

DE INVLOED VAN VERVUILDE
WATERBODEMS OP DE
GRONDWATERKWALITEIT



DE INVLOED VAN VERVUILDE
WATERBODEMS OP DE
GRONDWATERKWALITEIT

Stieltjesweg 2
Postbus 69, 2600 AB Delft
Telefoon 015-693500
Telex 38234 soil nl
Telefax 015-610821

Postgiro 234342
Bank Mees en Hope NV
Reknr. 25.92.35.911
K.v.K. S 145040 Delft



C8403
**GRONDMECHANICA
DELFT**

**RIJKSWATERSTAAT DBW/Riza
Invloed van vervuilde waterbodems
op de grondwaterkwaliteit**

**CO-298700/34
eindrapport
mei 1989**

**Opgesteld in opdracht van DBW/Riza,
Lelystad**

**AFDELING CHEMIE EN MILIEUGEOTECHNIEK
projectleider: drs. W. Visser
: ir. J. Taat
projectbegeleider: drs. F.A. Weststrate
afdelingshoofd: dr.ir. M. Loxham**



INHOUD:	blz.:
SAMENVATTING EN CONCLUSIES	1
1. INLEIDING	4
1.1 Algemeen	4
1.2 Probleemstelling	4
1.3 Doelstelling en werkwijze	5
2. INVENTARISATIE VAN MOGELIJKE PROBLEEMLOCATIES	7
2.1 Inleiding	7
2.2 Infiltratie	9
2.3 Slibaccumulatie	11
2.4 Probleemlocaties	11
2.5 Typische dwarsdoorsneden	12
3. VERKENNENDE BEREKENINGEN	17
3.1 Algemeen	17
3.2 Bodemopbouw onder de waterloop	17
3.3 Organische stoffen	19
3.3.1 Asorptie gedrag	19
3.3.2 Het gebruikte model	21
3.3.3 Resultaten	23
3.4 Anorganische verbindingen	28
3.5 Mogelijkheden tot herschalen via K_{oc}	30
3.6 Conclusies verkennende berekeningen	33
4. VERSPREIDINGSBEREKENINGEN	36
4.1 Inleiding	36
4.1.1 Gebruikte doorsneden	36
4.1.2 Beshouwe stoffen	36
4.2 Uitgangspunten bij de verspreidingsberekeningen	37
4.3 Modelschematisaties	38
4.4 Resultaten	42
4.4.1 Inleiding	42
4.4.2 Anorganische verbindingen	44
4.4.2 Organische verbindingen	44
5. CONCLUSIES	46
LITERATUURLIJST	48
BIJLAGE 1: Microverontreinigingen in Ketelmeersediment	
BIJLAGE 2: Resultaten 2-D verspreidingsberekeningen	
BIJLAGE 3: Tabel 1A, waterleidingbesluit 1983	
APPENDIX	
FIGUUR 2.1	
FIGUUR 2.2	
FIGUUR 2.3	

bladnummer : - 1 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In sommige delen van Nederland is er sprake van inzijging van oppervlaktewater. Indien er ter plaatse van deze inzijggebieden een verontreinigde waterbodem aanwezig is kunnen in principe de aan het slib geadsorbeerde verontreinigingen door het infiltrerende oppervlaktewater worden uitgespoeld en vervolgens via watervoerende lagen naar de omgeving worden verspreid.

Naar de invloed van vervuilde waterbodems op de grondwaterkwaliteit was tot nu toe nog weinig onderzoek gedaan. In het kader van normstelling en beleid in zake de vervuilde waterbodem problematiek is het echter wenselijk inzicht te verkrijgen in de bedreiging die verontreinigde waterbodems voor het grondwater in de omgeving van oppervlaktewateren kunnen vormen. Mogelijk bedreigde activiteiten zijn bijvoorbeeld landbouw in aangrenzende polders en de winning van oevergrondwater.

Het doel van deze bureaustudie is om op grond van een inventarisatie van potentieel bedreigde locaties, op basis van bestaande literatuur, en het uitvoeren van numerieke simulaties van de verspreiding van verontreinigingen, algemene inzichten te verkrijgen in de processen en parameters die bij voornoemde problematiek een rol spelen.

In dit onderzoek komen de volgende vragen aan de orde:

- waar kunnen zich problemen voordoen
- wat zal de omvang van deze problemen zijn
- op welke termijn zullen deze problemen zich voordoen
- voor welke stoffen zullen deze problemen zich voordoen

Uit een inventarisatie van gegevens uit de literatuur is gebleken dat er in Nederland een aantal locaties aan te wijzen zijn waar infiltratie situaties voorkomen in combinatie met de aanwezigheid van ernstig vervuilde waterbodems. Deze locaties zijn te vinden in de benedenlopen en estuaria van de grote rivieren Rijn, (IJssel), Maas en Schelde. Tevens zijn er in West-Nederland een aantal kanalen aan te wijzen waarin dergelijke situaties voorkomen. In Oost-Nederland komen lokaal een aantal probleemlocaties voor in infiltrerende kanalen (zie figuur 2.3).

Via verkennende berekeningen is nagegaan in hoeverre bij onderscheiden locaties daadwerkelijk problemen zullen optreden. Dit hangt onder andere af van de dikte van de sliblaag, de geohydrologische situatie en de beschouwde stof.

Voor al locaties met relatief lage intreeweestanden (zandig profiel en matige slibdiktes) blijken mogelijk tot problemen voor de grondwaterkwaliteit te kunnen leiden.

bladnummer : - 2 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989

Verder blijkt uit de verkennende berekeningen dat cadmium ($\approx$ zware metalen) niet tot problemen zal leiden zolang het slib anaëroob blijft, terwijl arseen onder deze omstandigheden mogelijk wel tot problemen kan leiden. Voor organische microverontreinigingen kan een parameter E gedefinieerd worden die de potentiële ernst van de verontreiniging weergeeft:

$$E = \frac{C_{\text{slib}}}{K_{\text{oc}} \cdot f_{\text{oc}} \cdot N}$$

Hierin is C_{slib} de vaste stof concentratie in het slib (mg/kg d.s), K_{oc} de adsorptiecoëfficiënt betrokken op het organisch koolstof ($\text{m}^3/\text{kg} \cdot \text{oc}$), f_{oc} de fractie organisch koolstof in het slib (kg oc/kg d.s) en N de norm voor bijvoorbeeld drinkwater (mg/m^3 of $\mu\text{g}/\text{l}$). Indien $E < 1$ zijn er geen problemen te verwachten. Indien $E > 1$ hangt het af van de lokale situatie (slibdikte, geohydrologie etc.) of er wel problemen zullen optreden.

Er is aangetoond dat herschaling van berekeningsresultaten met behulp van de K_{oc} voor organische stoffen met $K_{\text{oc}} > 0.8 \text{ m}^3/\text{kg}$ en een fractie organisch koolstof > 0.0002 mogelijk is. Hierdoor kan er per situatie volstaan worden met 1 berekening voor een goed adsorberende stof. Uit de resultaten hiervan kunnen dan de concentratie-tijdsrelaties voor andere stoffen worden afgeleid op grond van de verhoudingen in de K_{oc} -waarden.

Twee-dimensionale verspreidingsberekeningen voor gevoelige situaties tonen aan dat binnen de gebruikte randvoorwaarden de verspreiding van zware metalen zoals cadmium van weinig betekenis zal zijn, al zal er sprake zijn van een lange nalevering. Drinkwaternormen worden niet overschreden, zelfs niet onder de rivier. Naast de rivier wordt een geringe concentratie verhoging pas na lange tijd merkbaar.

Arseen zal onder gebruikte vooronderstellingen zich vrij snel met significante concentraties door de aquifer verspreiden, de drinkwaternorm wordt echter niet overschreden.

Voor de meeste organische microverontreinigingen blijkt ongeacht de lokale bodemcondities de uitloging van verontreinigde waterbodems niet tot problemen voor de grondwaterkwaliteit te zullen leiden. Alleen voor organische verbindingen welke relatief matig adsorberen aan de matrix, maar vanwege hun hoge lozing nu of in het verleden toch in hoge concentraties in het slib voorkomen, kan een aanzienlijke normoverschrijding verwacht worden. De E waarde (zie formule 3.7) voor deze stoffen moet dan veel groter zijn dan 1.

bladnummer : - 3 -
ons kenmerk: C0-298700/34
datum : mei 1989

Voor 1,2- dichloorbenzeen is berekend dat bij de actueel gemeten concentraties in het Ketelmeerslib, de drinkwaternorm kan worden overschreden, vooral in situaties waar wat dikkere sliblagen aanwezig zijn. Bij schematisatie 4 (een breed waterlichaam met een groot verschil tussen rivierpeil en polderpeil) met 2 meter slib is berekend dat in een zône van circa 1.5 km langs de oever een normoverschrijding plaats zal vinden met een factor 40 (na 100 jaar).

SAMENVATTING PROBLEMEN

PLAATS	beneden rivieren met zandige bedding zoals Hollands Diep, Oude Maas, Ketelmeer etc., onder de waterloop en in een zone van 1.5 a 2 km erlangs
STOFFEN	arseen (geringe mate) en organische verbindingen met matige binding aan het slib, zoals 1,2-DCB, die in relatief hoge concentraties in het slib aanwezig zijn
OMVANG	overschrijding van de drinkwaternorm met maximaal een factor 40. Voor arseen geen normoverschrijding
TERMIJN	op korte termijn (1 à 2 jaar) en gedurende lange tijd

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met het optreden van preferente stroombanen e.d. Deels wordt dit opgevangen door de manier waarop het fenomeen dispersie is gedefinieerd in het model (zie appendix). Verder is er geen rekening gehouden met de aanwezigheid van een regionale achtergrondstroming en zijn ook afbraak en dissociatie van organische verbindingen buiten beschouwing gelaten. Voor wat betreft de anorganische verbindingen is er vanuit gegaan dat er geen menging optreedt met andere watertypes waardoor bijvoorbeeld de redoxcondities kunnen wijzigen, en is anaërobie in het slib als randvoorwaarde gebruikt.



1. INLEIDING

1.1 Algemeen

Onderhavig onderzoek is uitgevoerd door Grondmechanica Delft in opdracht van DBW/Riza. De opdracht hield een onderzoek in naar de invloed van vervuilde waterbodems op de grondwaterkwaliteit. Het is de bedoeling dat de resultaten van dit onderzoek zoals weergegeven in dit rapport een bijdrage zullen leveren aan de onderbouwing van het beleid ten aanzien van de sanering van waterbodems zoals dit zal worden neergelegd in de derde nota waterhuishouding.

De opdracht is uitgevoerd door de afdeling CHEMIE EN MILIEUGEOTECHNIEK onder opdrachtnummer CO-298700. De opdracht is schriftelijk verleend op 20 april 1988 (kenmerk BX 5244) onder opdrachtnummer DB-406.

Het onderzoek is uitgevoerd gedurende de periode 15 april 1988 - 15 november 1988.

Voor de begeleiding van het onderzoek was een commissie samengesteld waarin deelnamen:

ir. P.B.M. Stortelder	
dr. W.A. Bruggeman	) DBW/Riza
ir. M.A.M. Mann	
ir. G.J. Heij	RIVM/LBG
dr. P.S. Stuyfzand (corresponderend lid)	KIWA

1.2 Probleemstelling

In sommige delen van Nederland is er sprake van inzijging van oppervlaktewater. Indien er ter plaatse van deze inzijggebieden een verontreinigde waterbodem aanwezig is kunnen in principe de aan het slib geadsorbeerde verontreinigingen door het infiltrerende oppervlaktewater worden uitgespoeld en vervolgens via watervoerende lagen naar de omgeving worden verspreid.

Naar de invloed van vervuilde waterbodems op de grondwaterkwaliteit was tot nu toe weinig onderzoek gedaan. Er spelen hier verschillende effecten een rol. Ten eerste zal de dikte van de sliblaag de infiltratiesnelheid, en daarmee de flux naar het watervoerende pakket sterk beïnvloeden. Ten tweede kan een sliblaag, indien relatief schoon, juist als een barrière werken voor zowel anorganische als organische microverontreinigingen als de oppervlaktewaterkwaliteit nog onvoldoende is verbeterd. Verder zullen bepaalde situaties vanwege de lage infiltratiesnelheden en de mogelijk aanwezige sterk adsorberend klei- of veenlagen slechts tot geringe emissies kunnen leiden.



In het kader van normstelling en beleid in zake de vervuilde waterbodem problematiek is het daarom wenselijk inzicht te verkrijgen in de bedreiging die verontreinigde waterbodems voor het grondwater in de omgeving van oppervlaktewateren kunnen vormen. Mogelijk bedreigde activiteiten zijn bijvoorbeeld landbouw in aangrenzende polders en de winning van oevergrondwater.

1.3 Doelstelling en werkwijze

Het doel van deze bureaustudie is om op grond van een inventarisatie van potentieel bedreigde locaties en het uitvoeren van numerieke simulaties algemene inzichten te verkrijgen in de processen en parameters die bij voornoemde problematiek een rol spelen. Deze inzichten kunnen dan gebruikt worden bij de noodzakelijke onderbouwing van het beleid, zoals dat zal worden vastgelegd in de derde nota waterhuishouding.

Heel concreet zal dit onderzoek antwoorden geven op de volgende vragen:

- waar kunnen zich problemen voordoen
- wat zal de omvang van deze problemen zijn
- op welke termijn zullen deze problemen zich voordoen
- voor welke stoffen zullen deze problemen zich voordoen

Om aan de doelstellingen van de opdracht te kunnen voldoen is eerst een inventarisatie gemaakt van locaties waar infiltratie van oppervlaktewater plaats vindt en waarvan eveneens bekend is dat er ernstig verontreinigd slib op de bodem ligt. Dit is beschreven in hoofdstuk 2. Deze locaties zijn vervolgens ingedeeld in zes typische geohydrologische doorsneden. De bijbehorende geohydrologische parameters zoals weerstanden, doorlatendheden en potentiaalverschillen zijn zoveel mogelijk uit bestaande literatuur verzameld.

In hoofdstuk 3 worden de resultaten van een aantal systeemanalytische berekeningen beschreven. Deze zijn uitgevoerd om te verkennen welke geohydrologische situaties en welke stoffen eventueel tot problemen kunnen leiden.

Bij opdrachtverlening is in principe overeengekomen dat behalve cadmium en arseen ook 3 organische verbindingen in beschouwing zullen worden genomen. Cadmium is gekozen vanwege het veelvuldig voorkomen en zijn toxische eigenschappen. Het gedrag van cadmium zal tot op zekere hoogte illustratief zijn voor het gedrag van andere zware metalen. Arseen is gekozen vanwege het van andere zware metalen afwijkende gedrag.

Met behulp van het convectie-dispersiemodel VERA is voor een aantal typische doorsneden de verspreiding van verontreinigingen vanuit het

bladnummer : - 6 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



**GRONDMECHANICA
DELFT**

slib via het grondwater naar de omgeving gesimuleerd. Hierbij is vooral gekeken naar situaties die uit de systeemanalyse als kritisch naar voren zijn gekomen. De resultaten worden in hoofdstuk 4 gepresenteerd als concentratie ontwikkeling in de tijd onder de rivierbodem, en als concentratie verloop tegen de afstand op verschillende tijdsintervallen.

In hoofdstuk 5 worden de conclusies naar aanleiding van de uitkomsten van dit onderzoek in algemene termen geformuleerd.



2. INVENTARISATIE VAN MOGELIJKE PROBLEEMLOCATIES

2.1 Inleiding

Oorspronkelijk (tot circa 1300 na Christus) waren vrijwel alle waterlopen in Nederland drainerend, dat wil zeggen dat de grondwaterstroming gemiddeld genomen naar deze waterlopen toe gericht was. Door ingrijpen van de mens is hierin op een groot aantal plaatsen verandering gekomen.

In West-Nederland ontstonden door bedijking, ontvening op grote schaal en het droogmalen van ontstane plassen zogenaamde infiltratiesituaties. Omdat de oppervlaktewaterpeilen in de rivieren nu hoger liggen dan de kunstmatige polderpeilen is de grondwaterstroming omgekeerd.

In Oost-Nederland ontstonden infiltratiesituaties door het aanleggen van kanalen waarin kunstmatige peilen worden gehandhaafd die op sommige plaatsen hoger liggen dan de gemiddelde grondwaterstand in de omgeving. Dit komt onder andere voor bij het Julianakanaal, de Zuid-Willemsvaart en het Twentekanaal. De grote rivieren in Oost-Nederland werken drainerend door de relatief lage ligging ten opzichte van hun omgeving.

Om een schatting te kunnen maken van het infiltratiedebiet zijn de plaatselijke geohydrologische gegevens nodig. De onderzochte oppervlaktewateren zijn weergegeven in figuur 2.1. Hierop zijn ook de gebieden waar infiltratie optreedt aangegeven. In paragraaf 2.2 zal nader worden ingegaan op het infiltratieproces.

Naast een inventarisatie van locaties waar infiltratie vanuit het oppervlaktewater naar het grondwater plaatsvindt, is op basis van enkele beschikbare rapporten (lit. 1,2) een inventarisatie gemaakt van locaties waar sterk tot zeer sterk verontreinigde waterbodems (klasse 3 - 4 slib) voorkomen (overschrijding klasse 3 - 4 grens voor minstens 1 parameter). Zie voor klassegrenzen tabel 2.1. Normstelling ten aanzien van vervuilde waterbodems is overigens nog steeds in ontwikkeling. Bij deze studie is nog gebruik gemaakt van de bestaande klassenindeling van baggerspecie uit het benedenrivierengebied, zoals tot nu toe gebruikelijk was.

De belangrijkste locaties waar sterk tot zeer sterk verontreinigd slib is aangetroffen, zijn de sedimentatie gebieden van de grote rivieren en estuaria, enkele scheepvaartkanalen en havengebieden. Deze locaties zijn op grond van bestaande literatuur zo volledig mogelijk in kaart gebracht in figuur 2.2.

De gebieden waar een combinatie van infiltratie van oppervlaktewater en de aanwezigheid van sterk verontreinigd slib is aangetroffen, en welke in het kader van dit project dus als potentiële probleemlocaties

bladnummer : - 8 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989

zijn aan te merken, zijn te vinden in figuur 2.3. Van verschillende locaties uit figuur 2.3 zijn, voor zover mogelijk, representatieve dwarsdoorsneden gemaakt. Deze dwarsdoorsneden zullen worden gebruikt als basis voor de numerieke simulatie van de verspreiding van verontreinigingen via het grondwater.

STOF	KLASSIFIKATIESYSTEEM				WATERBODEMNORMERING			
	eenheid	klasse 1/2	klasse 2/3	klasse 3/4	eenheid	basis-kwaliteit	toetsingswaarde	signaleringswaarde
As	mg/kg d.s. 2)	23	32	110	mg/kg d.s.	29	45	100
Cd	mg/kg d.s. 2)	6	19	32	mg/kg d.s.	0,8	7,5	30
Cr	mg/kg d.s. 2)	190	220	550	mg/kg d.s.	100	155	600
Cu	mg/kg d.s. 2)	60	190	370	mg/kg d.s.	36	90	400
Hg	mg/kg d.s. 2)	1,5	9	16	mg/kg d.s.	0,3	1,6	15
Ni	mg/kg d.s. 2)	35	65	80	mg/kg d.s.	35	45	100
Pb	mg/kg d.s. 2)	110	460	660	mg/kg d.s.	85	160	700
Zn	mg/kg d.s. 2)	370	1.160	2.330	mg/kg d.s.	140	1.000	2.500
olie	mg/kg d.s. 2)	1.250	2.500	4.700	mg/kg d.s.	500	3.000	5.000
EOCl	mg/kg org. C	120	180	420	mg/kg d.s.	5,5	7	20
Σ 6 PAK's	mg/kg org. C	50	100	380	µg/kg d.s.	2.300	4.600	17.000
Flu	mg/kg org. C	8	20	90	µg/kg d.s.	1.200	2.000	3.500
BbF	mg/kg org. C	10	20	70	µg/kg d.s.	550	750	3.500
BkF	mg/kg org. C	4	8	20	µg/kg d.s.	550	750	3.500
BuF	mg/kg org. C	6	12	40	µg/kg d.s.	200	750	3.500
BghiPe	mg/kg org. C	6	12	40	µg/kg d.s.	200	750	3.500
InP	mg/kg org. C	14	20	90	µg/kg d.s.	200	750	3.500
Σ PCB	mg/kg org. C	2.000	5.000	10.000	µg/kg d.s.	20	150	400
PCB-28	mg/kg org. C	400	800	1.600	µg/kg d.s.	4	30	100
PCB-52	mg/kg org. C	400	1.000	2.000	µg/kg d.s.	4	30	100
PCB-101	mg/kg org. C	400	1.000	2.000	µg/kg d.s.	4	30	100
PCB-138	mg/kg org. C	400	1.000	2.000	µg/kg d.s.	4	30	100
PCB-152	mg/kg org. C	400	1.000	2.000	µg/kg d.s.	4	30	100
PCB-180	mg/kg org. C	200	600	1.200	µg/kg d.s.	4	30	100
ind.OCB's 1)	mg/kg org. C	200	2.000	10.000	µg/kg d.s.	2,5	15	500
Σ 13 OCB's	mg/kg org. C	-	-	-	µg/kg d.s.	20	100	2.500

1) OCB = Organochloorbestrijdingsmiddelen: HCH's, HCB, drins, endosulfan, DDT (incl. DDD en DDE), heptachloor, heptachloorepoxyde, pentachloorbenzeen.

2) bij 50% < 16 µm.

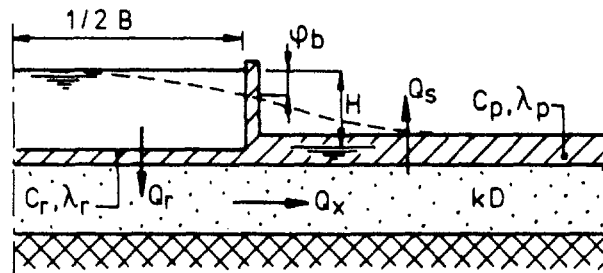
tabel 2.1 Gebruikt klassifikatiesysteem (dd. 1985) en nieuwe waterbodennormering (dd. 1987) (literatuur 2). De waterbodennormering geldt voor een standaard bodem met 25 % lutum en 10 % organisch materiaal.

2.2 Infiltratie

Infiltratie van oppervlaktewater zal optreden als de stijghoogtes onder en/of in de directe omgeving van de waterloop lager is dan het oppervlaktewaterpeil. De mate waarin infiltratie zal optreden hangt af van de intreeweerstand van de rivierbodem, de weerstand van de deklaag naast de waterloop (polder), de grootte van het peilverschil tussen het oppervlaktewater in de waterloop en in de polder en de doorlatendheid van het watervoerende pakket.

Omdat intreeweerstand moeilijk te meten zijn, wordt voor het schatten van deze weerstand over het algemeen gebruik gemaakt van het potentiaal verloop in het watervoerende pakket van de rivier naar de polder, en het verschil tussen polderpeil en rivierpeil.

In figuur 2.4 is een infiltratie situatie met 1 watervoerende laag schematisch weergegeven.



Figuur 2.4

Indien wordt aangenomen dat :

- het probleem symmetrisch is ten opzichte van de as van de rivier
- de polder een half oneindige ruimte is
- de aquifer aan de onderzijde wordt begrensd door een ondoorlatende basis
- de oever ondoorlatend is
- de stroming stationair is
- er in het watervoerende pakket alleen horizontale stroming is, en in de deklaag alleen verticale stroming (Dupuit-Forchheimer aannames)

dan kan voor een geschematiseerde dwarsdoorsnede zoals weergegeven in figuur 2.4 de volgende formule worden afgeleid (lit. 3):

$$Q_r = k.D. \frac{B \cdot \operatorname{tgh} \frac{B}{2 \cdot \lambda_r}}{\lambda_r + \lambda_p \cdot \operatorname{tgh} \frac{B}{2 \cdot \lambda_r}} \cdot H \text{ (enkelzijdig)} \quad (2.1)$$

Indien c_r niet bekend is kan deze worden berekend uit ϕ_b en H volgens:

$$c_r \approx \frac{\lambda_p \cdot B \cdot \phi_b}{kD \cdot 2 \cdot (H - \phi_b)} \quad (B \leq \lambda_r) \quad (2.2)$$

$$c_r \approx \frac{\lambda_p^2}{kD} \left(\frac{\phi_b}{H - \phi_b} \right)^2 \quad (B > 3 \cdot \lambda_r) \quad (2.3)$$

Eventueel kan het infiltratiedebiet ook direct uit ϕ_b en H worden berekend volgens:

$$Q_r = \frac{kD}{\lambda_p} (H - \phi_b) \text{ (enkelzijdig)} \quad (2.4)$$

De gebruikte symbolen kunnen als volgt worden omschreven:

- B = breedte rivier (m)
- Q_r = infiltratie debiet ($\text{m}^3/\text{m}/\text{dag}$) (halve breedte)
- kD = transmissiviteit watervoerend pakket (m^2/dag)
- Q_x = debiet in watervoerende laag onder de polder ($\text{m}^3/\text{m}/\text{dag}$)
- c_r = intreeweerstand (dagen)
- $\lambda_r = \sqrt{k.D.c_r}$ (m)
- c_p = weerstand deklaag (dagen)
- $\lambda_p = \sqrt{k.D.c_p}$ (m)
- Q_s = kweldebiet ($\text{m}^3/\text{m}/\text{dag}$)
- H = oppervlaktewaterpeil - polderpeil (m)
- ϕ_b = waterstand rivier - stijghoogte onder de oever

Voor de afleidingen van de formules wordt verwezen naar (lit.3).

Met behulp van bovenstaande formules kan het infiltratieproces worden beschreven als de geohydrologische parameters bekend zijn. Als de intree weerstand onbekend is kan deze berekend worden uit H en ϕ_b . De waarden van ϕ_b zijn geïnventariseerd voor de belangrijkste binnenwateren in Nederland, door de oppervlaktewaterpeilen te vergelijken met grondwaterstanden van de grondwaterkaart van Nederland 1:50.000. Daar waar ϕ_b positief is vindt in principe infiltratie plaats. Deze locaties zijn terug te vinden in figuur 2.1. In hoeverre infiltratie in significante hoeveelheden optreedt, hangt onder andere af van de intree weerstand.

2.3 Slibaccumulatie

In vrijwel alle waterlopen en meren in Nederland vindt slibaccumulatie plaats op de bodem van die wateren. De belangrijkste oorzaken hiervan zijn bezinking bij lage stroomsnelheden en flocculatie door een hoog zoutgehalte van het water. Bij flocculatie worden kleine deeltjes door een hogere ionsterkte in het water naar elkaar toegedreven waardoor er grotere deeltjes ontstaan die makkelijker bezinken. Bezinking ten gevolge van lagere stroomsnelheden vindt in heel Nederland plaats terwijl in gebieden met een hoog zoutgehalte daarnaast ook nog flocculatie voorkomt, waardoor er in die gebieden een versnelde bezinking plaatsvindt.

Door lozingen, zowel puntlozingen (van bijvoorbeeld fabrieken) als diffuse lozingen (landbouw gif dat door grondwater of via oppervlakkige afstroming naar de rivier of het kanaal wordt afgevoerd), komen er vele verontreinigingen in het oppervlaktewater terecht. Gevaarlijke verontreinigingen zijn onder andere zware metalen en organische microverontreinigingen, zoals PCB's en PAK's. Deze verontreinigingen worden zeer goed door kleine slibdeeltjes, die in het water zweven, geadsorbeerd waardoor het zwevend slib verontreinigd raakt. Wanneer dat slib bezinkt ontstaat er een verontreinigde waterbodem. De in Nederland belangrijkste locaties waar sterk tot zeer sterk verontreinigde waterbodems (klasse 3-4) zijn aangetroffen, zijn weergegeven in figuur 2.2. Deze locaties zijn voornamelijk gebaseerd op enkele inventarisatie studies van het Waterloopkundig Laboratorium en Rijkswaterstaat (lit 1.2), en op klasse 3-4 grens overschrijding voor minstens 1 parameter.

2.4 Probleemlocaties

In gebieden waar het oppervlaktewater drainerend werkt op de omgeving, stroomt het omliggende grondwater naar het oppervlaktewater waardoor eventuele verontreinigingen in het slib niet in het grondwater terecht kunnen komen. Daarentegen kunnen verontreinigingen mogelijk wel in het grondwater terecht komen wanneer het oppervlaktewater door het slib infiltreert naar het grondwater.

De gebieden waar zich ernstig verontreinigde waterbodems bevinden en waar infiltratie plaatsvindt worden in het kader van dit onderzoek aangeduid als mogelijke probleemlocaties en zijn weergegeven in figuur 2.3.

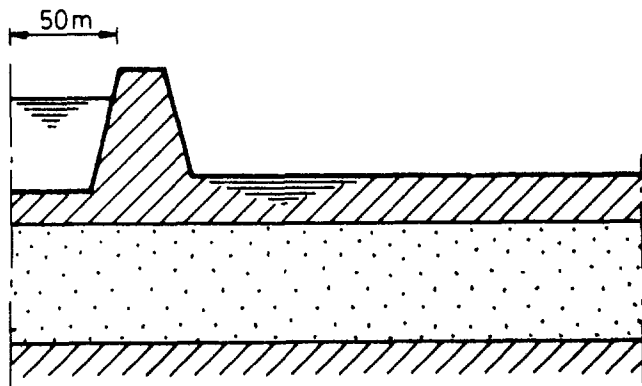
Mogelijkerwijs kan de aanwezigheid van verontreinigde waterbodems op deze locaties leiden tot ongewenste verspreiding van verontreinigingen via het grondwater.

Door het ontbreken van volledige informatie is het overzicht niet uitputtend. Minder ernstig verontreinigde locaties zijn niet in de studie betrokken. Vaak is de indeling gebaseerd op een beperkt aantal monsters en het overschrijden van de 3 - 4 klassegrens voor slechts 1 parameter, zodat gebruik van het overzicht van probleemlocaties buiten het kader van deze studie met enige terughoudendheid zal moeten geschieden.

2.5 Typische dwarsdoorsneden

Uit de probleemlocaties, zoals die in figuur 2.3 weergegeven zijn, zijn een zestal typische geohydrologische dwarsdoorsneden samengesteld welke de meeste in Nederland voorkomende situaties beschrijven. Deze zullen hieronder beschreven worden. De ligging van de doorsneden is eveneens op figuur 2.3 weergegeven. De bodemconstanten geven orde groottes aan. Ze zijn geïnventariseerd uit TNO grondwaterkaarten en diverse RIVM en DBW/Riza rapporten.

1. Grote rivier zonder uiterwaarden (bijvoorbeeld Oude Maas).



$$c_r = 75 - 200 \text{ dagen}$$

$$kD = 500 - 1000 \text{ m}^2/\text{dag}$$

$$c_p = 1500 - 3000 \text{ dagen}$$

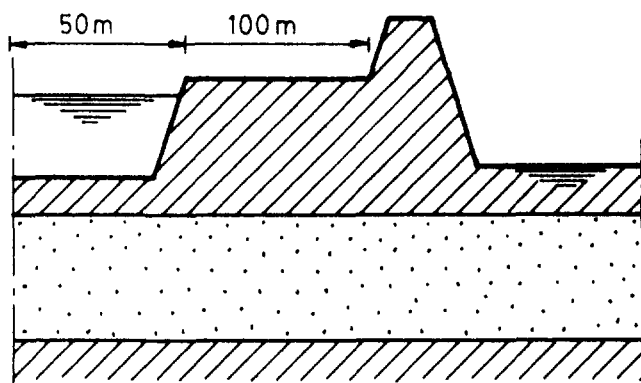
figuur 2.5

De waterloop is gelegen in holocene afzettingen die te beschouwen zijn als slecht doorlatend. De dikte van deze laag is circa 20 m, onder de waterloop dunner. Tevens wordt het water direct begrensd door een dijk die slecht doorlatend is. Onder de holocene afzettingen bevindt zich een goed doorlatend pleistoceen zandpakket met een dikte van 10 -

20 m. Onder deze zandlaag bevindt zich een dik pakket (8 tot 40 m) wat slecht doorlatend is.

Andere probleemlocaties die op deze wijze kunnen worden geschematiseerd zijn bijvoorbeeld: Merwede, Hollandsdiep, Nieuwe Waterweg, Noordzee Kanaal.

2. Grote rivier met uiterwaarden (bijvoorbeeld de Lek)



$$c_r = 70 - 150 \text{ dagen}$$

$$kD = 3000 \text{ m}^2/\text{dag}$$

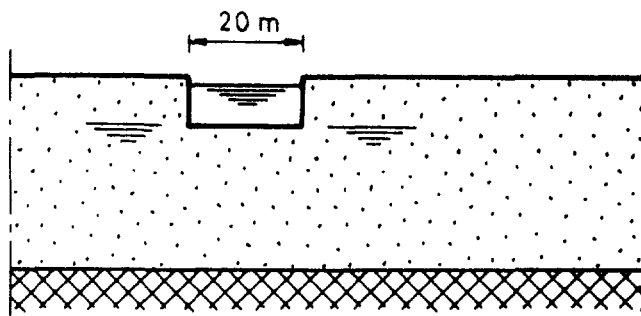
$$c_p = 2000 \text{ dagen}$$

figuur 2.6

In principe heeft dit profiel dezelfde opbouw als het voorgaande. Het verschil met het voorgaande is dat de waterloop aan de oevers begrensd wordt door uiterwaarden. Dit kan van grote invloed zijn op de reistijden van het water naar de polder.

Andere locaties die op deze wijze kunnen worden geschematiseerd zijn: Hollandse IJssel, havens in het Botlek gebied.

3. Kanaal in zandpakket (bijvoorbeeld het Julianakanaal)



$$c_r = 20 \text{ dagen}$$

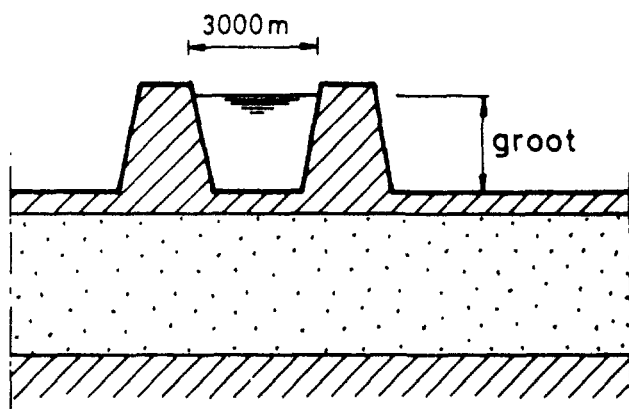
$$kD = 2500 - 3000 \text{ m}^2/\text{dag}$$

figuur 2.7

In deze situatie is een kanaal geheel in een pleistocene zandafzetting gelegen. De dikte van dit pakket is circa 15 m. De onderkant wordt begrensd door een als ondoorlatend beschouwde laag van zandsteen. Het niveau van de grondwaterspiegel in de omgeving ligt lager dan het kanaalpeil.

Probleemlocaties die eveneens op deze wijze kunnen worden geschematiseerd zijn de Gemeentehaven Stein, Zuid-Willemsvaart, Twenthe Kanaal.

4. Waterloop met aan weerszijden diepe polders (bijvoorbeeld het Ketelmeer)



$$c_r = 200 \text{ dagen}$$

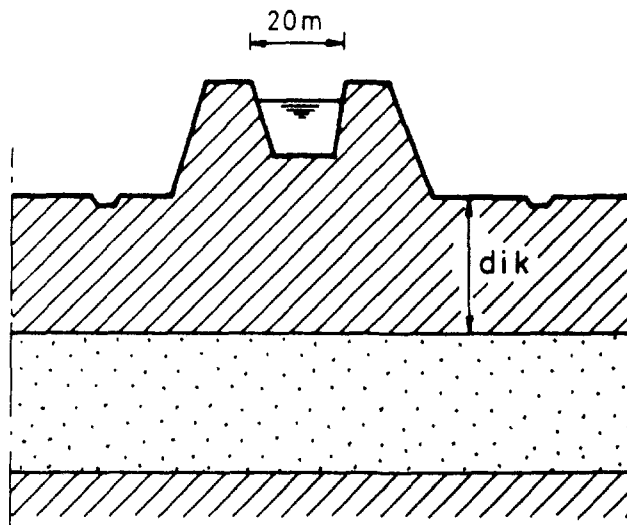
$$kD = 1200 \text{ m}^2/\text{dag}$$

$$c_p = 500 \text{ dagen}$$

figuur 2.8

Het geohydrologische profiel bestaat hier uit een relatief dunne slecht doorlatende laag (dikte is circa 5 m). De dijken aan de oevers van de waterloop liggen direct aan het water. Er bestaat hier over een korte afstand een groot verschil tussen de waterhoogte in het oppervlaktewater en de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket (dikte is ongeveer 14 m). Onder het eerste watervoerende pakket ligt een scheidende laag van ongeveer 25 m dikte.

5. Ondiepe waterloop in een dikke slecht doorlatende laag
(bijvoorbeeld het Amstel-Drechkanaal)



$$c_r = c_p = 2000 \text{ dagen}$$

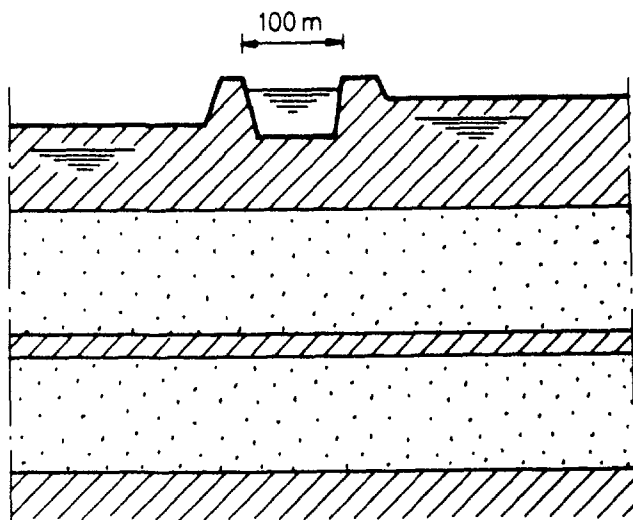
$$kD = 500 - 1000 \text{ m}^2/\text{dag}$$

figuur 2.9

De ondiepe waterloop ligt in een klei/veenpakket met een dikte van circa 10 m. De stijghoogte in het eerste watervoerende pakket ligt circa 5 m beneden het oppervlaktewaterniveau. Door de slechte doorlatendheid van het klei/veenpakket en de dikte zal de grondwaterflux relatief klein zijn. Onder de klei/veenlaag ligt een pleistoceen zandpakket (dikte is circa 40 m), dat een grote doorlatendheid heeft. De onderkant wordt begrensd door een slecht doorlatende laag met een dikte van circa 12 m.

Andere locaties die op deze wijze geschematiseerd kunnen worden zijn bijvoorbeeld de boezemwateren in het Westland en Noord-Hollands Kanaal.

6. Pakket met twee watervoerende lagen (bijvoorbeeld een gedeelte van het Amsterdam-Rijnkanaal)



$$c_r = 250 \text{ dagen}$$

$$kD_1 = 1600 \text{ m}^2/\text{dag}$$

$$c_p = 100 - 500 \text{ dagen}$$

$$kD_2 = 5000 \text{ m}^2/\text{dag}$$

$$c_k = ?$$

figuur 2.10

De waterloop is gelegen in een slecht doorlatende laag (dikte 4-9 m). Onder deze laag bevindt zich een zandlaag (dikte is circa 45 m) met een goede doorlatendheid. De hieronder gelegen kleilaag met een dikte van circa 6 m vormt een scheiding tussen het eerste en tweede watervoerende pakket. Het tweede watervoerende pakket heeft een grote doorlatendheid en een dikte van circa 40 m.

In hoofdstuk 3 zal met behulp van enige verkennende berekeningen worden nagegaan welke dwarsdoorsneden relevant zijn om te gebruiken bij de 2-dimensionale verspreidingsberekeningen.



3. VERKENNENDE BEREKENINGEN

3.1 Algemeen

Om na te gaan in hoeverre bepaalde infiltratie situaties kunnen leiden tot ontoelaatbare emissies naar het grondwater en voor welke stoffen, zijn een aantal verkennende berekeningen uitgevoerd. Hiervoor zijn vier typische bodemprofielen onder de rivierbodem geselecteerd op basis van de inventarisatie zoals beschreven in hoofdstuk 2. Er wordt bij de verkennende berekeningen gekeken naar het traject tussen de bovenzijde van de waterbodem en het watervoerende pakket. Bij opdracht verlening is overeengekomen dat behalve cadmium en arseen ook 3 organische verbindingen in beschouwing zullen worden genomen.

Teneinde vast te stellen voor welke organische stoffen het zinnig is ze nader in beschouwing te nemen zijn er 4 organische stoffen geselecteerd op grond van hun adsorptie gedrag. Dit zodanig, dat een breed spectrum aan adsorptiecoëfficiënten wordt gezien. Met behulp van een eenvoudig systeemanalyse model zijn er vervolgens voor de verschillende situaties doorbraakcurves naar het watervoerende pakket berekend. Ook is bekeken welke mechanismen een rol spelen bij het uitspoelen van arseen en cadmium uit de sliblaag.

Op grond van de uitkomsten is beslist voor welke soorten bodemopbouw en voor wat voor soort organische verbindingen het zinvol is verspreidingsberekeningen uit te voeren. Tevens is nagegaan in hoeverre herschaling van de berekeningsresultaten mogelijk is zodat met 1 verspreidingsberekening voor alle organische stoffen kan worden volstaan.

3.2 Bodemopbouw onder de waterloop

Uit de inventarisatie blijkt dat onder waterlopen waar infiltratie optreedt verschillende bodemprofielen voor kunnen komen. In sommige gevallen stroomt een rivier in een zandige bedding, en bevindt zich tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket slechts een dunne laag slib en zand (bijvoorbeeld doorsnede 1). In andere gevallen wordt er tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket nog een relatief dik pakket klei- en/of veenlagen aangetroffen (bijvoorbeeld doorsnede 5). Daarnaast zal ook de slibdikte sterk variëren van plaats tot plaats. Deze verschillen zullen hun weerslag hebben op de verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem of vanuit het oppervlaktewater naar het grondwater.

Voor de verkennende berekeningen worden een aantal profieltypen voorgesteld welke bijvoorbeeld in de doorsnedes 1 en 5 onder de rivier zouden kunnen voorkomen (zie figuur 3.1). Bij het selecteren van deze profielen is uitgegaan van een range van reëel voorkomende intreeweerstand (c-waardes).

bladnummer : - 18 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989

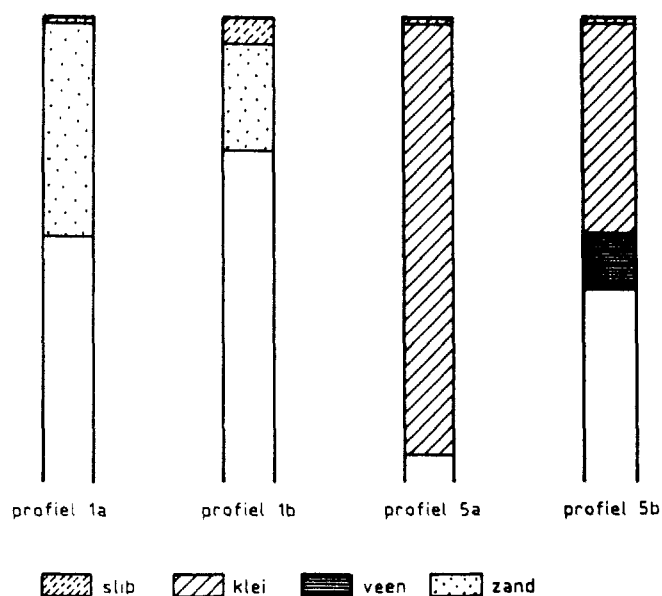


**GRONDMECHANICA
 DELFT**

In tabel 3.1 staan de aangenomen laagdiktes en gebruikte intreeweestanden aangegeven.

	slib	klei	zand	veen	c_r
	(m)	(m)	(m)	(m)	dagen
profiel 1a	0.10	-	4.00	-	100
profiel 1b	0.50	-	2.00	-	500
profiel 5a	0.10	8.00	-	-	1600
profiel 5b	0.10	4.00	-	1.00	1100

tabel 3.1 Eigenschappen van de profielen



figuur 3.1 Profieltypes

Om de infiltratie debieten te kunnen vaststellen zijn een aantal aannames gemaakt, waarbij de schematische doorsneden 1 en 5 als basis dienen (zie hfst 2)

- 1 watervoerend pakket
- KD waarde = $1000 \text{ m}^2 / \text{dag}$
- B (rivierbreedte) = 100 m
- H (verschil rivierpeil-polderpeil) = 2 m
- c_p (weerstand holoceen onder polder) = 3000 dagen

bladnummer : - 19 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



GRONDMECHANICA
DELFT

De enkelzijdige infiltratie debieten kunnen worden berekend via de formule 2.1. Ze zijn weergegeven in tabel 3.2.

PROFIEL	λ_p (m)	λ_r (m)	Q_r (m ³ /m/dag)	V_{inf} (mm/dag)
1a	1732	322	0.522	10.4
1b	1732	708	0.170	3.4
5a	1732	1265	0.060	1.2
5b	1732	1048	0.084	1.7

tabel 3.2 Berekende infiltratiesnelheden

De gemiddelde infiltratiesnelheid V_{inf} kan dan uit Q_r worden berekend door het debiet te delen door de doorstroomde breedte:

$$V_{inf} = \frac{Q_r}{1/2 B} \quad (3.1)$$

3.3 Organische stoffen

3.3.1 Adsorptie gedrag

Het transport van de meeste organische verbindingen in de bodem wordt bepaald door hun adsorptie gedrag. Dit adsorptie gedrag wordt vaak beschreven als een lineaire isotherm:

$$S = K_d \cdot C \quad (3.2)$$

waarin:

S = concentratie geadsorbeerd (kg/kg)
 K_d = lineaire adsorptie coëfficiënt (m³/kg)
 C = concentratie in oplossing (kg/m³)

Voor organische verbindingen wordt de adsorptiecoëfficiënt in het algemeen berekend uit het organisch koolstofgehalte:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (3.3)$$

waarin:

K_{oc} = sorptieconstante per fractie organisch koolstof (m³/kg)

f_{oc} = organisch koolstofgehalte (kg/kg) (voor f_{oc} waardes en
 gehalten organisch stof wordt verwezen naar lit. 7)

De K_{oc} wordt experimenteel bepaald via sorptie experimenten, of
 berekend uit de octanol/water partitiecöefficient. (lit. 4)

$$\log K_{oc} (m^3/kg) = 0.989 \cdot \log P_{ow}(1/1) - 0.346 - 3 \quad (3.4)$$

Hierbij moet rekening worden gehouden met een forse spreiding.

Voor de verkennende berekeningen zijn er een aantal stoffen
 geselecteerd op grond van hun adsorptiegedrag en hun voorkomen in het
 oppervlaktewater. Op deze wijze wordt voor een breed spectrum van
 mogelijk relevante organische verontreinigingen gezien hoe snel zij
 zich vanuit het slib naar het watervoerende pakket zullen bewegen. Dit
 zal worden gebruikt bij de uiteindelijke stoffenkeuze voor de
 verspreidingsberekeningen. De beschouwde stoffen staan vermeld in
 tabel 3.3. Hierin staan ook de bijbehorende K_{oc} - waarden welke de mate
 van adsorptie aan organisch materiaal in de bodem beschrijven. De
 K_{oc} -waarden zijn allen experimenteel bepaalde waarden, en afkomstig
 uit literatuur 4.

In de gebruikte benadering worden een aantal processen niet
 meegenomen, zoals bijvoorbeeld dissociatie van sommige verbindingen in
 water. Daarom kan deze benadering niet zondermeer op alle organische
 verbindingen worden toegepast. De adsorptie van pentachloorphenol is
 bijvoorbeeld pH afhankelijk (lit. 9). De hier gebruikte K_{oc} -waarde is
 echter redelijk toepasbaar in anaerobe systemen waar de pH over het
 algemeen rond 7 zal liggen.

STOF	LAAG	K_{oc} (m ³ /kg)	f_{oc}	K_d (m ³ /kg)	p	R
trichloormethaan	slib	0.078	0.050	0.004	0.80	3.57
	klei	0.078	0.020	0.002	0.45	6.03
	veen	0.078	0.240	0.019	0.45	39.70
	zand	0.078	0.002	0.000	0.35	1.76
pentachloorfenol	slib	0.891	0.050	0.045	0.80	30.51
	klei	0.891	0.020	0.018	0.45	58.72
	veen	0.891	0.240	0.214	0.45	445.31
	zand	0.891	0.002	0.002	0.35	9.77
2-PCB	slib	2.880	0.050	0.144	0.80	96.40
	(2-chloorbiphenyl)	2.880	0.020	0.058	0.45	187.56
	veen	2.880	0.240	0.691	0.45	1437.16
	zand	2.880	0.002	0.006	0.35	29.35
Dieldrin	slib	12.589	0.050	0.629	0.80	418.01
	klei	12.589	0.020	0.252	0.45	816.49
	veen	12.589	0.240	3.021	0.45	6278.71
	zand	12.589	0.002	0.025	0.35	124.91

tabel 3.3 Berekening retardatiefactor uit K_{oc} waarden
 (voor betekenis zie formules 3.5 en 3.6)

3.3.2 Het gebruikte model

Voor de berekening van de doorbraakcurven van de organische microverontreinigingen naar het watervoerende pakket is gebruik gemaakt van een eenvoudig systeemanalyse model (voor schematische voorstelling zie figuur 3.2). Met het model wordt doorbraak gesimuleerd in een 1-dimensionale kolom. Daartoe zijn de beschouwde profielen geschematiseerd tot 5 cellen met gedefinieerd volume V en porositeit p (zie tabel 3.4). Verder wordt aan iedere cel een retardatie coëfficiënt R toegekent. Op deze wijze is een eenvoudige benadering verkregen van de in appendix I gepresenteerde advectie/ dispersie vergelijking.

PROFIEL	BLOK	LENGTE (M)	POROSITEIT
1a	1	0,10	0,8
	2	1,0	0,35
	3	1,0	0,35
	4	1,0	0,35
	5	1,0	0,35
1b	1	0,25	0,8
	2	0,25	0,8
	3	0,66	0,35
	4	0,66	0,35
	5	0,66	0,35
5a	1	0,10	0,8
	2	2,0	0,45
	3	2,0	0,45
	4	2,0	0,45
	5	2,0	0,45
5b	1	0,10	0,8
	2	2,0	0,45
	3	1,0	0,45
	4	1,0	0,45
	5	1,0	0,45

Tabel 3.4 Gebruikte schematisatie

Dispersie wordt in het gebruikte systeemanalyse model niet als proces beschreven, maar treedt slechts op als gevolg van de benadering met mengers. De gekozen blokgrootte (0.5 à 2m) is echter zodanig dat de dispersielengte (0.25 à 1m) ongeveer 10% van de problemlengte (4 à 8m) bedraagt. In het algemeen wordt dit als een redelijke benadering

beschouwd. De invloed van diverse parameters op het systeem kan nu geanalyseerd worden.

Het gebruikte model rekend niet met de lineaire adsorptiecoëfficiënt (distributiecoëfficiënt), maar met een retardatie factor. Deze retardatie factor geeft de verhouding aan tussen de snelheid van het grondwater en de transportsnelheid van een adsorberende stof:

$$\frac{v_{ci}}{R} = v \quad (3.5)$$

De retardatie factor hangt af van de beschouwde organische verbindingen en de grondslag:

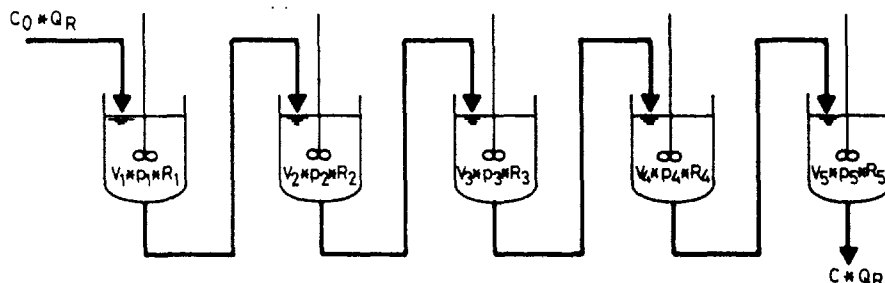
$$R = 1 + \rho_{\text{rock}} \cdot (1-p) \cdot \frac{K_d}{p} \quad (3.6)$$

waarin:

ρ_{rock} = soortelijke massa vast materiaal
 $\approx 2650 \text{ kg/m}^3$ voor zand, slib en klei
 $\approx 1700 \text{ kg/m}^3$ voor veen
 p = porositeit (m^3/m^3)

Het gebruik van de retardatiefactor is een veel toegepaste methode om transport van verontreinigingen te modelleren.

Behalve de parameters uit tabel 3.3 zijn het berekende debiet Q_R en de concentratie C_0 invoerparameters van het model. Voor C_0 is de waarde 1 gekozen zodat de berekende concentraties relatief zijn ten opzichte van deze waarde. Er zijn tevens berekeningen uitgevoerd voor situaties waar C_0 is 0 (schone rivier) en de concentratie in het poriënwater van de sliblaag C_i is 1.

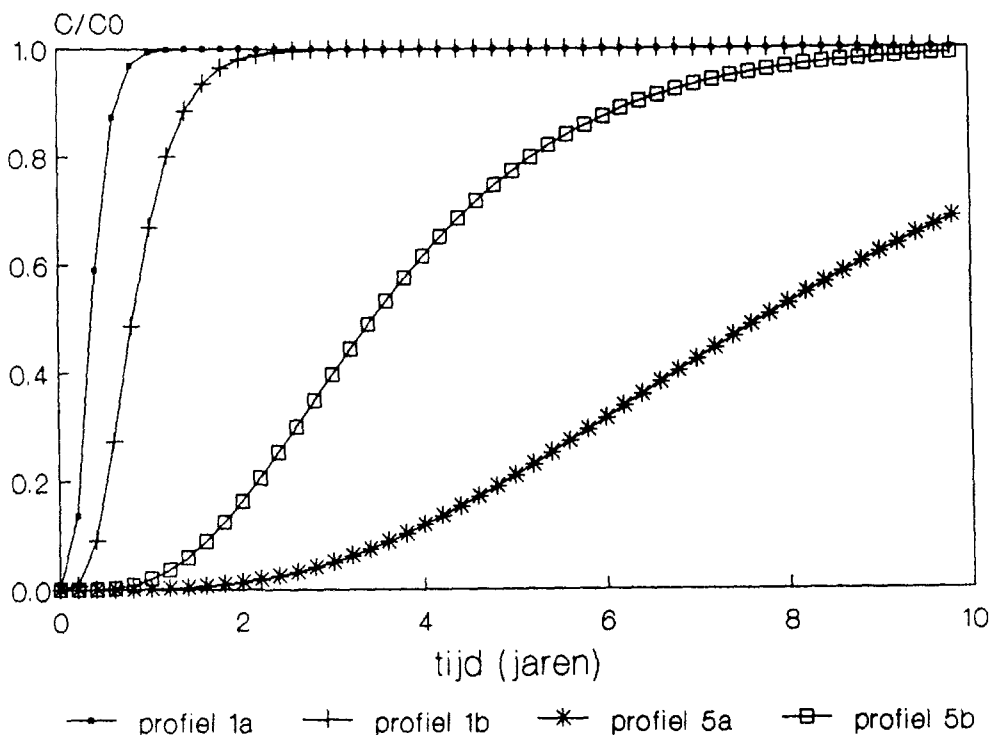


figuur 3.2 Schematische weergave van het gehanteerde systeemmodel

3.3.3 Resultaten

Eerst zijn een aantal berekeningen uitgevoerd waarbij is verondersteld dat op $t=0$ het slib schoon is, en het rivierwater een concentratie heeft van $C_0 = 1$. De conservatieve doorbraakcurven, voor stoffen die getransporteerd worden met de snelheid van het poriënwater (figuur 3.3), laten alleen het effect van verschillen in doorlatendheid zien, en het effect van dispersie.

Het verschil tussen profiel 1a en 1b illustreert dat in sommige situaties de dikte van de sliblaag bepalend is voor de intreeweerstand en de infiltratiesnelheid. De doorbraak bij profiel 5a en 5b geven aan dat klei- en veenlagen sterk vertragend werken.

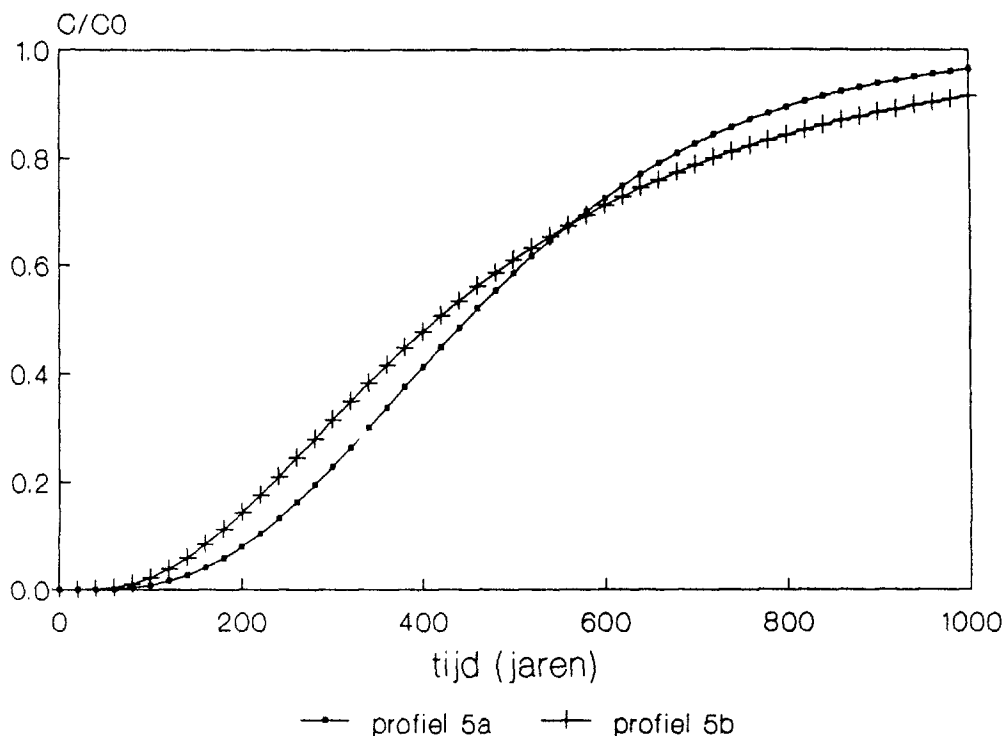


figuur 3.3 Conservatieve doorbraakcurven (geen adsorptie) met $C_0=1$ is concentratie rivierwater.

Doorbraak op $C/C_0 = 0.5$ varieert voor de beschouwde profielen van 0.3 tot 7.8 jaar.

Theoretisch is de doorbraak op $C/C_0 = 0.5$ gelijk aan de analytisch berekende reistijd. Voor een cascade van mengreservoirs zoals gebruikt in het model, is aan te tonen dat er een kleine afwijking optreedt afhankelijk van het aantal in serie geschakelde mengers, en zal doorbraak op $C/C_0 = 0.5$ eerder plaatsvinden dan analytisch wordt berekend. In het geval van 5 mengers is de afwijking ongeveer 5 %

In figuur 3.4 is te zien dat, rekening houdend met adsorptie bij de profielen met klei en veen (5a en 5b) een stof zoals pentachloorfenol pas na circa 400 jaar doorbraak op $C/C_0 = 0.5$ geeft te zien.



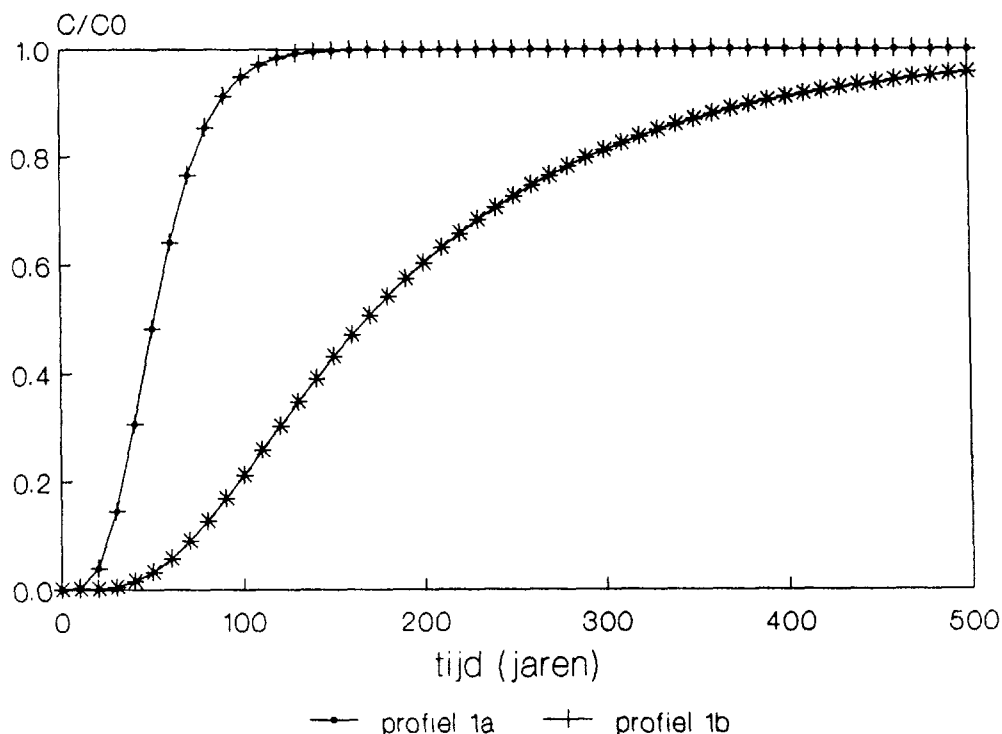
figuur 3.4 Doorbraakcurven pentachloorfenol met $K_{oc} = 0.891 \text{ m}^3/\text{kg}$ voor de profielen 5a en 5b

In figuur 3.5 is te zien dat bij de profielen met zandige bodem zelfs een sterk adsorberende stof als dieldrin nog op redelijke termijn doorbreekt (na 50 respectievelijk 150 jaar). Bij dergelijke profielen kunnen dus ook goed adsorberende verbindingen een bedreiging voor het grondwater vormen.

Uit bovenstaande berekeningen blijken de effecten van de aan- of afwezigheid van een sliblaag bij infiltratie van relatief vuil

rivierwater door relatief schoon slib. De doorbraaktijden worden sterk beïnvloed door de slibdikte vanwege slechte doorlatendheid en relatief hoge adsorptiecapaciteit van het slib. Ook de aanwezigheid van klei- en/of veenlagen in het traject tussen de waterbodem en het watervoerende pakket speelt een sterk vertragende rol.

Verwijdering van het slib in zo'n situatie kan dus in feite een verslechtering inhouden voor de grondwaterkwaliteit.

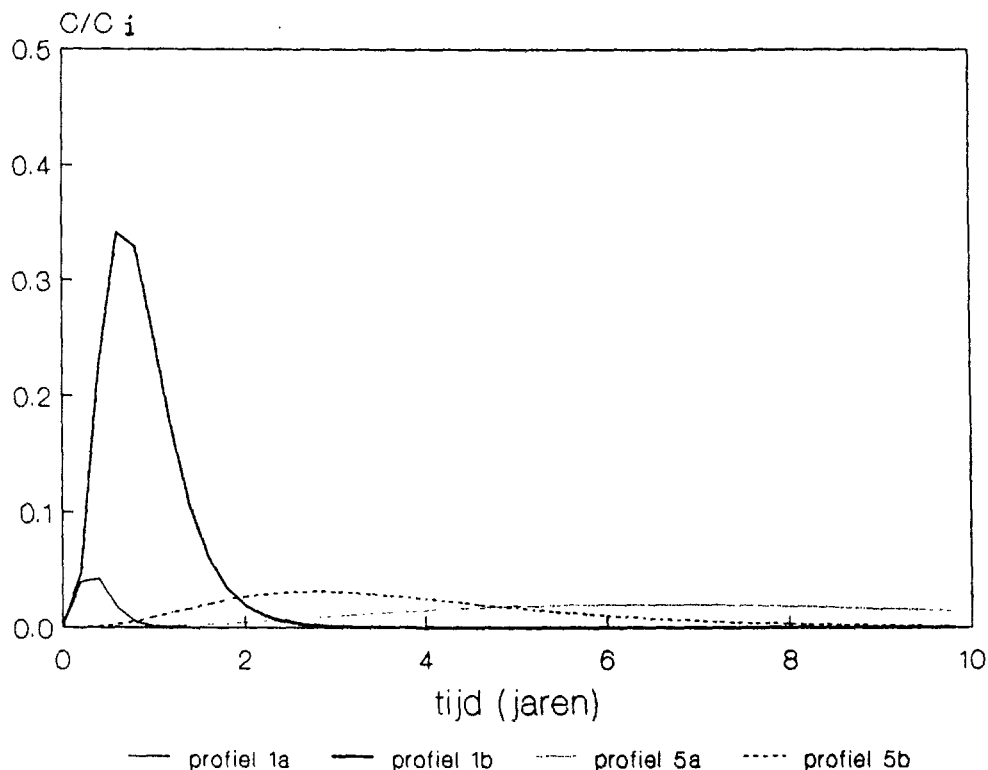


figuur 3.5 Doorbraakcurven van dieldrin voor de profielen 1a en 1b
 $(K_{oc} = 12,6 \text{ m}^3/\text{kg})$

Aangezien voor een groot aantal stoffen de laatste jaren de oppervlaktewaterkwaliteit aanzienlijk is verbeterd zal op dit moment in veel gevallen juist sprake zijn van infiltratie van relatief schoon rivierwater door een verontreinigde sliblaag. In plaats van als filter werkt de sliblaag nu als een bron.

In tweede instantie zijn daarom een aantal berekeningen uitgevoerd met $C_0 = 0$ = rivierwater en $C_i = 1$ = initiële porienwaterconcentratie in het slib. De doorbraakcurven geven dan relatieve concentraties ten opzichte van de concentraties in het slib.

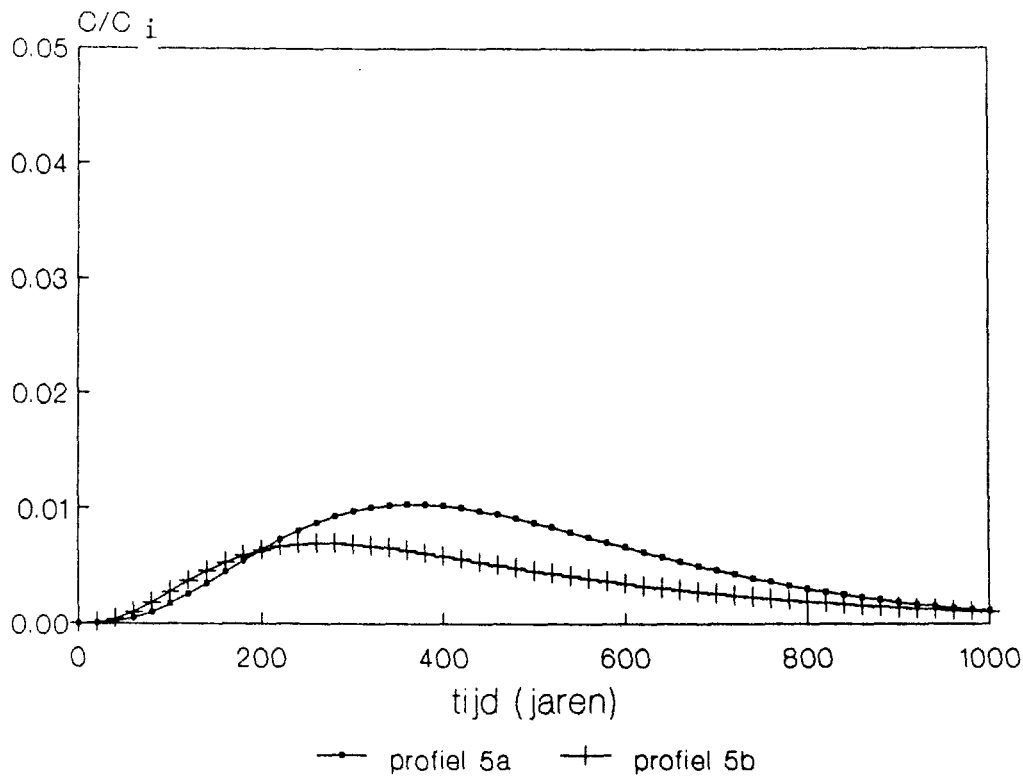
Uit de conservatieve doorbraakcurven (figuur 3.6) volgt alleen het verschil in reistijd vanaf de onderzijde van de sliblaag naar het watervoerende pakket. Heel duidelijk is de invloed van de slibdikte te zien op de maximale concentratie (immers, slibdikte bepaald totaal beschikbare hoeveelheid stof).



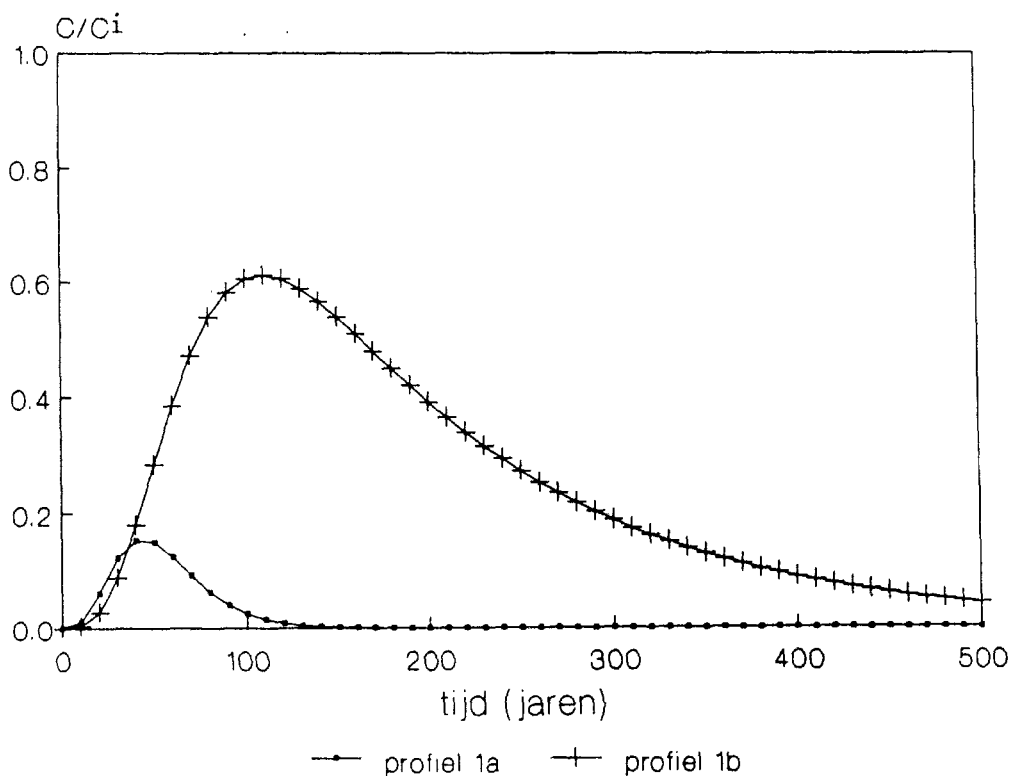
figuur 3.6 Conservatieve doorbraakcurven met $C_0 = 1$ = concentratie in het poriënwater in de sliblaag.

De berekeningen waarbij rekening is gehouden met adsorptie laten in alle gevallen een snellere doorbraak zien dan in de situatie met vuil rivierwater en schoon slib, omdat de adsorptiecapaciteit van de sliblaag niet meer meedoet (figuur 3.6 en 3.8). Het effect is het sterkst bij profiel 1b.

bladnummer : - 27 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



figuur 3.7 Doorbraakcurven pentachloorfenol ($K_{oc}=0.891 \text{ m}^3/\text{kg}$) voor de profielen 5a en 5b, met $C_0 = 1$ = concentratie in poriënwater in de sliblaag



figuur 3.8 Doorbraakcurven dieldrin ($K_{oc}=12.6 \text{ m}^3/\text{kg}$) voor de profielen 1a en 1b, met $C_0 = 1$ = concentratie in poriënwater in de sliblaag

3.4 Anorganische verbindingen

Voor wat betreft de anorganische stoffen worden cadmium en arseen beschouwd. De motivatie hiervoor is dat deze stoffen beide in verhoogde concentraties voorkomen in vervuilde waterbodems en dat van beide stoffen bekend is dat zij toxische eigenschappen bezitten. Het gedrag van cadmium zal tot op zekere hoogte indicatief zijn voor het gedrag van andere zware metalen. Arseen wordt apart beschouwd omdat het een afwijkend gedrag vertoont vergeleken met andere zware metalen.

Bij lage redoxpotentialen zijn vrijwel alle zware metalen vastgelegd als zeer slecht oplosbare sulfides. Alleen door veranderingen in de macrochemie waardoor de redoxpotentiaal in het slib stijgt zullen deze sulfides in oplossing gaan. Van cadmium wordt aangenomen dat het in het anaërobe slib is vastgelegd als CdS. De cadmiumconcentratie in het infiltrerende water wordt dan bepaald door het oplosbaarheidsprodukt van CdS en de complexatie van Cd^{2+} in oplossing. Langs de stroombaan zal het transport van cadmium dan worden gedomineerd door adsorptie aan bijvoorbeeld kleideeltjes.

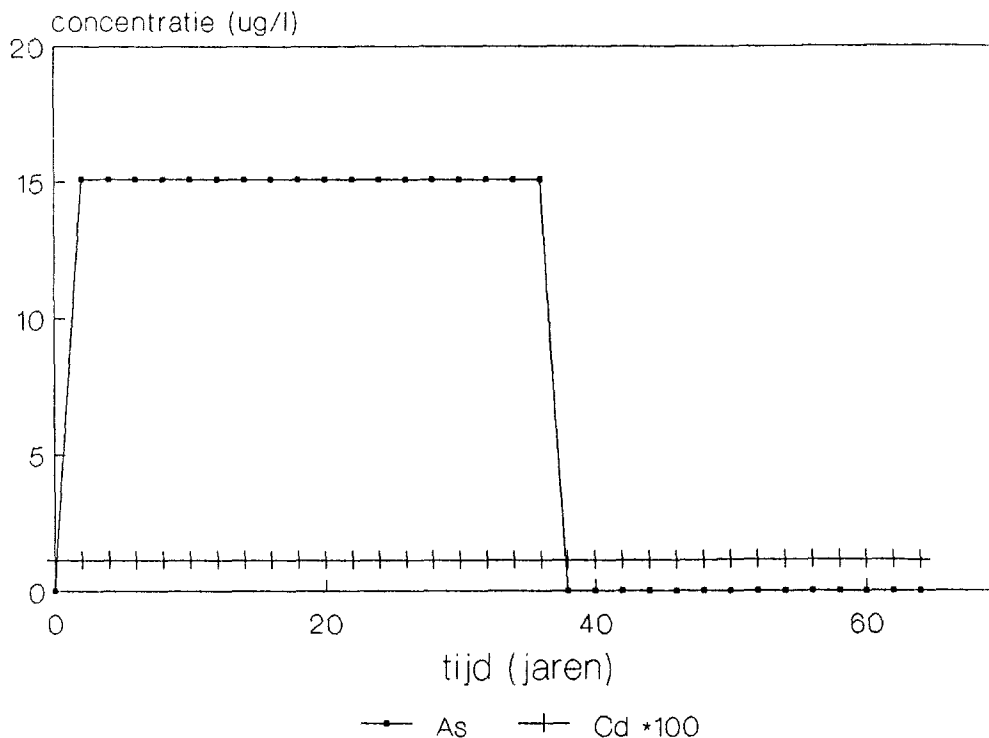
Uitgaande van dit concept zal de cadmium concentratie in de aquifer onder de rivierbodem langzaam toenemen in de tijd tot de maximale oplosbaarheid van Cd^{2+} onder anaërobe condities. ($\approx 0.4 \mu\text{g/l}$, deze waarde ligt overgens beneden de grenswaarde voor drinkwater van $5 \mu\text{g/l}$ (waterleidingenbesluit 1983, zie bijlage 3).

Om dit te illustreren is met het geochemische evenwichtsmodel CHEA een 1-dimensionale kolomberekening gemaakt waarin het cadmium in de sliblaag aanwezig is als CdS en de cadmium concentratie verder alleen nog wordt beïnvloed door adsorptie.

Als voorbeeld is profiel 1a genomen. De resultaten staan in figuur 3.9. Dit is de concentratieontwikkeling onder de rivier ($z = -2.75\text{m}$). Als lineaire adsorptieconstanten zijn de volgende waarden gebruikt (lit.7):

slib	= $3.6 \text{ m}^3/\text{kg}$
fijn zand	= $0.3 \text{ m}^3/\text{kg}$
aquifer	= $0.016 \text{ m}^3/\text{kg}$

Uit de figuur blijkt dat na 60 jaar de cadmium concentratie onder het profiel nog niet oploopt. Dit komt door de hoge retentie capaciteit van het traject tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket. Pas na lange tijd (circa 500 jaar) zal de concentratie onder het profiel gaan stijgen tot maximaal $0.4 \mu\text{g/l}$. Het zal circa 480 jaar duren voor het CdS in de sliblaag geheel is opgelost.

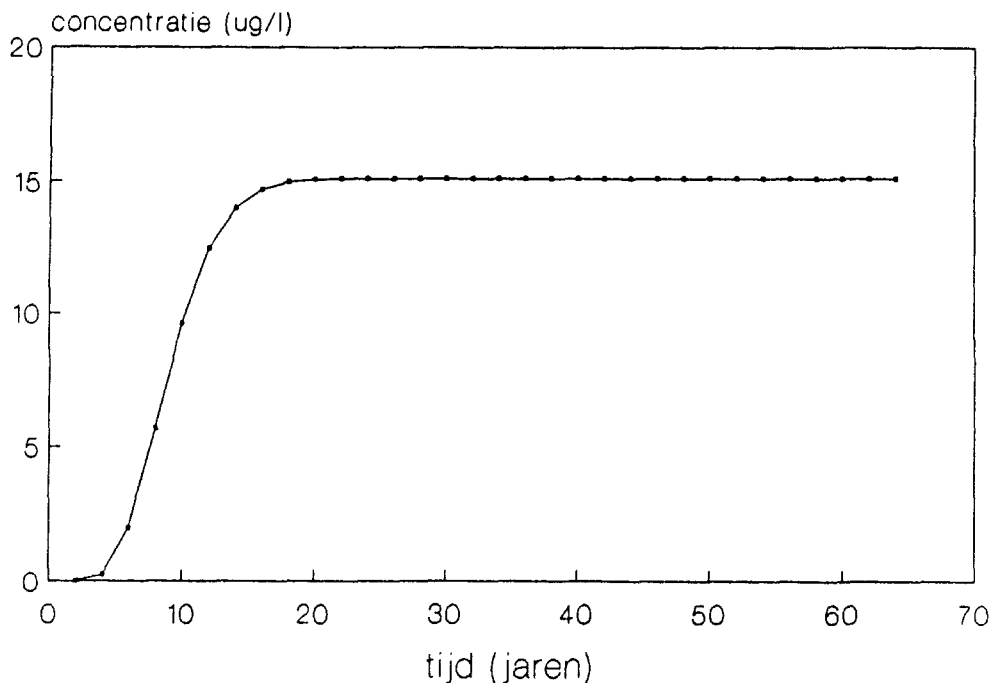


figuur 3.9 Cadmium en Arseen doorbraak onder profiel 1b, cadmium met adsorptie.

Arseen is in tegenstelling tot cadmium en andere zware metalen onder anaërobe condities mobieler dan onder meer aërobe condities. Het arseen zal dus in relatief hoge concentraties uitlogen uit het slib, en dan verder alleen nog worden beïnvloed door adsorptie. Indien echter langs de stroombaan menging optreedt met meer aëroob water kan het arseen worden vastgelegd.

Uit de literatuur blijkt dat arseen onder anaërobe condities oplosbaar is tot maximaal 15 $\mu\text{g/l}$ (lit.7). Dit ligt onder de grenswaarde voor drinkwater van 50 $\mu\text{g/l}$ (waterleidingenbesluit 1983, zie bijlage 3). Uitgaande van een gehalte van 40 mg/kg d.s. in het slib is voor arseen een zelfde kolomberekening gedaan als voor cadmium. Omdat geen adsorptiegegevens over As(III) species bekend zijn in de literatuur is gerekend zonder adsorptie (worst case benadering). Duidelijk is een snelle doorbraak, waarna enige tijd een constante hoeveelheid arseen in oplossing naar het watervoerende pakket percoleert. Na ongeveer 36 jaar is al het arseen uit de sliblaag opgelost en daalt de concentratie in oplossing onder het profiel abrupt.

Bij profielen met meer slib of met slechtdoorlatende lagen tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket zal het veel langer duren voordat de concentratie van arseen begint te dalen. Dit is geïllustreerd met een berekening voor profiel 5a. Het is overigens een bekend gegeven dat in oevergrondwater relatief hoge As gehaltes worden aangetroffen.



figuur 3.10 Doorbraak van arseen bij profiel 5a, zonder rekening te houden met adsorptie.

3.5 Mogelijkheden tot herschalen via K_{oc}

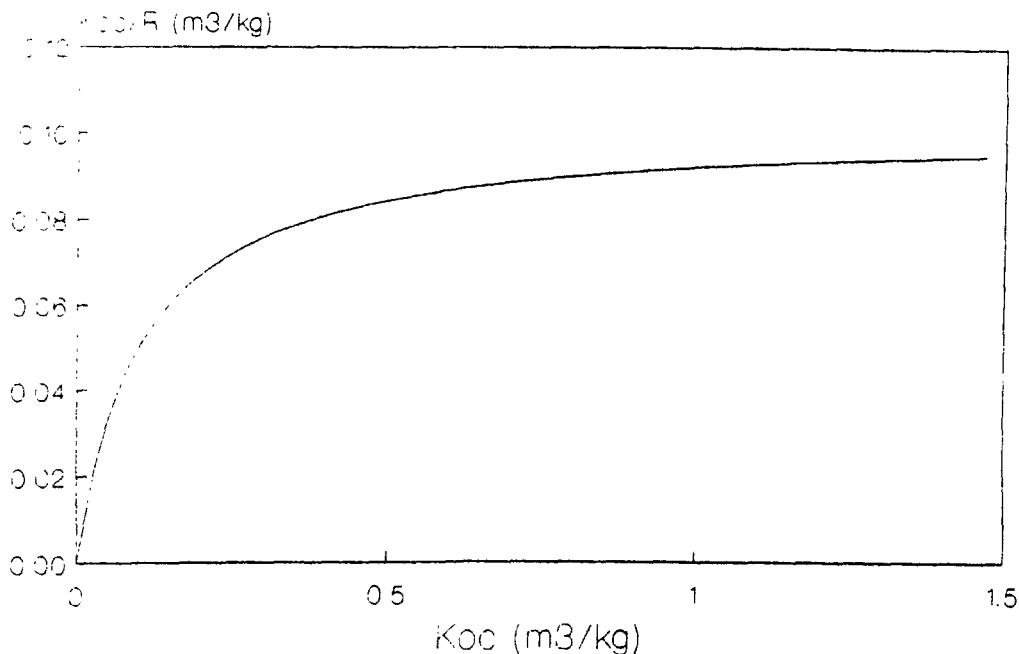
Om het aantal uit te voeren verspreidingsberekeningen zo klein mogelijk te houden is het zinvol om de tijdas van de resultaten te schalen zodat de resultaten voor meerdere stoffen toepasbaar zijn. Hier wordt de mogelijkheid tot herschalen onderzocht aan de hand van berekeningen voor profiel 1a in combinatie met schematisatie 1 (zie figuur 2.5).

In het algemeen vindt tijdsschaling plaats met de retardatiefactor R , waarvan de formulering in vergelijking 3.6 gegeven wordt:

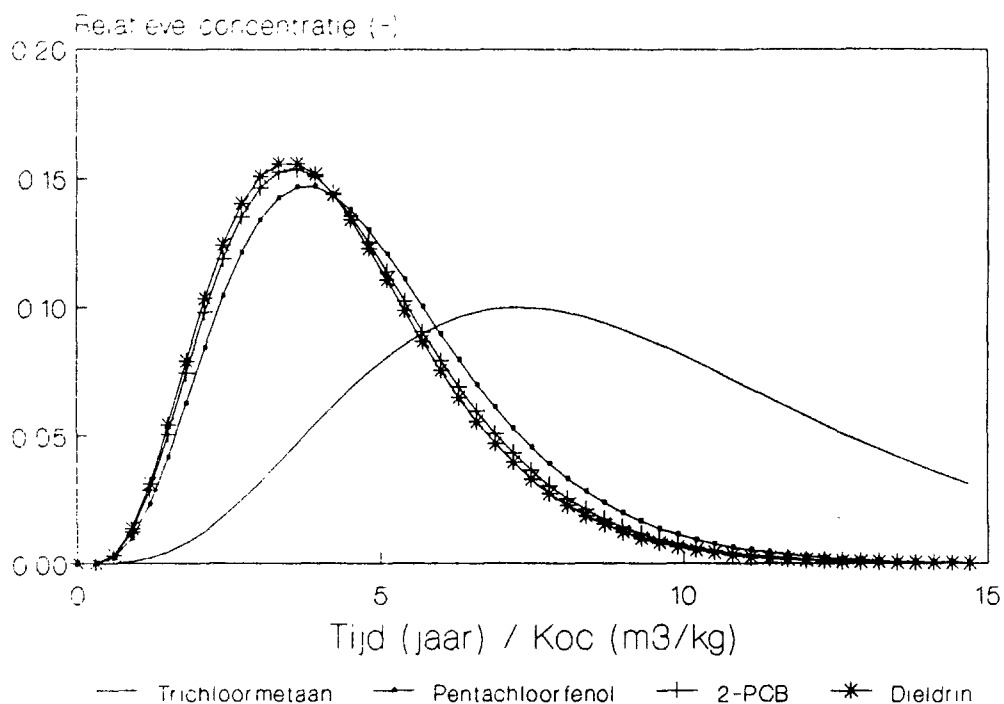
$R = 1 + \rho_{\text{rock}} * (1-p) * \frac{f_{\text{oc}} \cdot K_{\text{oc}}}{p}$. Voor 2 dimensionale problemen waar p en f_{oc} een functie van de plaats is, kan echter niet op eenvoudige wijze een retardatie factor berekend worden. De retardatie kan in een twee dimensionaal geval tijds- en plaats afhankelijk zijn.

Indien R groot is ten opzichte van 1 ($\rho_{\text{rock}} * (1-p) * \frac{f_{\text{oc}} \cdot K_{\text{oc}}}{p}$) is R evenredig met K_{oc} (zie figuur 3.11, K_{oc}/R neemt een constante waarde aan). In plaats van met R kan er dan met K_{oc} geschaald worden. K_{oc} is een stofeigenschap en is onafhankelijk van f_{oc} en p . Voor grotere waarden van f_{oc} zal er sneller sprake zijn van evenredigheid. In de voorbeeld berekening is daarom uitgegaan van het ongunstigste geval: een zandig profiel met lage f_{oc} waarden.

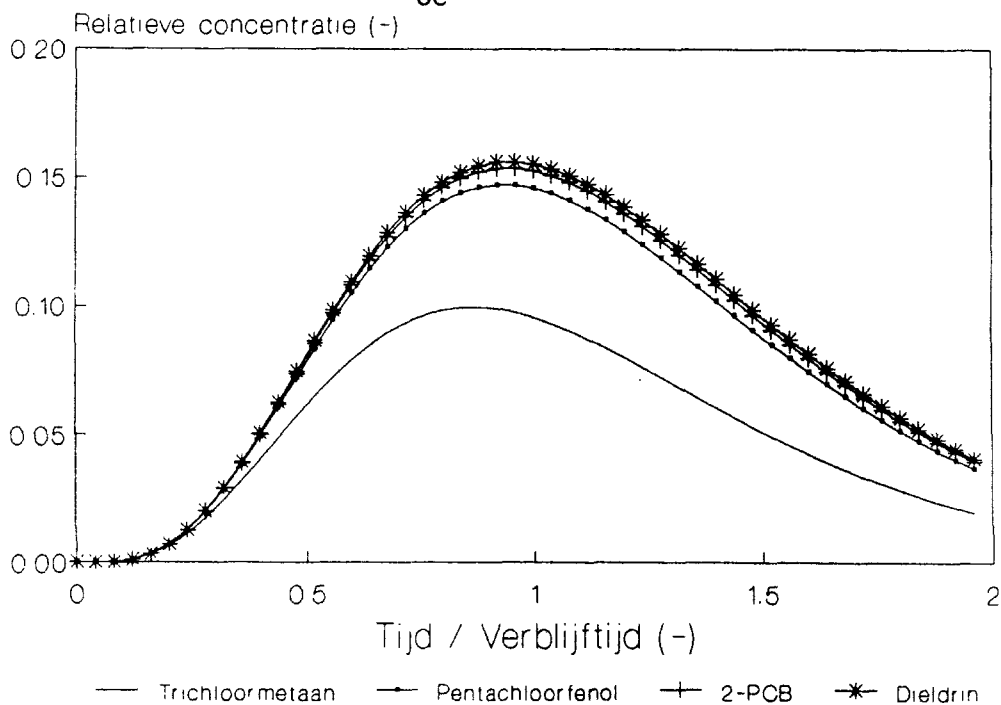
Figuur 3.12 geeft de resultaten van een voorbeeld berekening van profiel 1 aan de onderkant van het profiel. De aanvangsconcentratie in in het porienwater van de sliblaag is gesteld op 1 (relatieve concentratie). Het binnenstromende water is schoon. In figuur 3.12 is de tijd geschaald met de K_{oc} waarde van de verschillende verbindingen (0.078, 0.9, 2.9 en 13 m³/kg voor respectievelijk trichloormethaan, pentachloorfenol 2-PCB en Dieldrin). De doorbraakcurven van stoffen met een K_{oc} groter dan 0.8 m³/kg vallen vrijwel samen en zouden dus uit 1 berekening met een goed adsorberende stof voorspeld kunnen worden.



figuur 3.11 Evenredigheid van R en K_{oc} voor een zandig profiel



figuur 3.12 Vergelijking K_{oc} , profiel 1a, schematisatie 1



figuur 3.13 Vergelijking K_{oc} , profiel 1a, schematisatie 1

Figuur 3.13 geeft dezelfde doorbraakcurven, maar dan geschaald met de analytisch berekende verblijftijd in de zandlaag. In dit geval levert deze schaling met de verblijftijd geen voordelen op ten opzichte van de schaling met K_{oc} . De retentie van trichloormethaan is te gering om voor deze stof herschaling te gebruiken.

Er mag dus geconcludeerd worden dat voor stoffen met K_{oc} waarden $> 0.8 \text{ m}^3/\text{kg}$ en een minimale waarde van f_{oc} van 0.0002 herschaling mogelijk is, en hiervoor kan worden volstaan met 1 berekening.

In hoofdstuk 4 is deze mogelijkheid gedemonstreerd door middel van schaling van 1,2 dichloorbenzeen ($K_{oc} = 0.5 \text{ m}^3/\text{kg}$) naar gamma-hexachloorhexaan ($K_{oc} = 2 \text{ m}^3/\text{kg}$). De tijdas van de 1,2-DCB berekening is

vermenigvuldigd met een factor $\frac{K_{oc} \gamma\text{-HCH}}{K_{oc} 1,2\text{-DCB}} = 4$. De concentraties zijn vermenigvuldigd met de verhouding van de initiële vloeistofconcentraties $\frac{C_0 \gamma\text{-HCH}}{C_0 1,2\text{-DCB}} = \frac{0.02 \mu\text{g/l}}{12 \mu\text{g/l}} = 0.0167$. Ter controle is de $\gamma\text{-HCH}$

berekening daadwerkelijk uitgevoerd. De resultaten van de geschaalde 1,2-DCB berekening en de $\gamma\text{-HCH}$ berekening stemmen, zeker gezien de lage waarde van $K_{oc} 1,2\text{-DCB}$, goed overeen. (zie figuren 4.19 - 4.20)

In principe kan ook voor anorganische verbindingen worden herschaald met behulp van de adsorptiecoëfficiënten indien wordt uitgegaan van lineaire adsorptie. Echter, indien ook niet-lineaire chemische processen een rol spelen, zoals in dit geval bij het cadmium dat in het slib aanwezig is als een vaste fase kan herschaling niet worden toegepast. Voor deze stoffen moeten dus aparte verspreidingsberekeningen worden uitgevoerd.

3.6 Conclusies verkennende berekeningen

Het blijkt dat voor situaties waar nog voldoende klei- en/of veenlagen aanwezig zijn in het traject tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket geen significante emissies op korte termijn hoeven te worden verwacht. In situaties waar slechts zandige lagen de rivierbodem scheiden van het watervoerende pakket moet echter ook voor relatief sterk adsorberende verbindingen in principe rekening worden gehouden met relatief grote verspreiding. De werkelijke omvang van de emissies hangt af van de actuele concentraties en de gestelde norm.

De dikte van de verontreinigde sliblaag bepaald enerzijds voor een groot deel de infiltratiesnelheid van het oppervlaktewater, anderzijds wordt ook de hoogte en duur van de emissie hierdoor bepaald.

In hoeverre stoffen nog relevant zijn bij verdere beschouwing van het transport via het grondwater hangt af van de normstelling ten opzichte van C/C_0 . Voor dieldrin worden bijvoorbeeld concentraties in het slib aangetroffen van circa 1 mg/kg. Met $K_{oc} = 12.6 \text{ m}^3/\text{kg}$ en $f_{oc} = 0.05$ kan hieruit een C_0 in het porienwater van 1.6 $\mu\text{g}/\text{l}$ worden berekend. De drinkwaternorm voor dieldrin = 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ (zie bijlage 3). Deze wordt bereikt bij $C/C_0 = 0.16$. In figuur 3.8 is te zien dat deze concentratie bij dunne sliblagen maar net wordt bereikt. Bij dikkere sliblagen wordt deze concentratie vlak onder de rivier na circa 40 jaar overschreden.

Voor organische microverontreinigingen kan een parameter E gedefinieerd worden die de potentiële ernst van de verontreiniging weergeeft:

$$E = \frac{C_{\text{slib}}}{K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot N} \quad (3.7)$$

Hierin is C_{slib} de vastestofconcentratie in het slib (mg/kg d.s), K_{oc} de adsorptiecoëfficiënt betrokken op het organisch koolstof gehalte in het slib ($\text{m}^3/\text{kg} \cdot \text{oc}$), f_{oc} de fractie organisch koolstof (kg oc/kg d.s) en N de norm (mg/ m^3 of $\mu\text{g}/\text{l}$). Indien $E < 1$ zijn er geen problemen te verwachten. Indien $E > 1$ hangt het af van de locale situatie (slibdikte, geohydrologie etc.) of er wel problemen zullen optreden.

Voor profielen waar voornamelijk zand aanwezig is en sliblagen dikker dan circa 0.3 m moet dus op relatief korte termijn rekening worden gehouden met potentieel significante emissies van stoffen met K_{oc} -waardes tot minstens 12.6 m^3/kg (dielddrin), indien de concentratie in het slib hoog is

De oplosbaarheid van Cd^{2+} ligt onder heersende anaërobe condities op 0.4 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dit betekent dat de grenswaarde voor drinkwater van 5.0 $\mu\text{g}/\text{l}$ (drinkwaterbesluit 1984) in principe niet kan worden overschreden. Omdat het hier echter gaat om een opvulling van de norm wordt cadmium toch meegenomen bij verdere transportberekeningen.

Voor arseen geldt min of meer het zelfde als voor cadmium, al zijn de concentraties in oplossing hoger ten opzichte van de geldende

bladnummer : - 35 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



**GRONDMECHANICA
DELFT**

grenswaarde. Overgens zullen de arseen concentraties zodra oxidatie op zal treden drastisch verminderen.

Voor genoemde profielen met relatief lage intreeweerstanden en voor genoemde stoffen(types) is het dus noodzakelijk verdere verspreidingsberekeningen uit te voeren om de mogelijke gevolgen te kunnen voorspellen. Dit wordt gedaan in hoofdstuk 4.

Voor organische verbindingen waarvan de $K_{oc} > 0.8 \text{ m}^3/\text{kg}$ is het bij een f_{oc} van minimaal $0.0002 \text{ kgOC/kg.DS}$ mogelijk te herschalen via K_{oc} , en kan worden volstaan met 1 berekening per situatie.



4. VERSPREIDINGSBEREKENINGEN

4.1 Inleiding

4.1.1 Gebruikte doorsneden

In hoofdstuk 2 is besproken welke locaties in Nederland mogelijk problemen kunnen opleveren met betrekking tot de verspreiding van verontreinigingen vanuit vervuilde waterbodems via het grondwater naar de omgeving. Hieruit zijn een zestal typische geohydrologische doorsneden waarin de meeste probleemlocaties zijn in te delen naar voren gekomen. Uit verkennende berekeningen zoals beschreven in hoofdstuk 3 is gebleken dat vooral profielen met zandige bodems mogelijk tot problemen leiden. Verder blijkt dat, indien gerekend wordt met schoon rivierwater en verontreinigd slib, de slibdikte bepalend is voor de intreeweerstand en de sterkte van de bronterm.

Voor de 2-dimensionale verspreidingsberekeningen met behulp van het stoftransportmodel VERA zijn uiteindelijk de typische doorsneden 1 en 4 (Oude Maas en Ketelmeer, zie figuur 2.5 en 2.8) geselecteerd omdat deze typerend zijn voor de belangrijkste probleemlocaties. Om een bandbreedte aan te geven van mogelijke effecten is voor de doorsnede van het Ketelmeer gerekend met 0.1 m slib en 2 m slib. Dit geeft tegelijkertijd een bandbreedte in intreewestanden en totale hoeveelheid stof.

4.1.2 Beschouwde stoffen

Uit de verkennende berekeningen volgt dat bij zandige profielen ook organische stoffen met relatief hoge adsorptie coëfficiënten tot significante emissies kunnen leiden. De actuele concentratie in het slib bepaald echter of de emissie relevant is. Vooral stoffen die in relatief hoge concentraties in het bodemslib voorkomen, vanwege hoge lozingen (eventueel in het verleden), en tegelijkertijd een relatief lage adsorptiecoëfficiënt hebben, zullen de grootste problemen geven met betrekking tot verspreiding via het grondwater. ($E \gg 1$, zie formule 3.7) Uit analyses van bodemslib afkomstig uit het Ketelmeer blijkt dat γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH), 1,2-dichloorbenzeen (1,2-DCB) en 2,4,5-trichloorfenol (2,4,5-TCP) dergelijke stoffen zijn (zie bijlage 1). De reden dat 1,2-DCB in dergelijk hoge concentraties in het slib wordt aangetroffen is de hoge lozing van de stof aan het eind van de jaren zeventig. Momenteel worden veel lagere concentraties in het oppervlaktewater aangetroffen (literatuur 16).

Bij de verspreidingsberekeningen zal gerekend worden met deze stoffen. Tevens worden cadmium en arseen beschouwd om een indruk te krijgen van het gedrag van anorganische microverontreinigingen.



4.2 Uitgangspunten bij de verspreidingsberekeningen

In eerste instantie is er voor beide doorsneden een berekening uitgevoerd voor een conservatieve component, dat wil zeggen een stof die wordt getransporteerd met de snelheid van het poriënwater. Hierbij zijn relatieve concentraties gebruikt zodat in principe voor iedere stof waarvan de concentraties in het slib bekend zijn een maximale invloed (afgezien van adsorptie) kan worden afgeleid.

Vervolgens zijn er berekeningen uitgevoerd voor de geselecteerde organische verbindingen en voor cadmium en arseen. Waar mogelijk zijn de uitkomsten voor de specifieke organische verbindingen verkregen via herschaling met de K_{oc} .

In tabel 4.1 staat aangegeven welke 2-dimensionale verspreidingsberekeningen uiteindelijk zijn uitgevoerd. Bij elke berekening is uitvoer gegenereerd als concentratieontwikkeling onder de rivier als functie van de tijd, en als concentratieontwikkeling naast de rivier als functie van de plaats.

SCHEMATISATIE	CONSER- VATIEF	CADMIUM	ARSEEN	γ -HCH	1,2-DCB	2,4,5-TCP
1 (0.1 m slib)	X	X	X		X	
4 (0.1 m slib)	X			X	X	0
4 (2.0 m slib)	X			X	X	0

Tabel 4.1 Uitgevoerde 2-dimensionale verspreidingsberekeningen.

X = VERA run

0 = verkregen via herschaling

Bij de verspreidingsberekeningen is gerekend met schoon rivierwater en verontreinigd slib. De concentraties in het slib zijn voor wat betreft de organische verontreinigingen aangeleverd door DBW/Riza (zie bijlage 1), en voor cadmium en arseen overgenomen uit literatuur 7. De chemische speciatie en de concentraties in het poriënwater zijn berekend met het geochemisch evenwichtsmodel CHEA. Voor de organische parameters is hiervoor een lineaire adsorptie isotherm aangenomen, gebruikmakend van de adsorptiecoëfficiënten zoals zij vermeld staan in literatuur 4,10,11,12,13 en 14. Door uitspoeling nemen de concentraties van de organische verontreinigingen in het slib af in de tijd.

Cadmium is onder de heersende anaerobe condities overwegend als vast CdS aanwezig. De hoeveelheid cadmium in oplossing in het poriënwater van de sliblaag blijft gelijk tot het moment dat het CdS geheel in

oplossing is gegaan en neemt dan snel af. Voor arseen is uitgegaan van een dergelijk concept, met dien verstande dat arseen onder anaërobe condities veel beter oplosbaar is.

De aanvangsconcentratie buiten het slib is nul. De berekeningen geven inzicht in de effecten van de emissie vanuit het slib indien het rivierwater geheel schoon is.

Bijzonderheden over het model VERA zijn te vinden in appendix I.

4.3 Modelschematisaties

Doorsnede 1 is een geohydrologische schematisatie van een rivier zonder uiterwaarden, stromend in een zandige bedding met aan weerszijden een diepe polder (zie figuur 2.4). Locaties die op deze wijze kunnen worden geschematiseerd zijn bijvoorbeeld de Oude Maas, Hollandsdiep, Nieuwe Waterweg en Noordzee Kanaal.

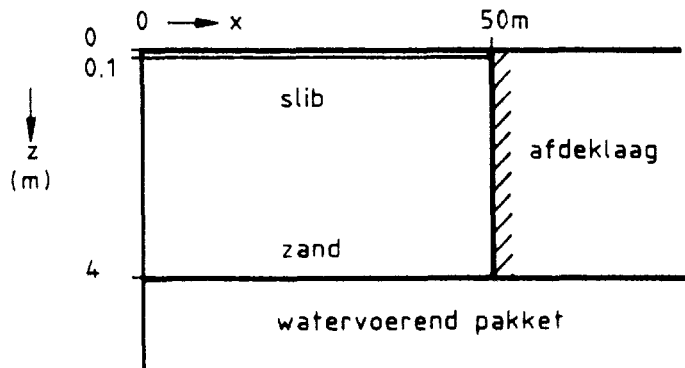
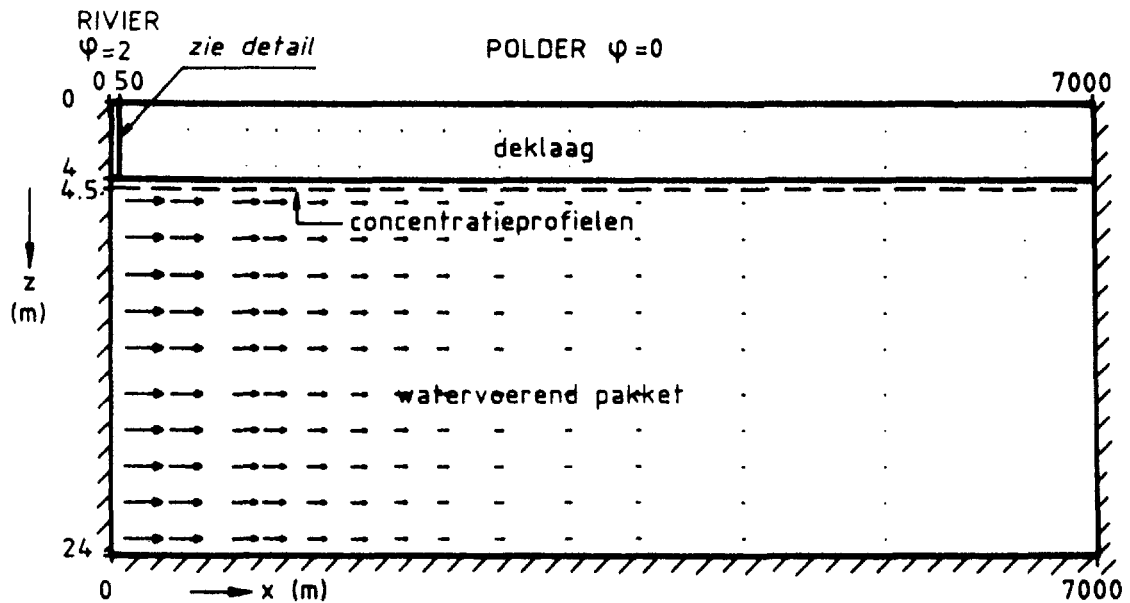
In figuur 4.1 is de modelschematisatie weergegeven. De peilen in de figuur geven de berekende grondwatersnelheid en richting aan (specifiek debiet). De gebruikte geohydrologische parameters staan vermeld in tabel 4.2. Evenals in de verkennende berekeningen is onder de rivier een weerstandsbiedende laag aangenomen bestaande uit 0.10 m verontreinigd slib en 4 m fijn zand.

Parameter	eenheid	Slib	Zand	Deklaag	Pakket
D	m	0.1	3.9	4	20
p	m ³ /m ³	0.8	0.35	0.35	0.35
K	m/d	0.001	1	0.00132	50
f _{OC}	g _{OC} /g _{DS}	0.05	0.002	0.002	0.002
α	m	0.05	1	1	10-500
c	d	100	3.9	3000	
KD	m ² /d				1000

Tabel 4.2 Eigenschappen van het bodemmateriaal schematisatie 1

Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van een gelijke horizontale en verticale doorlatendheid K. Uit de tabel volgt een spreidingslengte λ van ruim 300 m voor de rivier. Van potentiaal vereffening tussen rivier en watervoerend pakket zal maar in geringe mate sprake zijn, en daarom is er slechts een gering verschil in infiltratie snelheid tussen het midden van de rivier en de oever van de rivier. De

spreadingslengte in de polder is 1750 m, zodat om geohydrologische redenen het model 7000 m ($4 * \lambda$) breed is.

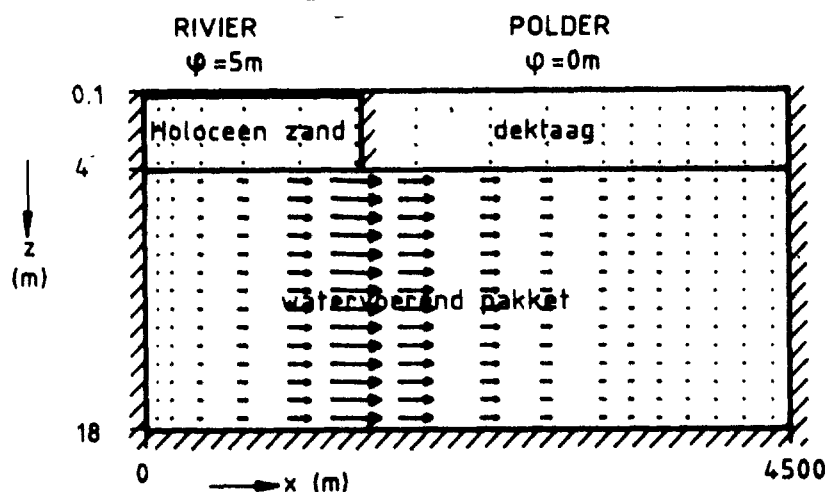


DETAIL ONDER RIVIER

Figuur 4.1 modelschematisatie (schematisatie 1)

De longitudinale dispersielengte α in het watervoerend pakket in de omgeving van de rivier is 10 m. Op grotere afstand is een grotere dispersielengte gekozen, dit hangt samen met een grotere probleemlengte (zie APPENDIX).

Doorsnede 4 is een schematisatie van een breed oppervlaktewater met een relatief kleine intreeweerstand naar het watervoerende pakket, en een groot peilverschil tussen het oppervlaktewater en de polder. (bijvoorbeeld Ketelmeer). Voor schematisatie 4 is eveneens een weerstandbiedende laag onder de rivier aangenomen bestaande uit 0.1 m slib en 4 m fijn zand. Daarnaast is voor schematisatie 4 ook gerekend met 2 m verontreinigd slib. De modelschematisatie van schematisatie 4 is weergegeven in figuur 4.2.



Figuur 4.2 Modelschematisatie (schematisatie 4)

Parameter	eenheid	Slib	Zand	Deklaag	Pakket
D	m	0.1	3.9	4	14
p	m ³ /m ³	0.8	0.35	0.35	0.35
K	m/d	0.001	0.039	0.008	85.7
foc	gOC/gDS	0.05	0.002	0.002	0.002
α	m	0.05	1	1	75-150
c	d	100	100	500	
KD	m ² /d				1200

Tabel 4.3 Eigenschappen van het bodemmateriaal schematisatie 4

bladnummer : - 41 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



GRONDMECHANICA
DELFT

De spreidingslengte λ van de rivier is bijna 500 m, terwijl de breedte van de rivier 3000 m is. Verwacht mag worden dat de infiltratiesnelheid in het midden van de rivier aanmerkelijke geringer is dan aan de oevers. De breedte van het poldergedeelte is weer bepaald door de spreidingslengte in de polder. Deze bedraagt 775 m, zodat voor de breedte van de polder 3000 m is gekozen.

Gezien de breedte van de waterloop is een hogere waarde voor de dispersielengte in het watervoerend pakket gekozen dan in schematisatie 1. In de variant met 2 m slib is de weerstand van de sliblaag 2000 dagen.



4.4 Resultaten

4.4.1 Inleiding

In bijlage 2 worden concentratie-tijdrelaties onder de rivier en concentratie profielen na 10, 25, 50 en 100 jaar gepresenteerd voor verschillende stoffen en verschillende schematisaties. In deze inleiding wordt een kwalitatieve uiteenzetting gegeven over het gedrag van de curven.

Door de infiltratie worden de verontreinigingen in het slib uitgespoeld. Dit resulteert in een dalende concentratie in het slib en een stijgende concentratie aan de bovenkant van het watervoerend pakket. Op een gegeven moment wordt echter een maximum bereikt en zal door uitspoeling ook de concentratie aan de bovenkant van het watervoerend pakket gaan dalen. Vanwege de hogere infiltratie snelheden nabij de oever, zal het maximum eerst aan de oever optreden en pas daarna meer richting midden rivier. Deze verschuiving is duidelijk waar te nemen in figuur 4.20. (Profiel schematisatie 4 γ -HCH). De horizontale grondwaterstroming in het watervoerend pakket veroorzaakt een verplaatsing van de piek onder de oever door het eerste watervoerende pakket (figuur 4.6 Profiel schematisatie 4 conservatief). Vanwege de langere nalevering in het midden van de rivier blijft daar de concentratie hoger dan aan de oever.

De concentratie-tijd curven geven de minimum, gemiddelde en maximum concentratie in de bovenkant van het eerste watervoerend pakket onder de rivier (zie bijvoorbeeld figuur 4.5). Tijdens het oplopen van de concentraties is het minimum te vinden in het midden van de rivier. Op langere termijn vindt uitspoeling plaats en bevindt het minimum zich onder de oever. Dit veroorzaakt een knik in de minimum concentratie lijn. De maximum concentratie ligt bij aanvang onder de oever, en verplaatst zich tijdens de berekeningen naar het midden van de rivier. Doordat de schematisatie een eindig aantal "blokken" onder de rivier kent, zijn hier zeer lichte fluctuaties waar te nemen. De gemiddelde concentratie kent deze stapsgewijze veranderingen niet en heeft een continue verloop.

In schematisatie 1, waarin de rivier smal is ten opzichte van de spreidingslengte λ van de rivier, is het verschil in infiltratie snelheid nabij de oever en in het midden van de rivier gering. Er bestaat daarom slechts een gering verschil tussen minimum- en maximum concentratie onder de rivier (figuur 4.3, schematisatie 1 conservatief). Ook in schematisatie 4 met 2 meter slib is vanwege de grotere weerstand van de rivierbodem en de daarmee gepaard gaande verhoging van dan de spreidingslengte, het verschil tussen minimum en maximum concentratie geringer dan in schematisatie 4 (zie figuur 4.7).

4.4.1 Conservatieve berekeningen



De resultaten van de conservatieve berekeningen geven vooral inzicht in de invloed van doorlatendheden, intreeweerstanden, slibdiktes en dispersie. De reistijd van de piek, van de rivier af kan als een ruwe benadering voor de gemiddelde reistijd van het grondwater worden gebruikt. Vergelijking met analytische berekeningen (lit. 3) geeft een goede overeenkomst te zien.

Door het gebruik van relatieve concentraties kunnen de resultaten gebruikt worden om van iedere willekeurige (conservatieve) stof af te schatten of er problemen verwacht kunnen worden of niet. Wel moeten dan de maximale concentratie in het slib (C_1) en toelaatbare concentratie in het grondwater (C) bekend zijn.

In de figuren 4.3, 4.5 en 4.7 (bijlage 2) staan de resultaten van de conservatieve berekeningen weergegeven als minimum, gemiddelde en maximum concentratieontwikkeling in de tijd onder de rivier. De gemiddelde concentratie in schematisatie 1 geeft hetzelfde resultaat als de 1-dimensionale benadering van profiel 1a zoals gepresenteerd in hoofdstuk 3. Er is een snelle doorbraak vanwege de geohydrologische opbouw. De piek is laag en smal vanwege de geringe slibdikte (en dus geringe totale hoeveelheid stof). De piek bij schematisatie 4 is vrijwel evenhoog omdat het hier om een vergelijkbare opbouw tussen waterbodem en watervoerende pakket gaat. De doorbraak is wat later en de piek wat breder omdat het om een veel bredere rivier gaat (de curve geeft een gemiddelde weer op $z = -4.5$ onder de rivier). In het geval van 2 meter slib is de piek veel hoger en breder omdat er veel meer stof (in het slib) aanwezig is. De doorbraak is dan trager vanwege de hogere intreeweerstand.

Bij dunne sliblagen zullen conservatieve stoffen waarvan de maximale concentratie in het porienwater van het slib $< 5 \mu\text{g/l}$ is, de norm van $0.1 \mu\text{g/l}$ niet kunnen overschrijden. Bij dikkere sliblagen (2 m) ligt deze grens op $0.5 \mu\text{g/l}$.

De figuren 4.4, 4.6 en 4.8 (bijlage 2) en geven de resultaten weer als functie van de plaats. Hierin is te zien hoe het verontreinigingsfront zich zal verplaatsen door de aquifer. Bij schematisatie 1 blijkt dat het infiltrerende rivierwater na gemiddeld 100 jaar op ongeveer 1600 meter van het midden van de rivier is. Dit zou als een ruwe benadering van de maximale ruimtelijke verbreiding van het probleem kunnen worden gezien op middenlange termijn.

Bij schematisatie 4 is duidelijk dat de breedte (≈ 3000 m) een grote invloed heeft (het debiet door de aquifer is groter, en de piek loopt dus sneller). In dit soort situaties is 2 km van de oever een ruwe benadering van de ruimtelijke begrenzing van het probleem. Verder is duidelijk zichtbaar dat de infiltratiesnelheden langs de oever veel groter zijn dan midden in de rivier. Langs de oever zijn de concentraties daarom na 10 jaar lager dan in het midden omdat het slib



uitgeloogd is. Bij de situatie met 2 m slib is dit effect minder duidelijk in verband met de grotere slibdikte.

4.4.2 Anorganische verbindingen

De beschouwde anorganische verbindingen zijn cadmium en arseen. In hoofdstuk 3 werden de belangrijkste fenomenen die een rol spelen bij de verspreiding van deze stoffen reeds uiteengezet aan de hand van een 1-dimensionale benadering. De 2-dimensionale verspreidingsberekeningen stemmen hier mee overeen. De resultaten staan weergegeven in de figuren 4.9 t/m 4.12 (bijlage 2). De doorbraak van arseen (zonder adsorptie) onder de rivier in schematisatie 1 geeft hetzelfde plaatje als de 1-D benadering, te weten een snelle doorbraak tot de maximale oplosbaarheid onder anaërobe condities ($15 \mu\text{g/l}$). Uit de 1-D berekening bleek al dat in deze schematisatie na ongeveer 36 jaar het vast arseen in het slib op is en de concentraties in oplossing zullen dalen. In figuur 4.10 is te zien dat de hele aquifer op deze manier langzaam vol zal lopen met arseen tot een concentratie van $15 \mu\text{g/l}$ indien het vast arseen niet op zou raken.

In tegenstelling tot de 1-D benadering van profiel 1a geeft cadmium bij de 2-D berekening voor schematisatie 1 wel een lichte concentratie stijging te zien onder de rivier. Dit komt omdat bij de 2-D benadering voor het traject tussen de waterbodem en de aquifer een lagere adsorptiecoëfficiënt is gebruikt ($0.016 \text{ m}^3/\text{kg}$) dan bij de 1-D benadering. Op deze wijze wordt een bandbreedte verkregen waarbinnen de werkelijke concentratieontwikkeling van cadmium onder de rivier zal liggen. De concentratie kan in elk geval nooit boven de $0.4 \mu\text{g/l}$ stijgen zolang de gebruikte aannames geldig blijven. Op korte termijn is er naast de rivier nauwelijks enige stijging van de cadmiumconcentratie te verwachten.

4.4.3 Organische verbindingen

Als organische verbindingen zijn γ -hexachloorcyclohexaan (γ -HCH), 1,2-dichloorbenzeen (1,2-DCB) en 2,4,5-trichloorphenol (2,4,5-TCP) beschouwd. Het gaat hier om voorbeeld stoffen. De resultaten voor 2,4,5-TCP zijn verkregen via herschaling van de γ -HCH berekeningen. De gebruikte K_{oc} - waarden staan met bronvermelding in tabel 4.4 weergegeven. Overgens dient opgemerkt te worden dat onder praktijkomstandigheden de waarde van K_{oc} met een factor 5 kan variëren.



STOF	K_{OC} (m^3/kg)	berekende vloeistofconc.	literatuur
γ -HCH	2	0.02 $\mu g/l$	11
1,2-DCB	0.5	12 $\mu g/l$	11
2,4,5-TCP	3	0.04 $\mu g/l$	15

Tabel 4.2 Gebruikte K_{OC} -waarden met hun bronvermelding.

In de figuren 4.13, 4.15 en 4.17 (bijlage 2) is de doorbraak onder de rivier weergegeven van 1,2-DCB voor de verschillende schematisaties. Bij de dunne sliblagen is na ongeveer 8 jaar geen 1,2-DCB meer in het slib aanwezig en daalt de concentratie in oplossing. Bij 2 meter slib is de daling na 40 jaar nog niet ingezet. Belangrijk is de constatering dat bij schematisatie 1 de norm van 0.1 $\mu g/l$ onder de rivier met een factor 3 wordt overschreden, en bij situatie 4 met 2 meter slib met een factor 50!

Hoewel bij de schematisatie 1 deze normoverschrijding naast de rivier niet wordt teruggevonden blijkt uit de resultaten van schematisatie 4 dat bij dunne sliblagen in een zone van 1 km naast de oever een kleine normoverschreiding kan worden verwacht. In het geval van 2 meter slib wordt in een zone van 1.5 km naast de oever een norm overschrijding met een factor 40 berekend. Het is duidelijk dat een stof als 1,2-DCB waar E veel groter dan 1 is (zie formule 3.7) tot aanzienlijke problemen kan leiden. (figuren 4.14, 4.16 en 4.18 bijlage 2)

De resultaten van γ -HCH geven dezelfde trends te zien dan 1,2-DCB maar in veel lagere concentraties (figuren 4.19 t/m 4.22 bijlage 2). De berekende concentraties liggen ver onder de norm van 0.1 $\mu g/l$, zodat voor deze stof geen problemen hoeven te worden verwacht ($E < 1$, zie formule 3.7). Hetzelfde geldt voor 2,4,5-TCP (figuren 4.23 en 4.24, bijlage 2).



5. CONCLUSIES

Uit een inventarisatie van gegevens uit bestaande literatuur is gebleken dat er in Nederland een aantal gebieden aan te wijzen zijn waar infiltratie situaties voorkomen in combinatie met de aanwezigheid van vervuilde waterbodems. Deze gebieden zijn te vinden in de benedenlopen en estuaria van de grote rivieren Rijn, (IJssel), Maas en Schelde. Tevens zijn er in West-Nederland een aantal kanalen aan te wijzen waarin dergelijke situaties voorkomen. In Oost-Nederland komen lokaal een aantal probleemlocaties voor in infiltrerende kanalen.

In hoeverre de grondwaterkwaliteit inderdaad zal worden bedreigd door het uitspoelen van verontreinigingen uit het slib door infiltrerend oppervlaktewater hangt sterk af van de bodemopbouw onder de waterloop en de hoeveelheid aanwezig verontreinigd slib. Zeer dikke sliblagen betekenen weliswaar een grote bulk verontreinigingen, maar zij veroorzaken tevens een hoge intreeweerstand zodat de flux naar het watervoerende pakket relatief gering kan zijn.

Dikke pakketten klei- en of veen tussen de rivierbodem en het watervoerende pakket leiden tot hoge intreewestanden en sterke retardatie van de verontreinigingen. In dergelijke situaties zal van significante beïnvloeding van het grondwater op korte termijn geen sprake zijn. Of hier op lange termijn wel problemen op zullen treden hangt af van de initiële concentraties (vaste stof of vloeistof), de adsorptie-eigenschappen, de fractie organisch koolstof in de bodem en de lokale geohydrologische eigenschappen. Vooral locaties met relatief lage intreewestanden (zandig profiel en matige slibdiktes) blijken mogelijk tot problemen voor de grondwaterkwaliteit te kunnen leiden.

Twee-dimensionale verspreidingsberekeningen voor dergelijke situaties tonen aan dat binnen de gebruikte randvoorwaarden de verspreiding van zware metalen zoals cadmium van weinig betekenis zal zijn, al zal er sprake zijn van een lange nalevering. Drinkwaternormen worden niet overschreden, zelfs niet onder de rivier. Naast de rivier wordt de concentratie verhoging pas na lange tijd merkbaar.

Arseen zal onder gebruikte randvoorwaarden zich vrij snel met significante concentraties door de aquifer verspreiden, de drinkwaternorm wordt echter niet overschreden.

Voor de meeste organische microverontreinigingen blijkt ongeacht de lokale bodemcondities de uitloging van verontreinigde waterbodems niet tot problemen voor de grondwaterkwaliteit te zullen leiden. Alleen voor organische verbindingen welke relatief matig adsorberen aan de matrix, maar vanwege hun hoge lozing nu of in het verleden toch in hoge concentraties in het slib voorkomen, kan een aanzienlijke norm-overschrijding verwacht worden. De E waarde (zie formule 3.7) voor deze stoffen moet dan veel groter zijn dan 1.



Voor 1,2- dichloorbenzeen is berekend dat bij de actueel gemeten concentraties in het Ketelmeerslib, de drinkwaternorm kan worden overschreden, vooral in situaties waar wat dikkere sliblagen aanwezig zijn. Bij schematisatie 4 (een breed waterlichaam met een groot verschil tussen rivierpeil en polderpeil) met 2 meter slib is berekend dat in een zône van circa 1.5 km langs de oever een normoverschrijding plaats zal vinden met een factor 40 (na 100 jaar).

In tabel 5.1 is schematisch weergegeven waar, voor welke stoffen, in welke mate en op welke termijn mogelijk problemen kunnen worden verwacht.

SAMENVATTING PROBLEMEN	
PLAATS	beneden rivieren met zandige bedding zoals Hollands Diep, Oude Maas, Ketelmeer etc., onder de waterloop en in een zone van 1.5 a 2 km erlangs
STOFFEN	arseen (geringe mate) en organische verbindingen met matige binding aan het slib, zoals 1,2-DCB, die in relatief hoge concentraties in het slib aanwezig zijn
OMVANG	overschrijding van de drinkwaternorm met maximaal een factor 40. Voor arseen geen normoverschrijding
TERMIJN	op korte termijn (1 à 2 jaar) en gedurende lange tijd

Tabel 5.1 Samenvatting mogelijke problemen

Met behulp van de berekeningen kan echter nog geen uitspraak gedaan worden over de effecten van sanering; Hiervoor moeten de chemische en hydraulische gevolgen van de ingreep bestudeerd worden en kunnen vergeleken worden met de hier gepresenteerde resultaten.

Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met het optreden van preferente stroombanen e.d. Deels wordt dit opgevangen door de manier waarop het fenomeen dispersie is gedefinieerd in het model (zie appendix). Verder is er geen rekening gehouden met de aanwezigheid van een regionale achtergrondstroming en zijn ook afbraak en dissociatie van organische verbindingen buiten beschouwing gelaten. Voor wat betreft de anorganische verbindingen is er vanuit gegaan dat er geen menging optreedt met andere watertypes waardoor bijvoorbeeld de redoxcondities kunnen wijzigen en is anaërobie in het slib als randvoorwaarde gebruikt.

Het wordt aanbevolen om met behulp van metingen de resultaten van de berekeningen te verifiëren.



LITERATUURLIJST

- 1 Waterloopkundig Laboratorium, 1985: inventarisatie kwaliteit onderwaterbodems rijkwateren, verslag onderzoek R 2120.
- 2 Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/Riza, 1988: problematiek verontreinigde waterbodems, wsd-notitie 88 - 043, E. Turkstra
3. Heij, G.J., 1988: river-groundwater relationships in the lower parts of The Netherlands, publicatie in voorbereiding, Journal of Hydrology
4. Meijden, A.M. van der, Driessen, A.P.T., 1986: betekenis van het sorptie-evenwicht voor de verdeling van organische (micro)-verontreinigingen in de bodem. Reeks bodembescherming 54, VROM
5. Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/Riza, 1988: overzicht van organische microverontreinigingen in Ketelmeersediment, Koos Beurskens
6. KIWA mededeling nr. 89, 1985: drinkwater uit oevergrondwater: hydrologie, kwaliteit en zuivering, eindredactie D. van der Kooij
7. Rijkswaterstaat / gemeente Rotterdam, 1984: grootschalige locatie voor de berging van baggerspecie uit het benedenhavengebied, deel 6. Verspreidingsprocessen.
8. Grondmechanica Delft, 1983: literatuuronderzoek naar de adsorptiecoëfficiënten van chroom, koper, zink, arseen, cadmium, pentachloorfenol en polychloorbifenylen t.b.v. de grootschalige berging voor baggerspecie, rapportno. co-267230/73.
9. Lagas, P., 1988: sorption of chlorophenols in the soil. Chemosphere, vol. 17, no. 2 pp. 205-216.
10. Hassett, J.J., W.L. Banwart, R.A. Griffin, 1983: correlation of compound properties with sorption characteristics of nonpolar compounds by soils and sediments: concepts and limitations. Proc. Life Sci Symp Environ Solid Wastes, 1983.
11. Karickhoff, S.W., 1981: semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere, vol.10, no.8, pp 833-846.
12. Kenaga, E.E., 1980: predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicology and environmental safety 4, 26 - 28.

bladnummer : - 49 -
ons kenmerk: CO-298700/34
datum : mei 1989



**GRONDMECHANICA
DELFT**

13. Karickhoff, S.W., D.S. Brown, T.A. Scott, 1979: sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research Vol.13 pp 241- 248.
14. Briggs, G.G., 1981: theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. J. Agric. Food Chem, 29, 1050 - 1059.
15. Schellenberg, K., C. Leuenberger, R.P. Schwartzbach, 1984: sorption of chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials. Env. Sci. Techn. 18 no.9.
16. DBW/Riza nota 87.033, 1987: resultaten van het waterkwaliteits onderzoek in de Rijn in Nederland, 1986.

BIJLAGE 1
microverontreinigingen in Ketelmeersediment

bladnummer : - 1.2 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989



GRONDMECHANICA
 DELFT

OVERZICHT VAN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN IN KETELMEER-
 SEDIMENT

Op verschillende data en verschillende lokaties zijn de volgende
 microverontreinigingen in het Ketelmeersediment geconstateerd.

STOF	GEHALTE	LOG P _{ow}	BEMONSTERINGS DATUM	BRON
BESTRIJDINGSMIDDELEN (in µg/kg dr.st.)				
alpha-HCH	1.18		1987	1
gamma-HCH	2.09	2.81		
pp'DDE	32.36	5.69		
pp'DDD	6.36	5.06		
a-endosulfan	2.45			
GECHLOREERDE ALIFATEN (in µg/kg dr.st.)				
HCE	1.2	3.34		
HCBu	13.36	3.74		
PCB's (in µg/kg dr.st.)				
PCB 28	141.75	5.80		
PCB 52	99.63	6.10		
PCB 101	110.82	6.40		
PCB 118	71.27	6.40		
PCB 138	100.73	7.00		
PCB 153	103.50	6.90		
PCB 180	44.00			
GECHLOREERDE AROMATEN (in µg/kg)				
1,2 DCB	307.00	3.40		
1,3 DCB	162.45	3.44		
1,4 DCB	338.64	3.37		
1,2,3 TCB	9.91	4.11		
1,2,4 TCB	124.50	4.02		
1,3,5 TCB	65.45	4.15		
1,2,3,5 TeCB	3.18			
1,2,4,5 TeCB	20.38	4.52		
1,2,3,4 TeCB	10.00	4.46		
QCB	17.36	4.94		
HCB	41.88	5.50		
1,4 CNB	3.27	1.46		
2,3 DCP	1.9		1979-1980	2
2,4 DCP	4.4	2.75		

bladnummer : - 1.3 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989



GRONDMECHANICA
 DELFT

2,5 DCP	6.3			
2,6 DCP	1.8	2.84		
3,4 DCP	9.8			
3,5 DCP	6.6			
2,3,4 TCP	0.7			
2,3,5 TCP	2.4			
2,4,5 TCP	6.4	3.72		
2,4,6 TCP	1.9	3.38		
3,4,5 TCP	1.2			
2,3,4,5 TeCP	0.9			
2,3,4,6 TeCP	1.7	4.10		
2,3,5,6 TeCP	1.4			
PCP	8.4	5.01		
aniline	2350		1982-1983	3
2 CA	765	1.92		
3 CA	270	1.89		
4 CA	325	1.83		
2,3/2,5 DCA	975			
2,4 DCA	67			
3,4 DCA	655	2.70		
2,4,5 TCA	265			

PAK's (in mg/kg)

Flu	2.28	5.33	1987	1
BbF	1.25	6.57		
BkF	0.60	6.84		
BaP	1.13	6.04		
BghiPe	0.70	6.06		

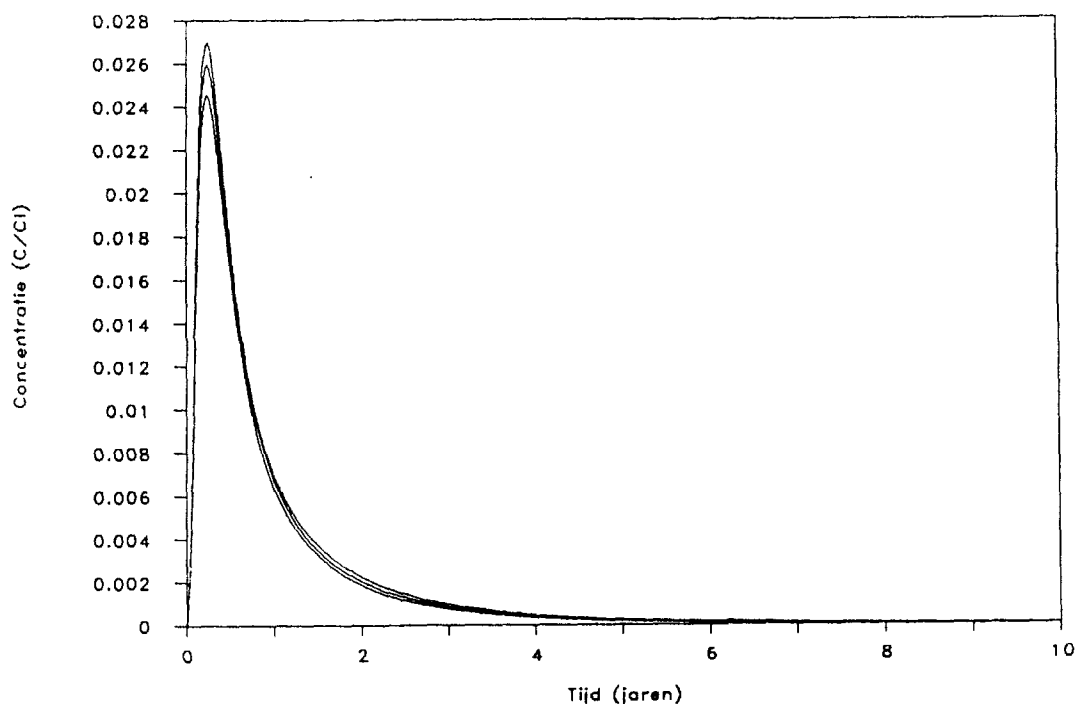
Bron:

1. DBW/RIZA, Lelystad
2. Wegman, R.C.C. en van den Broek, H.H. Chlorophenols in river sediments in the Netherlands. Water Res. 1983 (17), 227-230.
3. de Korte, G.A.L. e.a. De bepaling van aromatische amines in grond- en sedimentmonsters. Rapport nr. 637906002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1984.

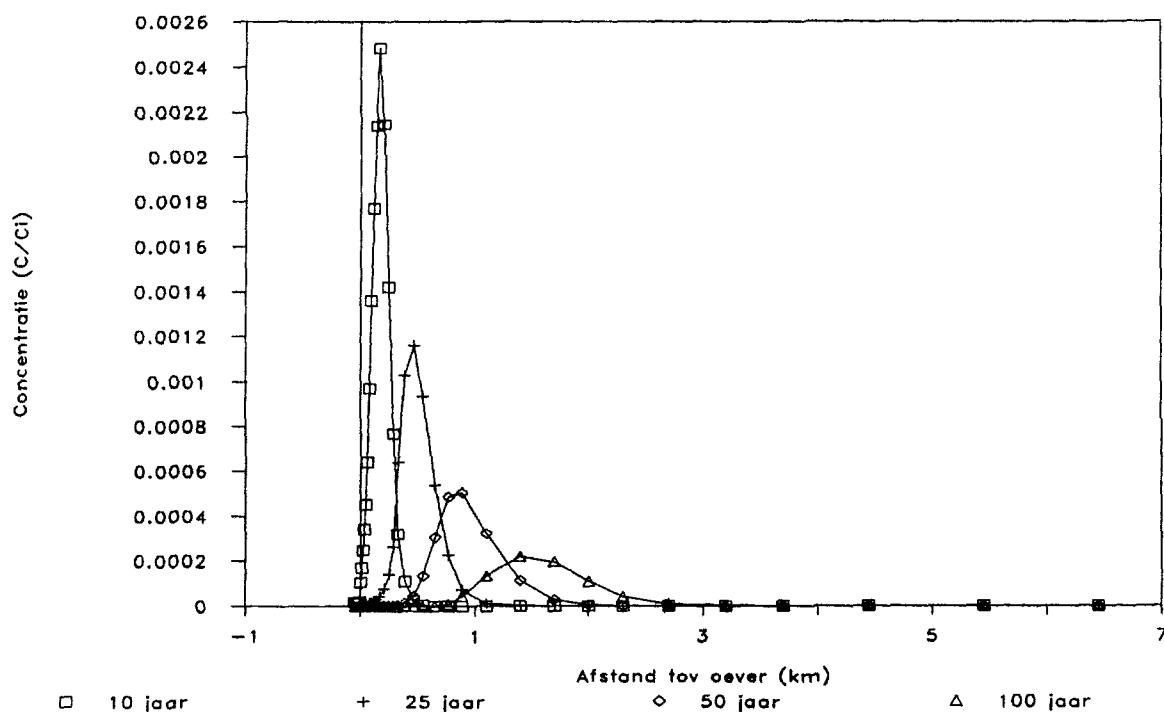
Juli 1988

Koos Beurskens

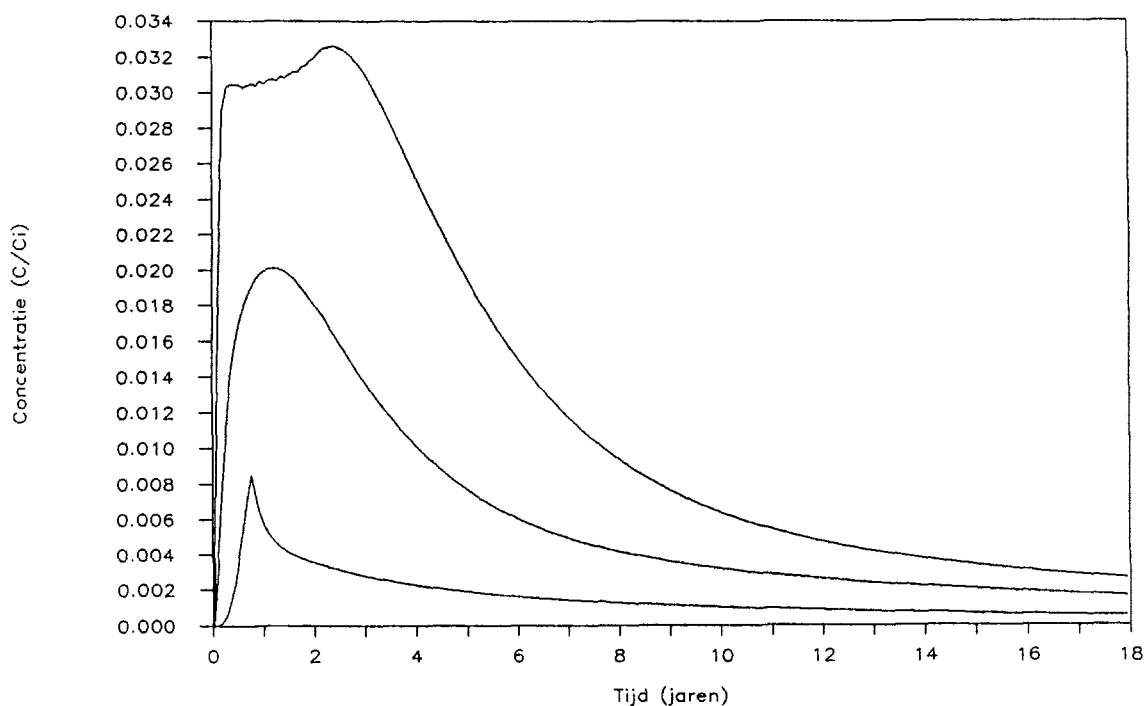
BIJLAGE 2
resultaten 2-D verspreidingsberekeningen



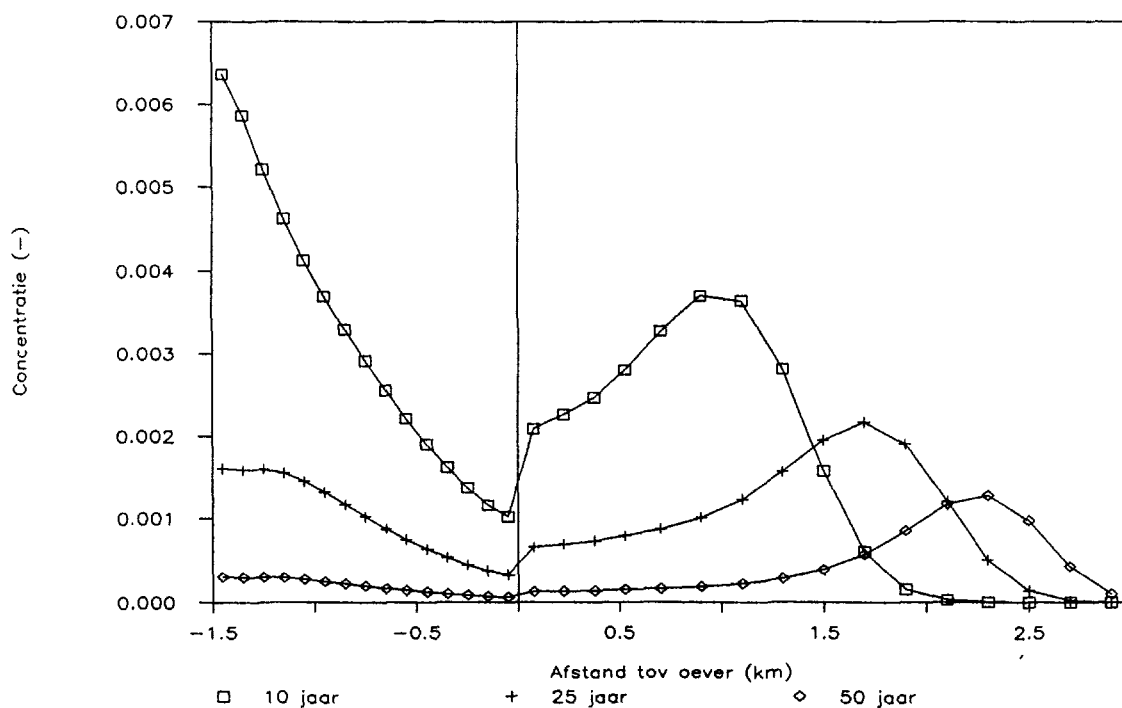
Figuur 4.3 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, conservatief, schematisatie 1



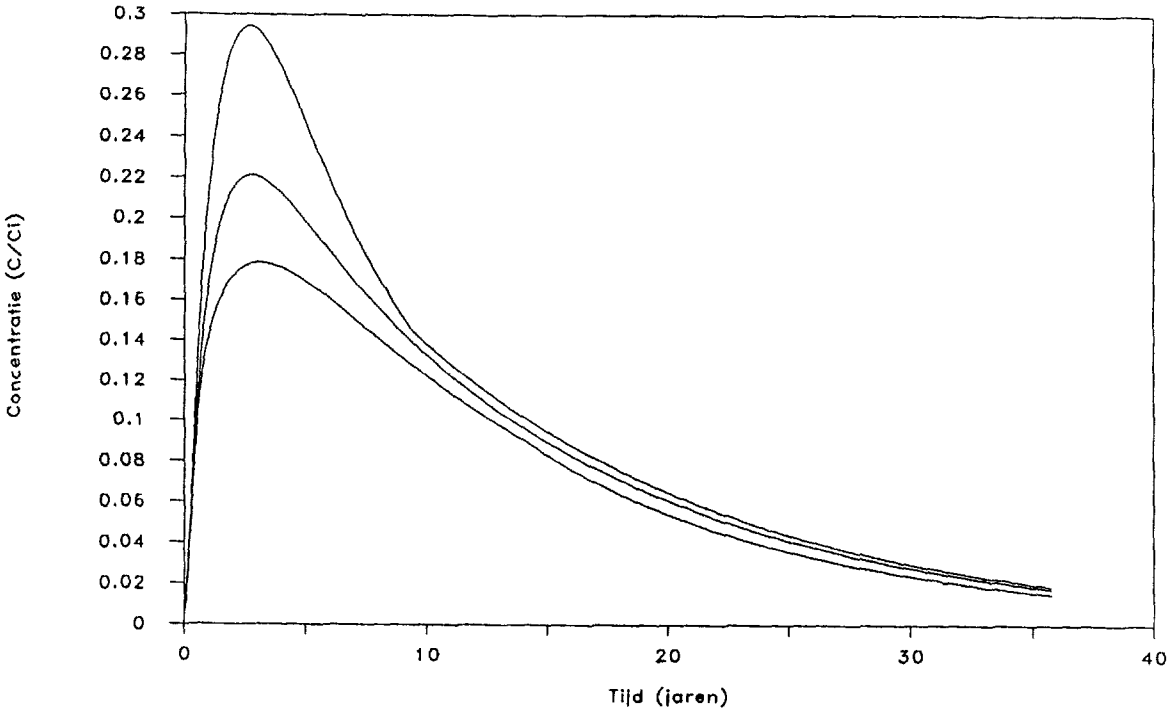
Figuur 4.4 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, conservatief, schematisatie 1



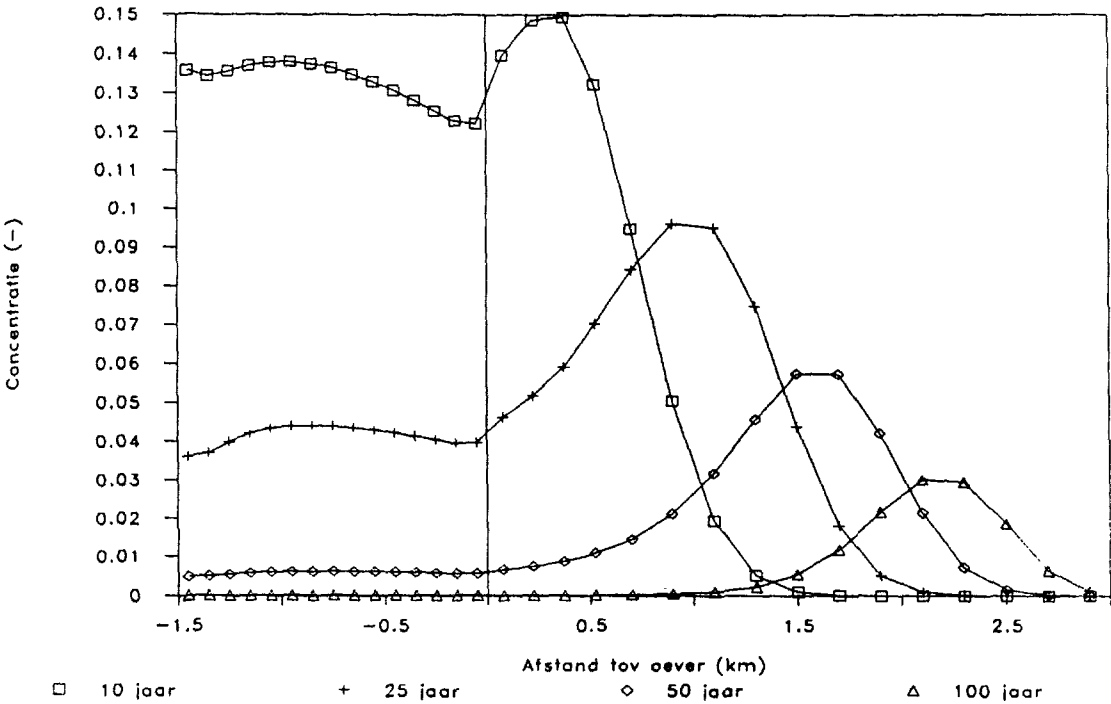
Figuur 4.5 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, conservatief, schematisatie 4



Figuur 4.6 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, conservatief, schematisatie 4

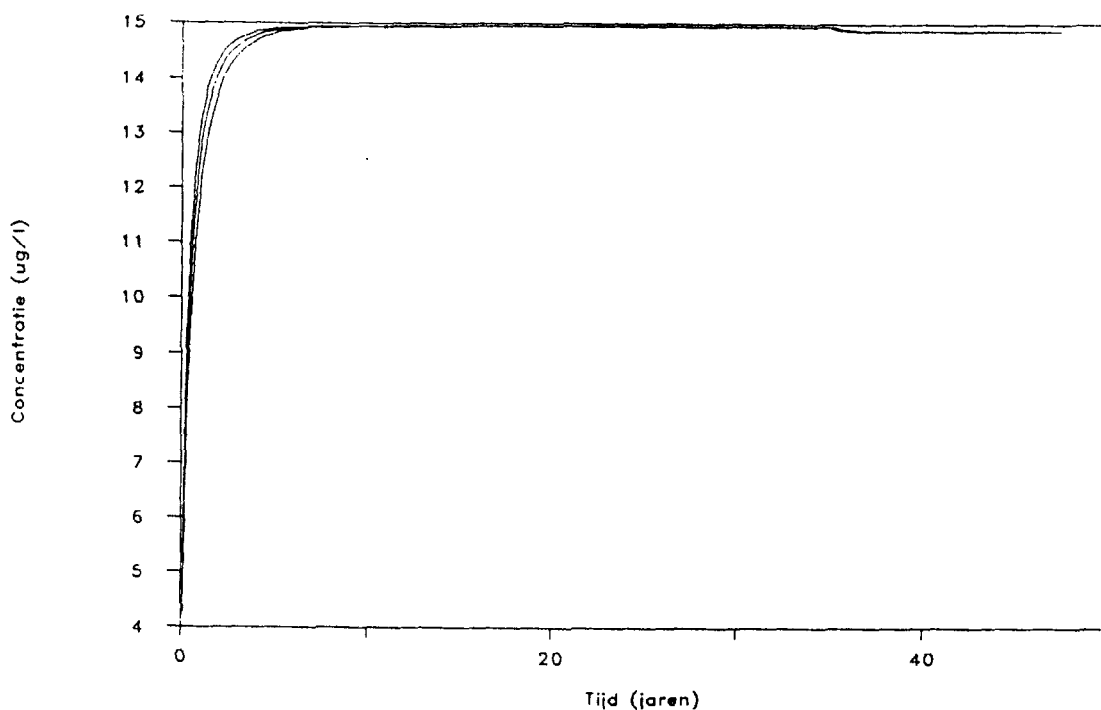


Figuur 4.7 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, conservatief, schematisatie 4, 2 meter slib

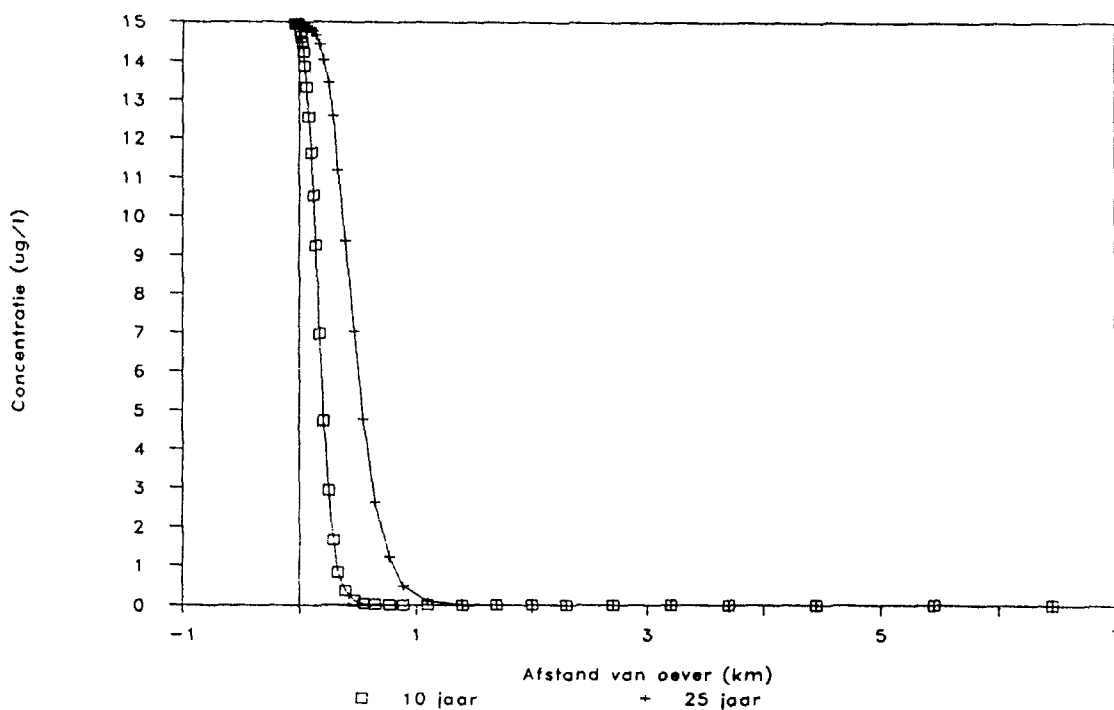


Figuur 4.8 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, conservatief, schematisatie 4, 2 meter slib

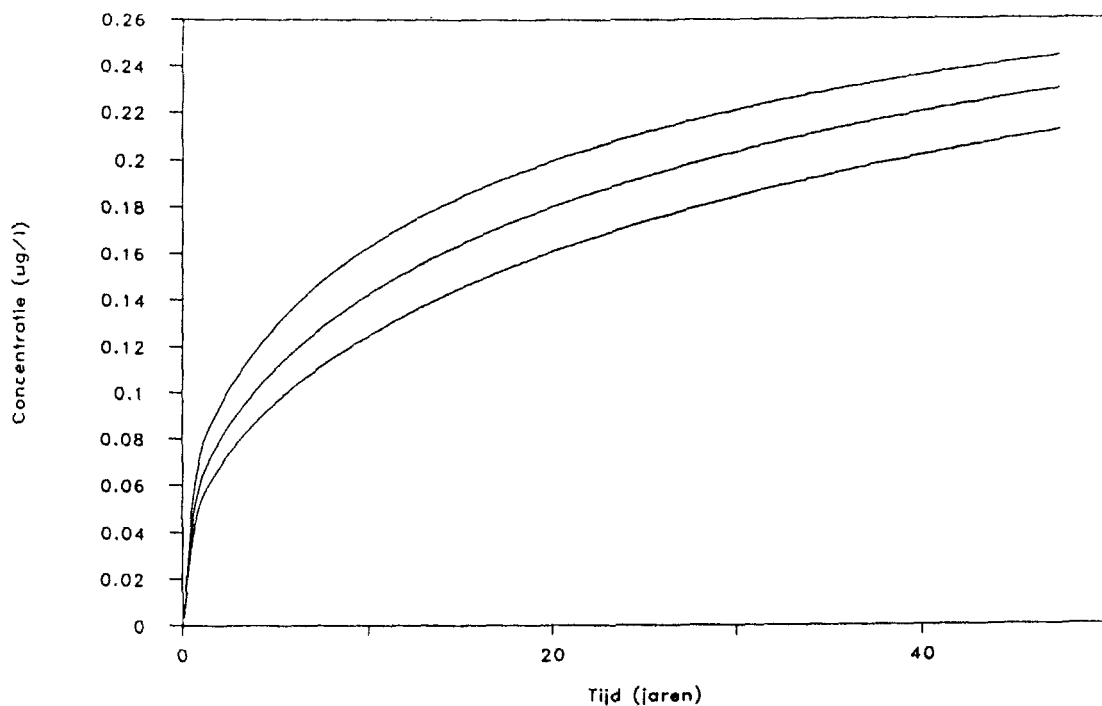
bladnummer : - 2.5 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989



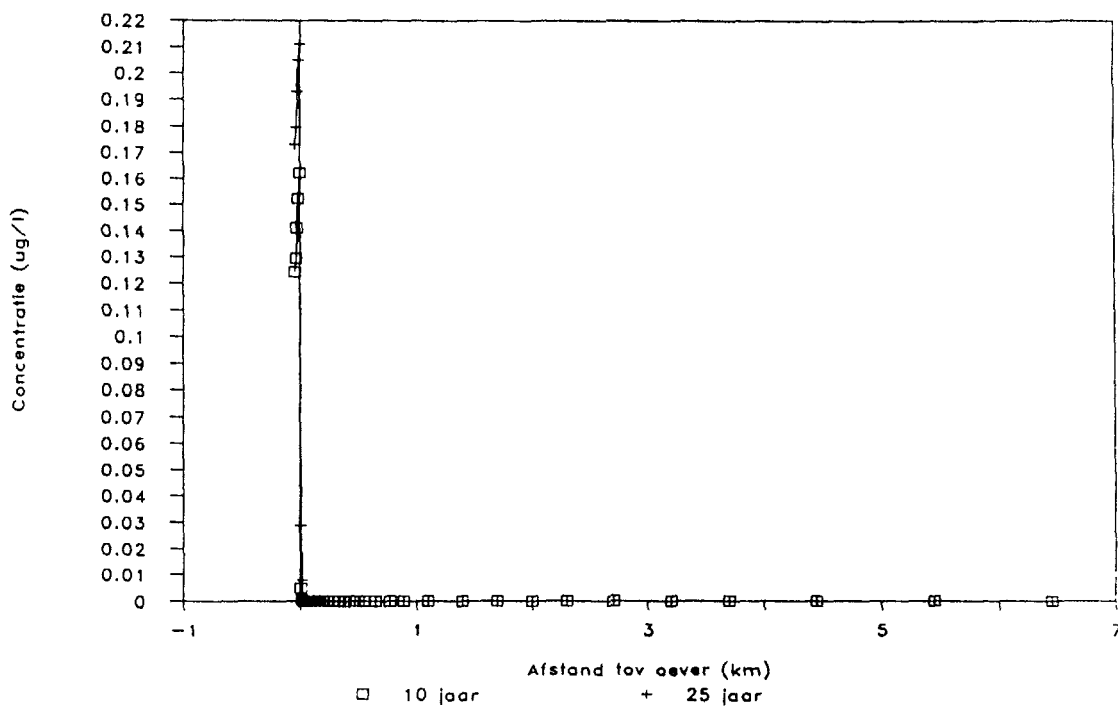
Figuur 4.9 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, arseen, schematisatie 1



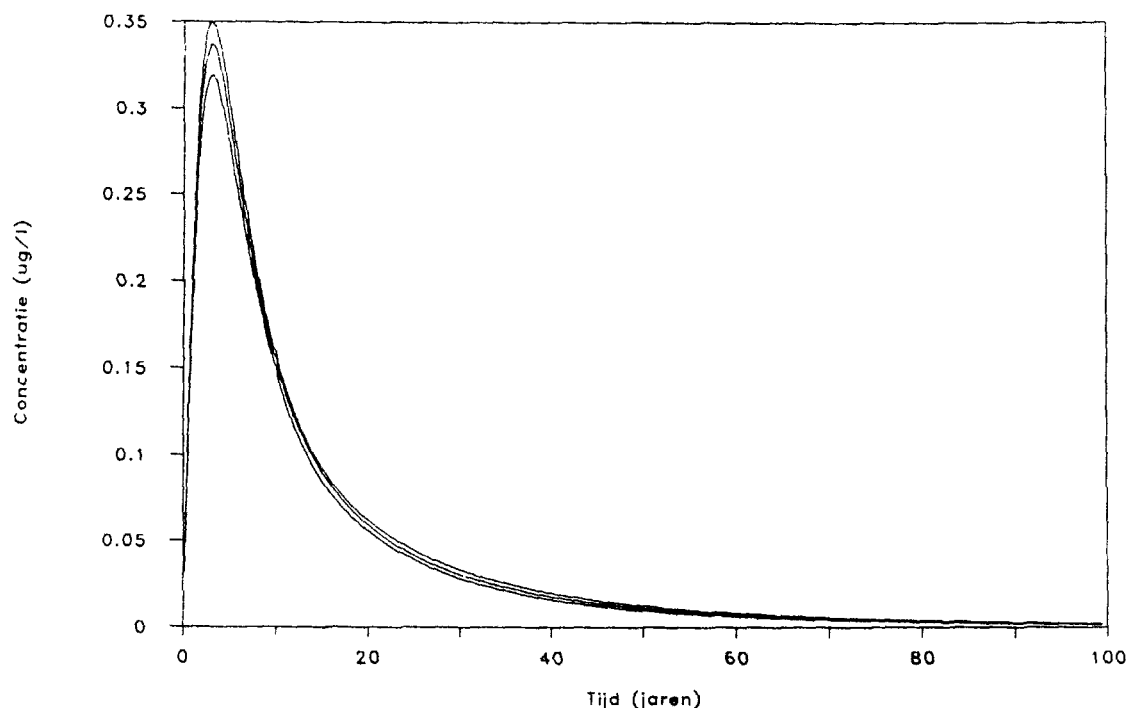
Figuur 4.10 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, arseen, schematisatie 1



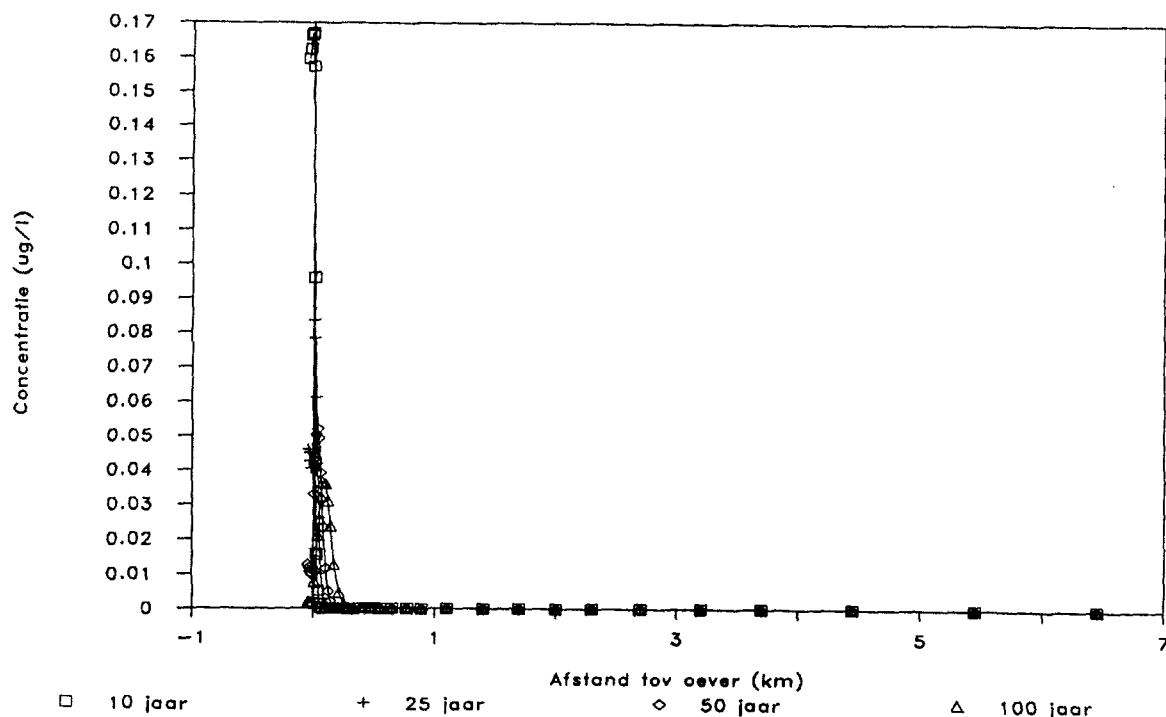
Figuur 4.11 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, cadmium, schematisatie 1



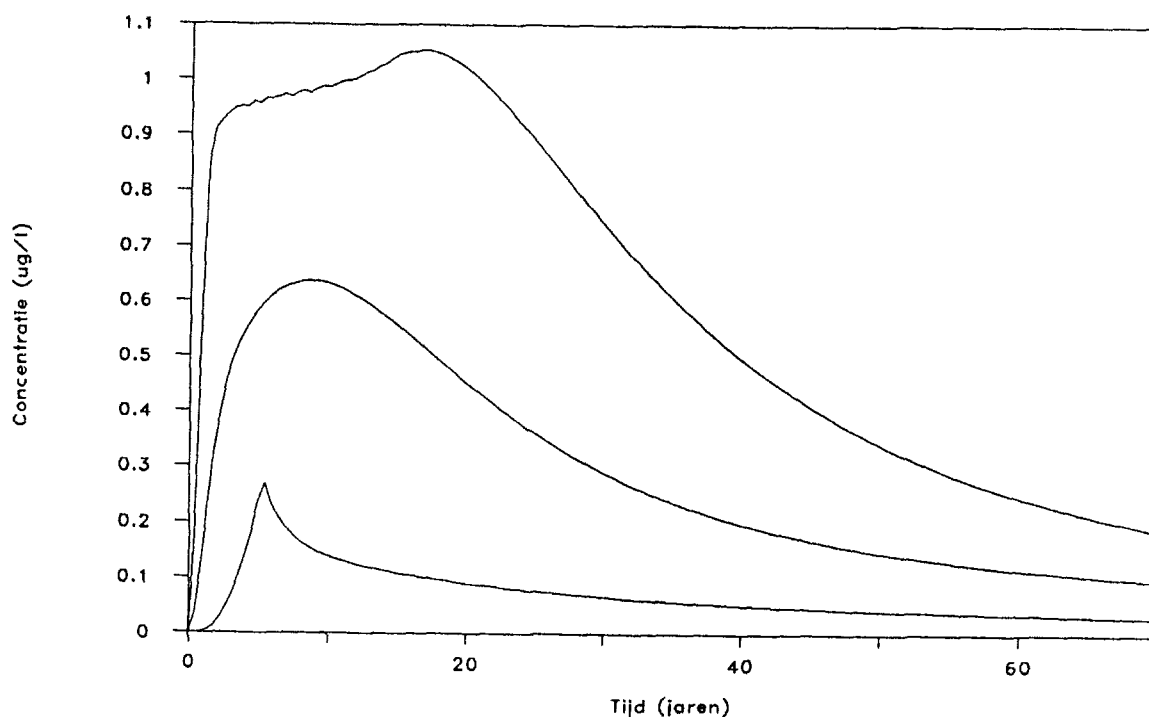
Figuur 4.12 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, cadmium, schematisatie 1



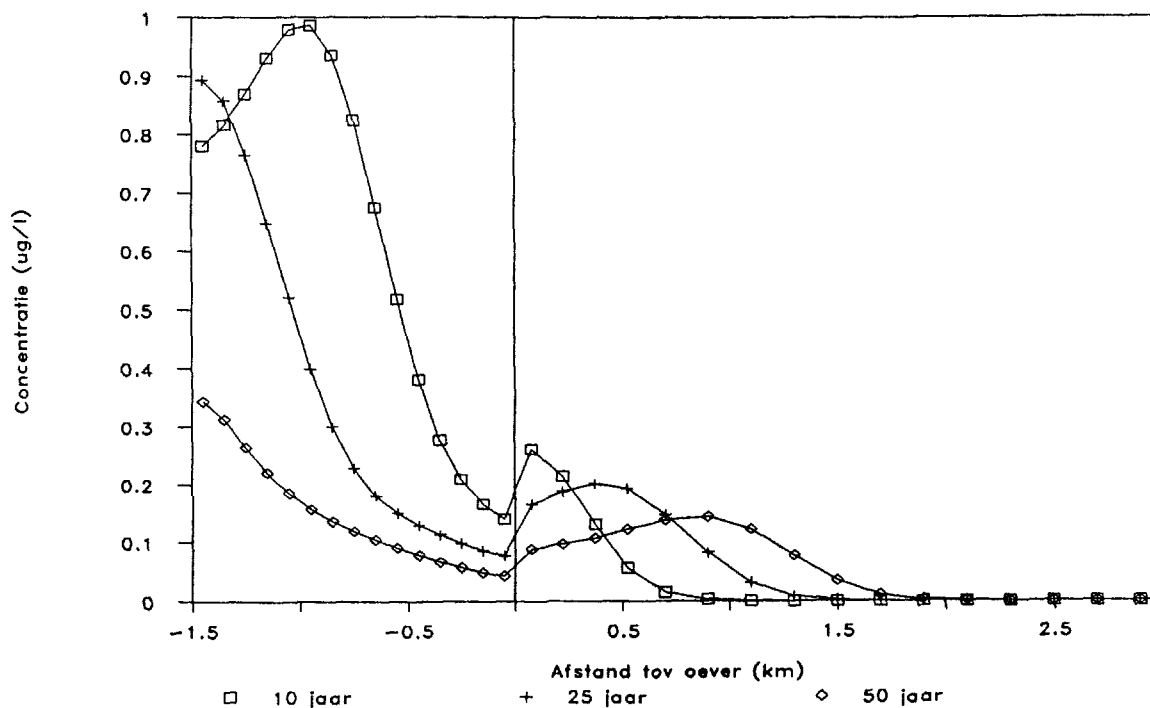
Figuur 4.13 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, 1,2-DCB, schematisatie 1



Figuur 4.14 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, 1,2-DCB, schematisatie 1



Figuur 4.15 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, 1,2-DCB, schematisatie 4

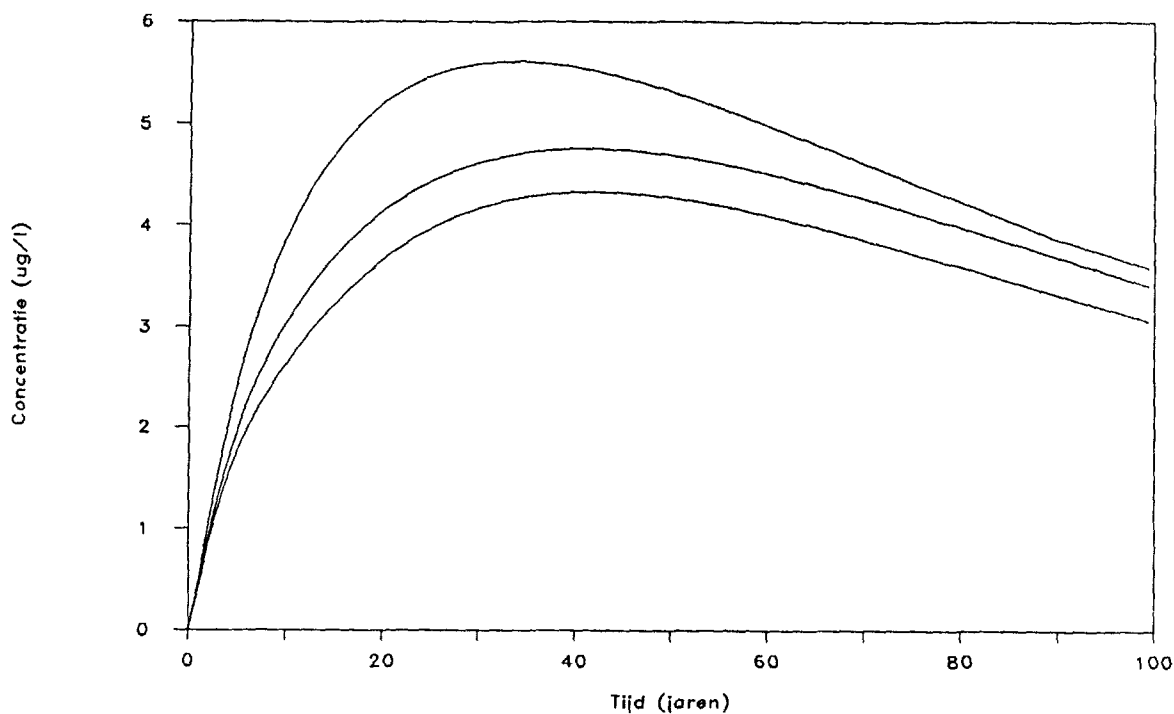


Figuur 4.16 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, 1,2-DCB, schematisatie 4

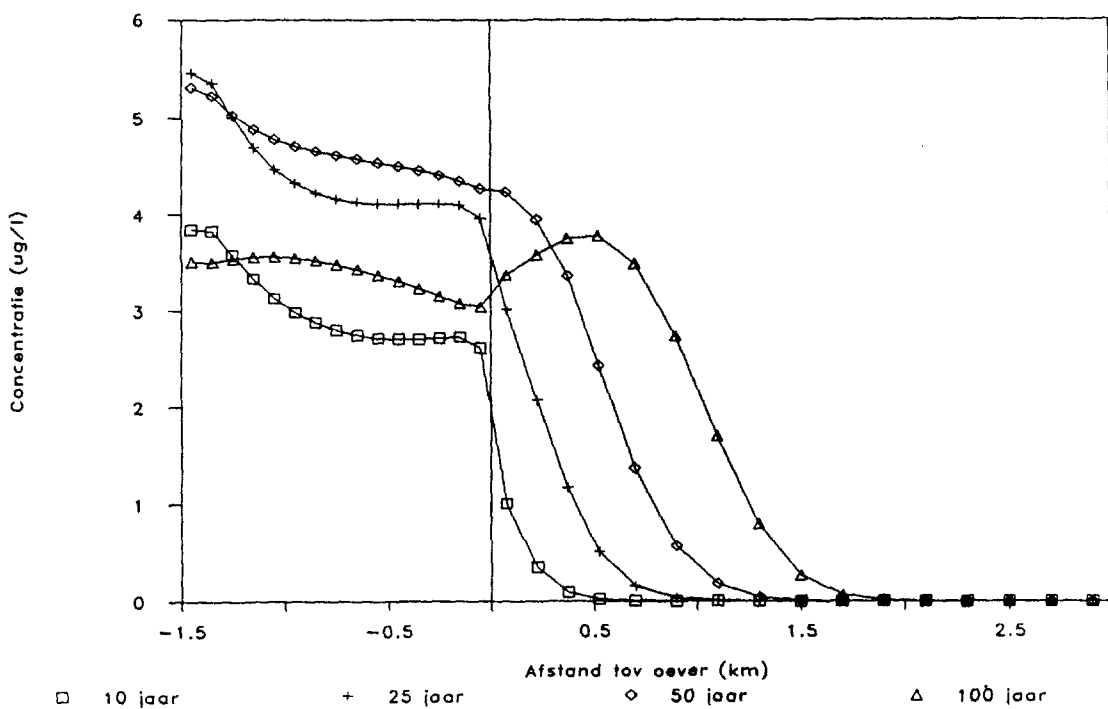
bladnummer : - 2.9 -
 ons kenmerk: CO-298700/34
 datum : mei 1989



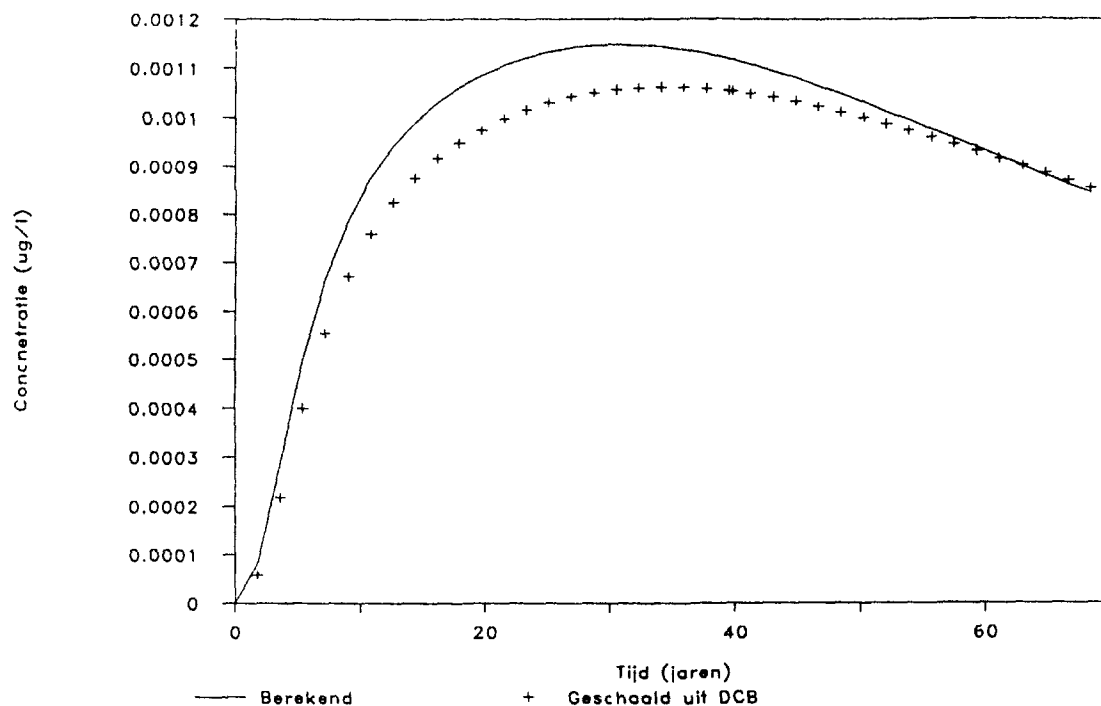
GRONDMECHANICA
DELFT



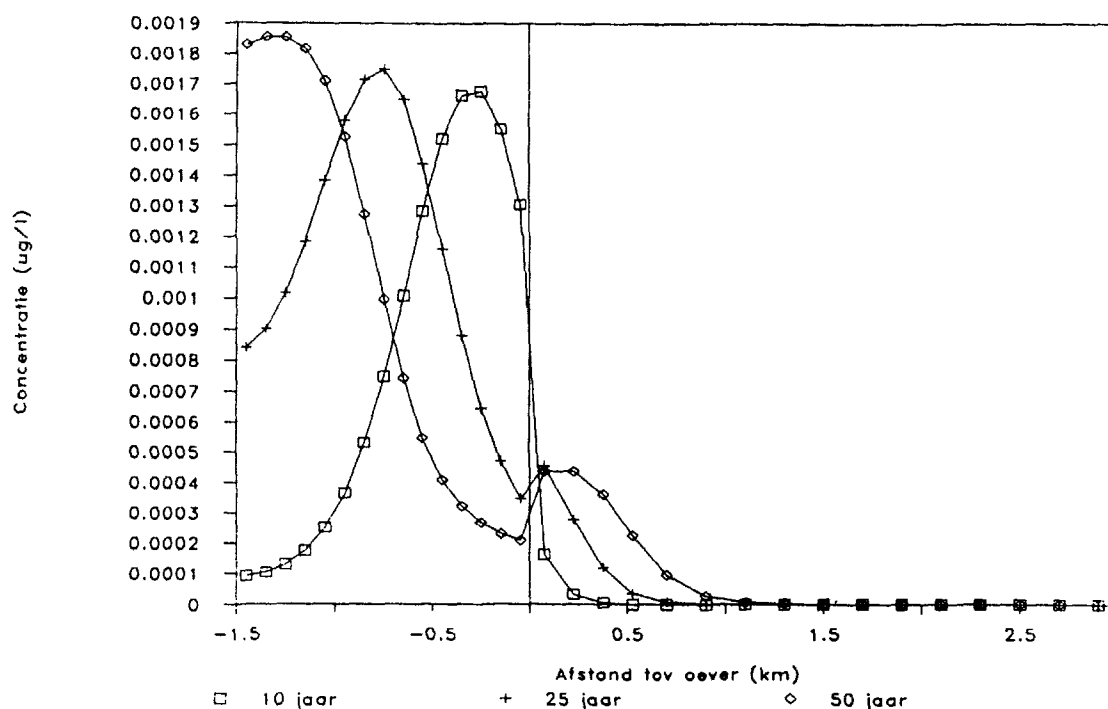
Figuur 4.17 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, 1,2-DCB, schematisatie 4, 2 meter slib



Figuur 4.18 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, 1,2-DCB, schematisatie 4, 2 meter slib



Figuur 4.19 Concentratie onder de rivier, γ -HCH, schematisatie 4, vergelijking tussen geschaald en berekend

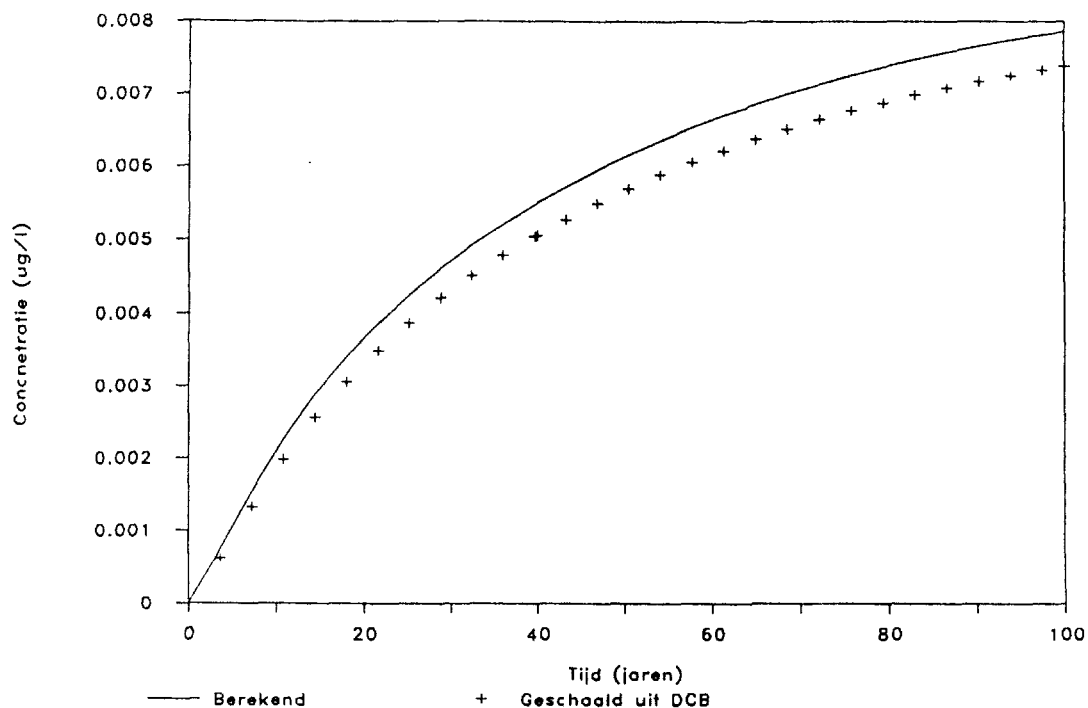


Figuur 4.20 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, γ -HCH, schematisatie 4

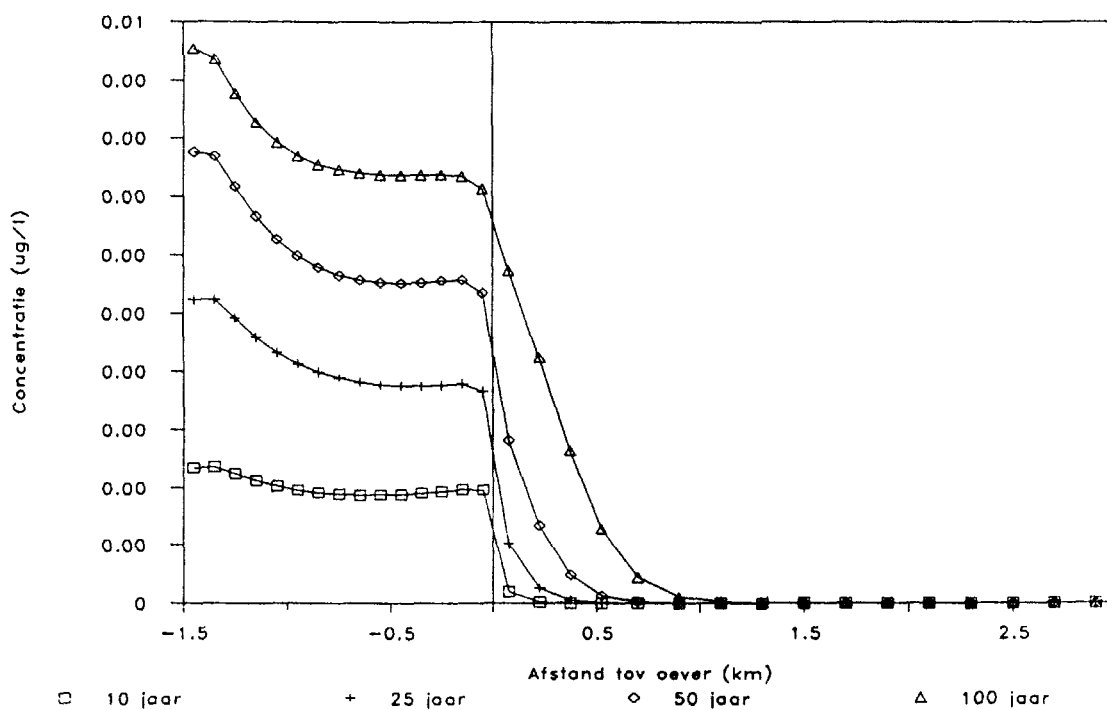
bladnummer : - 2.11 -
 ons kenmerk: C0-298700/34
 datum : mei 1989



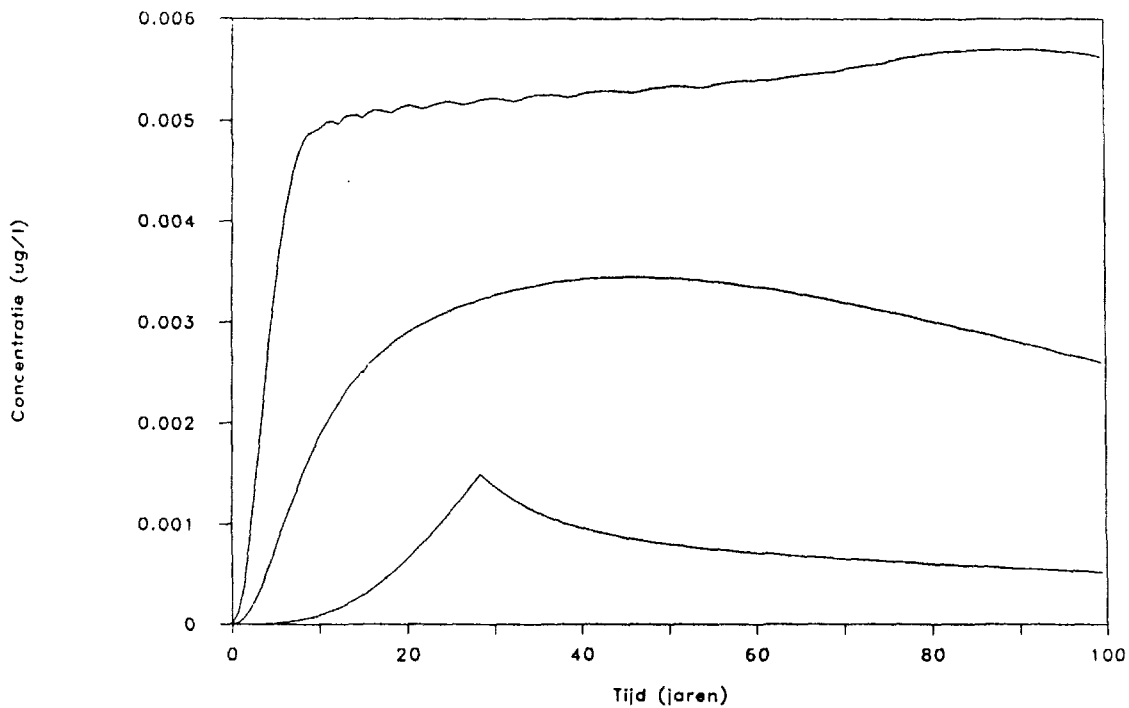
GRONDMECHANICA
 DELFT



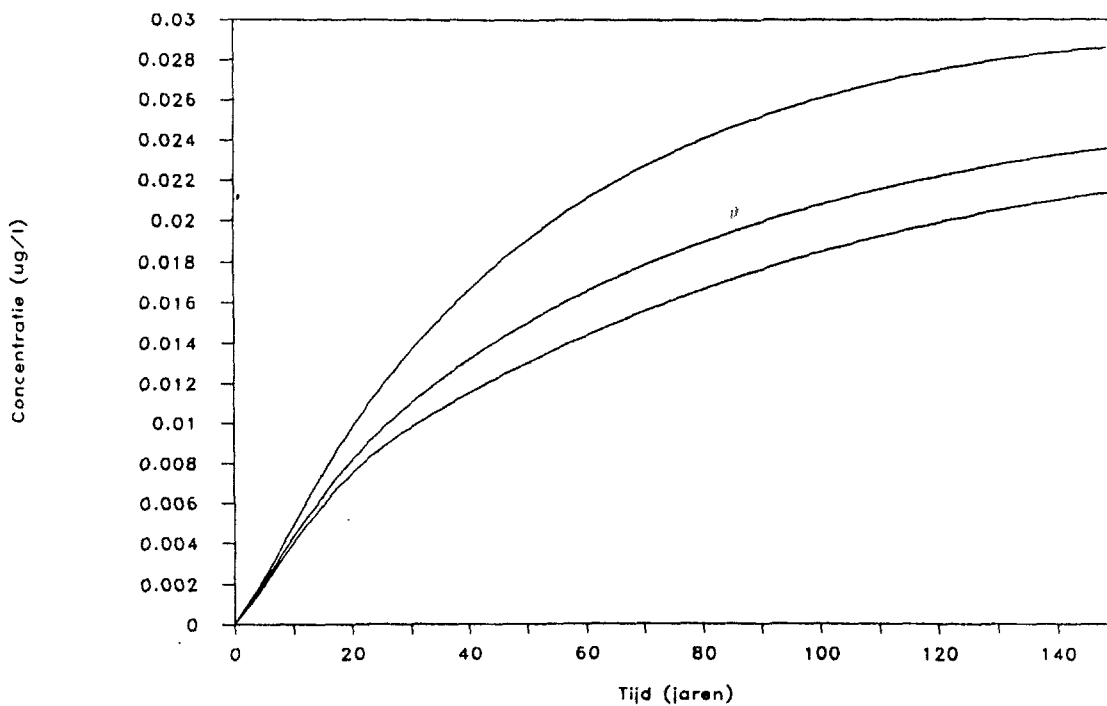
Figuur 4.21 Concentratie onder de rivier, γ -HCH, schematisatie 4, 2 meter slib vergelijking tussen geschaald en berekend



Figuur 4.22 Concentratie aan de bovenzijde van het watervoerend pakket, γ -HCH, schematisatie 4, 2 meter slib



Figuur 4.23 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, 2,4,5-TCP, schematisatie 4



Figuur 4.24 Gemiddelde, minimum en maximum concentratie onder de rivier, 2,4,5-TCP, schematisatie 4, 2 meter slib

BIJLAGE 3
Bijlage A van het waterleidingenbesluit 1983



Bijlage A

Tabel 1. Waarden die niet mogen worden overschreden

Parameter	Waarde
1. Arseen	50 $\mu\text{g/l As}^1$
2. Cadmium	5 $\mu\text{g/l Cd}^1$
3. Cyaniden	50 $\mu\text{g/l CN}$
4. Chroom	50 $\mu\text{g/l Cr}$
5. Kwik	1 $\mu\text{g/l Hg}^1$
6. Nikkel	50 $\mu\text{g/l Ni}$
7. Lood	50 $\mu\text{g/l Pb}^1, 2$
8. Antimoon	10 $\mu\text{g/l Sb}$
9. Seleen	10 $\mu\text{g/l Se}$
10. Pesticiden	
Waaronder worden verstaan:	
- organochloor-pesticiden en hun isomeren	
- choline-esterase remmers	
- carbamaten	
- andere bestrijdingsmiddelen alsmede polyhalogeën bi- en trifenylen	
- per afzonderlijke stof	
- totaal	
11. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	0,1 $\mu\text{g/l}$
12. Bacteriën van de coligroep	0,5 $\mu\text{g/l}$
	0,2 $\mu\text{g/l}$
	- in drinkwater bij het verlaten van coligroep het pompstation minder dan 1 per 300 ml^3
	- in drinkwater in het distributiegebied minder dan 1 per 100 ml^3
13. Thermotolerante bacteriën van de coligroep	- in drinkwater bij het verlaten van het pompstation minder dan 1 per 300 ml^3
	- in drinkwater in het distributiegebied minder dan 1 per 100 ml^3
14. Faecale streptococci	minder dan 1 per 100 ml
15. Sporen van sulfiet-reducerende clostridia	minder dan 1 per 100 ml

¹ Bij geconstateerde overschrijding van 5 $\mu\text{g/l}$ arseen, 1 $\mu\text{g/l}$ cadmium, 0,2 $\mu\text{g/l}$ kwik, en 15 $\mu\text{g/l}$ lood in drinkwater bij het verlaten van het pompstation, dient de eigenaar de inspecteur van de volksgezondheid, belast met het toezicht op de hygiëne van het milieu, hiervan onverwijld in kennis te stellen.

² Bepaling van het loodgehalte dient te geschieden nadat de inhoud van het leidinggedeelte waaruit het monster zal genomen worden, ververs is.

³ Indien de waarde wordt overschreden en zulks eveneens het geval is na herhaling van het onderzoek, dient onderzoek plaats te vinden ten aanzien van de andere microbiologische parameters van deze tabel.

APPENDIX

Toelichting op de werking van het
numerieke migratiemodel VERA
en de stoftransportbeïnvloedende
processen dispersie,
diffusie en adsorptie.

Teneinde het inzicht in de uitgevoerde berekeningen te verhogen wordt in deze bijlage enige toelichting gegeven op de achtergronden van de belangrijkste processen, die het stoftransport in de ondergrond beïnvloeden. Tevens worden in vereenvoudigde zin de mathematische formuleringen van het migratiemodel VERA weergegeven.

DIFFUSIE.

Algemeen.

Indien in een vloeistof de concentratie van een opgeloste stof niet overal gelijk is, zullen de moleculen of ionen van de opgeloste stof zich, als netto-resultaat van hun warmtebeweging, bewegen van plaatsen met een hoge concentratie naar plaatsen met een lage concentratie. Dit verschijnsel heet moleculaire diffusie.

Het materiaaltransport per oppervlakte-eenheid van component i , (F_i) als gevolg van een concentratiegradiënt $\partial c / \partial x$ wordt weergegeven door de Wet van Fick:

$$F_i = - D_i^0 \frac{\partial c}{\partial x} \quad (A.1)$$

Hierin is D_i^0 de moleculaire diffusiecoëfficiënt van component i uitgedrukt in m^2/sec . Deze coëfficiënt hangt af van de soort diffunderende stof en van het milieu waarin diffusie plaats vindt en varieert met de temperatuur. De grootte van de moleculaire diffusiecoëfficiënt ligt in het algemeen in de orde van $10^{-6} - 10^{-11} m^2/sec$.

Voor poreuze media, bijvoorbeeld de bodem, dient de diffusiecoëfficiënt gecorrigeerd te worden ten gevolge van de afname van het diffusie-oppervlak met een factor n (porositeit) en ten gevolge van de tortuositeit, hetgeen een quotiënt is van de afgelegde weg tussen twee punten in een poreus medium en de lengte van het lijnstuk dat deze punten rechtstreeks verbindt. Dit resulteert in een

lagere diffusiecoëfficiënt van een component in een poreus medium, ten opzichte van de moleculaire diffusiecoëfficiënt in water.

Als gevolg van de doorgaans lage waarden van diffusiecoëfficiënten van chemische componenten (ionen, moleculen) in water en poreuze media wordt diffusie vaak beschouwd als een relatief onbelangrijke verstoring van het transport van de componenten door de grondwaterbeweging. Met name indien grondwater stroomt met significante snelheden is dit een niet irreële veronderstelling. Echter bijvoorbeeld indien de snelheden van het grondwater laag zijn en lange termijnberekeningen uitgevoerd moeten worden of als er sprake is van een relatief sterk adsorberende heterogene ondergrond is het onjuist een probleem te benaderen zonder diffusieprocessen in rekening te nemen.

Uitdrukkingwijze.

De moleculaire diffusiecoëfficiënt (D^0) van ionen in water bij oneindige verdunning (geen interactie tussen ionen) wordt door de Wet van Nernst weergegeven.

$$D_i^0 = \frac{R}{Z_i F} T U_i = 8,61 \times 10^{-5} T U_i Z_i^{-1} \text{ cm}^2/\text{sec} \quad (\text{A.2})$$

Hierin is:

R = 8,31 (J mol⁻¹ K⁻¹) (gasconstante)

F = 9,65 x 10⁴ (Coulomb mol⁻¹; Faraday constante)

Z_i = valentie van ion i (-)

U_i = mobiliteit van ion i bij oneindige verdunning en 25°C
(cm²/sec⁻¹ . Volt⁻¹)

T = absolute temperatuur (°K)

De mobiliteit van een ion is afhankelijk van de straal van het ion, inclusief hydratatie (watermantel) en neemt af met toenemende straal. Eveneens is de mobiliteit van een ion afhankelijk van de temperatuur. Bij hogere temperaturen zal namelijk de viscositeit van het medium

waarin de diffusie plaats vindt afnemen, waardoor de mobiliteit toeneemt.

Gegeven de bekende relatie tussen viscositeit en temperatuur kan in principe de moleculaire diffusiecoëfficiënt van een ion berekend worden, wanneer de ionstraal en de temperatuur van het water bekend is. Tussen 0 en 25°C is het verschil ongeveer een factor 2. In VERA worden over het algemeen diffusiecoëfficiënten gehanteerd voor een situatie bij 10 of 15°C. De diffusiecoëfficiënt is vrijwel onafhankelijk van de concentratie in het medium zodat hiervoor niet gecorrigeerd hoeft te worden.

Ten onrechte worden de moleculaire diffusiecoëfficiënten "D" wel gebruikt in poreuze media. De effectieve diffusiecoëfficiënt (D_{eff}) in poreuze media (zand, grind etc) is kleiner dan de moleculaire diffusiecoëfficiënt (D^0), als gevolg van:

1. de porositeit; per oppervlakte-eenheid van het materiaal is het effectieve diffusie-oppervlak slechts $n \cdot 1$ oppervlakte-eenheid (n = porositeit);
2. tortuositeit (θ).

Ad 1

De porositeit van een medium wordt gedefiniëerd als:

$$n = \frac{\frac{v_p}{v_p + v_k} P}{\frac{v_p}{v_{tot}} P} = \frac{v_p}{v_{tot}} \quad \text{met } 0 < n < 1 \quad (A.3)$$

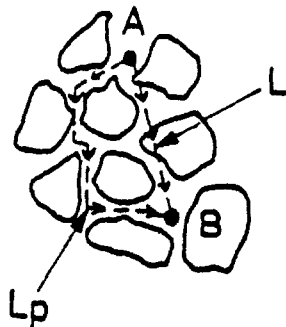
v_p = volume van de porien

v_k = volume van de korrels

Ad 2

De tortuositeit (θ) wordt gedefiniëerd als het quotient van de gemiddelde lengte welke een deeltje door de porien tussen de punten A en B aflegt en de lengte van het lijnstuk dat de punten A en B rechtstreeks verbindt (zie fig. 1).

$$\text{Tortuositeit} = \theta = \frac{L_p}{L} \quad \text{met } \theta \geq 1 \quad (\text{A.4})$$



Figuur A.1: schematische weergave begrip tortuositeit

Tortuositeit en porositeit kunnen aan elkaar gerelateerd worden, wat leidt tot een door meerdere auteurs gevonden relatie tussen de effectieve diffusiecoëfficiënt in een poreus medium en de porositeit volgens :

$$D_{\text{eff}} = D^0 n^2 \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (\text{A.5})$$

Deze coëfficiënt wordt in VERA toegepast in de zogenaamde hydrodynamische dispersietensor.

Parameterbepaling.

Over het algemeen zijn voor de meeste verbindingen betrouwbare waarden voor diffusiecoëfficiënten in water beschikbaar. Met voornoemde relaties kunnen hieruit betrouwbare diffusiecoëfficiënten voor de ondergrond bepaald worden.

Overigens blijkt uit de beschikbare waarden een relatief gering verschil voor gelijksoortige verbindingen, zodat bij het ontbreken van specifieke data voor een verbinding veelal een betrouwbare schatting gemaakt kan worden, op basis van data voor andere "gelijksoortige" verbindingen.

Met behulp van bekende technieken kan evenwel indien gewenst de diffusie in een specifieke combinatie van verbinding/ondergrond experimenteel bepaald worden.

DISPERSIE.

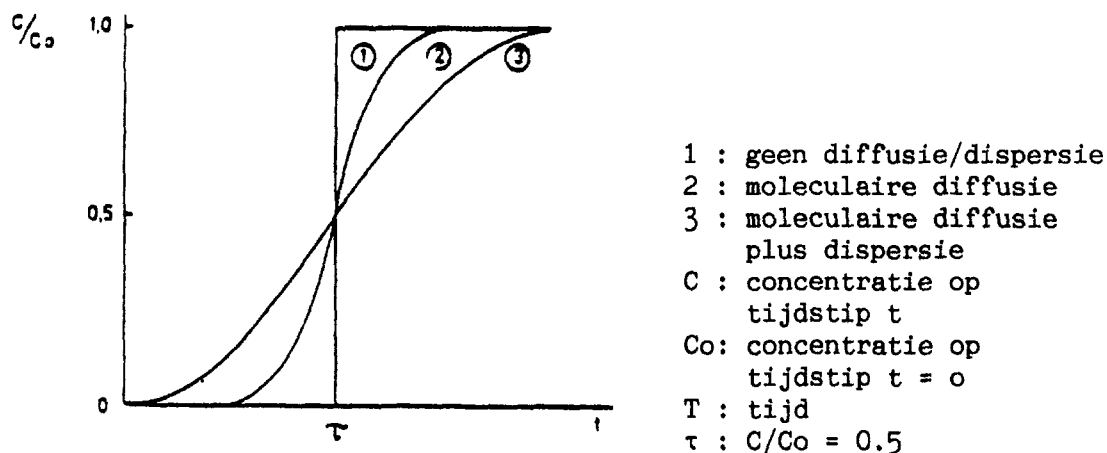
Algemeen.

Diffusie veroorzaakt een massaflux in de richting van de afnemende concentratie. Het effect hiervan is dat er een vereffening optreedt van het grensvlak tussen het gebied waar wel een bepaalde stof in het (grond)water is opgelost en het gebied waar dat niet het geval is (zie figuur A.2). Dit wordt ook wel aangeduid als een afnemende concentratiegradient.

Gedurende de afgelopen decennia is gebleken uit zowel laboratoriumonderzoek als observaties in het veld, dat deze concentratievereffening in sterkere mate optreedt wanneer concentratiegradiënten voorkomen in stromend grondwater dan in geval van concentratiegradiënten in stilstaand water.

Het versterkte mengproces, dat naar aanleiding hiervan is geconstateerd wordt hydrodynamische dispersie genoemd en het wordt veelal beschreven analoog aan de Wet van Fick: de dispersieve flux wordt bepaald door de drijvende kracht, de concentratiegradient. Aangezien echter sprake is van een "verhoogde diffusieve menging" moet

er een additioneel mechanisme naast moleculaire diffusie bestaan, dat als een soort diffusie beschreven kan worden: de mechanische dispersie (zie fig. A.2).



Figuur A.2: Schematische weergave met behulp van doorbraak-
krommes, verhoogde vereffening van concentratie-
gradienten onder invloed van diffusie en dispersie.

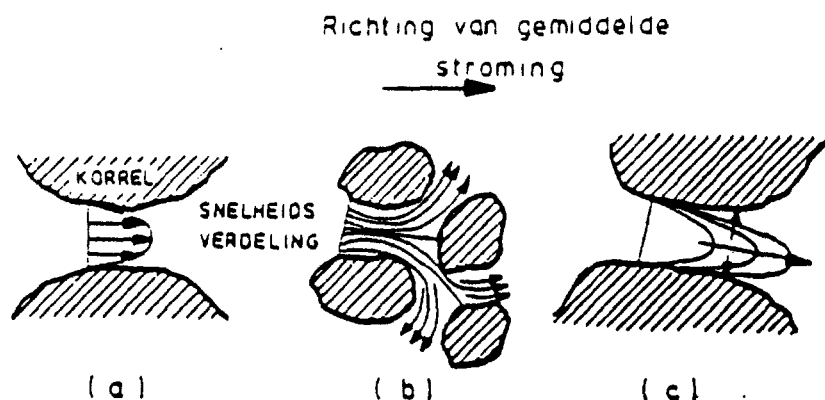
Dit heeft geleid tot de beschrijving volgens Bear (1979):

$$D_h = D + D_{mol} \quad (A.6)$$

met:

- D_h = hydrodynamische dispersie tensor
- D = mechanische dispersie tensor
- D_{mol} = moleculaire diffusie tensor

Terwijl moleculaire diffusie als proces tamelijk bekend verondersteld mag worden is dispersie veelal onbekend. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar de literatuur, o.a. Bear (1979) en Fried (1975). Kortweg kan het proces geïllustreerd worden aan de hand van figuur A.3.



Figuur A.3: Verspreiding als gevolg van dispersie en moleculaire diffusie (Bear, 1979)

In deze figuur zijn de volgende aspecten aangegeven:

- de microscopische snelheidsverdeling in poriën die leidt tot een verdeling van verblijftijden (3a) en een additionele concentratiegradiënt normaal op de lokale waterbewegingsrichting (3c);
- variatie van de microscopische stromingsrichting als gevolg van stroming om de vaste fase, waardoor op microscopische schaal de stroming niet uniform in een richting optreedt, ook al is dit macroscopisch wel het geval;
- verschillen tussen de snelheidsverdelingen van verschillende poriën. Ook op grote schaal treedt dispersie op als gevolg van de heterogeniteit van watervoerende pakketten en de hieruit voortvloeiende transportsnelheden van verontreinigingen. Op de aard van deze "macro-dispersie" wordt later nog ingegaan.

Geconstateerd wordt dat met name deze macro-dispersie van belang geacht moet worden, aangezien mengprocessen gedurende het transport van verontreinigingen bepalen:

- waar verontreinigingen terecht komen;
- in welke concentraties dit het geval is;
- het tijdstip waarop een concentratieniveau op een bepaalde plaats overschreden wordt.

Uitdrukkingswijze.

Zoals reeds gesteld is, wordt de dispersieflux uitgedrukt op een wijze analoog aan de Wet van Fick (vgl. A.1).

De mechanische dispersiecoëfficiënt wordt daarbij uitgedrukt als:

$$D = \alpha_i \cdot v_i \quad (A.7)$$

waarin α_i de zogenaamde dispersielengte een maat is voor de mate en schaal van de heterogeniteiten in de betreffende ondergrond in de richting i , en v_i de grondwatersnelheid in diezelfde richting is.

Voor een isotroop poreus medium is de dispersiviteit van het medium terug te voeren op twee constanten:

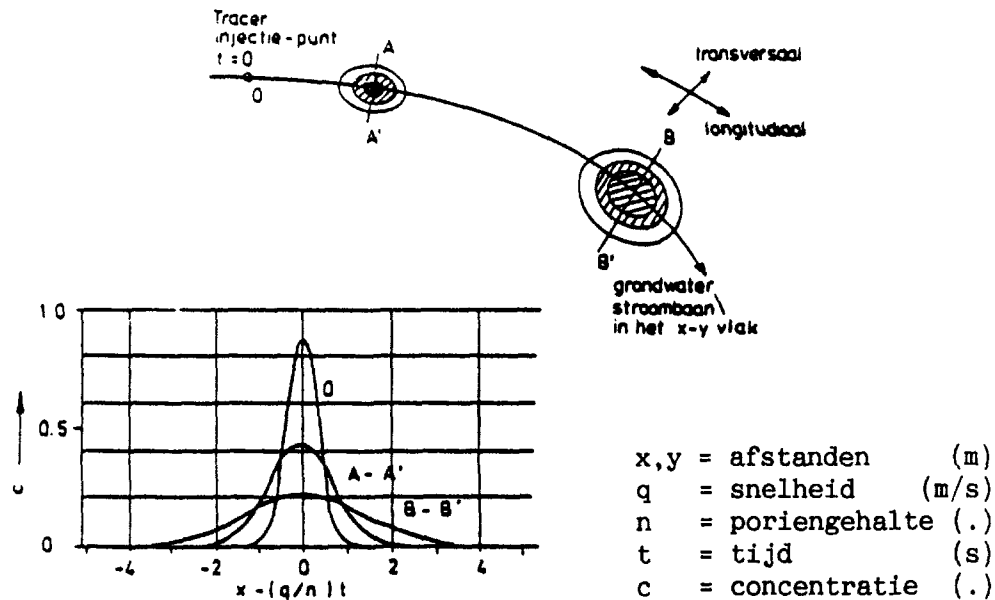
α_L : de longitudinale dispersiviteit

α_T : de transversale dispersiviteit

beide beschouwd ten opzichte van de stromingsrichting van het grondwater. Een indruk van de effecten van de dispersie in zo een geval wordt gegeven in figuur A.4.

Parameterbepaling.

Er is relatief gezien nog slechts beperkte experimentele informatie over absolute waarden van dispersielengtes. Wel kan op basis van bekende opbouw van een ondergrond en kennis van de bestaande experimentele en theoretische literatuur in de meeste gevallen een redelijke schatting voor de dispersielengtes in de normaal in Nederland voorkomende holocene en pleistocene pakketten gemaakt worden. Desgewenst kunnen voor specifieke problemen meer nauwkeurige schattingen gegeven worden door het uitvoeren van laboratorium of veldexperimenten, in het algemeen zal het hierbij gaan om relatief kostbare experimenten.



Figuur A.4. Longitudinale en transversale verspreiding van een geïnjecteerde tracer langs een stroombaan.

ADSORPTIE.

Algemeen.

Naast diffusie en dispersie speelt het adsorptieproces in veel gevallen een belangrijke rol bij het transport van verontreinigingen door de ondergrond.

Onder adsorptie wordt verstaan de binding aan het oppervlak van de vaste fase van verontreinigingen, die voor deze vastlegging aanwezig waren in de vloeistoffase en/of de gasfase. De betekenis van de vloeistoffase is in deze overheersend, doordat de vaste deeltjes van de bodem vrijwel steeds omgeven zijn met een waterlaag. Deze waterlaag varieert echter aanzienlijk in dikte, afhankelijk van het vochtgehalte van de grond. Onder desorptie wordt het omgekeerde proces verstaan: het vanaf de vaste fase overgaan in de vloeibare en/of gasvormige fase.

Een vaste stof is aan het oppervlak heterogeen van samenstelling en bevat aldaar atomen, die niet volledig zijn omringd door buuratomen. Dergelijke oppervlakteplaatsen zijn altijd onderhevig aan niet gecompenseerde krachten. Wordt een vast oppervlak blootgesteld aan puur water, dan zal deze onbalans gedeeltelijk worden opgeheven door de interactie tussen watermoleculen en het oppervlak. De belangrijkste oppervlakteplaatsen in de verschillende afzettingen van de ondergrond worden ingenomen door oxiden en hydroxiden van Si, Al, Fe, Mn en organische stof. In aanwezigheid van water worden metaalhydroxylgroepen gevormd en COOH-groepen voor wat betreft de organische stof, die een amfoteer karakter hebben. Dat wil zeggen ze kunnen zowel een H^+ afsplitsen als opnemen. Voor bijvoorbeeld een silica-oppervlak kunnen de volgende met elkaar in evenwicht zijnde oppervlaktespecies worden onderscheiden:



Het oppervlak heeft een positieve of negatieve lading. Dit hangt af van de ligging van genoemd evenwicht, dat weer beïnvloed wordt door de pH. De pH, waarbij de lading 0 is, wordt de pH_{zpc} genoemd (zpc = zero point of charge). Deze pH is niet gelijk voor alle bestanddelen van het ondergrondmateriaal, oxiden en hydroxiden. Zo is bijvoorbeeld de pH_{zpc} voor SiO_2 2.0 en voor Al_2O_3 9.1.

In verontreinigd water zijn niet alleen H^+ , OH^- en H_2O aanwezig, maar ook andere kationen, anionen en moleculen. Hun verzamelnaam is species. Deze species zijn eveneens onderhevig aan interacties met het oppervlak. Daarbij worden twee vormen van interactie onderscheiden, te weten fysische en chemische adsorptie. Het totaal van fysische en chemische adsorptie wordt veelal in algemene zin als adsorptie aangeduid.

Fysische adsorptie vindt plaats onder invloed van Van der Waals-London-krachten. Er is wel een binding tussen ionen of moleculen met het oppervlak maar geen elektronenoverdracht.

c : evenwichtsconcentratie in oplossing

$\mu\text{g/l}$

De grootheden a en b in (A.9) kunnen berekend worden door middel van lineaire regressie na linearisatie van (A.9).

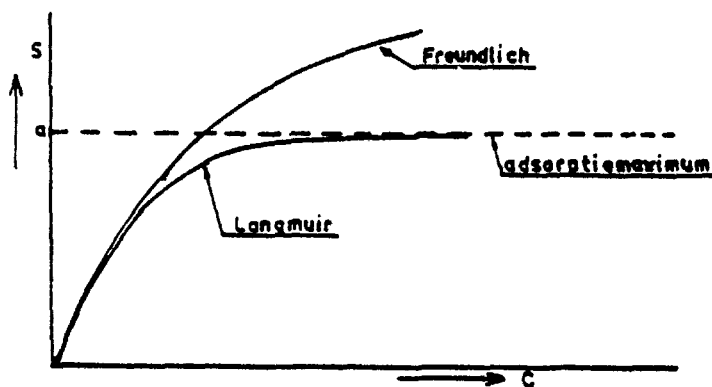
- de Freundlichisotherm die voldoet aan de vergelijking:

$$S = k \cdot c^{1/n} \quad (\text{A.10})$$

waarin, n een constante met $n > 1$.

In figuur A.5 zijn beide isothermen (vergelijking A.9 en A.10) weergegeven. Voor lage concentraties van c is in de Langmuir-isotherm $b \cdot c \ll 1$ en neemt de adsorptie S lineair toe met c . Voor de Freundlich-isotherm betekent dit dat n gelijk is aan 1. Beide isothermen reduceren dan tot:

$$S = K * c \quad (\text{A.11})$$



S = hoeveelheid geadsorbeerd per gewichtseenheid

C = concentratie

Figuur A.5: Langmuir- en Freundlich-adsorptie-isothermen.

In VERA kunnen alle 3 getoonde adsorptiekaracteristieken ingevoerd worden. In de meeste gevallen kan, gezien de relatief lage concentraties, waar het om gaat, gebruik gemaakt worden van de lineaire adsorptie.



Parameterbepaling.

Er is inmiddels een grote hoeveelheid literatuur beschikbaar, aangaande adsorptiekaracteristieken. Met name voor veel organische verbindingen is een goede correlatie met het gehalte organische koolstof in de ondergrond aangetoond.

Ook voor de zware metalen, zijn vrij veel adsorptiedata beschikbaar. In specifieke gevallen kunnen echter voor zowel zware metalen als organische verbindingen adsorptieexperimenten noodzakelijk zijn om voor een bepaald percolaat het adsorptiegedrag in een bepaalde ondergrond vast te stellen. Met name speelt dit een rol als de macrochemische omstandigheden in de ondergrond dusdanig zijn dat een specifieke wijze van voorkomen van een verbinding aan de orde is die een duidelijk eigen adsorptiegedrag heeft.

VERAINLEIDING

In de onderhavige studie is gebruik gemaakt van het model VERA om de te verwachten verspreiding van in het grondwater aanwezige verbindingen in de ondergrond te voorspellen.

VERA is een geavanceerd numeriek advectie-dispersie-model dat in de USA door Intera ontwikkeld is en reeds meerdere jaren door Grondmechanica Delft toegepast wordt, en in die periode verder uitgebouwd en aangepast is om ook specifieke situaties te kunnen beschouwen.

Naast de voorgaande behandelde transportbeïnvloedende processen, kunnen desgewenst ook biologische afbraak en radioactief verval in rekening gebracht worden.

VERA is gebaseerd op een tweetal gekoppelde partiële differentiaalvergelijkingen welke numeriek door middel van eindige differenties gediscrètiseerd worden. De eerste vergelijking beschrijft de stroming van grondwater (advectie) door een poreus medium en is samengesteld uit de Wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking. De andere differentiaalvergelijking beschrijft het transport van in het grondwater opgeloste stoffen onder invloed van de voornoemde processen.

Het model is zo geconstrueerd dat er gerekend kan worden aan schematisaties van sterk heterogene bodemstructuren. De dichtheid en de viscositeit van het grondwater zijn in dit rekenmodel onafhankelijk van het concentratieniveau van de opgeloste stof, en dus constant.

VERGELIJKINGEN GRONDWATERBEWEGING

De grondwaterstroming wordt beschreven door de combinatie van de continuïteitsvergelijking en de Wet van Darcy respectievelijk:

$$-\nabla \cdot (\rho \underline{u}) - q' = \frac{\partial (\rho \phi)}{\partial t} \quad (A.12)$$

met k = hydraulische doorlatendheidstensor

s = bergingscoëfficiënt

Vergelijking (A.16) is de differentiaalvergelijking welke de stroming van een licht samendrukbare vloeistof door een poreus medium beschrijft onder invloed van potentiaalgradiënten.

VERGELIJKINGEN VERONTREINIGINGSTRANSPOORT

Het transport van de verontreinigingen in het grondwater wordt beschreven met de volgende vergelijking.

$$-\nabla \cdot (\rho c \underline{u}) + (\nabla \cdot \rho \underline{D}_h \nabla c) - q'c - n\lambda \rho c - \rho R'_a = \frac{\partial (\rho c)}{\partial t} \quad (\text{A.18})$$

met:

c	= concentratie	(kg/m^3)
$\underline{D}_h$	= dispersietensor, met inbegrip van moleculaire diffusie	(m^2/s)
R'_a	= adsorptiesnelheid van de verontreiniging	$(\text{kg}/\text{m}^3/\text{s})$
λ	= (radioactieve) afbraakconstante	$(1/\text{s})$

De dispersietensor heeft de gedaante:

$$\underline{D}_h = \underline{D} + \underline{D}_{\text{mol}} \quad (\text{A.19})$$

Hieruit blijkt dat de dispersie- en de diffusie analoog, dat wil zeggen transport onder invloed van concentratiegradiënten, beschreven wordt, echter met dit verschil dat de grootte van de dispersiecoëfficiënt in tegenstelling tot de moleculaire diffusiecoëfficiënt recht evenredig met de plaatselijke watersnelheid wordt verondersteld.



Voor het een-dimensionale geval komt dit neer op:

$$D_x = D_o + \alpha_L \cdot |V_x| \quad (A.20)$$

met:

α_L = longitudinale dispersielengte (dat wil zeggen in de stromingsrichting) (m)

$|V_x|$ = absolute waarde van de plaatselijke watersnelheid (m/s)

D_o = moleculaire diffusiecoëfficiënt (m²/s).

Ten aanzien van de adsorptiesnelheid geldt indien de vloeistofdichtheid geen functie van de concentratie is, (A.18) geschreven kan worden als :

$$-\nabla \cdot c\underline{u} + \nabla_{\underline{h}} \nabla c - \frac{g}{\rho} \frac{\partial c}{\partial z} - \lambda n c - R'_a = n \frac{\partial c}{\partial t} \quad (A.21)$$

De vergelijking voor de op het skelet geadsorbeerde verontreiniging wordt gegeven door:

$$-\lambda \rho_r (1 - n) S + R'_a = \rho_r (1 - n) \frac{\partial S}{\partial t} \quad (A.22)$$

met S de op het skelet aanwezige concentratie uitgedrukt in hoeveelheid geadsorbeerd per vaste stof gewicht (kg/kg).

De adsorptiesnelheid R'_a wordt gegeven door

$$R'_a = \rho_r (1 - n) K_r (S_e - S) \quad (A.23)$$

met:

K_r = adsorptiesnelheidconstante (1/s)

S_e = evenwichtsconcentratie op de vaste stof (kg/kg)

De evenwichtsconcentratie wordt beschreven met behulp van een adsorptie-isotherm. In het VERA model kan gekozen worden uit:

- lineaire adsorptie volgens $S = K^1 \cdot C$
- Freundlich adsorptie volgens $S = K^1 \cdot C^{K^2}$; $0 < K^2 < 1$
- Langmuir adsorptie volgens $S = K^1 \cdot C / (1 + K^2 \cdot C)$

met hierin K^1 en K^2 als evenwichtconstanten.

INVOER VAN GEGEVENS

Ten behoeve van de berekeningen met VERA wordt het betreffende probleem gediscrètiseerd, dat wil zeggen opgedeeld in blokjes waartussen zich uitwisseling van water en verbindingen afspeelt. Deze blokjes, en dus de uitkomsten van het rekenen met VERA kunnen zowel tweedimensionaal als driedimensionaal zijn.

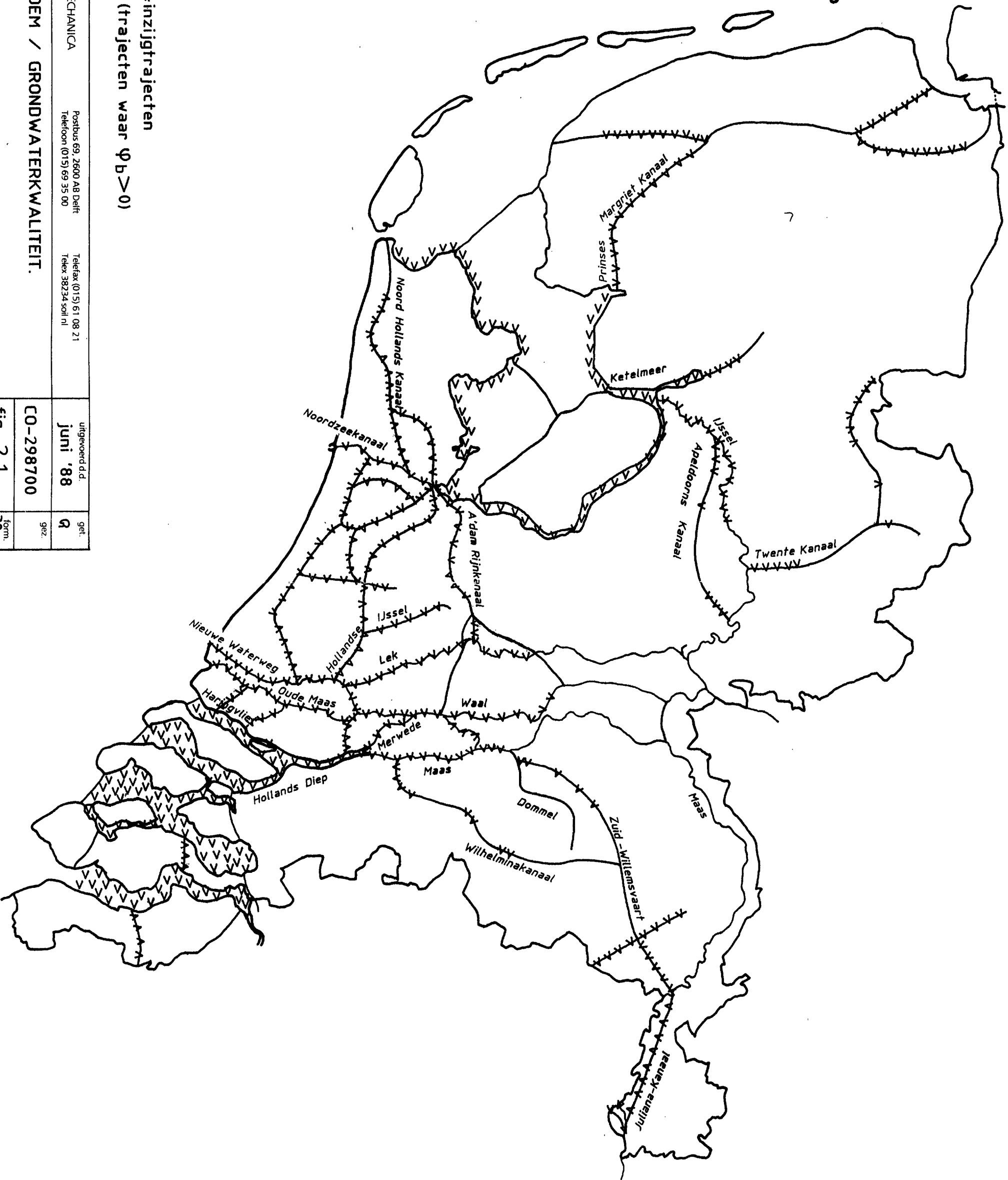
In het model kunnen porositeiten, doorlatendheden, dispersielengten en adsorptiecoëfficiënten plaatsafhankelijk (per blokje) worden voorgeschreven waardoor een optimale schematisatie van een door te rekenen probleem mogelijk is.

Als meest gebruikelijke uitvoer worden gepresenteerd de ontwikkelingen van de concentraties verontreinigingen in een bepaald gebied in de tijd.



REFERENTIES

- Bear, J. (1979),
Hydraulics of Groundwater,
McGraw Hill Int. Book Company, New York.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A. (1979),
Groundwater,
Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Fried, J.J. (1975),
Groundwater Pollution,
Elsevier. Scientific Publ. Comp., Amsterdam.



vvvvv=inzijgtrajecten
(trajecten waar $\varphi_b > 0$)



GRONDMECHANICA
DELFT

Postbus 69, 2600 AB Delft
Telefoon (015) 69 35 00
Telefax (015) 61 08 21
Telex 38234 soil nl

uitgevoerd d.d.
juni '88

get.
Q

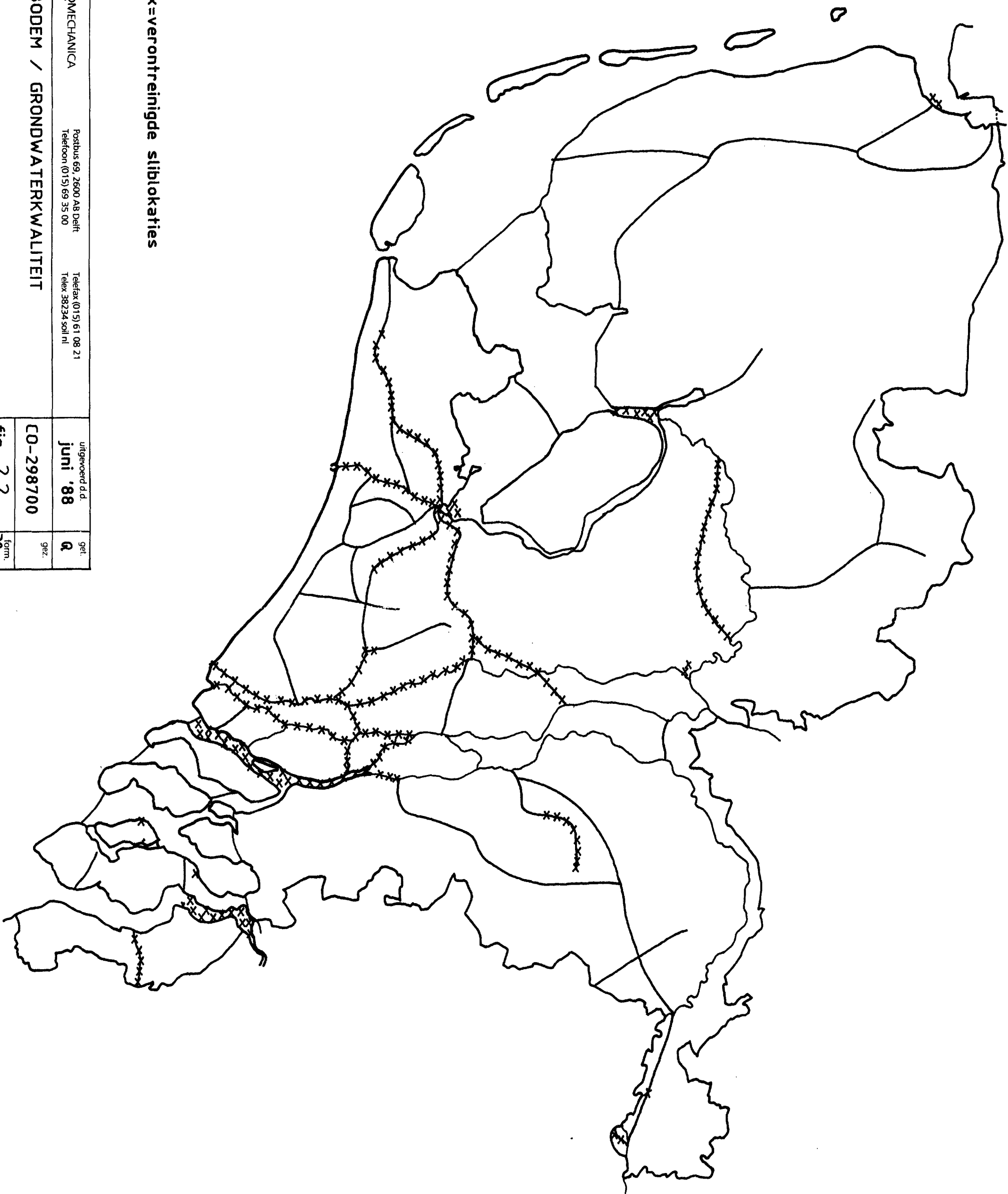
WATERBODEM / GRONDWATERKWALITEIT.

CO-298700

fig. 2.1

form.
30/40

ONDERZOCHE WATERLOPEN EN INZIJGTRAJECTEN



xxxxx=verontreinigde sliblokaties



GRONDMECHANICA
DELFT

Postbus 69, 2600 AB Delft
Telefoon (015) 69 35 00

Telefax (015) 61 08 21
Telex 38234 Soil nl

uitgegeven d.d.
juni '88

get.
a

WATERBODEM / GRONDWATERKwaliteit

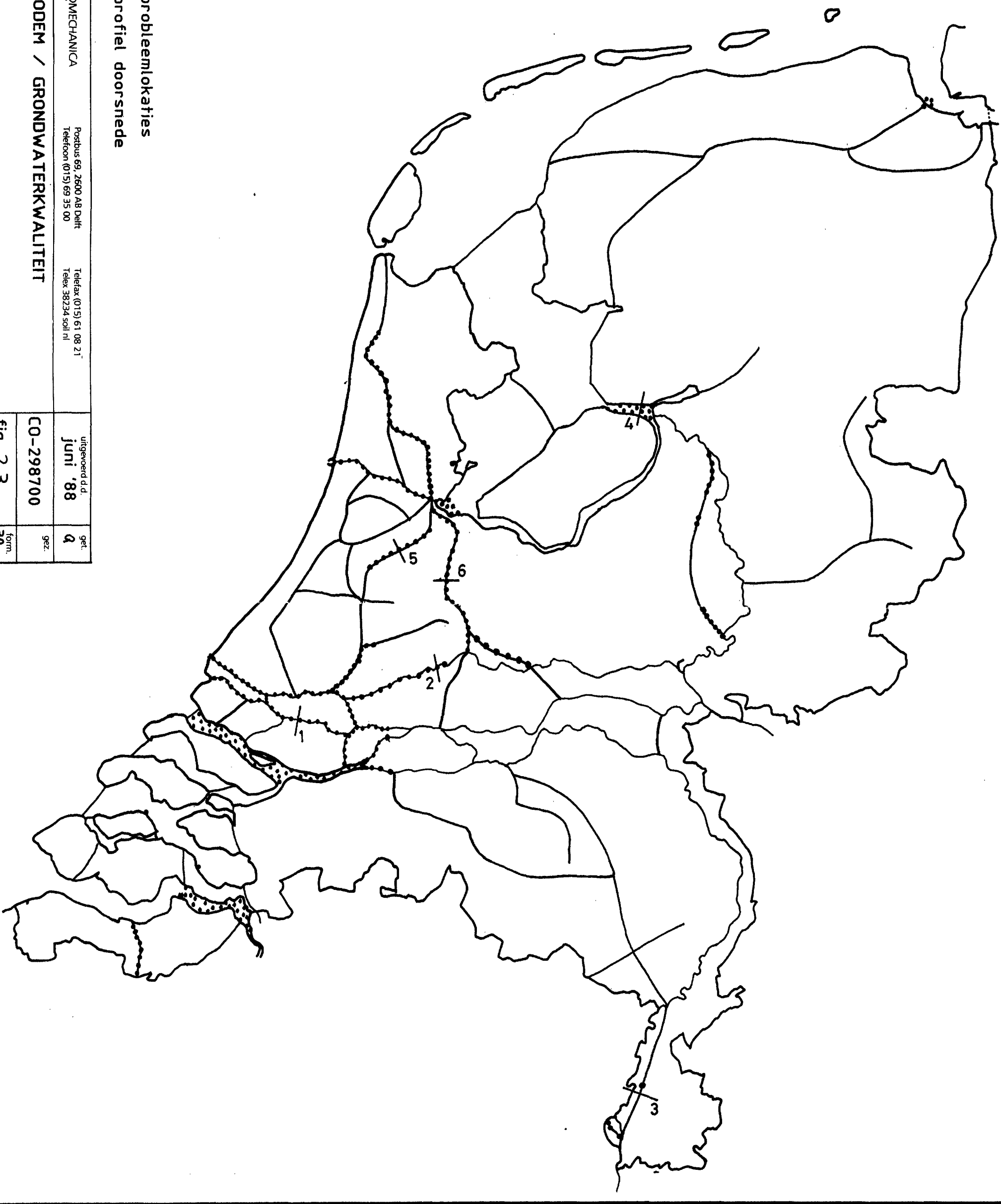
CO-298700

gez.

fig. 2.2

form.
30
/40

VERONTREINIGDE SLIBLOKATIES



.....=probleemlokaties
|²=profiel doorsnede



GRONDMECHANICA
DELFT

Postbus 69, 2600 AB Delft
Telefoon (015) 69 35 00

Telefax (015) 61 08 21
Telex 38234 soil nl

WATERBODEM / GRONDWATERKWALITEIT

ONDERSCHEIDEN PROBLEEMLOKATIES

uitgegeven d.d. juni '88	get. a
CO-298700	gez.
fig. 2.3	form. 30/4.0