

Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater

Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader
Onderzoek Verontreinigde Waterbodem

AKWA rapport nr. 02.005
RIZA rapport nr. 2002.025

Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater

Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader
Onderzoek Verontreinigde Waterbodems

AKWA rapport nr. 02.005
RIZA rapport nr. 2002.025
ISBN 9036954479

juni 2002

Charlotte A. Schmidt
Gerard Cornelissen
Chiel Cuypers
Wim J. de Lange
Kyrian van Vliet
Jos P.M. Vink

Samenvatting

In het kader van de Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems (van Elswijk et al., 2000) is de beoordeling van het actueel risico van waterbodemverontreiniging en de criteria voor het vaststellen van de saneringsurgentie herzien. Voor vier onderscheiden risicopaden, verspreiding naar oppervlaktewater, risico's voor het ecosysteem en humane risico's, is de beoordelingssystematiek aangepast. Voor de twee eerstgenoemde risicopaden zijn deze als afzonderlijke achtergronddocumenten uitgebracht.

In voorliggend rapport is de beoordelingsmethodiek voor het actueel risico van de verspreiding via het grondwater beschreven. Op basis van de huidige beschikbare kennis is een nieuw beoordelingscriterium voor actueel risico afgeleid en is een aangepaste methodiek beschreven voor de inschatting van de verspreidingsrichting en de verspreidingsnelheid van verontreinigingen uit een verontreinigde waterbodem.

Als beoordelingscriterium voor het actueel risico van verspreiding van stoffen via het grondwater is gekozen, dat als de concentratie in het poriewater van de verontreinigde waterbodem het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau overschrijdt, de verplaatsing van stoffen in de bodem in een periode van 30 jaar niet groter mag zijn dan 3 m.

De hoogste verspreidingsnelheden worden veelal bereikt in het watervoerend pakket. Indien deze snelheden het snelheidscriterium van 3 meter in 30 jaar overschrijden, wordt gesproken van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
Inhoudsopgave	4
Lijst van symbolen en afkortingen	6
Voorwoord	7
1 Risicopad verspreiding via grondwater	8
1.1 Inleiding	8
1.2 Opbouw rapport	10
2 Naar een nieuw criterium voor actueel risico van verspreiding via grondwater	12
2.1 Verspreiding vanuit de verontreinigde waterbodem	12
2.2 Huidig criterium binnen urgentiesystematiek	18
2.3 Voorstel voor nieuw criterium voor actueel risico van verspreiding via grondwater	19
2.3.1 Verspreidingsnelheid in criterium	19
2.3.2 Concentratieniveau in criterium	21
3 Methodiek eenvoudige toetsing: bepaling mogelijk actueel risico	24
3.1 Selectie van risicopad grondwater	24
3.2 Minimale dikte remmende laag onder verontreinigde waterbodem	25
3.3 Grondwatersysteemanalyse	26
3.4 Verdeling in deellocaties	28
3.5 1 ^e veldonderzoek	29
3.6 Stofkeuze	29
3.6.1 Potentieel criterium-overschrijdende organische stoffen	30
3.6.2 Poriewaterconcentraties van zware metalen in verontreinigde waterbodem	31
3.6.3 Dichtheid van bemonstering	33
3.7 Berekening grondwatersnelheid	34
3.7.1 Bepaling infiltratiesnelheid V_v	35
3.7.2 Bepaling horizontale watersnelheid V_h	36
3.8 Berekening verspreidingsnelheid verontreinigende stoffen	38
3.8.1 Minimale dikte remmende laag onder verontreinigde waterbodem	39
3.8.2 Organisch-stofgehalte, porositeit en bulkdichtheid van het watervoerend pakket	40
3.8.3 Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen in zand	41
3.8.4 verdelingscoëfficiënten van zware metalen in zand	42
3.9 Eenvoudige toetsing mogelijk actueel risico	42
4 Uitgebreide beoordeling actueel risico	44
4.1 Inleiding	44
4.2 Hydrologie	45
4.2.1 Infiltratiesnelheid	45
4.2.2 Horizontale grondwatersnelheid in 1 ^e wvp	45

4.2.3	Bodemopbouw en dikte deklaag en/of verontreinigde laag	46
4.2.4	Doorlatendheid van de verontreinigde laag en van de niet-verontreinigde laag direct onder de verontreinigde laag	46
4.2.5	Stijghoogten	47
4.2.6	Hydrologische scheiding	48
4.3	Chemie	49
4.3.1	stofkeuze	49
4.3.2	Poriewaterconcentraties van organische microverontreinigingen in verontreinigde waterbodem	50
4.3.3	Bepaling concentraties van zware metalen in poriewater in verontreinigde sliblaag	51
4.3.4	Dichtheid van bemonstering	51
4.3.5	Retardatiefactoren in het watervoerend pakket.	51
4.3.6	Meting van porositeit en bulkdichtheid	51
4.3.7	Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen in watervoerend pakket	52
4.3.8	Verdelingscoëfficiënten zware metalen in watervoerend pakket	53
4.3.9	OC-gehalte van 1 ^e watervoerend pakket	53
4.3.10	Rol van DOC in poriewater en grondwater	53
4.4	Beoordeling actueel risico	54
	Literatuur	56
	Bijlage 1 Diffusief transport	60
	Bijlage 2 Potentieel criterium-overschrijdende stoffen	63
	Bijlage 3 Normen voor zware metalen	65
	Bijlage 4 Kd's van zware metalen in zand	66
	Bijlage 5 Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen	69

Lijst van symbolen en afkortingen

Δh	potentiaalverschil [m]
d_s	droge stof
θ	porositeit [-]
θ_w	effectieve porositeit voor grondwaterstroming [-]
θ_r	porositeit voor berekening retardatie [-]
ρ	soortelijke massa [g/l]
ρ_{ds}	volumieke massa/ bulkdichtheid stoofdroge grond [kg/l]
ρ_s	volumieke massa vaste stof [kg/l]
ρ_x	volumieke massa natte monster [kg/l]
k_v	verticale doorlatendheid [m/dag]
k_h	horizontale doorlatendheid [m/dag]
$C_{deklaag}$	weerstand deklaag [dagen]
v_w	effectieve watersnelheid [m/dag]
v_v	verplaatsingsnelheid waterfront in verticale richting [m/j]
v_h	verplaatsingsnelheid waterfront in horizontale richting [m/j]
V_g	grondwatersnelheid
$D_{sliblaag}$	dikte van de sliblaag [m]
D_{wvp}	dikte van het 1 ^e watervoerend pakket [m]
oc	organisch koolstof
TOC	total organic carbon [mg/kg _{ds} of mg/l]
DOC	dissolved organic carbon [mg/l]
K_{oc}	verdelingscoëfficiënt organische microverontreinigingen genormeerd naar het organisch koolstofgehalte [l/kg _{oc}]
K_d	distributiecoëfficiënt zware metalen [l/kg]
V_{stf}	stofsnelheid: verplaatsingssnelheid van de microverontreiniging [m/j]
C_s	gehalte microverontreiniging aan vaste stof [mg/kg _{ds} of µg/kg _{ds}]
C_l	concentratie microverontreiniging in oplossing [mg/l of µg/l]
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
NW4	4 ^e nota Waterhuishouding
R_{zand}	retardatiefactor in zand
R_{klei}	retardatiefactor in klei
PCB	Polychloorbifenylen
PAK	Polycyclisch Aromatische Koolwaterstoffen
OCB	Organochloorbestrijdingsmiddelen
CB	Chloorbenzenen
D_o	Diffusiecoëfficiënt [-]
D_{eff}	Effectieve diffusiecoëfficiënt [-]
τ	tortuositeit
λ	spreidingslengte [m]
C_w	totaalconcentratie microverontreiniging in (grond)water
f_{oc}	fractie organisch stof [%]
wvp	watervoerend pakket
sdp	slechtdoorlatend pakket

Voorwoord

De doelgroep van de deze beoordelingssystematiek wordt gevormd door waterbeheerders en ingenieurbureaus. Het rapport dient daarnaast als discussienota ten behoeve van toekomstige evaluatie van de urgentiesystematiek in het interdepartementaal overleg met Ministerie van VROM en V&W.

Verskillende onderdelen binnen de beoordelingssystematiek voor het risicopad verspreiding naar grondwater zijn nog in ontwikkeling. Bij de totstandkoming van de systematiek is getracht zoveel mogelijk keuzes te maken en zoveel mogelijk te vermijden dat de invulling / uitwerking van onderdelen vooruit geschoven werd. Dit betekent dan ook dat ervaring zal moeten worden opgedaan met de beoordelingssystematiek en dat in de toekomst de methodiek geëvalueerd zal moeten worden en wellicht enige aanpassing zal behoeven.

Refereren als:

Charlotte A. Schmidt, Gerard Cornelissen, Chiel Cuypers, Wim J. de Lange, Kyrian van Vliet en Jos P.M. Vink, 2002. Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater; Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems. ISBN 90 36 954 479. RIZA rapport nr. 2002.025. AKWA rapport nr. 02.006. 60p.+ bijl.

1 Risicopad verspreiding via grondwater

1.1 Inleiding

Verspreiding van stoffen vanuit een verontreinigde waterbodem naar het grondwater is één van de risicopaden die in beschouwing wordt genomen bij de afweging of sanering van de waterbodem urgent is. De andere risicopaden waarop de saneringsurgentie wordt gebaseerd, zijn: verspreiding naar oppervlaktewater, risico's voor het ecosysteem en humane risico's.

In Schmidt en den Besten (2001) wordt voorgesteld ook de met een sanering maximaal te behalen milieuwinst te betrekken bij de urgentiebepaling. Urgentie tot saneren wordt geconcludeerd indien één of meer van de afzonderlijke beoordelingen per risicopad tot actueel risico leidt én de sanering gedurende meer dan 30 jaar risicoreducerend effect heeft.

In de Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: beoordeling en afstemming (Min. VROM, 1997) zijn criteria aangegeven waarop het actueel risico dient te worden beoordeeld. In de Circulaire is aangegeven (blz. 39) dat de urgentiesystematiek voor verspreiding vanuit de waterbodem niet volledig is uitgewerkt. Voor waterbodemgevallen wordt verwacht dat de urgentiebeslissing regelmatig op basis van andere of aanvullende inzichten genomen zal worden. Hiermee is expliciet ruimte geschapen voor een andere invulling van het criterium voor actueel risico.

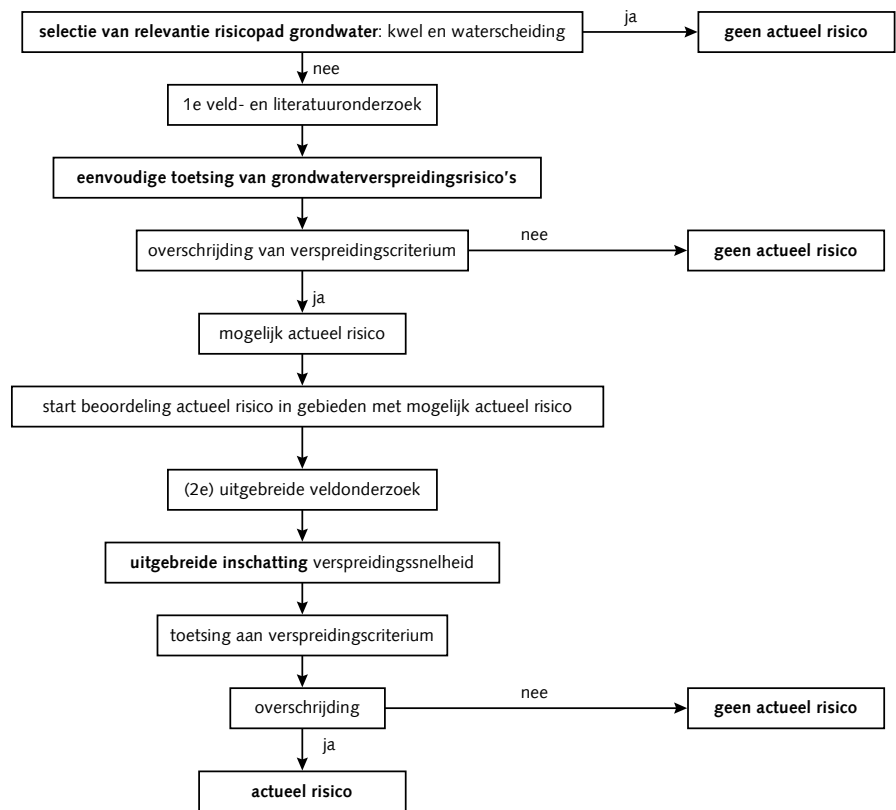
In voorliggend rapport wordt op basis van nieuwe inzichten een aangepaste methodiek beschreven voor de beoordeling van het actueel risico van verspreiding van stoffen uit een verontreinigde waterbodem via het grondwater. Onderdeel van deze beoordelingsmethodiek is een beoordelingscriterium dat afwijkt van het volumecriterium dat in bovengenoemde Circulaire is opgenomen (VROM, 1998).

Als beoordelingscriterium voor het actueel risico van verspreiding van stoffen via het grondwater geldt dat als de concentratie in het poriewater het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau overschrijdt, de verplaatsing van de stoffen in de bodem in een periode van 30 jaar niet groter mag zijn dan 3 m.

Ook voor de andere hierboven genoemde risicopaden zijn in het kader van het project Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems methodieken ontwikkeld voor een relatief snelle, maar doeltreffende bepaling van het actueel risico, specifiek voor de waterbodemproblematiek (van Elswijk, 2000).

De voorgestelde methodiek beoogt zo kosteneffectief mogelijk het actueel risico in te schatten. Hiervoor is de beoordeling stapsgewijs opgezet. Conform de Richtlijn Nader Onderzoek worden de volgende stappen onderscheiden (zie fig. 1):

- vooronderzoek: selectie van relevante risicopaden
- 1^e veldonderzoek
- **eenvoudige toetsing van risico's**: aangeven van gebieden waar mogelijk actueel risico van verspreiding via grondwater bestaat
- 2^e veldonderzoek: per risicopad verzameling van aanvullende specifieke veldinformatie in deelgebieden waar mogelijk actueel risico bestaat
- **beoordeling actueel risico**



Figuur 1 Overall stroomschema bepaling actueel risico

Bij de eenvoudige toetsing binnen het Nader Onderzoek wordt gebruik gemaakt van veilige aannames én van uit het vooronderzoek en het 1^e veldonderzoek beschikbaar gekomen gegevens. Bij de uitgebreide beoordeling van het actueel risico wordt, voor die locaties waar bij de eenvoudige toetsing mogelijk actueel risico is geconcludeerd, met aanvullend veldonderzoek en verschillende uitgebreidere technieken het actueel risico nauwkeuriger bepaald.

De stapsgewijze methodiek functioneert als een zeef waarbij de evident niet-risicodragende gevallen bij de eenvoudige toetsing reeds afvallen. Hierdoor is de methodiek kosteneffectief/efficiënt. Daartegenover staat dat het optreden van vals-negatieven zal moeten worden voorkomen. Dit wordt gedaan door bij de eenvoudige toetsing daar waar onvoldoende informatie voorhanden is, *worst case* aannames te doen.

verontreinigingssituatie

De actuele verontreinigingssituatie wordt beschouwd. Indien door opgetreden verspreiding (van de mobielere stoffen) het verontreinigde volume reeds is vergroot, wordt dit extra volume dus impliciet tot het geval van bodemverontreiniging gerekend. In het nader onderzoek wordt de ruimtelijke begrenzing van de verontreiniging bepaald, dat wil zeggen dat specifiek onderzocht wordt waar de verontreiniging zich bevindt of tot waar de verontreiniging door verspreiding is gevorderd.

Naast verontreinigingen uit de verontreinigde waterbodem, worden ook verontreinigingen die reeds in het infiltrerende oppervlaktewater aanwezig waren, met het grondwater verspreid. De verspreiding van deze stoffen wordt niet specifiek betrokken in de vraag, omdat de saneringsvraag uitsluitend gesteld wordt voor de liggende waterbodem.

Bij verspreiding van stoffen vanuit de verontreinigde waterbodem naar het grondwater is nooit sprake van stoffen die drijfklagen of zinkklagen veroorzaken. Dit is het gevolg van de geringe hydrofiliëit en de hoge affiniteit met de vaste fase van aan waterbodem gelieerde probleemstoffen.

1.2 Opbouw rapport

Het voorliggend rapport bevat de volgende onderdelen:

Hoofdstuk 2 bevat een voorstel voor en onderbouwing van een nieuw criterium voor de beoordeling van het actueel risico van verspreiding van stoffen uit een verontreinigde waterbodem via het grondwater.

Hoofdstuk 3 geeft de werkwijze om tot een eenvoudige toetsing van het mogelijk actueel risico te komen. Ook de in een 1^e veld- en/of literatuuronderzoek te verzamelen informatie wordt beschreven.

In hoofdstuk 4 wordt de uitgebreide bepaling van het actueel risico beschreven. Hierin wordt uitgegaan van dezelfde methodiek als bij de eenvoudige toetsing. Het hoofdstuk beschrijft m.n. de onderwerpen waarover en de methodieken waarmee in het 2^e veldonderzoek aanvullende veldinformatie wordt verzameld. Dit uitgebreide veldonderzoek wordt specifiek in die gebiedsdelen waar mogelijk actueel risico is geconstateerd, uitgevoerd.

2 Naar een nieuw criterium voor actueel risico van verspreiding via grondwater

In dit hoofdstuk wordt eerst een beschrijving van het mechanisme achter de verspreiding van verontreinigingen vanuit een waterbodem gegeven. Deze paragraaf bevat m.n. de geohydrologische basiskennis benodigd voor voldoende begrip van het criterium (§2.3 en §2.4) en van de beoordelingsmethodiek beschreven in de daarop volgende hoofdstukken. §2.3 geeft de argumentatie waarom het huidige beoordelingscriterium voor landbodemverontreiniging niet geschikt is voor waterbodemverontreiniging. §2.4 geeft de argumentatie en een voorstel voor een nieuw beoordelingscriterium.

2.1 Verspreiding vanuit de verontreinigde waterbodem

De verspreidings*richting* van verontreinigingen wordt bepaald door de richting van de grondwaterstroming. De verspreidings*snelheid* wordt bepaald door de stroomsnelheid van het grondwater en door de retarderende eigenschappen van de bodem. Bij de verspreiding van verontreinigingen wordt onderscheid gemaakt in 3 verschillende verspreidingssituaties, welke met name verschillen in verspreidingsrichting en -snelheid van de verontreinigingen. De stroomsnelheid en -richting van het grondwater worden grotendeels bepaald door het grotere geohydrologische systeem.

1. verontreinigde sliblaag ligt direct op een schone zandlaag met grotere doorlatendheid
2. verontreinigde sliblaag ligt op een schone klei- of veenlaag met vergelijkbare of kleinere doorlatendheid
3. verontreinigde zandige laag ligt op een schone zandige laag met vergelijkbare doorlatendheid

In situatie 1 zal het (verticaal) infiltrerende verontreinigde water bovenin het 1^e watervoerende pakket sterk in horizontale richting afbuigen door de grotere doorlatendheid van zand (figuur 2).

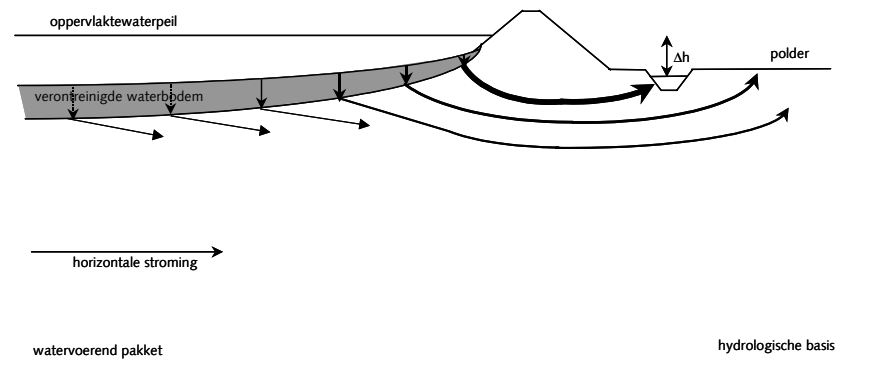


Fig. 2 Voorbeeld van verspreiding vanuit een verontreinigde deklaag direct op het watervoerend pakket.

In situatie 2 zal de infiltratie door de verontreinigde bodemlaag in verticale richting worden voortgezet door de lage doorlatendheid van de schone klei- of veenlaag ten opzichte van een watervoerend pakket (fig. 3).

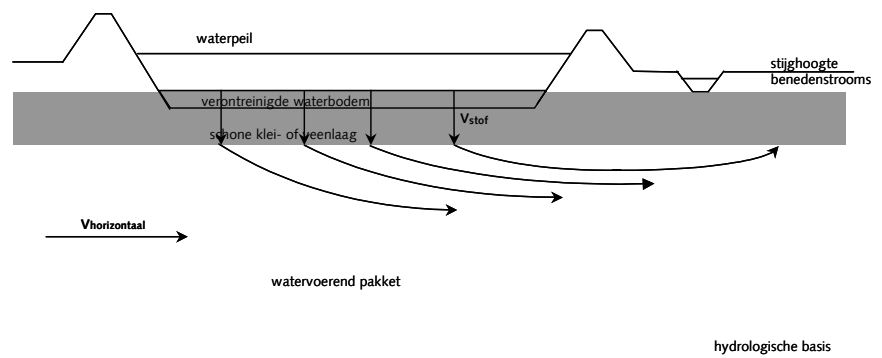


Fig. 3 Voorbeeld van verspreiding vanuit een verontreinigde laag direct op een slechtdoorlatend kleipakket.

In situatie 3 zal de infiltratie meer diagonaal zijn en geen knik in de stroombaan vertonen bij de overgang van de verontreinigde bodemlaag naar schone bodem. De richting zal geleidelijk veranderen naar horizontaal (en net als in de andere situaties, later opwaarts naar maaiveld).

Bij de meeste figuren in dit rapport moet de kanttekening geplaatst worden dat de verschaling in beide richtingen meestal ten minste een factor 10 verschillen. De verticale afstanden zijn sterk overdreven ten opzichte van de horizontale: In werkelijkheid zijn de sliblagen en het watervoerend pakket zeer dun ten opzichte van bijv. de breedte van de dijkvoet. De verontreinigde waterbodem ligt vaak als een pannenkoek op de ondergrond.

verspreidingssnelheid

De stroming en dus de verspreiding zal initieel in de verontreinigde laag in verticale richting optreden. De verspreidingssnelheid van de verontreinigingen wordt sterk bepaald door de retarderende eigenschappen van de laag direct onder de verontreinigde laag. Indien dit veen of klei is (situatie 2), zal door de grote sorptiecapaciteit (= vermogen om verontreinigingen aan de vaste stof te binden) de verspreiding sterk worden geremd (geretardeerd). Het concentratieprofiel in het front van de verontreinigingspluim zal sterk lijken op een blokfront.

Na een bepaalde tijd zal het front de onderkant van de slechtdoorlatende laag bereiken en vervolgens in het watervoerend pakket terecht komen (moment van doorslag). Vervolgens zullen de stoffen sterk meegevoerd worden met het onder het slib doorstromende water waardoor situatie 1 ontstaat. De lengte van de periode tot aan het moment van doorslag wordt volledig bepaald door de dikte van deze laag, de sorptie-eigenschappen van de laag en de verticale watersnelheid.

Naarmate de laag dikker wordt, neemt enerzijds de weerstand tegen verticale doorstroming toe, waardoor de watersnelheid afneemt. Anderzijds neemt de totale sorptiecapaciteit toe. Door beide effecten neemt de remmende werking van een schone klei- of veenlaag op de verspreidingssnelheid vanuit de verontreinigde waterbodem zeer sterk toe met toenemende dikte.

Van groot belang voor de inschatting van de verspreidingssnelheid naar het watervoerend pakket is de continuïteit van de klei- of veenlaag. Indien deze ergens zeer dun is of ontbreekt en tevens de verontreinigde (slib)laag daar dun is, ontstaat een kortsluitstroming. Dit houdt in dat de infiltratie vooral via dit gedeelte van de waterbodem optreedt en dat daarmee het watervoerend pakket relatief snel verontreinigd raakt. De verontreinigingen worden door het sneller stromende water in het watervoerend pakket en door de lagere sorptie-eigenschappen sneller meegevoerd.

Naarmate de klei- of veenlaag dikker is, wordt de kans op kortsluitstroming natuurlijk kleiner.

diffusie

Naast de advectieve (= door waterstroming) verspreiding van de verontreinigingen treedt ook diffusieve verspreiding op. De snelheid waarmee dit gebeurt, hangt af van de diffusie-eigenschappen van de desbetreffende stof, maar ook van de sorptie-eigenschappen van de bodem. Door (moleculaire) diffusie vereffenen de concentraties in alle richtingen.

Longitudinale diffusie (in de richting van de waterstroming mee) in een watervoerend pakket is bijna altijd verwaarloosbaar ten opzichte van de advectieve stroming. Diffusie in een sterk sorberende matrix, zoals b.v. een kleilaag, is zo gering dat reeds bij een geringe verticale stroomsnelheid deze verwaarloosbaar is ten opzichte van de infiltratiesnelheid.

Diffusie loodrecht op de stroomrichting vergroot het verontreinigd volume.

De diffusiesnelheid neemt in de tijd af door het langer worden van de pluim en daardoor minder steil worden van de concentratiegradiënt.

kwel en diffusie

Indien in geen enkele periode van het jaar inzijing plaats vindt, bestaat geen actueel risico voor het grondwater door advectieve verspreiding. In een kwelsituatie worden stoffen uit de verontreinigde waterbodem naar het oppervlaktewater getransporteerd, maar dit wordt bij het risicopad verspreiding via grondwater niet in beschouwing genomen. Bij zeer lage snelheden van de kwelstroom kan, tegen de kwelstroom in, wel verontreiniging van het watervoerend pakket optreden door diffusie. In dat geval zal verspreiding van

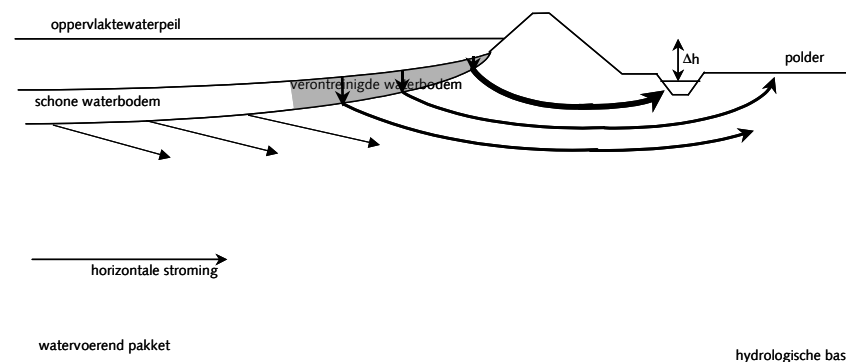
deze stoffen met het onder de verontreinigde waterbodem doorstromende grondwater optreden. De verspreidingsnelheid van de verontreinigingen via deze route zal kleiner dan de diffusiesnelheid zijn.

Indien er tevens sprake is van een waterscheiding midden onder de waterbodem, en er dus geen water onder de verontreinigde waterbodem doorstroomt, zal er netto geen diffusief transport naar het watervoerend pakket optreden.

grondwaterstroming is laminaire stroming

Vaak wordt bij verspreiding van stoffen in het grondwater gesproken van verdunning, als gevolg van vermenging met water in het watervoerend pakket. Vermenging in de zin van opmengen met ander (schoner) water, waardoor de concentraties dalen en stoffen verspreiden, zoals in oppervlaktewater of lucht, zogenaamde dispersie, treedt echter vrijwel niet op. Grondwater dat via verontreinigde waterbodem is geïnfiltreerd, zal grotendeels als aparte stroombaan blijven bestaan naast een stroombaan die door schone bodem is geïnfiltreerd (zie fig. 4). Er treedt pas opmenging op nadat het water is opgekweeld. Daar treedt eveneens opmenging met rivierwater, regenwater of ander water op. Vaak wordt dit water tegelijkertijd oppervlaktewater.

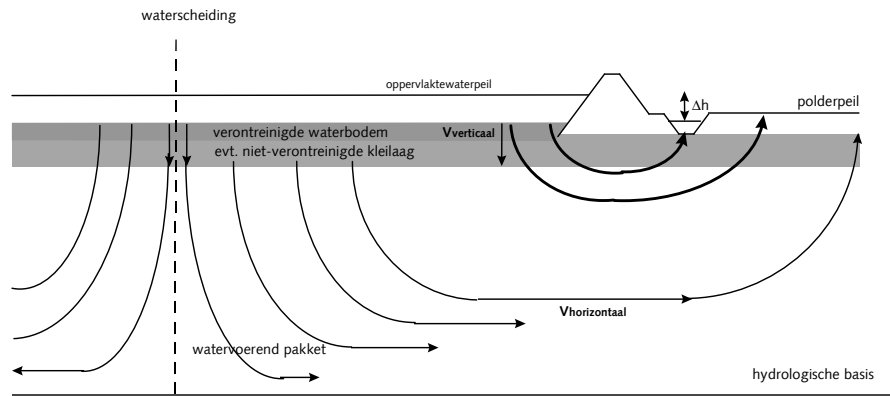
Verspreiding van verontreinigingen in het watervoerend pakket (advectief transport) kan daarom het beste worden beschouwd als laminaire stroming (stroming van stroperige vloeistof). Doordat er sprake is van laminaire stroombanen, zal water dat dichtbij de oeverlijn is geïnfiltreerd, bovenop het bestaande water in het watervoerend pakket komen te liggen en daarom ook het eerst weer opkwellen in het lage gebied achter de dijk.



Figuur 4 Laminaire stroombanen

waterscheiding

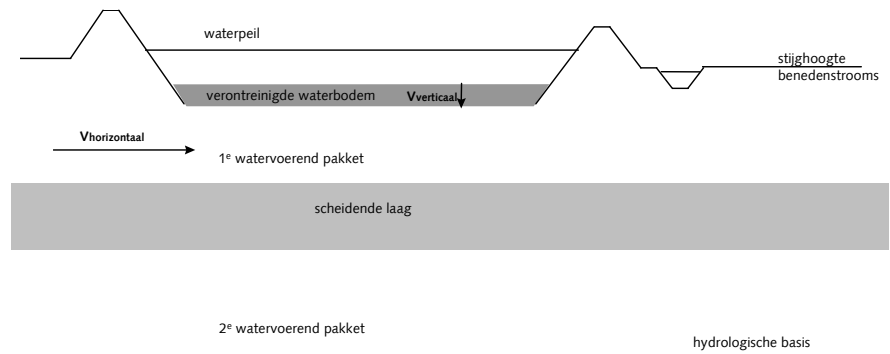
In het geval er sprake is van een infiltrerend oppervlaktewater met waterscheiding (d.i. een gebied met grondwaterstroming in tegengestelde richtingen) zal dichtbij de waterscheiding (dus ver van de oever) geïnfiltreerd water het diepst terecht komen, de langste weg afleggen, gemiddeld het langzaamst stromen en weer het verst achter de dijk uittreden (zie fig. 5).



Figuur 5 Watersysteem met waterscheiding

watervoerend pakketten

In delen van Nederland bevindt zich een aaneengesloten slechtdoorlatend pakket in het watervoerend pakket, waardoor dit gescheiden wordt in een 1^e en 2^e watervoerend pakket. De stroomsnelheid in het 2^e watervoerend pakket wordt door de aanwezigheid van dit slechtdoorlatend pakket kleiner, waardoor het in die situaties voldoende is om (in eerste instantie) alleen in het bovenste watervoerend pakket de verspreiding te beschouwen.



Figuur 6 Situatie met gescheiden watervoerende pakketten

Typologie grondwatersystemen op basis van oppervlaktewatersystemen

In deze § zijn reeds verschillende geohydrologische situaties beschreven. De in dit rapport beschreven methodiek is in principe toepasbaar voor alle typen grondwatersystemen gerelateerd aan waterbodems.

Er kan onderscheid gemaakt worden in de volgende oppervlaktewatersystemen met al dan niet specifieke geohydrologische schematisaties.

boezemwateren

Een boezemwater ligt meestal hoger dan de omringende polders en poldersloten. Hierdoor vindt inzijging plaats door de waterbodem van het boezemwater naar het grondwater. Het water zal grotendeels in de directe nabijheid opwellen in de polders en poldersloten. Indien de waterbodem van een boezemwater is verontreinigd, zal de periode waarna het verontreinigde grondwater zal opwellen relatief kort zijn. De lengte van de periode is

afhankelijk van de eigenschappen van de verontreinigingen en van de ondergrond. Bij boezemwateren is tevens veelal sprake van een (ondiepe) waterscheiding.

Veel boezems in het westen en noorden van het land liggen op scheidende lagen van meer dan een meter dik.

poldersloten

Door de lage ligging zal een poldersloot meestal een groot deel van het jaar kwel kennen. Gedurende droge zomerperioden kan inzijging optreden als water van elders wordt ingelaten. Indien de waterbodem verontreinigd is, vindt verspreiding via het grondwater alleen gedurende die perioden plaats.

middenloop van grote rivieren

De middenlopen van grote rivieren hebben een waterafvoerende dus drainerende functie. Dit betekent dat in de rivier kwel vanuit de omliggende hogere delen optreedt. Bij hele hoge waterstanden in de rivier kan tijdelijk inzijging plaatsvinden. Deze kan meestal worden verwaarloosd.

benedenloop van grote rivieren

Het benedenrivierengebied is omzoomd met polders (met verschillende waterpeilen) waardoor veelal inzijging plaatsvindt. Door de grootte van de benedenlopen is er sprake van een waterscheiding.

(laagland)beken en kleine rivieren

Afhankelijk van weerssituatie en ligging vindt (afwisselend) kwel en inzijging plaats.

kanalen

Kanalen hebben vaak een relatief hoog oppervlaktewaterpeil ten opzichte van de omgeving, waardoor inzijging optreedt. Brabantse kanalen infiltreren netto net zoveel water als ze kwellen. Rond stuwen bevindt zich meestal een sterke opwaartse grondwaterstroming.

havens, grindgaten en petgaten

De geohydrologische situatie van deze typen watersystemen is zeer sterk afhankelijk van de lokale specifieke situatie.

De geohydrologische situatie van b.v. een boezemwater zal lijken op die van een groot inzijgingsgebied als het Hollandsch Diep en Haringvliet, omdat beiden een waterscheiding hebben. Omdat een poldersloot slechts in een droge periode inzijging zal kennen, dient specifiek verspreiding in deze periode te worden beschouwd. Ditzelfde geldt ook voor de grote rivieren bij hoogwater. Ondanks het feit dat elk type grondwatersysteem zijn eigen kenmerken heeft, kan de hier voorgestelde methodiek toch altijd toegepast worden.

2.2 Huidig criterium binnen urgentiesystematiek

In de Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming Beoordeling en Afstemming (Min. VROM, 1997) is aangegeven dat een sanering niet-urgent is als vaststaat dat verspreiding van de verontreinigingen niet leidt tot een relevante toename van de hoeveelheid verontreinigd bodemvolume. Als criterium voor relevante toename is gekozen: een toename van de hoeveelheid bodem waarin de interventiewaarde grondwater wordt overschreden van meer dan 100 m³ per jaar.

Op basis van andere en aanvullende inzichten worden twee argumenten aangevoerd voor een alternatief criterium voor actueel risico van verspreiding via het grondwater vanuit een verontreinigde waterbodem.

1. Het uitgangspunt bij het eerste argument vormt de definitie van het begrip risico: Risico = kans op het optreden van een effect X de ernst van het effect. De kans op het optreden van een effect wordt gelijk gesteld aan de kans op contact met de verontreiniging in het grondwater. De ernst van het effect wordt aangegeven met het concentratieniveau in het grondwater.

Kans: Een toename van het verontreinigd volume [m³/jaar] is niet maatgevend voor de kans op contact. De snelheid waarmee het verontreinigde volume (van water en bodem) zich verplaatst is veel eerder een maat voor de kans op contact. Wel kan de groei van het geval worden aangegeven, omdat deze economische consequenties heeft.

Ernst: Maatgevend voor de ernst van het effect wordt de Interventiewaarde gesteld. Deze is onderbouwd met ecotoxicologische en humantoxicologische waarden geldend voor landbodembodem. Het niveau dat hiermee wordt aangegeven is het Ernstig Risiconiveau dat aan 50% van de soorten bescherming biedt. Voor de beoordeling van het actueel risico van een waterbodem wordt voorgesteld een hoger beschermingsniveau te nemen. Dit is het Maximaal Toelaatbaar Risico-niveau, waarbij bescherming wordt geboden aan 95% van de soorten.

2. Het huidige criterium is sterk afhankelijk van de grootte van het geval van waterbodembodemverontreiniging.

Dit wordt geïllustreerd met de volgende voorbeelden. Bij een oppervlak van 100m * 100m wordt bij een verspreidingssnelheid van meer dan 1 cm/jaar in de verticale richting reeds het gestelde volumecriterium overschreden. Bij grotere locaties van b.v. 100m * 500m ligt deze snelheidsgrens op 2 mm/jaar. Bovendien geldt dat uit oogpunt van milieurendement het saneren van een kleine locatie met relatief hoge verspreidingssnelheid effectiever is dan het saneren van een grote locatie met een omgekeerd evenredig kleinere verspreidingssnelheid. De definitie van milieurendement die hierbij gehanteerd is, is saneringseffect gedeeld door de kosten (of inspanning). Voor waterbodems wordt ervan uitgegaan dat een afhankelijkheid van de urgentie van de gevalsgrootte (voor een waterbodembodemverontreiniging) niet de intentie kan zijn geweest bij de vaststelling van het criterium voor het actueel risico.

Om tot een criterium te komen zonder een afhankelijkheid van het urgentieoordeel van de gevalsgrootte kan het in verticale richting verontreinigd volume per jaar gedeeld worden door het oppervlak van het geval. Zo wordt een verspreidingssnelheid (in verticale richting) verkregen.

Omdat de grootste snelheden vaak in horizontale richting plaatsvinden, wordt voorgesteld het criterium helemaal onafhankelijk te maken van de richting waarin de verspreiding plaatsvindt.

Door allereerst het saneringscriterium te definiëren als de snelheid van verspreiding van stoffen wordt invulling gegeven aan het onderdeel 'kans' in de definitie van risico. Door het inbrengen in het criterium van een concentratie- of gehalteniveau van de verontreinigingen, waarboven de stoffen een risico van verspreiding via het grondwater teweeg zouden kunnen brengen wordt invulling gegeven aan het onderdeel 'effect' in de definitie van risico. De afhankelijkheid van het oppervlakte van het geval speelt dan geen rol meer.

2.3 Voorstel voor nieuw criterium voor actueel risico van verspreiding via grondwater

Als criterium voor het actueel risico van verspreiding naar het grondwater vanuit een verontreinigde waterbodem wordt voorgesteld:

Er is sprake van actueel risico als het gehalte van een verontreiniging in de bron boven $MTR_{\text{grondwater}}$ aanwezig is en de verspreidingssnelheid van deze verontreiniging groter is dan 3 meter in 30 jaar.

Eerst wordt de keuze voor de verspreidingssnelheid als criterium en de getalsmatige invulling ervan toegelicht. Daarna wordt het concentratieniveau in het criterium toegelicht.

2.3.1 Verspreidingssnelheid in criterium

Bij de keuze van het criterium is expliciet gekozen voor het **pad** in de reeks *bron - pad - bedreigd object*.

Er is niet gekozen voor de bronbenadering omdat de verspreidingssnelheid vanuit een verontreinigde laag veel meer bepaald wordt door de retardatie-eigenschappen van de schone laag eronder (b.v. watervoerend pakket) dan door de retardatie-eigenschappen van het verontreinigd sediment.

Ook is niet gekozen voor de bedreigd-objectbenadering, omdat het bedreigd object vaak moeilijk eenduidig te definiëren is, en pas na honderden (of meer) jaren bereikt zal worden, wanneer de bron dan wel het bedreigd object wellicht niet meer aanwezig is. Een bedreigd-objectbenadering past beter bij een lange-termijnbenadering van het probleem.

Een uitzondering wordt gevormd door de huidige waterwingebieden en de gebieden die aangewezen zijn als potentiële waterwingebieden in acute noodsituaties. Als deze in de beïnvloedingszone aanwezig zijn, wordt de hier gepresenteerde beoordelingssystematiek niet toegepast, omdat het beschermingsniveau van deze (strategische) zoetwatervoorraden veel hoger ligt, nl. op streefwaardenniveau. In dat geval dient wel een bedreigd-objectbenadering te worden gevolgd, specifiek vanuit de bescherming van het waterwingebied.

Het voorgestelde criterium geldt dus voor al het grondwater met uitzondering van de drinkwaterbeschermingszones.

In de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden (Min. van VROM, 2000) wordt voor de landbodemverontreiniging verschil gemaakt tussen streefwaarden voor diep en voor ondiep grondwater. Het eerste staat voor het

eerste watervoerend pakket, het tweede voor het freatische grondwater. Bij een waterbodemonverontreiniging is geen (duidelijk) freatisch grondwater aanwezig, waardoor al het infiltrerende water wordt gezien als diep grondwater.

Bij de keuze voor 'het pad', wordt het grondwater gezien als milieucompartiment met een eigen intrinsieke waarde. Door het pad te beschouwen wordt het probleem niet vanuit de doelstelling 'bescherming op lange termijn' benaderd, maar wordt als doel gesteld 'bescherming op korte termijn'. Dit is lijn met de beoordeling van het actuele risico. De grootte die goed past binnen de padbenadering, is de verspreidingssnelheid van de verontreinigingen.

De risico's op de lange termijn worden niet specifiek in beschouwing genomen bij de beoordeling van het actuele risico. Deze kunnen echter wel met de voorgestelde berekeningsmethodiek ingeschat worden.

getalsmatige invulling

Het uitgangspunt bij de getalsmatige invulling van het criterium is dat de stof zich in een generatielengte (30 jaar) zó weinig mag hebben verspreid in de laag direct onder de verontreinigde bodemlaag, dat het probleem nog beheersbaar is voor de volgende generatie Nederlanders. Met andere woorden: de situatie mag niet noemenswaardig verergerd zijn. In het geval de verontreinigde waterbodemonverontreiniging op een slechtdoorlatend klei- of veenpakket ligt, zal de verspreiding in eerste instantie in verticale richting optreden. De snelheid zal relatief traag zijn, waardoor het criterium slechts zelden zal worden overschreden. Na het passeren van de slechtdoorlatende laag zal de stroomrichting voornamelijk horizontaal zijn en de snelheid vele malen groter. Afhankelijk van de dikte van de slechtdoorlatende laag zal er na een bepaalde periode verspreiding in horizontale richting optreden met een veel grotere snelheid.

In de Circulaire van VROM (2000) is sprake van het begrip 'relevante verspreiding'. De in het criterium opgenomen 30 jaar geeft invulling aan dit begrip. Na 30 jaar moet de verspreiding van de verontreinigingen opnieuw in beschouwing worden genomen om te toetsen of de situatie niet onacceptabel is verslechterd.

In het rapport "Van trechter naar zeef; Afwegingsproces saneringsdoelstelling" (Bever, 1999) is als saneringsdoelstelling geformuleerd dat **met een sanering** binnen 30 jaar een 'stabiele eindsituatie' moet worden bereikt. Aangegeven is ook dat deze term later beleidsmatig nader zal worden ingevuld.

Hier wordt gesteld dat een echt stabiele eindsituatie vrijwel nooit zal ontstaan na een sanering, omdat bij een sanering van een verontreinigde waterbodemonverontreiniging de in horizontale richting reeds gevormde pluim meestal niet mee zal worden gesaneerd en dus zal achterblijven. Bij een sanering van het grondwater anders dan het weghalen van de bron of het reeds verontreinigde bodemvolume is technisch vrijwel onmogelijk, omdat het stilzetten of omleiden van grondwaterstroming bij oppervlaktewatersystemen verstrekkende consequenties voor het waterbeheer heeft.

Verspreiding door grondwaterstroming gaat altijd door. Ook zal geen stabiele eindsituatie ontstaan door afbraak van organische microverontreinigingen in de ondergrond, omdat de afbraaksnelheid van waterbodemonverontreiniging gebonden probleemstoffen onder anaërobe omstandigheden zo laag is dat binnen een

tijdstermijn van 30 jaar hierdoor geen substantiële concentratiedaling kan worden verwacht.

In een generatielengte (30 jaar) zijn de inzichten in waterbodemsanering verder ontwikkeld en is de kennis over gedrag, afbraak en saneringstechnieken verder verbeterd. De vraag of gesaneerd moet worden vanwege actueel risico voor verspreiding naar het grondwater kan dan opnieuw worden beantwoord, zonder dat de situatie sterk zal zijn verslechterd.

Als criterium voor beheersbaarheid is een verplaatsing van ordegrootte van 1-5 m in 30 jaar gekozen. Bij de verdere getalsmatige invulling van het criterium heeft de diffusiesnelheid uit een verontreinigde bodemlaag een rol gespeeld. Als het criterium voor de verplaatsingssnelheid op 3 m in 30 jaar wordt gesteld, blijft de verplaatsingssnelheid in zandige bodems als gevolg van diffusie hier altijd onder. In kleilagen is de diffusiesnelheid kleiner, afhankelijk van de sorptie-eigenschappen. In bijlage 1 wordt verder ingegaan op de diffusie.

2.3.2 Concentratieniveau in criterium

Aanleiding voor het starten van een Nader Onderzoek is het vermoeden van een ernstige verontreiniging. Dit vermoeden bestaat als in het Oriënterend Onderzoek de interventiewaarde wordt overschreden. Vervolgens wordt in het Nader Onderzoek allereerst onderzocht of er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging.

Het criterium hiervoor is, dat minimaal 25 m³ bodemvolume met gehalten boven interventiewaarde_{bodem} aanwezig moet zijn. Bij een grondwaterverontreiniging geldt dat meer dan 100 m³ grondwater met concentraties boven interventiewaarde_{grondwater} aanwezig is.

Hier wordt voorgesteld om uitsluitend het gevals criterium van 25 m³ bodemvolume aan te houden (Min. Van VROM, 1997), omdat grondwater- of poriewatermetingen niet gebruikelijk zijn bij waterbodemonderzoek. Bovendien geldt voor organische microverontreinigingen dat het bij een waterbodemverontreiniging vrijwel altijd gaat om vrij hydrofobe stoffen, die relatief goed sorberen aan de vaste fase en daardoor beter meetbaar zijn in de vaste fase.

De interventiewaarden gelden dus als verontreinigingsniveau dat een aanleiding vormt voor het starten van een Nader Onderzoek.

Interventiewaarden voor sediment of bodem zijn gegeven in de Circulaire Streef- en Interventiewaarden (Min. VROM, 2000).

Indien er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging, dient een risicobeoordeling voor de verschillende risicopaden plaats te vinden.

Voor de beoordeling van het actueel risico is in §2.3 voorgesteld dat van die stoffen de verspreidingssnelheid moet worden berekend (en getoetst) waarvan de concentraties in het grondwater een actueel risico kunnen vormen. Omdat het evenwichtsniveau dat zich bij verspreiding instelt, maximaal gelijk is aan de concentratie in het poriewater van de bron, wordt gesteld dat het snelheidsverspreidingscriterium alleen geldt voor die stoffen waarvan de concentratie in het poriewater van de bron (verontreinigde waterbodem) zich boven het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau bevindt (zie verder §2.3). Hierbij geldt dat de bron voor het risico van verspreiding via het grondwater vooral gevormd wordt door de gehalten in de diepste lagen van de verontreinigde deklaag en pas na veel langere tijd door de gehalten in de toplaag van de waterbodem.

In 1996 heeft de Gezondheidsraad het belang van ecotoxicologische normen voor het grondwater benadrukt vanuit de volgende bevindingen:

- het grondwatercompartiment herbergt kwetsbare ecosystemen.
- ecosystemen in de ondergrond beïnvloeden via biochemische processen de grondwaterkwaliteit. Als bestrijdingsmiddelen (lees toxische stoffen) met deze processen interfereren, veranderen de waterkwaliteit en het zelfreinigend vermogen. Dit kan los van de feitelijke aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen (lees toxische stoffen, red.), doorwerken in de samenstelling van kwelwater en van invloed zijn op ecosystemen aan het aardoppervlak.
- Veranderingen in ondergrondse ecosystemen en de waterkwaliteit werken lang door en zijn vrijwel niet meer ongedaan te maken.

In dit rapport wordt gesteld dat voor het risicopad verspreiding naar het grondwater een specifiek voor het grondwater afgeleid Maximaal Toelaatbaar Risico niveau ($MTR_{\text{grondwater}}$) dient te worden gehanteerd. Indien deze wordt overschreden in het poriewater en de stoffen zich verspreiden met een snelheid hoger dan 3m in 30 jaar is er sprake van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Momenteel zijn er echter (nog) geen (beleidsmatig) vastgestelde MTR -waarden voor grondwater vanwege een gebrek aan toxiciteitsgegevens van grondwaterorganismen (Gezondheidsraad, 1996). Het RIVM heeft geadviseerd bij de afleiding van $MTR_{\text{grondwater}}$ de toxiciteitsdata te gebruiken, die geleid hebben tot de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$.

Crommentuijn *et al.* (1997) hebben op deze wijze voor *zware metalen* $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden afgeleid. Deze wijken af van het $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ door verschillen in achtergrondconcentratie in beide compartimenten. In bijlage 3 zijn de $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden voor de zware metalen opgenomen.

Voor de *organische microverontreinigingen* zijn geen MTR -waarden specifiek voor grondwater afgeleid. Door de Gezondheidsraad (1996) is voorgesteld, vooruitlopend op de afleiding van $MTR_{\text{grondwater}}$ -waarden hiervoor de MTR 's voor oppervlaktewater te hanteren.

Binnen een Nader Onderzoek van een Verontreinigde Waterbodem zijn echter bij de eenvoudige toetsing meestal alleen gehalten in de vaste fase bekend. Omdat de MTR_{sediment} -waarden voor de *organische microverontreinigingen* afgeleid zijn uit de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ -waarden en evenwichtspartitie- K_{oc} 's, komt toetsing van gehalten in vaste fase (omgerekend naar standaardbodem) aan MTR_{sediment} op hetzelfde neer als toetsing van concentraties in poriewater aan $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$. Dit betekent dat voor de organische microverontreinigingen in plaats van de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ -waarden bij de eenvoudige toetsing de beleidsmatig vastgestelde MTR_{sediment} -waarden¹ (bijlage 5 in CIW, 2000) wordt gebruikt.

Voor *zware metalen* geldt dat de evenwichtinstelling tussen gehalten in de vaste fase en de concentraties in oplossing zo sterk afhankelijk zijn van omgevingsfactoren (zie §3.6.2) dat toetsing van de gehalten in de vaste fase aan het MTR_{sediment} niet als alternatief gebruikt kan worden.

¹ N.B. Bij de vaststelling van deze MTR_{sediment} -waarden is (nog) geen rekening gehouden met humane risico's, maar alleen met ecotoxicologische risico's. In het project Integrale Normstelling Stoffen (VROM etc.) wordt gewerkt aan de afleiding van humane MTR -waarden.

stofkeuze

Stoffen die zich sterk hechten aan de vaste fase in de verontreinigde laag en in het watervoerend pakket kunnen bij de risicobeoordeling buiten beschouwing blijven, omdat deze zich slechts zeer langzaam zullen verspreiden en dus zelden het verspreidingscriterium zullen overschrijden.

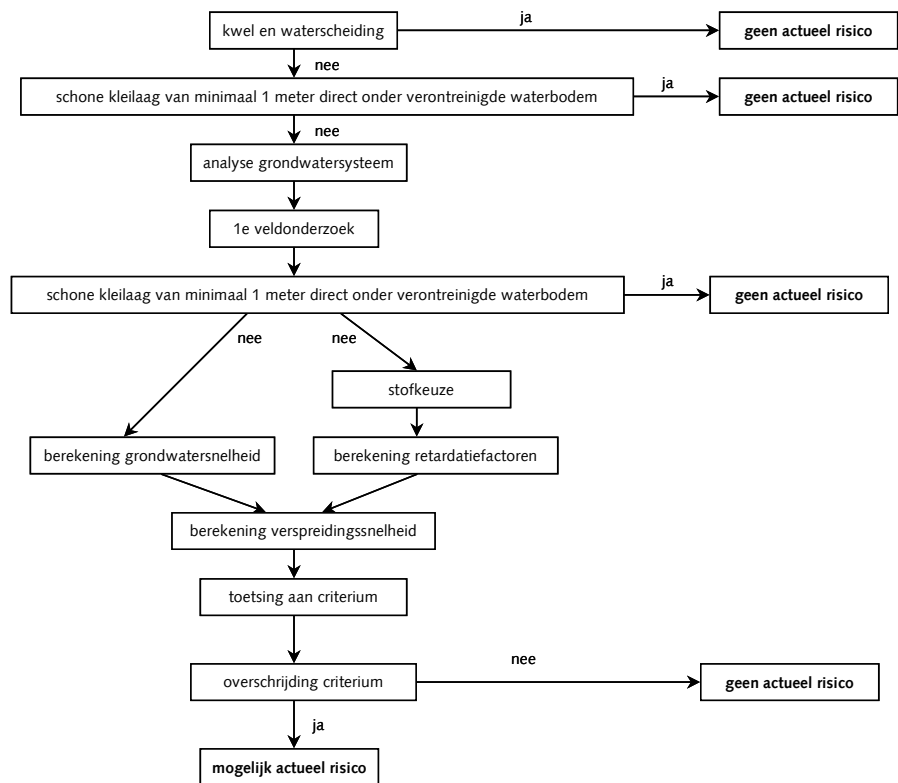
Stoffen met lage sorptie-eigenschappen zullen zich zo weinig aan het sediment hechten dat deze geen waterbodem-gebonden probleem veroorzaken.

Juist in het overgangsgebied tussen de sterk gebonden en de hydrofiele stoffen bevinden zich de stoffen, die actueel risico voor verspreiding naar het grondwater kunnen veroorzaken. In §3.6.1 is verder uitgewerkt welke stoffen potentieel criteriumoverschrijdend zijn. In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van de te beschouwen stoffen.

3 Methodiek eenvoudige toetsing: bepaling mogelijk actueel risico

De eenvoudige toetsing van de actuele risico's wordt uitgevoerd in de gehele onderzoekslocatie, waarbij meestal een verdeling gemaakt wordt in homogene deellocaties of in grids.

In figuur 7 is een overzicht gegeven van de te doorlopen stappen. Het resultaat van de beoordeling is het aangeven van deelgebieden waar sprake is van mogelijk actueel risico van verspreiding via grondwater.



Figuur 7 Eenvoudige toetsing grondwaterverspreidingsrisico

In dit hoofdstuk wordt aangegeven welke informatie dient te worden verzameld ten behoeve van de eenvoudige toetsing van het actuele risico. Daarnaast wordt aangegeven op elke wijze deze verzameld dient te worden.

3.1 Selectie van risicopad grondwater

Kwel, inzijging en diffusie

Zoals in §2.4 is aangegeven heeft bij de vaststelling van het criterium voor actueel risico van verspreiding naar grondwater de diffusiesnelheid een rol gespeeld. Door diffusie alleen zal het criterium van 3 meter in 30 jaar nooit

overschreden worden, zelfs niet voor ongeretardeerde stoffen. Derhalve kan het relatief complexe proces van diffusie bij de inschatting van potentieel en actueel risico van verspreiding naar grondwater buiten beschouwing blijven. In bijlage 1 is hiervan de onderbouwing gegeven.

Indien in een kwelsituatie door diffusie tegen de stroomrichting in het watervoerend pakket wel wordt verontreinigd, en er onder de verontreinigde laag door een horizontale stroming plaatsheeft, kunnen de stoffen met de horizontale stroming mee verspreid worden. Als de horizontale stroomsnelheid groot genoeg is, kan het verspreidingscriterium overschreden worden. In deze gevallen dient daarom onderzocht te worden of er actueel risico van verspreiding via het grondwater bestaat.

Uitsluitend in het geval er altijd kwel optreedt én er sprake is van een (ondiepe) waterscheiding, dus dat het water van beide kanten toestroomt, zal er nooit actueel risico van verspreiding naar het grondwater optreden.

In de beoordelingssystematiek is deze toets dan ook als eerste opgenomen.

3.2 Minimale dikte remmende laag onder verontreinigde waterbodem

Indien de verontreinigde sliblaag overal of in delen op een schone zandige klei- of veenlaag van voldoende dikte ligt, zal dit sterk remmend werken op de verspreiding. De remmende werking wordt veroorzaakt door 2 processen:

- hoge weerstand tegen stroming, waardoor de stroomsnelheid wordt geremd en de stromingsrichting naar beneden is gericht. Na het bereiken van het watervoerend pakket zal de richting horizontaal worden.
- sorptie van de verontreiniging. Afhankelijk van de sorptie-eigenschappen van de laag is de retardatiefactor hoog, en de verspreidingssnelheid laag.

In deze § is aangegeven hoe dik de laag moet zijn om gedurende 30 jaar te fungeren als isolerende laag. De verticale verplaatsing van de verontreiniging heeft de kenmerken van een blokfront. Dit betekent dat als het blokfront het watervoerend pakket bereikt, doorslag van de goed adsorberende laag zal optreden en de verplaatsing in het watervoerende pakket ineens veel sneller zal gaan. De mogelijkheid bestaat dat na het passeren van de klei- of veenlaag het snelheidscriterium wel zal worden overschreden in het watervoerend pakket.

Doorslag van de remmende laag zal binnen 30 jaar niet optreden als de dikte van de remmende laag minimaal een bepaalde dikte heeft. De eerste 30 jaar zal er dan geen sprake zijn van actueel risico van verspreiding via het grondwater.

Bij de berekening van de minimale dikte van de remmende laag is onderscheid gemaakt in verschillende bodemtypen, klei, veen of zandige klei. Het bodemtype van de ondergrond is in het geval van regionale wateren te halen uit de Bodemkaarten van Nederland, geohydrologische atlanten of geologische kaarten.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een relatief mobiele stof als naftaleen. De bodem heeft een organisch-koolstofgehalte van 0,5%. Deze aanname is niet erg worst case. In voorkomende gevallen kan het organisch-koolstofgehalte lager zijn, waardoor de verontreiniging minder wordt geadsorbeerd en daarmee sneller door de weerstandbiedende laag heen wordt getransporteerd.

De laagdiktes zijn berekend bij 2 stijghoogteverschillen. Een stijghoogteverschil van 2 m is erg groot, maar komt wel voor in Nederland. Dit stijghoogteverschil

zorgt voor een relatief hoge verticale stroomsnelheid. Door onregelmatigheden in de laagdikte, waardoor kansen op kortsluitstroming ontstaan, wordt een extra veiligheidsmarge gehanteerd.

In tabel 4 is het resultaat van de berekening van de dikte van de remmende laag aangegeven. Desgewenst kan per situatie en per stof de berekening opnieuw gemaakt worden, volgens de methode gegeven in §3.8.1.

Tabel 4 Berekende minimale dikte van de remmende laag [m] en de hierbij gehanteerde verticale doorlatendheden [m/dag].

Bodemtype	k_v [m/dag]	dikte [m]	aanbevolen dikte [m]	dikte [m]	aanbevolen dikte [m]
		bij $\Delta h=1m$	bij $\Delta h=1m$	bij $\Delta h=2m$	bij $\Delta h=2m$
klei	0,001	1,0	> 2m	1,4	> 2m
veen	0,005	0,43	> 1m	0,6	> 1m
zandige klei	0,01	3,1	> 4m	4,4	> 5m

Indien geen gegevens bekend zijn over de overgang van de onderkant van de waterbodemerontreiniging (gevalsafbakening) en de (nog) niet verontreinigde ondergrond moet worden aangenomen dat de verontreinigde laag direct op het 1^e watervoerend pakket ligt (*worst case benadering*). In dat geval dient doorgedaan te worden met de volgende stap in de risicobeoordeling (fig. 7).

3.3 Grondwatersysteemanalyse

Indien er geen aanwijzingen zijn voor de aanwezigheid van een remmende laag van voldoende dikte, wordt voor het inschatten van het mogelijk actueel risico van verspreiding van stoffen vanuit de waterbodemerontreiniging allereerst een 3-dimensionale schets van het hydrologisch systeem gemaakt. Hiertoe dient de volgende informatie te worden verzameld:

Inventarisatie hydrologische gegevens

- aanwezigheid en ligging van een eventuele waterscheiding. Er is sprake van een waterscheiding als de stroomrichting vanuit het geïnfiltreerde oppervlaktewater verdeeld is in 2 richtingen.
- inhomogeniteiten in de bodemopbouw, zoals geulen, leemlenzen etc.
- oppervlaktewaterpeil en fluctuaties daarin (bv. getijden, rivierwaterstanden, zomer- en winterpeilen in polders)
- stijghoogten en stijghoogtegradiënten
- dikte van de verontreinigde laag
- verbreiding, dikte en samenstelling van een eventuele schone slechtdoorlatende laag direct onder de verontreinigde laag
- dikte en samenstelling (fijn zand, grof zand, grind) watervoerend pakket
- eventuele aanwezigheid slecht doorlatende laag in watervoerend pakket en dikte, verbreiding en continuïteit daarvan

Inzijing van oppervlaktewater door de verontreinigde waterbodemerontreiniging heen is in de meeste gevallen de belangrijkste oorzaak van verontreiniging van stoffen via het grondwater. Het door de verontreinigde waterbodemerontreiniging infiltrerende water stroomt verticaal het 1^e watervoerend pakket in, waar het direct zal afbuigen in horizontale richting, in de richting van een lagere grondwaterstand. De verspreidingssnelheid in het watervoerend pakket is meestal veel groter dan in

de verontreinigde sliblaag omdat de grondwatersnelheid in het watervoerend pakket veel groter is dan de infiltratiesnelheid. In figuur 8 is een mogelijke situatie geschetst.

Bij de schematisatie van de verspreidingssituatie wordt, zoals in §2.2 reeds is vermeld, onderscheid gemaakt in drie verschillende situaties.

1. verontreinigde sliblaag ligt direct op een schone zandlaag met grotere doorlatendheid
2. verontreinigde sliblaag op schone kleilaag met vergelijkbare doorlatendheid
3. verontreinigde zandige laag ligt op een schone zandige laag met vergelijkbare doorlatendheid

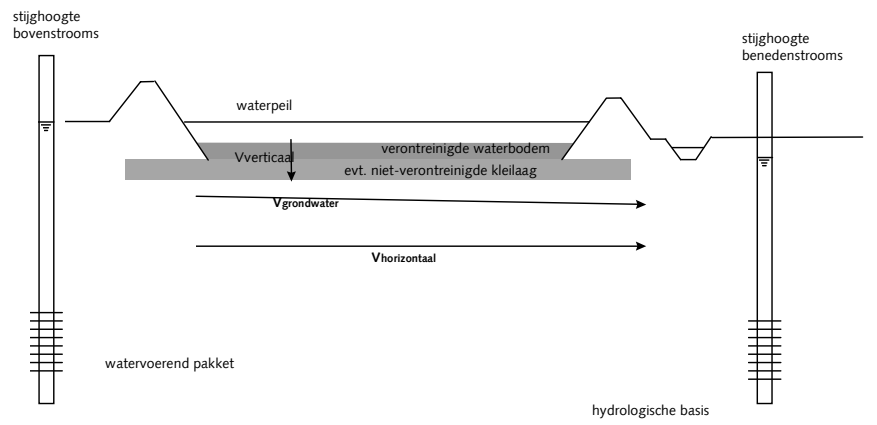


Fig. 8 Oppervlaktewater/grondwatersysteem zonder waterscheiding

In situatie 1 hoeft geen rekening gehouden te worden met retardatie in de verontreinigde sliblaag zelf, omdat de concentraties in het poriewater in evenwicht zijn met de gehalten in het verontreinigde sediment. Het evenwicht is altijd ingesteld, omdat de (verticale) stroomsnelheid door de sliblaag heen lager is dan de snelheid waarmee het evenwicht van de snelle fractie zich instelt (enkele minuten). Het verontreinigde relatief slechtdoorlatende slibpakket ligt direct op een schoon goeddoorlatend zandpakket. Het poriewater verplaatst zich in verticale richting met een snelheid gelijk aan de infiltratiesnelheid. Vervolgens zullen de verontreinigingen in horizontale richting met het grondwater mee getransporteerd worden, waarbij retardatie in het zandpakket optreedt.

In situatie 2 treedt er wel retardatie op in de laag direct onder de verontreinigde (slib)laag. Indien dit eveneens een slechtdoorlatend pakket betreft (situatie 2), wordt, zoals in §3.2 is beschreven, getoetst of de laagdikte voldoende is om gedurende 30 jaar als adsorberende laag te fungeren. Ook kan worden berekend na hoeveel jaar doorslag van deze laag optreedt. Na doorslag kan het verspreidingscriterium wel worden overschreden.

Situatie 3 onderscheidt zich van situatie 2 door het ontbreken van een relatief slechtdoorlatende deklaag. De infiltratiesnelheid zal hierdoor groot zijn en de retardatiefactor klein, waardoor de verspreidingssnelheid groot zal zijn.

In de eenvoudige toetsing wordt de bodemopbouw m.b.v. geologische en geohydrologische kaarten geschematiseerd. Indien in de literatuur en nationale (REGIS van NITG-TNO) en regionale databanken (bij provincies en

adviesbureaus) niet voldoende informatie beschikbaar is voor de analyse van het grondwatersysteem, zal in een 1^e veldonderzoek (§3.5) specifiek onderzoek naar de verwachte ligging en richting van de stroombanen gedaan moeten worden. Hierbij is het vooral van belang om de continuïteit van slechtdoorlatende pakketten (zie §3.2) te onderzoeken.

Bij de berekeningen wordt ervan uitgegaan dat de verontreinigde waterbodem binnen de tijdsspanne van 30 jaar een oneindige bron is.

Inventarisatie chemische gegevens

Voor een 3D-analyse van de mogelijke verspreiding van microverontreinigingen uit de waterbodem dient ook zoveel mogelijk informatie ingewonnen te worden over de verontreinigingssituatie. De voor de eenvoudige toetsing belangrijkste chemische parameters zijn:

- gehalten van stoffen in de meest verontreinigde laag
- verticale afbakening van de verontreiniging
- OC-gehalte in verontreinigde laag
- OC-gehalte in watervoerend pakket

De DOC-concentraties, pH en redoxcondities zijn voor het stofgedrag eveneens van groot belang. Hiervoor worden echter in de eenvoudige toetsing aannamen gedaan. Het is natuurlijk altijd mogelijk hiernaar reeds in deze fase van het onderzoek specifiek veldonderzoek te doen.

3.4 Verdeling in deellocaties

Alleen in het geval dat het oppervlak van de verontreinigde waterbodem relatief klein is ten opzichte van de geohydrologische grondwaterstromingspatronen, kunnen de berekeningen van de verspreidingsnelheid 2-dimensionaal worden uitgevoerd. De verontreinigingssituatie wordt dan beschouwd in een verticaal vlak in de richting van de grondwaterstroming. De berekening van de advectieve stroming in verticale (door de verontreinigde waterbodem heen) en horizontale richting kan dan 1-dimensionaal worden uitgevoerd. In fig. 9 is als voorbeeld een haven met 100 m verderop een lager gelegen watersysteem gegeven.

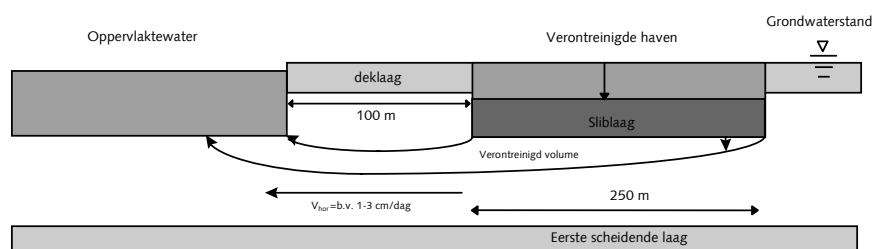


Fig. 9 Voorbeeld van 2-dimensionale schematisatie.

In (grote) watersystemen waarbij de variatie in de dikte van de deklaag, waterbodemkwaliteit en/of de geohydrologische omstandigheden relatief groot is, kan alleen zinvol een 3-dimensionale situatie worden beschouwd. In dat geval wordt aanbevolen het geval in homogene deellocaties te verdelen. Hiertoe wordt de veldinformatie per hydrologische eenheid of per vak in een Geografisch Informatie Systeem (met gridcellen) verwerkt. De berekeningen van infiltratiesnelheid, snelheid in watervoerend pakket en de verspreidingsnelheid kunnen vervolgens per gridcel gemakkelijk berekend

worden. Informatie die niet per gridcel aanwezig is, kan in veel gevallen geïnterpoleerd worden.

Een voorbeeld van een studie waarin deze werkwijze is gehanteerd is de studie verricht in het kader van het Nader Onderzoek van de verontreinigde waterbodems van het Haringvliet. In de rapportage hiervan is een gedetailleerde beschrijving opgenomen van de GIS-toepassing (Schmidt *et al.*, 2000).

Als vuistregel voor het onderscheid tussen een groot en een klein watersysteem wordt een breedte van het oppervlaktewater of verontreinigde waterbodems van 100 m gehanteerd. De noodzaak tot opsplitsing in deellocaties is sterk afhankelijk van de locatiespecifieke situatie.

3.5 1^e veldonderzoek

De noodzaak tot het uitvoeren van een 1^e veldonderzoek is afhankelijk van de leemten in kennis geconstateerd tijdens de grondwatersysteemanalyse. Bij de beslissing tot het uitvoeren van een veldonderzoek dient een afweging van de kosten ten opzichte van de baten betrokken te worden. Het doel van de eenvoudige toetsing is met behulp van *worst case* aannames de verspreidingssnelheid in te schatten, zodat de gebiedsdelen waar evident geen overschrijding van het criterium optreedt, worden aangegeven. In sommige gevallen is het mogelijk met relatief weinig veldonderzoek aan te geven dat geen actueel risico aanwezig is.

Het doel van een 1^e veldonderzoek is:

- het opvullen van leemten in kennis geconstateerd in het vooronderzoek om tot een voldoende betrouwbare schematisatie van het hydrologisch systeem te kunnen komen.
- het zo nodig aanvullen van de dataset van stofgehalten. Hierbij kunnen b.v. problemen in het stofgehalte door een relatief hoge detectiegrens ten opzichte van de normen verholpen worden.

Het 1^e veldonderzoek binnen het Nader Onderzoek zal zoveel mogelijk worden gecombineerd met veldonderzoek uit te voeren voor de andere risicopaden (van Elswijk, 2000).

3.6 Stofkeuze

In het verspreidingscriterium is de mate van verontreiniging waarboven de verspreidingssnelheid berekend moet worden, gesteld op de $MTR_{\text{grondwater}}$ voor zware metalen en voor $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ voor organische microverontreinigingen in het poriewater.

Omdat bij de eenvoudige toetsing vrijwel nooit concentraties in het poriewater bekend zijn, wordt deze grens bij het bepalen van het mogelijk actueel risico voor organische microverontreinigingen vervangen door de MTR_{sediment} in de vaste fase. Voor de organische microverontreinigingen geven beide hetzelfde risiconiveau aan indien de evenwichtinstelling tussen de vaste fase en het poriewater zich gedraagt volgens evenwichtspartitie. Door het meestal niet beschikbaar zijn van gegevens over de grootte van de fracties snel- en traagdesorberend (zie §4.3.2) wordt bij de eenvoudige toetsing aangenomen dat alle microverontreinigingen snel desorbeerbaar zijn. De effecten van lange contacttijd tussen waterbodems en verontreiniging op de evenwichtsverdeling wordt dus niet meegenomen.

Voor zware metalen geldt dat de evenwichtsinstelling tussen gehalten in de vaste fase en de concentraties in oplossing zo sterk afhankelijk zijn van omgevingsfactoren (zie §3.6.2) dat toetsing van de gehalten in de vaste fase aan het MTR_{sediment} niet als alternatief gebruikt kan worden. Als hierbij een K_d gebaseerd op gemiddelde waarnemingen gebruikt zou worden, is de kans op vals-negatieven bij de stap 'eenvoudige toetsing' binnen de risicobeoordeling te groot. Daarom worden reeds bij de eenvoudige toetsing enkele veldmetingen uitgevoerd, waarbij de concentraties van zware metalen in het poriewater worden ingeschat door het meten van de concentraties na een zwakke extractie met CaCl_2 (zie verder §3.6.2). Aan de hand van de resultaten van deze veldmetingen wordt bepaald of een risicobeoordeling van de individuele zware metalen moet worden uitgevoerd.

Indien bij de eenvoudige toetsing niet overal gehalten in de verontreinigde waterbodem bekend zijn, wordt op basis van uit het vooronderzoek en eventueel 1^e veldonderzoek beschikbare gegevens een *worst case* inschatting van de mate van verontreiniging gemaakt. Dit houdt in dat aangenomen wordt dat alle verdachte stoffen boven de MTR voorkomen. Indien geen of weinig gegevens over het organisch-stofgehalte van het verontreinigd sediment beschikbaar zijn, dient deze voor een *worst case* benadering laag te worden ingeschat (0,5% voor waterbodem/slib).

Alleen stoffen die bij hoge grondwaterstromsnelheid een dusdanig hoge verspreidingssnelheid kunnen bereiken, dat het criterium wordt overschreden, hoeven te worden beschouwd bij het risicopad verspreiding via grondwater. Welke stoffen dit zijn, wordt hieronder bepaald.

3.6.1 Potentieel criterium-overschrijdende organische stoffen

In de eenvoudige toetsing (bepaling van mogelijk actueel risico) hebben de meest mobiele van de waterbodembonden stoffen de grootste kans op het overschrijden van het verspreidingscriterium. Welke stoffen dit zijn, wordt hier afgeleid.

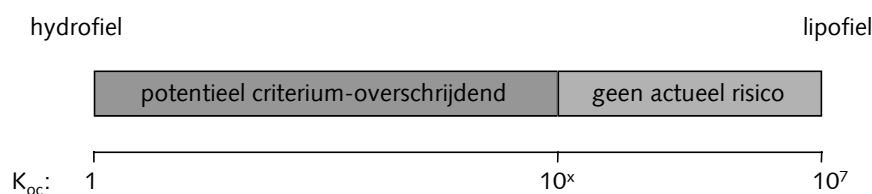


Fig 10 Potentieel criterium-overschrijdende stoffen

Potentieel criterium-overschrijdende stoffen zijn die stoffen die onder *worst case* omstandigheden het verspreidingscriterium van 3 meter in 30 jaar overschrijden. Als *worst case* parameters is uitgegaan van een minimaal OC-gehalte van het watervoerend pakket van 0.01% (zie §4.3.8) en van minimale K_{oc} -waarden, gelijk aan de korte-termijn evenwichtspartitiewaarden, zoals gegeven in bijlage 5 (Van Steenwijk *et al.*, 1999).

Voor de berekening van de stofverspreidingssnelheid is uitgegaan van drie mogelijke grondwaterstroomsnelheden: kleiner dan 1 meter per jaar, tussen 1 en 10 meter per jaar, en groter dan 10 meter per jaar.

Bij deze stofselectie dient de stroomsnelheid van het grondwater ruwweg bekend te zijn voor de grove berekening van de verspreidingssnelheid. Is deze onbekend dan dient uitgegaan te worden van de hoogste stroomsnelheden uit de tabel (groter dan 10 meter per jaar). Voor deze laatste categorie is een stroomsnelheid van 50 meter per jaar gehanteerd. Dat is de hoogste snelheid (in het watervoerend pakket) die überhaupt in Nederland voor kan komen. In bijlage 2 zijn de resultaten van de berekeningen weergegeven voor veel verschillende stoffen, dat wil zeggen dat bij 3 grondwatersnelheidscategorieën aangegeven is welke stoffen in beschouwing genomen dienen te worden. Alleen van deze stoffen is het meten van gehalten in de verontreinigde waterbodem nodig om vast te kunnen stellen welke stoffen eventueel actueel risico voor verspreiding naar grondwater op kunnen leveren.

3.6.2 Poriewaterconcentraties van zware metalen in verontreinigde waterbodem

In deze § worden allereerst de factoren en processen beschreven die de verdeling van de zware metalen over de vaste fase en de waterfase bepalen. Bij de eenvoudige toetsing van het mogelijk actueel risico geldt dat de verspreidingssnelheid dient te worden bepaald van die zware metalen waarvan de concentraties in het poriewater boven de $MTR_{\text{grondwater}}$ liggen. Door de verschillende mogelijke bindingsvormen van de zware metalen is niet een universele verdelingscoëfficiënt tussen het gehalte in de vaste fase en de concentratie in oplossing te geven. Hierdoor is het niet mogelijk uit de, meestal als enige parameter beschikbare, informatie over totaalgehalten in de vaste fase poriewaterconcentraties te berekenen. Daarom worden de concentraties bepaald door middel van zwakke extractie van de vaste fase. In deze § wordt aangegeven welke methode hiervoor wordt gebruikt.

speciatie

De speciatie (vorm waarin de metalen aanwezig zijn) van zware metalen en de verdeling over de vaste en de vloeibare fase in waterbodems wordt voornamelijk bepaald door pH, redoxcondities, ionsterkte, de aanwezigheid van sorptieve fasen, en de beschikbaarheid van complexerende opgeloste stoffen, m.n. organisch stof en chloride, in het poriewater. Tot de sorptieve fasen behoren onder andere kleimineralen, (hydr)oxiden van mangaan, ijzer en aluminium, hydroxysilicaten, calciumcarbonaat en organisch stof. De complexerende opgeloste stoffen kunnen zowel van organische oorsprong zijn, zoals fulvine- en humuszuren, als een anorganisch karakter hebben (o.a. chloride, sulfide, fosfaat, etc.).

arseen

Het metalloïd arseen komt in aëroob milieu voor als arsenaat (As(V)) en in anaëroob milieu voor als arseniet (As(III)). Deze vormen hebben volledig andere sorptie-gereguleerde eigenschappen dan de zware metalen. Arsenaat gedraagt zich vergelijkbaar met fosfaat. Het sorbeert grotendeels aan organische stof en in mindere mate aan ijzer-, aluminium- en mangaanoxiden. Arseniet vormt geen neerslag met sulfides, waardoor het mobieler kan zijn dan de zware metalen in anaëroob milieu. Hierdoor veroorzaakt arseen juist in anaëroob milieu een risico van verspreiding via het grondwater. Naast de verspreiding van zware metalen, wordt daarom apart aandacht geschonken aan de verspreiding van arseen.

pH

De pH-H₂O van de waterbodems is van grote invloed op de evenwichtinstelling. Hoe lager de pH, hoe hoger het oplosbaarheidsproduct van metaalcomplexen, waardoor metaalconcentraties in oplossing toenemen. Indien de pH sterk gebufferd is door een hoog kalkgehalte, zoals dat in de diepere lagen van de verontreinigde waterbodems in het Benedenrivierengebied het geval is, blijft de pH altijd boven de 6,5. Eventuele verzurende processen ten gevolge van optredende redoxreacties, hebben dan geen invloed op de mobiliteit van de zware metalen.

afbraak van organisch stof

Afbraak van organisch stof is een belangrijk proces dat de speciatie van zware metalen in waterbodems reguleert. Afbraak van organisch stof veroorzaakt een sequentie van redox-reacties, nl. zuurstofreductie, denitrificatie, Mn(IV)-reductie, Fe(III)-reductie, sulfaatreductie, fermentatie en methanogenese. Micro-organismen spelen hierbij een belangrijke rol. Ten gevolge van de relatief grote aanvoer van vers organisch materiaal zijn de meeste zoetwatersedimenten op een oxische toplaag van enkele mm's na anoxisch danwel anaëroob. In de diepere lagen van de verontreinigde waterbodems kan de gehele sequentie van redoxreacties doorlopen zijn, waardoor er zeer lage redoxpotentialen heersen (methanogenese) (Stuyfzand, 1999). Bij de afbraak van particulier organisch stof (POC) worden kleinere opgeloste organische stoffen (DOC) gevormd, die op hun beurt complexen kunnen aangaan met zware metalen. Dit kan resulteren in aanzienlijke concentraties van zware metalen in oplossing.

sulfidevastlegging

De meest efficiënte vastlegging van zware metalen in waterbodems vindt plaats door neerslag met sulfiden die worden gevormd als gevolg van sulfaatreductie. Uit onderzoek van Buykx et al. (2000) en Vink (1999) zijn echter belangrijke aanwijzingen gekomen dat vastlegging met sulfiden (sulfideneerslag) in veel gevallen slechts een ondergeschikte rol speelt bij de speciatie, omdat niet altijd voldoende sulfaat aanwezig is om alle metalen (incl. Fe) kwantitatief te precipiteren. Een voorbeeld is dat in het Benedenrivierengebied naar schatting slechts 10-50% sulfidisch gebonden is.

ijzer- en mangaan(hydr)oxiden

Een belangrijke bindingsplaats voor zware metalen wordt gevormd door de ijzer- en mangaan(hydr)oxiden in de (anaërobe) bodem. Doordat beide vormen complexen met zware metalen aangaan, vindt vastlegging van zware metalen plaats.

verdelingscoëfficiënt K_d

De verdeling tussen de vaste fase en de waterfase wordt beschreven met de partiticoëfficiënt K_d [l/kg].

$$K_d = C_s / C_w$$

waarin:

C_s = gehalte in de vaste fase [mg/kg_{ds} of µg/kg_{ds}]

C_w = totaal-concentratie in poriewater [mg/l of µg/l]

Bepaling van concentraties in poriewater met zwakke extractie

In de meeste laboratoria is ongestoorde monsternamen van poriewater uit bodemkernen niet operationeel. Het belangrijkste probleem hierbij is dat de redoxcondities volledig onveranderd dienen te blijven, omdat een verandering

direct gevolg heeft voor de speciatie van de metalen. Mede hierdoor vertoont een directe meting vaak een grote spreiding in de resultaten. In plaats daarvan wordt door Novozamsky *et al.* (1992) en Houba *et al.* (1996) voorgesteld een 'zwakke extractie' van de vaste (incl. vloeibare) fase uit te voeren met CaCl_2 aanbevolen. De methode is eveneens beschreven door Vink *et al.* (1999). Bij deze methode wordt de fractie aan zware metalen in oplossing en mogelijk zeer zwak gebonden aan de vaste fase, geëxtraheerd. Het extract inclusief de oorspronkelijke waterfase is vervolgens nauwkeuriger te analyseren (minder spreiding) dan bij anaërobe isolatie van poriewater. De reproduceerbaarheid van de meting is hoog, vanwege het feit dat het extractiemiddel ongebufferd is en daardoor de pH van het sediment aanneemt. Dit in tegenstelling tot totaal-destructies (b.v. koningswater), waarbij de pH wordt opgelegd door het extractiemiddel en dus niet de sediment-specifieke beschikbaarheid representeert. De concentraties in het extract worden beschouwd als de concentraties in het poriewater die zich instellen door desorptie bij blootstelling aan niet-verontreinigd water. Bij de eenvoudige toetsing wordt de extractie onder aërobe condities uitgevoerd, omdat hierbij concentraties verkregen worden die potentieel in het poriewater of grondwater kunnen voorkomen (worst case). Indien de concentratie van een zwaar metaal in het CaCl_2 -extract het $\text{MTR}_{\text{grondwater}}$ (bijlage 3) overschrijdt, dient de verspreidingsnelheid van die stof berekend te worden.

Indien van hetzelfde monster tevens het totaalgehalte wordt bepaald, kan een veld- K_d worden bepaald m.b.v. bovengenoemde vergelijking.

3.6.3 Dichtheid van bemonstering

Eerste inschatting bodemkwaliteit op totaalgehaltenes

Indien geen voorkennis en/of bestaande kwaliteitsanalyses aanwezig zijn volgt een beperkte gebiedsdekkende bemonstering van de vermeende totale verontreinigde bodemlaag (vaak sliblaag) volgens een regelmatig boorpatroon. De afstand tussen de boorpunten is afhankelijk van de totale grootte van het onderzoeksgebied.

Vervolgens wordt een grove indeling gemaakt in 3 zones: niet of licht verontreinigd, matig verontreinigd, sterk verontreinigd. (criteria hiervoor nog nader te bepalen).

- Per zone wordt een nieuw boorschema opgesteld, waarvan de dichtheid afhankelijk is van de verwachte verontreiniging (zone 'sterk verontreinigd' krijgt de grootste boorintensiteit). De dichtheid is eveneens afhankelijk van de grootte van het onderzoeksgebied. Door een zone-gewijze aanpak van de analyses worden besparingen op de analysekosten geïntroduceerd. (criteria voor de dichtheden nog nader te bepalen. Ter indicatie; bij de Interimrichtlijn Bodemkwaliteitskaarten voor de droge bodem* worden 20 boringen per zone aangehouden (Ministerie van VROM, Den Haag, juni 1999)

Betrouwbaarder beeld van de verspreiding van de verontreinigingen in de bovenlaag binnen de zones. Per zone wordt de 95-percentielwaarde van de verdeling van de steekproef bepaald (d.i. de kans dat hoge waarden kunnen worden aangetroffen. 'hoog' wil zeggen de hoogst aangetroffen waarden in de zone) De betrouwbaarheid van die 95%-waarde is afhankelijk van de steekproefgrootte. Deze 95-percentielwaarde wordt vergeleken met de MTR-

grondwater. Ligt de 95-percentiel erboven dan wordt de zone aangemerkt als zone met mogelijk actueel risico

3.7 Berekening grondwatersnelheid

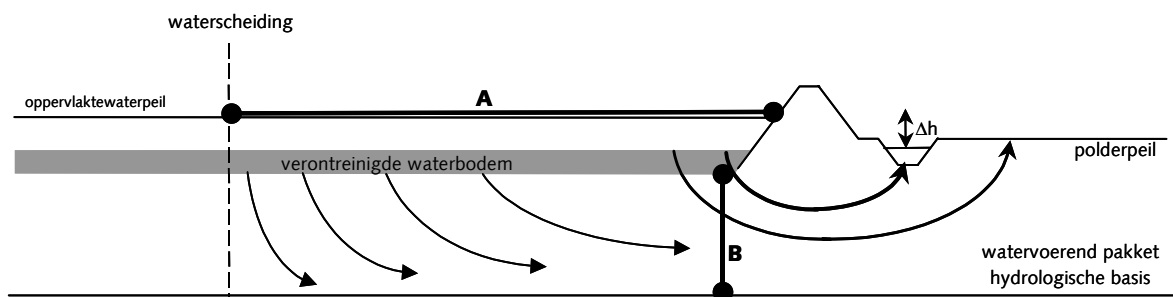
In het geval de verontreinigde laag direct op het watervoerend pakket ligt, hangt de snelheid waarmee stoffen uit de verontreinigde laag in het watervoerend pakket komen, rechtevenredig af van de infiltratiesnelheid door de deklaag. Omdat de weerstand over deze deklaag groter is dan in het watervoerend pakket zal infiltratie voornamelijk in verticale richting plaatsvinden. De hoogste snelheid waarmee stoffen worden verspreid/verplaatst zal echter in het watervoerend pakket optreden en wel in horizontale richting.

Indien onder de verontreinigde sliblaag een niet-verontreinigde laag aanwezig is die tot de deklaag gerekend dient te worden, zal eerst verspreiding in verticale richting plaatsvinden met een snelheid die bepaald wordt door de dikte en sorberende eigenschappen van deze niet-verontreinigde laag. Als het sorberend vermogen groot genoeg is, fungeert deze als remmende of bufferende laag voor verspreiding. In het beoordelingstraject is deze toets dan ook reeds aan het begin (§3.2) opgenomen. In §3.8.1 wordt weergegeven hoe deze is berekend.

In §3.7.1 wordt aangegeven hoe de infiltratiesnelheid door de deklaag wordt berekend. In §3.7.2 wordt beschreven hoe de grondwatersnelheid in het watervoerend pakket wordt berekend in een situatie met waterscheiding en in een situatie zonder waterscheiding. Deze situaties verschillen in lichte mate in de berekeningswijze.

Indien de verticale snelheid meer dan een factor 10 kleiner is dan de horizontale snelheid zal de resulterende grondwatersnelheid slechts minder dan 1% verschillen van de horizontale snelheid. Daarom wordt gesteld dat als deze verhouding ≥ 10 , wat in de meeste gevallen zo is, de verticale watersnelheid verder wordt verwaarloosd en alleen de horizontale watersnelheid wordt bepaald.

Als in het geval van een waterscheiding er geen zandige goeddoorlatende vooroever aanwezig is, kan een snelle inschatting van de verhouding tussen de horizontale en verticale snelheid gemaakt worden door de afstand tussen de waterscheiding en de oeverlijn A te delen door de dikte van het totale watervoerend pakket B tot aan de hydrologische basis. In figuur 11 is dit schematisch weergegeven.



Figuur 11 Schematische weergave van de snelle berekening van de verhouding tussen de horizontale en verticale grondwatersnelheden.

Indien bekend is dat er wel een schone vooroever aanwezig is, dient hier specifiek rekening mee te worden gehouden (zie §4.2.2). Bij de eenvoudige toetsing is dit soort informatie meestal (nog) niet in voldoende detail beschikbaar.

Als de horizontale snelheid in de bovenste lagen van het watervoerend pakket minder dan tienmaal groter is dan de infiltratiesnelheid dan wordt de resulterende grondwatersnelheid berekend uit de afzonderlijk berekende snelheden door deze als vectoren op te tellen (Stelling van Pythagoras).

3.7.1 Bepaling infiltratiesnelheid V_v

De verticale snelheid van het water tussen de bodemdeeltjes wordt benaderd met:

$$V_v = \Delta h * k_v * 365 / (\theta_w * D_{\text{deklaag}})$$

waarin:

V_v = verticale snelheid water [m/jaar]

Δh = stijghoogteverschil over de sliblaag [m]

k_v = verticale doorlatendheid [m/dag]

θ_w = effectieve porositeit voor waterstroming [-]

D_{deklaag} = dikte deklaag [m]

D_{deklaag}

De deklaag wordt gevormd door de totale laag afgezet op het 1^e watervoerend pakket. Deze bestaat uit de verontreinigde sliblaag en de al dan niet aanwezige slechtdoorlatende laag daaronder bovenop het 1^e watervoerend pakket. Bij de eenvoudige toetsing worden het heersende potentiaalverschil over de verontreinigde waterbodem Δh , de verticale doorlatendheid k_v en de effectieve porositeit θ_w gelijk gehouden. In grote watersystemen (>100m breed) wordt de variatie in dikte van de sliblaag meegenomen, omdat deze het meest de infiltratiesnelheid bepaalt. In kleine watersystemen wordt hiervoor één dikte gehanteerd.

θ_w

In de formule is sprake van θ_w voor de effectieve porositeit voor waterstroming. Er wordt onderscheid gemaakt tussen θ_w en de porositeit berekend uit metingen van de volumieke massa (θ), omdat uit onderzoek is gebleken dat door de aanwezigheid van relatief veel doodlopende poriën en in het veld de effectieve veldporositeit θ_w veel kleiner kan zijn dan blijkt uit directe metingen van θ (zie verder §4.3.5)

Voor de effectieve porositeit voor grondwaterstroming door een sliblaag heen, wordt $\theta_w = 0,3$ ingevuld (Lange, 2001). Dit is een lage schatting, waardoor de watersnelheid relatief hoog zal worden en hiermee een *worst case* situatie wordt beschouwd.

Δh

Het potentiaalverschil over de deklaag wordt bepaald door het verschil tussen het gemiddelde waterpeil en de stijghoogte in het (eerste) watervoerend pakket.

k_v [m/dag]

De verticale doorlatendheid hangt af van het bodemtype. In tabel 2 zijn k_v -waarden voor verschillende bodemtypen gegeven, overgenomen uit Verruijt (1970).

Tabel 2 Verticale doorlatendheden per bodemtype Verruijt (1970).

bodemtype	range [m/s]	worst case k_v [m/dag]
klei	$<10^{-9}$	10^{-4}
zandige klei	$10^{-9} - 10^{-8}$	10^{-3}
veen	$10^{-9} - 10^{-7}$	10^{-2}
silt	$10^{-8} - 10^{-7}$	10^{-2}

Bij een *worst case* inschatting van de verticale doorlatendheid k_v van de sliblaag/deklaag wordt een maximale waarde genomen van 0,05 m/dag. Door deze relatief hoge waarde zal de infiltratiesnelheid hoog worden en de kans op actueel risico groter. Deze waarde is afkomstig uit metingen uitgevoerd in het Haringvliet en Hollandsch Diep (GeoDelft, 1999a en 1999b).

3.7.2 Bepaling horizontale watersnelheid V_h

Zoals reeds eerder is gezegd, is het voor de berekeningswijze van de horizontale snelheden in het watervoerend pakket van belang of het oppervlaktewatersysteem een waterscheiding vormt of niet. Er is sprake van een waterscheiding als het infiltrerende (of opkwellende) water 2 kanten opstroomt (of vanuit 2 kanten wordt aangevoerd).

De horizontale watersnelheid wordt in beide gevallen met de volgende formule berekend, waarin echter Δh en L op een verschillende manier worden ingevuld.

$$V_h = 365 * k_h * \Delta h / (L * \theta_w)$$

waarin:

V_h = horizontale snelheid water [m/jaar]

k_h = horizontale doorlatendheid 1^e wvp [m/dag]

θ_w = effectieve porositeit voor grondwaterstroming [-]

Δh = stijghoogteverschil [m]

L = afstand tussen de stijghoogtebepalingen [m]

Voor de *worst case* berekening van de horizontale grondwatersnelheid worden in de formule voor alle verschillende variabelen veilige waarden ingevuld, waardoor een maximale maar nog wel reële grondwatersnelheid wordt verkregen.

k_h

De horizontale doorlatendheid hangt af van het bodemtype. In tabel 3 zijn k_h -waarden voor verschillende bodemtypen gegeven, overgenomen uit Verruyt (1970).

Tabel 3 Horizontale doorlatendheid (van het watervoerend pakket) afhankelijk van het bodemtype uit Verruyt (1970)

bodemtype	range [m/s]	worst case k_h [m/dag]
zeer fijn zand	$10^{-6} - 10^{-5}$	1
fijn zand	$10^{-5} - 10^{-4}$	10
grof zand	$10^{-4} - 10^{-3}$	100
zand met grind	$10^{-3} - 10^{-2}$	1000
grind	$>10^{-2}$	>1000

θ_w

θ_w is de effectieve horizontale porositeit voor grondwaterstroming. Bij de berekening ten behoeve van de eenvoudige toetsing wordt als worst case de θ_w voor fijnzandige lagen ($\theta_w = 0,15$) ingevuld (De Lange, 2001). Deze is aan de lage kant, waardoor de stroomsnelheid relatief hoog wordt.

Δh en L

geen waterscheiding

Indien het watersysteem geen waterscheiding bevat, zal de stroomsnelheid in het watervoerend pakket worden bepaald door de stijghoogteverschillen aan weerszijden van het oppervlaktewatersysteem (fig. 3). De horizontale watersnelheid in het 1^e watervoerend pakket zal vrijwel altijd meer dan tienmaal groter zijn dan de infiltratiesnelheid, waardoor deze laatste verwaarloosd kan worden.

Het stijghoogteverschil en bijbehorende afstand wordt aan weerszijden van de locatie in de stroomrichting van het grondwater bepaald met behulp van regionale atlanten, geohydrologische kaarten of regionale grondwatermodellen, indien deze beschikbaar zijn. De stijghoogten worden op 2 punten afgelezen in de richting van de stroming, langs een lijn loodrecht op de isohypsen. Ook wordt de afstand [m] tussen deze punten (L) bepaald.

wel waterscheiding

In het geval dat het watersysteem zelf de waterscheiding vormt (fig. 2), zal er geen additionele aanvoer van horizontaal stromend water zijn. Voorbeelden van watersystemen met waterscheiding zijn het Benedenrivierengebied en sommige boezemwateren.

De horizontale watersnelheid hangt sterk af van de afstand tot de waterscheiding, waar deze zo goed als nul is, en de afstand tot de dijk, waar deze maximaal is (zie fig. 5). De maximale watersnelheid (=bovenin de bovenste zandige laag onder de dijk) wordt berekend met de volgende definities van Δh en L :

Δh = verschil tussen polderpeil en oppervlaktewaterpeil [m]

L = afstand = breedte van de dijkvoet [m]

Vervolgens wordt de horizontale stroomsnelheid in het watervoerend pakket gebiedsdekkend gemaakt door interpolatie naar de waterscheiding toe, waar deze op een vaste lage waarde wordt gesteld. Ter hoogte van de waterscheiding wordt de horizontale watersnelheid niet op 0 maar op op 0,1 m/jaar gesteld, omdat zonder nadere studie de exacte ligging van de

waterscheiding niet bekend is en omdat een *worst case* benadering wordt gevolgd.

Indien gegevens digitaal beschikbaar zijn wordt geadviseerd voor de berekeningen een GIS of een grondwatermodel te gebruiken. Een voorbeeld van een casestudy waar de methode met GIS is toegepast, is het Nader Onderzoek Haringvliet (Schmidt, et al., 2001).

3.8 Berekening verspreidingsnelheid verontreinigende stoffen

De verspreidingsnelheid van de verschillende stoffen wordt per stof berekend met:

$$V_{\text{stof}} = V_{\text{gw}} / R_{\text{stof}}$$

waarin:

V_{stf} = verplaatsingsnelheid van de verontreiniging [m/jaar]

V_{gw} = grondwatersnelheid [m/jaar]

R_{stof} = retardatiefactor in watervoerend pakket

Door adsorptie van een deel van de totale hoeveelheid van een microverontreiniging aan de vaste fase wordt de snelheid van verspreiding in de bodem ten opzichte van het water vertraagd. De vertraging ten opzichte van de watersnelheid wordt aangegeven met de retardatiefactor R. De retardatiefactor wordt per stof bepaald door de sorptie-eigenschappen van de matrix en door fysische eigenschappen als porositeit en bulkdichtheid. De retardatiefactor per stof wordt voor de organische microverontreinigingen berekend met:

$$R = 1 + K_{\text{oc}} * f_{\text{oc}} * \rho / \theta$$

waarin:

R = retardatiefactor [-]

K_{oc} = verdelingscoëfficiënt [l/kg_{oc}]

ρ = bulkdichtheid [kg/l]

θ = porositeit [-]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [%/100]

Voor zware metalen wordt de retardatiefactor per stof berekend met:

$$R = 1 + K_{\text{d}} * \rho / \theta$$

waarin:

K_{d} = verdelingscoëfficiënt [l/kg]

Indien de verontreinigde waterbodem direct op een zandige laag ligt, wordt het stofgedrag bepaald door de eigenschappen van het zand. Dit betekent dat de K_{d} en de f_{oc} van de zandige laag moeten worden gehanteerd.

Indien er sprake is van een kleilaag met voldoende sorberend vermogen remt deze de verspreiding van de stoffen sterk. In §3.8.1 wordt berekend hoe dik een kleilaag dient te zijn om gedurende 30 jaar (of meer) als een isolerende laag te fungeren. Eveneens kan met hetzelfde formulier worden aangegeven over welke periode de laag als een remmende laag fungeert.

In §3.8.2 en verder worden de aannames en berekeningen beschreven, die moeten worden gemaakt voor een *worst case* inschatting van de retardatiefactor in het watervoerend pakket.

3.8.1 Minimale dikte remmende laag onder verontreinigde waterbodem

Indien bekend is dat de verontreinigde sliblaag overal of in delen op een schone (zandige) klei- of veenlaag van voldoende dikte ligt, zal dit op 2 manieren remmend werken op de verspreiding. Ten eerste wordt de intreeweerstand mede door het schone deel van de deklaag bepaald, waardoor de infiltratiesnelheid dienovereenkomstig lager zal zijn. Ten tweede is de retardatie in kleipakketten veelal hoger dan in het zand van watervoerende pakketten door de hogere OC-gehaltes (minimaal 0,1% in klei vs. 0,004% in zand).

De retardatie in veen is door het hoge organisch-stofgehalte (40-50% (Cornelissen, 1999)) nog hoger.

Door de grotere afstand tussen de onderkant van de verontreinigde laag en het watervoerende pakket en door de tragere verplaatsingssnelheid in deze laag zal het een tijd duren voordat de verontreinigingen het watervoerend pakket (in verticale richting) bereiken. Vanaf dat moment (doorslag van de bodem) zullen de verontreinigingen zich verder grotendeels in horizontale richting in het watervoerend pakket verplaatsen. De verspreidingsnelheid wordt na doorslag bepaald door de stroomsnelheid van het water in en de retarderende eigenschappen van het watervoerend pakket.

Voor de eerste stap in de risicobeoordeling wordt uitgerekend of een aanwezige schone deklaag gedurende minimaal 30 jaar zal fungeren als remmende laag. Omdat de infiltratiesnelheid in deze laag o.a. afhankelijk is van het stijghoogteverschil over deze laag, is een formule afgeleid waarmee berekend wordt, wat het stijghoogteverschil maximaal mag zijn bij bekende laagdikten om gedurende 30 jaar als remmende laag te fungeren.

$$\Delta h = D_{\text{totale deklaag}} * D_{\text{schone deklaag}} * R * \theta_w / (k_v * 365 * t)$$

waarin:

D_{deklaag} = dikte totale deklaag [m]

$D_{\text{schone deklaag}}$ = dikte totale deklaag – dikte verontreinigde laag [m]

Δh = stijghoogteverschil over de totale deklaag [m]

k_v = verticale doorlatendheid [m/dag]

t = tijd [jaren] = 30 jaar

R = retardatiefactor mobiele stof [-]

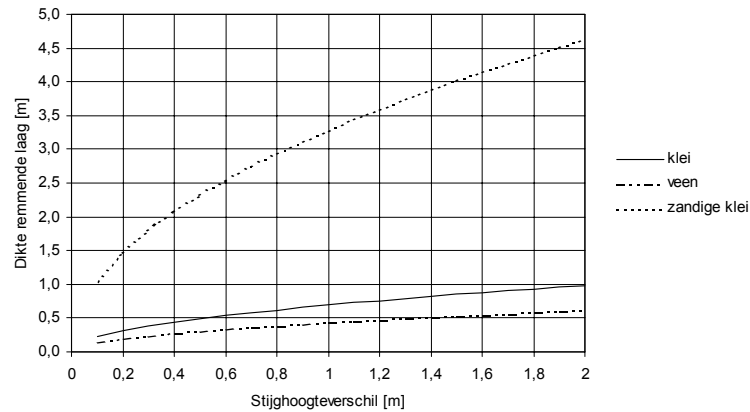
θ_w = effectieve porositeit voor waterstroming [-] = 0,3

De berekening is uitgevoerd bij verschillende bodemtypen met verschillende verticale doorlatendheden (k_v), welke in een specifieke situatie vaak het meest onzeker is. In de berekening is aangenomen dat de dikte van de totale deklaag gelijk is aan de dikte van de schone kleilaag, omdat de verhouding tussen beide afhankelijk is van de lokale situatie.

Voor de verticale doorlatendheid, bulkdichtheid, porositeit en organisch-stofgehalte is onderscheid gemaakt in bodemtype van de (eventuele) remmende laag. Het bodemtype van de ondergrond is in het geval van regionale wateren te halen uit de Bodemkaarten van Nederland, geohydrologische atlassen of geologische kaarten.

In figuur 12 staan de resultaten van een voorbeeld berekening weergegeven.

In de figuur kan bij bekende dikte van de deklaag worden afgelezen bij welk stijghoogteverschil de deklaag nog voldoende dik is om gedurende 30 jaar een (verticale) verspreidingsnelheid onder het criterium te krijgen.



Figuur 12 Voorbeeld van een relatie tussen dikte van de remmende laag en stijghoogteverschil over deze laag, waarbij de remmende laag gedurende 30 jaar als buffer fungeert, voordat er doorslag van deze laag optreedt.

In tabel 4 staan de retardatiefactoren van een relatief mobiele stof als naftaleen ($K_{oc} = 2000 \text{ l/kg}_{oc}$), en de bij de berekening gehanteerde aannames vermeld. De resultaten zijn sterk afhankelijk van de parameterkeuze.

Tabel 4 Parameters gebruikt bij de voorbeeldberekening in figuur 12.

Bodemtype	k_v [m/dag]	ρ [kg/l]	θ [-]	f_{oc} [-]	R [-]
klei	0,001	1,5	0,4	0,01	76
veen	0,005	0,83	0,67	0,4	990
zandige klei	0,01	1,0	0,6	0,01	34

Om de gegevens te kunnen toepassen op een specifieke locatie dient het stijghoogteverschil te worden vermenigvuldigd met de verhouding tussen de dikte van de schone laag en de dikte van de totale deklaag. Hiermee wordt het maximale stijghoogteverschil in een specifieke veldlocatie altijd kleiner dan in de figuur is aangegeven.

Indien geen gegevens bekend zijn over de overgang van de onderkant van de waterbodemerontreiniging (gevalsafbakening) en de (nog) niet verontreinigde ondergrond wordt aangenomen dat de verontreinigde laag direct op het 1^e watervoerend pakket ligt (*worst case benadering*).

Daarnaast wordt gesteld dat een eventueel remmende laag altijd een minimale laagdikte dient te hebben van 1 meter, omdat de kans op 'gaten' in de laag bij dunnere lagen te groot wordt. Door deze gaten is de kans reëel dat kortsluitstroming zal plaatsvinden, met juist sterk verhoogde transportsnelheden.

3.8.2 Organisch-stofgehalte, porositeit en bulkdichtheid van het watervoerend pakket

Organisch-stofgehalte

De aanname voor het organisch-koolstofgehalte van het watervoerend pakket heeft lineaire gevolgen voor de retardatiefactor van het watervoerend pakket.

Door vd Heuvel en Cornelissen (2001) is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar gemeten waarden in watervoerende pakketten. In tabel 5 staan de door hen gevonden gemiddelden en standaarddeviaties aangegeven. Omdat de spreiding erg groot is en het gemiddelde daardoor geen *worst case* zal aangeven, worden ook *worst case* waarden aanbevolen.

Bij de eenvoudige toetsing wordt uitgegaan van generieke (minimale) waarden voor het OC-gehalte in het WVP. Voorgesteld wordt uit te gaan van 0,004% OC voor zand /grind. Dit zijn lage waarden, waardoor de verspreidingsnelheid hoog wordt ingeschat.

Bij de uitgebreide risicobepaling zal het OC-gehalte in het watervoerend pakket op verschillende diepten worden gemeten (zie §4.3.8).

Porositeit en bulkdichtheid

De porositeit en de bulkdichtheid bepalen mede de snelheid waarmee stoffen in het watervoerend pakket worden verplaatst. Bij een hoge bulkdichtheid is de porositeit en dus ook het watergehalte laag (met uitzondering van veen). De hoeveelheid adsorbens waar het verontreinigde poriewater langs stroomt, is dan groot, waardoor de retardatie door sorptie per lengte-eenheid van de af te leggen stroombaan groot is. Dus hoe hoger de porositeit hoe lager de retardatie.

In de retardatieformule wordt de "bulk-dichtheid" genoemd. Dit is de dichtheid van een sediment met luchtgevulde poriën. Door vd Heuvel en Cornelissen (2001) zijn aanbevelingen gedaan voor *worst case* aannames voor de porositeit en bulkdichtheid van zand (zie tabel 6).

Tabel 6 Voor de retardatie in watervoerende pakketten bepalende factoren; literatuurwaarden en aanbevolen *worst case* waarden (v.d. Heuvel en Cornelissen, 2001)

parameter	literatuurwaarden	aanbevolen <i>worst case</i> waarden
OC-gehalte in het WVP [%]	0,038 ± 0,073 n= 73	0,004
porositeit [-]	0,233 ± 0,235 n= 13	0,5
bulkdichtheid [g/cm ³]	2,10 ± 0,61 n= 13	1,2

3.8.3 Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen in zand

Net als bij de verdelingsevenwichten in een verontreinigde sliblaag kan in zand trage desorptie optreden door de lange contacttijd van de stoffen met het organisch materiaal. Door de hierdoor veroorzaakte verhoging van de in het veld optredende K_{oc} wordt de retardatie van stoffen in watervoerende pakketten groter en de verspreidingsnelheid van stoffen dienovereenkomstig lager.

In de literatuur (vd Heuvel en Cornelissen, 2001) zijn geen gegevens gevonden over groottes van de snel- en traagdesorberende fracties in watervoerende pakketten. Wel zijn van fenantreen en tetrachlooretheen meer dan 10 metingen van veld- K_{oc} 's gevonden. De spreiding hierin was echter dermate groot dat wordt aanbevolen als *worst case* aan te nemen dat geen trage desorptie optreedt. Dit betekent dat de in Van Steenwijk *et al.* (1999) genoemde evenwichtspartiecoëfficiënten (bijlage 6) als *worst case* waarden voor het watervoerend pakket worden gehanteerd.

In de uitgebreide risicobeoordeling kan het (mogelijk) optreden van trage desorptie aan veldmateriaal worden onderzocht door meting van *in situ*

verdelingscoëfficiënten in de verontreinigde laag en in de bovenste lagen van het 1^e watervoerend pakket.

3.8.4 verdelingscoëfficiënten van zware metalen in zand

Zoals reeds in §3.6.2 is vermeld, wordt de verdeling van de zware metalen beïnvloed door o.a. de redox-condities, pH, het gehalte aan organisch stof, ijzer- en mangaan(hydr)oxiden en lutum. Hierdoor is de K_d niet eenvoudig te standaardiseren (naar b.v. het organisch-stofgehalte) zoals voor de organische microverontreinigingen wordt gedaan. Bij de berekening van de retardatie van de zware metalen en arseen in het watervoerend pakket wordt ondanks de verschillen in (bindings)vormen van de zware metalen (speciatie), gebruik gemaakt van een vergelijkbaar formularium als bij de organische microverontreinigingen. Dit wil zeggen dat de retardatiefactor voor de zware metalen volgens de formule in §3.8 wordt bepaald. Er dient een K_d gehanteerd te worden die behoort bij watervoerende pakketten, die voornamelijk bestaan uit zand of grind.

Door Vink en Van den Heuvel (bijlage 4) is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar veld- K_d 's in watervoerende pakketten. Het doel was het afleiden van relaties tussen omgevingskarakteristieken en veld- K_d 's. In relatief weinig publicaties bleken hiervoor voldoende macrochemische parameters opgenomen te zijn, waardoor veel veld- K_d 's niet gebruikt konden worden bij het afleiden van de relaties. In de verkregen dataset zijn alleen relaties gevonden tussen de pH in zand en de K_d 's van de 5 zware metalen As, Cd, Cu, Ni en Zn. Bij de *worst case* inschatting van de K_d in zand wordt bij de eenvoudige toetsing een *worst case* pH ingevuld in de gevonden empirische relaties. Zowel een pH van 4 als van 9 worden, zij het niet vaak, in Nederland in het grondwater gemeten. Deze berekeningen leiden tot de in tabel 7 vermelde K_d -waarden. Voor Cr en Pb kon geen relatie worden afgeleid, waardoor voor beide metalen is teruggegrepen naar Schnoor (1992). Als aanvulling wordt in de tabel de omgevingsparameter vermeld die in zoet grondwater de K_d mede sterk kan beïnvloeden.

Tabel 7 Worst case veld- K_d 's te gebruiken bij berekening retardatiefactor in watervoerend pakket.

stof	worst case veld K_d	gebaseerd op	K_d ook beïnvloed door
As	2,4	pH = 9	
Cd	13	pH = 4	
Cu	102	pH = 4	DOC
Ni	15	pH = 4	alkaliteit
Zn	1,1	pH = 4	
Cr	50	Schnoor (1992)	redoxcondities
Pb	25	Schnoor (1992)	PO ₄

3.9 Eenvoudige toetsing mogelijk actueel risico

In watersystemen met een relatief simpele schematisatie waarin geen onderverdeling in deellocaties is gemaakt, wordt de in dit hoofdstuk beschreven berekening gemaakt. Door toetsing van de verspreidingsnelheid

aan het criterium resulteert de eenvoudige toetsing in de uitspraak of er wel of geen mogelijk actueel risico van verspreiding via het grondwater bestaat. Indien er wel mogelijk actueel risico bestaat, moet in het 2^e veldonderzoek onderzocht worden of een onderverdeling in deellocaties nodig is. Alleen met een verdere onderverdeling kan een uitspraak gedaan worden of een deelsanering het risico van verspreiding via het grondwater kan wegnemen.

In grotere watersystemen waar een onderverdeling in deellocaties (§3.4) is gemaakt voor het risicopad grondwater, wordt de berekening per deellocatie of gridcel gemaakt. De verspreidingsnelheden worden per deellocatie getoetst aan het criterium voor actueel risico.

Door het gebruik van veilige aannames is een *worst case* inschatting van de verspreidingsnelheid gemaakt, waardoor het resultaat uitsluitend de gebieden aangeeft waar geen actueel risico voor verspreiding naar het grondwater bestaat. In de overige gebieden bestaat de kans dat er wel actueel risico van verspreiding naar het grondwater aanwezig is. In deze gebieden wordt een uitgebreidere inschatting van de verspreidingsnelheden uitgevoerd, waarbij het gebruik van specifiek hiervoor verzamelde veldinformatie in het 2^e veldonderzoek tot een betere en minder *worst case* inschatting leidt.

4 Uitgebreide beoordeling actueel risico

4.1 Inleiding

Bij de uitgebreide inschatting wordt de verspreidingssnelheid van de stoffen opnieuw berekend, maar uitsluitend in die gebieden waar in de voorgaande fase (eenvoudige toetsing) mogelijk actueel risico is vastgesteld. De berekening wordt uitgevoerd met geavanceerdere technieken, en met extra informatie verzameld in een (2^e) veldonderzoek in de mogelijk risicovolle gebieden.

In grote lijn worden dezelfde stappen en berekeningen uitgevoerd als bij de eenvoudige toetsing. Voor het te hanteren formularium wordt dan ook grotendeels verwezen naar hoofdstuk 4. Voor de volledigheid worden in fig. 12 de te doorlopen stappen geresumeerd.

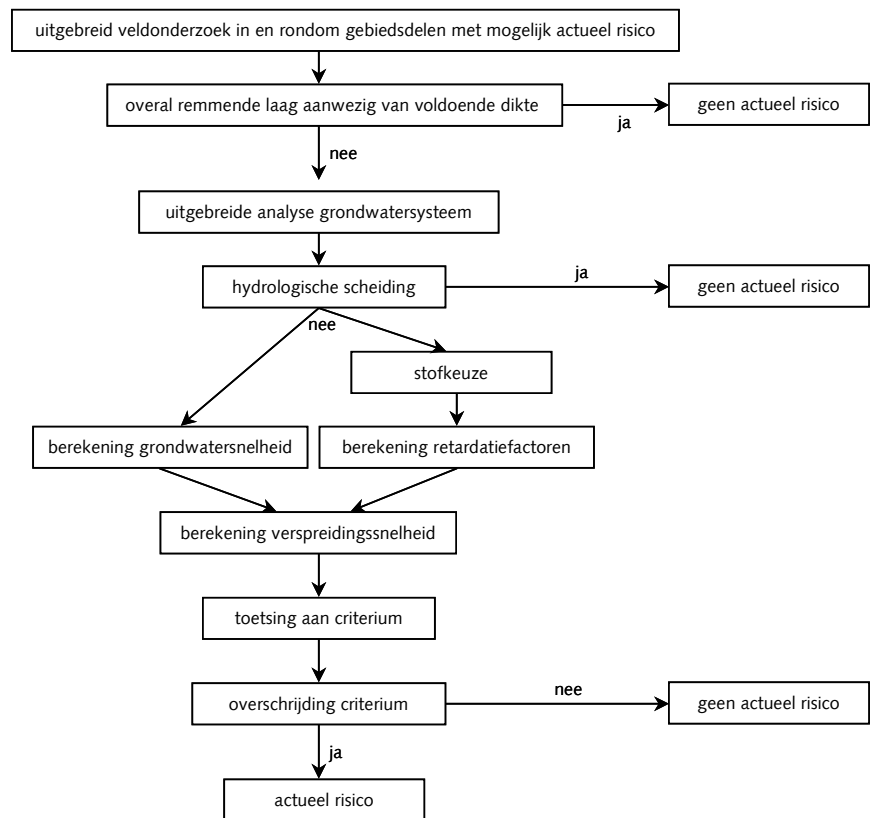


Fig. 12 Uitgebreide beoordeling grondwaterspreidingsrisico

Berekeningen van de verspreidingssnelheid kunnen net als bij de eenvoudige toetsing met GIS worden uitgevoerd, afhankelijk van de resultaten van de grondwatersysteemanalyse. Of een grondwatermodel dient te worden ingezet

hangt af van de beschikbaarheid van informatie. Indien weinig gegevens bekend zijn, kan een grondwatermodel meer inzicht geven.

In dit hoofdstuk worden de parameters behandeld waarover in het uitgebreide veldonderzoek aanvullende informatie dient te worden verzameld en worden aanvullingen en verfijningen in de methodiek beschreven ten opzichte van de eenvoudige toetsing.

Allereerst worden de hydrologische onderwerpen behandeld en daarna de milieuchemische.

4.2 Hydrologie

Als eerste stap wordt een meer gedetailleerde analyse van het grondwatersysteem gemaakt, waarin onder meer het voorkomen van een waterscheiding wordt beschreven. Ten tweede wordt de verdeling van de infiltratie over de deklaag gedetailleerder ingeschat.

Vervolgens wordt voor de berekening van stijghoogtegradiënten en horizontale stroomsnelheden in het watervoerend pakket een regionaal grondwatermodel ingezet, die naar behoefte wordt verfijnd.

4.2.1 Infiltratiesnelheid

De berekening van de infiltratiesnelheid wordt geheel identiek uitgevoerd aan de berekening bij de eenvoudige toetsing (§3.7.1) met dien verstande dat de in het 2^e veldonderzoek verzamelde veldinformatie wordt gebruikt.

Ook bij de uitgebreide inschatting geldt dat indien de infiltratiesnelheid meer dan tienmaal kleiner is dan de horizontale snelheid in het watervoerend pakket, de maximale verspreidingsnelheid van de stoffen niet wordt beïnvloed door de infiltratiesnelheid, waardoor deze niet berekend hoeft te worden (zie fig. 11).

Gebieden zonder verontreinigde sliblaag of deklaag dichtbij de oeverzone worden als hydrologisch-scheidingsgebied aangemerkt (§4.2.4). De infiltratiesnelheid is hier hoog, maar door het (bijna) ontbreken van verontreiniging in de bron is hier geen sprake van actueel risico.

Indien nog wel een dunne verontreinigde deklaag aanwezig is, worden de verspreidingsnelheden in deze zone wel berekend en getoetst aan het verspreidingscriterium.

4.2.2 Horizontale grondwatersnelheid in 1^e wvp

Grondwatersnelheden in het watervoerend pakket worden in principe op dezelfde wijze berekend als bij de eenvoudige toetsing.

In watersystemen met waterscheiding worden horizontale stroomsnelheden, net als bij de eenvoudige toetsing, bepaald door interpolatie tussen een zeer lage snelheid ter hoogte van de waterscheiding en een reële inschatting van de horizontale snelheden onder de dijk.

Deze reële inschatting kan gemaakt worden door literatuuronderzoek of modellering. Gedetailleerde modellering is vooral zinvol als er sprake is van onregelmatigheden in de ondergrond, grote peilverschillen in de directe omgeving en grote variatie in de dikte van de deklaag in het watersysteem.

4.2.3 Bodemopbouw en dikte deklaag en/of verontreinigde laag

In en rondom de gebiedsdelen waar mogelijk actueel risico bestaat, is het van groot belang informatie over de dikte van de deklaag te verzamelen, omdat de verdeling van de infiltratie over de deklaag sterk wordt bepaald door de variatie in de intreeweerstand, en dus van de variatie in de dikte van de deklaag. Onder de deklaag wordt zowel de verontreinigde sliblaag als een eventueel zich daaronder bevindende (niet of minder verontreinigde) slecht doorlatende laag verstaan.

Bij de eenvoudige toetsing is de bodemopbouw met behulp van geologische en geohydrologische kaarten geschematiseerd. In het 2^e veldonderzoek wordt deze informatie (indien nodig) aangevuld met waterspanningssonderingen, waarmee de geologische opbouw en de grondwaterstromingsrichting tot 20 à 30 m-mv diepte kan worden bepaald.

Bij het plaatsen van de sonderingen is het vooral van belang om de continuïteit van slechtdoorlatende pakketten te onderzoeken. Per locatie kan uit het gemeten waterspanningsverloop zowel de scheidende werking van lagen als de stijghoogte worden bepaald. Beide zijn belangrijke invoer voor een regionaal grondwatermodel (§4.2.5)

4.2.4 Doorlatendheid van de verontreinigde laag en van de niet-verontreinigde laag direct onder de verontreinigde laag

De verdeling van de infiltratie over de bodem van het oppervlaktewater en het stromingspatroon naar het achterland is afhankelijk van de doorlatendheid van de waterbodem (deklaag) en de ondergrond. De doorlatendheid van een pakket hangt af van de korrelgrootteverdeling van het sediment en de pakking van de deeltjes. Een goedgeconsolideerde kleilaag zal een veel lagere doorlatendheid hebben dan een recent afgezette sliblaag. In de literatuur is weinig bekend over de relatie van doorlatendheid en korrelgrootteverdeling of andere parameters in klei of slib in bodems met een grote fijnkorrelige fractie. Om de weerstand tegen verticale grondwaterstroming te bepalen, wordt de verticale doorlatendheid van de (verontreinigde / dek)laag op verschillende plaatsen en dieptes bepaald.

Hierbij kan eveneens gezocht worden naar een relatie tussen bv. de korrelgrootteverdeling of veldbeschrijving van de bodemtypes en de doorlatendheid. De redenen voor het zoeken naar een relatie tussen doorlatendheden en metingen in boorkernen zijn dat:

- het meten van de doorlatendheid in boorkernen veel kostbaarder is, dan het verkrijgen van data van de korrelgrootteverdeling;
- er vaak boorbeschrijvingen samen met korrelgrootteverdelingsdata beschikbaar zijn;
- deze relatie zeer bruikbaar is voor berekeningen van de weerstand per gridcel in GIS. In GIS kunnen data-bases beschikbaar gemaakt worden van boringen met data van korrelgrootteverdelingen en veldbeschrijvingen, waaraan door middel van de gevonden relatie doorlatendheden kunnen worden gekoppeld. Met behulp van bv. een GIS kan dmv interpolaties en deze relaties de weerstandsverdeling over de deklaag worden bepaald. De weerstand wordt berekend door de doorlatendheid te delen door de dikte van de totale deklaag.

Met bodemmateriaal uit het Haringvliet en Hollandsch Diep is onderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen doorlatendheid en korrelgrootteverdeling

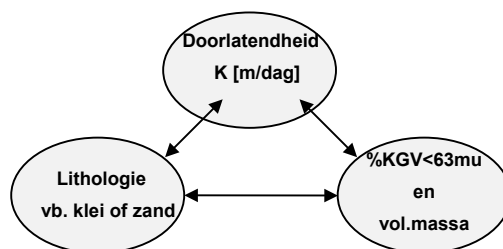
(Van Vliet, 2001). De hypothese in het onderzoek was dat de doorlatendheid het meest wordt bepaald door de fractie kleiner dan 63 μm . De fractie kleiner dan 63 μm vult de holtes op die tussen grotere korrels gevormd worden, waardoor de doorlatendheid vermindert. Met een significante relatie kunnen de doorlatendheden voorspeld worden, in het geval uitsluitend de standaard-gemeten fractie kleiner dan 63 μm (= %KGV < 63 μm) zijn gemeten. Deze relatie is als eerste onderzocht.

Ten tweede is de relatie afgeleid tussen de doorlatendheid en de volumieke massa. De volumieke massa is een maat voor de dichtheid van korrels in een bepaald volume bodem; hoe meer korrels, hoe groter de volumieke massa en hoe kleiner de doorlatendheid. Indien een relatie is vastgesteld kan de weerstand van de deklaag bepaald worden uit de veldmetingen.

Ten derde is in bovengenoemde studie getracht doorlatendheden in te schatten aan de hand van veldbeschrijvingen van boorkernen, die in veel gevallen beschikbaar zijn. In het geval dat analyses van korrelgrootteverdelingen ontbreken in de boorkernmonsters kan zo wel een inschatting gemaakt worden van de doorlatendheid aan de hand van deze boorbeschrijvingen.

Figuur 13 geeft de onderlinge relaties weer tussen de parameters die in deze paragraaf gebruikt worden. De parameters doorlatendheid, de lithologie en de korrelgrootteverdeling of volumieke massa zijn sterk met elkaar verbonden.

In Van Vliet *et al.* (2001) staan de gevonden relaties.



Figuur 13 Schema relatie doorlatendheid, korrelgrootteverdeling en lithologie

Bij de uitgebreide risico-inschatting wordt aan de hand van metingen van de doorlatendheid en/of aan de hand van gevonden relaties, de intreeweerstand van de deklaag en de weerstand van het watervoerend pakket bepaald op verschillende locaties en op verschillende diepten. Uit deze resultaten worden 2 relatief lage weerstanden voor grondwaterstroming afgeleid. Relatief lage weerstanden worden gezocht, omdat de meeste grondwaterstroming door de lagen met de minste weerstand gaat.

4.2.5 Stijghoogten

Verschillen in oppervlaktewaterpeilen vormen de drijvende kracht achter grondwaterstroming rond waterbodems. Door deze verschillen ontstaan stijghoogtegradiënten in de watervoerende pakketten. Om de grondwaterstroomrichtingen en -snelheden goed in beeld te krijgen, is het beschikbaar hebben van o.a. stijghoogtegegevens van groot belang. Met behulp van een grondwatermodel als b.v. NAGROM (De Lange, 1991 en 1996), kan een gebiedsdekkende benadering van stijghoogtegradiënten verkregen worden. Indien hiervoor (lokaal) niet voldoende gedetailleerde veldgegevens bekend zijn, worden in het 2^e veldonderzoek metingen van stijghoogten uitgevoerd in de verschillende van belang zijnde pakketten. Met

deze informatie kunnen verfijningen in het stijghoogtegradiëntveld worden aangebracht.

4.2.6 Hydrologische scheiding

Indien de dikte van de deklaag sterk varieert, kan er sprake zijn van een 'hydrologische scheiding': dicht tegen de oeverlijn aan bevindt zich een gebied, waarin geen of slechts een heel dunne slecht doorlatende deklaag aanwezig is en het 1^e watervoerend pakket hierdoor (bijna) direct aan het oppervlak ligt. Door de lage intreeweerstand ter plekke is de infiltratie van oppervlaktewater zeer groot en zal het 1^e watervoerend pakket bijna geheel in deze zone gevoed worden. In het gebied tussen deze zone en de waterscheiding zal de infiltratiesnelheid zeer gering zijn als gevolg van de verkleining van het stijghoogteverschil over de deklaag. Het water dat van onder het slib komt, wordt bovendien sterk naar beneden gedrukt.

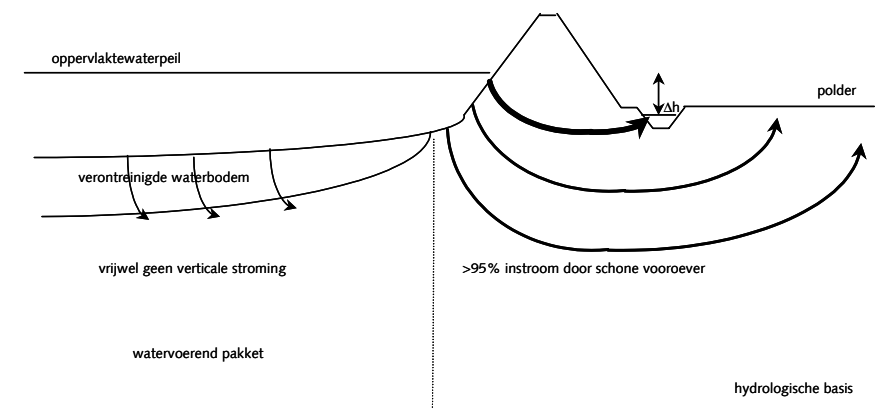


Fig. 14 Hydrologische scheiding

Het effect van zo'n situatie is dat het transport van verontreiniging vanuit het slib naar het achterland zo langzaam gaat door de aanwezigheid van de goeddoorlatende oeverzone, dat er een barrière ontstaat voor de verspreiding van verontreinigingen vanuit de sliblaag in de directe omgeving.

Er wordt gesproken van een 'hydrologische scheiding' als meer dan 90% van het water in een smalle zone vlakbij de oever infiltreert en het watervoerend pakket dus voor 90% gevuld wordt op die plek.

Dit is het geval indien de breedte van het gebied in de vooroever zonder sliblaag groter is dan $2,5 \cdot$ de spreidingslengte λ (Verruijt, 1970).

De spreidingslengte wordt met de volgende formule berekend (Verruijt, 1970)

$$\lambda = \sqrt{(k_{wvp} \cdot D_{wvp} \cdot c_{wvp})}$$

waarin:

λ = spreidingslengte [m]

k_{wvp} = doorlatendheid [m/d]

D_{wvp} = dikte watervoerend pakket [m]

c_{wvp} = weerstand watervoerend pakket [dagen]

Uitgaande van West-Nederlandse situaties met een fijnzandig 1^e watervoerend pakket waarin:

$$D_{wvp} = 10 \text{ meter}$$

$$k_{wvp} = 2 \text{ m/d}$$

$$c_{wvp} = 20 \text{ dagen}$$

volgt $\lambda = \text{ca } 20 \text{ meter}$. De vereiste minimale voorlandbreedte is dus ca. 50 meter.

Voor grofzandige dikke watervoerende pakketten met

$$D_{wvp} = 50 \text{ meter,}$$

$$k_{wvp} = 20 \text{ m/d}$$

$$c_{wvp} = 0,5 \text{ dagen}$$

geldt een spreidingslengte van 22 meter. Dit geeft eveneens een minimale breedte van de vooroeverzzone van ongeveer 50 meter.

Dus indien de breedte van de vooroever zonder verontreinigde waterbodem groter is dan ca. 50 m, vindt er door die zone zoveel infiltratie (>90%) plaats dat de verticale watersnelheden tussen deze zone en de waterscheiding, door het slibpakket heen, hierdoor relatief gering zullen zijn.

Als breedte van de vooroever zonder slib kan 50 m aangehouden worden, maar de minimale breedte kan ook met zoveel mogelijk veldgegevens locatiespecifiek worden afgeleid.

De consequentie voor de beoordelingssystematiek is dat de horizontale watersnelheden onder de dijk door, niet maatgevend zijn voor de verspreidingsnelheid van de verontreinigingen. De horizontale watersnelheden zijn wel groot, maar aangezien het water niet via een verontreinigde sliblaag is geïnfiltreerd, is dit water niet verontreinigd geraakt door de sliblaag. Indien de berekeningen met een GIS worden uitgevoerd, worden de horizontale onder de dijk tot aan de waterscheiding op nul gesteld, zodat geen verspreiding van stoffen in die gebieden wordt berekend.

In het 2^e veldonderzoek wordt specifiek gezocht naar gebieden waar sprake is van een hydrologische scheiding, dus naar gebieden waar minimaal 90% van de totale infiltratie infiltreert.

4.3 Chemie

4.3.1 stofkeuze

Bij de uitgebreide risicobeoordeling worden alleen van de in §3.6.1 genoemde potentieel criterium-overschrijdende organische microverontreinigingen de stoffen meegenomen waarvan de concentraties in het poriewater zich boven de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ (organische) bevinden. De zware metalen worden meegenomen die bij een zwakke extractie in concentraties boven de $MTR_{\text{grondwater}}$ in het extract voorkomen.

Indien in het poriewater geen concentraties boven deze MTR's voorkomen, bestaat er geen actueel risico en hoeft de verspreidingsnelheid van de desbetreffende stof niet te worden ingeschat.

De concentraties in het poriewater van organische microverontreinigingen worden bij de uitgebreide risicobeoordeling berekend uit totaalgehalten in de vaste fase en uit metingen van de snel-desorberende fractie (zie §4.3.2). De concentraties in het poriewater van zware metalen worden bepaald uit zwakke extracties van de vaste fase met CaCl_2 als zwak extractiemiddel (zie §3.6.2).

Deze metingen worden in het 2^e veldonderzoek uitgevoerd in de gebieden met mogelijk actueel risico en in verschillende lagen. Benadrukt wordt dat juist de concentraties in de diepere verontreinigde lagen van belang zijn voor het risicopad verspreiding naar grondwater.

4.3.2 Poriewaterconcentraties van organische microverontreinigingen in verontreinigde waterbodem

De sediment-water verdelingscoëfficiënt K_{oc} is een belangrijke factor bij de bepaling van de poriewaterconcentraties in het sediment. Bij de eenvoudige toetsing wordt uitgegaan van een (minimale) waarde voor de K_{oc} . Dit zijn de in Van Steenwijk *et al.* genoemde evenwichtspartitie-verdelingscoëfficiënten (bijlage 6).

De concentraties in het poriewater worden berekend met:

$$C_w = C_s / f_{oc} * K_{oc}$$

waarin:

C_w = concentratie in water [$\mu\text{g}/\text{l}$]

C_s = totaalgehalte in vaste fase [$\mu\text{g}/\text{kg}_{ds}$]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [%/100]

K_{oc} = partiticoëfficiënt [l/kg_{oc}]

In werkelijkheid kunnen in het veld de verhoudingen tussen de gehalten in de vaste fase en de concentratie in het poriewater door de locatiespecifieke eigenschappen van en de contacttijd met het organisch materiaal hiervan afwijken.

Door het ontstaan van een traag desorberend deel van de verontreiniging (Cornelissen, 1999) neemt het deel dat snel meedoet aan de evenwichtsligging af. De evenwichtsligging tussen het sneldesorberend deel en de concentraties in het poriewater volgt nog wel de gangbare evenwichtspartitietheorie. Door het optreden van trage desorptie kan de verdelingscoëfficiënt tot een factor 100 worden verhoogd t.o.v. in de normstelling genoemde waarden en daarmee leiden tot een sterke verlaging van de poriewaterconcentraties.

De bodemlaag met de hoogste concentraties in het poriewater, zal de hoogste kans hebben op overschrijding van de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$. Indien geen gegevens over verschillende bodemlagen beschikbaar zijn, maar b.v. alleen van de toplaag, dient in het (2^e) veldonderzoek hierover specifiek aanvullende informatie verzameld te worden. Juist de gehalten in de diepere lagen van de verontreinigde laag vormen een eerste bedreiging voor het grondwater en niet de gehalten in de toplaag, afhankelijk van de aard van de verontreinigingen en de bodemeigenschappen.

Van de PAK kunnen concentraties in het poriewater van de verontreinigde laag boven de detectiegrens worden verwacht, waardoor deze direct in het poriewater meetbaar zijn.

Voor stoffen waarvan de concentraties in het poriewater vanwege detectiegrensproblemen moeilijk meetbaar zijn, zoals die van PCB's en OCB's worden de groottes van de snel- en traagdesorberende fracties bepaald m.b.v. 1-punts TENAX (methode Cornelissen, 1999) in plaats van een directe meting in het poriewater. Hierbij wordt aangehouden dat snel-desorberende gehalten gelijk zijn aan tweemaal de in 6 uur door Tenax opgenomen hoeveelheid. De K_{oc} van de snel-desorberende fractie is gelijk aan evenwichtspartitie.

Tegelijkertijd dienen ook de totaalgehalten in de vaste fase te worden bepaald. Deze worden gecorrigeerd voor de grootte van de traag- en zeer- traagdesorberende fracties om het gehalte te krijgen dat direct meedoet aan de evenwichtsinstelling tussen beide fasen. De concentratie in het poriewater wordt berekend door het gehalte dat snel desorbeert te delen door de K_{oc} -snel (gegeven in bijlage 6).

Door bij de berekening van de in het veld optredende verdelingsevenwicht alleen de snel-desorberende fractie in de vaste fase te beschouwen wordt een goede schatting van de poriewaterconcentraties gemaakt.

4.3.3 Bepaling concentraties van zware metalen in poriewater in verontreinigde sliblaag

Bij de uitgebreide beoordeling van het actueel risico worden concentraties van zware metalen in het poriewater bepaald d.m.v. zwakke extractie (§3.6.2) van de verontreinigde waterbodem. Het verschil met de eenvoudige toetsing is echter dat de redox-condities volledig gelijk worden gehouden aan die onder veldomstandigheden om een reële inschatting van de poriewaterconcentraties te krijgen. Uit voorzorg wordt de zwakke extractie onder volledig anaërobe condities uitgevoerd. Hierbij wordt het extractiemiddel ontgast en worden extractie en analyse binnen 4 uur uitgevoerd om sulfide-oxidatie te voorkomen.

N.B. Volledige anaërobie wordt geconstateerd door het volledig ontbreken van SO_4 in het poriewater.

4.3.4 Dichtheid van bemonstering

De zones met mogelijk actueel risico krijgen een tweede veldonderzoek waarbij het aantal gegevens wordt aangevuld tot minstens 40 waarnemingen. Op basis hiervan wordt een zgn. semivariogram opgesteld van de '95-percentiel-waardes' waarbij de ruimtelijke correlatie tussen de waarnemingen inzichtelijk wordt gemaakt. Op basis van het semivariogram kan m.b.v. 'ordinary pointkriging' een gebiedsdekkend kaartje worden gemaakt. Door vergelijking met de MTR-grondwater wordt zichtbaar op welke lokaties binnen de zones actueel risico zich voordoet.

4.3.5 Retardatiefactoren in het watervoerend pakket.

De verspreidingsnelheid van de stoffen wordt bepaald door de grondwatersnelheid en de stofafhankelijke retardatiefactor in het watervoerend pakket. De retardatiefactoren worden berekend volgens de formule gegeven in § 3.6.

In de volgende paragrafen worden de veldgegevens beschreven die in het 2^e veldonderzoek moeten worden verzameld voor een juiste inschatting van de retardatiefactoren.

4.3.6 Meting van porositeit en bulkdichtheid

De porositeit θ [-] van de bodemlagen speelt een belangrijke rol in de berekening van de snelheid van de grondwaterstroming en in de berekening van de retardatiefactor van de verschillende stoffen. Naarmate de porositeit

groter is, zal bij een gelijk stijghoogteverschil de watersnelheid afnemen, omdat een groter watervolume nodig is om een bepaalde afstand af te leggen. Voor beide berekeningen is de porositeit van de bodem nodig, maar behoeven een verschillende invulling. Hierom wordt onderscheid gemaakt in θ_w en θ_r voor respectievelijk de porositeit voor de berekening van de grondwatersnelheid en die voor berekening van de retardatie. In §4.2.3 is aangegeven dat de porositeit en bulkdichtheid (dichtheid van sediment met luchtgevulde poriën) specifiek bepaald kunnen worden ten behoeve van de berekening van de weerstand tegen grondwaterstroming. Deze metingen worden ook gebruikt bij de berekening van de retardatiefactoren, maar behoeven hier een andere interpretatie.

De volumieke massa en de porositeit van de bodem zijn als volgt aan elkaar gerelateerd:

$$\rho_x = \rho_s(1-\theta) + \rho_w\theta \quad \text{ofwel} \quad \theta = (\rho_x - \rho_s) / (\rho_w - \rho_s)$$

waarin:

ρ_x	= volumieke massa bodemmonster [kg/l]
ρ_s	= volumieke massa vaste delen (2,56) [kg/l]
ρ_w	= volumieke massa water (1) [kg/l]
θ	= porositeit [-]

Zowel de porositeit als de bulkdichtheid wordt afgeleid uit een drooggewichtbepaling van een bekend volume monster.

Als voorbeeld: een sediment waarvan de vaste delen een dichtheid van 2,5 kg/l hebben, en waarvan de porositeit 0,4 is, zal een bulkdichtheid van 1,5 kg/l hebben (2,5 maal (1 - 0,4)). De resulterende dichtheid van het natte sediment ρ_x is dan 1,9 kg/l (1,5 kg/l vast + 0,4 kg/l water).

4.3.7 Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen in watervoerend pakket

Door Van den Heuvel en Cornelissen (2001) is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar verdelingscoëfficiënten en organisch-stofgehalten in watervoerende pakketten. Verdelingscoëfficiënten van organische microverontreinigingen zijn een heel enkele keer lager dan evenwichtspartitie- K_{oc} 's (tot max. 0,3 log-eenheid). In veel gevallen zijn ze wel hoger (tot een factor 10) wat kan betekenen dat verschuiving naar traag-desorberende fasen ook in watervoerende pakketten aan de orde kan zijn.

In het 2^e veldonderzoek kunnen veld-verdelingscoëfficiënten of groottes van de snel- en traagdesorberende fracties bepaald worden in de bovenste laag van het WVP op dezelfde wijze als is beschreven in §4.3.2.

Dit onderzoek kan worden uitgebreid door het meten van een gradiënt hierin in de bovenste decimeters of meters van het watervoerend pakket, beginnend in het wellicht reeds verontreinigde deel van het WVP vlak onder de sliblaag. Door de relatief geringe verspreidingssnelheid van de stoffen (orde 0,1 m/jaar) kan ook een laboratoriumexperiment uitgevoerd worden waarin materiaal uit het watervoerend pakket wordt verrijkt met lage concentraties microverontreinigingen en langere tijd wordt weggezet. Na een periode van een half tot één jaar kunnen de groottes van de snel-desorberende fracties worden bepaald.

4.3.8 Verdelingscoëfficiënten zware metalen in watervoerend pakket

Voor de verzameling van veldinformatie over verdelingsevenwichten wordt om dezelfde redenen en op dezelfde wijze als aangegeven voor verontreinigde sliedlagen (§ 4.3.3) een bepaling van de zwak-extraheerbare fractie en het totaalgehalte van de zware metalen in de bovenste lagen van het watervoerend pakket uitgevoerd. Ook hier is onderzoek naar gradiënten in de diepte zinvol.

Uit de resultaten wordt een veld- K_d bepaald, die wordt gebruikt bij de berekening van de retardatiefactor in het watervoerend pakket.

4.3.9 OC-gehalte van 1^e watervoerend pakket

De verontreinigingen aanwezig in het poriewater dat door infiltratie uit de verontreinigde laag wordt gedrukt, worden geretardeerd in de laag direct onder de verontreinigde laag. De retarderende eigenschappen van de bodem hangt voor een belangrijk deel af van de aanwezigheid van organisch stof dat als belangrijkste adsorbens fungeert. Dit gegeven is van groot belang bij de risico-inschatting omdat een fout in het OC-gehalte (f_{OC}) lineair doorwerkt in de fout in de retardatiefactor, en daarmee in de verspreidingssnelheden.

Om die reden wordt in het 2^e veldonderzoek metingen van het POC-gehalte in het watervoerend pakket uitgevoerd. Benadrukt wordt dat het chromatografisch meten van OC-gehalte verreweg de voorkeur heeft boven een meting van gloeirest, gloeiverlies of meting d.m.v. natte oxidatie.

Aanbevolen wordt door middel van metingen op verschillende diepten na te gaan of er sprake is van een gradiënt in de bodem.

Bij de berekeningen van de verspreidingssnelheid van de verontreinigingen wordt een binnen de range van gemeten OC-waarden een relatief lage OC-waarde aangehouden, vanwege de grote invloed op de retardatiefactor en dus op de verspreidingssnelheid.

Uit het literatuuronderzoek van Van den Heuvel en Cornelissen (2000) blijkt dat zeer lage organisch-koolstofgehalten in watervoerende pakketten mogelijk zijn. Waarden beneden de 0,01% zijn geconstateerd. Ook bleek dat sorptie van organische microverontreinigingen aan andere bestanddelen dan organisch stof geen significante rol speelt, ook niet bij sedimenten met een organisch-koolstofgehalte lager dan 0,1%. Dit betekent dat in die gevallen het vaste materiaal vrijwel geen sorberende eigenschappen heeft en de verontreinigingen weinig worden geretardeerd ($R \rightarrow 1$).

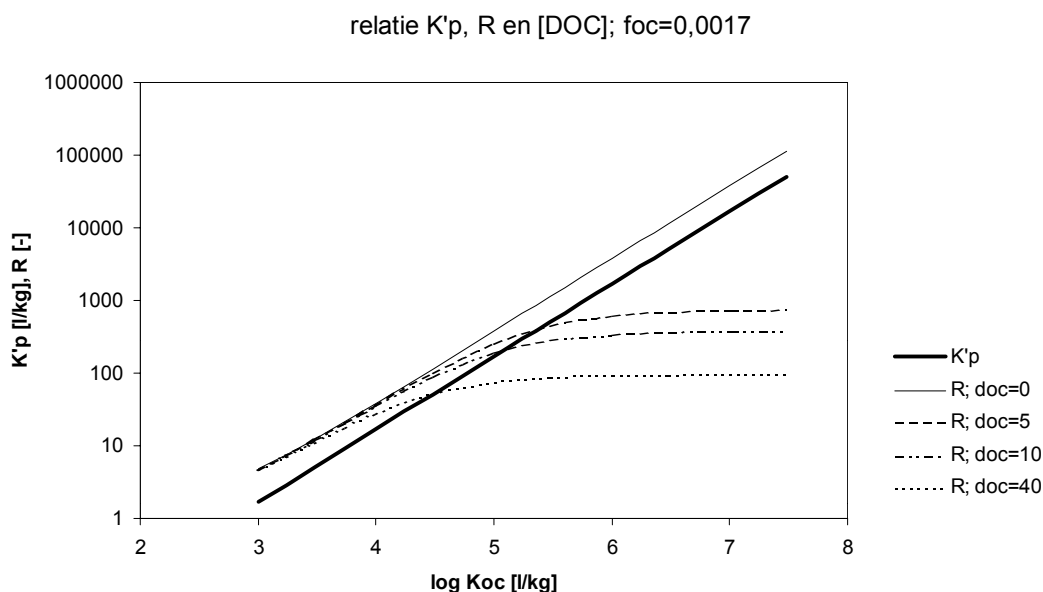
4.3.10 Rol van DOC in poriewater en grondwater

Bij verspreiding via het grondwater wordt wel gesproken van DOC-gefaciliteerd transport. Dit houdt in dat microverontreinigingen geadsorbeerd aan DOC met de snelheid van het grondwater worden getransporteerd.

De verdeling die ontstaat tussen de aan POC (particulair organisch koolstof) geadsorbeerde fractie en de mobiele fractie (opgelost en aan DOC-gebonden) wordt aangeduid als K'_p (in situ verdeling). Samen met de porositeit en bulkdichtheid bepalen deze de retardatie in de bodemmatrix.

De verhouding tussen DOC en POC bepaalt in welke mate de retardatiefactor afwijkt van de retardatiefactor waarbij geen rekening wordt gehouden met DOC als adsorbens van de microverontreinigingen.

In figuur 13 is weergegeven hoe de retardatiefactor wordt beïnvloed door de DOC-concentratie in een fijnzandige bodem met een organisch-koolstofgehalte van 0,17%. Zowel het POC-gehalte als de DOC-concentratie zijn realistische waarden voor watervoerende pakketten. Hoe dieper in het watervoerend pakket, hoe lager de DOC-concentratie vaak wordt.



In de figuur is te zien dat de aanwezigheid van DOC de retardatie van vooral de meer hydrofobe stoffen sterk verlaagd. Bij een [DOC] van 40 mg/l en een laag [POC] komt de retardatiefactor niet boven de 100 uit. Benadrukt wordt dat de mate van verlaging wordt bepaald door de verhouding tussen DOC en POC. Dus als het POC-gehalte omhoog gaat, wordt de retardatiefactor minder verlaagd door de aanwezigheid van DOC.

In sediment wordt de snelheid van DOC zelf vertraagd door sorptie van DOC aan het aanwezige POC en door de kleine poriegrootte. In zandige watervoerende pakketten zijn de poriën groter en het POC-gehalte veel lager waardoor de retardatie van DOC zelf verwaarloosbaar wordt geacht.

Voor enkele zware metalen is de situatie vergelijkbaar met die van de organische microverontreinigingen. Koper en arseen bijvoorbeeld, hebben een relatief hoge affiniteit voor (D)OC, waardoor de retardatiefactor hierdoor mede wordt bepaald door de DOC-concentratie.

Bij de uitgebreide risicobeoordeling worden veld- K_d 's en veld- K'_p 's gemeten. In verontreinigingsgevallen van organische microverontreinigingen en van m.n. de zware metalen koper en arseen geven metingen van DOC (samen met POC) in het watervoerend pakket inzicht in het optredende verspreidingsproces.

4.4 Beoordeling actueel risico

Actueel risico van verspreiding via het grondwater wordt geconcludeerd in die situaties of gebiedsdelen waarin de verspreidingsnelheid van één of meerdere stoffen (boven het MTR) het snelheids criterium overschrijdt.

Verspreiding vanuit situaties met een schone kleilaag direct onder de verontreinigde laag zal gedurende een bepaalde tijd niet als risicovol worden beoordeeld. Na doorslag van de bodem, dus op het moment dat de zich in verticale richting verplaatsende stoffen het watervoerend pakket bereiken, zal de verplaatsingssnelheid sterk toenemen, omdat de stroomsnelheid in het watervoerend pakket veel groter is en de sorptie-eigenschappen veel kleiner zijn. Het moment van doorslag is voor elke stof verschillend.

metingen

Indien metingen aangeven dat op een bepaalde afstand geen verontreinigingen kunnen worden aangetoond, wil dit niet zeggen dat geen verspreiding optreedt, omdat de grootste verspreidingsnelheid vooral in horizontale richting plaats heeft, dus onder de verontreinigde sliblaag door. In elke situatie kunnen alleen berekeningen aangeven of een verspreidingsnelheid boven het criterium verwacht kan worden. Metingen kunnen wel gebruikt worden ter verificatie van berekeningsresultaten.

Literatuur

Anonymus, 1999. Van trechter naar zeef; Afwegingsproces saneringsdoelstelling. VROM, IPO, VNG in kader van BEVER Bodemsanering, van beleid naar praktijk. ISBN 90 12 08843 7,

Appelo, C.A.J. en D. Postma, 1996. Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam, 536 p., ISBN 90 5410 105 9

Buyks, S.E., M. Bleyenbergh, M.A.G.T. van den Hoop en J.P.G. Loch, 2000. The effect of oxidation and acidification on the speciation of heavy metals in sulfide-rich freshwater sediments using a sequential extraction procedure. J. Environ. Monit. 1: 23-27.

Bruijn, J., T. Crommentuijn, K. van Leeuwen, E. van der Plassche, D. Sijm en M. van der Weiden, 199X. Environmental Risk Limits in the Netherlands.

Christensen, J.B., D.L. Jensen en T.H. Christensen, 1996. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. Wat. Res. 30/12: 3037-3049.

Cornelissen, G., 1999. Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments. Proefschrift Universiteit van Amsterdam. ISBN 9036952158.

Crank, J., 1973. The Mathematics of Diffusion. Clarendon Press Oxford. 414 p.

Crommentuijn, T., M.D. Polder en E. van de Plassche, 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentration for metals, taking background concentrations into account. RIVM report nr. 601501 001.

Elswijk, M. van, 2000. Concept-Richtlijn Nader Onderzoek. Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems.

GeoDelft, 1999. Doorlatendheidsbepalingen Haringvliet. Rapportnr. CO-386580/9. 12p.+ bijl. Delft.

GeoDelft, 1999. Doorlatendheidsbepalingen Hollandsch Diep. Rapportnr. CO-390280/12. 12p.+ bijl. Delft.

Gezondheidsraad, 1996. Risico's van bestrijdingsmiddelen voor grondwater-ecosystemen. Gezondheidsraad: Commissie Bestrijdingsmiddelen en grondwater. Publicatie nr 1996/11. Rijswijk.

CIW, 2000. Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4. CIW, mei 2000. Guchte, C. van de, M. Beek, J. Tuinstra, M. van Rossenberg, mei 2000

Heuvel, H. van de, en G. Cornelissen, 2001. Literatuuronderzoek naar verdelingscoëfficiënten en organisch-stofgehalten in watervoerende pakketten. RIZA werkdocument 2000.001x (in prep.)

Houba, V.J.G., Th.M. Lexmond, I. Novozamsky en J.J. van der Lee (1996). State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *The Science of the Total Environment*. Vol. 178, pp. 21-28.

De Lange, W.J., 1991. A groundwater model of the Netherlands, report 90.066, RIZA, Lelystad, the Netherlands

De Lange, W.J., 1996. NAGROM, A groundwater model for national water management and regional and local studies, *EWPRC* 6(5), 63-67.

De Lange, W.J., 2001. Persoonlijke mededeling.

Lyman, W.J., W.F. Reehl en D.H. Rosenblatt (1990). *Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds*. American Chemical Society, Washington, DC.

Min.V&W, 1998. Vierde nota Waterhuishouding (NW4); Water Kader, Regeringsbeslissing (inclusief de per 12 mei 2000 gewijzigde versie van Bijlage A)

Min. VROM, 1997. Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: beoordeling en afstemming (Staatscourant 1998, nr. 4)

Min. VROM, 2000. Circulaire Streefwaarden en Interventiewaarden bodemsanering, 4 februari 2000, nr DBO/19999226863 Directoraat-Generaal Milieubeheer Directie Bodem

Novozamsky, I., Th. M. Lexmond en V.J.G. Houba (1992). A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. 51, pp. 47-58.

RIVM, 1999. Environmental risk limits in the Netherlands. RIVM report nr. 601640-001.

Schmidt, C.A., K. van Vliet en W.J. de Lange (2001). Verspreiding van stoffen uit het Haringvliet naar het grondwater. *Inschatting Actueel risico voor het grondwater ihkv Nader Onderzoek naar de verontreinigde waterbodem*. RIZA rapport in voorbereiding.

Schnoor, J.L., 1992. *Fate of pesticides and chemicals in the environment*. A Wiley-Interscience publication. USA. ISBN 0-471-50232-4. 420 p.

Steenwijk, J.M., G. Cornelissen en Th. E.M. ten Hulscher, 1999. *Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen. Variaties op een Constante sorptie-onderzoek*RWS/RIZA 1994 - 1999. RIZA notanr. 99.023. ISBN nr. 903695245X

Stuyfzand, P.J., en J.A. Zindler, 1998. *Herkomst, ouderdom en bodemreacties van water geïnfiltreerd in het Hollandsch Diep*. KIWA rapport (KOA) 98.161, 73p. + bijl.

Stuyfzand P.J., J.A. Zindler en W.J. de Lange, 1999. Ouderdom en stroming van water geïnfiltreerd in het Hollandsch Diep, volgens de hydrochemie. KIWA rapport (KOA) 99.206, 59p. + bijl.

Verruijt, A., 1970. Theory of Groundwater Flow, ©1970 MacMillan, London.

Vink, J.P.M., 1999. Beschikbaarheid van zware metalen in Maasuiterswaarden en in reducerend sediment. Fase 1. RIZA rapport 99.167X AKWA rapport 99.014

Vink, J.P.M., C. van de Guchte, J.J.G. Zwolsman, L.M. van der Heijdt, J.M. van Steenwijk en J. Tuinstra, 1999. Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment; analyse van biologisch beschikbare fracties, toetsing aan risicogrenzen. AKWArapport 99.007 RIZArapport 99.111X.

Vink, J.P.M., 2000. Zware metalen in Maasuiterswaarden: Effecten van stort en reductie van sediment op de interne macrochemie en metaalspeciëatie in poriewater. RIZA-werkdocument 2000.092x, Lelystad.

Vink, J.P.M., 2001. Speciation of heavy metals in a freshwater sediment as affected by redoxkinetics. (in prep.)

Vliet, K. van, W.J. de Lange en C.A. Schmidt, 2001. Verticale doorlatendheid van slib in Hollandsch Diep en Haringvliet; Relaties met bodemkarakteristieken. RIZA werkdocument In prep.

Bijlage 1 Diffusief transport

Het criterium voor de maximale verspreidingsnelheid via het grondwater is gesteld op 3 meter in 30 jaar. De precieze getalsmatige invulling van deze 3 meter is ingegeven door het feit dat diffusie in dat geval verwaarloosbaar is, zelfs voor ongeretardeerde stoffen. Bij een criterium van bijvoorbeeld 1 meter in 30 jaar zou diffusie in sommige gevallen wel in beschouwing moeten worden genomen, wat de inschatting veel gecompliceerder zou maken. In onderstaande berekening wordt aangetoond dat diffusie van een ongeretardeerde stof in 30 jaar minder dan 3 meter bedraagt.

De concentratie op afstand x van de bron op tijdstip t wordt gegeven door (Appelo, 1996):

$$C(x,t) = 0,5 * C_0 \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{\sqrt{4D_{\text{eff}}t}}\right)$$

waarin:

- $C(x,t)$ concentratie verontreiniging op afstand x van de bron, op tijdstip t ($\mu\text{g/L}$)
 C_0 concentratie verontreiniging in poriewater in de verontreinigde waterbodem (interventiewaarde)
 D_{eff} effectieve diffusiecoëfficiënt ($0,008 \text{ m}^2/\text{jaar}$, zie onder)
 erfc errorfunctie (numeriek te benaderen)

In dit geval is t gelijk aan 30 jaar, $C(x, 30 \text{ jaar})$ wordt gesteld op streefwaardeniveau. Voor C_0 wordt de interventiewaarde genomen. Indien de verontreinigde waterbodem sterker is verontreinigd dan interventiewaardeniveau dan is de diffusie groter.

De effectieve diffusiecoëfficiënt kan worden benaderd via (Lyman et al.):

$$D_{\text{eff}} = \frac{D_0 \theta}{\tau R}$$

waarin:

- D_0 diffusiecoëfficiënt verontreiniging in water (ongeveer $0,03 \text{ m}^2/\text{jaar}$ voor organische stoffen (Lyman et al.))
 θ porositeit (dimensieloos; in dit geval wordt uitgegaan van een porositeit van 0,5)
 τ tortuositeit (maat voor de kronkeligheid van de afgelegde weg; dimensieloos; in dit geval wordt een waarde van 2 genomen)
 R retardatiefactor (dimensieloos, voor ongeretardeerde stoffen gelijk aan 1)

Op deze manier kan de effectieve diffusiecoëfficiënt geschat worden op $0,008 \text{ m}^2/\text{jaar}$.

In onderstaande figuur is de concentratie als functie van de afstand tot de bron weergegeven voor een hypothetische ongeretardeerde ($R=1$) verontreiniging met streefwaarde $0,1 \mu\text{g/L}$ en interventiewaarde $1000 \mu\text{g/L}$, op het tijdstip $t = 30$ jaar. Uit de figuur is af te lezen dat op een afstand van 3 meter de concentratie na 30 jaar onder streefwaardeniveau blijft. Eveneens is

aangegeven hoe het concentratieprofiel eruit ziet bij een gehalte van tweemaal de interventiewaarde. Ook dan wordt op een afstand van 3 meter de streefwaarde niet overschreden. Geconcludeerd kan worden dat door diffusie het criterium van maximaal 3 meter verspreiding in 30 jaar nooit overschreden zal worden.

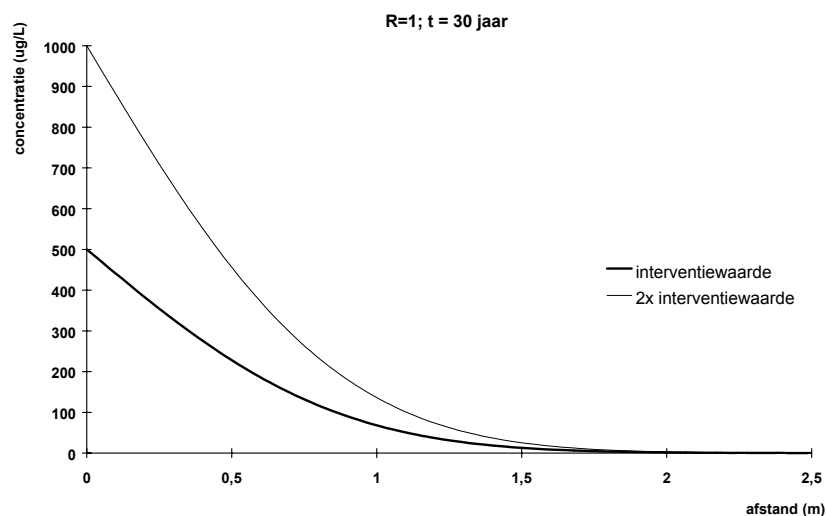
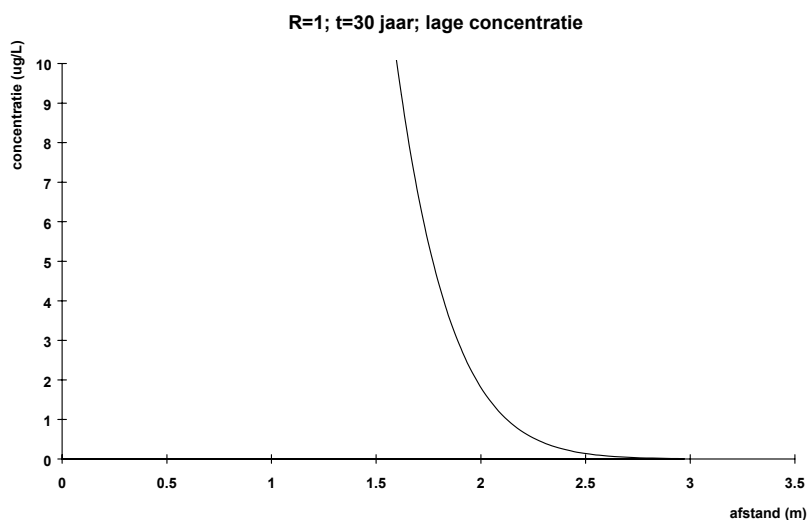


Fig. 1 Concentratie als functie van de afstand tot de bron, voor een ongeretardeerde stof na 30 jaar die alleen verspreidt onder invloed van diffusie. Beginconcentratie op interventiewaardeniveau en tweemaal interventiewaardeniveau (boven: geheel concentratiebereik, onder: laag concentratiebereik).



In een watervoerend pakket is de diffusie in verticale richting bij een retardatiefactor van 1 (ongeretardeerde microverontreinigingen), minder dan 3m in 30 jaar. In werkelijkheid zal door sorptie aan de vaste fase de retardatie groter zijn en de verspreidingssnelheid dus rechtevenredig minder.

Bijlage 2 Potentieel criterium-overschrijdende stoffen

Deze bijlage geeft een overzicht van de stoffen, die zo lipofiel zijn dat ze aangemerkt zijn als waterbodembegonden stoffen en zo hydrofiel dat ze bij een bepaalde grondwatersnelheid in een watervoerend pakket met een laag organisch-stofgehalte nog kunnen worden verspreid.

Tabel: Potentieel criterium-overschrijdende stoffen, bij verschillende grondwaterstromsnelheden. In rood weergegeven stoffen dienen altijd meegenomen te worden; in groen aangegeven stoffen hoeven nooit meegenomen te worden.

	$v_w < 1$ m/ir	$v_w = 1-10$ m/ir	$v_w > 10$ m/ir
PAK's			
naftaleen	JA	JA	JA
anthraceen	NEE	JA	JA
fenantreen	NEE	JA	JA
fluorantheen	NEE	JA	JA
benzo(a)anthraceen	NEE	NEE	JA
chryseen	NEE	NEE	JA
benzo(k)fluorantheen	NEE	NEE	JA
benzo(a)pyreen	NEE	NEE	JA
benzo(ghi)perylene	NEE	NEE	NEE
indenoopvreen	NEE	NEE	NEE
PCB's			
PCB-28	NEE	NEE	JA
PCB-52	NEE	NEE	JA
PCB-101	NEE	NEE	JA
PCB-118	NEE	NEE	NEE
PCB-138	NEE	NEE	JA
PCB-153	NEE	NEE	NEE
PCB-180	NEE	NEE	NEE
vluchtige halogeenkoolwaterstoffen			
monochloorbenzeen	JA	JA	JA
dichloorbenzenen (ind)	JA	JA	JA
trichloorbenzenen (ind)	JA	JA	JA
tetrachloorbenzenen (ind)	JA	JA	JA
pentachloorbenzeen	JA	JA	JA
hexachloorbenzeen	JA	JA	JA
benzeen	JA	JA	JA
dichloorethanen (ind)	JA	JA	JA
1.1-dichlooretheen	JA	JA	JA
1.2-dichlooretheen	JA	JA	JA
dichloormethaan	JA	JA	JA
ethylbenzeen	JA	JA	JA
hexachloorethaan	JA	JA	JA
monochloortoluenen (ind.)	JA	JA	JA
pentachloorethaan	JA	JA	JA
styreene	JA	JA	JA
tetrachlooretheen	JA	JA	JA
tetrachloormethaan	JA	JA	JA
tolueen	JA	JA	JA
1.1.1-trichloorethaan	JA	JA	JA
1.1.2-trichloorethaan	JA	JA	JA
trichlooretheen	JA	JA	JA
trichloormethaan	JA	JA	JA
vinylchloride	JA	JA	JA
xylene (ind)	JA	JA	JA

	v.<1 m/ir	v.=1-10 m/ir	v.>10 m/ir
chlorfenolen			
monochloorfenolen (ind)	JA	JA	JA
dichloorfenolen (ind)	JA	JA	JA
trichloorfenolen (ind)	JA	JA	JA
tetrachloorfenolen (ind)	JA	JA	JA
pentachloorfenol	JA	JA	JA
organochloor-verbindingen			
aldrin	NEE	JA	JA
dieldrin	NEE	NEE	JA
endrin	JA	JA	JA
DDT	NEE	NEE	JA
DDD	NEE	JA	JA
DDE	NEE	JA	JA
a-endosulfan	JA	JA	JA
α-HCH	JA	JA	JA
β-HCH	JA	JA	JA
γ-HCH (lindaan)	JA	JA	JA
heptachloor	NEE	JA	JA
heptachloorepoxide	JA	JA	JA
chloordaan	NEE	JA	JA
organofosforverbindingen			
azinfos-methyl	JA	JA	JA
chlorfenvinfos	JA	JA	JA
chloorovrifos	JA	JA	JA
cumafos	JA	JA	JA
disulfoton	JA	JA	JA
fenitrothion	JA	JA	JA
fenthion	JA	JA	JA
foxim	JA	JA	JA
malathion	JA	JA	JA
parathion(-ethyl)	JA	JA	JA
parathion-methyl	JA	JA	JA
pvrazofos	JA	JA	JA
tolclofos-methyl	JA	JA	JA
organotin-verbindingen			
tetrabutyltin-verbindingen	JA	JA	JA
tributyltin-verbindingen	JA	JA	JA
trifenvltinverbindingen	JA	JA	JA
carbamaten & dithiocarbamat			
carbarvl	JA	JA	JA
carbofuran	JA	JA	JA
tri-allaat	JA	JA	JA
triazinen, pyridazinen & triazolen			
atrazin	JA	JA	JA
simazin	JA	JA	JA
synthetische pyrethroiden			
bifenthrin	NEE	JA	JA
cypermethrin	NEE	JA	JA
deltamethrin	NEE	JA	JA
permethrin	NEE	JA	JA
aniliden & dinitro-anilinen			
quintozeen	JA	JA	JA
trifluralin	JA	JA	JA
carboximiden			
captafol	JA	JA	JA
captan	JA	JA	JA

Bijlage 3 Normen voor zware metalen

Tabel. Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus voor grondwater (Crommentuijn, 1997) en Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus voor oppervlaktewater, streef- en interventiewaarden voor grondwater (CIW, 2000) [$\mu\text{g/l}$ opgelost].

(zwaar) metaal	$MTR_{\text{grondwater}}$	MTR_{opp}	streefwaarde diep grondwater incl. achtergrondc onc	interventie- waarde
cadmium	0,40	0,4	0,06	6
anorganisch kwik	-	0,2	0,01	0,3
methyl-kwik	-	0,02	0,01	-
koper	2,4	1,5	1,3	75
nikkel	3,9	5,1	2,1	75
lood	13	11	1,7	75
zink	31	9,4	24	800
chroom	11*	8,7*	2,5	30
arsen	31	25	7,2	60
antimoon	6,3	6,5	0,15	20
barium	350	220	200	625
beryllium	0,21	0,2	0,05	15**
cobalt	3,2	2,8	0,7	100
molybdeen	290	290	3,6	300
seleen	5,3	5,3	0,7	160**
thallium	3,6	1,6	2	7**
tin	20	18	2,2	50**
vanadium	4,7	4,3	1,2	70**

* gebaseerd op chroom (VI)

** indicatief niveau voor ernstige verontreiniging

Bijlage 4 Kd's van zware metalen in zand

Distributiecoëfficiënten voor zware metalen in watervoerende pakketten.

Door Vink, J.P.M., en H. van den Heuvel RIZA afd. Milieuchemie

Met een literatuurverkenning is getracht om een indruk te krijgen van de te verwachten grootte-orde van distributiecoëfficiënten voor metalen in watervoerende pakketten. Hiervoor is de internationale literatuur geraadpleegd. Daarnaast is gekeken in hoeverre bij RIZA gegevens bekend zijn. Criteria bij deze verkenning waren dat zowel gegevens van de vaste als van de opgeloste fase beschikbaar moesten zijn. Bovendien moest het poriewater uit het bewuste watervoerende pakket op de juiste wijze zijn bemonsterd (anaëroob indien noodzakelijk) en voldoende zijn gekarakteriseerd (minimaal: pH, karakteristieken van de sedimentmatrix (lutum, organisch stof), macrochemie, redoxtoestand). Studies waarbij metalen aan monsters waren *gespiked*, dus in het laboratorium zijn toegediend, zijn niet opgenomen. Mede door deze criteria is de hoeveelheid bruikbare gegevens zeer beperkt gebleken.

Er is getracht om de beschikbare gegevens te clusteren naar omgevingskarakteristieken. Hierbij is gezocht naar parameters die een significant onderscheidend vermogen laten zien wanneer een aquifer aan deze parametergrenzen voldoet, ten opzichte van aquifers die hier niet aan voldoen. Het is niet mogelijk gebleken een onderscheid te maken naar sedimentkarakteristieken (lutum, organisch stof). De beschikbare gegevens voor kleiïge aquifers waren hiervoor ontoereikend. Het clusteren naar macrochemische parameters die als redoxindicator kunnen dienen (bv. nitraat en sulfaat) was niet mogelijk, omdat te weinig gegevenssets hierin volledig waren. De pH bleek wel in voldoende mate onderscheidend te zijn ($p < 0,05$).

Tabel 1. Distributiecoëfficiënten in $l \cdot kg^{-1}$ voor zandige aquifers (<2% lutum).

Metaal	pH<6	pH>6	Ref
As		1,75 ±0,45	Mariner et al., 1996
	264 ±6	161 ±96	Vink, unip.
Cd	4 [#]	417 [#]	Christensen et al., 1996a
		192 ±133	Christensen et al., 1996b
	27 ±8		Vukovic & Biscan, 1998
Cr	1421 ±32	731 ±220	Vink, unip.
Cu	126 [#]	2291 [#]	Christensen et al., 2000
	21	492 ±71	Vink, unip.
Ni	3,7 [#]	537 [#]	Christensen et al., 1996a
		73 ±59	Christensen et al., 1996b
	4106 ±1854	534 ±187	Vink, unip.
Pb		3700	Chen et al., 1995
	3562 ±882	3328 ±2297	Vink, unip.
Zn	2,4 [#]	1820 [#]	Christensen et al., 2000
		693 ±220	Christensen et al., 1996b
		1325 ±571	Zindler, 1999

Cursieve waarden zijn afgeleid uit pH-afhankelijke relatie bij pH=5 of 8.

In Tabel 1 zijn de resultaten opgenomen van de studies die aan de genoemde criteria voldoen. In de tabel is onderscheid gemaakt naar licht zure en licht basische aquifers. De spreiding in de gegevens is groot. Eén van de redenen is waarschijnlijk dat andere, niet gemeten karakteristieken zoals mineralogische samenstelling, CEC, DOC en alkaliteit bepalend zijn voor de speciatie van de individuele metalen. Zo is voor Cd, Ni en Zn (o.a. Christensen et al. (1996b)) en Cu (o.a. Kramer et al., 1999) aannemelijk gemaakt dat de distributiecoëfficiënt in de regel afneemt bij toenemende DOC-concentratie. Overigens is van geen enkele studie te achterhalen in hoeverre stroming van grondwater (advectie) een rol speelt voor evenwichtsaanname en of de concentraties in het poriewater daadwerkelijk corresponderen met de gehalten in de bemonsterde sedimentlaag.

De gegevens uit tabel 1 zijn gebruikt voor een nadere analyse. Er is hierbij gezocht naar significante empirische wetmatigheden die de distributiecoëfficiënt schatten bij een gegeven pH. Tabel 2 geeft de resultaten van de analyse van de verzamelde gegevens. De vermelde relaties zijn allen statistisch significant met een p van >0,001.

Tabel 2 Empirische, pH-afhankelijke vergelijkingen voor het schatten van de distributiecoëfficiënt van metalen gebaseerd op de volledige gegevensset uit tabel 1 voor zandige aquifers. Voor Cr en Pb zijn te weinig gegevens voorhanden (n=4 resp. 7).

Metaal	Vergelijking	r ²	r	n	p
As	$\log K_d = -0,49 \cdot \text{pH} + 4,79$	0,67	0,819	25	0,001
Cd	$\log K_d = 0,39 \cdot \text{pH} - 0,45$	0,43	0,656	39	0,001
Cu	$\log K_d = 0,29 \cdot \text{pH} + 0,85$	0,34	0,583	22	0,001
Ni	$\log K_d = 0,35 \cdot \text{pH} - 0,23$	0,24	0,490	41	0,001
Zn	$\log K_d = 0,79 \cdot \text{pH} - 3,11$	0,70	0,837	38	0,001

p = significantieniveau

Literatuur (bij bijlage 4)

- Anderson, P.R., en T.H. Christensen, 1988. Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. *Journal of Soil Science*, vol. 39, p.15-22.
- Chen, J-H., Lion, L.W., Ghiorse, W.C. and Shuler, M.L. (1995). Mobilization of Adsorbed Cadmium and Lead in Aquifer Material by Bacterial Extracellular Polymers; *Wat. Res.* 29, 421.
- Christensen, T.H., Astrup, T., Boddum, J.K., Østergaard-Hansen, B. and Redemann, S. (2000). Copper and Zinc Distribution Coefficients for Sandy Aquifer Materials; *Wat. Res.* 34, 709.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L and Christensen, T.H. (1996b). Effect of Dissolved Organic Carbon on the Mobility of Cadmium, Nickel and Zinc in Leachate Polluted Groundwater; *Wat. Res.* 30, 3037.
- Christensen, T.H., Lehmann, N., Jackson, T. and Holm, P.E. (1996a). Cadmium and nickel distribution coefficients for sandy aquifer materials; *Journal of Contaminant Hydrology* 24, 75.
- Kramer, K.J.M, Jak, R., Hooftman, R.N., Van Hattum, B. en Steen, R. (1999). *Kopertox: onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van koper in nederlandse oppervlaktewateren*. Mermayde, Bergen.
- Mariner, P.E., Holzmer, F.J., Jackson, R.E., Meinardus, H.W. and Wolf, F.G. (1996). Effects of High pH on Arsenic Mobility in a Shallow Aquifer Permeability along the Adjacent Shoreline, Commencement Bay Superfund Site, Tacoma, Washington; *Environ. Sci. Technol.* 30, 1645.
- Ministerie van VROM, 1999. Interim-richtlijn opstellen en toepassen bodemkwaliteitskaarten in het kader van de Vrijstellingsregeling Grondverzet, Den Haag, juni 1999.
- Sokal, R.R., en F.J. Rohlf, 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company; New York. 2nd ed., 859 p.
- Rohlf F.J., en Sokal, R.R., 1981. *Statistical Tables*. W.H. Freeman and Company; New York. Table 25.
- Vink, J.P.M. (unpublished). Gehalten van metalen in grond en poriewater van een diepe kolom uit de Mariapolder, Biesbosch. RIZA, Lelystad.
- Vukovic, M. and Biscan, J. (1998). A contribution to environmental risk assesment for transport of cadmium through groundwater layers. Case study of the Sava river (near Zagred, Croatia) region; *Wat. Res.* 32, 3765-3771.
- Zindler, J.A. (1999). Transport naar de onderwereld: Verslag bemonsteringen fase 2 en 3; RIZA werkdocument 99.124X, Lelystad.

Bijlage 5 Verdelingscoëfficiënten organische microverontreinigingen

<u>PAK's</u>	<u>log₁₀ K_{oc}</u>	<u>vluchtige halogeenkoolwaterstoffen</u>	<u>log₁₀ K_{oc}</u>	<u>zuren</u>	<u>log₁₀ K_{oc}</u>
naftaleen	3,31	trichloormethaan	1,82	bentazon	1,53
anthraceen	4,46	vinylchloride	1,53	2,4-D	1,67
fenantreen	4,47	xylenen (ind)	2,81	dichloorprop	3,1
fluorantheen	5,17	<u>chloorfenolen</u>		dinoseb	2,28
benzo(a)anthraceen	5,80	monochloorfenolen (ind)	2,1	dinoterb	3,75
chryseen	5,7	dichloorfenolen (ind)	2,5	DNOC	2,35
benzo(k)fluorantheen	6,01	trichloorfenolen (ind)	2,8	MCPA	1,7
benzo(a)pyreen	5,98	tetrachloorfenolen (ind)	3,19	mecoprop	0,93
benzo(ghi)peryleen	6,6	pentachloorfenol	3,17	2,4,5-T	2
indenopyreen	6,41	<u>organochloor-verbindingen</u>		<u>carbamaten & dithiocarbamaten</u>	
		aldrin	5,05	aldicarb	1,23
<u>PCB's*</u>	<u>log₁₀ K_{oc}</u>	dieldrin	5,81	benomyl	1,85
PCB-28	5,41	endrin	4,23	carbaryl	2,27
PCB-52	5,9	DDT	5,57	carbendazim	2,62
PCB-101	5,90	DDD	4,85	carbofuran	1,5
PCB-118	6,86	DDE	4,76	maneb	-
PCB-138	5,8	α-endosulfan	3,05	metam-natrium	2,4
PCB-153	6,36	α-HCH	3,19	methomyl	1,37
PCB-180	6,56	β-HCH	4,3	oxamyl	1,06
		γ-HCH (lindaan)	3,6	pirimicarb	2,63
<u>vluchtige halogeenkoolwaterstoffen</u>		heptachloor	4,39	propoxur	1,36
monochloorbenzeen	2,34	heptachloorepoxide	2,88	thiram	2,63
dichloorbenzenen (ind)	2,64	chloordaan	4,5	tri-allaat	3,13
trichloorbenzenen (ind)	3,32	<u>organofosforverbindingen</u>		zineb	-
tetrachloorbenzenen (ind)	3,79	azinfos-ethyl	2,88	<u>triazinen, pyridazinen & triazolen</u>	
pentachloorbenzeen	3,8	azinfos-methyl	3,11	anilazin	2,65
hexachloorbenzeen	3,98	chlorfenvinfos	3,13	atrazin	2,21
benzeen	1,89	chloorpyrifos	3,82	chloridazon	1,92
acrylonitril	0,26	cumafos	3,28	cyanazin	2,27
3-chloorpropeen	1,46	demeton	-	desmetryn	2,28
dichloorethanen (ind)	1,27	diazinon	2,67	metamitron	2,21
1,1-dichlooretheen	1,87	dichloorvos	1,8	simazin	2,05
1,2-dichlooretheen	1,87	dimethoat	1,77	<u>synthetische pyrethroiden</u>	
dichloormethaan	1,57	disulfoton	3,13	bifenthrin	4,88
1,2-dichloorpropaan	1,62	ethoprofos	1,92	cypermethrin	4,88
1,3-dichloorpropaan	1,62	fenitrothion	3,1	deltamethrin	4,88
1,3-dichloorpropeen	1,7	fenthion	3,29	permethrin	4,88
2,3-dichloorpropeen	1,98	foxim	3,2	<u>aniliden & dinitro-anilinen</u>	
etheen	1,09	heptenofos	2,41	metazachloor	2,12
ethylbenzeen	2,2	malathion	3,08	metolachloor	2,3
ethyleenoxide	-0,38	mevinfos	2,81	propachloor	1,92
hexachloorethaan	3,62	oxydemeton-methyl	1,12	quintozeen	4,3
monochloortoluenen (ind.)	3,27	parathion(-ethyl)	3,06	trifluralin	4
pentachloorethaan	3,6	parathion-methyl	3,18	<u>fenylureum-herbiciden</u>	
styreen	2,96	pyrazofos	3,03	diuron	2,56
1,1,2,2-tetrachloorethaan	1,93	tolclofos-methyl	3,46	isoproturon	2,46
tetrachlooretheen	2,39	triazofos	2,56	linuron	2,79
tetrachloormethaan	2,8	trichloorfon	1,59	metabenzthiazuron	2,81
tolueen	2,09	<u>organotin-verbindingen</u>		metobromuron	2,28
1,1,1-trichloorethaan	1,83	tetrabutyltin-verbindingen	2,93	<u>carboximiden</u>	
1,1,2-trichloorethaan	2	tributyltin-verbindingen	4,11	captafol	3,32
trichlooretheen	2,05	trifenylnitroverbindingen	4,35	captan	2,31

Overgenomen uit: Steenwijk, J.M. van, G. Cornelissen en Th. E.M. ten Hulscher (1999).