

## 5 Grundwassermarkierungsversuche

### 5.1 Allgemeines

Markierungsversuche im Grundwasser zählen schon seit Jahrzehnten zu den Standarduntersuchungsverfahren in der Hydrogeologie. Sie werden einerseits durchgeführt, um rein qualitative Aussagen über den Grundwasserleiter zu erhalten. Andererseits kann die Auswertung von Tracerversuchen auch quantitative hydraulische Ergebnisse liefern, wie z. B. Fließgeschwindigkeiten und Aquiferparameter. Zu den qualitativen Aufgaben gehören u. a. die Abgrenzung unterirdischer Einzugsgebiete, die Bestimmung der Fließrichtung, die Ermittlung von Zusammenhängen zwischen möglichen Gefährdungen und Grundwasserfassungen. Markierungsversuche lassen Zusammenhänge zwischen Grund- und Oberflächenwasser erkennen und sind besonders für Fragen der Schutzzonenabgrenzung und für die Trink- und Brauchwassererschließung von Bedeutung.

### 5.2 Planung und Durchführung von Markierungsversuchen

Als Markierungsmittel steht eine große Anzahl verschiedener Stoffe zur Verfügung. Sie lassen sich in die Gruppe der löslichen Stoffe und der sogenannten Triftstoffe einteilen. Die **löslichen Stoffe** umfassen Farbstoffe, Salze, Schaumstoffe, Geruchsstoffe, radioaktive Isotope und inaktive Isotope. Bei den **Triftstoffen** handelt es sich u.a. um gefärbte Bärlappsporen, um schadhlose Bakterien oder um Polystyrol. Jedes Markierungsmittel hat seine ihm eigenen Vor- und Nachteile; u.a. sind Triftstoffe nur beschränkt einsetzbar, da sie in großem Maße ausgefiltert werden können.

Ein **idealer Markierungsstoff** (Tracer) sollte gut löslich bzw. aufschwemmbar, leicht zu behandeln und ungefährlich sein und darf nicht unappetitlich wirken. Er darf mit dem Trägergestein nicht reagieren, muß noch in sehr großer Verdünnung nachweisbar sein und darf weder zerfallen noch sorbiert werden. Außerdem sollte er dieselben physikalischen Eigenschaften wie Wasser besitzen. Da es einen solchen Stoff nicht gibt, hängt die Wahl des Tracers in jedem Einzelfall von der Aufgabenstellung, dem Versuchsfeld, der Art des Nachweises usw. ab. Grundsätzlich ist darauf zu achten, ob der vorgesehene Tracer bereits als Grundlast im Grundwasser vorhanden ist und damit den Nachweis und die quantitative Erfassung erschwert.

In der Praxis ist Uranin (= Natriumfluoreszein) zumindest in Baden-Württemberg einer der am meisten verwendeten Tracer. Uranin ist ein fluoreszierender, unechter Farbstoff, der lichtempfindlich ist. Bei sauren Wässern mit pH-Werten unter 6 kann Uranin von Tonen absorbiert werden. Außerdem gibt es Hinweise darauf, daß Uranin durch starke Oxidation und auch durch anaerobe, nicht coliforme Enterobakterien abgebaut werden kann (SAYER 1991).

Um eine quantitative Auswertung von Markierungsversuchen zu ermöglichen, ist sorgfältigste Versuchsplanung und -durchführung notwendig. Da es ideale Markierungsstoffe nicht gibt, ist ein Tracer einzusetzen, dessen Sorptions- und Zerfallsverhalten weitgehendst bekannt und mathematisch erfaßbar ist.

Die **Tracereingabe** kann entweder möglichst rasch (Diracscher Stoß) oder aber kontinuierlich über einen längeren Zeitraum erfolgen. Der Markierungsstoff sollte über die gesamte Aquifermächtigkeit und nicht in die ungesättigte Zone eingegeben werden. Weiterhin können Tracerversuche nur dann exakt mit analytischen Verfahren ausgewertet werden, wenn von einem linearen oder radialen Grundwasserströmungsfeld ausgegangen werden kann. Bei letzterem wird zwischen einem konvergenten (im Absenktrichter eines Entnahmebrunnens) und einem divergenten Fließsystem (Schluckbrunnen) unterschieden.

Bei der Tracereingabe ist die **Eingabemenge** so zu dosieren, daß einerseits die Tracerkonzentration an den Austrittsstellen nicht zu Beeinträchtigungen von Trink- und Brauchwasserfassungen führt und andererseits deutlich oberhalb der Nachweisgrenze des verwendeten Tracers liegt. Die Inhomogenität der meisten Klufftgrundwasserleiter macht die Dosierung äußerst schwierig, da über stark wegsame Klüfte hohe Ausbreitungsgeschwindigkeiten mit entsprechend hohen Konzentrationen auftreten können. Zur überschlägigen Berechnung der Eingabemenge gibt es in der Literatur verschiedene empirische Ansätze (HÖLTING 1980, LEIBUNDGUT 1981, KÄSS 1992), die jedoch nicht miteinander vergleichbar sind.

Um quantitative Versuchsergebnisse zu erhalten, ist es unabdingbar, die Beprobung in so dichten Zeitabständen durchzuführen, daß der gesamte Tracerdurchgang verfolgt werden kann. Theoretisch genügt es, die Wasserproben in logarithmischen Zeitabständen zu entnehmen. Die Gesamtbeprobungszeit richtet sich nach dem Auftreten des Konzentrationsmaximums ( $t_{Cmax}$ ); sie sollte – selbst bei einem

homogenen und isotropen Aquifer – mindestens  $2 \cdot t_{Cmax}$  betragen. Da in Kluftaquiferen wegen starker lokaler Fließgeschwindigkeitsänderungen und infolge wechselnder hydrologischer Bedingungen jedoch mit mehreren Konzentrationsmaxima zu rechnen ist, muß dort wesentlich länger beprobt werden.

## 5.3 Analytische Lösungen für den Tracertransport

### 5.3.1 Physikalische Grundlagen

Die Forschungsschwerpunkte bei Markierungsversuchen orientieren sich zum einen an der praktischen Durchführung von Feldversuchen, d. h. an der Verbesserung der Versuchstechnik, am Nachweis und der Erprobung neuer Tracer (z. B. SCHULZ 1957 und KÄSS 1976), zum anderen jedoch auch an der Simulation der Tracerausbreitung im Grundwasser bzw. der Ermittlung von geohydraulischen Parametern, vgl. SAUTY (1977), STÖBER (1980) und JAKOWSKI (in Vorber.).

In einem Aquifer wird der Transport einer gelösten Substanz (Tracer) von der mechanischen Dispersion, der molekularen Diffusion, von Turbulenzen sowie von Sorptions-, Desorptions- und Zerfallsvorgängen bestimmt. Zusammengenommen führen diese Vorgänge zu einer mehr oder weniger raschen Vermischung und Verteilung des Tracers im Strömungsfeld.

Eine **mechanische Dispersion** entsteht in jedem durchströmten Aquifer, weil sich die Fließgeschwindigkeiten in den einzelnen Poren, Klüften oder Spalten in ihrer Größe und Richtung ständig ändern. Demgegenüber geht die **molekulare Diffusion** auf die Brownsche Molekularbewegung zurück. Beide Vorgänge werden mathematisch zusammengefaßt und als **hydrodynamische Dispersion** bezeichnet.

In einem Aquifer können **Turbulenzen** dann auftreten, wenn der hydraulische Gradient sehr groß ist, das kann z. B. in Brunnennähe der Fall sein, zumal wenn eine gute bis sehr gute Durchlässigkeit vorliegt. Mit Turbulenzerscheinungen ist aufgrund der Verteilung und Geometrie der Fließkanäle bevorzugt in Karstgebieten zu rechnen. Sorptions-, Desorptions- sowie Zerfallsvorgänge (radioaktiver Zerfall, chemischer Abbau u.a.) sind sowohl vom Markierungsstoff als auch von den physikalischen und chemischen Eigenschaften des durchströmten Gesteins

abhängig. Sie können u. U. bei geeigneter Tracerwahl umgangen werden, so daß man i. allg. bei der mathematischen Simulation von Markierungsversuchen den Vermischungsprozeß allein auf die hydrodynamische Dispersion zurückführen kann. Diese Dispersion hängt von den physikalischen Gesteinsparametern, den Fluideigenschaften und von der effektiven Fließgeschwindigkeit ( $u$ ) ab (vgl. Kap. 2.2.3, Abb. 7). In einem dynamischen Dispersionsregime mit homogenem Fließen in einem idealen Aquifer verhält sich die Dispersion proportional zur Geschwindigkeit:

$$D = \alpha \cdot u \quad [m^2/s] \quad (5.1)$$

Der Proportionalitätsfaktor  $\alpha(m)$  wird als Dispersivität bezeichnet und ist nicht mit dem Leerlaufkoeffizienten (Kap. 4) zu verwechseln.

Da die Vermischung des Tracers räumlich erfolgt, ist die Dispersion ein dreidimensionaler Vorgang: Die drei Hauptkomponenten in x-y-z-Richtung werden mit longitudinaler  $D_L$ , transversaler  $D_T$  und vertikaler Dispersion  $D_V$  bezeichnet. Die räumliche Aufspaltung der Dispersivität erfolgt analog.

### 5.3.2 Differentialgleichungen des Massentransports

Der Transport einer gelösten Substanz im Grundwasser kann mit einer allgemeinen Massentransportgleichung (BEAR 1979) beschrieben werden. Um diese Differentialgleichung analytisch zu lösen, muß sie vereinfacht werden. Dazu werden folgende Annahmen getroffen:

- der Markierungsstoff ist ein idealer Tracer (vgl. Kap. 5.2)
- die Tracereingabe erfolgt in den gesättigten Grundwasserbereich (Aquifer)
- der Aquifer ist homogen, isotrop, horizontal gelagert und unendlich ausgedehnt
- die effektive Fließgeschwindigkeit ist konstant (horizontales Fließsystem); eine Ausnahme bilden radiale Fließsysteme (vgl. Kap. 5.2)
- das Darcy-Gesetz ist gültig

Diese Randbedingungen besagen, daß sämtliche im folgenden behandelten Lösungsansätze nur für die Festgesteinsaquifere gelten, deren Klüfte bzw. deren Hohlräume statistisch zufällig, gleichmäßig verteilt sind. Um das Homogenitätskriterium eines repräsentativen Elementarvolumens (REV, vgl. Kap. 2.2.1) übertragen zu können, müssen Entfer-

nungen zwischen Eingabe- und Ausgabestelle wesentlich größer sein als in Porenaquiferen.

Die Massentransportgleichung für ein horizontalparalleles Strömungsfeld vereinfacht sich zu:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_L \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} + D_T \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta y^2} + D_V \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - u \cdot \frac{\delta C}{\delta x} \quad (5.2)$$

Für ein radialsymmetrisches Strömungsfeld mit den Zylinderkoordinaten  $r, \Theta$  ( $x=r \cos \Theta; y=r \sin \Theta; z=z$ ) gilt:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_L \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta r^2} + D_r \cdot \frac{1}{r^2} \cdot \frac{\delta^2 C}{\delta \Theta^2} - u \cdot \frac{\delta C}{\delta r} \quad (5.3)$$

Für die analytische Lösung dieser Differentialgleichung müssen die Anfangs- und Randbedingungen, wie z. B. die Geometrie des Untersuchungsfeldes und die Art der Tracereingabe, definiert werden.

### 5.3.3 Lösungen der Differentialgleichungen

Bei der Durchführung und Auswertung von Feldversuchen sind analytische Lösungen für den Praktiker besonders vorteilhaft:

- Von den meisten analytischen Lösungen lassen sich einfache Näherungslösungen herleiten, die für rasche Überschlagsrechnungen bei der Versuchsplanung und -durchführung unentbehrlich sind.
- Anhand der analytischen Lösungen lassen sich Typkurven erstellen, die es erlauben, die Versuchsdaten direkt optisch mit den entsprechenden Lösungen zu vergleichen. Mit den Typkurven können auch mathematisch weniger Geschulte Feldversuche ohne großen Zeitaufwand auswerten.
- Die notwendigen Restriktionen der Eingangsbedingungen ergeben mehr oder weniger Prinziplösungen. Bei der Auswertung von Feldversuchen wird daher von vornherein keine übermäßige Genauigkeit vorgetäuscht.

Eine tabellarische Zusammenstellung der einzelnen analytischen Lösungen ist z. B. in SCHWEIZER, STÖBER & STRAYLE (1985) enthalten. Unter der Voraussetzung einer konstanten Aquifermächtigkeit lassen sich aufgrund der Tracereingabe und der Art des Fließsystems folgende Fälle unterscheiden:

- Dauer der Tracereingabe: kurz oder lang andauernd
- Art des Fließsystems: horizontalparallel oder radial

Bei einem horizontalparallelen Fließsystem wird zwischen einem ein-, zwei- und dreidimensionalen Fall der Tracereingabe unterschieden. Beim eindimensionalen Fall soll der Vermischungsprozeß des Tracers nur parallel zur Fließrichtung erfolgen. Beim zweidimensionalen Fall tritt zum longitudinalen noch ein transversaler Vermischungsprozeß. Beim dreidimensionalen Fall erfolgt die Tracerzugabe punktförmig in den Aquifer, so daß die Vermischung dreidimensional erfolgt. Im radialsymmetrischen Fließsystem wird zwischen konvergentem und divergentem Strömen unterschieden (vgl. Kap. 5.2).

Für die genannten Fälle gibt es geschlossene analytische Lösungen, die sich in dimensionsloser Form als Typkurven darstellen lassen (SAUTY 1977). Darüber hinaus gibt es Näherungslösungen, die nur unter definierten Bedingungen, z. B. ab einer Mindestentfernung zur Eingabestelle oder für bestimmte Dispersivitäten, angewandt werden dürfen. In der Praxis wird häufig unter Vernachlässigung dieser Bedingungen mit einem einfachen statistischen Verfahren – der Summenkurve des Tracerdurchgangs – ausgewertet (Anwendungsbeispiel s. Kap. 5.4).

### 5.3.4 Sorption und Zerfall eines Tracers

Streng genommen darf bei keinem Tracer- oder Schadstofftransport mit einem 'idealen Tracer' gerechnet werden, da nahezu alle Substanzen unterschiedlich starken Sorptions- und Desorptionsvorgängen oder Zerfallserscheinungen unterliegen. Beide Vorgänge können in den Massentransportgleichungen durch temperaturunabhängige Ausdrücke, sogenannte Isothermen, berücksichtigt werden.

Da sich der Sorptionsvorgang beispielsweise in Abhängigkeit von der Tracerkonzentration oder von der bereits sorbierten Tracermenge vollziehen kann, gibt es mehrere Sorptionsisothermen, von denen drei herausgegriffen werden, vgl. BEAR (1979):

Bei der **Freundlich-Isotherme** ist die Sorption proportional zur Tracerkonzentration:

$$C_s = K \cdot C^{1/m} \quad (5.4)$$

$K$  und  $m$  sind Konstanten,  $C_s$  entspricht der sorbierten Tracerkonzentration.

Die meist verwendete **lineare Gleichgewichts- isotherme**

$$C_s = K \cdot C \quad (5.5)$$

entsteht für  $m = 1$ . Bei der **Langmuier-Isotherme** ist die zeitliche Sorptionsänderung ebenfalls proportional zur Tracerkonzentration. Dieser Vorgang ist jedoch irreversibel.

$$\frac{\delta C_s}{\delta t} = K \cdot C \quad (5.6)$$

Aus der Literatur sind bisher kaum Angaben über die im speziellen Fall anzuwendenden Sorptionsisothermen zu entnehmen.

## 5.4 Auswertung der Durchgangskurven

### 5.4.1 Vergleich der Fließgeschwindigkeiten

Bei den meisten Markierungsversuchen wird der Tracer nicht kontinuierlich, sondern stoßförmig dem Grundwasser beigegeben. Mißt man den zeitlichen Verlauf der Tracerkonzentration an einer Beobachtungsstelle, so ergibt sich eine Durchgangskurve, wie sie in idealisierter Weise Abb. 7 zeigt. Diese Durchgangskurve wird als Grundlage für die Auswertung mit Typkurven benötigt. Durch Integration entsteht daraus die Summenkurve des Tracerdurchgangs, die für die statistische Auswertung benutzt wird.

Wie in Kap. 2.2.3 beschrieben, lassen sich aus Tracerkurven verschiedene Abstandsgeschwindigkeiten ermitteln, die wie folgt gegeneinander abgegrenzt werden:

Als Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  bezeichnet man die Geschwindigkeit eines Wasserteilchens in der Hauptfließrichtung zwischen zwei Punkten (vgl. Tab. 3).

Infolge der hydrodynamischen Dispersion gibt es jedoch mehrere Möglichkeiten, Abstandsgeschwindigkeiten aus Markierungsversuchen zu definieren. Man unterscheidet (vgl. Abb. 7):

- maximale Abstandsgeschwindigkeit  $v_{\max}$ , die durch das erste Eintreffen  $t_{\max}$  des Tracers bestimmt ist,

- wirkungsvolle, dominierende oder modale Abstandsgeschwindigkeit  $v_{C_{\max}}$ , die über den Zeitpunkt  $t_{C_{\max}}$  des Konzentrationsmaximums berechnet wird
- mediane Geschwindigkeit  $v_{t_{0,5}}$ , die durch den Zeitpunkt  $t_{0,5}$  des 50%-Tracerdurchgangs bestimmt ist
- mittlere Abstandsgeschwindigkeit  $\bar{v}$ . Sie wird berechnet als Mittel aller Einzelgeschwindigkeiten:

$$\bar{v} = \frac{\int_0^{\infty} \frac{x}{t} C_{(t)} \cdot dt}{\int_0^{\infty} C_{(t)} \cdot dt} \quad (5.7)$$

Größenordnungsmäßig liegt die mittlere Abstandsgeschwindigkeit zwischen der medianen und der dominierenden Abstandsgeschwindigkeit. Die aus dem Darcy-Gesetz abgeleitete effektive Geschwindigkeit ( $u$ ) wird fälschlicherweise oft mit der medianen Geschwindigkeit gleichgesetzt. SCHWEIZER, STÖBER & STRAYLE (1985) vergleichen die dominierende, mediane, mittlere und effektive Geschwindigkeit aus Markierungsversuchen miteinander und stellen fest, daß nur für Bereiche mit großer Entfernung von der Eingabestelle und mit geringen Dispersivitäten ( $x/\alpha_L > 100$ ), die verschiedenen Geschwindigkeiten quasi identisch sind. Dieses Ergebnis ist besonders wichtig für die Auswertung der Summenkurve mit dem statistischen Verfahren. Während man aus dem Typkurvendekungsverfahren direkt die effektive Geschwindigkeit erhält, läßt sich aus der Summenkurve nur die mediane Geschwindigkeit ermitteln, die jedoch wesentlich kleiner ausfallen kann als die effektive Geschwindigkeit!

### 5.4.2 Anwendung der Summenkurve

Die Auswertung der Summenkurven des Tracerdurchgangs mit dem statistischen Verfahren stellt nur für den eindimensionalen Fall einer kurzen Tracereingabe (vgl. Kap. 5.3.3) ein gutes Näherungsverfahren (Abb. 14) dar, wird jedoch wegen seiner einfachen Handhabung in der Praxis am häufigsten angewandt. Für die Auswertung benötigt man eine normierte Summenkurve (vgl. Abb. 6), die aus den Versuchsdaten nach Gleichung (5.8) berechnet wird und sich dem Ordinatenwert 1 asymptotisch nähert.

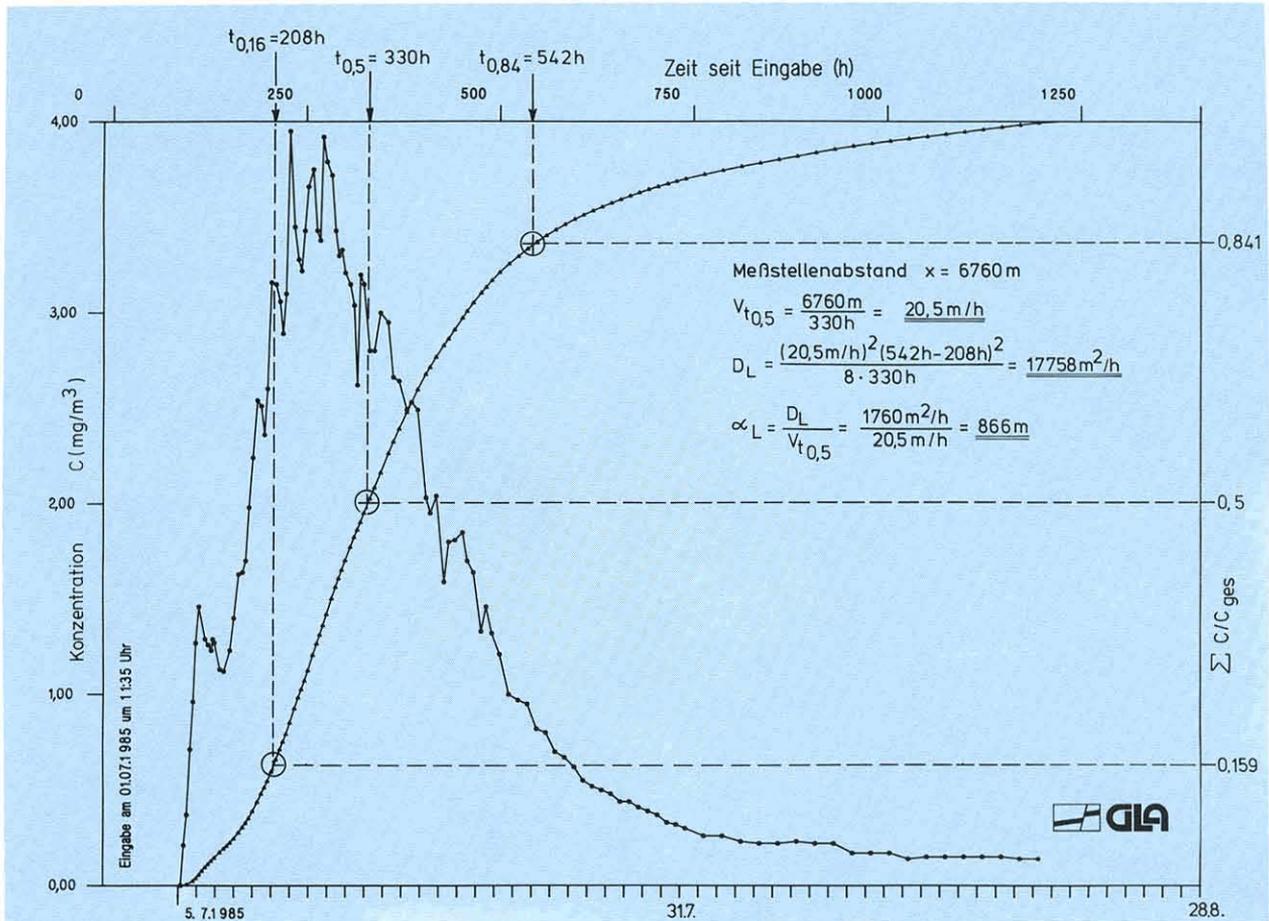


Abb. 14: Durchgangs- und Summenkurve des Markierungsversuchs Kesselquelle  
 Eingabestelle – Doline im Wald, Gewinn Auchtweide (TK25: 7722, R: 35 27 520, H: 53 46 080); Meßstelle – Kesselquelle (TK25: 7722, R: 35 33 820, H: 53 43 630); Abstand zur Eingabestelle – 6760 m; Markierungsmittel – Eosin  
 $v_{t_{0,5}}$  – mediane Geschwindigkeit (Gl. 5.9);  $D_L$  – longitudinale Dispersion (Gl. 5.10);  $\alpha_L$  – longitudinale Dispersivität (Gl. 5.1 mit  $u = v_{t_{0,5}}$ )

$$C_R = \frac{C_j}{C_{ges}} = \frac{\sum_{i=1}^j (t_{i+1} - t_i) (C_{i+1} + C_i)}{\sum_{i=1}^n (t_{i+1} - t_i) (C_{i+1} + C_i)} \quad (5.8)$$

Aus dem Zeitwert  $t_{0,5}$  des 50%igen Tracerdurchgangs ( $C_R = 0,5$ ) und der Entfernung zur Eingabestelle  $x$  läßt sich die mediane Geschwindigkeit  $v_{t_{0,5}}$  berechnen.

$$v_{t_{0,5}} = \frac{x}{t_{0,5}} \quad [\text{m/s}] \quad (5.9)$$

Aus der Zeitdifferenz zwischen  $C_R = 0,841$  und  $C_R = 0,159$  (doppelte Standardabweichung) wird die longitudinale Dispersion ( $D_L$ ) bestimmt:

$$D_L = \frac{v_{t_{0,5}}^2 (t_{0,84} - t_{0,16})^2}{8 t_{0,5}} \quad [\text{m}^2/\text{s}] \quad (5.10)$$

In Abb. 14 ist dieses Auswerteverfahren an einem Markierungsversuch im Karstaquifer des Weißjuras der Schwäbischen Alb erläutert.

### 5.4.3 Auswertung mit Typkurven

Entsprechend den Auswerteverfahren von Pumpversuchen (Kap. 6) besteht auch für Markierungsversuche die Möglichkeit, analytische Lösungen des Tracertransportes in dimensionsloser Form als sogenannte Typkurven darzustellen. Dabei wird die dimensionslose Konzentration  $C_R$  gegen die dimensionslose Zeit  $t_R$  halblogarithmisch für verschiedene Scharparameter aufgetragen. Für die Auswertung muß die gemessene Tracerkonzentration normiert (Tracermaximum  $C_{max} = 1$ ) und halblogarithmisch gegen die Zeit aufgetragen werden. Sodann wird die Meßwertkurve mit den Typkurven verglichen. Dies erfolgt durch Horizontalverschiebung der beiden Kurven gegeneinander. Aus den zeitlichen Überdeckungspunkten, der tatsächlichen Zeit  $t$  und der dimensionslosen Zeit  $t_R$  sowie aus dem Scharparameter, der von den Anfangs- und Randbedingungen

abhängt, lassen sich die Aquiferparameter ermitteln. Die Vorgehensweise wird im folgenden an einem

Beispiel erläutert. In diesem Falle ist die **Pecletzahl** ( $Pe = r \cdot u / D_L$ ) der Scharparameter der Typkurven.

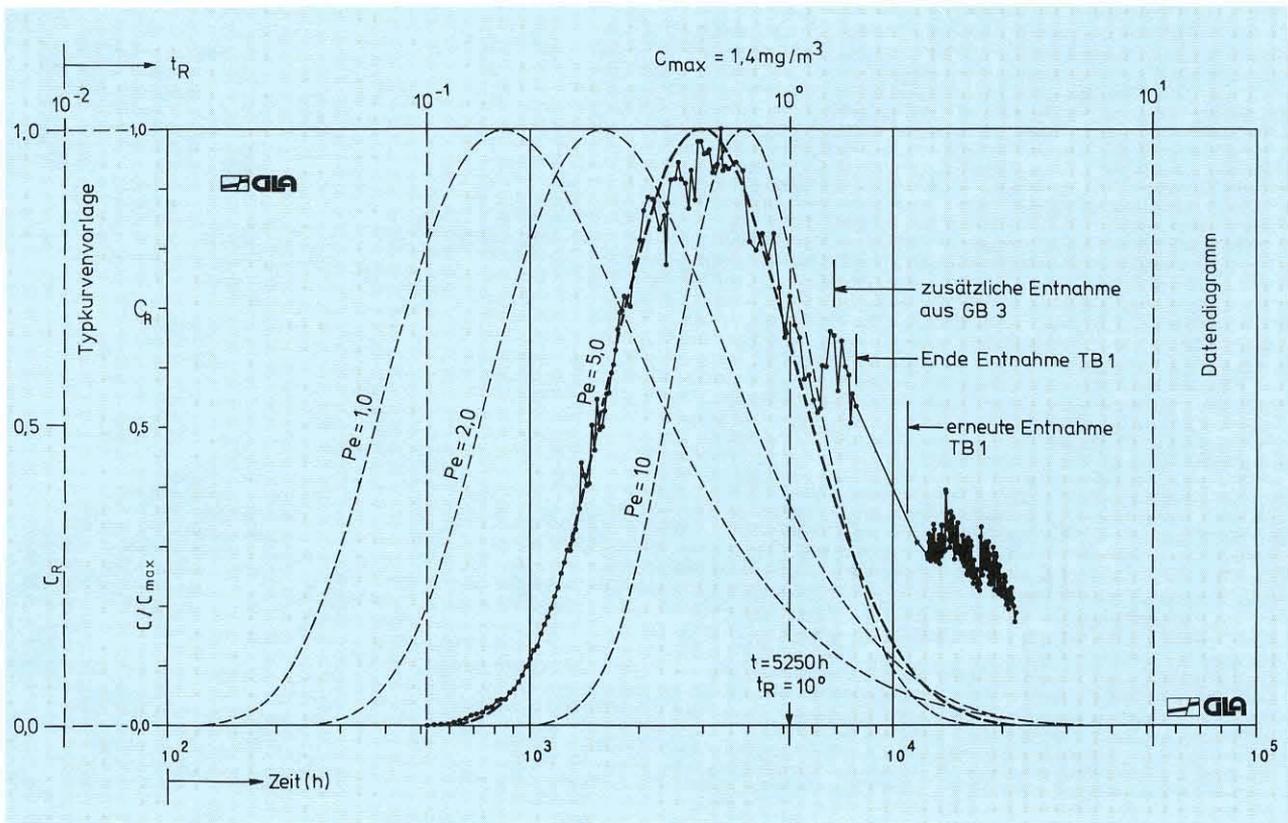


Abb. 15: Auswertung des Uranin-Markierungsversuches in der TB 1 Saulgau (TK 25: 7922; R: 35 35 700; H: 53 19 450) mit Typkurven (radialer Abstand zwischen Eingabe- und Meßstelle  $r = 430$  m)  
 — — — — — Meßdaten  $\lg t$  (h) gegen  $C_R$  (Skala unten); — — — — — Typkurven  $\lg t_R$  gegen  $C_R$  (Skala oben)

**Beispiel:** Markierungsversuch im thermalen Weißjura-Aquifer bei Saulgau

Im Rahmen eines Langzeit-Pumpversuches wurde aus einer Thermalwasserbohrung bei Saulgau ein Markierungsversuch gestartet, um eine hydraulische Verbindung zwischen zwei Thermalwasserbohrungen zu errechnen. Dazu wurden 2 kg Uranin eingegeben. Zu Beginn des Versuches lagen konstante, radial-konvergente Strömungsverhältnisse vor, weil aus der Beobachtungsbohrung im Mittel  $Q = 29$  l/s gefördert wurden. Erst nach 6800 h (9 Monaten) änderte sich der Förderbetrieb.

gang ab diesem Zeitpunkt beendet ist, weil mit einer zusätzlichen Förderung aus der Eingabebohrung begonnen wurde. Der erste Teil der Meßdaten läßt sich mit einer Typkurve zur Deckung bringen, deren Scharparameter  $Pe = 5$  beträgt. Der Deckungspunkt zwischen Daten und Typkurve hat die Koordinaten  $t = 5,25 \cdot 10^3$ h (Meßdaten) und  $t_R = 10^0$  (Typkurven). Aus diesen Angaben lassen sich die Aquiferparameter wie folgt ermitteln:

– Konvektionszeit:

$$t_K = t/t_R = 5,25 \cdot 10^3 \cdot 3600s/10^0 = 18,9 \cdot 10^6s \tag{5.11}$$

Abb.15 zeigt deutlich, daß der den radial-konvergen- ten Strömungsverhältnissen adäquate Tracerdurch-

- durchflußwirksame ( $n_d$ ) oder kinematische Porosität:

$$n_d = \frac{t_k \cdot Q}{\pi \cdot r^2 H} = \frac{18,9 \cdot 10^6 \text{s} \cdot 29 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{\pi \cdot (430 \text{ m})^2 \cdot 35 \text{ m}}$$

$$= 2,7 \%$$

(5.12)

$$u(r) = \frac{Q}{2\pi \cdot r \cdot H \cdot n_d}$$

$$= \frac{29 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}}{2\pi \cdot 430 \text{ m} \cdot 35 \text{ m} \cdot 0,027}$$

$$= 1,14 \cdot 10^{-5} \text{ m/s} = 1 \text{ m/d}$$

(5.13)

Darin bedeuten r die Entfernung zwischen den Bohrungen und H die Aquifermächtigkeit, beides in Metern.

- longitudinale Dispersion

$$D_L(r) = u(r) \cdot r/Pe = 9,78 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$$

- effektive Geschwindigkeit im Abstand r:

$$= 85 \text{ m}^2/\text{d}$$

(5.14)

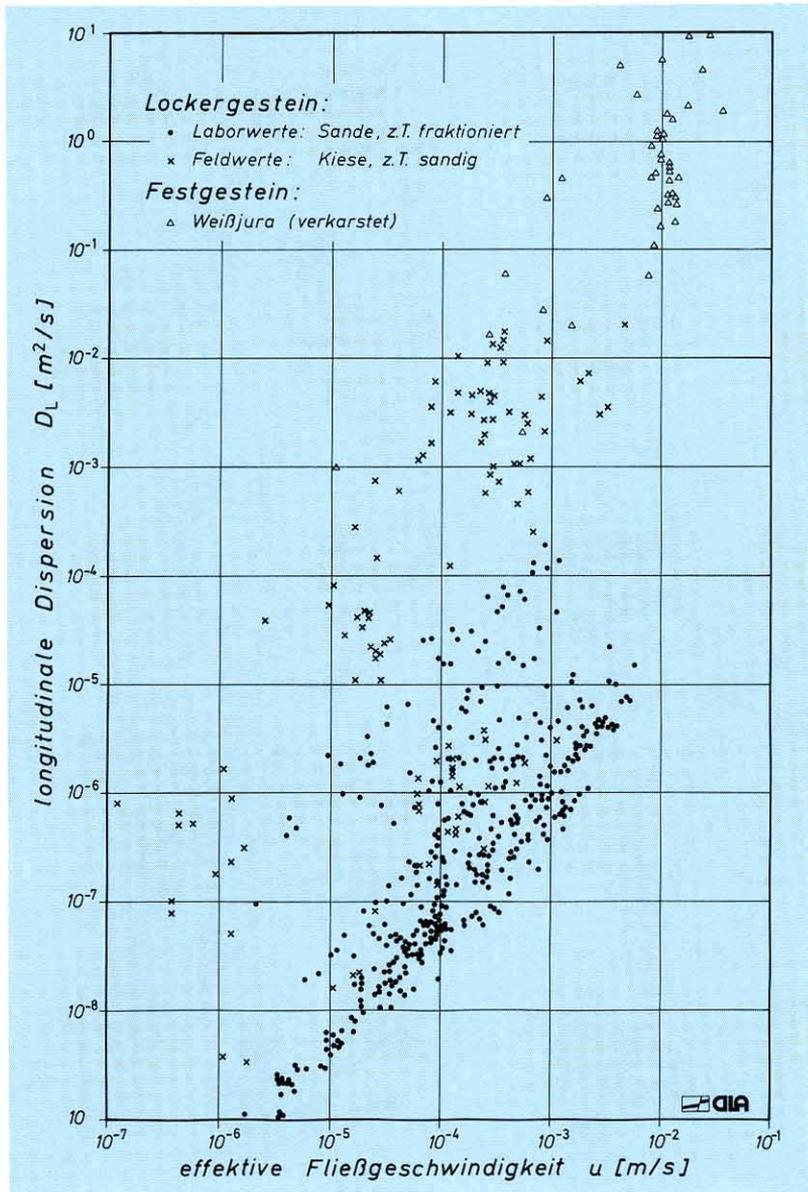


Abb. 16: Zusammenstellung longitudinaler Dispersionswerte in Abhängigkeit von der effektiven Fließgeschwindigkeit Nach Labor- und Feldwerten aus Lockergesteinsaquiferen und dem Weißjura-Karstaquifer der Schwäbischen Alb

– longitudinale Dispersivität

$$\alpha_L = D_L(r) / u(r) = 86 \text{ m} \quad (5.15)$$

Da während des Markierungsversuchs ein radiales Strömungsfeld vorlag, ist die effektive Fließge-

windigkeit zwischen den beiden Bohrungen von der Distanz zur Entnahmestelle abhängig. Sie nimmt in Richtung auf die Förderbohrung zu. Daher ist auch die longitudinale Dispersion eine entfernungsabhängige Größe, vgl. Gl. (5.1) .

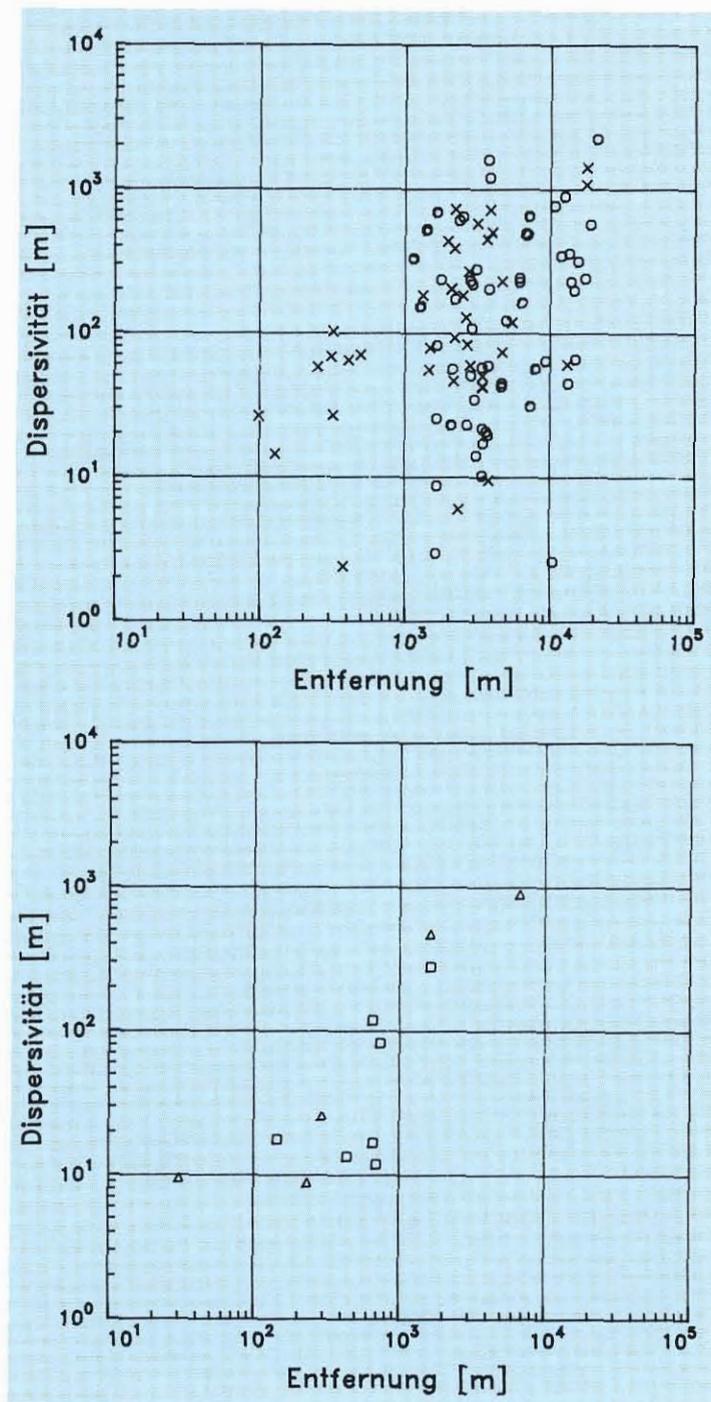


Abb.17: Statistische Auswertung von Markierungsversuchen in Karst- und Kluftaquiferen Baden-Württembergs. Beziehung zwischen Entfernung und longitudinaler Dispersivität (JAKOWSKI, in Vorber.)

○ - Weißjura (59 Werte); △ - Keuper (5 Werte); x - Muschelkalk (39 Werte); □ - Buntsandstein (7 Werte)

## 5.5 Vergleich von Labor- und Feldwerten

Die meisten geohydraulischen Auswertungen von Markierungsversuchen wurden bisher in Porenaquiferen durchgeführt. Daneben liegen jedoch auch zahlreiche Versuchsergebnisse von Karst- und Kluftaquiferen vor. Besonders häufig wurden der Malmkarst der Schwäbischen Alb und der Muschelkalk der Gäulandschaft untersucht. Versuche wurden auch im Keuper, im Buntsandstein und vereinzelt im Grundgebirge durchgeführt.

Eine Zusammenstellung von Labor- und Feldwerten der Dispersion im Lockergesteinsgrundwasserleiter ist in SCHWEIZER, STÖBER & STRAYLE (1985: Abb. 9a, b) dargestellt. Vergleicht man damit Werte aus dem Karstaquifer des Weißen Juras (Abb. 16), so ist deutlich zu erkennen, daß die Dispersionen aus dem Malmkarst bei gleichen Fließgeschwindigkeiten um ein bis zwei Zehnerpotenzen größer sind als die Werte aus Kiesaquiferen.

Der Einfluß der zurückgelegten Fließstrecke auf die longitudinale Dispersivität wurde für Porengrundwasserleiter von SCHWEIZER, STÖBER & STRAYLE (1985: Abb. 10) untersucht.

Entsprechende Untersuchungen für Karst- und Kluftgrundwasserleiter erfolgen zur Zeit am GLA im Rahmen einer Dissertation (JAKOWSKI, in Vorber.). Analog zu den Porenaquiferen ist auch für die in Festgesteinsaquiferen ermittelten Dispersivitätswerte (vgl. Abb. 17) eine Zunahme mit der Entfernung zur Eingabestelle festzustellen, was mit dem wachsenden Einfluß der Makrodispersion zu erklären ist. Die größere Streubreite der Dispersivitäten im Muschelkalk und Malm läßt sich mit der unterschiedlichen Verkarstung der Aquifere erklären. Die bisherigen Untersuchungen von JAKOWSKI ergeben jedoch keinen Hinweis darauf, daß sich die Dispersivität in Kluft- und Karstaquiferen einem Grenzwert nähert, wie dies für Porengrundwasserleiter beschrieben wird. Es ist zu vermuten, daß ein Plateauwert erst bei Entfernungen oberhalb ca. 25 km zwischen Eingabe- und Beobachtungsstelle auftritt, die mit Markierungsversuchen in Baden-Württemberg nicht erreicht wurden.