

# 01.17

26. Jahrgang  
Februar 2017  
Seiten 1 – 40

# altlasten spektrum

Herausgegeben vom  
Ingenieurtechnischen Verband für Altlastenmanagement  
und Flächenrecycling e.V. (ITVA)

[www.ALTLASTENDigital.de](http://www.ALTLASTENDigital.de)



Organ des ITVA

## Der Altlastenrisikofonds des AAV als Instrument zur Stärkung des Flächenrecyclings

N. Söntgerath, W.D. Sondermann,  
W. König, E.-W. Hoffmann, R. Arnz

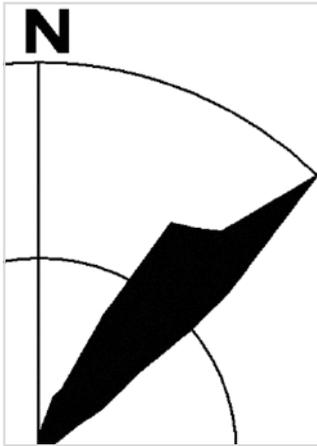
## Mythos Dispersion – wieso Modelle die Wirklichkeit nicht abbilden

Ch.A. Gillbricht, K.-J. Radmann

## Stationäre Bodenbehand- lungsanlagen 2016 in Deutschland – Trendwende für chemisch-physikalische Verfahren?

J. Frauenstein, S. Mahrle





# Mythos Dispersion – wieso Modelle die Wirklichkeit nicht abbilden

Christian A. Gillbricht, Kai-Justin Radmann

## Zusammenfassung

Über das Dispersionsphänomen liegen in der Praxis vielfach falsche oder ungenaue Vorstellungen vor. Diese gehen in die Modellierung und die Interpretation von Modellergebnissen ein. Der vorliegende Beitrag soll einer Klärung der Begriffe und physikalischen Zusammenhänge dienen und damit die qualifizierte Anwendung von Transportmodellen unterstützen.

## 1. Einführung

In der Altlastenbearbeitung werden vielfach analytische oder numerische Grundwassermodelle zur Transportmodellierung angewendet. Dadurch entsteht der Eindruck, dass die Prozesse im Grundwasserleiter umfassend verstanden sind und nach physikalischen Gesetzen berechnet werden. Die dabei eingesetzten Para-

metrisierungen sollen dem Grundsatz nach eine Extrapolation, d.h. eine Prognose der Prozesse, zulassen. Dieser Eindruck ist aber hinsichtlich der Dispersion irreführend. Es herrscht vielmehr trotz über 40 Jahren Dispersionsforschung ein teilweise erbittert geführter Meinungsstreit über die richtige, angemessene und pragmatische Beschreibung des Dispersionsphänomens ([3], [4], [5], [8]).

## 2. Das Dispersionsphänomen

Unter Dispersion wird in der Hydrogeologie die Gesamtheit aller physikalischen Phänomene verstanden, die außer der Grundwasserströmung zu einer Verteilung von Stoffen innerhalb des Grundwasserleiters führen. Es handelt sich also nicht um eine einheitliche physikalische Größe, die durch eigene Gesetze und daran gebundene Parameter beschrieben werden kann. In der Praxis besteht jedoch der Wunsch, eine derartige einfache Beschreibung vorzunehmen, insbesondere auch im Hinblick auf eine Prognose von Stoffausbreitungsvorgängen.

Beim Transport von Stoffen im Grundwasser beobachtet man ausgehend von einem Stoffeintrag nicht nur den advektiven Transport mit der Strömung, sondern auch eine Vermischung mit umgebendem Wasser sowohl in Strömungsrichtung als auch quer dazu. Diese Vermischungsprozesse führen, auch wenn weder Sorption noch Abbau wirksam sind, bei unveränderter Fracht zu einer Reduzierung der Stoffkonzentrationen. Schadstofffahnen werden entlang des Fließweges stetig breiter und dehnen sich in Fließrichtung über den auf Grund einfacher Advektion abgeschätzten Bereich hinaus aus (Abbildungen 1, 2).

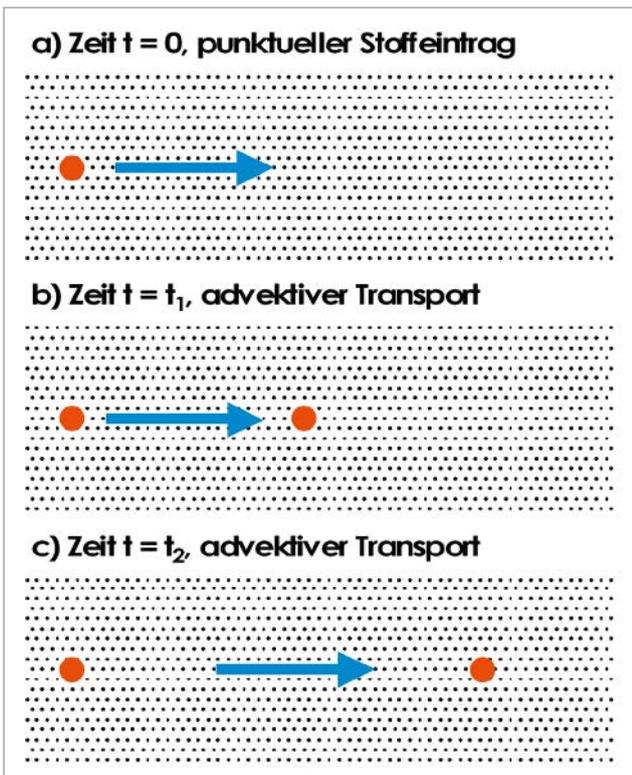


Abbildung 1: Stoffausbreitung unter dem Einfluss der Advektion

## 3. Physikalische Grundlagen der Längsdispersion

Die Längsdispersion (longitudinale Dispersion) beruht auf folgenden physikalischen Größen:

- Diffusion
- korngerüstbedingte Dispersion
- Heterogenität des Grundwasserleiters

Die Diffusion ist ein sehr schwacher Prozess, der auf Grund der Brownschen Molekularbewegung zu einem

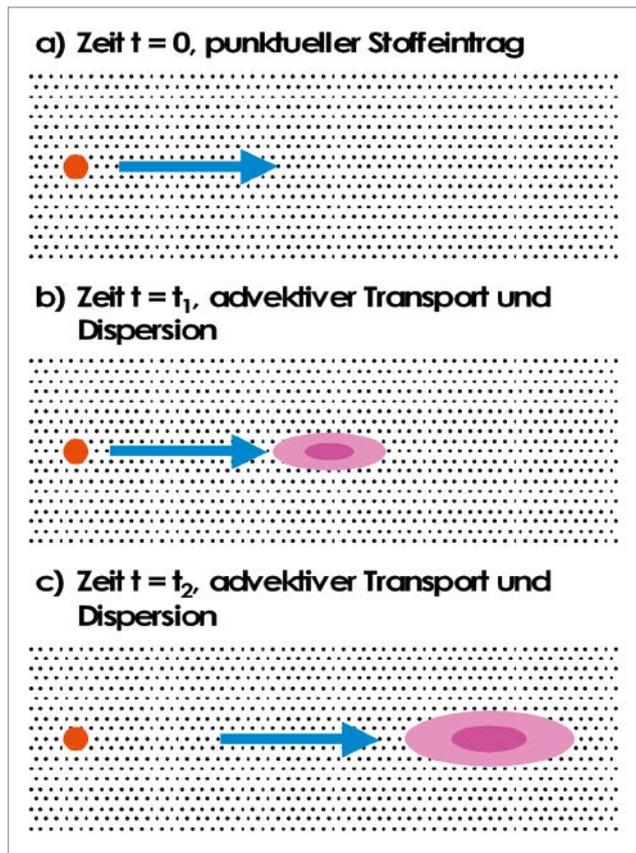


Abbildung 2: Stoffausbreitung unter dem Einfluss von Advektion und Dispersion

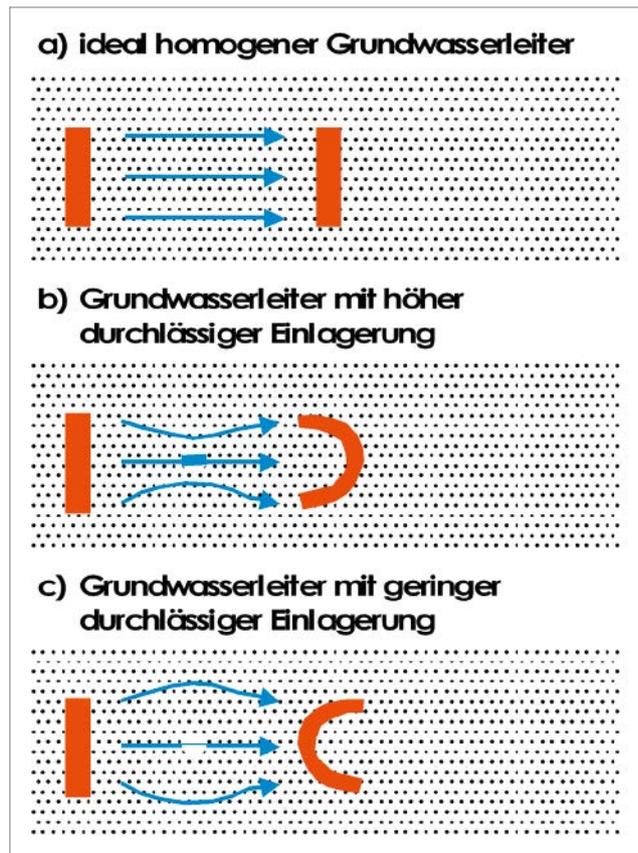


Abbildung 3: Stoffausbreitung unter dem Einfluss der Heterogenität des Grundwasserleiters, Entstehung der Längsdispersion

Ausgleich von Konzentrationsunterschieden führt. Dadurch werden Stoffe aus Bereichen hoher Konzentration in Bereiche geringerer Konzentration verlagert. Unter Geländebedingungen ist der Einfluss der Diffusion im Regelfall so gering, dass er nicht beobachtet wird.

Die korngerüstbedingte Dispersion ist ein ebenfalls schwacher Prozess. Er beruht darauf, dass der Stofftransport nur in den Poren des Grundwasserleiters erfolgt. In Poren unterschiedlicher lichter Weite ergeben sich verschiedene Fließwiderstände und damit Strömungs- und Transportgeschwindigkeiten. Das Wasser umfließt die Körner, wodurch sich unterschiedliche effektive Weglängen für den Stofftransport ergeben. Dies wird auch mit dem Begriff der Tortuosität des Korngerüsts beschrieben. Sowohl die Variabilität der Porendurchmesser als auch die Variabilität der Weglängen hängen von der Ungleichförmigkeit des Sediments ab. Unter Geländebedingungen ist der Einfluss der korngerüstbedingten Dispersion im Regelfall so gering, dass er nicht beobachtet wird.

Die Heterogenität des Grundwasserleiters ist der maßgebliche Faktor, auf dem die Längsdispersion beruht. In sandigen Grundwasserleitern, die üblicherweise als „homogen“ angesprochen und in entsprechenden Transportbetrachtungen behandelt werden, variiert der Durchlässigkeitsbeiwert oft um 2 Zehnerpotenzen oder mehr. Die Fließgeschwindigkeit des Grund-

wassers hängt nach dem Darcyschen Gesetz linear vom Durchlässigkeitsbeiwert ab. Die einzelnen Fließwege haben daher signifikant unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und es kommt in Fließrichtung zu unterschiedlichen Transportweiten zur gleichen Zeit (Abbildung 3). In einem Grundwasserleiter mit vielen, als zufällig verteilt angenommenen Heterogenitäten kommt es damit zur Aufspreizung einer Stofffahne in Längsrichtung. Die Dispersion wächst entsprechend linear mit der mittleren Fließgeschwindigkeit, da mit dieser die Differenzen der Fließgeschwindigkeiten zwischen den einzelnen Teilen des Grundwasserleiters ebenfalls linear ansteigen.

#### 4. Physikalische Grundlagen der horizontalen Querdispersion

Die horizontale Querdispersion (horizontal transversale Dispersion) beruht auf folgenden physikalischen Größen:

- Diffusion
- korngerüstbedingte Dispersion
- Instationarität der Grundwasserströmung

Die Diffusion kann in einem anisotropen Grundwasserleiter auf Grund der richtungsabhängig unterschiedlichen wirksamen Porenquerschnitte in Quer- und Längsrichtung unterschiedlich sein. Diese Unterschiede sind aber geringfügig.

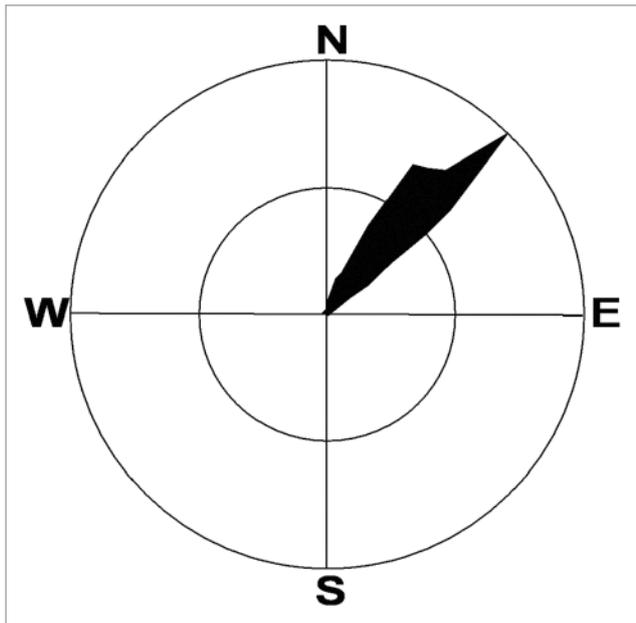


Abbildung 4: Fließrichtungsvariation in einem Messstellendreieck bei Beobachtung über mehrere Monate

Die korngerüstbedingte Querdispersion liegt nach [1] in sandigen Grundwasserleitern bei mittleren Fließgeschwindigkeiten bis ca. 1 m/d in der Größenordnung der Diffusion. Unter Geländebedingungen ist der Einfluss der korngerüstbedingten Dispersion daher im Regelfall so gering, dass er nicht beobachtet wird.

Die Instationarität der Grundwasserströmung ist der maßgebliche Faktor, auf dem die Querdispersion beruht. Aufgrund von (jahreszeitlich) veränderlichen Randbedingungen, insbesondere Grundwasserneubildung und Vorflutverhältnissen, kommt es zu einer stetigen und langsamen Variation der Grundwasserfließrichtung um die mittlere Fließrichtung. In sandigen Grundwasserleitern vom glazifluviatilen Typ, in dem die meisten Untersuchungen durchgeführt wurden, bewegt sich die Fließrichtung um ca. 5–15° beiderseits der mittleren Fließrichtung, d. h. innerhalb eines Sektors von 10–30°. In *Abbildung 4* ist die Variation der Strömungsrichtung in einem Messstellendreieck bei einer Beobachtung über mehrere Monate beispielhaft aufgetragen. Diese Fließrichtungsänderungen werden in vielen Messnetzen aufgrund der Anordnung der Messstellen sowie der Messgenauigkeit und -frequenz nicht beobachtet, können aber vorausgesetzt werden. Durch die langsame Verschwenkung der Strömung kommt es entlang des Fließwegs bezogen auf die Fahnenachse zu einer stetigen Verbreiterung der Fahne (*Abbildung 5*). Die Beobachtung der Querdispersion ist also regelmäßig das Ergebnis der Betrachtung eines instationären Fließgeschehens unter der Annahme stationärer Bedingungen. Demgegenüber hat die Heterogenität des Grundwasserleiters keinen wesentlichen Einfluss. Die Strömung und der Transport werden durch höher durchlässige Bereiche fokussiert, durch geringer durchlässige dagegen aufgeweitet (*Ab-*

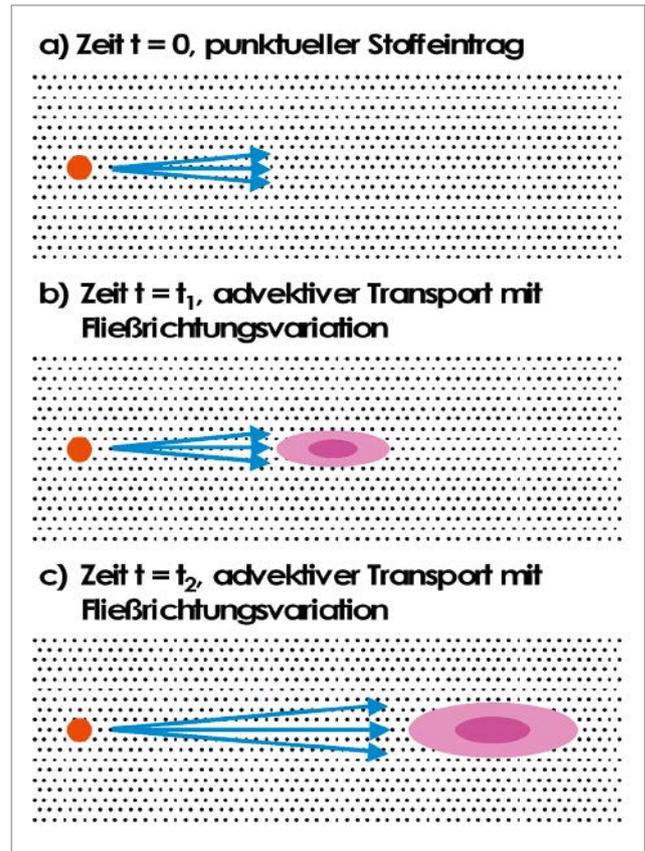


Abbildung 5: Stoffausbreitung unter dem Einfluss wechselnder Fließrichtungen, Entstehung der Querdispersion

*bildung 3*). Daher ist bei statistischer Verteilung der verschieden durchlässigen Bereiche keine stetige Verbreiterung (= Querdispersion) einer Stofffahne entlang des Fließwegs zu erwarten.

## 5. Physikalische Grundlagen der vertikalen Querdispersion

Die vertikale Querdispersion (vertikal transversale Dispersion) beruht auf folgenden physikalischen Größen:

- Diffusion
- korngerüstbedingte Dispersion

Die maßgeblichen Effekte sind so gering, dass sie im Regelfall vernachlässigt werden können.

## 6. Rechnerische Behandlung der Dispersion in Modellen

Da die Dispersion keine physikalische Größe aus eigenem Recht ist, stellt sich die Frage ihrer mathematischen und rechnerischen Behandlung, einschließlich ihrer Behandlung in analytischen und numerischen Transportmodellen. Die Modellierung des Stofftransports im Grundwasser erfolgt im Regelfall auf der Grundlage eines stationären Strömungsmodells, d.h. unter der Annahme einer konstanten Fließrichtung (Abbildung 2). Auf dieser Grundlage wird die Dispersion für gewöhnlich mathematisch äquivalent der Diffusion nach den für diese entwickelten Fickschen Gesetzen behandelt (vgl. [2]). Dies ermöglicht eine einfache Einbindung in Modellen. Es hat sich allerdings in neuerer Zeit gezeigt, dass diese Approximation nur für größere Transportstrecken, d.h. für regionale Modelle, befriedigend ist (z.B. [3]). In der Nähe des Stoffeintrags kann dieses Vorgehen zu erheblichen Interpretationsfehlern führen.

Für die Berechnung nach dem Diffusionsansatz werden Dispersionskoeffizienten benötigt, die äquivalent zum Diffusionskoeffizienten, aber richtungsabhängig im Bezug auf die Fließrichtung sind:

$D_L$ : longitudinaler Dispersionskoeffizient [ $m^2/s$ ]

$D_{Th}$ : horizontal transversaler Dispersionskoeffizient [ $m^2/s$ ]

$D_{Tv}$ : vertikal transversaler Dispersionskoeffizient [ $m^2/s$ ]

## 7. Parametrisierung der Dispersion in Modellen

Für den longitudinalen Dispersionskoeffizienten  $D_L$  wird der Ansatz gewählt:

$$D_L = \alpha_L \cdot v_a$$

mit  $\alpha_L$ : longitudinale Dispersivität [m]

$v_a$ : Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

Die longitudinale Dispersivität  $\alpha_L$  ist dabei eine skalenabhängige Eigenschaft des Grundwasserleiters. Hierzu gibt es zahlreiche Veröffentlichungen, die zeigen, dass die longitudinale Dispersivität mit zunehmender Fließstrecke zunimmt. Es liegt nahe, dieser Größe in der einfachen Dimension einer Länge eine geometrische Bedeutung beizulegen. So ist in der Vergangenheit der Vorschlag gemacht worden, es handele sich um eine charakteristische Größe geologischer Strukturen des Grundwasserleiters. Diese Versuche einer anschaulichen Erklärung von  $\alpha_L$  sind aber sinnlos, denn wie oben beschrieben gehen in diese Größe neben diesen strukturellen Eigenschaften auch die relative Häufigkeit von Heterogenitäten und der Unterschied der Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_F$ -Werte) ein. Der Wert für  $\alpha_L$  wird bei hinreichender Datenlage durch Kalibrierung eines Modells abgeschätzt. Liegt keine ausreichende Datengrundlage vor, ist eine Abschät-

zung problematisch. Gelegentlich wird eine Schätzung nach der allgemeinen Regel

$$\alpha_L = 0,1 \cdot L$$

mit  $L$ : Größe des Betrachtungsraums, Fließstrecke [m]

vorgeschlagen. Hierfür gibt es aber keine hinreichende Begründung. Die Größe  $\alpha_L$  ist standortspezifisch. Sie kann im besten Fall aus veröffentlichten Werten für ähnlich aufgebaute Grundwasserleiter abgeschätzt werden. Nicht für alle Grundwasserleitertypen ist eine Zunahme der Dispersivität mit der Fließstrecke gegeben. Insbesondere relativ homogene sandige Grundwasserleiter weisen keine oder nur geringe Zunahme der Dispersivität mit der Fließstrecke auf [7].

Die lineare Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten von der Fließgeschwindigkeit wurde oben aus der Heterogenität hergeleitet.

Für die horizontal transversale Dispersivität  $D_{Th}$  wird im Allgemeinen analog zum longitudinalen Dispersionskoeffizienten  $D_L$  der Ansatz

$$D_{Th} = \alpha_{Th} \cdot v_a$$

mit  $\alpha_{Th}$ : horizontal transversale Dispersivität [m]

verwendet. Dieser Ansatz ist physikalisch unbegründet, da die Ursache der Querdispersion im Wesentlichen im instationären Verhalten der Grundwasserströmung begründet ist und nicht in der Heterogenität des Grundwasserleiters. Die Größe der transversalen Dispersion ohne Berücksichtigung von Fließrichtungsänderungen ist nach den Ergebnissen einer großen Zahl von Labor- und Technikumsversuchen nicht oder allenfalls geringfügig abhängig von der Fließgeschwindigkeit [1]:

$$D_T = n_f \cdot D_{Diff} + v_a \cdot \frac{d}{\sqrt{\frac{v_a \cdot d}{D_{Diff}} + 123}}$$

mit  $n_f$ : effektive Porosität [-]

$D_{Diff}$ : Diffusionskoeffizient [ $m^2/s$ ]

$d$ : wirksamer Korndurchmesser [m]

Die hier eingeführte horizontal transversale Dispersivität  $\alpha_{Th}$  ist also eine Dummygröße, die nur der Einheitlichkeit der Rechenalgorithmen dient, jedoch keine physikalische Bedeutung oder Erklärungskomponente enthält. Ebenso sinnlos ist daher auch die oft verwendete Abschätzung des transversalen Dispersionskoeffizienten aus dem longitudinalen nach der Formel:

$$D_{Th} = \alpha_{Th} \cdot v_a \approx 0,1 \cdot \alpha_L \cdot v_a = 0,1 \cdot D_L$$

Diese (schlecht belegte) grobe empirische Schätzung beruht auf relativ wenigen Untersuchungen im Rahmen von Markierungsexperimenten. Das Verhältnis von  $D_{Th} / D_L$  variiert standortspezifisch über Größen-

ordnungen. Dies ist daraus zu erklären, dass es keinen unmittelbaren kausalen Zusammenhang zwischen der Heterogenität eines Grundwasserleiters und dem instationären Verhalten der Strömung gibt.

Für die vertikale transversale Dispersivität  $D_{TV}$  wird im Allgemeinen

$$D_{TV} = 0$$

gesetzt, da die Prozesse üblicherweise die Größenordnung der molekularen Diffusion nicht überschreiten.

## 8. Aus der Praxis der numerischen Modellierung

Insbesondere bei der Kalibrierung komplexerer numerischer Transportmodelle stellt die Erreichung einer numerischen Stabilität der Rechenmodelle eine zentrale Herausforderung dar.

Im Gegensatz zu analytischen Modellen weisen numerische Modelle mit einer Diskretisierung des Modellgebiets den Effekt der numerischen Dispersion auf. Zur Vermeidung dieses Effekts, der häufig zum Abbruch von Rechenläufen führt, müssen maßgeblich zwei Kriterien möglichst erfüllt sein [6].

Gitter-Peclet-Zahl  $Pe_g$ :

$$Pe_g = \frac{\Delta x}{\alpha_L}$$

mit  $\Delta x$  = Gitterweite [m]

Liegt die Gitter-Peclet-Zahl  $Pe_g$  unter 2 ( $Pe_g \leq 2$ ), so ist die numerische Dispersion klein gegenüber der physikalischen Dispersion. Bei gegebener Dispersivität  $\alpha_L$  kann damit die erforderliche Diskretisierung (Gitterkonstante)  $\Delta x$  bestimmt werden.

Das Peclet-Kriterium lässt sich also vereinfacht so übersetzen, dass eine hohe longitudinale Dispersivität und eine geringe Gitterweite zu einer hohen numerischen Stabilität des Transportmodells beitragen. Dieser Umstand ist jedem Modellierer sehr gut bekannt, der zum Beispiel nach Hilfe im Zusammenhang mit einer hohen numerischen Dispersion seines Transportmodells fragt und häufig zur Antwort erhält: „Dann verfeinere doch einfach dein Gitter!“

Gibt man für die Diskretisierung des Modells unter Berücksichtigung der rechentechnischen Ökonomie eine Zellengröße  $\Delta x$  vor, so kann man einerseits unter Beibehaltung einer physikalisch plausiblen Größenordnung der Dispersivität einen begrenzten Verstoß gegen das Peclet-Kriterium hinnehmen, d. h. eine zusätzliche numerische Dispersion in Kauf nehmen, andererseits durch Vorgabe einer erhöhten (physikalisch unbegründeten) Dispersivität die Stabilität des Modells erzwingen. Im ersten Fall erhält man in der Dokumentation des Modells einen „richtigen“ Wert der Dispersivität, aber Schadstoffverteilungen, die nicht zu diesem Wert passen. Im anderen Fall erhält man einen überhöhten Wert der Dispersivität mit ei-

ner dazu passenden Schadstoffverteilung. In beiden Fällen kann hinreichende Übereinstimmung mit gemessenen Werten (sog. kalibriertes Modell) vorliegen. Dies ist aber kein Hinweis auf eine Richtigkeit des Modells. Eine Extrapolation ist auf dieser Grundlage nicht zulässig.

Die Auswirkungen einer Gitternetzverfeinerung in der Modellierpraxis werden nach dem zweiten Kriterium der dimensionlosen Courant-Zahl  $Co$  bewertet.

$$Co = \frac{v_a * \Delta t}{\Delta x}$$

mit  $\Delta t$  = zeitliche Schrittweite [s]

Die Courant-Zahl sollte zur Vermeidung von großen numerischen Dispersionen kleiner als 1 ( $Co \leq 1$ ) sein. Anhand der Formel wird deutlich, dass die Wahl einer sehr geringen Gitterlänge der Einhaltung dieses wichtigen Stabilitätskriteriums entgegen wirkt, so dass der oben genannte Hinweis „Dann verfeinere doch dein Gitter!“ häufig nicht zum gewünschten Ergebnis führt. In Programmen, die eine automatische zeitliche Schrittweitenanpassung bereitstellen, führt eine sehr geringe Gitterweite zu kleinen zeitlichen Schrittweiten  $\Delta t$  und damit zu sehr langen Rechenzeiten, die im Rahmen eines intensiven Kalibrierungsprogramms häufig die wirtschaftlichen Projektvorgaben

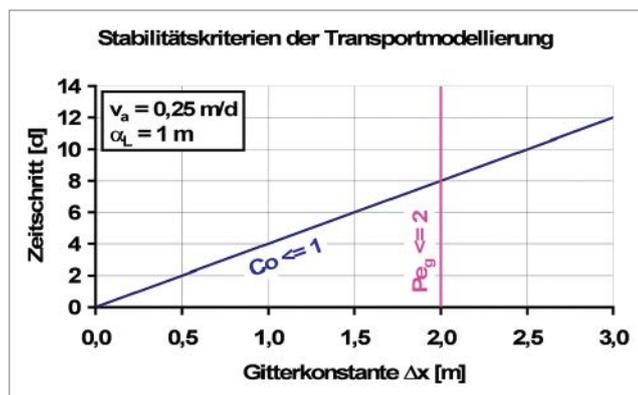


Abbildung 6: Stabilitätskriterien der Transportmodellierung (Beispiel)

sprengen. Zur Vermeidung dieser unverhältnismäßig langen Rechenzeiten wird bei vielen Transportmodellierungen die longitudinale Dispersivität solange erhöht, bis das Modell bei erträglichen Rechenzeiten stabil läuft. Durch die oft angewandte Kopplung der longitudinalen mit der transversalen und vertikalen Dispersivität wird aufgrund der Stabilitätsprobleme der Parameter Dispersion nicht entsprechend eines physikalischen Parameters behandelt, sondern dient in vielen Fällen zuallererst der Stabilisierung der Transportrechnungen. Ein solches Modell ist nicht prognosefähig.

Die Auswirkungen der aufgeführten Kriterien sollen zur Veranschaulichung an einem Beispiel erläutert werden:

Für sandige Grundwasserleiter liegt die Dispersivität typischerweise in einer Größenordnung von 1 m [7]. Daraus ergibt sich eine maximale Zellengröße von 2 m (Peclet-Kriterium). Der maximale Zeitschritt ergibt sich bei einer Abstandsgeschwindigkeit von rund 0,25 m/d zu ca. 8 Tage (Courant-Kriterium) (Abbildung 6). Für den Rechenaufwand ist hier die Forderung nach der feinen Diskretisierung maßgeblich. Die Größe des Zeitschritts ist vergleichsweise unproblematisch.

## 9. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Einbindung des Dispersionsphänomens in analytische und numerische Transportmodelle erfolgt nach vereinfachten mathematischen Verfahren, die nicht die physikalische Wirklichkeit abbilden. Die angesetzten Dispersionskoeffizienten können daher nicht weitergehend interpretiert werden, sondern stellen reine Anpassungsparameter dar. Im Regelfall erfolgt die Modellierung des Transports unter der Annahme stationärer (mittlerer) Strömungsbedingungen. Grundsätzlich sollte aber zumindest bei nachgewiesener erheblicher Querdispersion eine instationäre Modellierung unter Berücksichtigung der Randbedingungen an Stelle einer stationären Modellierung in Erwägung gezogen werden. Prognosen auf der Grundlage von Modellen ohne ausreichende lokale Datenbasis sind als sehr unzuverlässig anzusehen, da eine Schätzung der

Dispersionsparameter nach Erfahrungswerten bzw. Literaturdaten kaum möglich ist.

## Danksagung

Die Verwendung von Daten erfolgt mit freundlicher Genehmigung der Freien und Hansestadt Hamburg Behörde für Umwelt und Energie.

## Literatur

- [1] Chiogna, G.; Eberhardt, C.; Grathwohl, P.; Cirpka, O.A. & Rolle, M. (2010): Evidence of compound-dependent hydrodynamic and mechanical transverse dispersion by multitracer laboratory experiments. – Environmental science and technology, 44: 688–693; Easton, PA [DOI: 10.1021/es9023964]
- [2] Crank, J. (2003): The mathematics of diffusion. 2nd ed. – Oxford University: VIII + 414 S.; Oxford [ISBN 978-0-19-853411-2]
- [3] Molz, F. (2015): Advection, dispersion, and confusion. – Ground water, 53: 348–353; Westerville, OH [DOI: 10.1111/gwat.12338]
- [4] Neuman, S.P. (2016a): Comment: “Advection, Dispersion and Confusion,” – Ground water, 54: 2–3; Westerville, OH [DOI: 10.1111/gwat.12383]
- [5] Neuman, S.P. (2016b): Comment on “Is unique scaling of aquifer macrodispersivity supported by field data?” by A. Zech et al. – Water resources research, 52: 4199–4202; Washington, D.C. [DOI: 10.1002/2016WR018636]
- [6] Rausch, R.; Schäfer, W.; Therrien, R. & Wagner, C. (2005): Solute transport modelling. – Borntraeger: V + 205 S.; Berlin/Stuttgart [ISBN 3-443-01055-5]
- [7] Zech, A.; Attinger, S.; Cvetkovic, V.; Dagan, G.; Dietrich, P.; Fiori, A.; Rubin, Y. & Teutsch, G. (2015): Is unique scaling of aquifer macrodispersivity supported by field data? – Water resources research, 51: 7662–7679; Washington, D.C. [DOI: 10.1002/2015WR017220]
- [8] Zech, A.; Attinger, S.; Cvetkovic, V.; Dagan, G.; Dietrich, P.; Fiori, A.; Rubin, Y. & Teutsch, G. (2016): Reply to comment by S. Neuman on “Is unique scaling of aquifer macrodispersivity supported by field data?” – Water resources research, 52: 4203–4205; Washington, D.C. [DOI: 10.1002/2016WR018812]

## Autorenschaft

### Christian A. Gillbricht

Hydrogeologisches Büro Christian A. Gillbricht  
Kieler Str. 421  
22525 Hamburg  
E-Mail: cagsoft@cagsoft.com

### Kai-Justin Radmann

CONSULAQUA Hamburg Beratungsgesellschaft mbH  
Ausschläger Elbdeich 2  
20539 Hamburg  
E-Mail: KRadmann@consulaqua.de

## English Summary

There are certain misconceptions concerning both the dispersion phenomenon and its use in groundwater models. These misconceptions may lead to the misinterpretation of model results. The paper discusses the physics of dispersion, its implementation with groundwater models and the parametrization of the models.