Aktivkohlefilter sind über das Tracerlabor zu beziehen oder können auch selbst hergestellt werden, wobei jede Charge auf ihre Qualität überprüft werden sollte (vgl. KÄSS 1992). Wiederbefüllbare Aktivkohlebehälter liefern keine zuverlässigen Ergebnisse, da positive Befunde von früheren Einsätzen verursacht sein können. Vom Einsatz dieser Behälter wird abgeraten.

2 Versuchsvorbereitung und -durchführung

2.6.6 Vor Ort Messung mit Online-Messgeräten

Verschiedene Filter- oder Lichtleiter-Fluorimeter können auch vor Ort in Kombination mit einem Datenlogger eingesetzt werden. Ebenfalls möglich ist dies für ionensensitive Sonden:

Vorteile

- Die Erfassung des Tracerdurchgangs erfolgt zeitlich hochauflööst.
- Der Aufwand für den Probentransport und die Laboranalytik entfällt.
- Unerwartet schnelle Tracerdurchgänge werden nicht verpasst.
- Es besteht eine geringere Kontaminationsgefahr (aber auch eine geringere Empfindlichkeit).
- Die Messergebnisse sind schnell verfügbar.
- Der Personalaufwand ist gering.

Nachteile

- Die Messqualität und die analytischen Möglichkeiten von Laborgeräten werden nicht erreicht.
- Bei Geräteausfall oder Vandalismus entsteht ein Datenverlust.

Fazit Online-Messgeräte

Beim Einsatz von Online-Messgeräten darf keinesfalls auf die Entnahme und die Laboranalyse von Direktproben verzichtet werden. Da es sich bei den Online-Geräten um Filterfluorimeter handelt, müssen infolge des häufig variablen Messuntergrundes zwingend Eichmessungen mit Direktproben durchgeführt werden. Auch für den Nachweis im Spurenbereich kann auf die Laboranalytik nicht verzichtet werden.

► Online-Messgeräte oder Laboranalytik?

Gesamthaft wird also empfohlen, Online-Messgeräte fallweise als Ergänzung zur Entnahme von Direktproben einzusetzen (z.B. an Schlüsselstellen bei Tracerversuchen in Karstgebieten). Nähere Angaben zur Online-Analytik finden sich im Kapitel 3.1.

2.7 Probentransport und -aufbewahrung

Tracerproben sollen baldmöglichst ins Labor gelangen. Dies ist ein Qualitätskriterium für die Analytik. Darüber hinaus werden die Analysenergebnisse für die weitere Versuchsplanung und die laufende Aktualisierung des Probenahmeplanes benötigt. Zur Erhöhung der Sicherheit kann eine Doppelbeprobung empfehlenswert sein. Insbesondere wenn Proben per Post zum Labor gesendet werden, sind Rückstellproben sinnvoll. Die dabei entstehenden Zusatzkosten sind vernachlässigbar. Eine weitere Möglichkeit, das Verlustrisiko zu verringern, ist die Aufteilung von zeitlich aufeinander folgenden Proben auf verschiedene Postsendungen. Tracerproben sollen als «Expressgut», gekennzeichnet als «Fragile» und per «Einschreiben» versendet werden. Diese Massnahmen sollten zu einer sorgfältigeren Behandlung beim Transport durch die Post führen. Zudem wird eine schnellere Zwischenabschätzung ermöglicht. Wie für alle Wasserproben gilt auch hier, dass die Lagerung und der Transport licht-, hitze- und frostgeschützt erfolgen muss. Ein besonderes Augenmerk muss der Bruchsicherheit beim Transport und der Lagerung gewidmet werden. Bei einer Beschädigung besteht neben dem Datenverlust auch eine Kontaminationsgefahr für die anderen Proben. Für die Lagerung und den Transport haben sich beispielsweise die bei den Poststellen erhältlichen Postkartons bewährt. Eine Fächereinteilung erhöht die Transportsicherheit.

3 Versuchauswertung und –dokumentation

3.1 Analytik - Prinzipielle Methoden

3.1.1 Analysenmethoden

Mit den grossen Fortschritten auf dem Gebiet der Messtechnik in den letzten 40 Jahren wurden die Voraussetzungen für eine bedeutende Weiterentwicklung der hydrologischen Markiertechnik geschaffen. Die Fluoreszenztracer nehmen heute aufgrund ihrer vergleichsweise einfachen analytischen Bestimmung und besonders wegen ihrer hohen Nachweisempfindlichkeit unangefochtene eine Vorrangstellung ein. Die moderne Analytik erlaubt es zudem, mit wesentlich geringeren Markierstoffmengen als früher auszukommen. In der nachfolgenden Tabelle sind die Nachweismethoden für die einzelnen Tracergruppen zusammengestellt.

Tabelle 3.1: Übersicht über die verschiedenen Analysenmethoden

Tracer	Analysenmethode / Messmethode
Fluoreszenz-Tracer Uranin, Eosin, Naphthionat, Rhodamine, Pyranin etc.	Labor <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fluoreszenzspektrometrie (mit Fluoreszenzspektrometer bzw. Spektralfluorimeter) ▪ HPLC (High Performance Liquid Chromatography) mit Fluoreszenzdetektor Feld <ul style="list-style-type: none"> ▪ Online-Messung mit Filterfluorimeter oder Lichtleiterfluorimeter
Salz-Tracer Anionen: Chlorid, Bromid, Iodid Kationen: Lithium Borax	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ionenchromatographie (IC), ionensensitive Sonden ▪ ICP-Methode, AAS (Atomabsorptionsspektrometrie), Flammenfotometrie ▪ ICP-Methode, AAS, Fotometrie
Partikel-Tracer Bakteriophagen Fluoreszierende Mikrokügelchen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vermehren auf Nährboden und Zählen der Kolonien ▪ Zählen mit Fluoreszenzmikroskop

Im Folgenden werden einige Hinweise zur Analytik von Fluoreszenzfarbstoffen im Labor wie auch zu den Online-Messungen im Feld gemacht. Nähere Angaben zu den Bakteriophagen finden sich im Kapitel 4.6. Ansonsten wird auf die Analyse von anderen Partikeltracern und Salzen nicht weiter eingegangen.

3.1.2 Laboranalytik von Fluoreszenztracern

Für eine dem «Stand der Technik» entsprechende Laboranalyse von Fluoreszenzstoffen ist ein modernes Spektralfluorimeter (auch Fluoreszenz- oder Lumineszenzspektrometer genannt) erforderlich. Filterfluorimeter sind zu wenig empfindlich und zu wenig selektiv, um den Anforderungen an die Traceranalytik im Spurenbereich gerecht zu werden. Die Fluoreszenzmessung nach dem Synchronscan-Verfahren (auch als «Doppelscanning» bezeichnet) hat sich für die Analytik im Spurenbereich als besonders geeignet erwiesen und gilt heute als Standardmethode. Messungen bei fix eingestellten Wellenlängen (z.B. 490 nm / 515 nm für Uranin, sog. «Standby-Methode») kommen nur bei höheren Konzentrationen in Frage.

3 Versuchauswertung und -dokumentation

► Aufruf zur Vereinheitlichung der Konzentrationsangaben

Um Vergleiche zu erleichtern wird empfohlen, die Fluoreszenztracer-Konzentrationen generell in ppb⁹ anzugeben:

$$1 \text{ ppb} = 1 \mu\text{g/l} = 1 \text{ mg/m}^3 = 10^{-9} \text{ g/ml}$$

In der Tabelle 3.2 sind die mittels Spektralfluorimetrie erreichbaren Nachweisgrenzen für ausgewählte Fluoreszenztracer zusammengestellt.

Tabelle 3.2: Praktische Nachweisgrenzen von Fluoreszenztracern unter günstigen Bedingungen (Synchronscan-Methode)

Tracer	Nachweisgrenze in optisch sauberem Grundwasser [ppb]	Bemerkungen
Uranin	0.001 - 0.002	
Eosin	0.008	
Sulforhodamin B	0.01	
Pyranin	0.02	häufig > 0.05 ppb
Naphthionat	0.1	in der Regel zwischen 0.2 und 0.5 ppb

In optisch sehr reinem Grund- oder Quellwasser sind gelegentlich noch etwas tiefere Nachweisgrenzen möglich. In der Praxis ist dies aber selten der Fall. An speziell präparierten Kalibrierproben lassen sich Nachweisgrenzen erzielen, welche im Idealfall bis zu einem Faktor 10 tiefer liegen als die in der Tabelle 3.2 angegebenen Werte. Solchen Werten kommt aber nur eine theoretische Bedeutung zu, weil bei einem Feldversuch die Verhältnisse im Vergleich zu Laborbedingungen wesentlich ungünstiger sind. Während eines Feldversuches kann sich der analytische Messuntergrund verändern, was eine sichere Identifikation derartig geringer Tracerspuren praktisch unmöglich macht.

In verunreinigten oder trüben Proben (z.B. Oberflächengewässer oder Karstwässer) ist die Nachweisempfindlichkeit deutlich vermindert. Dies betrifft vor allem die im Blaubereich fluoreszierenden Tracer (z.B. Naphthionat), weil in diesem Spektralbereich der analytische Messuntergrund infolge Lichtstreuung und fluoreszierender natürlicher Wasserinhaltsstoffe hoch ist. Die Naphthionat-Nachweisgrenze kann dabei deutlich über 1 ppb liegen. Bei den meisten Grund- und Quellwässern sind die erwähnten Störeffekte aber eher gering. Mit einer Probenaufbereitung (Filtrierung etc.) gelingt es häufig, Störungen deutlich zu reduzieren, so dass mit der fluoreszenzspektrometrischen Analyse allgemein sehr zuverlässige Ergebnisse erzielt werden können. Große Erfahrung und gute Kenntnisse der physikalisch-chemischen Eigenschaften der zu analysierenden Stoffe werden natürlich vorausgesetzt.

Bei der Analytik von Fluoreszenztracer-Gemischen können infolge Überlagerung der Fluoreszenzspektren Schwierigkeiten auftreten (vgl. auch Kap. 2.3.6). Durch eine gezielte Ausnutzung der unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften der Fluoreszenzstoffe (z.B. pH-Abhängigkeit) gelingt es häufig, einen störenden Tracer teilweise oder vollständig zu unterdrücken und damit die einzelnen Traceranteile zuverlässig zu bestimmen. Bei besonders schwie-

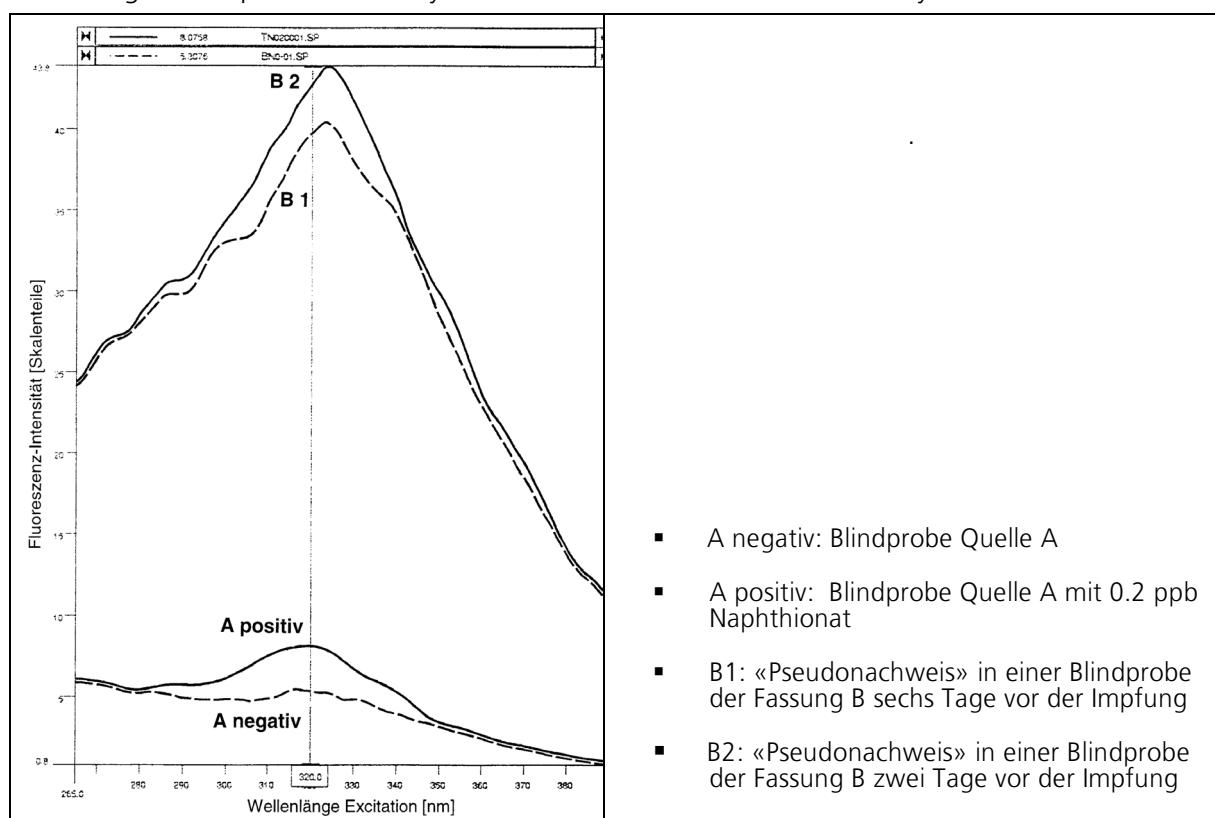
⁹ Da es sich bei der Bezeichnung «ppb» um eine Angabe von "Masse" pro "Kilogramm Masse" handelt, sollte man korrekterweise von Tracergehalten statt von Tracerkonzentrationen sprechen.

riegen Trennproblemen hilft die chromatographische Stofftrennung weiter (HPLC, vgl. weiter unten).

Fluoreszenzanalyse im Bereich der Nachweisgrenzen am Beispiel von Naphthionat

Insbesondere bei der Analytik von Naphthionat in niedrigen Konzentrationsbereichen können zahlreiche Unsicherheiten auftreten. Im Spektralbereich der Naphthionat-Fluoreszenz treten unterschiedlich hohe Störfluoreszenzen auf, welche von anderen Wasserinhaltsstoffen stammen (u.a. Huminstoffe, optische Aufheller).

Abbildung 3.1: Naphthionat-Analysen und «Pseudonachweise» mittels Synchronscan



Anhand der Abbildung 3.1 werden diese analytischen Schwierigkeiten kurz erläutert. Die Spektralkurve «A negativ» zeigt die Blindprobe eines optisch reinen Quellwassers mit einem tiefen Messuntergrund. Die Kurve «A positiv» stammt von der gleichen Wasserprobe, welche jedoch mit 0.2 ppb Naphthionat versetzt wurde. Im Gegensatz dazu weisen die Spektralkurven «B1» und «B2» ein hohes Störsignal (Pseudonachweis) auf, welches fast bei der gleichen Wellenlänge wie der Naphthionat-Peak (vertikale Linie) liegt. Es handelt sich dabei um Blindproben einer Grundwasserfassung, die sechs Tage (B1) bzw. zwei Tage (B2) vor der Tracereingabe entnommen wurden und mit Sicherheit kein Naphthionat enthalten. Dieses Beispiel zeigt klar, dass der Messuntergrund nicht nur örtlich sondern auch zeitlich deutlich variieren kann. In ungünstigen Fällen kann dadurch ein Naphthionat-Durchgang vorgetäuscht werden. Deshalb muss die Naphthionat-Nachweisgrenze je nach Background ausreichend hoch angelegt werden, damit in jedem Fall ein sicherer analytischer Befund gewährleistet ist. Bei Feldversuchen sind deutlich unter 0.1 ppb liegende Naphthionat-Konzentrationen unrealistisch.

3 Versuchauswertung und -dokumentation

In der Tabelle 3.3 sind die von einigen führenden Instituten erreichten praktischen Nachweisgrenzen für drei ausgewählte Tracer zusammengestellt.

Tabelle 3.3: «Stand der Technik» im Hinblick auf die in der Praxis erreichbaren «Praktischen Nachweisgrenzen» von Fluoreszenztracer.

Labor / Autor	Uranin [ppb]	Naphthionat [ppb]	Pyranin [ppb]
Lehrbuch «Geohydrologische Markiertechnik» (KÄSS 1992)	0.002		
Universität Bern Geographisches Institut	0.001	0.1	0.02
Centre d'hydrogéologie Université de Neuchâtel	0.002	0.1	0.05
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. Institut für Hydrologie	0.001	0.3	0.02
Universität Karlsruhe Lehrstuhl für angewandte Geologie (AGK)	0.002	0.08	0.05
Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt GSF, D-Neuherberg	0.001	0.08	0.01
Joanneum Research Graz, Institut für Hydrogeologie und Geothermie	0.001		0.02

► Vorsicht bei Tracerkonzentrationen im Bereich der Nachweisgrenzen

Für die Praxis können die in den Tabellen 3.2 und 3.3 angegebenen Nachweisgrenzen als «Stand der Technik» betrachtet werden. Unter Feldbedingungen allfällig tiefere gemessene Tracerkonzentrationen müssen kritisch hinterfragt werden. In fraglichen Fällen darf nicht nur auf eine Einzelprobe vertraut werden. Vielmehr muss der Verlauf der ganzen Tracerdurchgangskurve in den Gesamtzusammenhang gestellt und beurteilt werden. In diesen Fällen kommt einer ausreichenden Zahl von Blindproben eine zentrale Bedeutung zu (Beobachtung des «Grundrauschens» über längere Zeit).

3.1.3 Aktivkohle-Analyse

Aktivkohle vermag alle gebräuchlichen Fluoreszenztracer zu adsorbieren. Erfahrungen zeigen, dass bei einer Expositionszeit von rund zwei Wochen im Mittel eine 500 bis 1000-fache Aufkonzentrierung erfolgt. Bei der Aktivkohleanalyse ergeben sich aber bei den im Blaubereich fluoreszierenden Tracern (z.B. Naphthionat) erhebliche Probleme aufgrund des hohen Messuntergrundes. Huminstoffe führen zu einer Gelbfärbung des Extraktes. Die gelbe Farbe wirkt wie ein UV-Filter und verunmöglicht eine Anregung im UV-Bereich. Die Aktivkohlemethode ist deshalb für Naphthionat schlecht geeignet. Uranin, Eosin und die Rhodamine können im Aktivkohle-Eluat mittels Spektralanalyse in der Regel gut nachgewiesen werden. Bei starker Verunreinigung der Proben mit Huminstoffen kann der Uranin- und Eosinnachweis im tiefen Konzentrationsbereich aber deutlich beeinträchtigt sein. Eine sichere Identifikation der Tracer ist in diesem Falle oftmals nur mittels HPLC möglich. Grundsätzliche Angaben zum Einsatz von Aktivkohlen finden sich im Kapitel 2.6.5.

3.1.4 HPLC-Analytik (High Performance Liquid Chromatography)

Bei schwierigen Trennproblemen wie z.B. bei Mischungen von Fluoreszenztracern mit ähnlichen spektralen Eigenschaften wird mit Vorteil die HPLC-Analytik eingesetzt. Diese Methode ermöglicht eine eindeutige Identifikation der Tracer. Auch bei starken Störungen durch natürliche Fluoreszenzen (Huminstoffe) im tiefen Konzentrationsbereich ist die HPCL-Methode zu empfehlen. Die Chromatographie ist ein Trennverfahren; der eigentliche Tracernachweis erfolgt mittels Fluoreszenzdetektion. Die mit der HPLC-Analytik erreichbaren Nachweisgrenzen sind gegenüber der direkten Fluoreszenzmessung (vgl. Tab. 3.2) in der Regel rund 10 mal schlechter. Die HPLC-Methode ist wesentlich teurer und zeitaufwendiger als die fluoreszenzspektrometrische Direktmessung.

3.1.5 Analytik mit Online-Messgeräten

Mit Filterfluorimetern oder Lichtleiter-Fluorimetern können Fluoreszenztracer *in situ* gemessen werden. Lichtleiter-Fluorimeter sind - gleich wie Filterfluorimeter - tragbare Fluoreszenzmessgeräte zur Online-Messung von Tracerkonzentrationen im Wasser. Gemäß dem Prinzip eines Lichtleitersensors wird dabei das Anregungslicht über einen Lichtleiter zur Probe, das von der Probe emittierte Fluoreszenzlicht auf dieselbe Art zurück zum Messgerät geleitet und dort nach seiner Intensität bewertet. Da bei geringen Tracerkonzentrationen ein linearer Zusammenhang zwischen der Fluoreszenzintensität und der Tracerkonzentration besteht, ist die Intensität der Fluoreszenz ein gutes Mass für die Tracerkonzentration. Salztracer sind mittels ionensensitiver Sonden oder indirekt über die elektrische Leitfähigkeit messbar. Mittels Datenlogger ist eine Online-Registrierung möglich. Zur Qualitätssicherung der Online-Messungen empfiehlt es sich, gleichzeitig Wasserstand, pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Turbidität zu überwachen. Weitere Angaben zum Einsatz von Online-Messgeräten finden sich im Kapitel 2.6.6.

Vorteile der Online-Messgeräte

- Realisierung von zeitlich hochauflösten Direktmessungen.
- Die Daten stehen unmittelbar zur Verfügung.

Nachteile aus analytischer Sicht

- Filterfluorimeter und Lichtleiter-Fluorimeter sind qualitativ schlechter als Spektralfluorimeter. Die Nachweisgrenze liegt höher, die Messung erfolgt nicht selektiv auf eine bestimmte Wellenlänge, sondern über eine Filterbreite.
- Die Messungen können beim *in situ* Einsatz nicht wiederholt werden.
- Tracer mit ähnlicher Fluoreszenz (z. B. Eosin und Uranin) können die Messung verfälschen oder gar unmöglich machen.
- In Bohrungen erfordert eine repräsentative Messung einen stetigen Pumpvorgang.
- Eine Aufbereitung der Proben wie unter Laborbedingungen (z.B. Filtrieren, pH-Wert optimieren) ist nicht möglich. Dieser Umstand kann zu analytischen Problemen führen, da sich die chemisch-physikalischen Verhältnisse (pH-Wert, Temperatur, Turbidität, elektrische Leitfähigkeit) während eines Hochwassereignisses rasch ändern können.

Fazit Online-Messungen

Online Messgeräte können die Laboranalytik nicht ersetzen, sehr wohl aber ergänzen. Sinnvolle Einsatzbereiche sind:

- Zeitlich hochauflöste Beprobung bereits bekannter Fließwege, wenn vor allem der genaue Verlauf der Tracerdurchgangskurve von Interesse ist.
- Schwer zugängliche Messstellen im Gebirge oder in Karsthöhlen, wo eine Probenahme logistisch sehr aufwendig wäre.
- Oberflächengewässer.

3 Versuchauswertung und -dokumentation

3.2 Auswertung von Tracerversuchen

3.2.1 Wichtigste Ergebnisse von Tracerversuchen und Anwendungsmöglichkeiten

Tabelle 3.4: Erläuterungen zu den wichtigsten Ergebnissen von Tracerversuchen und deren Anwendungsmöglichkeiten.

Versuchsergebnis	Erläuterungen	Anwendungsbeispiele
Nachweis der hydraulischen Verbindung zwischen zwei Standorten	Der Fliesswegnachweis stellt die einfachste Art der Versuchsauswertung dar. Es geht dabei lediglich um die Frage, ob ein Tracer beim Beprobungsstandort nachgewiesen werden kann oder nicht.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abgrenzung von Fassungseinzugsgebieten ▪ Altlasten/Deponien: Überprüfung der Standorteignung von Überwachungsmessstellen ▪ Infiltrate: Abklärung, ob Infiltrate von Oberflächengewässern oder aus lecken Leitungen ins Grundwasser gelangen ▪ Schadensermittlung: Nachweis von Hangwasserzickerungen in Gebäude und der gleichen
Kein Tracernachweis bei einer Beprobungsstelle	Aus einem negativ verlaufenen Tracerversuch kann nicht zwingend geschlossen werden, dass keine hydraulische Verbindung zwischen der Einspeisestelle und der Beprobungsstelle besteht (vgl. auch Kap. 1.2).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bei günstigen Versuchsumständen und genügender Erfahrung kann eine bevorzugte, gut ausgeprägte Verbindung ausgeschlossen werden
Minimale Fliesszeit bzw. maximale Abstandsgeschwindigkeit $t_{\text{Erstaufreten}}, v_{\text{Max}}$	Die beiden Werte werden durch das Erstaufreten des Tracers bei der Probenahmestelle bestimmt.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Störfall- bzw. Havarieszenarien: Ermittlung von Interventionszeiten
Peak-Fliesszeit bzw. Peak-Geschwindigkeit $t_{\text{Peak}}, v_{\text{Peak}}$	Diese Werte beziehen sich auf die Zeitspanne bis zum Auftreten des Konzentrationsmaximums.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schutzzonen: Ermittlung der 10-Tage-Isochrone ▪ Qualitative Grundwasserüberwachung: Optimierung des Überwachungszeitraums im Abstrom von Baustellen, die zu einer Grundwassergefährdung führen können
Mittlere Fliesszeit bzw. mittlere Abstandsgeschwindigkeit $t_{\text{Mittel}}, v_{\text{Mittel}}$	Mittelwert über alle Einzelgeschwindigkeiten der gesamten «Tracerwolke».	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kalibrierung und Verifizierung von Strömungs- und Stofftransportmodellen ▪ Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit
Dispersivität α	Die Dispersivität ist eine aquiferabhängige Kenngröße für den Mischungsvorgang verschiedener Stromfäden im Grundwasserleiter (Mass für die Verdünnung der «Tracerwolke», vgl. auch Anhang B bzgl. Dispersionskoeffizient, Dispersionsparameter bzw. PECLET-Zahl).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Notwendige Größe für die mathematische Beschreibung des Stofftransports (je nach Ansatz umgerechnet als Dispersionskoeffizient, Dispersionsparameter oder PECLET-Zahl)
Rückgewinnungsrate R [%]	Die Rückgewinnungsrate errechnet sich aus der Summe der bei der Probenahmestelle wiedergefundenen Tracermenge bezogen auf die Einspeisemenge (die Schüttung bzw. die Entnahmemenge muss bekannt sein).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Liefert Hinweise zur Aussagekraft von Tracer-Versuchen ▪ Hydraulische Sanierungen: Prognose der Sanierungseffizienz von Entnahmestellen

Es ist zu beachten, dass die Bestimmung der minimalen Fliesszeit aus einer gemessenen Tracer-durchgangskurve durch zahlreiche Faktoren wie Einspeisemenge, Nachweisgrenze oder Probennahmeintervall verfälscht sein kann. Fallweise ist zu entscheiden, ob der «wahre Erstauftritt» anhand eines Stofftransportmodells bestimmt werden soll (vgl. Anhang B).

3.2.2 Allgemeines zum Stofftransport

Ein im Grundwasser gelöster Tracer unterliegt den folgenden Prozessen:

- Advektiver Transport infolge der Grundwasserströmung
- Verdünnung bzw. Formänderung der «Tracerwolke» infolge der hydrodynamischen Dispersion
- Eventuell diffusive Austauschprozesse zwischen mobilem und immobilem Wasser in biporösen Medien (Kluft- und Karstgrundwasser, ungesättigte Zone)
- Eventuell Sorption und Desorption an Korngerüstbestandteilen
- Eventuell Tracer-Abbau durch mikrobiologische oder chemische Prozesse
- Gegebenenfalls Filtration bei partikulären Markierstoffen

In der folgenden Zusammenstellung (Tab. 3.5) finden sich die wichtigsten Erläuterungen zu den Begriffen «Advektion» und «hydrodynamische Dispersion».

3 Versuchauswertung und -dokumentation

Tabelle 3.5: Erläuterungen zu den Begriffen «Advektion» und «hydrodynamische Dispersion».

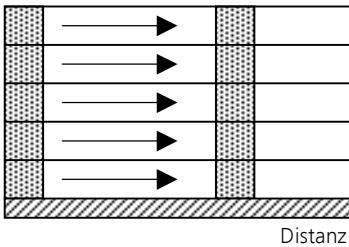
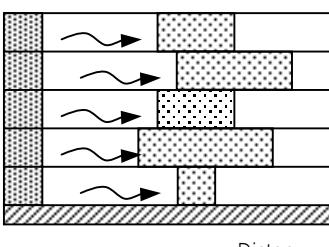
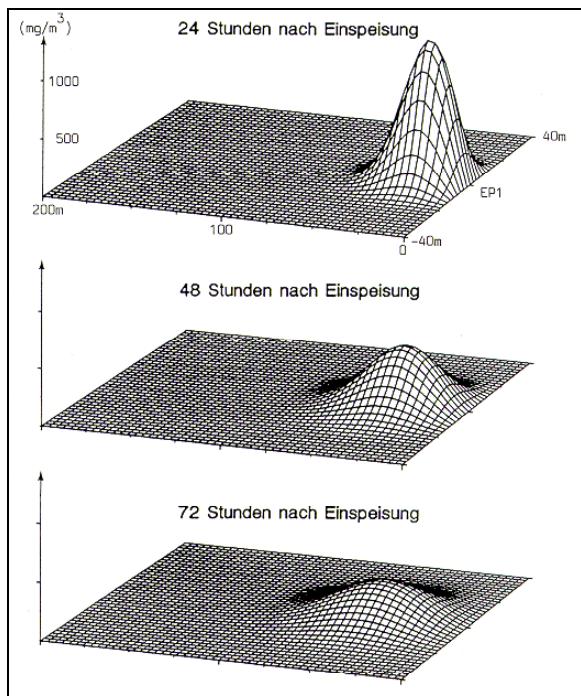
Advektion (= Konvektion)		
Definition	Verlagerung eines gelösten Stoffes mit der mittleren Fließgeschwindigkeit (sowohl die Fließrichtung als auch die Fließgeschwindigkeit sind als Mittelwerte über ein repräsentatives Aquifervolumen zu verstehen).	
Erläuterungen in Bezug auf den Tracer-Transport	Kompakte Verschiebung einer «Tracer-Wolke» ohne jegliche Formänderung.	
Synonyme	Advektiver Transport; Konvektion, konvektiver Transport	
Advektiver Transport im idealisierten Aquifer (Schnitt)	Konzentration/Weg Diagramm	Darstellung mit einem numerischen Modell (Particle-Tracking)
		
Hydrodynamische Dispersion		
Definition	Der Begriff «hydrodynamische Dispersion» fasst die beiden Vorgänge «mechanische Dispersion» und «molekulare Diffusion» zusammen. Die mechanische Dispersion ergibt sich durch die Geschwindigkeitsvariationen, verursacht durch die Durchlässigkeitsverteilungen, die Umlenkungen der Strömung infolge des Körnergerüsts und infolge von Sedimentstrukturen. Bei strömendem Grundwasser stellt die mechanische Dispersion den prägenden Dispersionsvorgang dar.	
Erläuterungen in Bezug auf den Tracer-Transport	Die hydrodynamische Dispersion führt zu einer Aufweitung bzw. zu einem Auseinanderziehen der Tracer-Wolke und damit zu einer Verdünnung der Tracerkonzentration. Damit nimmt der Tracerdurchgang an einer Probenahmestelle eine gewisse Zeit in Anspruch.	
Verwandte Begriffe	Körnergerüstbedingte Dispersion Makrodispersion	Dispersion, welche auf Fließgeschwindigkeitsvariationen in den Poren und Umlenkungen durch das Körnergerüst beruht. Dispersion, welche auf Fließgeschwindigkeitsvariationen und Umlenkungen infolge makroskopischer Inhomogenitäten (z.B. Schichtung, Einlagerungen) zurückzuführen ist.
Dispersivität α	Aquiferabhängige Kenngröße für den Mischungsvorgang verschiedener Stromfäden im Grundwasserleiter. Die Dispersivität kann auch als «Mass für die Heterogenität des Grundwasserleiters» interpretiert werden. Die Dispersivität ist skalen- und richtungsabhängig.	
Dispersionskoeffizient D	Der Dispersionskoeffizient beschreibt die durch die hydrodynamische Dispersion verursachte Vermischung. Er ist das Produkt aus Dispersivität α und mittlerer Abstandsgeschwindigkeit v_{Mittel} . Es wird unterschieden zwischen longitudinalem, transversalem und vertikalem Dispersionskoeffizienten: $D_l = \alpha \cdot v_{\text{Mittel}}$ bzw. $D_t = \alpha \cdot v_{\text{Mittel}}$ bzw. $D_v = \alpha \cdot v_{\text{Mittel}}$	
Richtungsabhängigkeit	Sowohl die Dispersivität wie auch der Dispersionskoeffizient sind richtungsabhängig. Sie sind grösser in Richtung der Grundwasserströmung (longitudinale Richtung) als senkrecht dazu (transversale Richtung).	
Transport mit hydrodyn. Dispersion im idealisierten Aquifer (Schnitt)	Konzentration/Weg Diagramm	Darstellung mit einem numerischen Modell (Random Walk)
		

Abbildung 3.2: Dreidimensionale Darstellung einer modellierten Markierstoffverteilung zu drei ausgewählten Zeitpunkten.



Die Abbildung 3.2 zeigt das Zusammenwirken von Advektion und Dispersion (in longitudinaler und transversaler Richtung) anhand einer modellierten Markierstoffverteilung zu drei ausgewählten Zeitpunkten. Auffällig ist die starke räumliche Ausdehnung des Markierstoffs infolge der Dispersion. Dies führt zu einer raschen Abnahme der Maximalkonzentrationen.

3.2.3 Parameterermittlung aus Tracerversuchen

Für die nachfolgend erwähnten Auswertungsverfahren wird von der Annahme ausgegangen, dass der Tracer ideale Eigenschaften aufweist. Der ideale Tracer verhält sich im Grundwasserleiter gleich wie das zirkulierende Wasser. Er ist keinen Sorptions- oder Filtrationsprozessen unterworfen und es finden keine Reaktionen statt, die zu einem Abbau führen. Außerdem wird von einem idealen Versuchsablauf ausgegangen. Allem voran werden folgende Bedingungen als erfüllt betrachtet:

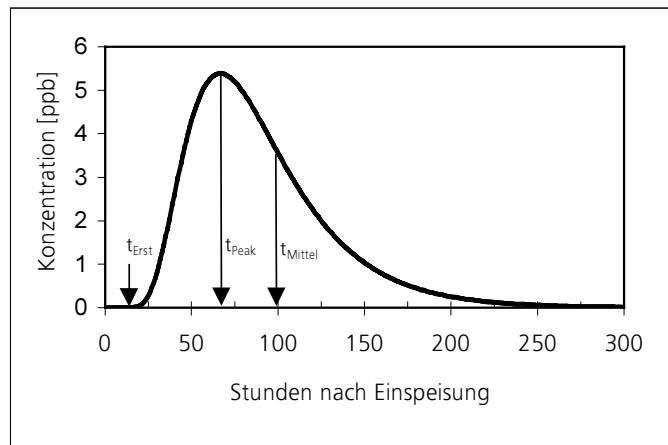
- Die eingegebene Tracer-Menge wird durch die natürliche Grundwasserströmung vollständig abtransportiert.
- Der Tracerdurchgang wird bei der Messstelle vollständig erfasst.

3 Versuchauswertung und -dokumentation

Durchgangskurve

In der Tracerdurchgangskurve (auch Durchbruchskurve genannt) werden die an der Beprobungsstelle gemessenen Tracerkonzentrationen gegenüber der Zeit nach Einspeisung aufgetragen. Die Kurve dient u.a. der Visualisierung der verschiedenen Fließzeiten (minimale Fließzeit, Peak-Fließzeit und mittlere Fließzeit). Die Fluoreszenztracer-Konzentrationen sollen generell in ppb angegeben werden (vgl. Kapitel 3.1.2).

Abbildung 3.3: Beispiel einer Tracerdurchgangskurve

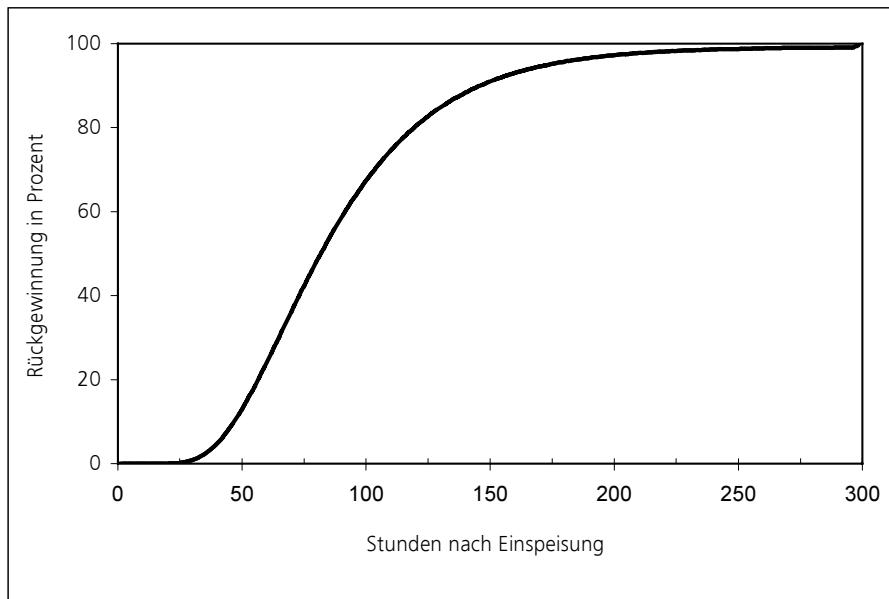


$t_{\text{Erstaufreten}}$	[Zeit]	Minimale Fließzeit
t_{Peak}	[Zeit]	Peak-Fließzeit (auch dominierende, intensive oder wirkungsvolle Fließzeit genannt)
t_{Mittel}	[Zeit]	Mittlere Fließzeit

Summenkurve

Die Summenkurve entsteht durch Integration der Durchgangskurve. Sie gibt die zu einem bestimmten Zeitpunkt an einen Beobachtungsort gelangte Menge des Markierstoffes in Bruchteilen der im Verlauf des Versuchs wiedergefundenen Gesamtmenge an.

Abbildung 3.4: Beispiel einer Summenkurve



Fliesszeiten und Abstandsgeschwindigkeiten

Ein wichtiges Ziel bei der Durchführung von Tracersversuchen liegt in der Bestimmung von Fliesszeiten bzw. Abstandsgeschwindigkeiten. Wie aus dem Begriff Abstandsgeschwindigkeit hervorgeht, basiert die Berechnung auf dem planebenen Abstand zwischen Einspeise- und Probenahmestelle, da der wahre Fliessweg des Grundwassers normalerweise nicht feststellbar ist. In Ausnahmefällen (beispielsweise in Karstgebieten) kann sich der Bezug der «Schrägdistanz» anstelle der planebenen Distanz aufdrängen. Die allgemeine Formel zur Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten lautet:

$$v = \frac{x}{t}$$

Parameter: v = Abstandsgeschwindigkeit
 x = Versuchsdistanz (Abstand zwischen Impfstelle und Probenahmestelle)
 t = Fliesszeit des Tracers

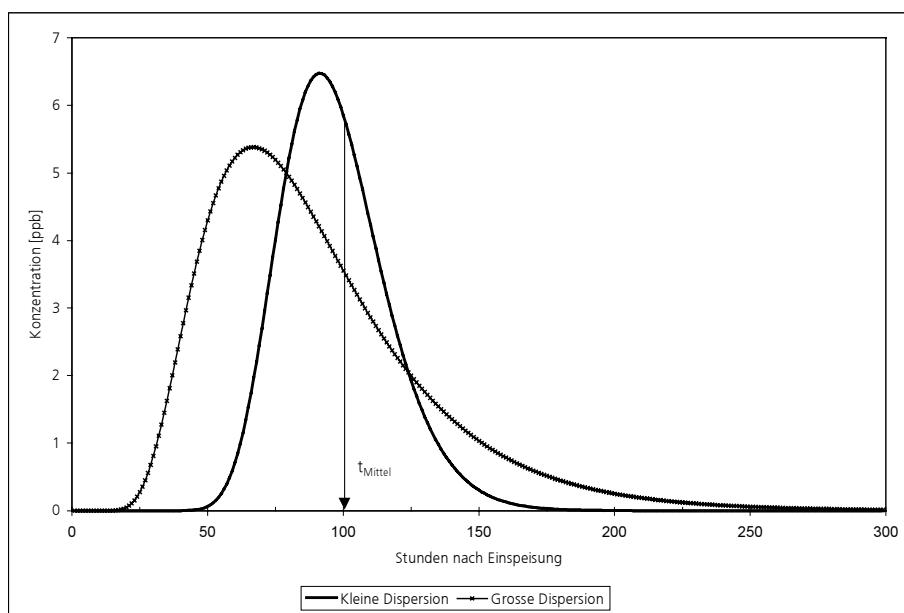
3 Versuchauswertung und -dokumentation

Anhand der Durchgangskurve (vgl. Abb. 3.3) lassen sich direkt berechnen:

- Maximale Abstandsgeschwindigkeit: $v_{\text{Max}} = x / t_{\text{Erstaufreten}}$
- Peak-Fliesszeit: $v_{\text{Peak}} = x / t_{\text{Peak}}$

Für die Bestimmung der mittleren Fliesszeit wurden verschiedene Schätzverfahren entwickelt. Die zuverlässige Bestimmung der mittleren Abstandsgeschwindigkeit gelingt mit einem Stofftransportmodell (in Kombination mit der Dispersion). Ein geeignetes Verfahren dazu wird im Anhang B vorgestellt. Zur Illustration zeigt die Abbildung 3.5 zwei Durchgangskurven mit unterschiedlichen Dispersionskoeffizienten. Zu beachten ist, dass in beiden Fällen die mittleren Fliesszeiten t_{Mittel} (und damit die mittleren Abstandsgeschwindigkeiten v_{Mittel}) identisch sind.

Abbildung 3.5: Zwei Tracerdurchgangskurven mit identischer mittlerer Fliesszeit t_{Mittel} , aber unterschiedlich grossen Dispersionskoeffizienten.



Hinweis: Häufig wird fälschlicherweise der Medianwert aus der Summenkurve als Schätzwert für die mittlere Fliesszeit angesehen. Der Medianwert entspricht dem Zeitpunkt $t_{50\%}$, an welchem die Hälfte der gesamthaft an einer Messstelle zurückgehaltenen Tracermenge vorbeigeflossen ist. Dieses Vorgehen ist nicht korrekt, da mit zunehmender Verweilzeit des Tracers im Untergrund die störenden Faktoren zunehmen, welche zu einer Verfälschung des abfallenden Astes der Durchgangskurve führen. In der Regel entsprechen weder der Markierstoff noch der Versuchsablauf einem Idealzustand. Aus diesem Grund ist die Gleichsetzung von medianer und mittlerer Abstandsgeschwindigkeit nicht zulässig (ausser bei sehr kompakten, d.h. fast symmetrischen Durchgangskurven).

Für Plausibilitätskontrollen kann auf die früher oft verwendete Faustformel zurückgegriffen werden, wonach sich die mittlere Fliesszeit ungefähr dort befindet, wo die Konzentration nach der Überschreitung des Konzentrationsmaximums auf etwa 2/3 des Konzentrationsmaximums abgesunken ist.

Rückgewinnungsrate

Die Rückgewinnungsrate (oder Rückholrate) errechnet sich aus der Summe der bei der Probenahmestelle wiedergefundenen Tracer-Menge, bezogen auf die Einspeisemenge. Die Rückgewinnungsrate kann nur bestimmt werden, wenn die Probenahmestelle an einer Quelle mit bekannter Schüttung oder einem Pumpwerk mit bekannter Entnahmemenge liegt. In Lockergesteins-Grundwasserleitern können die Rückgewinnungsraten überschlagsmäßig gemäss Tabelle 3.6 beurteilt werden. In sehr gut entwickelten Karstsystemen können Rückgewinnungsraten von nahezu 100% erreicht werden.

Tabelle 3.6: Überschlagsmässige Beurteilung der Rückgewinnungsrate in Lockergesteins-Grundwasserleitern

Rückgewinnungsrate	Beurteilung
über 60%	sehr hohe Rückgewinnung
40 – 60%	hohe Rückgewinnung
10 – 40%	mittlere Rückgewinnung
1 -10%	geringe Rückgewinnung
unter 1%	sehr geringe Rückgewinnung

Die folgenden Gründe führen zu einer Herabsetzung der Rückgewinnungsrate:

- Kein idealer Tracer: Irreversible Sorptionsvorgänge, Abbauprozesse.
- Kein idealer Versuchsablauf: Verbleibende «Tracer-Depots» bei den Eingabestellen.
- Kontinuierliche Ausbreitung der Tracer-Wolke: Infolge der transversalen Dispersion kann ein Teil der eingespeisten Stoffmenge an der Probenahmestelle vorbeiströmen (z.B. nicht vollständiges Abdrainieren des Tracers durch ein Pumpwerk).

Im nächsten Abschnitt wird weiter auf die möglichen Auswirkungen von verbleibenden «Tracer-Depots» eingegangen. Auch bei direkter Markierstoffeingabe ins Grundwasser besteht keine Garantie, dass die Gesamtheit der Stoffmenge durch die Strömung abtransportiert wird. Es ist bekannt, dass in Piezometern bzw. in deren Umgebung Bereiche mit praktisch stagnierendem Grundwasser vorkommen können. Ein Teil des eingegebenen Tracers bleibt in diesen Totwasserzonen gefangen oder wird nur sehr langsam dem Grundwasserstrom zugeführt. Je nach Aufgabenstellung wird empfohlen, am Ende des Versuches das Grundwasser bei der Eingabestelle zu beproben und auf Restgehalte des verwendeten Tracers zu untersuchen.

3.2.4 Durchgangskurven mit ausgeprägtem Tailing oder mehreren Konzentrationsmaxima

In der Praxis entsprechen viele Tracerdurchgangskurven nicht der Idealvorstellung des Transports von konservativen Tracern. Meist äussert sich dies in einem gegenüber Modelldurchgängen viel zu langsam Abfallen der Tracerkonzentrationen nach dem Überschreiten des Konzentrationsmaximums (sog. Tailing). Es können auch Durchgangskurven mit mehreren Konzentrationsmaxima vorkommen. Die beiden Phänomene können mehrere Ursachen haben:

- Bei Eingaben in Baggertschlüsse muss trotz Nachspülens damit gerechnet werden, dass in der ungesättigten Zone ein Restdepot des Tracers übrig bleibt. Durch versickerndes Niederschlagswasser oder durch einen Grundwasserspiegel-Anstieg wird dieses Depot allmählich ausgespült. Die Konsequenz davon ist, dass das Grundwasser noch über längere Zeit mit nicht gewollten Tracer-Nachschüben markiert wird (Remobilisierung).

3 Versuchauswertung und -dokumentation

- Ein weiterer Grund kann ein nicht ideales Verhalten des eingesetzten Tracers sein, indem Sorptions- und spätere Desorptionsprozesse für ein verlangsamtes Abnehmen der Tracerkonzentrationen sorgen.
- Denkbar ist auch, dass der Tracer auf mehreren Transportwegen zum Beobachtungsort gelangt ist. Im Porengrundwasser können unterschiedliche Durchlässigkeiten in einem geschichteten Aquifer zu einer derartigen Tracerverteilung führen. Im Kluft- oder Karstmilieu sind aber auch effektiv zwei oder mehr getrennte (unterschiedlich lange) Fliesswege denkbar (vgl. auch Anhang B).
- Karstwasserwege mit turbulenten Strömungsverhältnissen und Pools, in denen das Wasser zirkuliert, können ebenfalls ein langezogenes Tailing und sekundäre Peaks verursachen.

3.2.5 Tracerversuche und numerische Grundwassermodelle

Aus Tracer-Versuchen lassen sich in idealer Weise Inputdaten zur mathematischen Beschreibung des dispersiven Stofftransports gewinnen. Die entsprechenden Berechnungskonzepte basieren auf folgendem Grundsatz: die messtechnische Erfassung und die mathematische Behandlung der Transportprozesse im Grundwasser beziehen sich immer auf eine Mittelbildung über ein Volumen, welches ausreichend gross ist, damit lokale Inhomogenitäten im Fliessfeld ausgeglichen werden.

Die Ergebnisse von Markierversuchen erlauben, ein Grundwassermodell wie folgt zu verbessern:

- Optimierung der tatsächlichen Strömungsrichtungen
- Optimierung der Modellparameter «Durchlässigkeit» und «durchflusswirksame Porosität»
- Ermittlung der «Dispersivität», zum Beispiel im Hinblick auf Störfallsimulationen

Besonders bei Grundwasservorkommen mit sehr flachen Grundwasser-Spiegelgradienten oder komplexem Aufbau des Grundwasserleiters können die Modellergebnisse deutlich von den natürlichen Verhältnissen abweichen. Tracerversuche tragen in solchen Fällen zur Klärung der tatsächlichen Strömungsverhältnisse bei und ermöglichen somit, das Modell korrekt zu kalibrieren. Bei der Simulation von Tracerversuchen wird die Fortbewegung und Ausweitung einer Tracer-Wolke in Funktion der Zeit sowie die entsprechende Durchgangskurve beim Beprobungsstandort berechnet (ein- bis dreidimensional). Zahlreiche in der Praxis verwendete Strömungsmodelle erlauben die Berechnung von Transportvorgängen. Die Modellierung des Transportes von gelösten Stoffen im Grundwasser wird in einer Reihe von Lehrbüchern im Detail behandelt (z.B. KINZELBACH & RAUSCH 1995).

3.2.6 Kombination von Markierversuchen und Pumpversuchen

Die Möglichkeiten, durch Pumpversuche hydraulische Erkenntnisse über den Aquifer zu erhalten, sind sehr vielfältig. Dennoch können Pumpversuche die Durchführung von Markierversuchen nicht ersetzen. Nur mit Hilfe von Markierversuchen erhält man beispielsweise Angaben zur räumlichen und zeitlichen Vermischung von Wasserinhaltsstoffen (Dispersion) und zur durchflusswirksamen Porosität in gespannten Grundwasserleitern. Darüber hinaus ist es im Hinblick auf Schadensfälle und Sanierungsmassnahmen nur durch Markierversuche möglich, Angaben über die zu erwartenden Verweilzeiten im Aquifer und über das Erstauftreten der Inhaltsstoffe im Brunnen zu machen. Als besonders bedeutsam sind in diesem Zusammenhang zeitgleich zu Pumpversuchen durchgeführte Markierversuche zu erwähnen, da eine Methodenkombination zusätzliche Erkenntnisse bzw. geohydraulische Kennwerte liefert. Durch den Pumpversuch sind

kontrollierte, konstante Strömungsverhältnisse möglich, was die Genauigkeit der Untersuchungsergebnisse steigern kann. Leider findet die kombinierte Versuchsanordnung von Pumpversuch und Markierversuch in der Praxis noch zu selten statt.

Bestimmung der nutzbaren Porosität mittels Tracerversuchen:

Bei Pumpversuchen kann anhand der folgenden Formel die nutzbare Porosität berechnet werden:

$$n_e = \frac{Q \cdot t_{\text{Mittel}}}{\pi \cdot x^2 \cdot H}$$

Zähler: Wasservolumen

Nenner: Aquifervolumen (als zylinderförmig angenommen)

Für natürliche Verhältnisse gilt:

$$k = \frac{V_{\text{Mittel}} \cdot n_e}{i} \quad \text{Gesetz von Darcy}$$

Parameter:

n_e	= nutzbare Porosität des Grundwasserleiters
Q	= Fördermenge im Brunnen
t_{Mittel}	= mittlere Fliesszeit des Tracers
x	= Fliessdistanz
H	= mittlere Aquifermächtigkeit
k	= Gebietsdurchlässigkeit (hydraulische Leitfähigkeit)
v_{Mittel}	= mittlere Abstandsgeschwindigkeit
i	= hydraulischer Gradient

3.3 Dokumentation

Tracerversuche sind es wert, in den hydrogeologischen Dokumentationsstellen archiviert zu werden (vgl. dazu auch Kapitel 1.3). Allerdings sind an die Berichterstattung gewisse Minimalanforderungen zu stellen, damit die Nachvollziehbarkeit der Versuchsdurchführung und -auswertung gewährleistet ist. Die häufig zu lesende Feststellung, «der Markierstoff konnte bei keiner Messstelle nachgewiesen werden», macht das entsprechende Dokument für eine spätere Verwendung aus tracerhydrologischer Sicht unbrauchbar. Erst durch Beantwortung der Fragen

- Wo wurde beprobt?
- Wie lange wurde beprobt?
- In welchen Intervallen wurden die Proben entnommen?
- Welche Analytik wurde angewendet?.

sind die Dokumente für eine spätere Verwendung von Nutzen. Im Anhang E findet sich eine Checkliste, die es den Bearbeitenden erleichtern soll, die Versuche zu dokumentieren.

3 Versuchauswertung und -dokumentation

☞ Aufruf zur ausreichenden Dokumentation von Markierversuchen

Es bleibt zu hoffen, dass die Auftraggeberinnen und Auftraggeber die Dokumentation der von ihnen veranlassten Tracerversuchen gemäss Anhang E dieser Praxishilfe verlangen werden. Erst eine ausreichende Dokumentation macht einen Tracerversuch auch wirklich archivierungswürdig.

Darstellung der Resultate beim Auftreten von mehreren Tracern

Tracerversuche sollten immer in Form von Durchgangskurven (Zeit-Konzentrations-Darstellungen) veranschaulicht werden. Beim Auftreten von mehreren Markierstoffen sollen in den Grafiken «normierte Kurven» dargestellt werden. Diese Darstellungsart lässt einen Konzentrationsvergleich unabhängig von den (in der Regel unterschiedlichen) Eingabemengen zu. Es werden also die Verdünnungen in Bezug auf ein bestimmtes Wasservolumen angegeben.

$$C_n = \frac{C}{M}$$

Parameter: C_n = Verdünnungsgrad (= normierte Konzentration) [ppb/kg]

C = gemessene Konzentration [ppb]

M = Einspeisemenge [kg]

4 Weitere Anwendungen

4.1 Uferfiltrat-Untersuchungen

Etliche Grundwasserpumpwerke liegen in der Nähe von Fließgewässern. Im Falle einer plötzlichen Schadstoffbelastung des Oberflächengewässers können diese Fassungen akut gefährdet sein. Markierversuche eignen sich, um die Infiltrationsvorgänge und damit die Gefährdung dieser Fassungen in direkter Weise zu untersuchen. Im Hinblick auf die Erstellung von Alarndispositiven für Schadensfälle können Markierversuche die Grundlage für die Beantwortung der folgenden Fragen bilden:

- Besteht eine hydraulische Verbindung zwischen dem Fließgewässer und dem Pumpwerk?
- Mit welcher zeitlichen Verzögerung tritt der Markierstoff im Pumpwerk auf? Welche Interventionszeit steht für Massnahmen zur Verfügung?
- Welche Konzentration wird im Pumpwerk im Vergleich zum Fließgewässer erreicht (Verdünnung)?

Unter günstigen Bedingungen erlaubt die Durchführung eines Markierversuches die Gefährdung von flussnahen Grundwasserpumpwerken zu quantifizieren.

Empfehlungen

- Im Hinblick auf den sorgsamen Umgang mit den wenigen geeigneten Markierstoffen soll die Einleitung von fluoreszierenden Tracern in Oberflächengewässer sorgfältig abgewogen werden.
- Die Tracereingabe in Oberflächengewässer erfolgt in der Regel kontinuierlich. Erfahrungswerte liegen zwischen 10 und 30 Minuten. Kontinuierliche Einspeisungen verringern die Konzentrationsspitzen und vergrößern das Zeitintervall, währenddessen markiertes Oberflächenwasser ins Grundwasser versickern kann. Bei kleineren Bächen und längeren Fließdistanzen eignen sich auch Momentaneinspeisungen.
- Je nach Fragestellung muss eine sofortige gute Durchmischung des Markierstoffes mit dem Bach- oder Flusswasser erreicht werden. Bei breiten Flüssen eignen sich mehrere, über die ganze Flussbreite verteilte Einspeisestellen auf einer Brücke.
- Die Resultatausbeute aus einer Oberflächengewässer-Markierung soll optimiert werden. So sollen in jedem Falle auch die Laufzeiten im Fließgewässer bestimmt werden. Daraus lassen sich wichtige Informationen zu den Interventionszeiten gewinnen. Zudem sollen alle unterliegenden Pumpwerke, die möglicherweise ebenfalls Uferfiltrat fördern, beprobt werden. Werden die betroffenen Wasserversorgungen und Amtsstellen rechtzeitig informiert, kann der Nutzen derartiger Versuche massiv gesteigert werden. Aus diesem Blickwinkel sind ausgewählte, gut geplante Markierversuche in Oberflächengewässern durchaus zu verantworten (vgl. auch Kapitel 1.3).

4 Weitere Anwendungen

4.2 Abflussmessung in Fliessgewässern mittels Markierstoffen

4.2.1 Allgemeines und Methodik

In der Schweiz werden die Abflussmessungen in Oberflächengewässern vorwiegend mit hydro-metrischen Flügeln durchgeführt. Daneben gelangen auch Ultraschallmessanlagen (bei veränderlichem Rückstau), magnetisch-induktive Strömungssonden (verkrautete Gerinne) und Akustik-Doppler-Geräte (für grosse Wassertiefen) zum Einsatz. In Wildbächen und Gebirgsflüssen mit stark turbulentem Abfluss erfolgt die Messung vorwiegend mit Tracerverfahren.

Das Messprinzip der Abflussmessung mit Tracern beruht auf der Bestimmung der Verdünnung einer bestimmten Markierstoffmenge, welche ins Fliessgewässer eingespeist wird. Am Ende der Messstrecke wird die Konzentration des verdünnten Tracers gemessen, die Verdünnung bestimmt und die Abflussmenge berechnet. Voraussetzung für die Anwendung der Tracerverfahren ist die vollständige Durchmischung des Tracers mit dem Bachwasser. Dies sollte auf relativ kurzer Strecke erfolgen, weil sonst die Fliesszeiten zu lang sind und der Tracerbedarf zu gross wird. Innerhalb der Mischstrecke dürfen sich keine Zuflüsse oder Ableitungen bzw. Infiltrationen befinden. Grössere Stillwasserzonen und Überflutungsgebiete sind zu meiden. In langsam strömenden Gewässern mit geringer Durchmischung ist die Methode ungeeignet.

4.2.2 Verwendete Tracer und deren wichtigste Eigenschaften

Als wichtigste Anforderungen an die Tracer zur Abflussmessung sind zu nennen: ökologische Verträglichkeit, konstante und möglichst tiefe Hintergrundkonzentration, gute Wasserlöslichkeit, keine Adsorption an Schwebstoffen und hohe Stabilität gegenüber photochemischem Abbau. Kochsalz (Natriumchlorid NaCl) ist für Abflussmengen bis etwa 1 m³/s geeignet und kann bei sehr günstigen Messstellen auch bis etwa 5 m³/s verwendet werden. Uranin ist auch für Abflussmessungen der wichtigste Tracer (Einschränkungen siehe unten). Ebenfalls einsetzbar sind Sulforhodamin B und Amidorhodamin G (Sulforhodamin G extra). Rhodamin WT ist nach dem gegenwärtigen toxikologischen Stand des Wissens weniger zu empfehlen, obwohl es in den Vereinigten Staaten häufig in Oberflächengewässern verwendet wird. Bei Uranin sind der rasche photochemische Zerfall und die starke Abhängigkeit vom pH-Wert zu beachten. Deshalb soll die Lichtexposition möglichst gering gehalten werden (Messung bei Dunkelheit). Die Adsorption ist die grösste Fehlerquelle bei der Verwendung von Rhodaminfarbstoffen. Deshalb ist diese Tracergruppe für die Abflussmessung in schwebstoffreichen oder verkrauteten Fliessgewässern ungeeignet.

4.2.3 Art der Tracereingabe

Kontinuierliche Eingabe

Bei dieser Eingabeart wird der Tracer kontinuierlich über einen längeren Zeitraum mit konstanter Rate und Konzentration dem Fliessgewässer beigegeben. Die konstante Rate der Tracerzugabe wird z.B. mit einer Dosiereinrichtung nach dem Prinzip der Mariott'schen Flasche sichergestellt. Bei dieser Technik muss die Dauer der Einspeisung genügend lang sein, damit die Tracerkonzentration im Bachwasser bei der flussabwärts liegenden Messstelle einen konstanten Plateau-Wert annimmt (steady state).

Impulsartige Eingabe

Bei dieser Methode (auch Integrationsmethode genannt) wird dem Fliessgewässer eine exakt bestimmte Menge einer konzentrierten Tracerlösung in momentaner Form beigegeben. Nach einer - zur vollständigen Durchmischung hinreichend langen - Fliessstrecke wird die Tracerdurchgangskurve registriert. Beim Salzverdünnungsverfahren erfolgt die Bestimmung des Abflusses über die gemessene elektrische Leitfähigkeit des Bachwassers während des Tracerdurchgangs. Dies geschieht mit Hilfe einer Eichbeziehung der elektrischen Leitfähigkeiten und den korrespondierenden Salzkonzentrationen. Tracer-Abflussmessungen mit der impulsartigen Eingabe eines Fluoreszenztracers können auch mit tragbaren Filterfluorimetern oder Lichtleiterfluorimetern zur «in situ» und «Online-Messung» ausgeführt werden. Die dazu benötigten Geräte sind allerdings relativ teuer. Diese Methode bietet aber gegenüber der Technik mit kontinuierlicher Eingabe die folgenden Vorteile:

- Die benötigte Tracermenge und die mit der Messung verbundene Tracerbelastung des Gewässers sind geringer
- Der Zeitaufwand ist geringer

4.2.4 Versuchsdurchführung

Die Durchführung von Abflussmessungen mit Tracerverfahren erfordert viel praktische Erfahrung und Fachwissen. Für die Wahl der Methode sind vor allem die Abflussmenge und die verfügbare Messtechnik entscheidend. In der nachfolgenden Tabelle sind die Art der Eingabe sowie die wichtigsten Vor- und Nachteile der Tracer-Messverfahren aufgeführt:

Tabelle 4.1: Tracerverfahren zur Abflussmessung

Messverfahren	Tracer-eingabe	Vorteile	Nachteile
Salzverdünnung nach der <u>Integrationsmethode</u>	impulsartig	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gut geeignet für Abflüsse kleiner als 1 m³/s ▪ Kurze Messdauer (10 - 20 Min.) ▪ Auswertung sofort verfügbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abflüsse grösser als 5 m³/s nicht messbar ▪ Grosse Salzmenge notwendig
Fluoreszenz-Tracermessung nach der <u>Integrationsmethode</u> . Auswertung mit Fluorimeter im Feld	impulsartig	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grosse Abflüsse messbar ▪ Kurze Messdauer ▪ Auswertung sofort verfügbar ▪ Kleine Tracermengen erforderlich 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Messtechnik erfordert besonderes Fachwissen (Lichtleitertechnik)
Fluoreszenz-Tracermessung nach dem „ <u>steady state</u> -Verfahren“ mit Laboranalyse	kontinuierlich	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grosse Abflüsse messbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lange Messdauer ▪ Auswertung im Labor erst mit zeitlicher Verzögerung

4 Weitere Anwendungen

Fazit

Die Tracerverfahren zur Abflussmessung sind bei fachgerechtem Einsatz leistungsfähige und exakte Methoden zur Messung des Abflusses in Fliessgewässern mit turbulenter Strömung (vgl. SPREAFCO & GEES 1994). Fluoreszenztracer ermöglichen die Messung grösserer Abflüsse, wenn nicht stoffspezifische Nachteile dem entgegen sprechen. Der Einsatz von Fluoreszenztracern sollte in Bereichen mit Infiltration ins Grundwasser vermieden werden (Kontaminationsgefahr des Grundwassers).

4.3 Verwendung von Tracern in der Bohrtechnik

Bei Tiefbohrungen ist es oft nützlich, die Bohrspülung durch Zugabe von Tracern zu markieren, um den Einfluss der Bohrspülung auf die entnommenen Grundwasserproben quantitativ angeben zu können. In der Schweiz verfügt hierzu v.a. die Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (NAGRA) über ein umfangreiches Know-how (vgl. NAGRA 1985).

Die Wechselwirkungen, die durch das Vermischen von Bohrspülung mit Grundwasser entstehen, werden u.a. im Hinblick auf die Feststellung des Kontaminationsgrades von Grundwasserproben hin kontrolliert. Dies geschieht durch die Markierung der Bohrspülung mit Tracern. Für die Bohrspülung wird grundsätzlich von einem geschlossenen Kreislauf ausgegangen. In der Regel werden Uranin als Haupttracer, und m-TFMBA (meta-Trifluoromethylbenzoic acid) als Kontrolltracer eingesetzt. m-TFMBA wurde eigens für den Einsatz in Bohrspülungen entwickelt. Es handelt sich um einen sehr zuverlässigen Tracer, der im Gegensatz zu Uranin weder durch Tonminerale (Bentonitspülung) adsorbiert noch durch Lichteinwirkung zersetzt wird. Allerdings ist die Analyse relativ aufwendig (HPLC, vgl. Kapitel 3.1.4). Deshalb stehen häufig die Resultate nicht sofort zur Verfügung. Die periodische Messung der Tracer-Konzentrationen in der Bohrspülung ist eine von mehreren Möglichkeiten, Vermischungen mit zufließendem Grundwasser zu erkennen. Um die Reinigung der Bohrlochintervalle für die anschliessende Entnahme einer Grundwasserprobe überwachen und zeitlich optimieren zu können, wird wie folgt vorgegangen: nach Beendigung des Bohrvorganges bzw. abpackern des zu beprobenden Intervalls wird mittels Pumpe oder durch sich wiederholende Schwappzüge sukzessive Wasser entnommen. Dadurch entzieht man dem Bohrloch und der Steigleitung zuerst reine Bohrspülung, die sich allmählich mit zufließendem Grundwasser vermischt. Die Konzentration des Haupttracers wird fortlaufend auf Platz gemessen. Sobald die Tracerkonzentration durch Verdünnung infolge des Grundwasserzuflusses genügend gering ist, kann die hydrochemische Wasserprobe entnommen werden. Angestrebt wird normalerweise eine Probenqualität mit einem Bohrspülanteil von weniger als einem Prozent.

4.4 Markierversuche im ungesättigten Bereich

Im Bereich der ungesättigten Zone sind zwei Fälle zu unterscheiden:

- Es soll das Fliessverhalten des gesättigten Bereichs untersucht werden. Die Verhältnisse lassen aber eine direkte Eingabe des Tracers in den gesättigten Bereich nicht zu. Aus diesem Grund muss in die ungesättigte Zone eingespeist werden. Dieser Fall wird im Kapitel 4.4.1 besprochen.
- Im zweiten Fall stellt die ungesättigte Zone das eigentliche Untersuchungsziel dar. Darauf wird im Kapitel 4.4.2 eingegangen.

4.4.1 Grundwasseruntersuchungen mit Eingabe des Tracers in die ungesättigte Zone

Dieser Abschnitt bezieht sich auf Experimente, bei welchen das Fließverhalten des Grundwassers untersucht werden soll, der Markierstoff aber nicht direkt ins Grundwasser eingegeben werden kann. Bei einer Einspeisung in die ungesättigte Zone erreicht der Tracer das Grundwasser erst mit einer zeitlichen Verzögerung. Ein beträchtlicher Teil der Tracermenge bleibt für längere Zeit in der Bodenzone haften und wird, wenn überhaupt, erst nach Wochen oder gar Jahren allmählich ausgeschwemmt. Im Kapitel 2.5 wurde gezeigt, dass bei Einspeisungen im ungesättigten Bereich im Vergleich zur direkten Eingabe ins Grundwasser generell ein Mehrfaches an Tracer eingegeben werden muss, um eine genügende Markierung zu erreichen. Diesen Umstand gilt es zu berücksichtigen, besteht doch bei unerwartet direkten und schnellen Verbindungen (präferentiellen Fließwegen) ein nicht zu unterschätzendes Risiko für das kurzfristige Auftreten von überraschend hohen Konzentrationen in den betroffenen Fassungen. Bei Markierversuchen im ungesättigten Bereich ist es möglich, dass das Versuchsgebiet für mehrere Jahre kontaminiert wird. Durch Niederschlagsereignisse kann immer wieder Markierstoff remobilisiert werden, was zu mehrgipfligen Tracerdurchgangskurven führen kann (vgl. auch Kapitel 3.2 bzw. Anhang B). Häufig tritt auch der Fall auf, dass trotz vorhandener hydraulischer Verbindung während der (oft zu kurzen) Beobachtungsdauer kein positiver Tracernachweis erfolgt. Insbesondere in Gebieten mit Grundmoränenbedeckung wird diese Erfahrung immer wieder gemacht. Eine längere Beprobung hat aber schon oft gezeigt, dass erst nach mehreren Wochen oder Monaten ein schwacher, aber lang andauernder Tracerdurchgang einsetzen kann. All diese Überlegungen zeigen, dass Tracereingaben in den ungesättigten Bereich nur dann zu rechtfertigen sind, wenn triftige Gründe vorliegen bzw. wenn keine Alternativen zur Verfügung stehen.

Empfehlungen für die Durchführung von Tracerversuchen, bei welchen die Einspeisung im ungesättigten Bereich erfolgen muss:

- Falls in die ungesättigte Zone eingespeist werden muss, sollen möglichst tiefe Bagger schlüsse erstellt werden. Dabei soll aber nicht in den Stauer (z.B. Molasseoberfläche) hineingegraben werden, da der Tracer hier „stecken“ bleiben würde. Am Boden des Baggerschlusses soll eine Mulde ausgehoben werden oder es soll ein Sickerring verwendet werden, um ein seitliches Wegschwemmen des Tracers zu verhindern.
- In der ungesättigten Zone ist eine ausgiebige Vor- und Nachspülung der Impfstelle ganz entscheidend für das Gelingen eines Markierversuches. Die folgenden Tips sollen berücksichtigt werden:
 - ausgiebig vorspülen (ev. bereits am Tag vor der Einspeisung beginnen)
 - warten bis das Wasser versickert ist
 - den gelösten Tracer in konzentrierter Form einspeisen
 - warten bis der Tracer versickert ist
 - mehrmals ausgiebig nachspülen (ev. an den folgenden Tagen wiederholen).
- Ein positiver Tracernachweis darf nicht und kann nicht durch eine massiv überhöhte Einspeisemenge erzwungen werden. Generell sollte nur eine 2 bis 3 mal höhere Tracermenge als in der gesättigten Zone eingesetzt werden. Wichtiger sind eine fachkundige Auswahl der Tracer, die sorgfältige Durchführung der Einspeisung sowie nasse Witterungsverhältnisse.

4 Weitere Anwendungen

4.4.2 Spezifische Untersuchungen der ungesättigten Zone

Dieser Abschnitt handelt von der Untersuchung der hydrogeologischen Funktion der ungesättigten Zone. Prozesse in der ungesättigten Zone haben sowohl für pedologische wie auch für hydrogeologische Fragestellungen erhebliche Relevanz. Als Beispiele seien die Infiltrationsvorgänge und die Grundwasserneubildungsprozesse genannt. Tracerversuche in der ungesättigten Zone sind entweder von natürlichen Niederschlägen abhängig oder bedürfen einer künstlichen Beregnung. Aufgrund der hohen Sorptionsverluste in der Bodenzone sind günstige Sorptionseigenschaften der eingesetzten Tracer besonders wichtig. Deshalb kommen in der ungesättigten Zone neben Fluoreszenztracern verstärkt auch Salztracer (Kaliumbromid, Lithiumchlorid) zum Einsatz. Zum Nachweis und zur Beschreibung bevorzugter Fliesswege im Boden hat sich insbesondere Brilliant Blue FCF (Vitasin Blau) bewährt (FLURY & FLÜHLER 1995). Dieser Lebensmittelfarbstoff wird im Boden nur schwach adsorbiert und ist gut sichtbar. Der Tracernachweis erfolgt meist visuell oder fotometrisch.

Neben der Untersuchung von Speicher- und Schutzfunktion in natürlichen Böden können Tracer auch eingesetzt werden, um die Wirksamkeit von Deponieabdeckungen und Sickerwasserbewegungen in Deponiekörpern zu untersuchen. Ein grossflächiger Tracereinsatz, z. B. als «Düngeraustragssimulation» ist mit den gegenwärtig verfügbaren Tracerverfahren kaum durchführbar, da die Bodenzone ein extrem heterogenes Medium darstellt (vgl. auch Kapitel 1.2). Auf derartige Flächenmarkierungen soll grundsätzlich verzichtet werden. Zur Abklärung entsprechender Fragestellungen sind klar definierte Punktmarkierungen in Schlitten (oder allenfalls «Streifenimpfungen» mit ausgiebiger Einwässerung) in Kombination mit den folgenden Methoden zu empfehlen:

- Vulnerabilitätskartierung
- Bodenkundliche Kartierung
- Geophysikalische Kartierung
- Hydrochemisches und speziell bakteriologisches Monitoring an der Wasserfassung
- Interpretation von Umweltisotopen

4.5 Tracer für den Abwasserbereich

Im Abwasserbereich werden ebenfalls Markierstoffe eingesetzt. In den meisten Fällen handelt es sich dabei lediglich um Sichtprüfungen. Grundsätzlich sind zwei verschiedene Anwendungsbereiche zu unterscheiden:

- Abklärung der Herkunft von Verunreinigungen (z.B. Fehlanschlüsse in Trennsystemen) bzw. Feststellung von Leitungsführungen in dichten Kanalisationssystemen.
- Dichtigkeitsprüfung bzw. Ermittlung von Lecks insbesondere in defekten Abwassersystemen. Die Stoffkonzentrationen werden in der Regel so hoch dosiert, dass die Lecks mit blossen Auge erkannt werden können. Da die Gefahr eines Übertrittes des Markierstoffes aus der Kanalisation in den Grundwasserbereich besteht, ist grosse Vorsicht geboten.

Empfehlungen¹⁰

- Generell gilt, dass fluoreszierende Markierstoffe im Abwasserbereich nur dann eingesetzt werden sollen, wenn sie die einzige Möglichkeit zur Problemlösung darstellen.
- Dabei ist auf die in der Hydrogeologie besonders geeigneten Fluoreszenztracer (z.B. Uranin) unter allen Umständen zu verzichten. Die Verwendung von Fluoreszenztracern im Abwasserbereich trägt zum Aufbau von Basiskontaminationen bei, die hydrogeologische Markierversuche in urbanen Gebieten empfindlich stören können (PARRIAUX et al. 1990).
- Als geeignete Markierstoffe für den Abwasserbereich werden Methylenblau, Methyle-violett oder Schwebstoffe (z.B. farbige Partikel, Konfetti etc.) empfohlen. Methylenblau ist in Säcklein von 100 Gramm bis 1 kg im Chemikalienhandel erhältlich. Diese Substanz ist sehr gut wasserlöslich und die Farbintensität ist sehr hoch. Für die meisten Versuche reicht ein Säcklein à 100 g.

4.6 Einsatz von Bakteriophagen

Allgemeines

Eine kurze Einführung zu den Partikeltracern (inkl. Bakteriophagen) findet sich im Kapitel 2.3.4. Bakteriophagen (Phagen) sind Viren, welche spezifische Bakterien befallen. Wie alle Viren, sind Bakteriophagen unfähig, sich eigenständig zu vermehren. Die Phagen sind weder gegenüber Menschen, Tieren noch Pflanzen aktiv, d.h. sie sind weder pathogen noch toxisch. Die Grösse von Bakteriophagen bewegt sich im Bereich von 0.01 bis 0.5 µm. Jeder Phagentyp hat eine spezifische Bakterienspezies als Wirt. Auf Grund dieser Tatsache können mehrere Phagenarten gleichzeitig als Tracer eingesetzt werden, ohne dass es dadurch zu Interferenzen bei der Analyse kommt. Ein Liter der im Labor erzeugten Phagenkulturen enthält 10^{12} bis 10^{14} Phagen. Die Nachweisgenauigkeit (Auszählung) liegt bei 1 Phage pro ml Probenflüssigkeit. Die Phagen überdauern Versuchszeiten von einigen Wochen. Sie werden danach sukzessive im Aquifer eliminiert. Bei den verwendeten Phagenkulturen handelt es sich ausschliesslich um marine Bakteriophagen, die vor dem Einsatz im Gelände so behandelt werden, dass remanente Bakterien entfernt werden und jede Möglichkeit einer Reproduktion und Weiterverbreitung im Aquifer ausgeschlossen ist. Aus diesem Grund und weil die Phagen in jeglicher Konzentration unsichtbar sind, können sie auch zur Markierung von Trinkwasser (Quellen, Brunnen, Reservoirs, etc.) verwendet werden. Hintergrundbelastungen bestehen im Grundwasser nicht, da die verwendeten marin Phagen in Süßwasseraquiferen nicht vorkommen und ihre Lebensdauer beschränkt ist (einige Monate bis Jahre). Die Analyse der Wasserproben ist wesentlich aufwendiger als jene der Fluoreszenztracer und kann nur in speziell ausgerüsteten Instituten erfolgen. Die Analyse beruht auf der Affinität der Bakteriophage für eine bestimmte Bakterienspezies.

¹⁰ Die VSA-Richtlinie «Unterhalt von Kanalisationen» aus dem Jahre 1992 geht auf die Problematik der fluoreszierenden Tracer im Abwasserbereich ein. Für die Feststellung von Fliesswegen oder Falschanschlüssen wird die Beigabe von farbigen Schwebestoffen, Konfetti usw. oder die Färbung mit Methylenblau empfohlen. Fluoreszenztracer wie Uranin etc. sind möglichst zu vermeiden, weil allfällige Verluste ins Grundwasser für längere Zeit Grundwasseruntersuchungen erschweren oder sogar verunmöglichen (VSA: Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute).

4 Weitere Anwendungen

Praktische Tips zum Einsatz von Bakteriophagen

- Tracerversuche mittels Bakteriophagen können in Zusammenarbeit mit spezialisierten Instituten¹¹ durchgeführt werden (ROSSI et al. 1996).
- Für einen Markierversuch werden 5 bis 20 Liter Phagensuspension benötigt. Zur Erzeugung dieser Mengen muss das Labor mindestens zwei Wochen vor dem Versuch avisiert werden. Je nach Aquifertyp werden die am besten geeigneten Phagen ausgewählt und als Kulturen gezüchtet.
- Bakteriophagen sind für den Einsatz in Karst- und gut ausgebildeten Kluftaquiferen geeignet. Die Rückgewinnungsrate liegt gewöhnlich unter jener der Fluoreszenztracer.
- Im Porengrundwasser ist der Einsatz von Bakteriophagen auf hohe Durchlässigkeiten von 10^{-2} bis 10^{-3} m/s und kurze Fließdistanzen beschränkt. Die Rückgewinnungsraten sind sehr gering.
- In geringdurchlässigen Sedimenten oder im ungesättigten Bereich werden Phagen vollständig zurückgehalten.
- Es wird von einem Einsatz von Phagen in reduzierenden Grundwässern (niedriges Redoxpotential) bzw. in sulfatreichen (gipshaltigen) Wässern abgeraten.
- Zur Auszählung der Phagen genügen Wasserproben von 50 ml.
- Die Probenahme erfordert keine besonderen Vorkehrungen. Als Probenahmegeräte eignen sich braune Kunststoffflaschen, die nicht steril zu sein brauchen. Die Proben müssen aber in Kühlboxen (bei 4 bis 12 °C) gelagert und transportiert werden.
- Im Rahmen eines Markierversuches empfiehlt sich pro Woche ein zweimaliger Transport der Proben ins Labor.
- Die Laboranalyse erlaubt die Unterscheidung und Auszählung mehrerer Phagentypen in ein und derselben Probe. Die Markierung mit Bakteriophagen eignet sich daher grundsätzlich für Multitracerversuche im Karst. Es stehen 5 bis 6 verschiedene Phagen zur Verfügung.

¹¹ Université de Neuchâtel: Centre d'hydrogéologie und Laboratoire de microbiologie.

5 Literaturverzeichnis

ATH (Association of Tracer Hydrology):

- Tagung in Bern: Tracermethoden in der Hydrologie. Beiträge zur Geologie der Schweiz – Hydrologie, Nr. 28 I und II, 552 S., Bern 1982.
- Tagung in Athen: Karst hydrogeology of the central and eastern Peloponnesus (Greece). Steir. Beitr. Hydrogeol., 37/38, 299 S, Graz 1986.
- Tagung in Karlsruhe: Transport phenomena in different aquifers. Steir. Beitr. Hydrogeol., 43, 279 S., Graz 1992.
- Tagung in Portoroz: Karst hydrogeological investigations in south-western Slovenia. ACTA KARSOLOGICA, XXVI/1, 376 S., Ljubljana 1997.
- Tagung in München: Tracer studies in the unsaturated zone and groundwater. Beitr. Hydrogeol., 52, 231 S., Graz 2001.

BEHRENS H. et al. (2001): Toxicological and ecotoxicological assessment of water tracers. *Hydrogeology Journal*, 9, 321-325.

BERTSCH W. (1978): Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion - ein Literaturüberblick. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM), 22/1978.

FLURY M. & FLÜHLER H. (1995): Tracer characteristics of Brilliant Blue FCF. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 22-27.

GEES et al. (1995): Abflussmessung nach dem Verdünnungsverfahren. *Wasser-Energie-Luft*, 87/9, 203-206.

HODEL H.-P. (1999): Lichtleiter-Fluorometer zur Messung des Abflusses in Bergbächen und Gebirgsflüssen und deren Eignung für den operationellen Messbetrieb. *LHG Nouvelles*, 99/2, 10-13, Bern-Ittigen.

IAHS (2000): Tracers and Modelling in Hydrogeology. Proc. of the TraM '2000 Conference Liège, Belgium. IAHS Publ. 262.

KÄSS W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart.

KÄSS W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. Balkema, Rotterdam.

KENNEDY K., MÜLLER I., SCHNEGG P.A., ROSSI P., KOZEL R. (2001): Characterization of the Kappelen groundwater research site (BE), Switzerland, and preliminary bacteriophage and solute tracer component responses. *Beitr. Hydrogeologie*, 52, 158-180.

KENNEDY K., NIEREN S., ROSSI P., SCHNEGG P.-A., MÜLLER I., KINZELBACH W. (2001): Results of bacteriophage, microsphere and solute tracer migration comparison at Wilerwald test field, Switzerland. *Beitr. Hydrogeologie*, 52, 180-210.

KINZELBACH W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Oldenbourg-Verlag, München.

KINZELBACH W. & RAUSCH R. (1995): Grundwassерmodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Gebrüder Borntraeger, Berlin und Stuttgart.

KREFT A. & ZUBER A. (1978): On the physical meaning of the dispersion equation and its solutions for different initial and boundary conditions. *Chemical Engineering Science*, 33, 1471-1480.

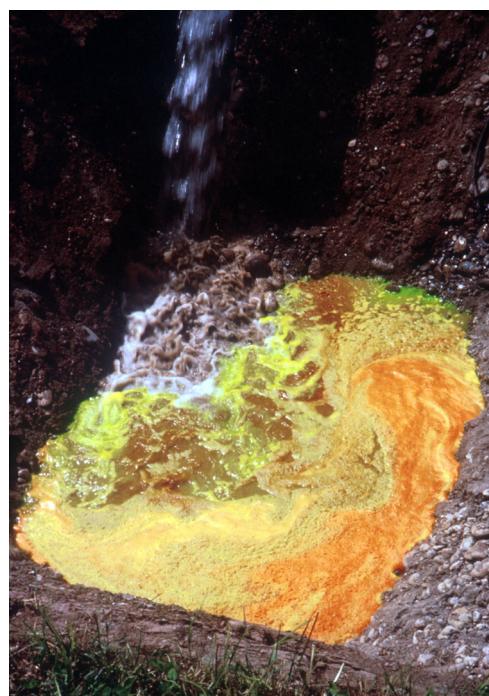
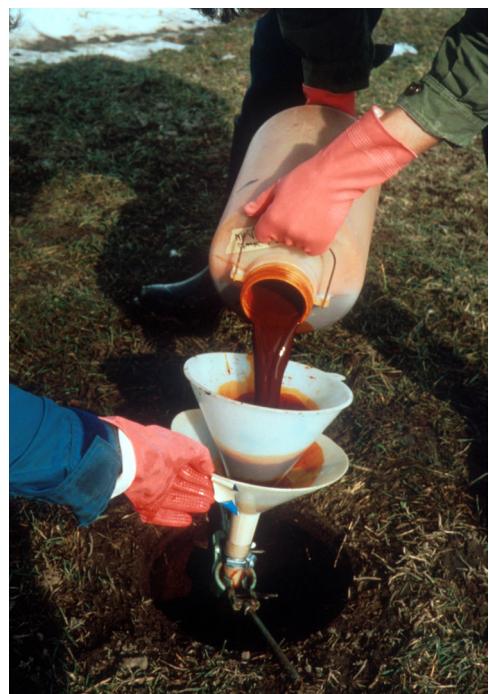
LUDER B. (1994): Manual für die Abflussmessung nach dem Salzverdünnungsverfahren. Technischer Bericht LHG, 1994/1, 23 S., Bern-Ittigen.

MALOSZEWSKI P. (1985): Development and application of mathematical flow models for interpreting tracer experiments in porous groundwater systems. Beilagen zum Weiterbildungskurs in Tracerhydrologie 1985 am Geographischen Institut der Uni Bern (unpubliziert).

5 Literaturverzeichnis

- MALOSZEWSKI P. & ZUBER A. (1990): Mathematical modelling of tracer experiments in fissured rocks. Water Res. Res., 26, 7, 1517-1528.
- MALOSZEWSKI P. (2000): Interpretation von Markierungsversuchen im Grundwasser. Skript. Institut für Angewandte Geologie der Universität München. GSF-Forschungszentrum GmbH, Institut für Hydrologie, Neuherberg b. München.
- NAGRA (1985): Feldmethoden zur Grundwasserentnahme aus Tiefenbohrungen und zur hydrochemischen Überwachung der Bohrspülung. Technischer Bericht 85-07. Baden/Schweiz.
- PARRIAUX A., LISZKAY M., MÜLLER I., DELLA VALLE G. (1988): Leitfaden für den Gebrauch künstlicher Tracer in der Hydrogeologie. Schweizerische Geologische Gesellschaft. Vergriffen.
- PARRIAUX A., DUBOIS J.-D., MANDIA Y. (1990): Persistence des traceurs fluorescents dans les nappes d'eaux souterraines. Hydrogéologie, 3, 183-194.
- ROSSI P., DOERFLIGER N., MÜLLER I., ARAGNO M. (1996): Traçage des eaux à l'aide de bactériophages. – Gas-Wasser-Abwasser (GWA), 1/96, 41-49.
- SANSONI M., SCHUDEL B., WAGNER T., LEIBUNDGUT C. (1988): Aquiferparametermittlung im Porengrundwasser mittels fluoreszierender Tracer. Gas-Wasser-Abwasser (GWA), 3/1988, 141-148.
- SANSONI M., SCHUDEL B., WAGNER T., LEIBUNDGUT C. (1988): Der Einsatz künstlicher Tracer zur Abschätzung der Wirksamkeit einer geplanten Grundwasseranreicherungsanlage in Oberkirch (LU). Gas-Wasser-Abwasser (GWA), 7/1988, 351-356.
- SAUTY J.-P. (1977): Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçage. Thèse présentée à l'Université scientifique et médicale et institut national polytechnique de Grenoble.
- SAUTY J. P. (1980): An analysis of hydrodispersive transfer in aquifers. Water Res. Res., 16 (1), 145-158.
- SEILER K.-P. & WOHNЛИCH S. eds. (2001): New approaches characterizing groundwater flow. Proc. 31th IAH Congress Munich, Germany 10.-14.09.2001.
- SMART P. (1984): A review on the toxicity of twelve fluorescent dye tracers used for water tracing. NSS-Bulletin, 46, 21-33.
- SPREAFICO M. & GEES A. (1994): Handbuch für die Abflussmengenbestimmung mittels Verdünnungsverfahren mit Fluoreszenztracer. Mitteilungen der Landeshydrologie und - geologie, Nr. 20, Bern-Ittigen.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Arbeitskreis «Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern». Arbeitskreis beim Umweltbundesamt, D-Langen. Grundwasser, 2/97, 61-64.
- WERNLI H. R. (1994): Markierungsversuche in der Molasse. Gas-Wasser-Abwasser (GWA), 1/1994, 15-22.
- WERNLI H. R. (2001): Einführung in die Tracerhydrologie. Skript. Geographisches Institut der Universität Bern (unpubliziert).
- WORTHINGTON S. (2001): Evaluation tracer injection mass. E-mail vom 14.03.2001 (unpubliziert).
- ZÖTL J.G. (1974): Karsthydrogeologie, 291 S. Springer Verlag, Wien – New York.

Einspeisung von fluoreszierenden Markierstoffen - einige Impressionen



ANHANG

- A Risikoabschätzung im Hinblick auf mögliche Schäden als Folge von Markierversuchen
- B Auswertung - Methode zur Bestimmung der mittleren Abstandsgeschwindigkeit und des Dispersionskoeffizienten aus einer gemessenen Tracerdurchgangskurve
- C Einspeiseprotokoll (mit praktischen Tips)
- D Probenahmeprotokolle und Checkliste für die Probenahme
- E Dokumentation von Tracerversuchen - Checkliste
- F Meldeblatt für Markierversuche (BWG)

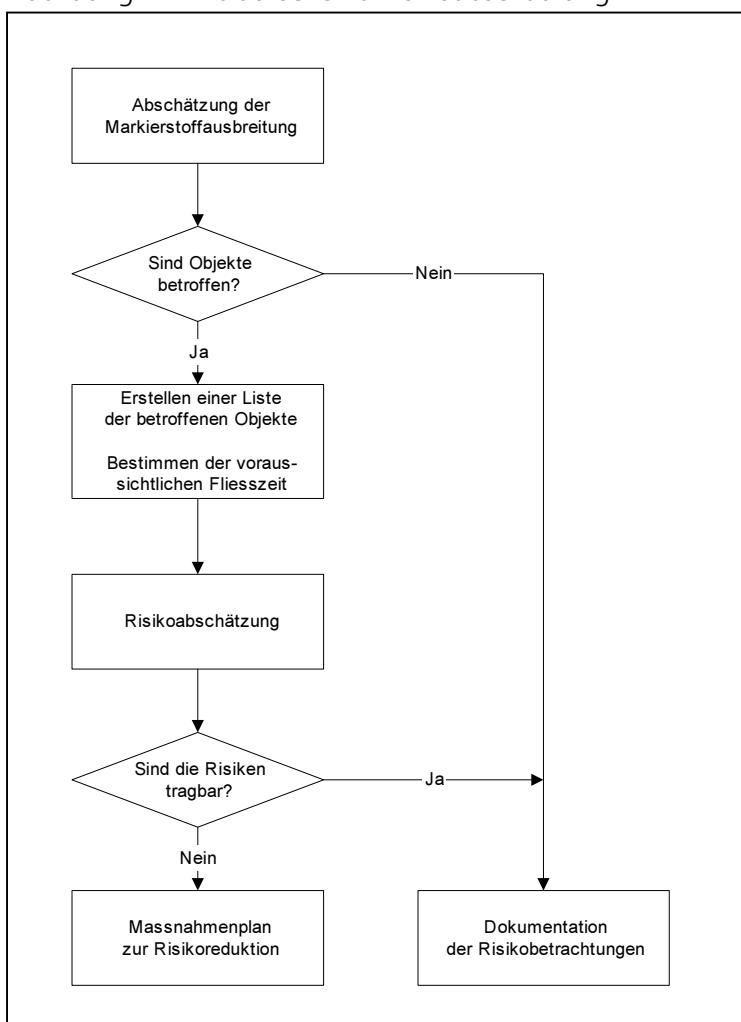
Anhang A

Risikoabschätzung im Hinblick auf mögliche Schäden als Folge von Markierversuchen

1 Allgemeines Vorgehen

Um Schadensfällen als Folge von Markierversuchen vorzubeugen, empfiehlt sich die Durchführung einer Risikoabschätzung in der Planungsphase (vgl. Kapitel 2.1). Damit soll abgeklärt werden, ob von der gewählten Versuchsanordnung Risiken ausgehen (z.B. Verfärbung von Wasser). Um die Bearbeitung der Risikoabschätzung nachvollziehbar zu gestalten, empfehlen wir den in Abbildung A 1 dargestellten Ablauf:

Abbildung A1: Ablaufschema Risikoabschätzung



Anhang A

2 Abschätzung der Markierstoffausbreitung

Damit das potentiell betroffene Gebiet eingegrenzt werden kann, muss die voraussichtliche Ausbreitung der Markierstoffe abgeschätzt werden. Da diese Abschätzung als Grundlage für die Risikobetrachtung dient, müssen die Ereignisse als Wahrscheinlichkeiten, mit welcher eine gewisse Konzentration (bzw. Sichtbarkeit) der Markierstoffe überschritten wird, dargestellt werden. Dementsprechend schlagen wir die Ausscheidung der in Tabelle A 1 dargestellten Risikobereiche vor.

Tabelle A1: Definition der Risikobereiche

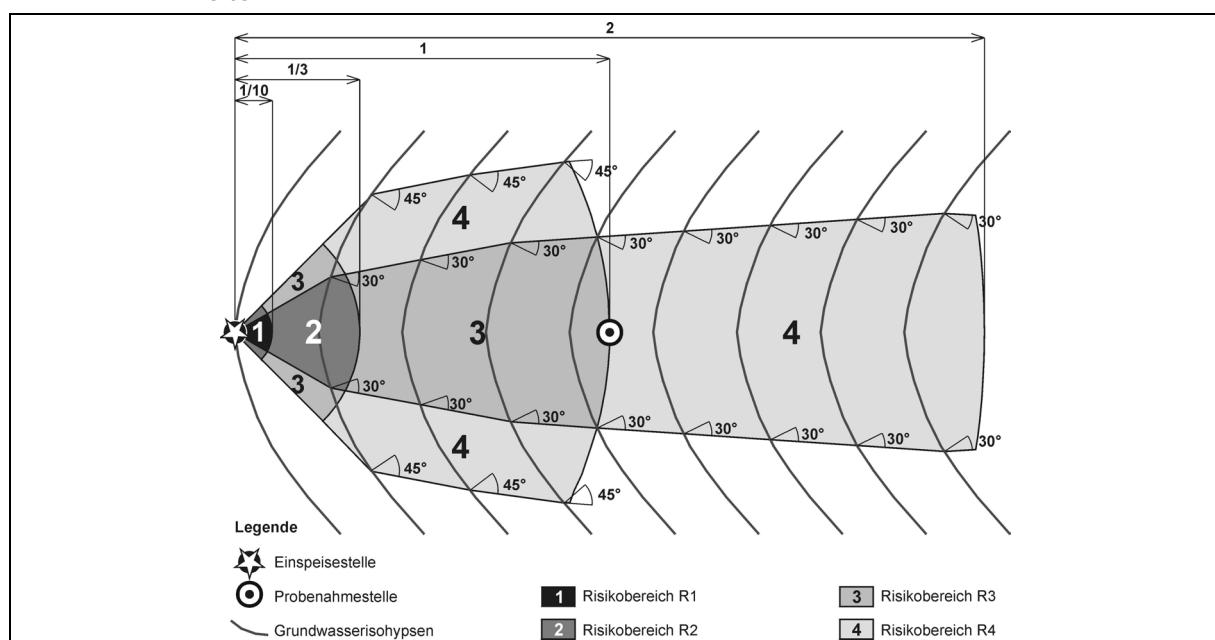
Risikobereich	Ereignis: «maximale Tracer-Konzentration»	Eintretenswahrscheinlichkeit
R1	- deutlich über Grenzwert	gross
R2	- deutlich über Grenzwert	mittel
R3	- deutlich über Grenzwert - im Grenzwertbereich	gering mittel
R4	- im Grenzwertbereich	gering

Der Grenzwert ist Stoff- und Nutzungsspezifisch (z.B. Sichtbarkeit).

Vorgehensweise in homogenen Lockergesteinsaquiferen

In homogenen Lockergesteinsaquiferen (keine Drainagen, keine bevorzugten Fließwege) können die Risikobereiche mit dem folgenden grafischen Verfahren ausgeschieden werden (siehe Abbildung A2): um die seitliche Ausbreitung der Markierstoffwolke abzuschätzen, wird von der Einspeisestelle je eine Ausbreitungslinie für einen Winkel von 30° und 45° zur Grundwasserfließrichtung gezogen. Der potentielle Ausbreitungsbereich wird von der Markierstelle her in den Abständen von $1/10$, $1/3$, der ganzen Versuchsdistanz sowie der doppelten Versuchsdistanz in Risikobereiche unterteilt.

Abbildung A2: Ausscheidung der Risikobereiche in homogenen Lockergesteinsgrundwasserleitern



Vorgehensweise in inhomogenen Lockergesteins- und Festgesteingrundwasserleitern

Da der Grundwasserfluss nur unsicher voraussagbar ist, erfolgt die Ausscheidung der Risikobereiche Einzelfallweise. Dabei sollen die folgenden Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Orientierung der potentiellen Wasserwege (z.B. Störungszonen)
- Dreidimensionale Ausprägung des Grundwasserleiters
- Ergebnisse früherer Markierversuche und bekannte Grundwasserfliessrichtungen
- Vergleich der Wasserbeschaffenheiten (zumindest der elektrischen Leitfähigkeiten)

3 Feststellung potentiell betroffener Objekte

Unter Bezug der ausgeschiedenen Risikobereiche wird eine Liste der potentiell betroffenen Objekte mit folgenden Angaben erstellt. Dabei ist besondere Aufmerksamkeit sensiblen Nutzungen wie lebensmittelverarbeitenden Betrieben, Wäschereien und Papierfabriken zu schenken. Die Liste der potentiell betroffenen Objekte solle die folgenden Angaben enthalten:

- Objektbezeichnung und Typ der Fassung
- Nutzung des geförderten Wassers (Trinkwasser, Brauchwasser etc.)
- Ist eine Alternativversorgung möglich?
- Abstand zur Markierstelle
- Risikobereich

4 Risikoabschätzung und Massnahmenplan

Die voraussichtliche Fliesszeit bis zu den potentiell betroffenen Objekten entscheidet über den Ereigniszeitraum und muss in ihrer Größenordnung abgeschätzt werden (vgl. Kapitel 2.2). Anhand der Risikobereiche wird abgeklärt, ob für die betroffenen Objekte ein Risiko für Schadensfälle besteht und ob Schutzmassnahmen nötig sind. Die Risikoabschätzung muss für jedes Objekt einzeln erfolgen. Bei erhöhten Risiken sollte ein Massnahmenplan erarbeitet werden. Darin sollen jene Massnahmen enthalten sein, welche das Schadenspotential auf ein erträgliches Mass reduzieren (z.B. Einsatz alternativer Markierstoffe, spezielle Vorkehrungen und zusätzliche Informationsmassnahmen). Grundsätzlich sollen die Massnahmen in einem sinnvollen Verhältnis zum festgestellten Risiko stehen.

Anhang B

Auswertung-Methode zur Bestimmung der mittleren Abstandsgeschwindigkeit und des Dispersionskoeffizienten aus einer gemessenen Tracerdurchgangskurve (sog. C_{peak} -Methode)

1 Einleitung

Nachfolgend wird an einem Beispiel die schrittweise Auswertung eines Tracerversuches demonstriert:

1. Schritt: Bestimmung wichtiger Kenndaten aus der Tracerdurchgangskurve
(vgl. Abschnitt 4)
2. Schritt: Schätzung des Dispersionsparameters und der mittleren Fliesszeit
(vgl. Abschnitt 5)
3. Schritt: Berechnung einer theoretischen Modellkurve
(vgl. Abschnitt 6)
4. Schritt: Vergleich der Modellkurve mit der gemessenen Tracerdurchgangskurve
(vgl. Abschnitt 7)

Die Schritte 2 bis 4 basieren auf einem Verfahren von MALOSZEWSKI (1985 und 2000). Alle vorgestellten Berechnungsmethoden können in einfacher Weise mit einem Taschenrechner oder einer Tabellenkalkulation nachvollzogen werden.

2 Versuchsanordnung und Messwerttabelle

Für das Beispiel gelten die folgenden Randbedingungen:

Milieu:	Porengrundwasser
Einspeisung:	Impulsartige Eingabe über die gesamte Aquifermächtigkeit
Beobachtungsort:	Piezometer (der Beobachtungsort liegt in der Fliessachse)
Fliessdistanz (x):	50 m
Fliessverhältnisse:	natürlich (kein Pumpversuch)

Die Eingabemenge ist im vorliegenden Beispiel nicht relevant, da die Rückgewinnungsmenge in einem Piezometerrohr nicht bestimmt werden kann.

Die Tabelle B1 zeigt die gemessenen Tracerkonzentrationen in Abhängigkeit zur Zeit nach Einspeisung. Weiter findet sich die Summenkurve sowie eine berechnete theoretische Modellkurve. Auf die Modellkurve wird im Abschnitt 6 eingegangen.

Tabelle B1: Messwerttabelle

Zeit nach Einspeisung [Stunden]	Gemessene Konzentration [ppb]	Modellkurve [ppb]	Summenkurve [Prozent]
0.00	n.n.	0.000	0.0
7.08	n.n.	0.000	0.0
8.88	0.002	0.001	0.0
11.82	0.021	0.010	0.1
15.07	0.057	0.052	0.6
17.70	0.135	0.118	1.5
21.08	0.216	0.228	3.7
23.67	0.341	0.316	6.3
26.62	0.399	0.404	10.3
29.58	0.455	0.472	14.9
32.68	0.517	0.519	20.4
35.38	0.534	0.541	25.6
38.95	0.547	0.546	32.6
41.67	0.539	0.536	38.0
47.80	0.496	0.487	49.5
50.70	0.477	0.455	54.7
53.67	0.440	0.421	59.6
56.87	0.394	0.384	64.5
62.92	0.314	0.316	72.3
68.73	0.248	0.258	78.2
74.77	0.190	0.206	83.0
80.55	0.155	0.165	86.7
86.78	0.133	0.129	89.7
95.62	0.075	0.090	92.8
118.68	0.029	0.035	97.1
142.22	0.013	0.013	98.9
164.65	0.005	0.005	99.7
170.92	0.006	0.004	99.8
183.12	0.004	0.002	100.0

n.n. = nicht nachweisbar (Nachweisgrenze im Versuchswasser: 0.001 ppb)

3 Benötigte Größen

Grundparameter

x	[m]	Fliessdistanz
C_i	[ppb]	Tracerkonzentrationen
C_{peak}	[ppb]	Maximale Konzentration (Peak-Konzentration)
t_{peak}	[Tage]	Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums
t_i	[Tage]	Beobachtungszeitpunkte

Anhang B

Fliesszeiten und Abstandsgeschwindigkeiten

$t_{\text{Erstauftreten}}$	[Tag]	Minimale Fliesszeit
v_{Max}	[m/Tag]	Maximale Abstandsgeschwindigkeit
t_{Peak}	[Tag]	Peak-Fliesszeit (auch dominierende, intensive oder wirkungsvolle Fliesszeit genannt)
v_{Peak}	[m/Tag]	Peak-Geschwindigkeit (auch dominierende, intensive oder wirkungsvolle Abstandsgeschwindigkeit genannt)
t_{Mittel}	[Tag]	Mittlere Fliesszeit
v_{Mittel}	[m/Tag]	Mittlere Abstandsgeschwindigkeit

Dispersionsgrössen

D_L	[m ² /Tag]	Longitudinaler Dispersionskoeffizient (in x-Richtung)
α_L	[m]	Longitudinale Dispersivität
$D_L/(v_{\text{Mittel}} \cdot x)$	[dimensionslos]	Dispersionsparameter. Formparameter zur Charakterisierung der Kurvenform (Asymmetrie) und Variable in der praktisch anwendbaren Dispersionsgleichung (= Kehrwert der PECLET-Zahl)
$(v_{\text{Mittel}} \cdot x)/D_L$	[dimensionslos]	PECLET-Zahl (= Kehrwert des Dispersionsparameters)

Es gilt: $D_L = \alpha_L \cdot v_{\text{Mittel}}$ bzw. $\alpha_L = D_L / v_{\text{Mittel}}$

4 Bestimmung wichtiger Kenndaten aus der Messwerttabelle

Minimale Fliesszeit	$t_{\text{Erstauftreten}}$	8.88 Std.
Maximale Abstandsgeschwindigkeit	v_{max}	135.1 m/Tag
Peak-Fliesszeit	t_{Peak}	38.95 Std.
Peak-Geschwindigkeit	v_{Peak}	30.8 m/Tag

5 Schätzung des Dispersionsparameters und der mittleren Fliesszeit

Die beiden Parameter

- Mittlere Fliesszeit: t_{Mittel} und
- Dispersionsparameter:¹² $D_L/(v_{\text{Mittel}} \cdot x)$

können in zuverlässiger Weise mit sog. C_{peak} -Methode « $C_{\text{peak}} / 0.5 C_{\text{peak}}$ » geschätzt werden (MALOSZEWSKI 1985). Ziel der C_{peak} -Methode ist die Schätzung von Anfangsparametern, welche anschliessend in die Stofftransportgleichung eingesetzt werden (vgl. Abschnitt 6).

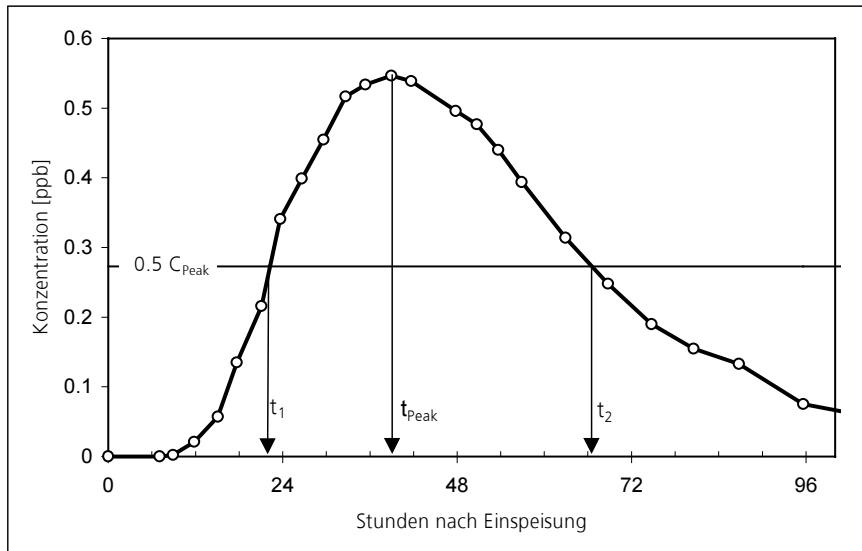
Es gelten die im Abschnitt 2 erwähnten Randbedingungen:

Milieu:	Porengrundwasser
Einspeisung:	Impulsartige Eingabe über die gesamte Aquifermächtigkeit
Beobachtungsort:	Piezometer (der Beobachtungsort liegt in der Fliessachse)
Fliessdistanz (x):	50 m
Fliessverhältnisse:	natürlich (kein Pumpversuch)

¹² nachfolgend vereinfacht als $D_L/v \cdot x$ bezeichnet.

Die nachfolgende Abbildung B1 zeigt die gemessene Tracerdurchgangskurve:

Abbildung B1: Gemessene Tracerdurchgangskurve



Anwendung der C_{peak} -Methode

Bei der C_{peak} -Methode werden aus der gemessenen Tracerdurchgangskurve bzw. aus der Messwerttabelle die folgenden drei Zeitpunkte bestimmt:

- t_1 Zeitpunkt im aufsteigenden Ast, an welcher die Konzentration den Wert $0.5 \cdot C_{peak}$ erreicht
- t_{peak} Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums
- t_2 Zeitpunkt im absteigenden Ast, an welcher die Konzentration den Wert $0.5 \cdot C_{peak}$ erreicht

Für das Beispiel gilt:

C_{peak}	0.547 ppb
$0.5 \cdot C_{peak}$	0.274 ppb
t_1	22.28 Std.
t_{peak}	38.95 Std.
t_2	66.44 Std.

Die beiden Zeitpunkte t_1 und t_2 werden rechnerisch ermittelt. Es muss beachtet werden, dass der aus der Tracerdurchgangskurve ermittelte Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums nicht unbedingt dem effektiven Zeitpunkt der Spitzenkonzentration entspricht, da das gemessene Maximum vom Probenahmeintervall abhängig ist. Deshalb sind für die Bestimmung von t_{peak} möglicherweise mehrere Rechenschritte nötig. Der aus der Messwerttabelle bestimmte Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums geht als Anfangswert in das C_{peak} -Verfahren ein. Falls nötig, wird der Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums anschliessend mittels Iteration optimiert. Schliesslich lassen sich die beiden gesuchten Parameter «mittlere Fließzeit t_{Mittel} » und der «Dispersionsparameter $D_l/v \cdot x$ » folgendermassen berechnen:

Anhang B

Berechnungsvorgang

Mit Hilfe der beiden Zeitpunkte t_1 und t_2 werden zuerst die beiden Parameter φ_1 und φ_2 berechnet:

$$\begin{aligned}\varphi_1 &= t_{\text{peak}} / t_1 \rightarrow 38.95 \text{ Std.} / 22.28 \text{ Std.} \rightarrow \varphi_1 = 1.748 \\ \varphi_2 &= t_{\text{peak}} / t_2 \rightarrow 38.95 \text{ Std.} / 66.44 \text{ Std.} \rightarrow \varphi_2 = 0.586\end{aligned}$$

Nun wird der Dispersionsparameter $D_L/v \cdot x$ für den auf- und absteigenden Ast berechnet, indem φ_1 bzw. φ_2 in die nachfolgende Gleichung eingesetzt wird:

$$\frac{D_L}{v \cdot x} = \frac{(1-\varphi)^2}{4 \cdot \sqrt{\varphi \cdot [\ln(2 \cdot \varphi^2) + 2 \cdot (1-\varphi)] \cdot [\varphi \cdot \ln(2 \cdot \varphi^2) + 2 \cdot (1-\varphi)]}}$$

Die Berechnung ergibt die folgenden Resultate:

$$\begin{array}{lll}\text{Aufsteigender Ast: } D_L/v \cdot x & = & 0.146 \\ \text{Absteigender Ast: } D_L/v \cdot x & = & 0.107\end{array}$$

Die beiden erhaltenen Werte weichen deutlich voneinander ab. Aus diesem Grund wird die Berechnung mit einem veränderten Parameter t_{peak} wiederholt.

Wiederholung der Berechnung

Der Zeitpunkt t_{peak} wird um eine Stunde zurückgesetzt auf $t_{\text{peak}*} = 37.95$ Std. Daraus ergeben sich die folgenden Werte:

$$\begin{aligned}\varphi_1 &= t_{\text{peak}*} / t_1 \rightarrow 37.95 \text{ Std.} / 22.28 \text{ Std.} \rightarrow \varphi_1 = 1.703 \\ \varphi_2 &= t_{\text{peak}*} / t_2 \rightarrow 37.95 \text{ Std.} / 66.44 \text{ Std.} \rightarrow \varphi_2 = 0.571\end{aligned}$$

Und daraus berechnen sich die Dispersionsparameter zu:

$$\begin{array}{lll}\text{Aufsteigender Ast } D_L/v \cdot x & = & 0.127 \\ \text{Absteigender Ast } D_L/v \cdot x & = & 0.118 \\ \hline \text{Mittel } D_L/v \cdot x & = & 0.123\end{array}$$

Die mittlere Fliesszeit t_{Mittel} berechnet sich nun anhand der folgenden Formel:

$$t_{\text{Mittel}} = t_{\text{Peak}*} \cdot \left[\sqrt{1 + \left(4 \cdot \frac{D_L}{v \cdot x} \right)^2} + 4 \cdot \frac{D_L}{v \cdot x} \right]$$

$$\text{Mittlere Fliesszeit: } t_{\text{Mittel}} = 60.97 \text{ Std.} = 2.54 \text{ Tage}$$

Die Anwendung der C_{Peak} -Methode ergibt die folgenden Resultate:

Mittere Abstands-geschwindigkeit	v_{Mittel}	$= x / t_{\text{Mittel}}$	$= 50 \text{ m} / 2.54 \text{ Tage}$	$= 19.68 \text{ m/Tag}$
Dispersivität	α_i	$= (D_L/v \cdot x) \cdot x$	$= 0.123 \cdot 50 \text{ m}$	$= 6.2 \text{ m}$
Dispersionskoeffizient	D_L	$= \alpha_i \cdot v_{\text{Mittel}}$	$= 6.2 \text{ m} \cdot 19.68 \text{ m/Tag}$	$= 121 \text{ m}^2/\text{d}$

Allgemeine Hinweise zur Anwendung der C_{Peak} -Methode

- Offensichtliche Ausreisser im Bereich der drei, für die Berechnungen benötigten Punkte t_1 , t_{Peak} und t_2 sind vor der Anwendung der Schätzmethode grafisch zu korrigieren.
- Gültigkeitskriterium für die C_{Peak} -Methode: $D_L/v \cdot x \leq 0.2$

6 Berechnung einer theoretischen Modellkurve

Obschon sich die C_{Peak} -Methode für die Schätzung der beiden Schlüsselparameter t_{Mittel} und $D_L/v \cdot x$ für die Praxis als genügend genau erwiesen hat, wird empfohlen, die ermittelten Parameter zwecks Kontrolle in eine analytische Lösung der Stofftransportgleichung einzusetzen und damit eine theoretische Durchgangskurve zu berechnen. Anhand des Vergleichs von Modellkurve und gemessener Kurve gewinnt man einen Eindruck über die Zuverlässigkeit der ermittelten Parameter.

Analytische Lösung der Stofftransportgleichung

Die unter der Annahme stationärer Strömungsbedingungen in einem homogenen Aquifer näherungsweise gültige eindimensionale analytische Lösung nach MALOSZEWSKI (1985) lautet:

$$C(t_i) = C_{\text{Peak}} \cdot \left(\frac{t_{\text{Peak}}}{t_i} \right)^2 \cdot \exp \left[\frac{1 - \left(\frac{t_{\text{Peak}}}{t_i} \right)}{4 \cdot \left(\frac{D_L}{v \cdot x} \right) \cdot t_{\text{Peak}}} \cdot \left(t_{\text{Mittel}} - \frac{t_{\text{Peak}} \cdot t_i}{t_{\text{Mittel}}} \right) \right]$$

Es gelten die folgenden Randbedingungen:

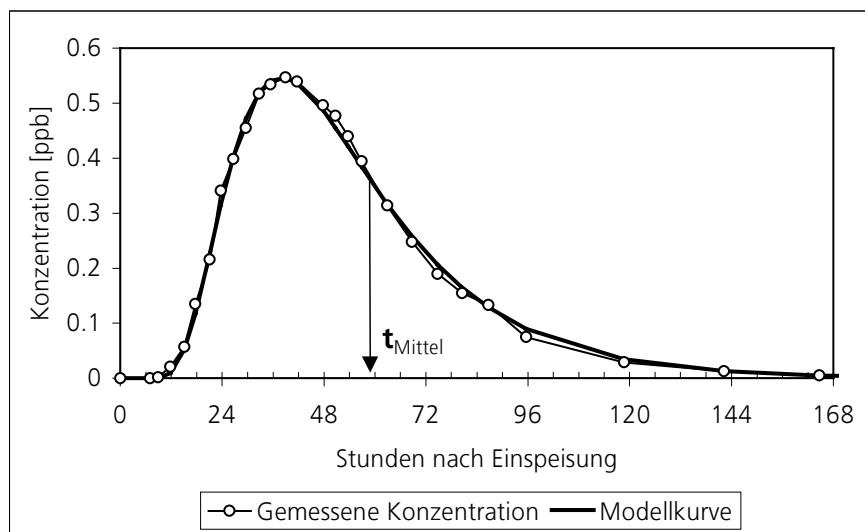
- Impulsartige Tracereingabe ins fliessende Porengrundwasser
- Eingabe über die ganze Aquifermächtigkeit
- Beobachtung an einem fixen Beobachtungsort in der Fliessachse

Diese Lösung berücksichtigt nur die Prozesse «Advektion» und «Dispersion» (vgl. Kap. 3.2). Mit dieser Gleichung lässt sich also mit den beiden Variablen $D_L/v \cdot x$ und t_{Mittel} eine theoretische Modellkurve berechnen. Es handelt sich um eine vielfach bewährte, praxisgerechte normalisierte Lösung der Stofftransportgleichung, welche ohne den Inputparameter «Einspeisemenge» auskommt. Dieser Umstand ermöglicht die Anwendung der Lösung im Grundwasserbereich, da dort die Einspeisemenge kaum je der tatsächlich in der x-Achse transportierten Tracermenge entspricht.

7 Vergleich der Modellkurve mit der gemessenen Tracerdurchgangskurve

Die für das Übungsbeispiel berechneten Konzentrationswerte $C(t)$ finden sich in der Messwerttabelle (Tabelle B1) in der Spalte «Modellkurve». In der nachfolgenden Abbildung B2 sind sowohl die Modellkurve wie auch die effektiv gemessene Kurve eingetragen. Es zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der beiden Kurven, was für die Zuverlässigkeit der mit der C_{peak} -Methode geschätzten Parameter $D_L/v \cdot x$ und t_{Mittel} spricht. In der Abbildung B2 ist der Zeitpunkt von t_{Mittel} hervorgehoben.

Abbildung B2: Gemessene Tracerdurchgangskurve und berechnete Modellkurve



Allgemeine Hinweise zur Anwendung des Stofftransportmodелles

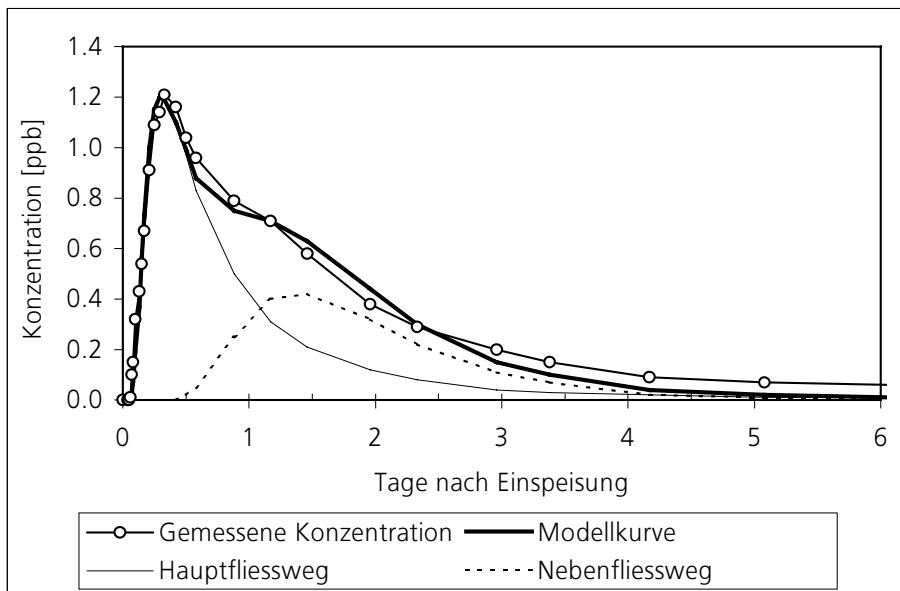
Die Auswertung einer gemessenen Tracerdurchgangskurve kann auch durch direkte iterative Anpassung der nach der vorgestellten Lösung berechneten Modellkurven an die effektiv gemessene Kurve erfolgen. Dies kann mit sogenannten Best-Fit-Verfahren erfolgen. Anpassungsvariablen sind die «mittlere Fliesszeit» sowie der «Dispersionsparameter» $D_L/(v \cdot x)$. Die «beste Anpassung» ist dann erreicht, wenn die Summe der Quadrate der Unterschiede zwischen Modellkurve und gemessener Kurve am kleinsten ist. Zu beachten ist, dass bei $D_L/v \cdot x > 0.2$ das Fitting-Ergebnis zunehmend unbestimmt wird: kleine Änderungen in der Anpassungsgüte bewirken grosse Unterschiede im erhaltenen $D_L/v \cdot x$.

8 Beispiel einer Tracerdurchgangskurve mit ausgeprägtem Tailing

Die Praxis zeigt, dass viele gemessenen Tracerdurchgangskurven nicht der Idealvorstellung des Transportes von konservativen Tracern entsprechen. Meist äussert sich dies in einem gegenüber Modelldurchgängen viel zu langsamen Abfallen der Tracerkonzentrationen nach dem Überschreiten des Konzentrationsmaximums (sog. Tailing). Dieses Phänomen kann mehrere Ursachen haben. Können Fehler bei der Einspeisung und Sorptionsprozesse weitgehend ausgeschlossen werden, kann unter Umständen das Vorhandensein von mehreren Fliesswegen zum Tailing führen. Im Porengrundwasser können unterschiedliche Durchlässigkeiten in einem geschichteten Aquifer zu einer derartigen Tracerverteilung führen. Im Kluft- oder Karstmilieu sind aber auch effektiv zwei oder mehr getrennte (unterschiedlich lange) Fliesswege möglich.

Wie das nachfolgende Beispiel zeigt, kann die gemessene Kurve in derartigen Fällen mittels Superposition von mehreren modellierten Teilkurven nachgebildet werden (Haupt- und Nebenfliessweg). Allerdings braucht es fundierte tracertechnische Kenntnisse, um im konkreten Fall zu entscheiden, ob eine derartige Interpretation zulässig ist.

Abbildung B3: Nachbildung einer Tracerdurchgangskurve durch Superposition von zwei Teilkurven



Empfehlung

Sofern Mängel bei der Einspeisung oder Sorptionsprozesse anzunehmen sind, sollte der auslaufende Tailingbereich einer Tracerdurchgangskurve nicht in die rechnerische Auswertung einzubezogen werden, da hier spezifische Phänomene der Versuchsanordnung bzw. des Stofftransports und der eingesetzten Tracer überwiegen. Die Demonstration des Berechnungsvorganges hat gezeigt, dass die vorgestellte C_{peak} -Methode in hohem Maße unempfindlich gegenüber diesen Tailing-Effekten ist.

Anhang C

Einspeiseprotokoll (mit praktischen Tips)

Projektname: _____	Tel. Büro: _____	
Projektleitung: _____	Natel: _____	
Büro: _____	Tel. privat: _____	
Strasse: _____		
Ort: _____		
Versuch: _____		
Versuchsziel: _____		
Einspeisestelle: _____		
Koordinaten: x: _____	y: _____	Höhe (m ü. M.): _____
Beschreibung der Einspeisestelle (Situationsskizze auf der Rückseite):		
Einspeisung in: Doline / Bachversinkung / Baggerschlitz (Tiefe angeben) / Bohrloch / _____ <input type="checkbox"/>		
Art des Grundwasserleiters: _____		
Nachspülung?	Zeit von: _____	bis: _____ Liter: _____
Abfluss im Vorfluter: _____	geschätzt / gemessen? <input type="checkbox"/>	
Quellschüttung / Pumpleistung: _____	geschätzt / gemessen? <input type="checkbox"/>	
pH Wasser: _____	Elektr. Leitfähigkeit: _____	°C Wasser: _____ °C Luft: _____
Tracer: _____	Einspeisemenge: _____	Lösung in - Wasser - kristallisiert - Lösungsvermittler - Suspension
Einspeisezeitpunkt:		
Datum: _____	Zeit von: _____ bis: _____	Sommerzeit/Winterzeit? <input type="checkbox"/>
Vorspülung?	Zeit von: _____ bis: _____	Liter: _____
Bezeichnung der Proben: _____		
Bemerkungen:		

Ergänzungen zum Einspeiseprotokoll

Situationsskizze:

Verhaltensregeln bei Tracereinspeisungen

Der Erfolg eines Tracerversuches kann durch die Verschleppung von Tracerspuren zunichte gemacht werden (Kontamination). Deshalb sind folgende Verhaltensregeln zu beachten:

- Die Tracerlösung ist vor der Einspeisung an einem sicheren Ort vorzubereiten.
- Um Kontaminationen zu vermeiden und aus gesundheitlichen Gründen wird dringend empfohlen, die fluoreszierenden Markierstoffe in gelöster Form zu kaufen (ausser Naphthionat). Falls der Tracer dennoch in Pulverform vorliegt, muss mit Mund- und Nasenschutz gearbeitet werden, da sonst eine Kontaminierung der Schleimhäute erfolgt.
- Die Aufbewahrung und der Transport muss in einem geschlossenen Gefäß erfolgen, so dass keine Havarie auftreten kann (auslaufender Tracer). Achtung auf Druckunterschiede beim Transport in Seilbahnen oder Helikoptern.
- Bei der Einspeisung sollen Überkleider, Schutzhandschuhe und ein Augenschutz getragen werden.
- Auch bei der «impulsartigen Einspeisung» wird der Tracer langsam und ohne Hektik eingegeben.
- Personen, die bei der Einspeisung mitwirken, dürfen bei der Probenahme erst nach gründlicher Körperreinigung und erst nach einigen Tagen eingesetzt werden (Kleiderwechsel und Duschen).
- Zum Abtransport aller Einspeisegerätschaften muss ausreichend Verpackungsmaterial bereithalten werden.
- Zur Nachvollziehbarkeit des Versuches ist die Einspeisung zu dokumentieren.

Anhang D

Probenahmeprotokolle und Checkliste für die Probenahme

Projektnname: _____	Tel. Büro: _____
Projektleitung: _____	Natel: _____
Büro: _____	Tel. privat: _____
Strasse: _____	
Ort: _____	
Laboradresse (bei Direktversand):	
Firma: _____	
Name: _____	
Strasse: _____	
Ort: _____	
Tel. _____	

Eine fachgerechte Probenahme ist für den korrekten Versuchsablauf sehr wichtig. Ein besonderes Problem bei Tracerversuchen sind mögliche Verunreinigungen bei der Probenahme (z.B. sind fluoreszierende Farbstoffe auch in vielen Alltagsprodukten enthalten). Bei der Versuchsdurchführung kommt deshalb der Probenehmerin / dem Probenehmer eine verantwortungsvolle Aufgabe zu.

Es sind die folgenden Punkte zu beachten:

- Beschriftung der Flaschen mit Versuch, Ort, Entnahmedatum und Uhrzeit (keine farbigen Filzstifte verwenden)
- Unbedingt Rohwasser beproben (Chlorierung, Ozonierung und Filter zerstören den Tracer)
- Deckelinnenseite, Flaschenöffnung und Flaschenhals nicht berühren
- Flasche erst halb füllen und ausspülen, dann die Flasche etwa zu 90 % abfüllen und verschliessen
- Proben absolut lichtgeschützt, kühl und frostsicher lagern
- Proben bruchsicher lagern
- Hilfsgeräte zur Probennahme (Pumpen etc.) nur an einem einzigen Probenahmeort verwenden (Gefahr von Verschleppungskontaminationen)
- Versand von Proben per «Einschreiben», gekennzeichnet als «Fragile» und als «Expresssendung» (die Verpackung muss bruchsicher sein)
- Auffällige Beobachtungen an die Projektleitung melden (sichtbarer Tracerdurchgang, Hochwasserereignisse, Ausfall von Messgeräten)
- Skizze des genauen Beprobungsortes an die Projektleitung

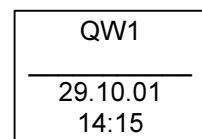
Probenahmeprotokoll für Quellen und Piezometerrohre

Projektname: _____ Quelle/Piezometer: _____

Koordinaten: x: _____ y: _____ Höhe (m ü. M.):_____

Protokollbogen-Nr.: _____

Die Probenidentifikation für die Beschriftung der Flaschen ergibt sich aus der Messstellenbezeichnung, dem Datum und der Uhrzeit. Zum Beispiel:



Anhang D

Probenahmeprotokoll für Pumpwerke

Projektname: _____ PW: _____

Koordinaten: x: _____ y: _____ Höhe (m ü. M.):_____

Protokollbogen-Nr.: _____

Die Probenidentifikation für die Beschriftung der Flaschen ergibt sich aus der Messstellenbezeichnung, dem Datum und der Uhrzeit. Zum Beispiel: **DW1**

PW1
29.10.01
14:15

Anhang E

Dokumentation von Tracerversuchen - Checkliste

Einspeisung (Minimalangaben pro Einspeisestelle bzw. Einspeisung)		erfüllt ✓
Standort	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Feldbezeichnung der Eingabestelle ▪ Koordinaten (inkl. Höhe) 	
Milieu	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grundwasser (Poren / Karst / Kluft) ▪ Oberflächengewässer ▪ Andere: 	
Gesättigte / ungesättigte Zone	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erfolgt die Eingabe direkt ins Grundwasser oder in die ungesättigte Zone? 	
Zeitpunkt / Zeitintervall	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Datum und Zeit der Eingabe bzw. bei kontinuierlichen Eingaben entsprechende Angabe zum Zeitintervall 	
Tracer-Art	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bezeichnung des Tracers gemäss Tabelle 2.1 	
Menge	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eingegebene Tracer-Menge 	
Spülwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Menge Spülwasser (Vor- und Nachspülung) 	

Probenahme (Minimalangaben pro Probenahmestelle)		erfüllt ✓
Standort	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Feldbezeichnung der Probenahmestelle ▪ Koordinaten (inkl. Höhe) 	
Art der Probenahme	<p>Beispiele:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Einzelproben bei kontinuierlicher Förderung ▪ Einzelproben bei Quellfassung ▪ Einzelproben, Grundwasser-Entnahme nur für Probenahme ▪ Einzelproben, Schöpfproben ▪ Aktivkohle-Beprobung bei kontinuierlicher Förderung ▪ Aktivkohle-Beprobung ohne Grundwasser-Entnahme 	
Schüttungsmessungen bei Quellen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Darstellung des Schüttungsverhaltens während der Versuchsphase (→ in der Regel als Graphik) 	
Entnahmleistungen bei kontinuierlicher Förderung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Detaillierte Angaben zum Pumpbetrieb (von wann bis wann kontinuierlich und mit welcher Leistung, ggf. mit einzelnen Förderstufen, ab wann intermittierend etc.) (→ in der Regel in tabellarischer Form und/oder als Graphik) 	

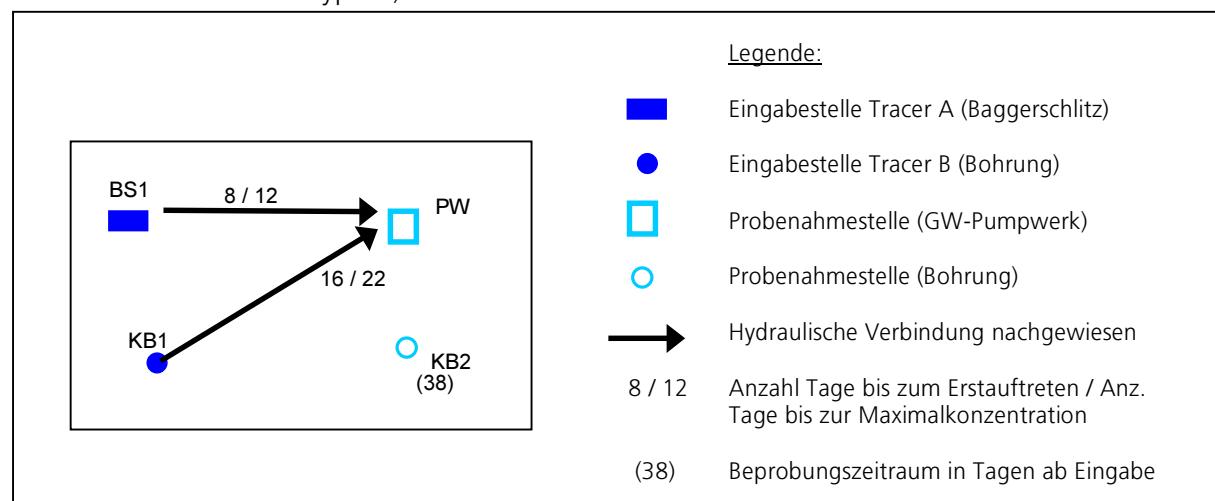
Anhang E

Ergebnisse (Minimalangaben pro Tacer)		erfüllt ✓
Ergebnisprotokoll	<p>Kopie des Labor-Originalberichtes mit folgendem Inhalt:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Probenahmestelle ▪ Bezeichnung des Tracers gemäss Tabelle 2.1 ▪ Nachweisgrenze pro Tracer im jeweiligen Probenwasser ▪ Angewandte Analytik / Bezeichnung des Laborgerätes ▪ Resultat-Tabelle mit Datum und Zeitpunkt der Probenahme sowie der gemessenen Tracerkonzentrationen (inkl. Blind- und Negativproben) 	

Ansprechperson, -institution		erfüllt ✓
Quelle für weitere Auskünfte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Versuchsleiter (Name, Adresse) ▪ Aufbewahrungsort des Originalberichtes 	

Situation / Situationsskizze		erfüllt ✓
Situationsbeilage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Topographischer Hintergrund ▪ Standorte der Impfstellen und Probenahmestellen ▪ Durchgezogene Pfeile für nachgewiesene hydraulische Verbindungen ▪ Gegebenenfalls Isohypsen 	

Abbildung E1: Beispiel einer Situationsbeilage zu einem Tracerversuch (ohne Topographie und ohne Isohypsen)



Anhang F: Meldeblatt für Markierversuche (BWG)

Bundesamt für Wässer und Geologie **BWG**
 Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
 Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
 Ufficio federal per aua e geologia **UFAEG**
 Federal Office for Water and Geology **FOWG**

Zentrale Koordinationsstelle für Markierversuche

Fax: 031 / 324 76 81, tracer@bwg.admin.ch

Meldeblatt für Markierversuche Avis d'essai de traçage Avviso di prove con tracciati