

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De balans van milieugevaarlijke en andere stoffen is opgesteld voor 4 natuurgebieden met en zonder Kunstmatige Infiltratie van Oppervlaktewater via bekken (KIO): 3 in de Holocene kustduinen van Holland (resp. bij Wijk aan Zee, Zandvoort en Scheveningen) en 1 in het Pleistocene dekzandlandschap (bij Enschede). De aanpak van het onderzoek is geschetst in Box A, de onderzochte stoffen en meetpunten staan in Fig.A.

De onderzoeksvragen

- (1) hoe is het thans met het chemische milieu van kunstmatige infiltratie gesteld?
- (2) hoe was dit milieu vroeger (in de 'vuilere' periode 1970-1975), en wat is er thans allemaal verbeterd?;
- (3) hoe verhoudt dit milieu zich tot het chemische milieu in aangrenzend natuurgebied met alleen atmosferische depositie?;
- (4) wat is de atmosferische toevoer van milieugevaarlijke stoffen (vooral de Organische MicroVerontreinigingen, OMIVE), mede gelet op de relevantie voor andere drinkwaterbronnen (zoals spaarbekken en grondwaterwinningen)?;
- (5) wat is de omvang van de berging (ophoping), omzetting en uitloging van stoffen tijdens kunstmatige infiltratie; en
- (6) hoe kan de kunstmatige infiltratie geoptimaliseerd worden om: (a) het chemische milieu en de duurzaamheid te verbeteren, en (b) de kwaliteit van het teruggewonnen water te verbeteren om er beter drinkwater van te bereiden?

Het antwoord op (1) t/m (3) diende te gebeuren met heldere, compacte beelden en kengetallen, om de buitenwacht snel inzicht te geven.

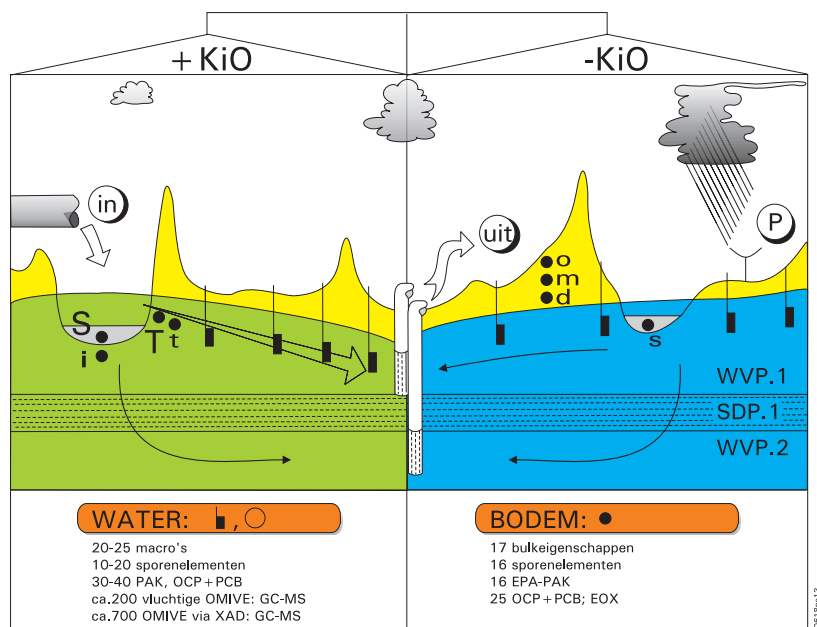


FIG. A. Schematische doorsnede van een natuurgebied met (+KIO) en zonder kunstmatige infiltratie (-KIO), met de onderzochte meetpunten en stoffen.

BOX A: AANPAK VAN HET ONDERZOEK

De term "*balans*" is op 3 manieren opgevat en uitgewerkt:

- (1) als vergelijking (*balans als afweging*) van natuurgebieden waar kunstmatig geïnfiltreerd wordt (+KIO), met aangrenzende natuurgebieden zonder kunstmatige grondwateraanvulling (-KIO), op de chemische toestand van de volgende milieuonderdelen: 'externe aanvoer' (atmosferische depositie versus aangevoerd infiltratiewater), grondwater (geïnfiltreerd regenwater versus geïnfiltreerd oppervlaktewater) en de bodem. De beoordeling geschiedt middels kengetallen (verontreinigingsindices met de mogelijkheid van een AMOEBE-achtige visualisatie);
- (2) als rekensom (*stofbalans*) waarin de aanvoer, afvoer en berging (incl. afbraak) van stoffen gekwantificeerd worden voor gebieden met kunstmatige infiltratie; en
- (3) als chemisch transportmodel dat o.a. gebaseerd is op de '*chemische massabalans*'.

Voor 4 uiteenlopende KIO-systemen is de balans opgesteld, te weten Wijk aan Zee (PWN), Zandvoort (GW), Scheveningen (DZH) en Enschede (WMO).

Voor de vergelijking zijn in de periode oktober 1994 t/m november 1995 in elk van de 4 onderzochte infiltratiegebieden (incl. aangrenzende natuurterrein -KIO) 20 bodemmonsters genomen, 12 ondiepe grondwatermonsters en 24 regenwatermonsters (Fig.A). Deze zijn chemisch zeer uitvoerig onderzocht. De ondiepe grondwatermonsters zijn genomen in infiltratiegebied zonder (4) en met KIO (8). De grondmonsters betreffen bodemslib zowel in infiltratievijvers als plassen met gebiedseigen water, zand uit de verzadigde zone onder bodemslib en uit het overtalud van infiltratieplassen, en zand uit de onverzadigde zone van natuurgebied zonder KIO. In elk infiltratiegebied is een jaar lang (ongeveer heel 1995) elke twee weken regenwater bemonsterd met door het PWN ontwikkelde regenvangers. Gegevens van het aangevoerde infiltratiewater in die periode zijn verschaft door het verantwoordelijke waterleidingbedrijf.

Waar mogelijk zijn in de vergelijking ook oudere gegevens betrokken om ontwikkelingen te signaleren, zoals de veronderstelde verbeteringen dankzij verdere voorzuivering van het infiltratiewater. De vergelijking is geschoeid op de meest van nieuw ontwikkelde verontreinigingsindices (zie Box 2).

Voor de stofbalansen zijn in het spread-sheet 'Black-Box' alle beschikbare jaargemiddelden van de kwaliteit van het aangevoerde infiltratiewater en het teruggewonnen infiltraat (ruwe verzamelde water) ingevoerd, voor de 4 studiegebieden afzonderlijk. De gegevens zijn bewerkt tot plots met het verloop van (a) de jaarlijkse berging in het infiltratiesysteem, en (b) de voor fysische processen gecorrigeerde concentratieverandering in het infiltratiesysteem.

Voor de chemische transportmodellering is het model 'EASY-LEACHER' van Kiwa verder ontwikkeld en toegepast op elk infiltratiegebied. De toepassing geschiedde op basis van alle beschikbare kennis van stofeigenschappen, het infiltratiesysteem en de bodemeigenschappen, en met de kwaliteit van het infiltratiewater anno 1993-1996 als invoer. Daarnaast zijn voor een representatief infiltratiegebied de effecten van enkele hypothetische ingrepen gekwantificeerd.

Antwoord 1: het huidige chemische milieu van kunstmatige infiltratie

Dit milieu (anno 1995) is gewaardeerd op basis van: (a) de kwaliteit van de aanvoer infiltratie (bevloeit de infiltratiepanden die in totaal ca. 10% innemen van het totale oppervlak van een infiltratiegebied); (b) de totale depositie van stoffen op het hele infiltratiegebied (voornamelijk via de aanvoer, gedeeltelijk via de atmosfeer); (c) de samenstelling van bodemslib in infiltratiepanden en ondiep zand waarmee het infiltratiewater in contact treedt; en (d) de kwaliteit van ondiep geïnfiltreerd oppervlaktewater.

Deze 4 facetten zijn in Tabel A (onder +KIO) apart beoordeeld. Facet (a) is daar geëvalueerd met de Water Pollution Index ($WAPI_{inconc}$), facet (b) met $WAPI_{influx}$, facet (c) met de SOil Pollution Index (SOPI), en facet (d) met $WAPI_{geinf}$.

Het eindresultaat staat in Tabel A onder de noemer van CHEMIN (de CHEmische Milieu-index voor INfiltratiegebieden), zijnde het gemiddelde van (a) t/m (d).

De indices WAPI, SOPI en CHEMIN zijn als tool voor dit onderzoek ontwikkeld (zie Box B).

TABEL A *Vergelijking van de CHEMische Milieu Index voor Infiltratiegebieden (CHEMIN) en de 4 onderdelen daarvan (3xWAPI + 1xSOPI), voor de 4 studiegebieden met (+KIO) en zonder kunstmatige infiltratie (-KIO) in een schonere en vuilere periode.*

	DZH Scheveningen		GW Zandvoort		PWN Wijk aan Zee		WMO Enschede	
	-KIO	+KIO	-KIO	+KIO	-KIO	+KIO	-KIO	+KIO
DE SCHONERE PERIODE: 1995								
WAPI _{in-conc}	2.4	3.4	2.7	3.2	2.6	2.9	2.0	3.5
WAPI _{in-flux}	3.7	14.8	3.7	16.7	4.1	56.3	4.6	17.5
SOPI	0.33	0.62	0.77	0.56	0.33	0.22	1.0	0.24
WAPI _{geinf}	2.6	2.2	2.0	2.6	2.1	2.7	1.5	2.1
CHEMIN	2.26	5.26	2.29	5.77	2.28	15.5	2.28	5.84
CHEMIN-beperkt	3.1	9.1	3.2	10.0	3.4	29.6	3.3	10.5
DE VUILERE PERIODE: 1970-1975/78								
WAPI _{in-conc}	6.6	175.9	5.5	175.9	8.5	174.3	6.7	8.1
WAPI _{in-flux}	7.4	482.1	5.4	591.8	8.4	688.3	6.7	35.4
CHEMIN-beperkt	7.0	329.0	5.5	383.9	8.5	431.3	6.7	21.8

$$\text{CHEMIN} = (\text{WAPI}_{\text{in-conc}} + \text{WAPI}_{\text{in-flux}} + \text{SOPI} + \text{WAPI}_{\text{geinf}})/4$$

$$\text{CHEMIN-beperkt} = (\text{WAPI}_{\text{in-conc}} + \text{WAPI}_{\text{in-flux}})/2$$

Uit Tabel A volgt dat de infiltratiegebieden van DZH, GW en WMO qua CHEMIN bijna gelijk scoren (ca. 5,6, d.w.z. 5,6 maal boven streefniveau c.q. natuurlijk achtergrondniveau), en dat PWN hier bijna 3 maal bovenuit stijgt. De belangrijkste boosdoener is WAPI_{influx}, de totale depositie van stoffen op het hele infiltratiegebied. Deze is nu eenmaal zeer hoog bij kunstmatige infiltratie, en bij PWN in het bijzonder. De hoge infiltratie-intensiteit overschaduwde daar de relatief gunstige kwaliteit van het infiltratiewater dat een verdere voorzuivering ondergaat. Dit is in zeker opzicht frustrerend, omdat een betere voorzuivering blijkbaar niet beloond wordt met een lagere waarde van CHEMIN (WAPI_{inconc} en SOPI scoren hierdoor wel beter). Het chemische nadeel van de toename van de infiltratie-intensiteit wordt echter weer gecompenseerd of overschaduwde door voordelen op andere vlakken (dan chemisch): met hetzelfde infiltratiegebied kan een hogere productiecapaciteit gerealiseerd worden, zodat er minder vergravingen van natuurgebied en investeringen nodig zijn. Infiltratiegebieden scoren thans het beste qua SOPI (beter dan streefniveau volgens de milieukwaliteitsdoelstellingen van VROM), het slechtste qua WAPI_{influx}, en WAPI_{geinf} scoort logischerwijze beter dan WAPI_{inconc}.

Antwoord 2: vergelijking met de vuilere periode 1970-1975/78

Op gelijke wijze als boven is het chemische milieu voor de aanzienlijk vuilere periode 1970-1975/78 gewaardeerd. Door gebrek aan enkele gegevens konden SOPI en WAPI_{geinf} niet op identieke wijze bepaald worden. Dit maakt de vergelijking minder breed, maar niet minder duidelijk. Vergelijking van beide perioden in Tabel A (onder +KIO), ten aanzien van WAPI_{inconc}, WAPI_{influx} en CHEMIN-beperkt, leert dat de huidige situatie zeer aanzienlijk verbeterd is. De indices zijn gedaald met 50-98%: bij DZH, GW en PWN met >90% en bij WMO met ca. 50%. De verbetering is het resultaat van uitbreiding van de voorzuivering (o.a. met coagulatie), afschaffing/vermindering van de transportchloring en sanering van de stroomgebieden van Rijn en Maas.

Antwoord 3: vergelijking met aangrenzend natuurgebied zonder KIO

In Tabel A staat ook de waardering van het chemische milieu in natuurterrein zonder KIO. Hieruit volgt voor 1995 dat CHEMIN in de gebieden zonder KIO verrassend weinig verschillen vertoont, de waarden variëren van 2,26 tot 2,29. Voor gebieden met KIO ligt thans de waarde significant hoger (5,26-15,5) en zijn de verschillen groter. De hogere waarde komt vooral op conto van de aanzienlijk hogere flux van milieukritische stoffen. De bodemaccumulatie is meestal juist minder. Gebieden zonder KIO scoren thans gemiddeld een factor 2,3 boven de overall streefwaarde, en gebieden met KIO (excl. PWN) een factor 5,6 (dit is 2,4 maal hoger). In de vuilere periode (1970-1975/78) scoorde natuurterrein zonder KIO ongeveer 2 maal hoger (slechter) dan tegenwoordig. Natuurterrein met KIO scoorde toen echter >90 maal hoger, zodat het contrast met natuurterreinen zonder KIO destijds veel groter (ongunstiger) was.

Uit de CHEMIN-raderplots in Fig.B volgt dat de situatie in de 4 studiegebieden ook op details sterke overeenkomsten vertoont. Alle individuele onderdelen van WAPI en SOPI liggen doorgaans binnen het volgende bereik: 0,1-1 voor het kwadrant 'SOPI (bodemaccumulatie)', 1-10 voor de kwadranten 'ondiep grondwater' en 'influent' (concentratie-basis), en 1-100 voor het kwadrant 'flux' (via influent).

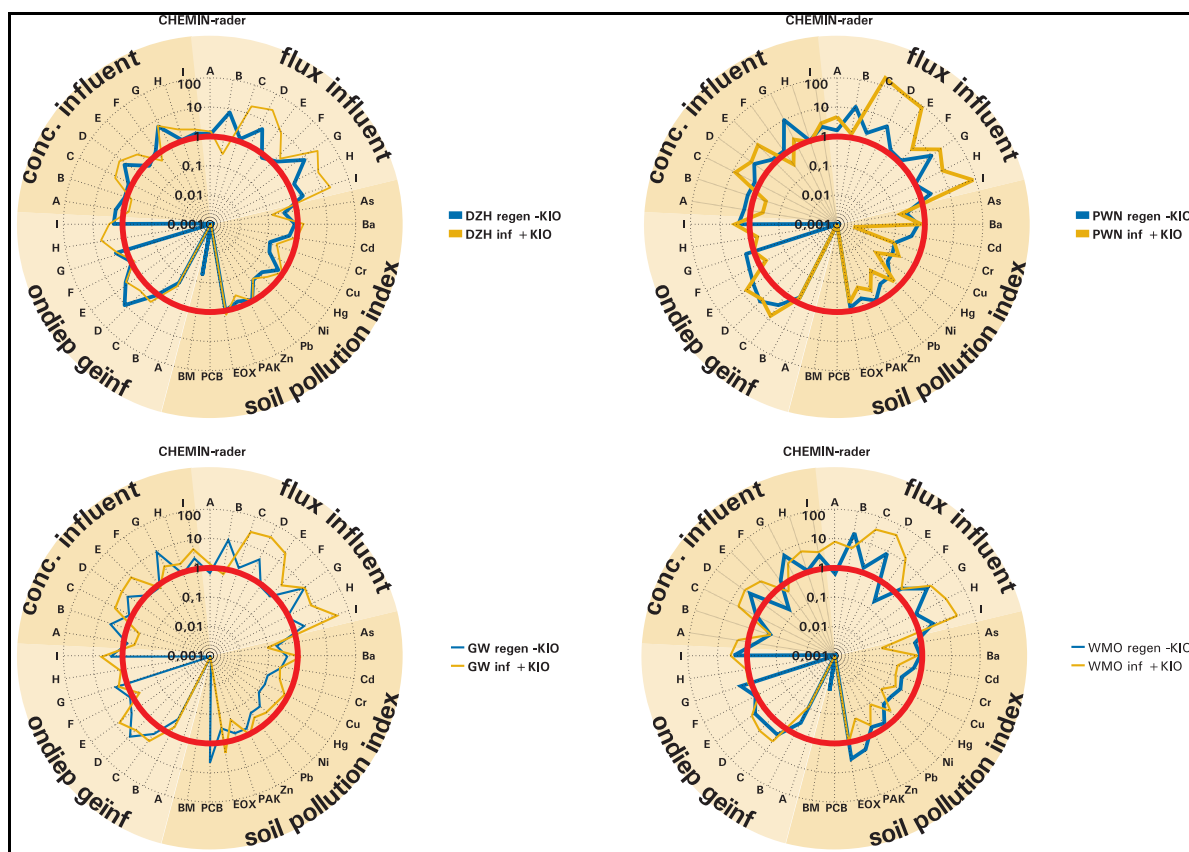


FIG. B Vergelijking van de CHEMische Milieu rader voor INfiltratiegebieden (onderdelen van CHEMIN) van 4 natuurgebieden met (inf+KIO) en zonder kunstmatige infiltratie (regen-KIO) anno 1995: de duingebieden bij Scheveningen (DZH), Zandvoort (GW) en Wijk aan Zee (PWN), en het Pleistocene dekzandgebied bij Enschede (WMO).

Rode cirkel is streefwaarde (waarde/streefwaarde = 1), daarbinnen beter dan streefwaarde (waarde/streefwaarde < 1), daarbuiten slechter dan streefwaarde (waarde/streefwaarde > 1).

A = esthetische aspecten; B = zuurgraad; C = oxiderend vermogen; D = nutriëntgehalte; E = totale zoutgehalte; F = gehalte aan AMIVE; G = gehalte aan OMIVE-niet-pesticiden; H = gehalte aan pesticiden; I = radioactiviteit; BM = Bestrijdingsmiddelen.

BOX B: NIEUW ONTWIKKELDE VERONTREINIGINGSINDICES EN HUN RADERPLOTS

1. De Water Pollution Index (WAPI)

WAPI is de wederhelft van SOPI (zie ad 2). Beide indices zijn voor dit onderzoek ontwikkeld, doch breed toepasbaar en eenvoudig uitbreidbaar. WAPI vormt het ongewogen gemiddelde van 10 subindices (A-J; Fig.C links; Tabel 5.1), die elk een bepaald kwaliteitsaspect afdekken en tesamen een zo volledig mogelijk beeld geven. Hierbij bestaat bijna elke subindex weer uit een ongewogen gemiddelde van scores voor specifieke kwaliteitsparameters op basis van het quotiënt van meet- en streefwaarde (volgens de milieukwaliteitsdoelstellingen van VROM) c.q. maximaal toelaatbare waarde. Voordeel van de quotiënt-benadering is dat de presentatie van elke subindex in een raderachtige figuur aansluit bij de 'AMOEBE-benadering' (Fig.C). Nieuw aan onze wijze van plotten is het gebruik van de logaritmische schaal en de styling van rader in plaats van cirkels. De berekeningen en plots zijn geprogrammeerd in EXCEL-spreadsheets.

WAPI-flux is een variant van WAPI, waarmee de belasting van een infiltratiegebied met stoffen door atmosferische depositie of kunstmatige infiltratie plus atmosferische depositie ongeveer op boven omschreven wijze gerelateerd wordt aan de atmosferische depositie op schone achtergrondlocaties in de wereld.

2. De Soil Pollution Index (SOPI)

SOPI is de wederhelft van WAPI (zie ad 1). SOPI vormt het ongewogen gemiddelde van 2 subindices (AMIVE_s en OMIVE_s; Fig.C rechts; Tabel 5.2), die de gehalten aan resp. de anorganische en organische microverontreinigingen afdekken en tesamen een zo volledig mogelijk beeld geven. Hierbij bestaat elke subindex uit een ongewogen gemiddelde van scores voor specifieke kwaliteitsparameters op basis van het quotiënt van meet- en streefwaarde (volgens de milieukwaliteitsdoelstellingen van VROM).

3. De risico-indicator CRITIC voor evasieve bodemverontreiniging

De kans op een schadelijke mobilisatie van sporenelementen en zuur vanuit een natuurlijke of verontreinigde bodem kan ingeschat worden aan de hand van de risico-indicator CRITIC (Critical Ratio of Iron sulphides To Inorganic Carbon), de ijzersulfide/kalk-ratio (op mol-basis): $CRITIC = (S_{\text{ijzersulfiden}})/(2 \text{ kalk})$.

De beoordeling van CRITIC is als volgt: als $CRITIC \leq 1$ dan is er bij oxidatie relatief weinig risico op 'snelle' verzuring en verspreiding van zware metalen, bij hogere waarden is het risico groot.

4. De CHEMische Milieu index voor INfiltratiegebieden (CHEMIN)

Deze index is het gemiddelde van 4 chemische aspecten van een infiltratiegebied (met of zonder KIO): WAPI van de voeding (concentraties van stoffen in neerslag of aangevoerd oppervlaktewater + neerslag), WAPI-flux van de voeding (stofbelasting), WAPI van het ondiepe grondwater (concentraties van stoffen in het geïnfiltreerde water), en SOPI van ondiepe slib- en zandmonsters (stofaccumulatie in de bodem). Zie voorts Tabel A, en voor de CHEMIN-raderplot Fig.B.

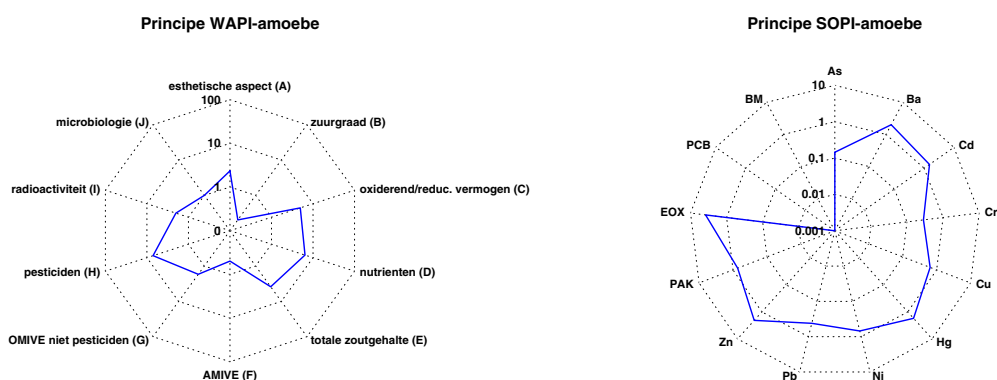


FIG. C Principe van WAPI (Water Pollution Index), SOPI (Soil Pollution Index) en hun raderplot. 0, 1, 10, 100 = aantal malen de streefwaarde (volgens de milieukwaliteitsdoelstellingen van VROM). AMIVE = Anorganische MicroVerontreinigingen; BM = BestrijdingsMiddelen.

Antwoord 4: de atmosferische toevoer van milieugevaarlijke stoffen

Gedurende 1995 (een normaal jaar) is op de 4 onderzoeklocaties wekelijks regenwater verzameld met collectoren die PWN ontwierp (Fig.4.1). Het zijn 'bulk' regenvangers, omdat zij altijd open waren ook wanneer het niet regende. Belangrijke kenmerken van dit type regenvangers en de vertaling van de meetresultaten hiermee naar de totale atmosferische depositie staan in § 6.1.

Bijzonder waren de in-situ preconcentratie van OMIVE aan een XAD-kolom onder de trechter, en de uitvoerige analyse op OMIVE (o.a. met GC-MS). Vergelijkend onderzoek met preconcentratie in het laboratorium onthulde dat de verschillen tussen beide benaderingen gering waren, zodat deze XAD-isolatie in het veld niet per se nodig is (enkele stoffen mogelijk uitgezonderd).

De macroparameters en sporenelementen lieten weinig verrassingen zien. De niveaus van verontreiniging waren zoals verwacht op alle 4 locaties beduidend lager dan in de jaren 78-82 (Tabel 6.8). WAPI_{inconc} daalde met ca. 65% (Tabel A). De meeste 'klassieke OMIVE' vertoonden ook een dergelijke daling, alleen toluen lijkt opmerkelijk gestegen te zijn (van ca. 0,04 naar 0,10 µg/l).

Van de bestrijdingsmiddelen zijn in dit onderzoek alleen aangetroffen: atrazin (ca. 0,02 µg/l), terbutylazine (<0,02 µg/l) en propachloor (minimaal 0,02-0,05 µg/l). De propachloorconcentraties zijn het meest opzienbarend, omdat (1) zij het hoogst zijn, (2) zij op alle 4 locaties waarneembaar zijn, (3) propachloor (= 2-Cl-N-isopropylacetanilide) niet eerder in regenwater in het westen des landes is aangetoond (wel in de Fleverwaard); en (4) de stof verdacht mutageen is. Het concentratieverloop (Fig.6.7) vertoont op alle 4 locaties de hoogste concentraties in de lente, gemiddeld een maand eerder dan atrazin. Dit heeft te maken met eerdere toepassing van dit herbicide in de landbouw (vooral in de uienteelt en dus waarschijnlijk ook in de bollenteelt). Met de GC-MS screeningsmethode zijn vele OMIVE aangetoond (Tabel 6.3-6.5), waarvan de top-10 der vluchtigen en die van de met XAD isoleerbare OMIVE in Tabel B zijn vermeld. Enkel hiervan zijn ook in ondiep gebiedseigen grondwater aangetroffen, hetgeen een grotere persistentie ervan suggereert.

TABEL B. De Top-10 vluchtige Organische MicroVerontreinigingen en met XAD isoleerbare OMIVE in regenwater, met het bereik van de gemiddelde concentratie (µg/L, indicatief vanwege screeningsmethode) in 1995 op de 4 studiegebieden, en de concentraties in ondiep gebiedseigen grondwater ter plaatse.

Top-10 VLUCHTIGE OMIVE	Regenwater	Ondiep grondwater	Opmerkingen	Top-10 XAD-isol. OMIVE	Regenwater	Ondiep grondwater	Opmerkingen
Aceton	0.18-0.71	-	-	4-OHMeEt-acetofenon ¹	0.14-0.30	0-0.09	-
Butanal	0.02-0.09	-	f,m	4-OHMO-benzaldehyde ²	0.02-0.14	-	-
Butanon-2 (MEK)	0.19-0.53	0-0.02	-	p-cresol	0.06-0.24	-	f, c/m
Chloroform	0.03-0.10	0-0.01	p, c/m	2-nitro(p)cresol	0.04-0.15	-	f
Cyclohexaan	0.04-0.54	-	-	Diethyltalaat	0.12-0.30	0-0.04	m
Dimethyldisulfide	0.01-0.20	-	n	p-nitrofenol	0.10-0.33	-	f, c/m
2-methylpentaan	0.01-0.19	-	-	isobenzofuranon	0.24-0.39	-	-
Hexanal	0.29-0.78	-	f	5-Me-isobenzofuranon ³	0.09-0.15	-	-
Pentanal	0.05-0.18	-	f	1f-penteen(1)3on ⁴	0.20-0.38	-	-
Tolueen	0.03-0.17	0.01-0.09	m	Tri(iso)butylfosfaat	0.06-0.21	0-0.01	-

¹ = 4-(1-hydroxy-1-methylethyl)-acetofenon; ² = 4-hydroxy-3-methoxybenzaldehyde; ³ = 5-methyl-isobenzofuranon; ⁴ = 1-fenylpenteen(1)-3-on;

c/m = verdacht carcinogeen/mutageen; f = vorming in atmosfeer door fotochemische reacties; n = natuurlijke herkomst; p = prioritaire verontreinigende stof;

Uit de meetresultaten volgt, na berekeningen met EASY-LEACHER (Box C), dat atmosferische depositie (plus verdamping) de concentraties in het aangevoerde oppervlaktewater in belangrijke mate verhoogt, ten aanzien van: zware metalen (5-10%), lindaan (γ HCH, 10-20%), lood en diverse PAK (20-40%) en ammonium (>80%). Vervluchtiging (atmosferische emissie) in de infiltratiebekkens leidt daarentegen tot een sterke concentratiedaling voor de vluchtige OMIVE (veelal >50%), zoals chloroform, tri, HCB en de lichtere PAK.

Met het door ons ontwikkelde model AMORIDE (zie Box 6.1) is de atmosferische depositie van microverontreinigingen berekend op basis van totaal concentraties in lucht (data uit literatuur). Dit leverde naast goede overeenkomsten met de veldmetingen tevens aanwijzingen op over mogelijk te lage meetwaarden: voor de zwaardere Borneff PAK waarschijnlijk door onvoldoende ontsluiting van vaste deeltjes in regenwater, en voor benzeen en toluen door (bio)degradatie in het veld.

Antwoord 5A: de ophoping, omzetting en uitloging van stoffen tijdens kunstmatige infiltratie, zoals afgeleid uit simpele stofbalansen

Stofbalansen zijn op jaarbasis opgesteld door veranderingen in de bergingsterm ΔB te definiëren als $\Delta B_x = (Q_{x-IN} - Q_{x-UIT})/A_{INF}$ [kg/m²/j], met Q_{x-IN} = aanvoer van stof X via infiltratiewater [kg/j]; Q_{x-UIT} = afvoer van stof X via het teruggewonnen, ruwe water [kg/j]; en A_{INF} = totale oppervlak aan infiltratiemiddelen [m²].

Een positieve waarde houdt netto 'berging' in het infiltratiesysteem in, die zich kan uiten in accumulatie (ophoping) of afbraak van stof X. De accumulatie kan plaats vinden door b.v. filtratie, neerslagvorming, adsorptie of uitbreiding van het infiltratielichaam in de bodem (overinfiltratie). Een negatieve waarde duidt op netto leverantie van stof X door het infiltratiesysteem, hetzij door inkrimping van het infiltratiesysteem (onderinfiltratie), oplossing, desorptie of omzetting van de tevens aangevoerde stof Y in stof X. Verliezen door oplossing of desorptie vallen onder het begrip 'uitspoeling' of 'uitloging'.

Voor 37 stoffen is de bergingsterm ΔB_x gedurende 20-40 jaar, voor elk van de 4 gebieden, getypeerd in Tabel 12.1, met verklaring voor het verlooptype. In de meeste gevallen zijn er meerdere oorzaken van chronische inbalans of variaties in balans. Stoffen met afwisselend een positieve en negatieve balans, zoals Cl⁻, Na⁺ en K⁺, hopen zich tijdens de beschouwde balansperiode niet in het infiltratiesysteem op. Vooral de stoffen met een positieve balans als gevolg van ophoping in het infiltratiesysteem liggen milieuhygiënisch gevoelig. Dit zijn:

- van de macroparameters vooral fosfaat en fluoride. Hun ophoping is echter tijdelijk geweest, er vindt thans uitspoeling plaats;
- diverse AMIVE, vooral de sterk adsorberende kationen en meer slibgebonden metalen. Ba, Cd, Ni, Pb en Zn zijn hiervan een voorbeeld. Deze hopen zich inderdaad op in bodemslib en in zand, zij het op laag niveau;
- diverse OMIVE, vooral de sterk adsorberende persistente verbindingen. Hoewel de bergingstermen voor deze stoffen nogal veel variatie vertonen, mag worden aangenomen mede op basis van het bodemonderzoek dat o.a. EOCl en diverse PAK accumuleren in zowel bodemslib als zand, zij het op laag niveau.

Milieuhygiënisch minder gevoelig liggen -- althans van overheidswege -- de stoffen die door uitloging van bodembestanddelen uitspoelen, en dat zijn: kalk (Ca²⁺ en HCO₃⁻), organische stof (HCO₃⁻), ijzer(hydr)oxiden (Fe²⁺, Mn²⁺ en As), mangaanoxiden (Mn²⁺), pyriet (Fe²⁺ en As), en opaal (o.a. diatomeeënskeletjes; SiO₂).

Trends in ophoping en uitloging hangen vooral samen met de verontreinigingsgeschiedenis van de aanvoer (tot 1974 verslechtering, daarna verbetering), verbeteringen in de voorzuivering en verminderde bijmenging van gebiedseigen grondwater. Typische trends in het gedrag van stoffen zijn in Fig.12.8 weergegeven.

Antwoord 5B: de ophoping, omzetting en uitloging van stoffen tijdens kunstmatige infiltratie, zoals berekend met het transportmodel EASY-LEACHER®

Met het chemische transportmodel EASY-LEACHER®, waarvan enkele kenmerken in Box C staan, is 10.000 jaar continue infiltratie gesimuleerd, in elk van de 4 gebieden afzonderlijk, na ijking op meetgegevens over de eerste 40 jaar. Als uitgangspunten zijn genomen: het huidige infiltratiesysteem en -water, de oorspronkelijke bodemsamenstelling en opbouw (incl. hydrochemie), de huidige atmosferische depositie, en periodieke slibuiming. Voortzetting van die condities tot 10.000 jaar na de start van kunstmatig infiltreren zal volgens het model in tenminste 3 van de 4 situaties tot de volgende kwaliteitsveranderingen van het teruggewonnen water leiden, let wel, ten opzichte van die na 40 jaar infiltreren (dus omstreeks 1995):

- (1) vrijwel geen verandering wat betreft de goed oplosbare zouten (Na^+ , Cl^- , K^+ , Mg^{2+} , F^-), pH, methaan, SiO_2 , DOC en temperatuur, de meeste SEn en radionucliden, en diverse OMIVE (o.a. AMPA, bentazon, tri, 1,2-dichloorbenzeen en enkele PAK);
- (2) een sterke afname ($\geq 50\%$) van de concentraties van NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , As en o.a. benzo(a)pyreen, en een geringe afname ($\leq 20\%$) voor Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^- , PO_4^{3-} en 1,2-dichloorethaan; en
- (3) (bijna) een verdubbeling van de concentraties van O_2 , NO_3^- , lindaan en ^{137}Cs , en een geringe toename ($\leq 20\%$) voor Ba, chloroform, atrazin, simazin, diuron en isoproturon.

Op grond van o.a. berekende retardatiefactoren, neiging tot vervluchtiging, zekere halfwaardetijden (radionucliden) en minder zekere halfwaardetijden (OMIVE) is berekend dat afbraak (omzetting) een groot aandeel heeft (20-100%) in stofeliminatie voor: O_2 , NO_3^- , kleurstoffen, alle radionucliden en vele OMIVE (o.a. dibutylftalaat, HCB, 1,2-dichloorethaan, 1,2-dichlooretheen, broomdichloormethaan, AMPA, atrazin, simazin, diuron, isoproturon en PAK).

BOX C: DE TOOL 'EASY-LEACHER' FORS UITGEBREID

Het door Kiwa ontwikkelde chemische transportmodel EASY-LEACHER® is in 1997 ontwikkeld als 'EASY' alternatief voor gesofisticeerde 2D transportmodellen, en wel speciaal voor situaties met kunstmatige infiltratie (open en diep) en oeverinfiltratie. Daar verdient de snelle 'LEACHING' (engels voor uitloging) van reactieve bodembestanddelen extra aandacht.

Het model stoelt vooral op:

- (1) het EXCEL spreadsheet (voor Windows ≥ 95) van Microsoft;
- (2) de massabalans, voor zowel de reactieve bestanddelen in het infiltratiewater als de reactieve bodembestanddelen van het aquifersysteem;
- (3) het kalk-koolzuurevenwicht met instelling van over- of onderverzadiging; en
- (4) diverse empirische beslisregels, met name aangaande de reactievolgorde en reactiesnelheid, alsmede het gedrag van moeilijk te modelleren stoffen. In deze beslisregels is kennis verwerkt die de afgelopen 20 jaar binnen Kiwa is opgedaan met diverse bodempassagesystemen in Nederland. Door genoemde empirische beslisregels op te nemen kan EASY-LEACHER ook als 'expertsysteem' beschouwd worden.

Chemisch transport wordt aldus berekend op basis van het aantal poriedoorspoelingen (ADPs, ook bedvolumina genoemd; de tijdschaal vormend), retardatie- en uitloogfactoren (gesuperponeerd op de ADPs), kalk-koolzuurevenwicht (voor zover relevant) en vele if/else-statements (expert regels).

EASY-LEACHER is mede voor het Balansonderzoek uitgebreid met o.a.: (a) kwaliteitsveranderingen in de infiltratiepanden (door algenbloei, biogene ontharding, filtratie, vervluchtiging en afbraak van OMIVE); (b) bepaling van de accumulatiesnelheid en chemische samenstelling van bodemslib in infiltratiepanden; (c) bepaling van de accumulatie van microverontreinigingen in zand op enige afstand van het infiltratiemiddel; (d) evaluatie van de bijdrage van onderdelen van het infiltratiesysteem; (e) gedrag van AMIVE incl. radionucliden; (f) positiebepaling van doorbraak- en uitloogfronten in de diverse bodemlagen; (g) geautomatiseerde procedures voor het maken van grafische output; en (h) diverse verbeteringen die het gebruikersgemak verhogen.

De berekende accumulatie van AMIVE en OMIVE in recent bodemslib en duinzand op 5 m van de infiltratiepanden sluit goed aan bij veldmetingen, en is zo gering dat de gehalten voor veel stoffen lager uitpakken dan de streefwaarde en voor alle stoffen < interventiewaarde/2 zijn.

Uit de berekeningen met EASY-LEACHER komt de volgende uitloogsequentie uit de bus voor de belangrijkste reactieve bodembestanden van de 3-6 onderscheiden bodemlagen voor de 4 situaties, met tussen haakjes het benodigde aantal poriedoorspoelingen (bedvolumina): uitwisselbare kationen (5-65), labiele organische stof (55-4.000), pyriet (0-9.000), taai organische stof (1.100-30.000) en kalk (0-175.000). De voortschrijdende uitloog van pyriet en kalk is in Fig.D voor elke stroombaan in het representatieve DZH-systeem weergegeven als percentage van de af te leggen afstand langs elke stroombaan. Laag A (duinzand) bevat geen pyriet, zodat de pyrietuitloog hier sedert de start (dus ook na 1 jaar) al voor 100% voltooid was (a.h.w.). In de lagen B-D duurt het tientallen tot duizenden jaren eer de pyriet overal op is. Volledige kalkuitloog vergt zelfs in de snelste laag A enkele duizenden jaren, in de diepere lagen oplopend tot tienduizenden jaren. Dergelijke tijdschalen voor uitloog en de berekende kwaliteitsverbeteringen ook na 10.000 jaar infiltreren geven aan dat kunstmatige infiltratie op het onderdeel kwaliteitsverbetering een duurzame techniek is.

Antwoord 6A: algemene aanbevelingen voor optimalisatie kunstmatige infiltratie

Het chemische milieu in gebieden met kunstmatige infiltratie en de duurzaamheid van de techniek kunnen verder verbeterd worden door:

- (a) verdere sanering van de stroomgebieden van Rijn en Maas (o.a. wat betreft OMIVE en NO_3^-) door o.a. via RIWA druk te blijven uitoefenen;
- (b) selectief meer water in te nemen en te infiltreren als de kwaliteit zeer goed is (dit vergt een vergroting van de ondergrondse berging middels diep-infiltratie, eventueel buiten de natuurgebieden zoals de kustduinen);
- (c) verbetering van de voorzuivering (niet overal echt noodzakelijk of haalbaar): bij alle 4 een verdere verlaging van zwevend stof (vergroot haalbaarheid van diepinfiltratie), bij de DZH een betere defosfatering (nu 0,15 mg PO_4/L , 0,03 haalbaar), en bij de WMO verdere verlaging van ammonium (nu 0,25 mg NH_4^+/L , 0,03 mogelijk).

De huidige, lage milieubelasting door kunstmatige infiltratie pleit niet voor uitbreiding van de voorzuivering met actief koolfiltratie (bij DZH, GW en WMO).

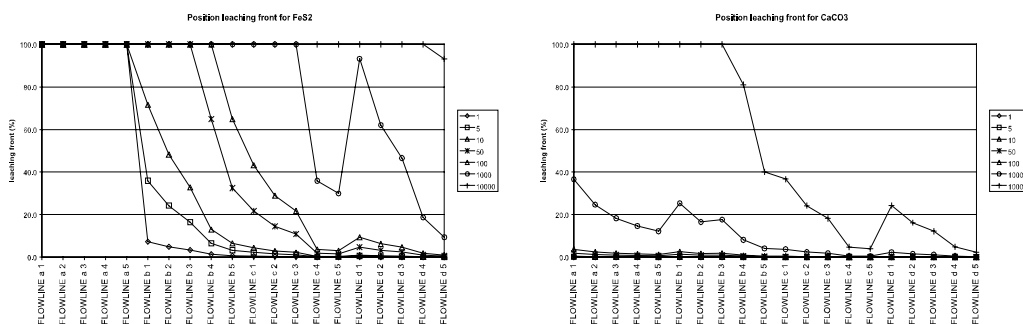


FIG. D De met EASY-LEACHER berekende positie van de uitloogfronten van kalk en pyriet langs de 20 stroombanen a1-d5 (DZH, Scheveningen) na 1, 5, 10, 50, 100, 1.000 en 10.000 jaar infiltreren. Stroombanen a1-5 lopen door duinzand, b1-5 door Noordzee-zand, c1-5 door slibhoudend, zeer fijn Noordzeezand (SDP.1), d1-5 door Holocene en Pleistocene zanden (WVP.2).

- (d) de vorming van bodemslib te voorkomen door verbetering van de voorzuivering (verlaging zwevend stof en fosfaat);
- (e) de productieverhoging van het systeem niet te realiseren door intensivering maar door uitbreiding in de diepte (diep-infiltratie);
- (f) isolatie van de infiltratie en terugwinning om het ontsnappen van geïnfiltreerd oppervlaktewater (aan terugwinning) te voorkomen.

Het rendement van een KIO-systeem, zijnde de resulterende kwaliteitsverbetering van het infiltratiewater, kan verhoogd worden door:

- (1) verlenging van de bodempassage;
- (2) verdieping van de terugwinning naar een anoxisch pakket; en
- (3) diep-infiltratie in een anoxisch zandpakket met voldoende redoxbuffer.

Antwoord 6B: aanbevelingen volgend uit fictieve ingrepen die met EASY-LEACHER zijn doorgerekend

Met EASY-LEACHER zijn de effecten doorgerekend van: (a) minder voorzuivering (zoals het in de jaren 1970-1973 was); (b) met of zonder slib in de huidige situatie; (c) halvering van de huidige afstand en reistijd tijdens bodempassage onder verdubbeling van de huidige infiltratie-intensiteit; en (d) verdieping van de huidige terugwinning (uitsluitend uit WVP 2). Enkele resultaten van berekening staan in Tabel 13.4 en 13.5.

De huidige, vergaande voorzuivering verdient duidelijk de voorkeur boven de eenvoudige voorzuivering in het verleden. Dit verrast niemand. Wel verrassend is dat verdere voorzuivering zo gunstig uitwerkt op de aanwasselheid en samenstelling van bodemslib. Regelmatige slibverwijdering is alleen te prefereren indien: (a) hydraulisch noodzakelijk; en (b) het infiltratiewater geen verwijdering behoeft die verder gaat dan het watervoerend pakket biedt, ten aanzien van nitraat en die OMIVE die juist gebaat zijn met (diep) anoxische bodempassage (meer afbraak). Het voorkomen van slib middels een goede voorzuivering (gericht op een vergaande reductie van zwevend stof en fosfaat) verdient duidelijk de voorkeur boven regelmatige slibuiming.

Verkorting van de bodempassage onder verhoging van de infiltratie-intensiteit pakt nadelig uit voor de verwijdering van nitraat, OMIVE en radionucliden, versnelt de slibaangroei aanzienlijk, verslechtert de kwaliteit van slib iets, en versnelt de uitloging van kalk, pyriet en organische stof in het pakket (verlaagt derhalve de duurzaamheid van het systeem). Andere nadelen zijn bovendien: minder afvlakking van kwaliteitsfluctuaties in de aanvoer (typisch voor oppervlaktewater); en -- in geval van een te drastische verkorting (in zand <20 dagen) of passage van grindhoudende pakketten -- minder zekerheid van volledige pathogeenverwijdering (absolute hygiënische betrouwbaarheid is dringend gewenst wanneer desinfectie na bodempassage achterwege blijft).

Verdieping van de terugwinning tot een dieper WVP is gunstig voor de verwijdering van nitraat, radionucliden en in (diep) anoxisch milieu afbreekbare OMIVE, en verhoogt de duurzaamheid van het systeem. Dit gaat in principe niet ten koste van de verwijdering van alleen in (sub)oxisch milieu afbreekbare stoffen, omdat dat milieu altijd als eerste doorstroomd moet worden. Andere voordelen zijn: meer zekerheid van pathogeenverwijdering, meer afvlakking, en -- indien dit als voordeel geldt -- meer Fe^{2+} in het teruggewonnen water, hetgeen als gratis vlokmiddel gezien kan worden. Hier tegenover staan enkele hydrologische nadelen.

EASY-LEACHER helpt om de soms verrassende gevolgen van de diverse opties voor de waterkwaliteit in te schatten. Dit is niet alleen van belang voor bestaande maar ook voor nieuwe infiltratieprojecten.