Een nieuw transportmodel voor verontreiniging in het grondwater

Louise Wipfler Ed Veling Kees Maas

Wanneer een verontreinigende stof in de bodem komt, blijft deze meestal niet op één plaats; de stof zakt eerst uit naar het grondwater en wordt vervolgens meegevoerd onder invloed van de aanwezige grondwaterstroming. Kennis over deze verplaatsing en verspreiding is nodig om goede beslissingen te kunnen nemen over eventuele sanering of monitoring. Bij het berekenen van het transport in de bodem worden transportmodellen gebruikt.

Hieronder zal een nieuw model worden beschreven dat het transport van opgeloste stoffen in het grondwater berekent op basis van gegeven stroombanen. Het model is een verbetering op de oude wijze van berekenen; de nieuwe berekeningsmethode geeft, in tegenstelling tot de oude methode, een duidelijke begrenzing van de vervuiling. Daarnaast worden de concentratiecurven in het nieuwe model beschreven op basis van algemeen gedefinieerde bodemparameters. Het model is hierdoor consistenter van opbouw en is voor alle watervoerende pakketten bruikbaar. Het model bouwt voort op eerder werk van Strack en Maas en is in tegenstelling tot hun benadering gericht op toepassing op veldschaal.

Uit toetsing aan de hand van een grootschalig tracerexperiment in Denemarken blijkt dat het nieuwe model goede resultaten oplevert. Voor toepassing in Nederland zijn meer gegevens over de verdeling van de lokale doorlatendheden in de Nederlandse watervoerende pakketten nodig. Deze zijn nog niet beschikbaar.

In dit artikel zal allereerst worden ingegaan op de algemeen toegepaste oude berekeningsmethode en de tekortkoming daarvan. Vervolgens zal een theoretische onderbouwing worden gegeven van het nieuwe model. Het tracerexperiment, de toetsing en de resultaten van deze toetsing zullen daarna achtereenvolgens worden besproken.

De oude methode voor het berekenen van transport

De convectie-dispersievergelijking

Het transport van opgeloste stoffen als gevolg van stroming van het grondwater is voornamelijk het resultaat van twee processen; het convectief, meevoerend transport en het dispersief, spreidend transport. Het dispersief transport wordt veroorzaakt door de grillige beweging van het grondwater. Het grondwater moet zijn weg zoeken door de bodem langs bodemdeeltjes. Hierdoor ontstaan hoekverdraaïngen in de stroming en snelheidsverschillen die ertoe leiden dat waterdeeltjes steeds verder van elkaar verwijderd raken. Dit wordt dispersie genoemd.

STROMINGEN (2) 1996, NR 1

De convectie-dispersievergelijking is de vergelijking die algemeen gebruikt wordt voor het berekenen van dit transport. De convectie-dispersievergelijking beschrijft de concentratie van een stof als functie van de plaats (x) en de tijd (t). Deze differentiaalvergelijking ziet er als volgt uit:

$$\alpha v \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\partial c}{\partial t} = 0 \tag{1}$$

waarbij

c	=	concentratie	$[\mathrm{ML}^{-3}]$
υ	=	gemiddelde snelheid	$[LT^{-1}]$
α	=	dispersiviteit	[L]

De dispersiviteit is een maat voor de spreiding van de verontreiniging¹.

Met behulp van deze vergelijking is het echter niet mogelijk uitsluitsel te geven over de begrenzing van de verontreiniging. Het is dus onduidelijk tot waar de vervuiling zich uitstrekt. De oorzaak hiervan is het feit dat fundamentele oplossingen van de convectie-dispersievergelijking verwant zijn aan een Gaussverdeling (normale verdeling).

Indien wij bijvoorbeeld alleen naar transport in de richting van de stroombaan (longitudinaal transport) kijken en er vindt een eenmalige puntinjectie plaats, dan gelden de volgende randvoorwaarden:

$$\begin{split} &\lim_{x\to\pm\infty}c(x,t)=0\\ &c(x,0)=\frac{M}{S}\delta(x) \end{split}$$

$$S &= &\text{specifieke doorsnede van de stroming}\\ M &= &\text{hoeveelheid geïnjecteerde tracer}\\ \delta(x) &= &\text{Dirac delta-functie} \end{split}$$
 [L-1]

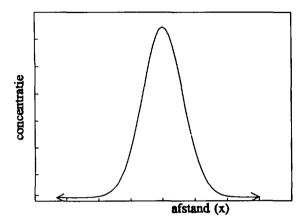
en ziet de oplossing van de convectie-dispersievergelijking er zo uit (Bear, 1979):

$$c(x,t) = \frac{M}{2S\sqrt{\pi \alpha vt}} \exp\left[-\frac{(x-vt)^2}{4\alpha vt}\right]$$
 (2)

Aan bovenstaande vergelijking is te zien dat wanneer (x-vt) groot wordt of juist heel negatief, de waarde van c exponentieel klein wordt maar niet gelijk aan nul. Oplossingen van de convectie-dispersievergelijking hebben altijd deze eigenschap. Figuur 1 is een grafische weergave van vergelijking (2).

Naast dispersie in de richting van de stroombaan (longitudinale dispersie) wordt er dispersie loodrecht op de stroombaan (transversale dispersie) onderscheiden. In het algemeen is transversale dispersie kleiner dan een tiende van de longitudinale dispersie.

De vergelijking levert dus geen eindige begrenzing. Dit betekent dat volgens deze beschrijving er deeltjes zijn (de deeltjes in het front van de vervuilingspluim) die in uiterst korte tijd een oneindig grote afstand afleggen. Dit is fysisch gezien niet realistisch.



Figuur 1: Een typische oplossing van de convectie-dispersievergelijking in het geval van een kortdurende verontreiniging; grafische weergave van vergelijking (2).

Omdat met behulp van de convectie-dispersievergelijking geen duidelijke uitspraak kan worden gedaan over de begrenzing van een verontreiniging wordt er vaak een minimale concentratiewaarde aangenomen welke de begrenzing vormt van de pluim. Voor berekende waarden kleiner dan deze waarde wordt aangenomen dat de concentratie gelijk is aan nul. Deze minimale concentratiewaarde wordt bepaald door de mate van gevaar van de opgeloste stof. Hoe toxischer de stof hoe kleiner de minimale concentratiewaarde. Voor sterk toxische stoffen echter, waarvoor lage grensconcentraties gelden kan dit resulteren in een onrealistisch grote (berekende) verplaatsing van de deeltjes aan het front. Een ander bezwaar is dat de zo berekende verspreiding afhangt van de toxiciteit, wat fysisch gezien onjuist is.

Transportmodellen die kwalitatieve berekeningen maken op basis van deze convectiedispersievergelijking geven als gevolg hiervan geen juiste informatie over de locatie van het front van de vervuilingspluim.

De snelheid en de dispersiviteit

Voor het beschrijven van de concentratieverdeling met de convectie-dispersievergelijking moeten de waarden van de twee constanten v en D (= ∞) bekend zijn; de snelheid en de dispersie bepalen de vorm van de oplossingen. Er wordt ook wel gezegd dat de differentiaalvergelijking twee vrijheidsgraden heeft.

De waarden van deze constanten kunnen verkregen worden uit metingen in het veld; de snelheid en de dispersie zijn afhankelijk van het stromingspatroon van het grondwater en daarmee afhankelijk van de eigenschappen van de bodem.

De snelheid

De gemiddelde snelheid kan worden bepaald door de gemiddelde doorlatendheid van het watervoerende pakket te meten (wet van Darcy). Dit wordt meestal gedaan met behulp van

pompproeven (bepaling kD-waarde) of door het geometrisch gemiddelde te nemen van een serie lokale doorlatendheidsmetingen.

De dispersiviteit

De dispersiviteit is moeilijker te bepalen uit metingen. Vaak wordt er een waarde aangenomen die volgt uit de calibratie van het transportmodel. Er zijn veel studies gedaan naar dispersiviteit. Het is moeilijk een waarde voor de dispersiviteit af te leiden uit bodemparameters omdat de bodem heterogeen is; de doorlatendheid op de ene plaats kan erg verschillen van de doorlatendheid elders in de omgeving. Het is onmogelijk al deze gegevens te verdisconteren in de berekening. De beste manier om de dispersiviteit te bepalen is daarom op basis van stochastische parameters van de lokaal gemeten doorlatendheden. Een nadeel hiervan is dat er nog steeds veel metingen gedaan moeten worden. Dit is kostbaar.

Gebruikelijk binnen de stochastische hydrologie is om een histogram en een variogram van de doorlatendheden in de watervoerende laag te maken. Omdat de doorlatendheden over het algemeen log-normaal verdeeld zijn, wordt de natuurlijke logaritme van de doorlatendheid genomen in plaats van de doorlatendheid. Uit het histogram kan o.a. de variantie van de (log) doorlatendheid worden afgeleid samen met het gemiddelde. Uit het variogram wordt de correlatielengte afgeleid. De correlatielengte geeft een indicatie van de afstand waarover er correlatie is tussen twee punten in de ruimte.

Wanneer er verschillende geologische lagen te onderscheiden zijn, zullen deze stochastische parameters per laag moeten worden bepaald. Meer informatie over geostatistische parameters is te vinden in o.a. Isaaks en Srivastava (1989).

O.a. Dagan (1982) heeft een relatie afgeleid voor de (longitudinale) dispersiviteit als functie van de afgelegde weg, op basis van stochastische parameters van de lokale doorlatendheden in de watervoerende laag. Deze relatie gaat naar een limiet toe. Dit komt overeen met de resultaten van verschillende grootschalige veldexperimenten. Daarnaast is gebleken dat de dispersiviteit schaalafhankelijk is (Gelhar e.a., 1992). Dit wordt verklaard uit het feit dat het grondwater op een groter schaalniveau onder invloed komt van steeds grootschaliger heterogeniteiten.

Bij min of meer uniforme stroming en horizontale gelaagdheid van de bodem geldt de volgende relatie (Dagan, 1982 en 1989):

$$\alpha = 2e^{-1}\sigma_Y^2\lambda \tag{3}$$

De limiet stelt zich na ongeveer 10 correlatielengten in.

Y	=	natuurlijke logaritme van de doorlatendheid	[–]
σ_Y^2	=	variantie van de log doorlatendheid	[-]
λ	=	correlatielengte van de doorlatendheid	[L]
e	=	grondgetal van de natuurlijke logaritme	[-]

Het nieuwe model

De hierboven beschreven methode voor het bepalen van de snelheid en de dispersiviteit is ook toegepast in het nieuwe model. Het nieuwe model maakt echter geen gebruik van de convectie-dispersievergelijking. Er wordt daarentegen voortgebouwd op studies van Strack (1992) en Maas (1994).

Het nieuwe model berekent longitudinaal transport. Transversaal transport, dat meestal verwaarloosbaar klein is, is nog niet meegenomen. In dit artikel worden alleen puntinjecties beschouwd. In principe kan de oplossing voor willekeurige injecties geconstrueerd worden uit de oplossing voor puntinjecties.

De theorie van het model zal hieronder worden beschreven.

Theorie - de vorm van de functie

Strack

Strack (1992) bouwt voort op eerder werk van Scheidegger. Hij gaat uit van de convectiedispersievergelijking. Schuldig aan het, fysisch gezien, onjuiste gedrag van deze vergelijking is volgens hem de definitie van de dispersie: de dispersieve massaflux wordt lineair afhankelijk van de concentratiegradiënt verondersteld (wet van Fick) (Bear, 1979):

$$F_d = -D\frac{\partial c}{\partial x} \tag{4}$$

waarbij

$$F_d$$
 = dispersieve massaflux [ML-2T-1]

Deze wet leidt tot een oneindig grote flux wanneer de concentratie een sprong vertoont $(\partial c/\partial x = \infty)$. Daardoor kan er nooit een scherp begrensd front bestaan. Ter verbetering voegt Strack een extra term toe aan de dispersieve flux (de definitie voor de dispersiecoëfficiënt, D, blijft gelijk). Ook wanneer de gradiënt $\partial c/\partial x$ oneindig wordt, geeft deze nieuwe definitie de dispersieve flux de mogelijkheid eindig te zijn:

$$F_d = -D\frac{\partial c}{\partial x} - \beta \frac{\partial F_d}{\partial t} \tag{5}$$

Combinatie van vergelijking (5) met de massabalans levert een differentiaalvergelijking op met drie vrijheidsgraden, die aanleiding blijken te geven tot een duidelijke concentratiesprong bij het front van de vervuilingspluim. Dit front plant zich met eindige snelheid voort. De nieuwe differentiaalvergelijking is hyperbolisch van aard en ziet er als volgt uit:

$$\alpha v \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \beta \frac{\partial^2 c}{\partial x \partial t} - \frac{\beta}{v} \frac{\partial^2 c}{\partial t^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\partial c}{\partial t} = 0$$
 (6)

waarbij

$$\beta$$
 = constante van Strack [L]

 α , v en β zijn de constanten die bepalend zijn voor de vorm die de oplossingen van vergelijking (6) aannemen.

De voortplantingssnelheid van het verontreinigingsfront neemt af als β toeneemt (Strack, 1992):

$$v_{\rm f} = \frac{v_{\rm g}}{2} \left[1 + \left(1 + \frac{4\alpha}{\beta} \right)^{\frac{\gamma}{2}} \right] \tag{7}$$

$$v_f$$
 = snelheid van de deeltjes aan het front (frontsnelheid) [LT⁻¹] v_g = gemiddelde snelheid [LT⁻¹]

Het blijkt eenvoudiger te zijn om in plaats van β de frontsnelheid als parameter op te vatten. Ze bevatten overlappende informatie en kunnen elkaar vervangen. De frontsnelheid is eenvoudiger te relateren aan de fysische omstandigheden in de bodem.

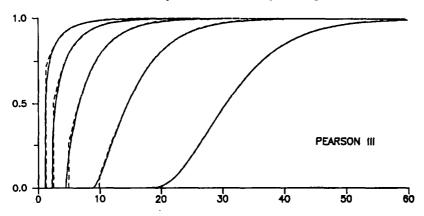
Benadering

Het nieuwe model maakt gebruik van de differentiaalvergelijking van Strack. De analytische oplossingen van deze differentiaalvergelijking kunnen behoorlijk complex worden. Maas (1994) geeft een goede benadering voor een aantal fundamentele oplossingen van Strack's differentiaalvergelijking. Deze benadering heeft als voordeel dat deze relatief eenvoudig inpasbaar is in bestaande computerprogramma's.

Maas toont aan dat oplossingen van vergelijking (6) bij gelijke begin- en randvoorwaarden als die van vergelijking (2), zeer goed benaderd kunnen worden met de Pearson III-verdeling:

$$p(t) = \frac{a^n (t-b)^{n-1}}{\Gamma(n)} e^{-a(t-b)} \qquad (t \ge b)$$
 (8)

waarin a, b en n nader te bepalen constanten zijn (zie figuur 2).



Figuur 2: Mogelijke oplossingen van Strack's differentiaalvergelijking. Uit praktische overwegingen is hier de staprespons afgebeeld². De stippellijnen geven de benaderende oplossing van de Pearson III-verdeling (Maas, 1994).

Dit is de doorbraakkromme van een verontreiniging die plotseling is begonnen en ononderbroken is doorgegaan.

Voor t
b neemt de Pearson III-verdeling de waarde nul aan. De Pearson III-verdeling beschrijft doorbraakcurven; voor één punt in de ruimte wordt de concentratie beschreven als functie van de tijd. De curven hebben een nagenoeg gelijke vorm als de oplossingen van Strack. De oppervlakte van de Pearson III-verdeling is gelijk aan één.

Aan vergelijking (8) is te zien dat bij toenemende t, vanaf t gelijk aan b de functie een positieve waarde gaat aannemen. Men kan b dus gelijkstellen aan het moment waarop de deeltjes in het front aangekomen zijn in het beschouwde punt. De aankomsttijd van het front wordt t_f genoemd. Er geldt dat $t_f = x/v_f$, waarbij x de afstand is tussen de bron en het beschouwde punt. b is dus gelijk aan t_f .

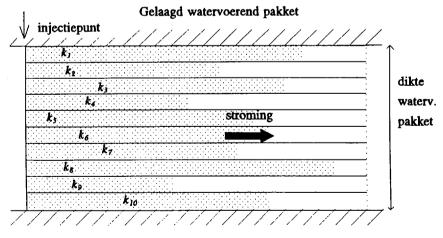
Door te eisen dat het (tijds-)gemiddelde, de standaardafwijking en de scheefheid van de Pearson III verdeling overeen moeten komen met de exacte oplossing van verg.(6), leidt Maas voor a, b en n de volgende uitdrukkingen af:

$$a = \frac{v_{g} - t_{f}}{2\alpha}, \quad b = t_{f}, \quad n = \frac{(x - t_{f}v_{g})^{2}}{2\alpha x}$$
 (9)

Strack's β -parameter komt hierin niet voor; hij is geëlimineerd door gebruik te maken van vergelijking (7). Maas heeft aangetoond dat de vereenvoudiging geoorloofd is (Maas, 1994, §4.5). De twee vrijheidsgraden v en α , die gebruikt worden in de convectie-dispersievergelijking blijven gehandhaafd. Op de bepaling van v en α uit gemeten veldwaarden is al ingegaan. t_f is de derde vrijheidsgraad. Hieronder zal de bepaling van t_f worden besproken.

De aankomsttijd van het front

Voor het bepalen van de frontsnelheid uit de eigenschappen van het watervoerende pakket is van het bodemmodel van Mercado (1967) gebruik gemaakt. Dit model gaat uit van een horizontaal gelaagd watervoerend pakket waarbij iedere laag zijn eigen dikte en doorlatendheid heeft.



gedeelte waar tracer wordt aangetroffen

Figur 3: Bodemmodel van Mercado (naar Mercado, 1967)

De deeltjes in het front volgen de snelste baan (met de effectieve maximale doorlatendheid, $k_{\rm f}$), de langzaamste deeltjes de baan met de kleinste doorlatendheid. Uitgaande van Darcy is de doorlatendheid (k) evenredig met de snelheid (v).

Volgens dit model bestaat er voor ieder watervoerend pakket een lineaire relatie tussen $k_{\rm f}$ en de gemiddelde doorlatendheid $(k_{\rm g})$. Er is dus een vaste factor, ρ , die de verhouding bepaalt. Er geldt:

$$k_f/k_g = v_f/v_g = \rho$$
 $v_f =$ snelheid van de deeltjes aan het front gemiddelde snelheid

Uitgaande van v = x/t geldt voor een punt op afstand x langs de stroombaan:

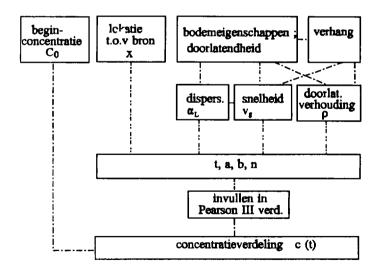
$$v_f/v_g = t_g/t_f = \rho$$
 ($t_g = \text{gemiddelde aankomsttijd}$)

Welke waarde deze vaste factor heeft, is in eerste instantie onbekend. De waarde van p moet blijken uit metingen in het veld.

Wanneer $\rho = t_g/t_f$ worden a, b en n:

$$a(\rho, \alpha, v_{g}) = \frac{v_{g}(1 - \frac{1}{\rho})}{2\alpha}, \quad b(\rho, v_{g}, x) = \frac{1}{\tau} \frac{x}{v_{g}}, \quad n(\rho, \alpha, x) = \frac{x(1 - \frac{1}{\rho})^{2}}{2\alpha}$$
(10)

Merk op dat we nu de vrijheidsgraad t_{f} geëlimineerd hebben. In plaats daarvan is ho de derde vrijheidsgraad geworden, naast lpha en v.



Figuur 4: Overzicht van het nieuwe model

Toetsing van het nieuwe model

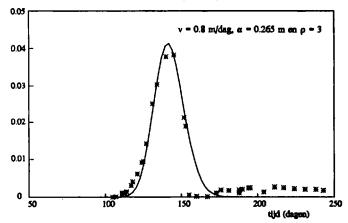
In Nederland zijn geen grootschalige experimenten uitgevoerd naar transport door het grondwater. Alleen laboratoriumproeven en computersimulaties zijn beschikbaar. Omdat juist de toepassing op veldschaal aan de orde was, is het nieuwe model getoetst aan de hand van de resultaten van het grootschalige tracerexperiment in Jutland (Denemarken); de geohydrologische situatie in Jutland komt in grote mate overeen met die in Nederland³.

Tijdens dit experiment is gedurende een jaar een geïnjecteerd inert tracer (tritium, ³H) gevolgd. Na injectie van het tracer is op verschillende diepten in ongeveer 80 waarnemingsputten in de richting van de stroming, om de paar dagen, een monster genomen en de hoeveelheid tritium gemeten (Jensen e.a., 1993). Daarnaast zijn ca. 300 doorlatendheidsmetingen gedaan verdeeld over het experimentgebied.

Tijdens de toetsing is uitgegaan van de volgende aannamen:

- er is alleen transport in de richting van de stroming;
- er is sprake van een puntinjectie;
- de bodem is horizontaal gelaagd.

De toetsing vond plaats aan de hand van doorbraakcurven (concentratie als functie van de tijd) van een aantal geselecteerde waarnemingsputten. Voor de toetsing is een computerprogramma geschreven dat doorbraakcurven genereert volgens het nieuwe model (de Pearson III-verdeling). α , v en ρ kunnen hierin ingevoerd worden. De uitvoer van het programma is vergeleken met veldresultaten. Daarbij is het gemiddelde genomen van de gemeten concentraties over de diepte (figuur 5).



Figuur 5: Vergelijking van gemeten en berekenende curve voor waarnemingsput F35 op 120 meter van de bron.

De toetsing vond als volgt plaats:

a Varieer voor elke waarnemingsput α , v en ρ (3 vrijheidsgraden) zó dat de gemeten curve en de berekende curve met elkaar overeenkomen. Hieruit volgen α , v per waarnemingsput. ρ heeft behalve op de aankomsttijd van het eerste deeltje ook invloed op de scheefheid van de curve. Er is daarom gekozen voor twee toetsingswijzen voor ρ . Ten

Stromingen (2) 1996, Nr 1 21

In Nederland zijn de watervoerende pakketten over het algemeen fluviatiel met matig grof tot grof zand. Het watervoerende pakket van het experimentgebied in Jutland bestaat uit fluvioglaciaal matig grof tot grof zand.

- eerste op basis van de vorm ofwel de scheefheid. Ten tweede door de gemiddelde aankomsttijd voor elke waarnemingsput te delen door de aankomsttijd van het front.
- b Bereken α en v op basis het histogram en het variogram van de gemeten lokale doorlatendheden. (Voor ρ is nog geen relatie afgeleid, zie hiervoor de volgende paragraaf.)
- c Vergelijk gemiddelde van al de berekende curven van a. met de resultaten van b.

Resultaat van de toetsing en discussie

Het blijkt dat het nieuwe model goed in staat is de concentratie-verdeling te beschrijven. Daarnaast kunnen de dispersiviteit en de snelheid goed op basis van de lokale doorlatendheid worden bepaald; op basis van de doorlatendheidsanalyse wordt een respectievelijke gemiddelde snelheid en dispersiviteit van 0,77 m/dag en 0,44 m verwacht terwijl uit de calibratie van de afzonderlijke putten een gemiddelde snelheid van 0,81 m/dag en een dispersiviteit van 0,36 m volgt. Dit komt overeen met de bevindingen van de uitvoerders van het experiment (Jensen e.a., 1993).

Het verhoudingsgetal p

Uit de eerste methode van toetsing van ρ volgde geen goed resultaat; de waarden uit de metingen zijn daarvoor te grillig.

De tweede toetsingsmethode gaf een beter resultaat. De verhouding tussen de aankomsttijd van het front en de gemiddelde aankomsttijd bleek nagenoeg voor elke put gelijk te zijn. Dit is een opvallend resultaat. Voor het experiment in Jutland is het model dat gebruikt wordt voor de bepaling van $t_{\rm f}$ dus juist: er is een duidelijke lineaire relatie waar te nemen tussen $t_{\rm g}$ en $t_{\rm f}$ ($t_{\rm g} = \rho t_{\rm f}$). Dit resultaat komt niet geheel uit de lucht vallen. Ook Strack (1992) en Maas (1994) vonden deze verhouding bij hun numerieke experimenten.

Voor Jutland wordt gevonden dat ρ gelijk is aan 1,32 (Dit is een veilige schatting, het front van de vervuiling verplaatst zich in ieder geval niet sneller). Er kan dus een snelste baan worden onderscheiden met een effectieve doorlatendheid die een factor ρ groter is dan de gemiddelde doorlatendheid. Deze maximale effectieve doorlatendheid is het resultaat van een som van doorlatendheden die een stroombaan doorloopt.

Gaan we ervan uit dat de verhouding ρ behoort bij een effectieve bodem met een eigen histogram en een eigen variogram, dan moet deze verhouding ook af te leiden zijn uit het histogram en het variogram.

Het verhoudingsgetal ρ en doorlatendheidsparameters

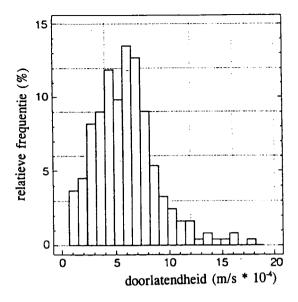
Variogram

De correlatielengte in Jutland is zeer klein. De invloed op de waarde van $k_{\rm f}$ kan daarom verwaarloosd worden.

Histogram

Op het histogram van de doorlatendheid is een doorlatendheidswaarde aan te wijzen die gelijk is aan de effectieve maximale doorlatendheid van de snelste baan; $k_{\rm f}$. Dit komt overeen met een doorlatendheidswaarde met een specifiek percentiel op dit histogram. Voor Jutland geldt dat de maximale effectieve doorlatendheid gevonden wordt voor de doorla-

tendheid bij 54 percentiel (54% van de doorlatendheden is kleiner dan deze effectieve maximale doorlatendheid).



Figuur 6: Histogram van de doorlatendheden in Jutland

Het is aannemelijk dat wanneer de correlatielengte groter is, deze invloed heeft op de waarde van de doorlatendheid van de snelste baan. We verwachten daarom dat ρ in het algemeen een functie zal zijn van λ .

Deze overwegingen leiden tot de volgende relatie:

$$\rho = \frac{k_{\rm f}}{k_{\rm g}} = \frac{k_{\rm a.\%}}{k_{\rm g}} f(\lambda)$$

$$f(\lambda) = \text{een functie van } \lambda$$
(11)

Voor Jutland zou a gelijk zijn aan 54 en $f(\lambda)$ gelijk aan 1. Bevestiging door middel van andere metingen is uiteraard nodig.

Wanneer geen gebruik wordt gemaakt van het hierboven beschreven model, kan relatie (11) ook worden gebruikt samen met de convectie-dispersievergelijking. ρ voegt dan extra informatie toe. Wanneer de verhouding tussen de gemiddelde doorlatendheid en de effectieve maximale doorlatendheid bekend is, kan de convectie-dispersievergelijking op dat punt worden afgesneden. Dit levert dan wel een oppervlakteverkleining van de curve op (er breekt minder dan 100% door), maar het is een betere benadering dan voorheen.

Toepasbaarheid

In Nederland zijn, zover bekend, geen lokale doorlatendheidsmetingen gedaan in watervoerende pakketten, die bruikbaar zijn als basis voor histogrammen of variogrammen. Het is aan te bevelen deze metingen op te starten. Dit zou goed passen binnen de trend die waarneembaar is in de hydrologie om fenomenen te beschrijven in stochastische termen (zie verslag 'Onzekerheid in grondwatermodellering' in Stromingen (1) 1995). Wil dit model toegepast worden in Nederland dan zijn deze metingen onontbeerlijk.

Conclusies en aanbevelingen

Het nieuwe model dat hierboven is beschreven is goed in staat het longitudinaal transport van opgeloste vervuiling door het grondwater te beschrijven op basis van stochastische doorlatendheidsparameters. Daarvoor zijn alleen lokale doorlatendheidsmetingen nodig.

Voor toepassing in Nederland moeten veel metingen worden gedaan van lokale doorlatendheden om van de watervoerende pakketten histogrammen en variogrammen beschikbaar te krijgen.

De aanzet om de verplaatsingssnelheid van het front te relateren aan de gemiddelde verplaatsingssnelheid via het verhoudingsgetal ρ , moet nog geverifieerd worden. Aan te bevelen is een toetsing hiervan aan de hand van andere bestaande veldexperimenten. Deze relatie is na verificatie ook te gebruiken als extra parameter bij de convectie-dispersievergelijking.

Voor de praktijk kan het nodig blijken om het model uit te breiden voor transversale dispersie.

Nawoord

Dit onderzoek is uitgevoerd als afstudeeropdracht aan de Technische Universiteit Delft, vakgroep Waterbeheer, Milieu- en Gezondheidstechniek, op initiatief van IWACO BV Rotterdam (Wipfler, 1995).

Met dank aan dhr. Bjerg en dhr. Jensen van het Institute of Environmental Science and Engineering in Lyngby voor het beschikbaar stellen van de data van het experiment in Jutland.

Literatuur

- **Bear, J.** (1979) Hydraulics of groundwater; Mc.Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, New York.
- **Dagan, G.** (1982) Stochastic modeling of groundwater flow by unconditional and conditional probabilities. 2. The solute transport; in: *Water Resources Research*, jrg 18, nr 4, pag 835–848.
- **Dagan, G.** (1989) Flow and transport in porous formations, blz. 327-330, Fischer Verlag, Berlijn.

- Gelhar, L.W., C. Welthy en K.R. Rehfeldt (1992) A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers; in: Water Resources Research, jrg 28, nr 7, pag 1955–1974.
- **Isaaks, E.H. en R.M. Srivastava (1989)** An introduction to applied geostatistics, Oxford University Press.
- Jensen, K.H., K. Bitsch en P.L. Bjerg (1993) Large-scale dispersion experiments in a sandy aquifer in Denmark: Observed tracer movements and numerical analyses; in: Water Resources Research, jrg 29, nr 3, pag 673-696.
- Maas, C. (1994) On convolutional processes and dispersive groundwater flow; proefschrift, TU Delft.
- **Mercado**, A. (1967) The spreading pattern of injected water in a permeability stratified aquifer; in: *Proceedings of the IASH symposium Haifa*, publ.72.
- **Strack, O.D.L.** (1992) A mathematical model for dispersion with a moving front in groundwater; in: *Water Resources Research*, jrg 28, nr 11, pag 2973–2980.
- Wipfler, E.L (1995) Een nieuw transportmodel voor verontreiniging in het grondwater; theorie, toetsing en positie van het front; Afstudeerverslag Technische Universiteit Delft, faculteit der Civiele Techniek, vakgroep Waterbeheer, Milieu- en Gezondheidstechniek.

Louise Wipfler was tijdens het schrijven van dit artikel in dienst van de TU Delft. Haar huidige correspondentie-adres is:

Nieuwelaan 56 2611 RT Delft (015) 2136873

De adressen van de co-auteurs zijn:

Ed Veling TU Delft Faculteit der Civiele Techniek Stevinweg 1 2628 CN Delft (015) 2783156

Kees Maas Kiwa Onderzoek en Advies Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein (030) 6069547

