

Markierungsversuche und Modellierung zur Bewertung der Gefährdung eines Trinkwasserbrunnens

Nico Goldscheider · Ellen Milnes · Wilhelm Fries · Mathias Joppen

Eingang des Beitrages: 22. 1. 2008 / Eingang des überarbeiteten Beitrages: 14. 6. 2008
© Springer-Verlag 2008

Kurzfassung In einem Porengrundwasserleiter aus Niederterrassenschottern bei Pratteln, Schweiz, wurde ein Markierungsversuch mit Uranin durchgeführt, um die Gefährdung eines Trinkwasserbrunnens durch ein 760 m talaufwärts gelegenen Ablagerungsstandort zu bewerten. Dabei wurde eine maximale Abstandsgeschwindigkeit von 127 m/d und ein Wiedererhalt von 0,93 % festgestellt. Der Tracer wurde auch in zwei intermediären Beobachtungsbrunnen nachgewiesen. Diese Studie diskutiert die Ursachen dieser hohen Fließgeschwindigkeit. Durch drei verschiedene analytische Modelle konnten die Durchgangskurven simuliert und Transportparameter bestimmt werden. Erst die Anwendung eines zweidimensionalen numerischen Modells (FEFLOW) mit vereinfachter Geometrie liefert aber eine hydrogeologisch konsistente, mögliche Erklärung aller Versuchsergebnisse. Demnach handelt es sich vermutlich um einen relativ homogenen Grundwasserleiter. Der steile Gradient (6‰) und die hohe Durchlässigkeit ($3 \cdot 10^{-2}$ m/s) verursachen die hohen Fließgeschwindigkeiten. Der Hauptteil der Tracerwolke strömt seitlich an den Brunnen vorbei. Durch später durchgeführte Kleinpumpversuche wurde diese Modellvorstellung weitgehend bestätigt. Diese Befunde sollten bei Schutz- und Sanierungskonzepten berücksichtigt werden.

Tracer experiments and modelling for risk assessment of a drinking water well

Abstract A tracer experiment with uranine in a gravel aquifer aimed to assess the risk of a drinking water well near Pratteln, Switzerland, resulting from a contaminated site 760 m further upgradient. The experiment revealed a maximum linear flow velocity of 127 m/d and a mass recovery of 0.93 %. The tracer was also detected at two intermediate monitoring wells. This paper discusses the causes of this high flow velocity. Three different analytical models allowed simulation of the breakthrough curves and determination of transport parameters. A two-dimensional numerical model (FEFLOW) with simplified geometry provided a hydrogeologically consistent and probable explanation of all results. The aquifer is most likely relatively homogeneous, the steep hydraulic gradient (6‰) and high conductivity ($3 \cdot 10^{-2}$ m/s) cause high flow velocities, and most of the tracer passed northeast of the wells. Recently conducted small scale pumping tests largely confirmed this conceptual model. These findings should be considered for future protection measures.

Keywords alluvial aquifer · flow velocity · scale effect · groundwater protection · tracer test · analytical and numerical modeling

Dr. N. Goldscheider (✉), Dr. E. Milnes
Centre d'Hydrogéologie (CHYN),
Université de Neuchâtel,
Rue Emile-Argand 11, 2009 Neuchâtel, Schweiz
E-Mail: nico.goldscheider@unine.ch

Dr. W. Fries, Dr. M. Joppen
Joppen & Pita AG,
General-Guisan-Str. 138, 4015 Basel, Schweiz

Einleitung

Bei der Ausweisung von Trinkwasserschutz zonen in Porengrundwasserleitern wird die Verweilzeit meist als wichtigstes Kriterium herangezogen; in der Schweiz gelten 10, in Deutschland 50 Tage zur Abgrenzung der Zone II. Auch für andere Fragen des Grundwasserschutzes sind Verweil-

zeiten und Fließgeschwindigkeiten von großer Bedeutung. Durch hydraulische Überlegungen und numerische Modelle können diese abgeschätzt werden; allerdings sind die Ergebnisse immer nur so gut, wie die Eingangsdaten und Modellvorstellungen. Oft ist die Geometrie und Heterogenität des Grundwasserleiters nicht ausreichend bekannt, sodass Modellrechnungen teils unzutreffende Geschwindigkeiten liefern, selbst wenn sie die gemessenen Grundwasserstände hinreichend gut reproduzieren (Schuler et al. 2006, Kerrou et al. 2008). Markierungsversuche erlauben es, Verweilzeiten direkt zu messen, allerdings nicht für den gesamten Einzugsbereich, sondern nur für die jeweilige Verbindung zwischen Eingabe- und Probennahmestelle. Erhöhte Geschwindigkeiten, oft entlang präferenzierter Fließwege, sind vor allem (aber nicht nur) für mikrobielle Kontaminationen problematisch (Maxwell et al. 2007, Taylor et al. 2004).

Diverse Studien (z. B. Ptak & Schmid 1996, Zlotnik et al. 2001, Regli et al. 2003) befassen sich mit der Strömung und dem Stofftransport in heterogenen Porengrundwasserleitern, wobei oft eine Kombination von detaillierten hydraulischen Tests (oft mithilfe von Multi-Packer-Systemen), Multitracerversuchen, geophysikalischen Methoden (z. B. Georadar oder elektrische Tomographie) und Simulationsmodellen eingesetzt. Bei angewandten Fragen, z. B. bei der Abgrenzung von Schutzzonen, wird oft eine weniger aufwendige Methodik verwendet.

Häufig wird ein Meter pro Tag (m/d) als typischer Wert für die Fließgeschwindigkeit angegeben, mit einer Bandbreite von etwa 10 cm/d in mäßig durchlässigen Sedimenten, wie glaziale Sande oder Lössablagerungen, bis über 10 m/d in sehr gutdurchlässigen Schottern (Fetter 2001, Matthes & Ubell 2003). Besonders hohe Geschwindigkeiten werden von alpenrandnahen, glaziofluvialen Grundwasserleitern berichtet, beispielsweise 10–40 m/d im Thurtal (Hoehn et al. 2007) und 3–100 m/d im Bleniotal (Hoehn & Cirpka 2006), beides in der Schweiz. Noch höhere Geschwindigkeiten wurden bei einem Markierungsversuch in einer Bergsturzmasse in Österreich gemessen: 113 m/h auf einer Distanz von 900 m (Sinreich et al. 2002). Bergsturzmassen sind aber keine typischen Porengrundwasserleiter.

Im Rahmen einer Studie bei Pratteln, Schweiz, wurde im Zustrombereich eines Trinkwasserbrunnens ein Markierungsversuch durchgeführt, bei dem es darum ging, den Einfluss eines Ablagerungsstandorts 760 m talaufwärts des Brunnens abzuschätzen. Der Tracer kam bereits 6 Tage nach der Eingabe am Brunnen an, was einer maximalen Abstandsgeschwindigkeit von 127 m/d entspricht. Die Durchgangskurve konnte dank der vorausschauenden Probennahmestrategie detailliert erfasst werden. Dieser Beitrag geht der Frage nach, wie diese hohen Geschwindigkeiten zu erklären sind, wobei zwei gegensätzliche Ausgangshypothesen formuliert werden können:

- Entweder insgesamt erhöhte Geschwindigkeiten in einem – im hier relevanten Betrachtungsmaßstab – relativ homogenen Grundwasserleiter;
- Oder lokal erhöhte Geschwindigkeiten in einem stark heterogenen Grundwasserleiter, z. B. schmale Kiesrinnen, eingebettet in eine geringdurchlässige Umgebung.

Durch hydrogeologische Überlegungen und durch analytische und numerische Modellierung der Ergebnisse des Markierungsversuchs werden diese Hypothesen überprüft. Abschließend werden die Konsequenzen für den Grundwasserschutz diskutiert. Kleinpumpversuche, die nach Abschluss dieser Studie durchgeführt und für die Modellierung nicht berücksichtigt wurden, ermöglichen eine unabhängige Überprüfung unserer Resultate.

Untersuchungsgebiet und Problematik

Das Untersuchungsgebiet liegt bei Augst-Pratteln im Raum Basel, auf der Südseite des Hochrheintals und am Ausgang des Ergolzals, das von Süden aus dem Tafeljura einmündet. Der Grundwasserleiter besteht aus 20 bis 30 m mächtigen Niederterrassenschottern. Die ungesättigte Zone ist meist 15 bis 25 m mächtig, die gesättigte Zone etwa 5 bis 10 m. Beres et al. (1999) haben mithilfe von Georadar die interne Struktur solcher Sedimente in der Region Basel untersucht. Neben Kiesrinnen und horizontal geschichteten Bereichen können dort auch recht massive Kiesablagerungen auftreten. Unter den Schottern liegen im Untersuchungsgebiet geringdurchlässige Keupermergel. Bei den Deckschichten handelt es sich oft um künstliche Aufschüttungen. Die Geländeoberfläche, die Grundwasseroberfläche und der Felsuntergrund fallen in nordwestlicher Richtung mit etwa 6‰ zum Rhein hin ab.

Parallel zum Rhein, in etwa 650 m Entfernung von dessen Ufer und quer zum Grundwasserabstrom des Ergolzals, befindet sich eine Reihe von vier Pumpbrunnen mit Förderleistungen von 5.000 l/min (Remeli), je 1.800 l/min (Löli 2 und 4) und 4.800 l/min (Löli 6). Parallel zu dieser Brunnenreihe befindet sich etwa 300 m südöstlich, also im Zustrombereich der Brunnen, eine Reihe von Grundwassermessstellen (Abb. 1).

Im Pumpbrunnen Remeli wurden in den letzten Jahren Schwermetalle nachgewiesen; Details können hier nicht preisgegeben werden. Als Schadstoffquelle kommt ein belasteter Standort 760 m südöstlich des Brunnens in Frage. Dort wurden zwischen 1964 und 1967 diverse Abfälle auf offenem Feuer verbrannt („Brennstelle“). Im Februar 2006 wurde im unmittelbaren Abstrom dieses belasteten Standorts eine Grundwassermessstelle eingerichtet. Diese Studie befasst sich nicht mit spezifischen Schadstoffen oder Rückhalteprozessen. Vielmehr geht es darum, die grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen der Brennstelle und dem Brunnen zu charakterisieren.

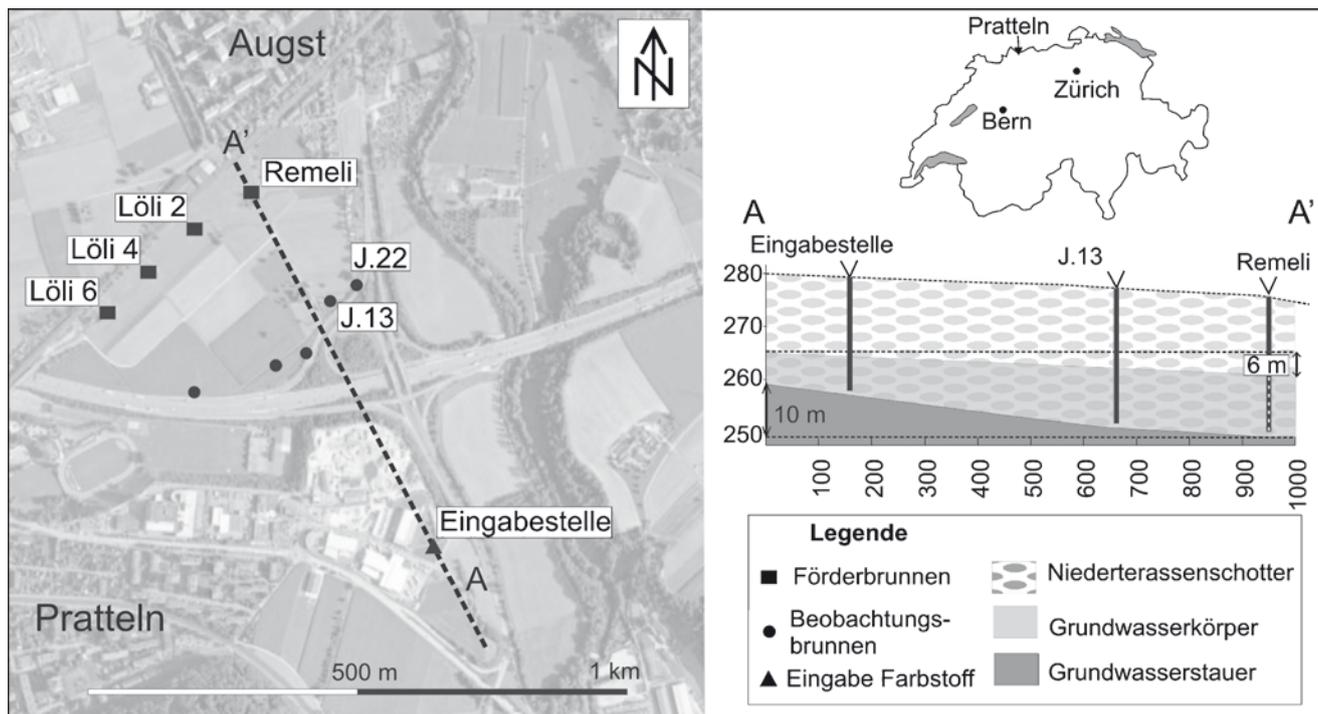


Abb. 1 Karte und schematischer hydrogeologischer Profilschnitt des Untersuchungsgebiets, mit Lage der Eingabestelle (direkt beim belasteten Standort gelegen), sowie der Beobachtungs- und Pumpbrunnen.

Markierungsversuch

Versuchsaufbau

Um zu klären, ob die Schadstoffe im Pumpbrunnen Remeli von der Brennstelle stammen könnten und um das Fließgeschehen und den Stofftransport im Grundwasserleiter zu charakterisieren, wurde am 3. 10. 2006 ein Markierungsversuch durchgeführt. Dazu wurde der Fluoreszenzfarbstoff Uranin (CAS 518-47-8) ausgewählt, da dieser eine niedrige Nachweisgrenze besitzt (~0,01 µg/l), toxikologisch unbedenklich ist und sich im Grundwasser weitgehend konservativ verhält (Käss 2004). Es wurde 1 kg Uranin in 10 l Wasser aufgelöst und in den Beobachtungsbrunnen (115 mm Innendurchmesser) direkt beim belasteten Standort ins Grundwasser eingegeben. Die Eingabe erfolgte mittels eines Schlauchs, der im Bereich der Filterstrecke (23–33 m u. GOK) auf und ab bewegt wurde (09:30 bis 10:10 Uhr). Anschließend wurde mit 120 l Wasser nachgespült (bis 10:30 Uhr).

Im Trinkwasserbrunnen Remeli wurden 51 Tage lang Wasserproben entnommen, zunächst täglich, später in größeren Abständen. Bei jeder zweiten Kampagne wurden auch die benachbarten Brunnen Löli 2, 4 und 6 beprobt. Die Grundwassermessstellen wurden ebenfalls beobachtet, teils durch die Entnahme von Wasserproben, teils durch Bohrlochfluorimeter (GGUN-FL24). Vor dem Versuch wurden Blindproben entnommen, die alle negativ waren. Die mitt-

lere Pumprate im Brunnen Remeli betrug während dieses Zeitraums 21,2 l/s. Die Proben wurden am CHYN mit einem Spektralfluorimeter (PerkinElmer LS 50 B) analysiert.

Ergebnisse

Bereits 6 Tage (d) nach der Eingabe wurde im Pumpbrunnen Remeli erstmals Uranin nachgewiesen (Abb. 2, Tab. 1). Die Maximalkonzentration (0,33 µg/l) wurde in drei aufeinanderfolgenden Proben nach 10–12 Tagen erreicht. Danach sank die Konzentration ab, bis nach 51 Tagen nur noch 0,01 µg/l gemessen wurden. Aus diesen Zeiten und der Distanz ergibt sich eine maximale Abstandsgeschwindigkeit von 127 m/d und eine dominierende Abstandsgeschwindigkeit von 63–76 m/d. Der Wiedererhalt (R) wurde aus der Pumprate (Q), dem zeitlichen Verlauf der Konzentrationen (c) und der Eingabemenge (M) berechnet:

$$R = \frac{Q}{M} \int_{t=0}^{\infty} c_t dt$$

Demnach wurden 9,3 g bzw. 0,93 % des Uranins wiedergefunden.

In zwei Grundwassermessstellen, J.13 und J.22, konnte ebenfalls ein Uranin-Durchgang beobachtet werden (Abb. 2), während in den übrigen Messstellen kein Uranin nachgewiesen werden konnte. Der erste Nachweis erfolgte

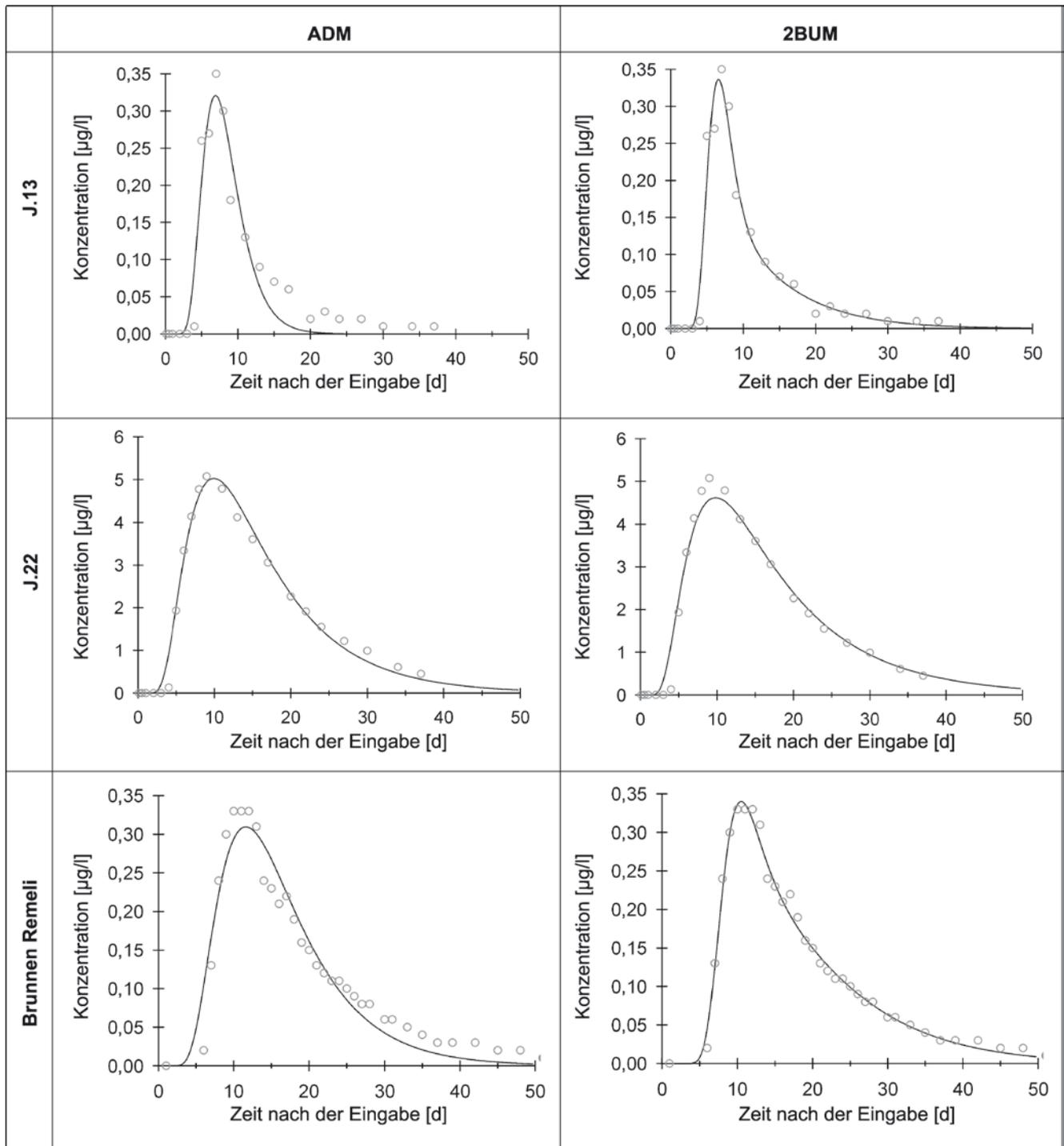


Abb. 2 Uranin-Durchgangskurven der beiden Grundwassermessstellen (J.13 und J.22) und des Pumpbrunnens Remeli. Offene Kreise: Messwerte, Linien: modellierte Durchgangskurven.

jeweils nach 4 Tagen, woraus sich eine maximale Abstandsgeschwindigkeit von 125 bzw. 130 m/d ergibt. Das Maximum wurde nach 7 bzw. 9 Tagen gemessen, was einer dominierenden Abstandsgeschwindigkeit von 71 bzw. 58 m/d entspricht. Die größten Unterschiede wurden bei der Maxi-

malkonzentration festgestellt: 0,35 µg/l in J.13 und 5,08 µg/l in J.22, der nordöstlichsten Messstelle.

Diese Befunde deuten darauf hin, dass der Hauptteil der Tracerwolke (ca. 99%) seitlich, in Fließrichtung rechts bzw. nordöstlich, an den Beobachtungs- und Pumpbrunnen vor-

Tab. 1 Ergebnisse des Markierungsversuchs für die beiden Grundwassermessstellen J.13 und J.22 und den Pumpbrunnen Remeli sowie Transportparameter, die mithilfe eines einfachen Advektions-Dispersions-Modells (ADM) und des Zweibereichs-Ungleichgewichtsmodells (2BUM) ermittelt wurden.

| | Parameter | Symbol | Ergebnisse | | | Einheit |
|-------------------|--|----------------|------------|-------|--------|-------------------|
| | | | J.13 | J.22 | Remeli | |
| Grunddaten | Entfernung zur Eingabestelle | L | 500 | 520 | 760 | m |
| | Pumprate (nahezu konstant) | Q | n. a. | n. a. | 21,2 | l/s |
| | Zeit Ersteinsatz | t_1 | 4 | 4 | 6 | d |
| | Zeit Maximum (Peak) | t_p | 7 | 9 | 10–12 | d |
| | Maximalkonzentration | c_{max} | 0,35 | 5,08 | 0,33 | µg/l |
| | maximale Abstandsgeschwindigkeit | v_{max} | 125 | 130 | 127 | m/d |
| | dominierende Abstandsgeschwindigkeit | v_{dom} | 71 | 58 | 63–76 | m/d |
| | Wiedererhalt | R | n. a. | n. a. | 0,93 | % |
| ADM | mittlere Abstandsgeschwindigkeit | v | 60 | 32 | 46 | m/d |
| | mittlere Verweilzeit | t_0 | 8 | 16 | 16 | d |
| | Dispersionskoeffizient | D | 1.850 | 2.791 | 4.111 | m ² /d |
| | Dispersivität | α | 31 | 86 | 88 | m |
| 2BUM | Bestimmtheitskoeffizient | R ² | 0,919 | 0,984 | 0,938 | – |
| | mittlere Abstandsgeschwindigkeit (mobil) | v_m | 69 | 50 | 68 | m/d |
| | mittlere Verweilzeit (mobil) | t_m | 7 | 10 | 11 | d |
| | Dispersionskoeffizient (mobil) | D_m | 1.146 | 1.713 | 1.712 | m ² /d |
| | Dispersivität | α | 16,6 | 34,0 | 25,3 | m |
| | Verteilungskoeffizient | β | 0,64 | 0,62 | 0,61 | – |
| | Transferkoeffizient | ω | 0,78 | 1,44 | 1,27 | – |

beigeströmt ist und den Brunnen Remeli sowie J.13 und J.22 nur gestreift hat.

Analytische Modellierung

Verwendete Modelle

Um quantitative Informationen über den Stofftransport zu erhalten, wurden die gemessenen Uranin-Konzentrationen durch drei verschiedene eindimensionale (1D) analytische Modelle simuliert: ein konventionelles Advektions-Dispersions-Modell (ADM) (Kreft & Zuber 1978), ein Multi-Dispersions-Modell (MDM) (Maloszewski et al. 1992) und ein Zweibereichs-Ungleichgewichtsmodell (2BUM) (Toride et al. 1993). Auch wenn der Stofftransport im Grundwasser immer ein dreidimensionaler Prozess ist, ist die Verwendung der zitierten 1D-Modelle zur Abschätzung von Transportparametern durchaus üblich und legitim (Käss 2004). Die Annahmen und Grenzen der verwendeten Modelle werden diskutiert.

Das ADM kommt mit nur zwei Anpassungsparametern aus. Der advektive Transport kann durch die mittlere Verweilzeit t_0 oder die mittlere Abstandsgeschwindigkeit ($v = l/t_0$) beschrieben werden. Die Dispersion in Fließrichtung wird durch den (longitudinalen) Dispersionskoeffizienten D oder die (longitudinale) Dispersivität ($\alpha = D/v$) ausgedrückt.

Das MDM basiert auf der (oft nicht gerechtfertigten) Annahme, dass mehrere getrennte Fließwege vorhanden sind,

die sich erst an der Probennahmestelle wieder vereinen, beispielsweise Klüfte oder Karströhren (Maloszewski et al. 1992). Auch in Porengrundwasserleitern können getrennte Fließpfade vorhanden sein, z. B. in Form von Kiesrinnen, die zu Durchgangskurven mit mehreren Maxima führen. Diese können durch die Überlagerung mehrerer ADM-Kurven simuliert werden (z. B. Seaman et al. 2007). Für jede einzelne Kurve müssen die Werte für t_0 und D bestimmt werden.

Das 2BUM geht davon aus, dass der Stofftransport von einem mobilen und einem immobilen Fluidbereich beeinflusst wird, zwischen denen ein Austausch stattfindet, der den Transport verzögert, was zu einem Tailing führt. Im vorliegenden Fall könnten Kiesrinnen oder -lagen als mobile Bereiche fungieren, während das Wasser in feinkörnigen Bereichen relativ immobil ist. Bei den immobilen Bereichen kann es sich aber auch um kleinräumigere Zonen handeln, bis hin zu Adsorptionswasser. Bei konservativem Transport benötigt das Modell vier Anpassungsparameter: v und D, Verteilungskoeffizient β ($0 < \beta < 1$, hohe Werte stehen für einen hohen Anteil mobilen Wassers), und Transferkoeffizient ω ($\omega > 0$, hohe Werte bedeuten intensiven Austausch). Daraus werden die mittlere Abstandsgeschwindigkeit und der Dispersionskoeffizient für den mobilen Fluidbereich berechnet ($v_m = v/\beta$ bzw. $D_m = D/\beta$). Für die mathematische Beschreibung des Modells verweisen wir auf Toride et al. (1993).

Für die Modellanpassungen wurde das Programm CXTFIT verwendet (Toride et al. 1999). Dabei wurde jede Durchgangskurve einzeln angepasst, d. h., für jede Kurve ergibt sich ein unterschiedlicher Satz von Anpassungsparametern.

Dies ist ein wichtiger Unterschied zur numerischem Modellierung, wo mit einem einzigen Satz von Parameterwerten alle drei Durchgangskurven gleichzeitig modelliert wurden.

Ergebnisse und Diskussion der analytischen Modellierung

Durch das ADM konnte der Hauptteil der Durchgangskurven gut simuliert werden, während das Tailing weniger gut erfasst wurde, v. a. für J.13 aber auch für Remeli (Abb. 2). Die mittleren Abstandsgeschwindigkeiten sind mit 32–60 m/d deutlich geringer als die dominierenden Abstandsgeschwindigkeiten (Tab. 1). Die Dispersivität liegt in einem Bereich zwischen 31 m für J.13 und 86–88 m für J.22 und den Pumpbrunnen. Die Asymmetrie der Kurven, die hohen Dispersivitäten und das Tailing deuten auf Heterogenitäten im Untergrund hin, die den Stofftransport verzögern.

Brouyere et al. (2005) konnten zeigen, dass auch eine verzögerte Eingabe bzw. der verzögerte Abstrom eines Tracers aus der Eingabestelle zu einem Tailing führen kann, was auch in diesem Fall, trotz der Eingabe direkt in die Filterstrecke und der Nachspülung, nicht ausgeschlossen werden kann.

Mit dem 2BUM wurden bessere Anpassungen aller Durchgangskurven einschließlich des Tailings erzielt (Abb. 2), was sich in höheren Bestimmtheitskoeffizienten R^2 niederschlägt (Tab. 1). Dieser Befund deckt sich mit Ergebnissen aus Karstgrundwasserleitern, wo ebenfalls mit dem 2BUM bessere Anpassungen möglich waren (Field & Pinsky 2000, Göppert & Goldscheider 2008). Dies bedeutet aber nicht unbedingt, dass dieses Modell die Transportprozesse im Grundwasserleiter besser beschreibt als das ADM; vielmehr kann die bessere Anpassung auch eine Folge der höheren Anzahl freier Parameter sein.

Für die drei Durchgangskurven wurden Verteilungskoeffizienten β in einem engen Bereich von 0,61–0,64 ermittelt. Demnach wären rund 2/3 des Grundwassers, das den Transport des Uranins beeinflusst, als mobiler Fluidbereich anzusehen und etwa 1/3 als immobil Bereich. Bei den immobilen Bereichen kann es sich um lokale feinkörnige Bereiche auf unterschiedlichen Maßstäben handeln.

Die Transferkoeffizienten ω sind variabler (0,78–1,44) und zeigen einen recht intensiven Austausch zwischen beiden Fluidbereichen an. Auch wenn das Modell eine grobe Vereinfachung der Realität darstellt, deuten die Ergebnisse doch auf eine gewisse Heterogenität des Untergrundes hin, jedoch mit einer Dominanz schnell fließender Grundwasserbereiche, die mit langsameren im Austausch stehen.

Die Uranin-Daten des Pumpbrunnens konnten auch durch ein MDM mit zwei Kurventeilen simuliert werden (Abb. 3, Tab. 2). Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit des ersten Kurventeils beträgt 58 m/d, diejenige des zweiten 28 m/d. Der erste Kurventeil repräsentiert dabei 68% des gesamten

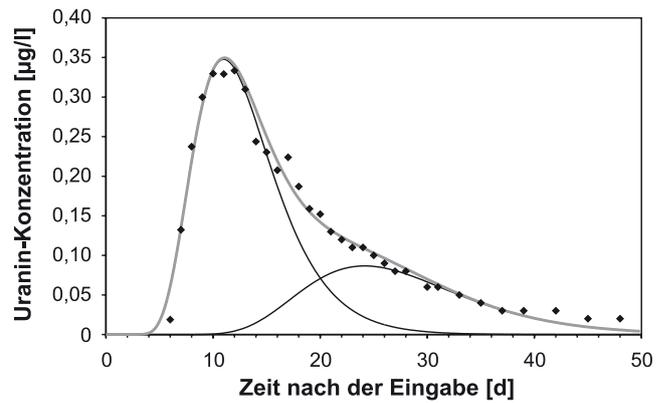


Abb. 3 Gemessene Konzentrationen (Punktsymbole) am Pumpbrunnen und Simulation der Durchgangskurve mit einem Multi-Dispersionsmodell (MDM), das zwei getrennte Fließwege annimmt. Die dünnen schwarzen Linien repräsentieren die beiden ADM-Kurven; die dicke graue Linie ergibt sich aus der Überlagerung.

Wiedererhalts im Brunnen (also 68% von 9,3 g); der zweite Teil enthält die restlichen 32%. Auch das MDM deutet also darauf hin, dass der Transport des Uranins zu etwa 2/3 von schnell fließendem Grundwasser bestimmt wird, es aber auch Bereiche mit langsameren Geschwindigkeiten gibt. Ob es sich dabei aber eher um immobile Fluidbereiche handelt (Annahme des 2BUM) oder um unterschiedlich schnelle Fließwege, die sich trennen und wieder vereinigen (Annahme des MDM), oder doch um eine verzögerte Eingabefunktion, kann allein durch die analytische Modellierung nicht geklärt werden.

Numerische Modellierung

Vereinfachtes numerisches 2D-Modell

Numerische Modelle werden häufig dazu verwendet, beobachtete oder vermutete Phänomene in vereinfachten Sys-

Tab. 2 Ergebnisse der Modellierung mit dem MDM.

| Parameter | Symbol | Ergebnisse | | Einheit |
|----------------------------------|----------|---------------|---------------|-------------------|
| | | 1. Kurventeil | 2. Kurventeil | |
| mittlere Abstandsgeschwindigkeit | v | 58 | 28 | m/d |
| mittlere Verweilzeit | t_0 | 13 | 28 | d |
| Dispersionskoeffizient | D | 2.527 | 930 | m ² /d |
| Dispersivität | α | 43 | 34 | m |
| Anteil am Wiedererhalt | – | 68 | 32 | % |
| Bestimmtheitskoeffizient | R^2 | 0,974 | 0,830 | – |

temen zu untersuchen und Hypothesen auf ihre physikalische Stichhaltigkeit hin zu überprüfen (z. B. Anderson & Woessner 1991).

Um zu überprüfen, ob sich die beim Markierungsversuch Pratteln beobachteten Durchgangskurven mit der hydrogeologischen Modellvorstellung des Grundwasserleiters und unter Annahme realistischer hydraulischer Randbedingungen und Parameter erklären lassen, wurde mit FEFLOW 5.3 (WASY, Berlin) ein vereinfachtes, zweidimensionales (2D), horizontales Finite-Elemente-Modell (FEM) erstellt. Ziel der Modellierung war es *nicht*, den Grundwasserleiter möglichst genau nachzubilden. Vielmehr ging es darum, verschiedene Szenarien zu testen, welche die hohen Fließgeschwindigkeiten, die beobachteten Durchgangskurven und den geringen Wiedererhalt des Tracers erklären können.

Bei der Modellierung wurde das Fließfeld als stationär erachtet und nur der Stofftransport instationär simuliert. Alle hydraulischen Randbedingungen, einschließlich der Förderleistungen der vier Pumpbrunnen, wurden über den modellierten Zeitraum von 50 Tagen als invariant betrachtet und daher über diesen Zeitraum gemittelt. Die Niederschläge waren während dieser Zeit minimal und wurden vernachlässigt. Um den beobachteten regionalen hydraulischen Gradienten von ca. 6‰ nachzubilden, wurden im Zu- bzw. Abstrombereich Festpotenziale von $H = 6\text{ m}$ bzw. $H = 0\text{ m}$ als Randbedingungen definiert. Da es sich bei Uranin, wie oben erwähnt, um einen weitgehend konservativen Tracer handelt, wurden reaktive Prozesse (Adsorption, Degradation) nicht berücksichtigt.

Der modellierte Grundwasserkörper wurde als Rechteck vereinfacht ($800\text{ m} \times 1.000\text{ m}$), welches entsprechend der regionalen Strömungsrichtung zum Rhein hin, also Richtung NNW, ausgerichtet wurde (Abb. 4). Ein sehr feines Finite-Elemente-Netz wurde erzeugt, bestehend aus 258.048 rechteckigen Elementen mit 259.073 Knotenpunkten und Kantenlängen von 2 m. Unter Annahme homogener Verhältnisse wurden zunächst diejenigen Parameter bestimmt, die den advektiven Stofftransport kontrollieren: Transmissivität T [m^2/s], Porosität ϕ [–] und Grundwassermächtigkeit e [m]. Aus T/e ergibt sich der Durchlässigkeitsbeiwert K [m/s]. Dazu wurden Ausgangswerte angenommen, die für Kiesablagerungen typisch sind (siehe eingangs zitierte Literatur).

Dann wurde durch das *Particle-Tracking-Verfahren* (rein advektiver Transport) die Fließzeit zwischen der Eingabestelle und dem Pumpbrunnen berechnet. Die Parameter wurden so lange variiert, bis eine mittlere Abstandsgeschwindigkeit von ca. 70 m/d erreicht wurde. Die beste Anpassung wurde mit folgender Parameterkombination erreicht: $\phi = 0,2$, $e = 5\text{ m}$, $T = 1,5 \cdot 10^{-1}\text{ m}^2/\text{s}$, $K = 3 \cdot 10^{-2}\text{ m/s}$. Dies sind zwar sehr hohe, aber für Niederterrassenschotter durchaus realistische Durchlässigkeiten (Matthess & Ubell 2003, Regli et al. 2003).

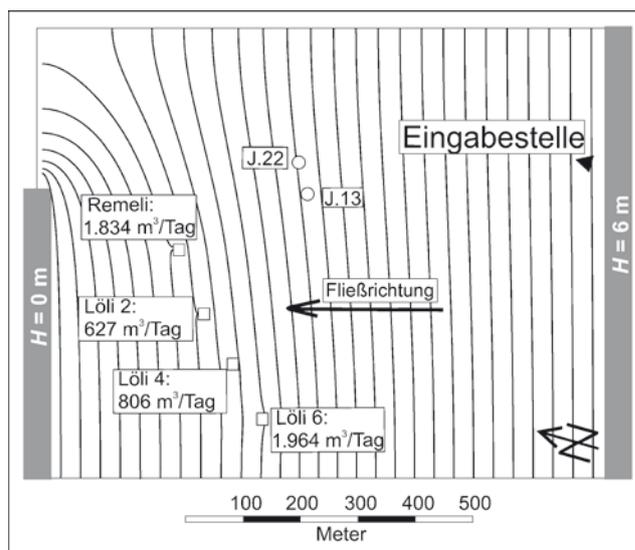


Abb. 4 Aufbau des horizontalen 2D-Finite-Elemente-Modells mit den hydraulischen Randbedingungen (Festpotenziale und Förderleistungen) und den simulierten Grundwassergleichen (Äquidistanz 0,2 m).

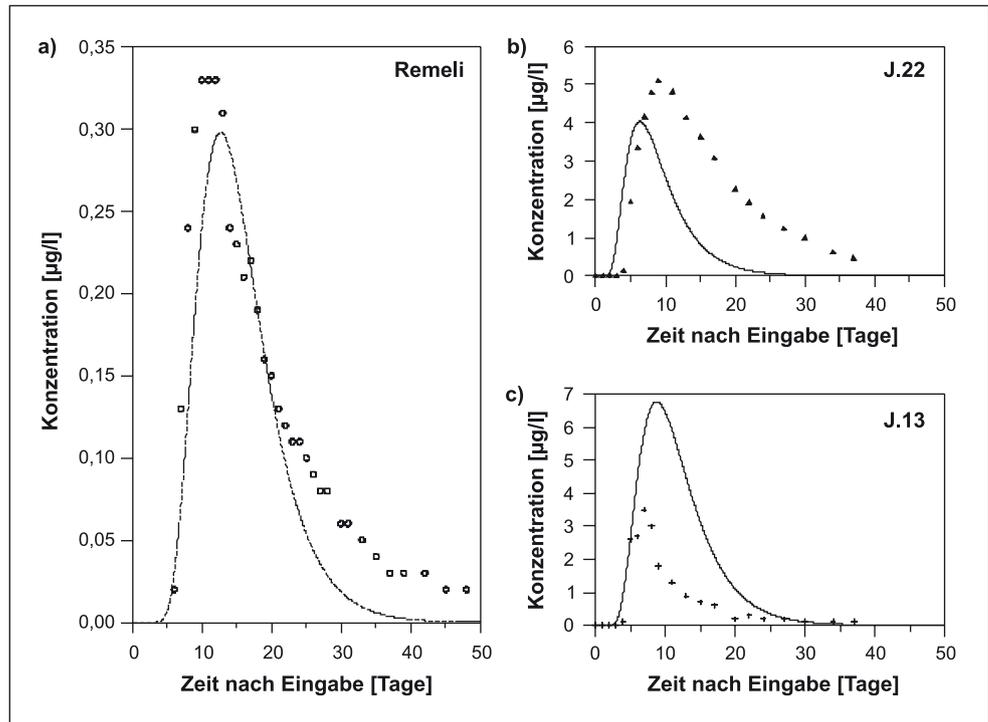
Erste Versuche, den Stofftransport in diesem homogenen und parallelen Strömungsfeld zu simulieren, haben gezeigt, dass die simulierten Konzentrationen an J.13 und J.22 grundsätzlich viel zu hoch sind. Wie bereits im Abschnitt Markierungsversuch/Ergebnisse dargestellt, nehmen wir an, dass die Tracerwolke überwiegend nordöstlich an den Messstellen vorbeigeströmt ist, um sich dann wieder etwas dem Pumpbrunnen Remeli anzunähern. Der geringe Wiedererhalt zeigt aber, dass der größte Teil des Tracers auch am Pumpbrunnen vorbeigeströmt ist. Dafür spricht auch die Tatsache, dass an den weiter südwestlich gelegenen Messstellen kein Uranin nachgewiesen wurde. Es könnte also entweder ein gekrümmtes Fließfeld vorliegen, oder es bestehen isolierte präferenzielle Fließwege (Kiesrinnen).

Wir haben zunächst überprüft, ob sich die Versuchsergebnisse durch die erste, einfachere Hypothese des gekrümmten Fließfelds reproduzieren lassen; diese Annahme steht auch mit den vorhandenen Grundwassergleichenplänen im Einklang, auch wenn diese nicht sehr detailliert sind. Um mit einfachen Mitteln und unter Beibehaltung der rechteckigen Modellgeometrie ein gekrümmtes Fließfeld zu erzeugen, wurde der Durchflussquerschnitt im Abstrombereich an einer Seite etwas verengt (Abb. 4).

Ergebnisse der numerischen Stofftransportsimulationen

Mit diesem schematischen Modell wurden unter Beibehaltung der Randbedingungen und hydrodynamischen Parameter instationäre Stofftransportsimulationen durchgeführt. Dabei wurden nur noch die longitudinale Dispersivität α_L

Abb. 5 Gemessene Uranin-Konzentrationen (Punktsymbole) und durch das Finite-Elemente-Modell simulierte Durchgangskurven (Linien) im Pumpbrunnen Remeli (a) und den Beobachtungsbrunnen J.22 (b) und J.13 (c). Alle drei Kurven wurden mit einem einzigen Satz von Randbedingungen, hydraulischen Parametern und Transportparametern simuliert. Dem Pumpbrunnen wurde bei der Anpassung eine größere Bedeutung beigemessen, da Durchgangskurven aus Beobachtungsbrunnen weniger repräsentativ für das Transportgeschehen im Grundwasserleiter sind.



[m] und die transversale Dispersivität α_T [m] angepasst, wobei die longitudinalen Dispersivitäten in der Bandbreite der analytisch bestimmten eindimensionalen Dispersivitäten (Tab. 1) gewählt wurden und für die transversale Dispersivität als Startwert $\alpha_T = 10\% \alpha_L$ eingesetzt wurde.

Bei der analytischen Modellierung wurde jede der drei beobachteten Durchgangskurven einzeln simuliert, d. h. für jede Kurve wurde eine unterschiedliche Kombination von Parameterwerten bestimmt, wodurch jeweils eine sehr gute Anpassung erzielt werden konnte (siehe oben). Bei der numerischen Modellierung ging es dagegen darum, mit einem einzigen, vereinfachten Modell des Grundwasserleiters mit äquivalenten, über das ganze Gebiet gemittelten Parameterwerten alle drei Durchgangskurven gleichzeitig anzupassen. Es müssen also alle Ergebnisse des Markierungsversuchs mit einem einzigen Satz von Randbedingungen und hydraulischen Parametern (siehe vorheriger Abschnitt) und Transportparametern (α_L und α_T) simuliert werden. Entsprechend ist die Anpassung der einzelnen Kurven weniger gut als bei der analytischen Modellierung, liefert dafür aber ein hydrogeologisch konsistentes, zweidimensionales Bild der Strömung und des Stofftransports im Grundwasserleiter, das die verschiedenen Durchgangskurven auch zueinander in Beziehung setzt.

Die Anpassung zielte darauf ab, die Hauptcharakteristika der Durchgangskurven zu reproduzieren, also Zeitpunkt und Höhe der Konzentrationsmaxima. Dabei wurde vor allem versucht, die Kurve des Pumpbrunnens Remeli möglichst gut anzupassen. Da an J.13 und J.22 nur für

Beprobungszwecke gepumpt wurde, spiegeln die dort beobachteten Durchgangskurven vermutlich nicht nur das Transportgeschehen im Grundwasserleiter wider, sondern können auch von den kleinräumigen Verhältnissen beeinflusst worden sein.

Instationäre Transportsimulationen wurden über eine Zeitspanne von 50 Tagen durchgeführt (von der Tracereingabe bis zum Ende der Probenahme). Für verschiedene Kombinationen von longitudinaler und transversaler Dispersivität wurden die simulierten Durchgangskurven des Pumpbrunnens Remeli und der Beobachtungsbrunnen (J.13 und J.22) mit den gemessenen Durchgangskurven verglichen. Außerdem wurde darauf geachtet, dass in den übrigen Beobachtungs- und Entnahmebrunnen keine signifikanten Konzentrationen auftraten.

Abbildung 5 zeigt die simulierten (Linien) und gemessenen (Punktsymbole) Durchgangskurven, die mit einer longitudinalen Dispersivität $\alpha_L = 80$ m und einer transversalen Dispersivität von $\alpha_T = 2,8$ m errechnet wurden, also nur 3,5% von α_L . Die (longitudinale) Dispersivität ist relativ hoch, und spiegelt die Heterogenität des Untergrundes auf verschiedenen Maßstäben wider, die durch die Wahl der äquivalenten hydraulischen Parameter verloren gegangen ist.

Für den Pumpbrunnen Remeli wurde eine recht gute Anpassung erzielt; allerdings konnte das Tailing nicht nachgebildet werden. Dieses ist vermutlich auf lokale Heterogenitäten zurückzuführen, deren Effekt mit der analytischen Modellierung ja untersucht worden ist. Wie bereits diskutiert wurde, kann natürlich auch eine verzögerte Eingabefunkti-

on oder eine Kombination der verschiedenen Möglichkeiten zu einem Tailing führen.

Für die beiden Beobachtungsbrunnen J.22 und J.13 wurde eine weniger gute Anpassung erzielt. Die Hauptcharakteristika, also Zeitpunkte und Höhe der Konzentrationsmaxima, liegen aber in der richtigen Größenordnung. Die beiden Messstellen sind weniger als 100 m voneinander entfernt und zeigen Maximalkonzentrationen, die sich um eine Größenordnung unterscheiden; dies konnte zumindest annähernd simuliert werden.

Wie bereits erwähnt, sind Durchgangskurven aus Beobachtungsbrunnen weniger aussagekräftig als solche aus Pumpbrunnen. Deshalb sollte nicht der Fehler begangen werden, einen wenig repräsentativen Datensatz durch Modellparameteranpassungen perfekt nachzustellen. Die Daten der Beobachtungsbrunnen wurden deshalb eher als Kreuzvergleich verwendet, nachdem die Durchgangskurve des Brunnens Remeli angepasst worden war.

Durch das FEM kann auch die räumliche Verteilung der Tracerwolke zu verschiedenen Zeitpunkten dargestellt werden. In Abbildung 6 wird deutlich, wie der Hauptteil des Uransins an den Messstellen J.13 und J.22 und am Pumpbrunnen Remeli vorbeiströmt, bzw. diese nur randlich streift. Dies erklärt die beobachteten Konzentrationsunterschiede an J.13 und J.22, den geringen Wiedererhalt in Remeli sowie die negativen Befunde an allen anderen Messstellen.

Da mit diesem vereinfachten homogenen Modell die beobachteten Fließgeschwindigkeiten und die Durchgangskurven hinreichend gut simuliert werden konnten, wurde auf ein komplexeres heterogenes Modell mit Kiesrinnen, das obendrein auf einer sehr unsicheren und weitgehend hypothetischen Datengrundlage basieren müsste, verzichtet.

Überprüfung durch Kleinpumpversuche

Nach Abschluss dieser Studie wurden von der Joppen & Pita AG im Gebiet Pumpversuche durchgeführt. An drei Messstellen wurden hydraulische Durchlässigkeiten zwischen $3 \cdot 10^{-3}$ und $3 \cdot 10^{-2}$ m/s festgestellt; ein niedrigerer Wert wurde in dem Beobachtungsbrunnen gemessen, der für die Tracereingabe verwendet worden war: $3 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Die durch die numerische Modellierung des Markierungsversuchs ermittelte Durchlässigkeit von $3 \cdot 10^{-2}$ m/s liegt also am oberen Ende der durch Kleinpumpversuche gemessenen Durchlässigkeiten. Hier zeigt sich ein Maßstabeffekt: Je großräumiger der Betrachtungsmaßstab, umso höher die effektive Durchlässigkeit; der Transport des Tracers über größere Distanzen wird v. a. von den höchsten Durchlässigkeiten bestimmt.

Die gemessenen Durchlässigkeiten variieren also, mit einer Ausnahme, nur um eine Zehnerpotenz, was bestätigt, dass es sich um einen großräumig relativ homogenen Grundwasserleiter handelt. Die dennoch vorhandenen He-

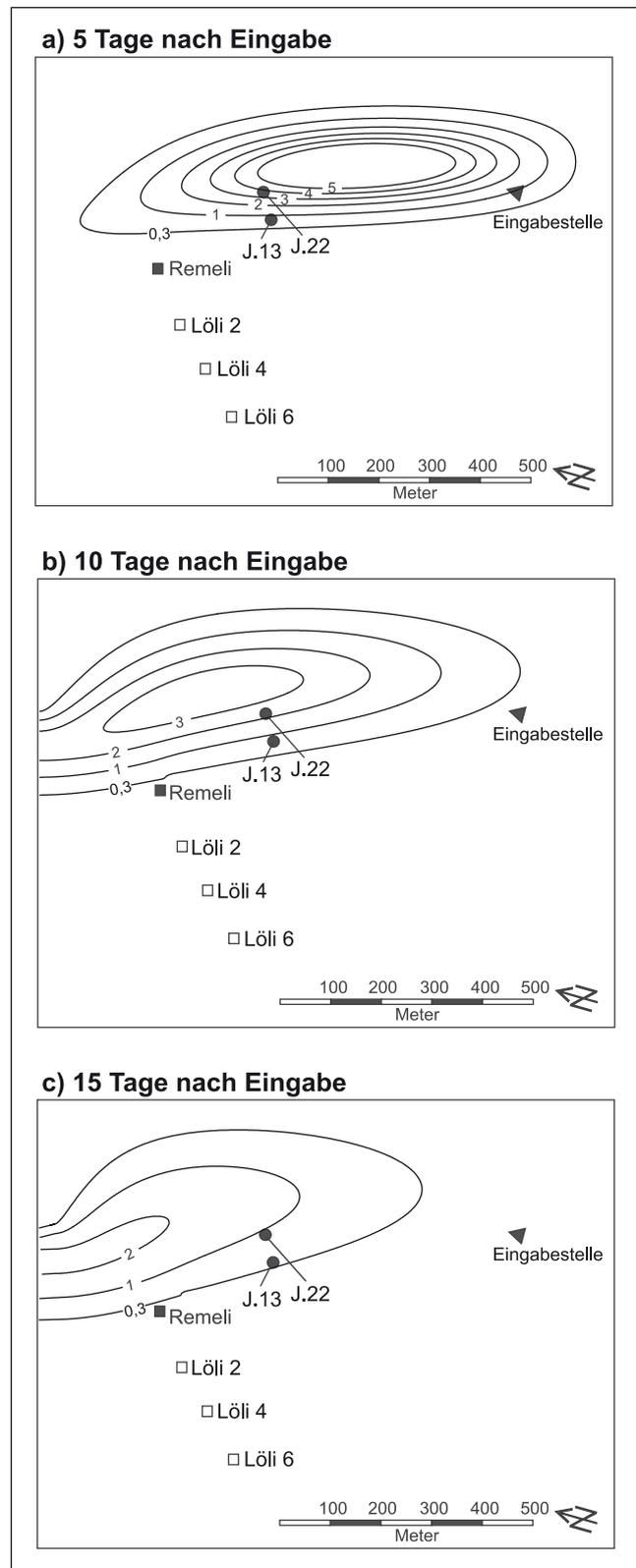


Abb. 6 Simulierte räumliche Verteilung der Uranin-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) zu drei verschiedenen Zeitpunkten: a) 5 Tage, b) 10 Tage und c) 15 Tage nach der Eingabe. Der Hauptteil der Tracerwolke strömt seitlich an den Beobachtungsbrunnen (J.13 und J.22) und am Pumpbrunnen Remeli vorbei.

terogenitäten können, zumindest teilweise, das beobachtete Tailing, das analytisch simuliert werden konnte, erklären.

Schlussfolgerungen

Die für einen Porengrundwasserleiter hohen Fließgeschwindigkeiten lassen sich durch die hydrogeologischen Rahmenbedingungen erklären und im numerischen Modell nachbilden: die Niederterrassenschotter sind hochdurchlässig (bis zu $3 \cdot 10^{-2}$ m/s), die unterlagernden Mergel dagegen nahezu undurchlässig; die gesättigte Zone ist mit 5–10 m nicht sehr mächtig und der hydraulische Gradient mit ca. 6‰ sehr hoch.

Die vereinfachte numerische 2D-Simulation hat gezeigt, dass die Hauptcharakteristika der drei Durchgangskurven mit homogenen hydrodynamischen Parametern und einem leicht gekrümmten Fließfeld recht gut reproduziert werden können. Selbstverständlich gehen wir nicht davon aus, dass der Grundwasserleiter tatsächlich homogen ist; zur Erklärung der beobachteten Durchgangskurven sind aber keine großräumigen heterogenen Strukturen notwendig. Die Konzentrationsunterschiede in den Messstellen und der geringe Wiedererhalt im Pumpbrunnen können darauf zurückgeführt werden, dass der Hauptteil der Tracerwolke nordöstlich an den Messstellen um am Brunnen vorbeigeströmt ist. Dies erklärt auch, warum an den übrigen, weiter südwestlich gelegenen Brunnen kein Uranin angekommen ist. Daher stellt der belastete Standort nur für den Brunnen Remeli eine potenzielle Gefahr dar.

Das Tailing der Durchgangskurven konnte durch das numerische Modell nicht befriedigend simuliert werden; auch das konventionelle analytische eindimensionale ADM war dazu nicht in der Lage. Mit zwei anderen analytischen Modellen konnten die Kurven dagegen sehr gut angepasst werden: das Zweibereichs-Ungleichgewichtsmodell simuliert die Wechselwirkung zwischen mobilen und immobilen Fluidbereichen; das Multidispersionsmodell geht von der Existenz mehrerer, voneinander getrennter Fließwege aus. Die Ergebnisse der analytischen Modellierung deuten also auf Heterogenitäten im Untergrund, mit dominanten schnellen Fließbereichen. Auch eine verzögerte Eingabe kann zu einem Tailing führen. Dafür spricht die später durch Kleinpumpversuche festgestellte niedrigere Durchlässigkeit an der Eingabestelle.

Die Gesamtschau aller Ergebnisse legt nahe, dass es sich um einen (im großräumigen Betrachtungsmaßstab) relativ homogenen Grundwasserleiter handelt. Lokale Heterogenitäten sind zwar vorhanden – diese führen zu einer hohen longitudinalen Dispersivität und einem Tailing der Durchgangskurven –, spielen aber für den großräumigen Stofftransport und die hohen Fließgeschwindigkeiten keine entscheidende Rolle. Diese Interpretation wurde durch die später durchgeführten Kleinpumpversuche weitgehend bestätigt.

Die Folgen für den Grundwasserschutz liegen auf der Hand: Mit Fließgeschwindigkeiten von bis zu 127 m/d müsste die innere Schutzzone (Zone II) nach schweizerischem Recht 1,3 km (10 Tage), nach deutschem Recht sogar 6,4 km (50 Tage) talaufwärts reichen. In diesem Bereich befinden sich etliche tatsächliche oder potenzielle Schadstoffquellen. Es ist kaum möglich, diese zu beseitigen oder die Brunnen stillzulegen. Im Zustrombereich dieser Brunnenreihe ist daher besondere Vorsicht geboten; die Wasserqualität sollte sorgfältig beobachtet werden.

Außerdem zeigt diese Studie erneut, dass in Porengrundwasserleitern sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten können (siehe auch eingangs zitierte Literatur). Markierungsversuche werden häufig im Karst angewandt, können aber auch in anderen Grundwasserleitern relevante Ergebnisse liefern; vor allem ermöglichen sie eine direkte Messung von Verweilzeiten bzw. Abstandsgeschwindigkeiten. Die Kombination aus hydrogeologischen Überlegungen, Markierungsversuchen, analytischen und numerischen Modellen ermöglicht es, eine recht gute Vorstellung vom großräumigen Fließgeschehen und Schadstofftransport im Grundwasserleiter zu erhalten, selbst wenn die Datenbasis nicht sehr detailliert ist und daher zahlreiche Vereinfachungen erforderlich sind.

Literatur

- Anderson, M.P., Woessner, W.W.: Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport.- 381 S.; Academic Press, Inc. San Diego, CA (1991)
- Beres, M., Huggenberger, P., Green, A.G., Horstmeyer, H.: Using two- and three-dimensional georadar methods to characterize glaciofluvial architecture.- *Sediment. Geol.* **129**(1–2), 1–24 (1999)
- Brouyere, S., Carabin, G., Dassargues, A.: Influence of injection conditions on field tracer experiments.- *Ground Water* **43**(3), 389–400 (2005)
- Fetter, C.W.: Applied Hydrogeology.- 598 S.; Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ (2001)
- Field, M.S., Pinsky, P.F.: A two-region nonequilibrium model for solute transport in solution conduits in karstic aquifers.- *J. Contam. Hydrol.* **44**(3–4), 329–351 (2000)
- Göppert, N., Goldscheider, N.: Solute and colloid transport in karst conduits under low- and high-flow conditions.- *Ground Water* **46**(1), 61–68 (2008)
- Hoehn, E., Cirpka, O.A.: Assessing hyporheic zone dynamics in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers.- *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **10**(4), 553–563 (2006)
- Hoehn, E., Cirpka, O.A., Hofer, M., Zobrist, J., Kipfer, R., Baumann, M., Scholtis, A., Favero, R.: Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration.- *Gas-Wasser-Abwasser* **87**(7), 497–505 (2007)
- Käss, W.: Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 9.- 557 S.; Gebr. Bornträger, Berlin, Stuttgart (2004)
- Kerrou, J., Renard, P., Franssen, H. J. H., Lunati, I.: Issues in characterizing heterogeneity and connectivity in non-multiGaussian media.- *Adv. Water Resour.* **31**(1), 147–159 (2008)

- Kreft, A., Zuber, A.: Physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial and boundary conditions.- *Chemical Engineering Science* **33**(11), 1471–1480 (1978)
- Maloszewski, P., Benischke, R., Harum, T.: Mathematical modelling of tracer experiments in the karst of Lurbach-System.- *Beitr. z. Hydrogeologie* **43**, 116–136 (1992)
- Matthess, G., Ubell, K.: *Allgemeine Hydrogeologie – Grundwasserhaushalt. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 1.*- 575 S.; Bornträger, Berlin, Stuttgart (2003)
- Maxwell, R.M., Welty, C., Harvey, R.W.: Revisiting the Cape Cod bacteria injection experiment using a stochastic modeling approach.- *Environ. Sci. Technol.* **41**(15), 5548–5558 (2007)
- Ptak, T., Schmid, G.: Dual-tracer transport experiments in a physically and chemically heterogeneous porous aquifer: Effective transport parameters and spatial variability.- *J. Hydrol.* **183**(1–2), 117–138 (1996)
- Regli, C., Rauber, M., Huggenberger, P.: Analysis of aquifer heterogeneity within a well capture zone, comparison of model data with field experiments: A case study from the river Wiese, Switzerland.- *Aquat. Sci.* **65**(2), 111–128 (2003)
- Schuler, G., Eberl, J., Martens, S.: Dimensionierung wasserwirtschaftlicher Vorranggebiete in Kies-Grundwasserleitern unter Berücksichtigung von Schadstofftransport.- *Grundwasser* **11**(4), 276–285 (2006)
- Seaman, J.C., Bertsch, P.M., Wilson, M., Singer, J., Majs, F., Aburime, S.A.: Tracer migration in a radially divergent flow field: Longitudinal dispersivity and anionic tracer retardation.- *Vadose Zone J.* **6**(2), 373–386 (2007)
- Sinreich, S., Goldscheider, N., Hötzl, H.: Hydrogeologie einer alpinen Bergsturzmasse (Schwarzwassertal, Vorarlberg).- *Beitr. z. Hydrogeologie* **53**, 5–20 (2002)
- Taylor, R., Cronin, A., Pedley, S., Barker, J., Atkinson, T.: The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection – review of field evidence.- *FEMS Microbiol. Ecol.* **49**(1), 17–26 (2004)
- Toride, N., Leij, F.J., van Genuchten, M.T.: A comprehensive set of analytical solutions for nonequilibrium solute transport with first-order decay and zero-order production.- *Water Resour. Res.* **29**(7), 2167–2182 (1993)
- Toride, N., Leij, F.J., van Genuchten, M.T.: The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments.- 119 S.; Research Report No. 137, US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA (1999)
- Zlotnik, V.A., Zurbuchen, B.R., Ptak, T.: The steady-state dipole-flow test for characterization of hydraulic conductivity statistics in a highly permeable aquifer: Horkheimer Insel Site, Germany.- *Ground Water* **39**(4), 504–516 (2001)