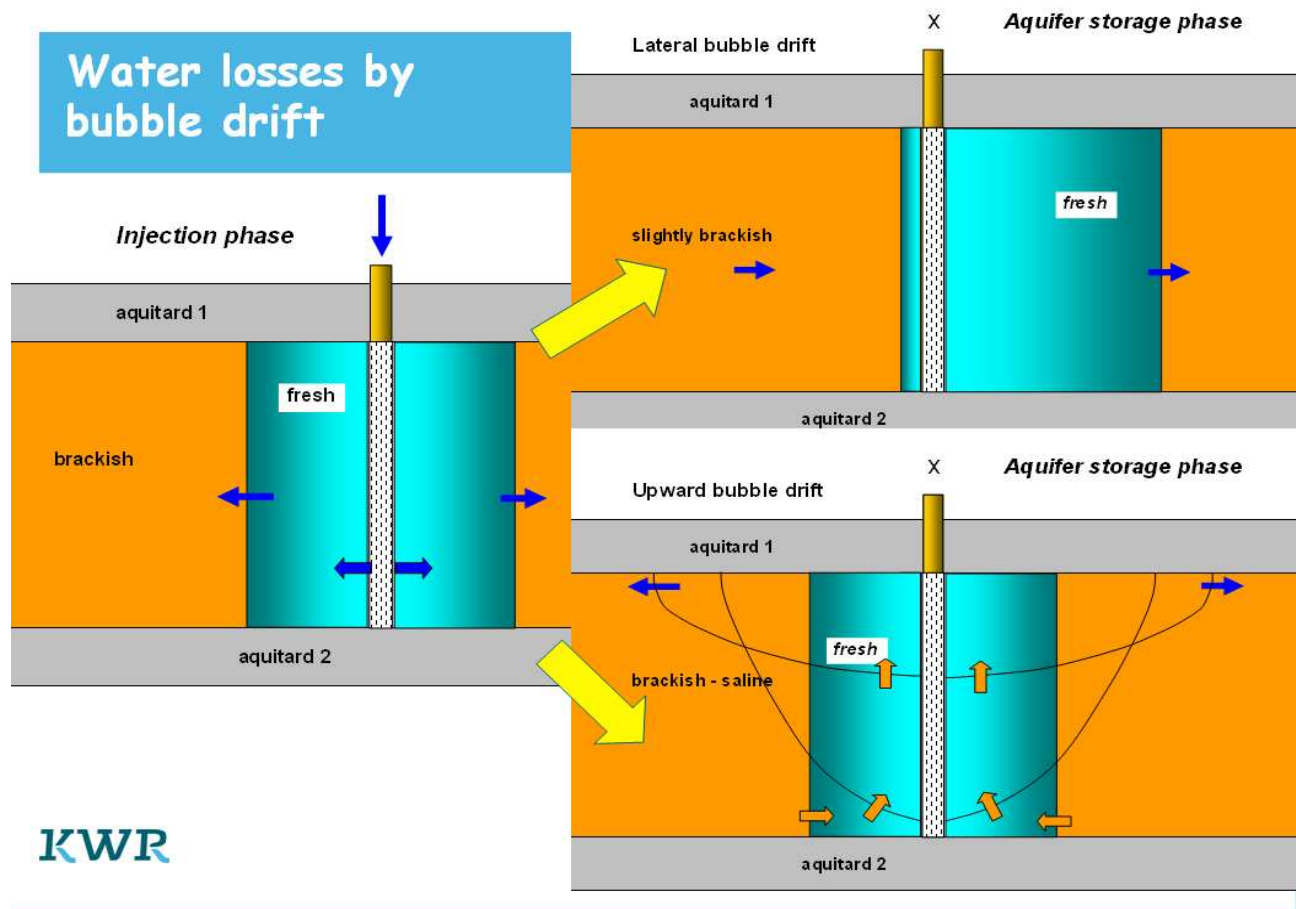


Water losses by bubble drift



Haalbaarheid van ondergrondse berging via A(S/T)R in Holland's kustduinen

KWR 2012.082

October 2012



PWN. Puur water en natuur.



Watercycle Research Institute





Watercycle Research Institute

Haalbaarheid van ondergrondse berging via A(S/T)R in Holland's kustduinen

KWR 2012.082

November 2012

© 2012 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Colofon

Titel

Haalbaarheid van ondergrondse berging via A(S/T)R in Holland's kustduinen

Projectnummers

A308805 en S308226

Projectmanager

ir. Jan Willem Kooiman

Opdrachtgever

DPW bedrijven

Kwaliteitsborgers

drs. Sander de Haas⁴, drs. Merel Hoogmoed⁵

Auteurs

prof. dr. Pieter J. Stuyfzand^{1,2}, drs. Philip Nienhuis³, drs. Andreas Antoniou¹ en drs. Koen Zuurbier¹

¹ KWR

² VU University Amsterdam

³ Waternet

⁴ PWN

⁵ Dunea

Verzonden aan:

Dit rapport is openbaar

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

Aanleiding en doel

Op 2 september 2010 werd binnen DPW (de duinwaterbedrijven Dunea, PWN en Waternet) een klimaatworkshop georganiseerd. Eén van de conclusies was dat de DPW bedrijven (nieuwe) bergingsmogelijkheden nodig hebben ter buffering van de voorspelde kwaliteits- en kwantiteitsveranderingen in het in te nemen oppervlaktewater. In dit rapport worden diverse bergingsopties in de duinen getoetst op haalbaarheid, in het kader van het aan KWR opgedragen DPW onderzoek in 2011.

De onderzochte bergingssystemen zijn:

- **ASR** = Aquifer Storage Recovery, waarbij infiltratie en terugwinning met dezelfde put(ten) geschiedt;
- **ATR** = Aquifer Transfer Recovery, dwz een systeem van aparte infiltratie- en terugwinputten, met synchrone infiltratie en terugwinning; en
- **ASTR** = Aquifer Storage Transfer Recovery, dwz een systeem van aparte infiltratie- en terugwinputten, met terugwinning direct na of enige tijd na het stoppen met infiltreren, waarbij debieten kunnen afwijken.

Doelstelling

Het project is geslaagd als de volgende vragen beantwoord worden:

- Geef middels enkele scenarioberekeningen met hydrologische en hydrogeochemische modellen aan wat de verwachte effecten van ondergrondse berging zijn op het hydrologische systeem, de 'recovery efficiency' (verhouding tussen berging en terugwinning) en de kwaliteit van het terug te winnen water.
- Wijs op basis van de resultaten een aantal voorkeurslocaties voor ondergrondse opslag aan bij de DPW-bedrijven, met indicatie van de beste methode van opslag en terugwinning.
- Benoem de factoren die de haalbaarheid bepalen van ondergrondse berging in de DPW duingebieden.
- Geef aan wat de kennishiaten zijn die een verdere exploratie van ondergrondse berging in de duinen in de weg staan.

De kern van het onderzoek

Het onderzoek is gebaseerd op 5 pijlers, te weten:

1. Een inventarisatie van vroegere ASR en ATR pilots en van lopende productie-eenheden met ASR en ATR. Dit ter bepaling van de hydrochemische verschillen tussen open en diep infiltratie, en van mogelijke maatregelen ter beperking van putverstopping en opdrijven.
2. Hydrologische berekeningen met SEAWAT-mfLab aan fictieve ASTR systemen in de Duinwaterwinplaats van Waternet ter bepaling van (a) risico's van afdrijven, opdrijven en opkegeling van zout, en (b) effecten op de grondwaterstand.
3. Berekening met EL van hydrogeochemische effecten van ATR-systemen in de Duinwaterwinplaats van Waternet, in een zoete en zoute aquifer. Doel is om de uitloging van de bodem, chemische verstoppingspotentie van terugwinput(ten), en het gedrag van organische microverontreinigingen en radionucliden in beeld te brengen.
4. Berekening met PHAST en SEAWAT van hydrogeochemische effecten van ASR en ATR systemen in de Duinwaterwinplaats van Waternet, voor diverse scenario's. Dit om de effecten te bepalen van verschillen in bergingsperiode, een zoete versus zoute aquifer, variaties in diepte van injectie en terugwinning, en verschillen tussen ASR en ASTR.
5. Een quick scan van hydrogeologisch geschikte lokaties voor ASR-toepassing in de DPW duingebieden, met toetsing op de 'performance ratio' volgens Ward (2009) en recovery efficiency volgens Bakker (2010).

Antwoord op vraag 1A: Wat zijn de hydrologische effecten en mogelijkheden?

De hydrologische effecten van voornamelijk ASTR systemen in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) zijn berekend met een 2D SEAWAT-mfLab model. De bestudeerde effecten bestaan uit verplaatsingen van het zoet/zout grensvlak, het verbrakken van gebiedseigen grondwater, het af- en opdrijven van de geïnfilterde zoetwaterbel, en fluctuaties van stijghoogten in de halfgesloten doelaquifer en van grondwaterstanden erboven. De effecten zijn uiteraard afhankelijk van de omvang en locatie van het ASTR-systeem. Cruciale locatieparameters zijn de afstand tot de binnenduintrand en de aard, positie en saliniteit van de doelaquifer.

In de AWD worden de effecten op stijghoogten en grondwaterstanden aan de binnenduintrand waarschijnlijk te groot wanneer er $>6-11 \text{ Mm}^3/\text{j}$ in zoete WVPs geborgen moet worden. De berging van $23 \text{ Mm}^3/\text{j}$ lijkt daardoor absoluut onmogelijk, die van $6-11 \text{ Mm}^3/\text{j}$ lijkt onder optimale condities net haalbaar. Het zal evenwel van de lokale hydrologische situatie afhangen in hoeverre onaanvaardbare effecten op de grondwaterspiegel toch zullen optreden. In ieder geval werken die stijghoogte-effecten in ongunstige zin door (verhoging in het natte seizoen, verlaging in het droge). Hoe dichter bij de zeereep (voedende grens) de berging wordt gesitueerd, hoe geringer de stijghoogte-effecten die in de binnenduintrand zullen optreden.

Pieken scheren lijkt goed mogelijk, maar berging over jaargrenzen heen (natte/droge jaren) niet, tenzij dat laatste zeer beperkte volumes betref. Alleen de zoete watervoerende pakketten bieden mogelijkheden voor berging.

Het bergen van zoet water in de van 100 tot $>250 \text{ m-NAP}$ aanwezige zoute aquifers lijkt onmogelijk door het opdrijven van de zoetwaterbel en het feit dat de bijmenging van slechts $\sim 0.4\%$ zout grondwater al tot een overschrijding leidt van de Cl-drinkwaternorm van 150 mg/L . Dit geldt voor zowel ASTR als ASR systemen.

Bij het infiltreren dicht bij het huidige zoet/zout grensvlak zonder tussenliggend slecht-doorlatend pakket worden problemen verwacht met (1) upconing van brak water bij de terugwinning, (2) de zogenaamde "*volumetrische compensatie*" waardoor uitdijend zoet grondwater het zoet/zout grensvlak elders opzij of omhoog doet drukken, en (3) verbrakking van grote volumina gebiedseigen grondwater door periodieke *downconing* (het inzakken van opgekegeld brakwater) en dispersie.

De kans op afdrijven, opdrijven en menging door dispersie in een ASR systeem is gekwantificeerd volgens de methode van Ward (2009), uitmondend in een gecombineerde score, waarmee de hydrologische haalbaarheid (performance) van ASR-toepassing in bepaalde situaties voorspeld wordt. Ward's methode is toegepast ter beantwoording van vraag 2.

Antwoord op vraag 1B: Wat is de te verwachten recovery efficiency?

Er zijn 2 soorten recovery efficiency (RE): het percentage teruggewonnen volume incl. en excl. bijgemengd oorspronkelijk grondwater, resp. RE_{ALL} en RE_{INF} . Bij berging in een zoete aquifer is RE_{ALL} meestal $>75\%$ en RE_{INF} iets kleiner dan RE_{ALL} doch altijd $<100\%$. Upconing kan zorgen voor een vervroegde terugwinstop en voor lagere waarden.

In geval van berging in een brakke of zoute aquifer zijn de RE's doorgaans lager. Het werken met '*multiple partially penetrating wells*', '*skimming wells*', '*zoethouder*' of '*fresh storage saline extraction wells*' in brakke of zoute aquifers verhoogt de RE_{INF} aanzienlijk.

Met de door Bakker (2010) ontwikkelde screeningstool is het rendement van ASR geschat op basis van de kans op opdrijven (waarbij effecten van achtergrondstroming en menging verwaarloosd zijn). Bakker's methode is toegepast ter beantwoording van vraag 2.

Antwoord op vraag 1C: Wat is de te verwachten kwaliteit van het terug te winnen water

De kwaliteit van het terug te winnen water hangt vooral af van het systeem (ASR, ASTR of ATR), de kwaliteit van het infiltratiewater, het infiltratie- en terugwindebiet, de afgelegde afstand ondergronds, de reactiviteit van de doelaquifer en de bijmenging van gebiedseigen grondwater.

Voor **ATR-systemen** zijn de kwaliteitsveranderingen in beeld gebracht door evaluatie van de operationale systemen van Watervlak en Waalsdorp, en door modellering met Easy-Leacher van een fictief ATR systeem in de AWD.

De meetreeksen van Watervlak en Waalsdorp tonen dat een uitstekende waterkwaliteit wordt verkregen. Tijdens bodempassage namen de concentraties duidelijk af van O₂, NO₃, DOC, Al, B, Ba, Co, Ni, V, Mo, Rb, Sb, Tl, U, pathogene micro-organismen en vele organische microverontreinigingen (OMIVE) waaronder amidotriazoëzuur, trihalomethanen, AMPA, atrazine, lindaan, simazine, iomeprol, iopromide, fenazon, sulfamethoxasol en TCEP. Door geochemische reacties (vooral oxidatie van pyriet en organische stof, kalkoplossing en desorptie) namen de concentraties duidelijk toe van SO₄, HCO₃, PO₄, Ca, Sr, Fe, Mn, SiO₂ en As. De concentraties veranderden tijdens bodempassage niet/nauwelijks voor o.a. Cl, Br, Na, K, Mg, Gd, Li, tritium, iopamidol, MTBE, 1,2-dichloorpropan, 1,2-dichloorethaan, bentazon, diglyme en perfluorverbindingen (PFOA, PFOS). Het redoxfront bevond zich na ca. 18 jaar diepinfiltratie ergens tussen 10 en 30 m afstand (Watervlak) en tussen 21 en 48 m afstand (Waalsdorp), hetgeen aantoont dat de uitloging van pyriet en organische stof zeer traag verloopt.

Bij de Easy-Leacher modellering is het gedrag van macroparameters, spore-elementen, OMIVE en radionucliden in beeld gebracht van begin tot 10.000 jaar na de start van diepinfiltratie. Daarbij zijn 8 verschillende scenario's in zowel de zoete als zoute aquifer vergeleken op basis van de resultaten voor al deze scenario's na 10 jaar infiltreren. De scenario's omvatten variaties in infiltratiehoeveelheid (3-16 Mm³/j door 24 putparen) en afstand tussen infiltratie- en terugwinput (120-240 m). Er is gemodelleerd zonder rekening te houden met laterale of verticale beldrift en opkegeling van zout.

Belangrijke uitkomsten van de modelleringen zijn: (1) bij te korte putkoppelf afstand neemt het zuiverend vermogen van de bodem sterk af en neemt het risico van chemische putverstopping door ijzer(hydr)oxiden fors toe; en (2) de langzame verdringing van gebiedseigen grondwater in de tragere en wijdlopigere onderdelen van de doelaquifer zorgt voor een langdurige bijmenging van gebiedseigen grondwater (enkele procenten gedurende tientallen jaren). Laatstgenoemde is funest voor een ATR-systeem in een zoute aquifer, omdat ~0.4% bijmenging de Cl-norm van drinkwater reeds doet overschrijden.

Voor **ASR-systemen** zijn de kwaliteitsveranderingen in beeld gebracht door evaluatie van de Herten-pilot van WML, en door modellering met PHAST van een fictief ASR systeem in een zoete aquifer in de AWD.

Het infiltratiewater van WML bestond uit drinkwater zodat de monitoring van OMIVE en micro-organismen vrijwel ontbrak. De belangrijkste hydrogeochemische reacties met de aquifer te Herten bestonden uit de oxidatie van pyriet, sedimenteigen organisch materiaal (SOM) en geadsorbeerd Fe²⁺ and Mn²⁺, en het oplossen van carbonaten (Mg-calciet en Mn-sideriet). De kwaliteitsveranderingen waren analoog aan die in de operationele ATR-systemen, met als verschil dat de uitloging van calciet veel sneller verliep door de reeds lage gehalten in de doelaquifer. Reacties met Mn-sideriet en mogelijk ook MnO₂ in de benedenetage van de doelaquifer leidden tot frequente overschrijding van de drinkwaternorm van Mn (0.05 mg/L) in het teruggewonnen water, en vormde één van hoofdredenen voor WML om af te zien van ASR toepassing (zonder nazuivering) in de regio.

Een deel van de oxidatoren (O₂ en NO₃) werd verwijderd door nieuwgevormd organisch materiaal in de ASR proximale zone (0-5 m ca.), waar micro-organismen groeien tijdens injectie en afsterven wanneer de bergingsperiode langer duurt dan ca. 1 maand. Er ontstaan dan anoxische condities die leiden tot drinkwaternormoverschrijding voor o.a. Fe, Mn en NH₄ in de eerste 50-200 m³ teruggewonnen water.

Modellering met PHAST leert dat ASR in de zoete aquifer in alle scenario's een uitstekende waterkwaliteit oplevert, althans qua macroparameters en enkele spore-elementen. De scenario's omvatten: een normale seizoensberging (1-4 maanden); pieken scheren (dagen tot enkele weken) gesuperponeerd op seizoensberging; en langduriger berging met 3 abnormale jaren in een decennium (droge en natte jaren) gesuperponeerd op normale seizoensberging.

Alleen Fe en Mn overschreden de drinkwaternorm, maar dat is geen probleem wanneer een nazuivering zowieso nodig is en voorhanden.

ASTR systemen ontbreken tot op heden (tenminste in Nederland). Een enkele PHAST simulatie met een zeer lange bergingsperiode van 3.4 jaar onthulde dat het op 50 m afstand teruggewonnen water een goede kwaliteit kent, vergelijkbaar met teruggewonnen water in een ATR systeem.

Antwoord op vraag 2: Welke locaties en opslagmethode hebben de voorkeur?

In het algemeen kan worden gesteld dat locaties de voorkeur hebben waar de doelaquifer ter plaatse zoet of (licht) brak is, hoge c-waarden kent van de afsluitende klei/veen-lagen, en in of nabij een huidig infiltratiegebied gesitueerd is aan de zeezijde (beter dan dichtbij de binnenduinrand).

Met kennis van de hydrogeologische en hydrochemische karteringen van de DPW-duingebieden zijn voor PWN, Waternet en Dunea elk 4 potentieel geschikte aquifers aangewezen voor ASR toepassing. Bij de keuze speelde een hoofdrol, dat de geselecteerde aquifer daadwerkelijk extra berging van zoet infiltratiewater zou bieden. Vervolgens zijn de kandidaataquifers getest op ASR-haalbaarheid via de methode van Ward (2009) en die van Bakker (2010).

In de duinen van IJmuiden tot voorbij Camperduin zijn via de quick scan voor PWN de locaties 1-4 (Fig.7.2), voor Waternet 5-8 (Fig.7.3) en voor Dunea 9-12 (Fig.7.3) aangewezen in het kustlangse profiel. Locatie 1 is de enige waarbij een zoute aquifer toch geschikt blijkt voor ASR-toepassing dankzij de geringe dikte. Deze aquifer is waarschijnlijk vooral geschikt voor tuinders om regenwater in te bergen. Locaties 5, 6, 9 en 10 blijken zeer geschikt voor ASR toepassing, de diepere en aanzienlijk zoutere locaties 7, 8, 11 en 12 ongeschikt. Bedacht moet worden dat andere overwegingen dan zoveel mogelijk berging in (licht) brakke aquifers, en in toekomst veranderende condities tot andere keuzes kunnen leiden.

Als opslagmethode heeft ATR weinig te bieden (wel als alternatief voor open infiltratie), omdat dit een productiesysteem van vrijwel continue infiltratie en terugwinning is. ASR en ASTR hebben dus de voorkeur, waarbij ASR het voordeel kent van minder gevoeligheid voor putverstopping en ASTR het voordeel van een langere bodempassage van al het water.

Antwoord op vraag 3: Welke factoren bepalen haalbaarheid van ondergrondse berging?

De haalbaarheid van ondergrondse berging wordt gedicteerd door de ernst van de 25 in Tabel A geliste potentiële problemen. De relatieve ernst van deze problemen is aangegeven op een schaal van 1-5. De grootste problemen (schaal 4-5) zijn voor DPW bij toepassing in de duinen te verwachten met:

- 1) opdrijven (opwaartse beldrift) en opkegeling in brakke tot zoute aquifers (B2);
- 2) laterale beldrift in geval van een sterk regionaal grondwaterverhang (B3);
- 3) ongewenste veranderingen in grondwaterstand langs de binnenduinrand waar boeren, huizenbezitters en de natuur nadelen kunnen ondervinden (C1);
- 4) ongewenste veranderingen in ligging zoet/zout grensvlak waarbij andere gebruikers of de eigen winmiddelen elders schade ondervinden (B4, C2).
- 5) langdurige nalevering / bijmenging van zout grondwater (>0.34% kan teveel zijn; B10);
- 6) problemen met het Infiltratiebesluit Bodembescherming (IB 1993) i.v.m. een te groot verlies aan infiltratiewater dat niet wordt teruggewonnen en waardoor ook ongewenste hoeveelheden brak grondwater ontstaan (C3, C4);
- 7) verstopping van de infiltratieput meestal door een te hoge belasting van het infiltratiewater met zwevend stof en biologisch afbreekbaar materiaal (A5, D1);
- 8) verstopping van de terugwinput meestal door menging van zuurstofhoudend ijzerloos water met ijzerrijk, zuurstof- en nitraatloos water (D2);
- 9) hoge kosten door grote diepteligging van de ideale zoute doelaquifer en/of transportkosten van water (B9, D3); en
- 10) verschuivingen in waterkwaliteit van teruggewonnen water nopen tot wijzigingen in de nazuivering (D4).

Bij laatstgenoemde komen de te verwachten kwaliteitsveranderingen in het ruwe water aan de orde. Deze kunnen aanzienlijk zijn, maar lijken a priori geen groot probleem, gegeven de bestaande zware nazuivering en groeiende belangstelling voor versterking van de

voorzuiivering. Bij de wateraanvoer vanuit Nieuwegein vormt de beschikbare restcapaciteit van de aanvoerleiding van innamepunt tot duin een probleem (A4).

TABEL A. Potentiële problemen van ondergrondse berging, met redenen of gevolgen, en met een inschatting van de ernst in geval van toepassing in de duingebieden met open infiltratie.

	Potential problems	Reasons (R:) or Consequences (C:)	Gravity #
A	INFILTRATION WATER		
1	Insufficient intake due to quantity problems	R: Freezing, low river discharge	1
2	Insufficient intake due to quality problems	R: IB Norm exceedance	2
3	Insufficient capacity pretreatment	R: Facility not fit to cope with peak demands	2
4	Insufficient capacity transport means	R: Clogging, leakage, diameter insufficient	2
5	Too high well clogging potential	R: insuff pretreatment, erosion pipeline, high MFI or AOC	4
6	Low TDS, high SAR, combi with B6	C: Mobilization of clay minerals, aquifer clogging	3
7	Too aggressive towards aquifer constituents	C: Dissolution, collapse, norm exceedance recovery	1 \$
B	TARGET AQUIFER		
1	Horizontal hydraulic conductivity too low	C: Too many wells needed	3
2	Vertical hydraulic conductivity + TDS too high	C: Risk of buoyancy too high, low efficiency	1, 5
3	Regional groundwater flow too strong	C: High risk of bubble drift, low efficiency	4
4	High risk of upconing during recovery	C: Low efficiency, too high TDS	3, 5
5	High dispersivity	C: Low quality recovered water, low efficiency	2
6	Undesired hydro- or geochemistry	R: Presence of halite, gypsum, pollutants, nutrients	1
7	High TDS, high SAR combi with A5	C: Mobilization of clay minerals, aquifer clogging	3
8	Leakage of confining aquitards	C: See problems C1-C2, low efficiency, low water quality	3
9	Too deep seated	C: High drilling and installation costs	4
10	Parts of saline aquifer flushed too slowly	C: Recovered water exceeds MPC of Cl for too long time	5
C	ENVIRONMENT		
1	Undesired changes in groundwater table	C: Conflicts with farmers, house owners, nature goals	5
2	Undesired changes in fresh-salt interface	C: Salinization elsewhere, conflicts as above	3
3	Mixing leading to loss of fresh water	C: Dispersion of infiltration water, IB conflict	4
4	Recovery too low	C: Dispersion of infiltration water, IB conflict	4
D	INFRASTRUCTURE + POST-TREATMENT		
1	Clogging of Infiltration wells	R: Insufficient pretreatment, clogged transport means	5
2	Clogging of recovery wells	R: Mixing of watertypes in well	5
3	Prohibited costs of piping	C: Rise of costs	2
4	Existing post-treatment needs modifications	C: Rise of costs	2, 5

: 1 = very low; 2 = low; 3 = moderate; 4 = high; 5 = very high; 3, 5 = 3 in fresh aquifer, 5 in saline aquifer
 \$: assuming that existing post-treatment facility can cope with norm exceedances of raw water

Antwoord op vraag 4: Wat zijn de kennishiaten die een verdere exploratie van ondergrondse berging in de weg staan?

Navolgende kennislacunes zijn onderkend en als vraag geformuleerd:

- Heeft de diepere ondergrond (250-1000 m) nog dunne, brakke, zeer gesloten aquifers in de aanbieding met een geringe hydraulische gradiënt?
- Wat zijn de gevolgen van opwaartse kortsluitstroming in een zoute aquifer via de injectieput zelf, tijdens de bergingsfase (stilstand). En indien belangrijk, hoe kunnen we die kortsluitstroming voorkomen/beperken?
- Wat is de recovery efficiency (RE_{INF}) van ASR en ASTR systemen, met en zonder speciale voorzieningen zoals 'multiple partially penetrating wells, zoethouder, fresh storage saline extraction wells en skimming wells, als functie van diverse ontwerpen met meerdere putten en verschillende regionale hydraulische gradiënten? Daarbij wordt onder RE_{INF} verstaan het percentage infiltratiewater dat met <5% bijgemengd gebiedseigen grondwater kan worden teruggewonnen, indien zoet, en anders <1%.
- Hoe presteert ASR t.a.v. afvlakking?
- Hoe presteert ASR t.a.v de verwijdering van organische micro-verontreinigingen en micro-organismen?
- Hoe kunnen de geïnfiltreerde bellen effectief worden beheerst qua vorm, positie en verplaatsing in geval van "random" variërende (temporele) vraag en beschikbaarheidspatronen?

Een scenariomatrix met scores

Op basis van de vele scenario's die beschouwd zijn, met meer of minder haalbaarheidsberekeningen, is onderstaande scenariomatrix opgesteld met de kwalitatieve kans van slagen, problemen en oplossingen. Uit deze matrix volgt waar de grootste kansen liggen met het minste complicaties. Dat zijn voor ASR en ASTR scenario's 2, 1, 6, 3 / 5 in afnemende volgorde, en voor ATR scenario's 4, 8 en 12. Onder de ideale aquifer wordt verstaan een aquifer met goed doorlaatvermogen, een hoge anisotropiefactor (→ minder opdrijven), geen achtergrondstroming, perfect afsluitende lagen boven en onder, en hydrogeochemisch zeer geschikt.

TABEL B. Matrix van 24 scenario's van ondergrondse berging via ASR of ASTR en van ATR, met geschatte slaagkans, verwachte problemen, potentiële oplossingen van problemen, en resultaten vanuit modelberekeningen of de praktijk.

Locatie	Systeem		ASR en ASTR			ATR	
	Scenario	Seizoensberging		Piekenscheren		Continu	
		nr	zoet-brak WVP	nr	zoet-brak WVP	nr	zoet-brak WVP
Zeereep	Slaagkans	1	75%	2	3	4	4
	Problemen		Up, Mix, Lek, BD	2	Up	3	Up, Mix, Lek, BD
	Oplossingen		MPPW, FK, IA	2	MPPW, FK, IA	3	MPPW, FK, IA
	Model of Erv.		SM	2	-	3	-
Midden-duin	Slaagkans	5	50%	6	7	8	8
	Problemen		Up, Mix, Lek, BD, GWS	6	Up	7	Up, Mix, Lek, BD, GWS
	Oplossingen		MPPW, FK, IA	6	MPPW, FK, IA	7	MPPW, FK, IA
	Model of Erv.		B, W, P, S, SM	6	P	7	P
Binnen-duinrand	Slaagkans	9	<25%	10	11	12	12
	Problemen		GWS, Up, Mix, Lek, BD	10	GWS, Up, Mix, Lek, BD	11	GWS, Up, Mix, Lek, BD
	Oplossingen		MPPW, FK, IA	10	MPPW, FK, IA	11	MPPW, FK, IA
	Model of Erv.		SM	10	-	11	-
		nr	zout WVP	nr	zout WVP	nr	zout WVP
Zeereep	Slaagkans	13	<30	14	15	16	16
	Problemen		Up, Mix, Leak, BD	14	Up, Mix, Leak, BD	15	Up, Mix, Leak, BD
	Oplossingen		FK, IA, MPPW	14	FK, IA, MPPW	15	FK, IA, MPPW
	Model of Erv.		SM	14	-	15	-
Midden-duin	Slaagkans	17	<20	18	19	20	20
	Problemen		Up, Mix, Lek, BD, GWS	18	Up, Mix, Lek, BD, GWS	19	Up, Mix, Lek, BD, GWS
	Oplossingen		MPPW, FK, IA	18	MPPW, FK, IA	19	MPPW, FK, IA
	Model of Erv.		S, SM	18	-	19	-
Binnen-duinrand	Slaagkans	21	<10	22	23	24	24
	Problemen		Up, Mix, Lek, BD, GWS	22	Up, Mix, Lek, BD, GWS	23	Up, Mix, Lek, BD, GWS
	Oplossingen		MPPW, FK, IA	22	MPPW, FK, IA	23	MPPW, FK, IA
	Model of Erv.		SM	22	-	23	-

Problemen: BD = Bel Drift; GWS = GrondWater Spiegel; Lek = Lek naar andere aquifers; Mix = zoetwater verlies door Menging met zout; Up = Upconing; Z = zoutgehalte blijft te lang boven drinkwaternorm
 Oplossingen: DISA = Deep Injection Shallow Abstraction; FK = Fresh Keeper; IA = Ideale Aquifer; MPPW = Multiple Partially Penetrating Well;
 Model: B = Bakker, EL = Easy Leacher, P = Phast, S = Seawat, SM = Seawat - MfLab, W = Ward.
 Erv = praktijk: Dam 9, DIW, DWAT, Toev

Aanbevelingen

De verwijdering van organische micro-verontreinigingen en micro-organismen in ASR-systemen dient geïnventariseerd te worden aan de hand van internationale literatuurgegevens, waarbij vooral enkele pilots in Australië en USA als voorbeeld dienen.

Nu het modelgereedschap (Seawat-mfLab en PHAST) klaar ligt en zijn kunnen bewezen heeft, is het tijd om vele scenario's door te rekenen op haalbaarheid, niet alleen in de duinen maar ook daarbuiten. Daarbij dienen de diverse oplossingen voor b.v. op- en afdrijven meegenomen te worden.

Vervolgens dient er op een kansrijke, representatieve locatie een ASR of ASTR pilot te worden uitgevoerd, enerzijds om de kennishiaten op te vullen en anderzijds om ervaring op te doen.

Inhoud

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen	1
Inhoud	7
1 Inleiding	9
1.1 Kader en inhoud	9
1.2 Potentiële problemen (overview, ranking en selectie)	10
1.3 Bergingsbehoefte DPW	12
1.4 Definitie van ASR, ATR, ASTR en efficiency	12
1.5 De 5 pijlers van dit onderzoek	13
2 Beknopt overzicht ervaringen in Nederland	15
2.1 Globaal overzicht	15
2.2 ASR in zoete aquifers	15
2.2.1 Bergje van Texel	15
2.2.2 Haren	18
2.2.3 Ouddorp	19
2.2.4 Herten	20
2.2.5 Zoelen	22
2.3 ASR in brakke/zoute aquifer	23
2.3.1 Amsterdamse Waterleidingduinen bij geul1	23
2.3.2 Nootdorp	25
2.4 ATR in zoete aquifer: Watervlak, Waalsdorp en Toevoersloot	26
2.4.1 Watervlak	26
2.4.2 Waalsdorp	30
2.4.3 Toevoersloot Waternet	33
2.5 Te verwachten waterkwaliteitsveranderingen bij (meer) diepinfiltratie	35
2.6 Bijzondere oplossingen	35
2.6.1 Oeverfiltraat voor diepinfiltratie	35
2.6.2 Een draincollector voor diepinfiltratie	36
2.6.3 Zoethouder of BWRO	39
2.6.4 Fresh Storage Saline Extraction (FSSE) en skimming wells	40
2.6.5 Multiple Partially Penetrating Well (MPPW) bij opdrijven zoetwaterlens	42
2.6.6 De ondergrondse bergingstank tegen op- of afdrijven zoetwaterlens	43
2.7 Algemene eisen aan doelaquifer en infiltratiewater	43
3 2D hydrologische berekeningen ASTR in AWD met SEAWAT-mfLab	45
3.1 Kader, doel en uitgangspunten	45
3.2 Modelopzet, scenario's en dataverwerking	46
3.3 Scenario's en dataverwerking	48
3.4 Globale resultaten	51
3.5 Conclusies en aanbevelingen naar aanleiding van de 2D-dwarsmodellering	55

4	Scenario's voor modellering met EL, PHAST en SEAWAT	57
4.1	Scenario's voor modellering	57
4.2	Hydro(geo)logie van de geselecteerde doelaquifers	57
4.3	Hydrogeochemie van de geselecteerde doelaquifers	58
4.4	Kwaliteit infiltratiewater	59
4.5	Cycli van infiltratie, berging en terugwinning	59
4.6	Systeemkeuze: ASR, ATR of ASTR?	61
5	Modellering waterkwaliteit en uitloging voor ATR systemen met EL	63
5.1	Principes van Easy-Leacher (EL4.8)	63
5.2	Ondergrondse reistijdspreiding	65
5.3	Scenario's	65
5.4	Presentatie resultaten scenario's B6 en C6	66
5.4.1	Scenario B6 (zoete aquifer)	66
5.4.2	Scenario C6	71
5.5	Vergelijking en oordeel scenario's B1-B8 en C1-C8	73
6	Modeling water quality ASR and ASTR systems with PHAST and SEAWAT	75
6.1	Brief introduction of PHAST and SEAWAT	75
6.2	Scenario's	75
6.3	Results PHAST for saline aquifer #3	81
6.4	Results SEAWAT for saline aquifer #3	82
6.5	ASTR scenarios	84
6.6	Conclusions and recommendations	85
7	Waar zou ASR kunnen in de duinen tussen Bergen en Monster?	87
7.1	De ASR performance ratio van Ward (2009)	87
7.2	ASR screening tool volgens Bakker	89
7.3	Twaalf mogelijk geschikte locaties op basis van expert judgement	90
7.4	Evaluatie geschiktheid van de 12 kandidaataquifers	93
8	Literatuur	95
I	Presentatie 'Haalbaarheid ondergrondse berging in Hollands kustduinen, voor DPW' door P.J. Stuyfzand en Philip Nienhuis tijdens DPW Miniworkshop op 1 Oktober 2012 te Scheveningen Pompstation.	101

1 Inleiding

Pieter J. Stuyfzand

1.1 Kader en inhoud

Achtergrond

Op 2 september 2010 werd binnen DPW (de duinwaterbedrijven Dunea, PWN en Waternet) een klimaatworkshop georganiseerd. Eén van de conclusies was dat de DPW bedrijven de huidige bronnen ook over enkele decennia nog moeten kunnen inzetten voor hun drinkwatervoorziening, maar dat inzet van (nieuwe) bergingsmogelijkheden nodig is om de voorspelde kwaliteits- en kwantiteitsveranderingen in het in te nemen oppervlaktewater (Zwolsman & Van Bokhoven, 2007; Van Vliet & Zwolsman, 2008; Stuyfzand et al., 2010) te kunnen bufferen.

Extra ondergrondse berging kan in principe gerealiseerd worden dicht bij de innamepunten oppervlaktewater, langs de bestaande transportleidingen en in de duingebieden waar Dunea sinds 1955 en PWN en Waternet sinds 1957 kunstmatige infiltratie succesvol bedrijven. Voor de duingebieden achtte DPW aanvankelijk 3 situaties denkbaar: (1) infiltratie en terugwinning in de bestaande (half-afgesloten) zoete aquifers, (2) aan de randen van de zoetwaterbel, en (3) in afgesloten pakketten die nu brak/zout grondwater bevatten.

Daarnaast zag men vanuit de *bergingsbehoefte* een spectrum aan mogelijkheden variërend tussen “pieken scheren” (dagen tot enkele weken), seizoensberging (2-4 maanden) en langduriger berging (1-5 jaar; ter buffering van droge en natte jaren). In totaal levert de combinatie van beide aspecten 9 scenario's op die getoetst zouden moeten worden op haalbaarheid.

In dit rapport worden diverse bergingsopties in de duinen getoetst op haalbaarheid, in het kader van het aan KWR opgedragen DPW onderzoek. Door voortschrijdend inzicht is uiteindelijk afgeweken van het aanvankelijke plan van 9 scenario's waar Waternet de hydrologische haalbaarheid van zou berekenen (Stuyfzand, 2011). Dit heeft tevens geleid tot een zinvolle ombuiging van de initiële doelstellingen van het project (Kooiman, 2010).

Doelstelling

Het project is geslaagd als de volgende doelen gehaald worden:

- Geef middels enkele scenarioberekeningen met hydrologische en hydrogeochemische modellen aan wat de verwachte effecten van ondergrondse berging zijn op het hydrologische systeem, de efficiëntie (verhouding tussen berging en terugwinning) en de kwaliteit van het terug te winnen water.
- Wijs op basis van de resultaten een aantal voorkeurslocaties voor ondergrondse opslag aan bij de DPW-bedrijven, met indicatie van de beste methode van opslag en terugwinning.
- Benoem de factoren die de haalbaarheid bepalen van ondergrondse berging in de DPW duingebieden.
- Geef aan wat de kennishiaten zijn die een verdere exploratie van ondergrondse berging in de duinen in de weg staan.

1.2 Potentiële problemen (overview, ranking en selectie)

Gaandeweg zijn tijdens het project de potentiële problemen van ondergrondse berging in beeld gebracht. Het resultaat staat in Tabel 1.1. De relatieve ernst van de problemen is aangegeven op een schaal van 1-5. De grootste problemen (schaal 4-5) zijn voor DPW bij toepassing in de duinen te verwachten met:

- 1) opdrijven (opwaartse beldrift) en opkegeling in brakke tot zoute aquifers (B2, Fig.1.1);
- 2) laterale beldrift in geval van een sterk regionaal grondwaterverhang (B3; Fig.1.1);
- 3) ongewenste veranderingen in grondwaterstand langs de binnenduinrand waar boeren, huizenbezitters en de natuur nadelen kunnen ondervinden (C1);
- 4) ongewenste veranderingen in ligging zoet/zout grensvlak waarbij andere gebruikers of de eigen winmiddelen elders schade ondervinden (B4, C2).
- 5) langdurige nalevering / bijmenging van zout grondwater (>0.34% kan teveel zijn; B10);
- 6) problemen met het Infiltratiebesluit Bodembescherming (IB 1993) i.v.m. een te groot verlies aan infiltratiewater dat niet wordt teruggewonnen (C3, C4);
- 7) verstopping van de infiltratieput meestal door een te hoge belasting van het infiltratiewater met zwevend stof en biologisch afbreekbaar materiaal (A5, D1);
- 8) verstopping van de terugwinput meestal door menging van zuurstofhoudend ijzerloos water met ijzerrijk, zuurstof- en nitraatloos water (D2);
- 9) hoge kosten door grote diepteligging van de ideale zoute doelaquifer en/of transportkosten van water (B9, D3); en
- 10) verschuivingen in waterkwaliteit van teruggewonnen water nopen tot wijzigingen in de nazuivering (D4)

TABEL 1.1. Potentiële problemen van ondergrondse berging, met redenen of gevolgen, en met een inschatting van de ernst in geval van toepassing in de duingebieden met open infiltratie.

	Potential problems	Reasons (R:) or Consequences (C:)	Gravity #
A	INFILTRATION WATER		
1	Insufficient intake due to quantity problems	R: Freezing, low river discharge	1
2	Insufficient intake due to quality problems	R: IB Norm exceedance	2
3	Insufficient capacity pretreatment	R: Facility not fit to cope with peak demands	2
4	Insufficient capacity transport means	R: Clogging, leakage, diameter insufficient	2
5	Too high well clogging potential	R: insuff pretreatment, erosion pipeline, high MFI or AOC	4
6	Low TDS, high SAR, combi with B6	C: Mobilization of clay minerals, aquifer clogging	3
7	Too aggressive towards aquifer constituents	C: Dissolution, collapse, norm exceedance recovery	1 \$
B	TARGET AQUIFER		
1	Horizontal hydraulic conductivity too low	C: Too many wells needed	3
2	Vertical hydraulic conductivity + TDS too high	C: Risk of buoyancy too high, low efficiency	1, 5
3	Regional groundwater flow too strong	C: High risk of bubble drift, low efficiency	4
4	High risk of upconing during recovery	C: Low efficiency, too high TDS	3, 5
5	High dispersivity	C: Low quality recovered water, low efficiency	2
6	Undesired hydro- or geochemistry	R: Presence of halite, gypsum, pollutants, nutrients	1
7	High TDS, high SAR combi with A5	C: Mobilization of clay minerals, aquifer clogging	3
8	Leakage of confining aquitards	C: See problems C1-C2, low efficiency, low water quality	3
9	Too deep seated	C: High drilling and installation costs	4
10	Parts of saline aquifer flushed too slowly	C: Recovered water exceeds MPC of Cl for too long time	5
C	ENVIRONMENT		
1	Undesired changes in groundwater table	C: Conflicts with farmers, house owners, nature goals	5
2	Undesired changes in fresh-salt interface	C: Salinization elsewhere, conflicts as above	3
3	Mixing leading to loss of fresh water	C: Dispersion of infiltration water, IB conflict	4
4	Recovery too low	C: Dispersion of infiltration water, IB conflict	4
D	INFRASTRUCTURE + POST-TREATMENT		
1	Clogging of Infiltration wells	R: Insufficient pretreatment, clogged transport means	5
2	Clogging of recovery wells	R: Mixing of watertypes in well	5
3	Prohibited costs of piping	C: Rise of costs	2
4	Existing post-treatment needs modifications	C: Rise of costs	2, 5

: 1 =very low; 2 = low; 3 = moderate; 4 = high; 5 = very high; 3, 5 = 3 in fresh aquifer, 5 in saline aquifer

\$: assuming that existing post-treatment facility can cope with norm exceedances of raw water

In dit rapport wordt vooral aandacht besteed aan problemen 1-5, 8 en 10. Bij laatstgenoemde komen de te verwachten kwaliteitsveranderingen in het ruwe water aan de orde. Deze kunnen aanzienlijk zijn, maar lijken a priori geen groot probleem, gegeven de bestaande nazuivering en groeiende belangstelling voor versterking van de voorzuivering.

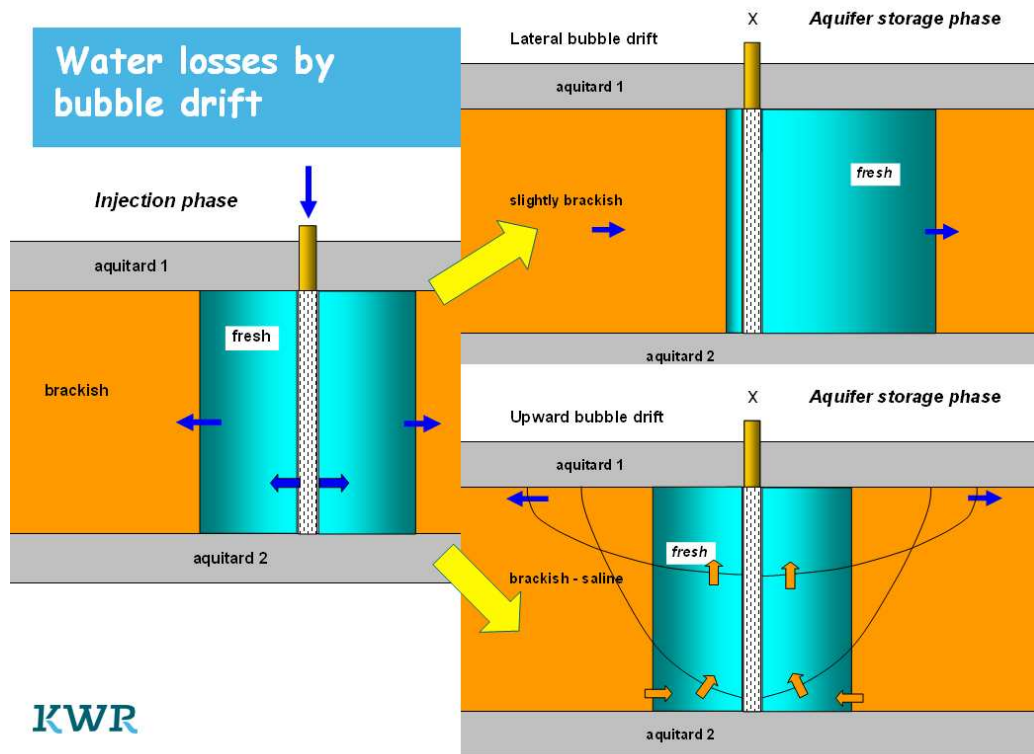


FIG. 1.1. Verlies aan ondergronds geborgen water in een afgesloten aquifer door hetzij laterale beldrift in geval van een sterk regionaal grondwaterverhang, hetzij opwaartse beldrift in geval van een groot dichtheidscontrast. Naar Stuyfzand & Zwolsman (2010).

TABEL 1.2. Overzicht van algemene voor- en nadelen van kunstmatige infiltratie en ondergrondse berging (AR), en die van brakke aquifers in het bijzonder (Stuyfzand 2010, Symp Rotterdam)

General advantages of AR	Additional advantages using brackish aquifers
Subsurface storage of water, quality and heat!	Extra subterranean reservoir
Purification	Admixed brackish groundwater less polluted
Damping quality and temp. Fluctuations	Less interference other users of aquifer
Maintain or restore groundwater levels/pressures	Direct reversal of salinization or sea water barrier
Disposal of undesired waters or Reuse of effluents	
Transport of water (aquifer as aquaduct)	
Impede land subsidence	
Reduce storm runoff + erosion, maintain river flows	
General problems of AR	Additional problems in brackish target aquifers
physical clogging of infiltration basins / wells	clogging by clay mobilization
(bio)chemical clogging of recovery systems	
accumulation of pollutants from input	too high recovery --> brackish water
flushing with mobile pollutants (pharma, xenobio)	brackish groundwater exfiltrating elsewhere
leaching of aquifer matrix (pH+redox buffer, CEC)	extra dissolution of CaCO ₃ and F+ PO ₄ minerals
mobilization of As, Fe, Mn, Ni, NH ₄ , DOC	mobilization of Na, K, Mg, B, Li, Mo, F, PO ₄
water losses by lateral outflow or mixing	water losses by vert upflow (buoyancy)
rise of groundwater tables	
interference other users	more corrosion of well materials

1.3 Bergingsbehoefte DPW

Zwolsman et al. (2011) en Van Loon (2012) berekenden de *maximale bergingsbehoefte* (ΔS_{MAX} ; Mm³/j) van de DPW-bedrijven als volgt:

$$\Delta S_{MAX} = (Q_{JAARTOT} / 365) F_{PIEK} T_{MAX} \quad (1.1)$$

met: $Q_{JAARTOT}$ = jaartotaal waterlevering [Mm³/j]; F_{PIEK} = piekfactor in waterlevering; T_{MAX} = maximale gesommeerde duur van innamestops binnen 1 kalenderjaar [d]

De resultaten van zijn exercitie staan gedeeltelijk in Tabel 1.2. Voor Waternet zou dit kunnen betekenen dat er in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) maximaal 23 Mm³/j aan voorgezuiverd water uit het Lekkanaal geborgen moet kunnen worden. Daar uitbreiding of intensivering van de open infiltratie onhaalbaar lijkt, dient dit te gebeuren door berging in de ondergrond via ASR of ASTR systemen.

Tabel 1.3. Jaarlijkse onttrekking van Dunea en Waternet en de gewenste maximale bergingsbehoefte ΔS_{MAX} . Piekfactor op 1.2 gesteld.

Bedrijf	Watersysteem	Locatie	Onttrekking	opmerking	T_{MAX}	ΔS_{MAX}
			Mm3/j		d	Mm3/j
Dunea	Afgedamde Maas	Brakel	72		122	29
WRK	Lekkanaal	Nieuwegein	100	Incl. 23 Mm3 proceswater	70	23

1.4 Definitie van ASR, ATR, ASTR en efficiency

We onderscheiden in dit rapport 3 vormen van ondergrondse berging (Fig.1.2):

- **ASR = Aquifer Storage Recovery** volgens definitie van Pyne (2005): infiltratie en terugwinning met dezelfde put(ten). Dergelijke putten worden 'dual purpose wells' genoemd, omdat zij zowel infiltreren als onttrekken. Perioden met infiltratie, berging en terugwinning zijn typisch van elkaar gescheiden;
- **ATR = Aquifer Transfer Recovery**, dwz een systeem van aparte infiltratie- en terugwinputten (single purpose wells), met synchrone infiltratie en terugwinning, waarbij het debiet van infiltratie en terugwinning mag verschillen (voorbeeld: Waalsdorp en Watervlak). Dit systeemtype wordt ingezet waar een continue levering nodig is, en bodempassage bijdraagt aan kwaliteitsverbetering;
- **ASTR = Aquifer Storage Transfer Recovery**, dwz een systeem van aparte infiltratie- en terugwinputten (single purpose Wells), met terugwinning direct na of enige tijd na het stoppen met infiltreren, waarbij debieten kunnen afwijken. Deze vorm verdient aanbeveling als ASR gevoelig is voor beldrift of waar deels ook een continue levering nodig is. Beide situaties vergen een bepaalde transportafstand en verblijftijd, niet alleen om pathogene micro-organismen te elimineren, maar ook om snelle uitloging van O₂- en NO₃-consumerende aquiferbestanddelen (vooral pyriet en organische stof) te voorkómen. Laatstgenoemde kan leiden tot een ongewenste (bio)chemische verstopping van het terugwinsysteem t.g.v. menging van (sub)oxisch, ijzerloos met (diep) anoxisch, ijzerrijk water, zoals eerder ervaren (Moorman et al., 2002).

Bij ondergrondse berging en terugwinning wordt *de recovery efficiency (RE)*, als volgt gedefinieerd:

$$RE = 100 \sum [t_{REC} Q_{REC}] / \sum [t_{INF} Q_{INF}] \quad (1.2)$$

waarin: $\sum [t_{REC} Q_{REC}]$ = totaal teruggewonnen volume [m³]; $\sum [t_{INF} Q_{INF}]$ = totaal geïnfiltreerde volume [m³].

Hierbij valt onderscheid te maken tussen: de RE van individuele cycli en het totaal van cycli, teruggewonnen volume incl. of excl. bijgemengd oorspronkelijk grondwater.

1.5 De 5 pijlers van dit onderzoek

Het onderzoek is gebaseerd op 5 pijlers, te weten:

1. Een inventarisatie van in het verleden uitgevoerde ASR en ATR pilots en van productie-eenheden met ASR en ATR. Dit ter bepaling van wat we geleerd hebben, in het bijzonder t.a.v. de hydrochemische verschillen tussen open en diep infiltratie, en t.a.v. het succes van maatregelen ter beperking van putverstopping en opdrijven.
2. Hydrologische berekeningen met SEAWAT-mfLab aan fictieve ASTR systemen in de Duinwaterwinplaats van Waternet ter bepaling van (a) risico's van afdrijven, opdrijven en opkegeling van zout, en (2) effecten op de grondwaterstand.
3. Berekening met EL van hydrochemische effecten van diepinfiltratie via ATR-systemen van te Nieuwegein voorgezuiverd Rijnwater in de Duinwaterwinplaats van Waternet, voor 2 scenario's: in een zoete aquifer op 20-60 m-NAP, en in een zoute aquifer op 80-130 m-NAP. Doel is om de uitloging van de bodem, chemische verstoppingspotentie van de terugwinput(ten), en het gedrag van een breed spectrum aan organische microverontreinigingen en radionucliden in beeld te brengen.
4. Berekening met PHAST en SEAWAT van hydrochemische effecten van diepinfiltratie via ASR en ATR systemen van te Nieuwegein voorgezuiverd Rijnwater in de Duinwaterwinplaats van Waternet, voor 6 scenario's: berging gedurende 3 verschillende perioden (ter overbrugging van piek-, seizoens- en jaarbehoefte), elk in een zoete aquifer op 20-60 m-NAP, en in een zoute aquifer op 80-130 m-NAP. Doel is om de effecten te bepalen van verschillen in bergingsperiode, een zoete versus zoute aquifer, variaties in diepte van injectie en terugwinning, en verschillen tussen ASR en ASTR.
5. Een quick scan van hydrogeologisch geschikte lokaties voor ASR-toepassing in de DPW duingebieden, met toetsing op de 'performance ratio' volgens Ward (2009) en recovery efficiency volgens Bakker (2010).

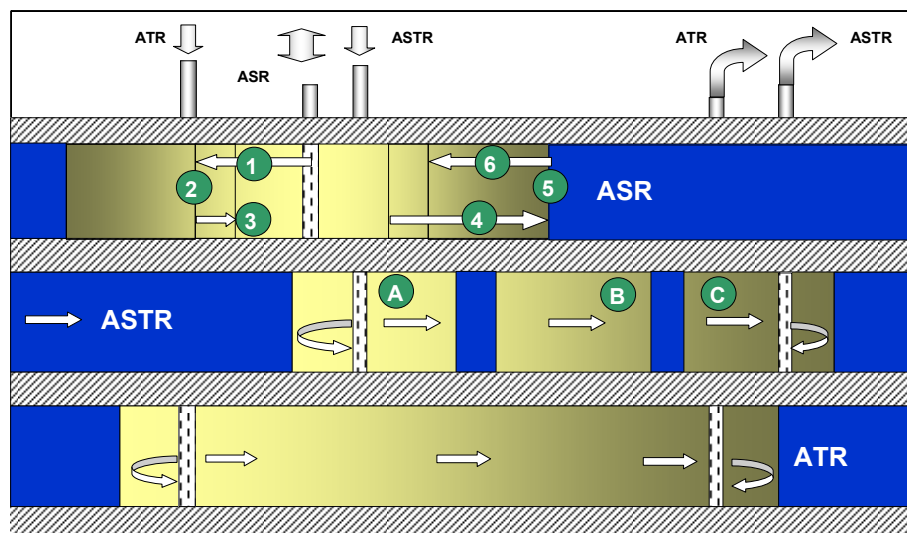


FIG. 1.2. Verschil tussen ASR, ASTR en ATR gedemonstreerd in 3 aquifers onder elkaar. 1,2,3 = resp. injectie, berging en terugwinning tijdens ASR cyclus 1, zonder regionale stroming; 4,5,6 = dito tijdens ASR cyclus 2; A,B,C = resp. injectie, berging en terugwinning tijdens een ASTR cyclus, met sterke regionale stroming.

2 Beknopt overzicht ervaringen in Nederland

Pieter J. Stuyfzand

2.1 Globaal overzicht

Vele systemen van diepinfiltratie (merendeels ATR) zijn sinds de jaren 30 beproefd (Fig.2.1; Tabel 2.1), aanvankelijk zonder succes vanwege ernstige verstopping van de infiltratieput. Pas na talrijke studies in de jaren 70 en 80 (Tabel 2.1) hebben PWN, Waternet en Dunea het aangedurfd om ATR-productie-eenheden (A-C in Tabel 2.1) te integreren met hun bestaande open infiltratiesystemen. PWN startte in 1990 met DWAT in het Watervlak, Dunea in 1990 met DIW in de Waalsdorpervlakte, en Waternet volgde in 1995 met een ATR bij de zogenaamde ‘toevoersloot’ die via een onderliggende drain als bron diende. Doorslaggevend was het vertrouwen in hetzij de preventie van putverstopping door extra voorzuivering van het infiltratiewater (Dunea: 2^e coagulatie; Waternet pandbodempassage), hetzij de remedie van putverstopping door frequent met verhoogd debiet terug te pompen (PWN). Alleen Waternet is gestopt met ATR (in 2001), PWN en Dunea zetten hun ATR immer voort, zij het met teruglopend rendement (Rolf et al., 2009; Bonte et al. 2009).

ASR is in de kinderschoenen blijven steken, ondanks een prachtige start in 1977 bij het Bergje van Texel, waar een toonbeeld van duurzaamheid verrees (par.2.2.1). Toch blijft ASR in de Nederlandse drinkwaterwereld kwakkelen, vooral vanwege ongewenste kwaliteitsveranderingen in de meestal reactieve doelaquifers. Idealiter bergt men drinkwater en pompt men drinkwater terug zonder noodzaak tot nazuivering. Dat blijkt moeilijker dan gedacht (Antonioni et al. 2012a). Echte ASR systemen zijn er nog niet in Nederland, maar maken kans vanwege diverse voordelen.

In navolgende par.2.2-2.4 worden alleen de ASR-locaties (met onderscheid tussen zoete en zoute doelaquifers) en de productieve ATR-systemen kort besproken. In par.2.5 volgen te verwachten waterkwaliteitsverschuivingen indien men overschakelt van open naar diepinfiltratie. En in par. 2.6 komen enkele bijzondere oplossingen aan de orde.

2.2 ASR in zoete aquifers

2.2.1 Bergje van Texel

PWN heeft in de periode 1977-1988 gedestilleerd zeewater geïnfiltreerd en teruggewonnen op een locatie bij de Hooge Berg ten zuidoosten van Den Burg, het zogenaamde ‘Bergje’ (Fig.2.2). Het betrof een ASR-systeem bestaande uit 3 ASR-putten die in een fijnzandig pakket infiltreerden op een diepte van ca. 20-27 m-NAP (Wildschut, 1984; Stark, 1992). De filterlengte van elke put bedroeg slechts 4.8 m, en het injectie- en terugwindebiet was ca. 15 m³/u. In de periode maart 1977 – april 1979 werd proefgedraaid, in mei 1979 startte de productiefase.

De jaarcapaciteit bedroeg 0.3 Mm³/j, welke beoogde gedeeltelijk te voorzien in de sterk toegenomen drinkwaterbehoefte in de zomer als gevolg van een groeiend toerisme. De overcapaciteit in de winterperiode van de zeewaterontziltingsinstallatie, die flash verdamping toepaste met restwarmte als energiebron, werd benut voor de levering van het distillaat.

Het teruggewonnen water werd gemengd met drinkwater bereid uit grondwater van de winning Mokslootvallei. Het systeem vertoonde geen verstoppingsproblemen, geen upconing tijdens terugwinning en geen aantoonbare effecten van kleimigratie als gevolg van de injectie van gedestilleerd water (Wildschut, 1984).

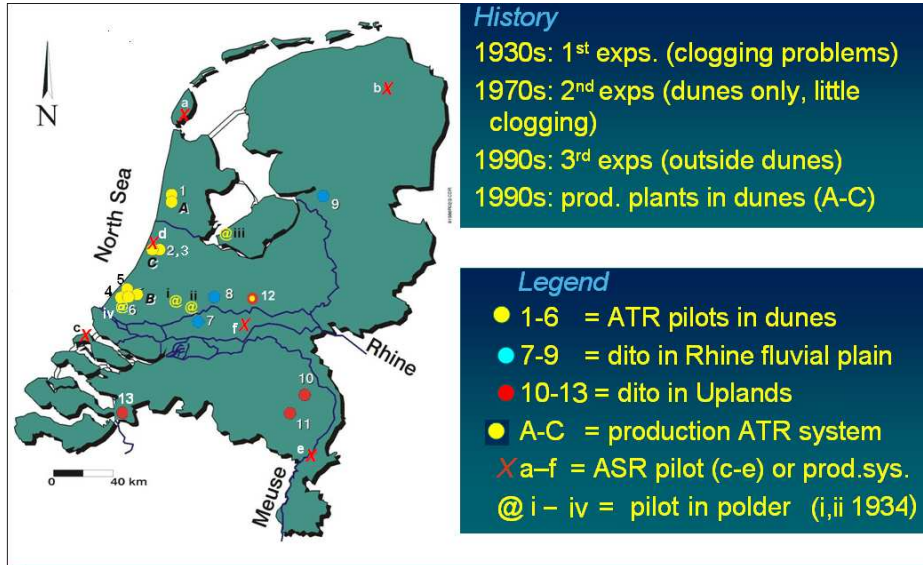


FIG. 2.1. Locaties in Nederland met diepinfiltratiesystemen (ATR en ASR) voor de drinkwatervoor-ziening (m.u.v. iii). Gewijzigd naar Stuyfzand (1998).

TABEL 2.1. Nadere informatie over de in Fig.2.1 weergegeven locaties met ASR of ATR (i-iii niet opgenomen). Sterk gewijzigd naar Stuyfzand (1998). De rood genummerde locaties zijn productie-eenheden, de overige zijn pilots.

No. On map	site name	Water Supply Company	System Type	period of injection	source of injection water @	number of inj. wells	injection depth m-MSL	injection rate m ³ /h	target aquifer m-MSL	geologic formation**	number sampled wells	anal. program water#	further data in \$
1	Castricum AIP	PWN	ATR	1975-1977	Y _p	1	81-90	10-30	41-102	En	2	MC	k
2	Leiduin WIP	Waternet	ATR	1976-1977	R _{d,p}	1	22-36	30	14-74	E,D	9	MC	a,k
3	Leiduin IP1-2	Waternet	ATR	1998-2002	R _p	2	19-44	7.2	17-79	E,D	1	MC	k,m
4	Scheveningen DIP	Dunea	ATR	1973-80	R _{d,M_d}	1	25-45	37-60	20-53	E,U/S	2	MC	b,k
5	Scheveningen CIP	Dunea	ATR	1974-77	R _{p,M_p}	1	23-42	36	11-47	E,U/S	3	MC	k
6	Scheveningen Flip/Fiop	Dunea	ATR	1984-88	M _p	2	29-42	15-20	27-44	E,U/S	4	All	i,k
7	Langerak	Oasen	ATR	1996-98	G _{dit}	1	73-92	35	68-93	K,H	13	MC,TE	c,d,e,j,k
8	Nieuwegein	Oasen	ATR	1996-98	R _p	1	104-132	40	90-136	K,H	10	MC,TE,P	c,j,k
9	St. Jans klooster	Vitens	ATR	1996-97	G _p	1	48-85	28-53	22-110	En,H	9	MC,TE,P	f,k
10	Breehei	WML	ATR	1994-95	G _{D+T}	1	15-26	26	5-28	Ki	10	MC,TE	k
11	Somerens DIZON	BW	ATR	1996-98	Z _p	1	257-284	30	248-287	Ki	22	MC,TE	g,h,k,n
12	Leersum	Vitens	RBF-ATR	1983-1988	R _p	1	30-54	34	25-65	H	10	All	o
13	Ossendrecht	Evides	ATR	2005	G _p	1	10-30	35	0-75	T, Ki, M	4	MC, TE	p
a	Bergje Texel	PWN	ASR	1977-1990	A	3	22-27	15	12-63	U	2	MC-f	
b	Haren	GWG	ASR	1979-1987		2	60-70	25	35-103	P,U,E,H	5	MC-f	
c	Ouddorp	Evides	ASR	1984-1987	H _p	1	10-25	5-20	4-35	W, E	10	MC-f	
d	Dam 9 Geul 1	Waternet	DC-ASR	1981-1988	R _p	1	102-115	18-28	80-130	H	ca. 40	MC-f	see text
e	Herten	WML	ASR	2000-2009	G _p , M _p	1	159-169	45	159-169	Ki	9	MC, TE	
f	Zoelen	Vitens	ASR	1992-date	G _p	5	63-114	15	65-75, 98-110	K,T	-	MC-f	
iv	Nootdorp		ASR-MPPW	2011-date	Rain	1	16-38	10-15	14-41	E,U/S	20	MC, TE	
A	Watervlak	PWN	ATR	1990-date	R _p , Y _p	20	60-85	30	52-90	E	3	MC-f	
B	Waalsdorp	Dunea	ATR	1990-date	M _p	24	25-63	20	23-67	E,U/S	3	All	see text
C	Toevoersloot	Waternet	DC-ATR	1994-2001	R _p	4	30-60	24	20-60	E,U/S	?	MC-f	

@: A = Aqua destillata; G = local groundwater; H = Haringvliet estuary; M = Meuse River; R = Rhine River; Y = Lake IJssel; Z = Canal Zuid-Willemsvaart; A = Anoxic, untreated; _p = treated to drinking water; _p = pretreated (half fabricate); _T = NaCl and NaNO₃ added.

\$\$: ASR = Aquifer Storage Recovery; ATR = Aquifer Transfer Recovery; DC = Drain Collector; MPPW = Multiple Partially Penetrating Well; RBF = River Bank Filtration

** : D = Drenthe (glacial); E = Eemian (marine); En = Enschede (fluvial); H = Harderwijk (fluvial); K = Kedichem (fluvial); Ki = Kiezeloilite (fluvial); M = Maassluis (marine); P = Peelo (various); T = Tegelen (fluvial); U/S = Urk or Sterksel formation (fluvial); W = Westland (eolian, marine, tidal).

: All = MC + TE + organic micropollutants; MC = Main Constituents; P = Parallel column; TE = Trace Elements; MC-f = small fraction of MC (also Cl only).

\$: a = Appelo et al. 1979; b = Van Beek & Van Puffelen 1986; c = Timmer & Stuyfzand 1998; d = Saaltink et al. 1998; e = Brun et al. 1998; f = De Ruiter & Stuyfzand 1998; g = Straatman & Brekvoort 1998; h = Stuyfzand 1998; i = Rutte 1990; j = Stuyfzand & Timmer 1998; k = Stuyfzand 1998b; m = Mooman et al., 2002; n = Stuyfzand et al. 2005; o = Vogelaar 1996; p = Van Baar et al. 2005.

In 1988 werd het ASR-systeem stilgelegd omdat de PEN-energiecentrale, die de restwarmte produceerde, overschakelde op diesel, en PWN de onder druk staande winning Mokslootvallei verving door een pijpleiding van het vaste land.

Enkele ongerapporteerde waterkwaliteitsgegevens zijn in Tabel 2.2 weergegeven. Hieruit concluderen wij het volgende:

- Tijdens injectie verandert de samenstelling van het destillaat uiterst weinig tijdens de ~9 dagen durende bodempassage. We zien wel een toename van de concentraties K, Fe, Mn en SiO₂, een toename van het KMnO₄-verbruik, en een afname voor pH, CO₃ en NH₄.
- Het gebrek aan oxidatoren in de input leidt tot afwezigheid van redoxreacties, zoals b.v. pyrietoxidatie.
- Het teruggewonnen water in 1978 vertoont duidelijk de sporen van bijmenging van gebiedseigen grondwater, hetgeen verdere conclusies bemoeilijkt.

Helaas zijn de beschikbare gegevens zeer beperkt en slecht gedocumenteerd in termen van ASR-cycli.

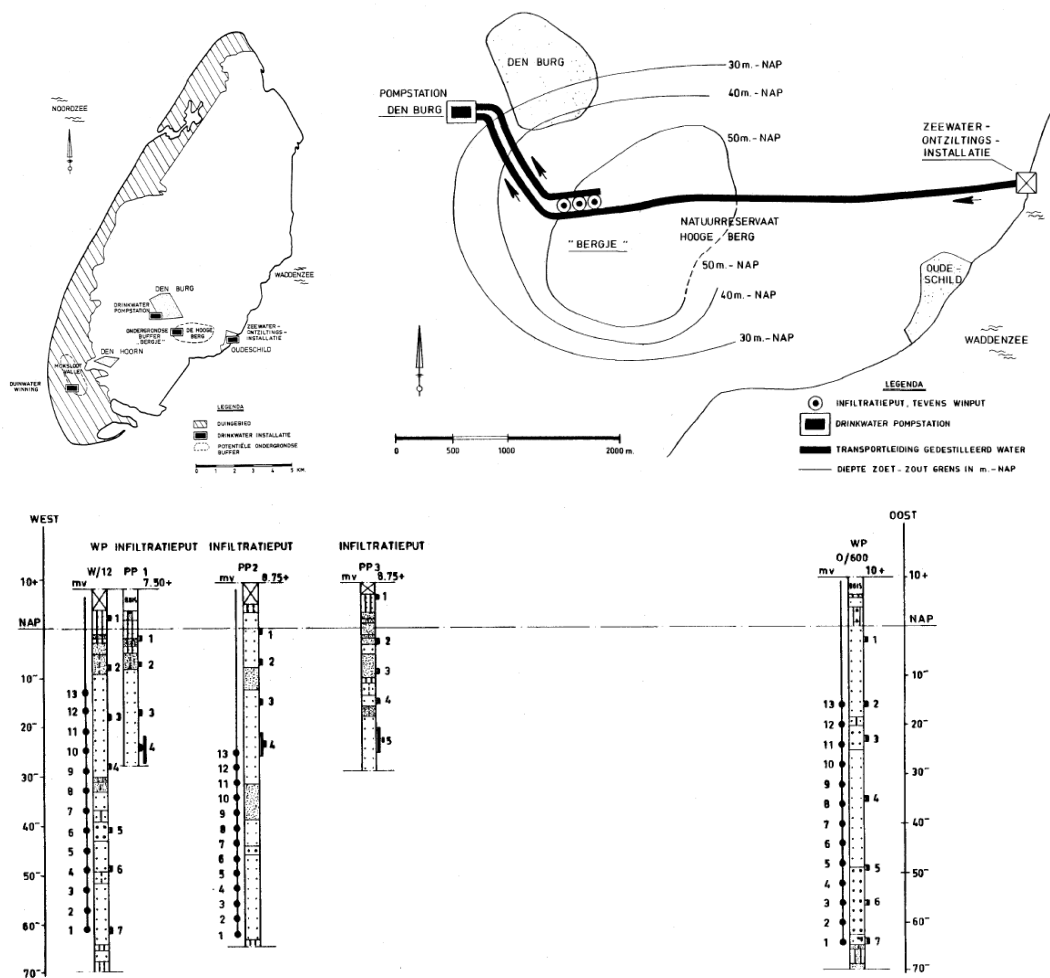


FIG. 2.2. Situatie ASR puttenveld 'Bergje' van PWN op Texel, met een Oost-West profiel over de 3 ASR putten (naar Wildschut, 1984). Infiltratiefilter op 22-27 m-NAP.

TABEL 2.2. Overzicht van waterkwaliteitsgegevens m.b.t. de succesvolle ASR op het Bergje van Texel (ongepubliceerde gegevens PWN archief). Reistijd tot W12 ca. 9 dagen. Geelgekleurde cellen = 100% gedestilleerd zeewater.

Parameter	Unit	Input	W12f3		W12f4		PP2f3	PP3f5
depth	m bsl		18.5-20		27.5-29		15-16.5	22-23.5
Distance in aquifer	m	0	12		12		0	
Pore Flushes	d	0	0	13	0	13	?	
date	1977	#	8-mrt	29-juni	3-feb	29-juni	31-5-1978	
EC 20oC	uS/cm	90	690	95	660	90	357	326
Temp	oC	16.0	11.0	17.0	10.8	17.0	13	11.5
pH		8.56	7.35	7.82	7.42	7.40	7.15	6.25
O2	mg/L	1.0	<1	2.2	<0.1	-	3.8	1.3
KMnO4-consumption	mg/L	1.1	27.0	5.0	10.7	3.3	6.3	3.7
Cl	mg/L	2	77	1	77	1	29	46
SO4	mg/L	<0.4	81.0	0.4	64.0	0.4	61	37
HCO3	mg/L	68	230	60	257	53	61	37
CO3		20	0	0	0	0	0	0
NO3	mg/L	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.09	1.5
PO4	mg/L	-	0.64	-	0.12	1.40	0.08	0.06
Na	mg/L	2.0	50.0	2.0	61.0	2.0	25	32
K	mg/L	0.3	3.6	2.1	2.8	2.0	2.2	4.8
Ca	mg/L	16.0	87.0	17.1	82.0	12.6	56	41
Mg	mg/L	1.5	9.7	1.4	9.6	2.1	4.2	7.9
NH4	mg/L	0.20	6.40	0.10	3.16	0.09	0.23	0.13
Fe	mg/L	0.08	3.30	1.50	2.17	1.85	0.37	0.33
Mn	mg/L	<0.05	3.20	0.68	2.36	0.63	0.93	2.18
SiO2	mg/L	0.1	20.9	9.6	19.8	2.3	10.5	16.3

#: average period 8-3-1977 till 29-6-1977

2.2.2 Haren

In de periode september – juli 1987 zijn door het Gemeentelijke Waterbedrijf Groningen diverse proeven genomen met een ASR-put in een gesloten aquifer (onder potklei) waarvan de benedenetage brak grondwater bevatte (Fig.2.3 rechts). Daarbij werd drinkwater geïnfiltrerd van pompstation De Punt nabij Haren, bereid uit 70% grondwater en 30% oppervlaktewater afkomstig van de Drentsche Aa. De proeven zijn beschreven door Kieft (1984, 1989). De idee achter het onderzoek was om overtollig water in de winter uit de Drentsche Aa voor te zuiveren en te bergen via een ASR systeem, ter terugwinning in de zomermaanden.

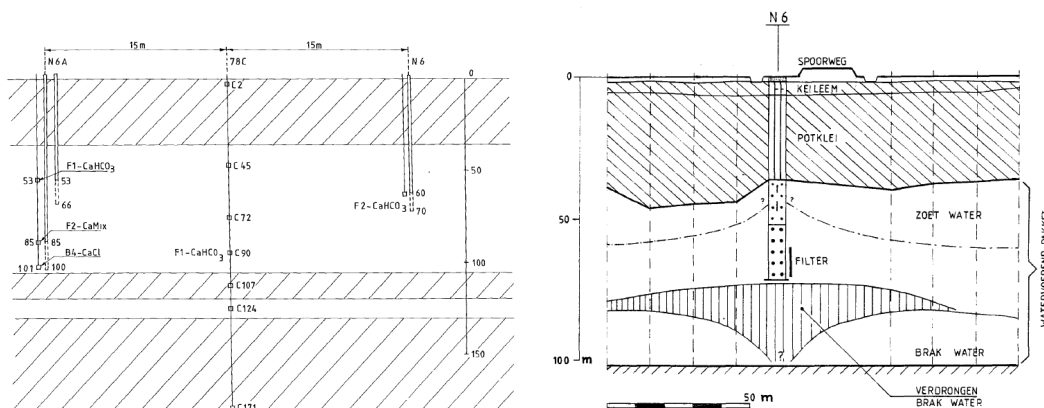


FIG. 2.3. Waarnemingsmiddelen en verbreiding van het infiltratiewater rond de ASR-put op PS Haren, volgens geo-electrisch onderzoek (Kieft, 1984, 1989).

De ASR-put had een onvolkomen filter (Fig.2.3), waarbij het infiltratiewater zich vooral tussen 50 en 80 m-NAP verspreidde. In de periode september 1979 – september 1982 werd in totaal 0.54 Mm³ geïnfiltrerd, waarna van sept 1982 – juli 1983 0.22 Mm³ werd teruggewonnen. De Cl-concentratie van de eerste 0.165 Mm³ bleef rond de infiltratiewaarde van 40-50 mg/L, daarna liep de concentratie op tot 90 mg/L als gevolg van opkegeling van brak water onder de ASR-put. Toen uiteindelijk 0.28 Mm³ was teruggewonnen in december 1983, bedroeg de Cl-concentratie 137 mg/L, zodat de RE gesteld kan worden op $100 \times 0.28 / 0.54 = 52\%$.

De schaarse waterkwaliteitsmetingen laten alleen de conclusie toe, dat het oxische infiltratiewater ($O_2 = 10.8$ mg/L; $NO_3 = 3.2$ mg/L) tijdens verblijf in de bodem volledig anoxisch werd ($O_2 = NO_3 = 0$) waarbij ca. 18 mg SO_4 /L en 0.28 mg Mn/L oplossen, vermoedelijk door resp. pyrietoxidatie en desorptie. IJzer loste wel op in de bodem op zekere afstand van de ASR-put (orde 2-4 mg/L) maar werd tijdens terugwinning weer grotendeels vastgelegd door ondergrondse ontijzering ($Fe_{UIT} \sim 0.03$ mg/L). De aquifer was vermoedelijk kalkloos, want kalk loste er niet op.

Tijdens de injectiefasen werd enige verstopping geconstateerd, deels door luchtballen deels door ijzerhoudend materiaal, vermoedelijk afkomstig van het drinkwater.

2.2.3 Ouddorp

In de periode oktober 1984 – april 1987 verrichtte de toenmalige WMZ (thans Evides) een ASR-proef nabij het infiltratiegebied Goeree bij Ouddorp, met een onvolkomen put in een gesloten aquifer bestaande uit de Westland en Eem Formatie (Fig.2.4). De idee achter het onderzoek was om voorgezuiverd Haringvlietwater in de winter te bergen via een ASR systeem, ter terugwinning in de zomermaanden wanneer de drinkwaterbehoefte zeer groot is. De proeven zijn beschreven door Rijk (1989).

In de periode oktober 1984 – juli 1986 werd 0.14 Mm³ drinkwater geïnfiltrerd, waarbij putverstopping voorkomend werd door periodiek kortstondig terug te pompen en door 1,2 mg Cl_2 /L te doseren. Bij het overschakelen op voorfiltraat bleek een dosering van 0.3 niet en één van 0.6 mg Cl_2 /L wel voldoende om de voornamelijk biologische verstopping op te heffen. De RE bedroeg 77%, toen de Cl-concentratie boven 150 mg/L geraakte. Tijdens terugwinning verdween de putverstopping, maar begon naar zekere tijd het water te verzilten (Fig.2.4).

Er is geen hydrogeochemisch onderzoek verricht.

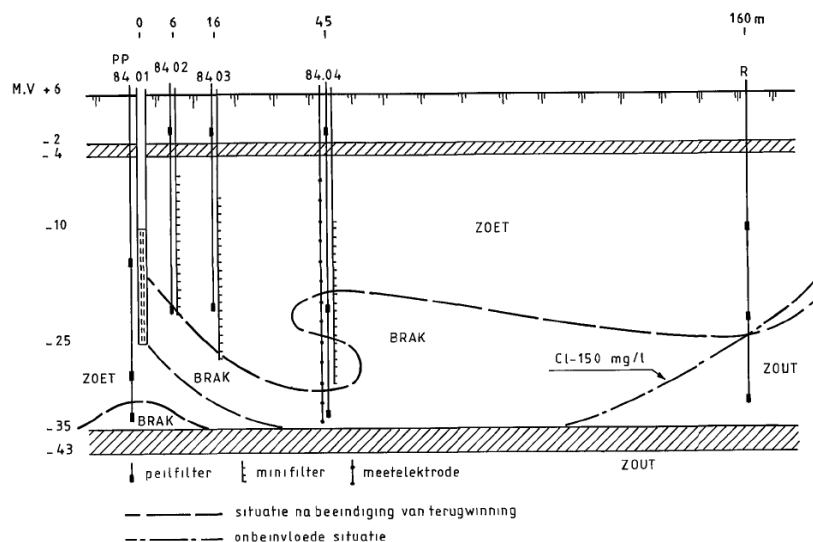


FIG. 2.4. Positie van het 150 mg Cl/L grensvlak vóór de start van ASR en na beëindiging van de terugwinning (Rijk, 1989).

2.2.4 Herten

De ASR-pilot in Herten (Fig.2.5) is de hydrogeochemisch best bestudeerde ASR-pilot in Nederland voor wat betreft drinkwaterinjectie. Waterleiding Maatschappij Limburg (WML) voerde de proef uit in de periode 2000-2009, om de haalbaarheid en efficiëntie van ASR te testen (Wakker et al., 2003; Stuyfzand et al., 2006; Putters, 2012; Antoniou et al. 2012a en b).

De drinkwatervoorziening in de provincie Limburg boogt tegenwoordig op grondwater, kunstmatige infiltratie (Heel), oeverfiltratie (Roosteren) en de import van Duits oppervlaktewater, maar heeft behoefte aan alternatieven om het hoofd te kunnen bieden aan verwachte toenames in fluctuaties van zowel waterbehoefte als waterbeschikbaarheid.

De Herten ASR pilot werd gemonitord door hoogfrequente bemonstering van waarnemingsputten met korte filters (1m) op relatief korte afstanden van de ASR put (0.1, 8 en 25 m), na een gedetailleerde geochemische inspectie van de doelaquifer.

Drinkwater van pompstation Herten werd geselecteerd als infiltratiewater voor de eerste testperiode. Dit water bestond uit lokaal grondwater afkomstig uit een ondiepere en diepere aquifer dan de ASR doelaquifer. Voor de tweede testperiode werd drinkwater van pompstation Heel (op 6 km afstand; Fig.2.5) gebruikt, omdat dit het verwachte infiltratiewater zou worden voor ASR toepassing in de regio toen de aanvoer ervan via een pijpleiding gereed kwam.

De kwaliteit van het Infiltratiewater was tamelijk constant tijdens beide testperioden, met chloride en sulfaat fluctuaties van ca. 15%. Het infiltratie- en terugwindebiet was gemiddeld 45 m³/h.

Tijdens de eerste testperiode, zijn 5 ASR cycli beproefd (FIG. 2.6). Diverse cycli weken af van het normale patroon van injectie, berging en vervolgens terugwinning. Zo misten de eerste 2 cycli een bergingsfase. Tijdens cyclus 3 werd 0.5 mmol O₂/L toegevoegd aan het infiltratiewater (leidend tot 0.78 mmol O₂/L), en tijdens cyclus 5 voegde men 0.22 mmol NaNO₃/L toe. Dit om de effecten te bestuderen van het versnellen van oxidatieprocessen in de aquifer.

De tweede testperiode startte na een 5 jaar durende stilstandfase, gedurende welke de eerder gevormde infiltratiebel wel afdreef maar onvoldoende om bij de ASR put en 2 waarnemingsputten plaats te maken voor gebiedseigen grondwater. De berekeningen hiervan werden bevestigd door hydrochemische tracers. Er werden 9 extra ASR cycli bedreven (Fig.2.6), waarvan de eerste 4 geen bergingsperiode kenden terwijl de laatste 5 cycli uit een langere injectiefase bestonden met relatief korte terugwinfase.

Er was geen sprake van een residuele verstopping van de ASR put tijdens de eerste testperiode (Stuyfzand et al. 2005), en evenmin tijdens de tweede. De geringe hydraulische weerstand die zich vormde tijdens injectie op het putfilter en de boorgatwand verdween spontaan tijdens het terugwinnen.

De belangrijkste hydrogeochemische reacties met de aquifer bestonden uit de oxidatie van pyriet, sedimenteigen organisch materiaal (SOM) en geadsorbeerd Fe²⁺ and Mn²⁺ in alle lagen (A-D; Fig.2.5), en het oplossen van carbonaten (Mg-calciet en Mn-sideriet) hoofdzakelijk in aquiferlaag D. Pyriet en calciet loogden uit na resp. cyclus 12 en 6 op 8 m afstand van de ASR put in de minst reactieve aquiferlaag A (met hoogste permeabiliteit). Dit bleek uit uitdoving van de mobilisatie van SO₄, Fe, Mn, As, Co, Ni, Ca en totaal anorganische koolstof. Reacties met Mn-sideriet en mogelijk ook MnO₂ in laag D vertoonden geen significante afname tijdens de hele pilot. Dit leidde tot frequente overschrijding van de drinkwaternorm van Mn (0.05 mg/L) in het teruggewonnen water, en vormde één van hoofdredenen voor WML om af te zien van ASR toepassing in de regio. De waterkwaliteit voldeed overigens in de meeste gevallen aan de andere vigerende normen, met uitzondering van de O₂-concentratie (>2 mg/L) en kalkverzadigingsindex SI_{CALCIET} (>-0.2). Deze uitzonderingen zijn echter van weinig belang omdat zij gemakkelijk te ondervangen zijn door hetzij bijmenging hetzij aeratie.

Een deel van de oxidatoren (O₂ en NO₃) werd verwijderd door nieuwgevormd organisch materiaal in de ASR proximale zone (0-5 m ca.), waar micro-organismen groeien tijdens injectie en afsterven wanneer de bergingsperiode langer duurt dan ca. 1 maand. Er ontstaan dan anoxische condities die leiden tot drinkwaternormoverschrijding voor o.a. Fe, Mn en NH₄ in de eerste 50-200 m³ teruggewonnen water. Heel duidelijk kon worden aangetoond dat tijdens

terugwinning de sorptie van Fe(II) en in mindere mate Mn(II) en NH₄ significant bijdraagt aan de kwaliteitsverbetering van geïnfiltreerd water dat op grotere afstand deze bestanddelen heeft gemobiliseerd. De gelijkenis met ondergrondse ontijzering dringt zich hiermee op.

Met een massabalans benadering zijn niet alleen de water-sediment reacties geïdentificeerd en gekwantificeerd, maar is ook de uitloosnelheid bepaald van de reactieve vaste fasen in aquiferlagen A en D, welke gekwantificeerd waren via geochemische analyse.

De voorspelde pyriet en calcië uitloging in laag A, op 8 m afstand van de ASR put, kwam goed overeen met de waarnemingen. De uitloging van pyriet, calcië en sideriet in laag D op 8 m afstand zou volgens het model veel langer duren, enkele jaren na ASR cyclus 14. Deze voorspelling werd niet tegengesproken door observaties in laag D. De trage siderietuitloging van laag D was waarschijnlijk verantwoordelijk voor de persisterende Mn problemen.

Toch denken wij dat ASR in de provincie Limburg een heroverweging verdient, omdat er nog geen maatregelen getest zijn die de agressiviteit van het infiltratiewater ten aanzien van sideriet verlagen (b.v. door additie van een pH-buffer als Na₂CO₃ of NaOH). Toekomstige kolomproeven en modellering van reactief transport kunnen helpen aantonen of ASR toch haalbaar is.

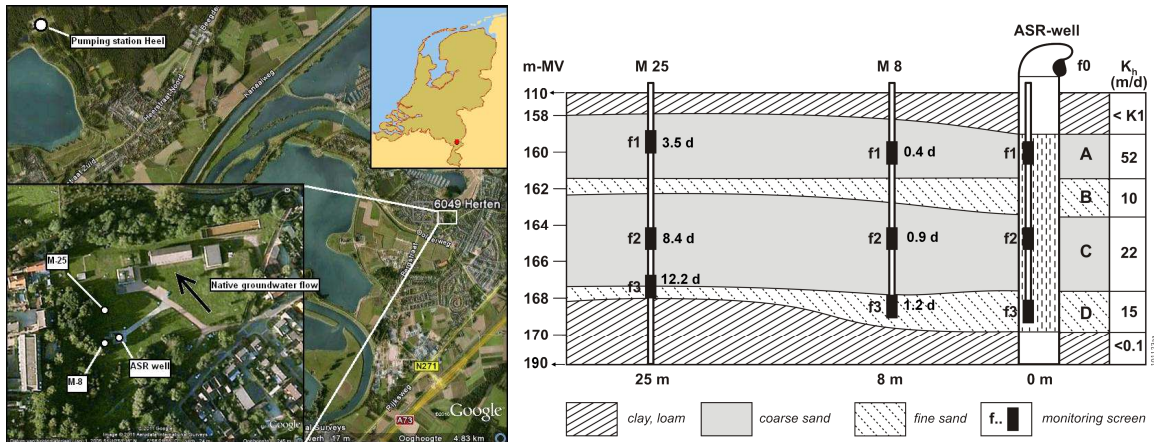


FIG. 2.5. Situatie ASR pilot Herten van WML in Herten, met een Oost-Noordwest profiel over de ASR put en 2 waarnemingsputten (naar Antoniou et al., 2012a). Put M8 geprojecteerd op profiellijn.

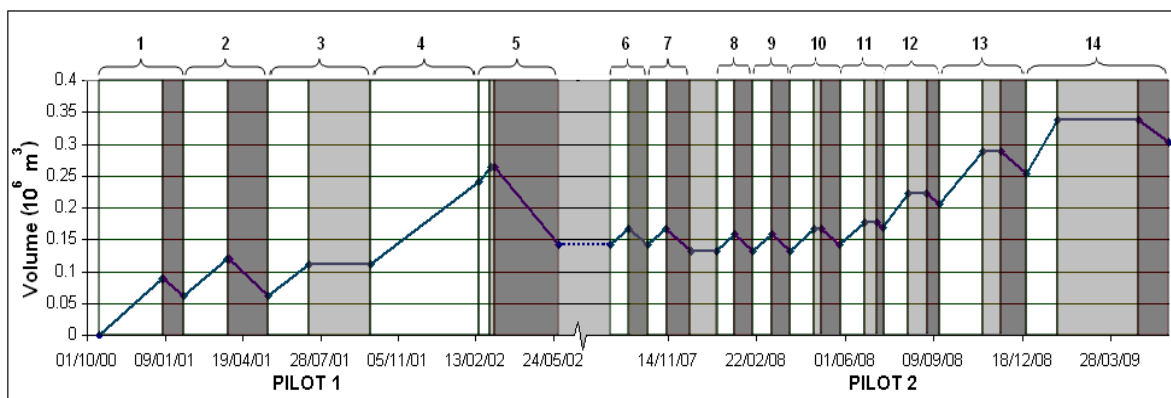


FIG. 2.6. Cumulative volume during ASR cycles (white = injection, light grey = storage, dark grey = recovery). After Antoniou et al. 2012a).

TABLE 2.3. Native groundwater quality before initiation of pilot 1, mean groundwater quality in aquifer layers A and D prior to start of pilot 2, mean injection water quality during each pilot, and recovered water quality during cycle 2 (17 d pumping after 1.5 d storage), 13 (28 days pumping after 21 d storage) and 14 (28 days pumping after 91 d storage). C#X = ASR cycle number X. After Antoniou et al. 2012a. Light turquoise = lowest 2 values; tan = highest 2 values.

	temp	EC	pH	O2	Cl	SO4	TIC	NO3	Na	K	Ca	Mg	NH4	SiO2	TOC	Fe	Mn	As	Ni	Si-C	Si-S
	(°C)	(mS/m)	lab						(mmol/L)				(µmol/L)				CaCO3	FeCO3			
NATIVE GROUNDWATER																					
ASR well	13	39.0	7.00	<0.02	0.17	<0.03	6.82	<0.01	0.37	0.04	2.08	0.48	0.005	0.34	0.06	100	4	0.16	0.03	-0.18	1.07
Layer A	12.9	34.5	6.78	<0.02	0.19	<0.03	7.99	<0.01	0.41	0.04	2.14	0.48	0.005	0.35	0.04	112	5	0.18	0.03	-0.37	0.91
Layer D	13.2	35.0	6.78	<0.02	0.17	<0.03	8.09	<0.01	0.35	0.04	2.10	0.51	0.003	0.35	0.03	127	8	0.13	0.03	-0.37	0.97
RESIDUAL ASR BUBBLE 4.2-4.5 years after 1st pilot																					
Layer A #	12.4	43.3	7.08	<0.02	0.65	0.47	4.28	<0.01	0.57	0.04	1.80	0.30	0.006	0.24	0.09	30	2	0.31	0.10	-0.36	0.42
Layer D ##	12.9	52.0	6.87	<0.02	0.59	0.48	6.43	<0.01	0.57	0.04	2.37	0.37	0.012	0.26	0.14	86	12	0.19	0.11	-0.33	0.79
INJECTED WATER (mean for all cycles)																					
1st pilot (Herten water)	11.4	38.8	7.48	0.29	0.61	0.25	3.95	0.02	0.63	0.03	1.83	0.26	<0.05	0.25	0.06	<0.1	<0.1	0.01	0.01	0.05	-2.00
2nd pilot (Heel water)	12.6	45.2	7.45	0.28	1.11	0.64	2.96	0.02	1.05	0.06	1.71	0.27	<0.05	0.14	0.09	<0.1	<0.1	<0.01	0.05	-0.14	-2.16
RECOVERED WATER (ASR well)																					
Herten water, C#2, 17 d	11.8	35.0	7.15	<0.02	0.56	0.31	3.96	<0.01	0.32	0.03	1.84	0.27	0.001			0.2	0.1			-0.30	-1.76
Heel water, C#13, 28 d	13.4	45.0	7.02	<0.02	1.04	0.70	3.20	<0.01	1.00	0.06	1.65	0.27	0.001	0.14	0.10	0.1	3.5	0.01	0.13	-0.58	-2.29
Heel water, C#14, 28 d	12.8	44.4	7.06	<0.02	1.10	0.71	3.10	<0.01	1.04	0.06	1.62	0.28	0.001	0.13	0.07	0.2	6.4	0.01	0.09	-0.57	-1.97

= M25-1, average of samples 31 Aug 2006 + 12 Jan 2007

= ASR-3, sample taken at 31 Aug 2006.

2.2.5 Zoelen

Met het puttenveld Zoelen wordt sinds ca. 1992-1993 ASR bedreven. Van Engelenburg (2007) vertelt hierover het volgende. De winning Zoelen is gestart in 1970. In 1979 kreeg de toenmalige WMG vergunning om in totaal 4 Mm³/jaar te onttrekken, waarvan 3 Mm³/jaar uit het tweede en derde watervoerende pakket en 1 Mm³ uit het eerste pakket (zie Fig.2.6). De totale onttrekking is in die periode altijd onder 3 Mm³ gebleven. In 1991 zijn de vergunningen voor Zoelen en het productiebedrijf Tiel vervangen door een nieuwe vergunning voor het nabijgelegen winveld Kerk-Avezaath voor 5 Mm³ per jaar, en voor jaarlijks een infiltratie en onttrekking op Zoelen van maximaal 250.000 m³ (netto geen onttrekking).

Er vindt ondergrondse opslag van gezuiverd grondwater uit Kerk-Avezaath plaats met behulp van de bestaande 5 diepe pompputten, die zowel voor infiltratie als voor onttrekking van het ondergronds opgeslagen grondwater worden gebruikt.

Het goed functionerende ASR-systeem wordt door Vitens nauwelijks onderzocht. Blijkbaar is daartoe geen noodzaak. Het onttrokken water bevat nauwelijks Fe, Mn en NH₄ (<0.03 mg/L) en weinig/geen NO₃ (<1 mg/L) en O₂ (<1.5 mg/L).

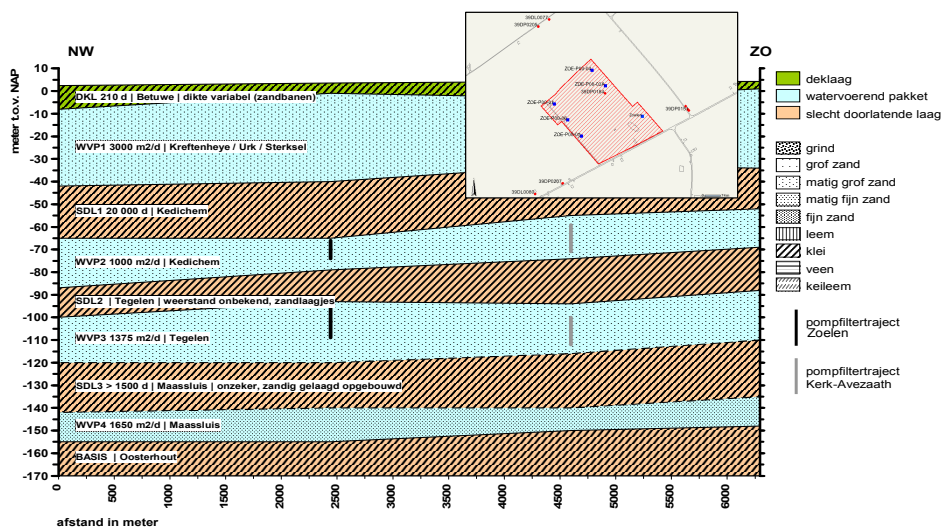


FIG. 2.6. Puttenveld Zoelen, waar de 5 pompputten sinds 1992?? als ASR-putten fungeren, en een NW-ZO profiel over de winningen Zoelen en Kerk-Avezaath (naar Van Engelenburg, 2007).

2.3 ASR in brakke/zoute aquifer

2.3.1 Amsterdamse Waterleidingduinen bij geul1

Het toenmalige Gemeentewaterleidingen (thans Waternet) heeft in de periode 1981-1988 een uniek diepinfiltratie-experiment uitgevoerd; uniek omdat het gebeurde met voorgezuiverd Rijnwater dat via pandbodempassage (PBP, ook draincollector genoemd) extra werd voorgezuiverd, en omdat de infiltratie in een zoute aquifer plaats vond (Fig.2.7 en 2.8). Hoewel het water niet teruggewonnen werd, vatten we het diepinfiltratie-experiment op als een ASR-pilot in een zoute aquifer. De doelstellingen van deze pilot waren destijds vooral: (1) bestudering van het gedrag van zoet rivierwater in een zoute aquifer; (2) testen van PBP als methode van verdere voorzuivering van infiltratiewater; (3) testen van eenvoudige methoden om putverstopping op te heffen zonder brakwatervorming; en (4) testen van een geautomatiseerd datamanagementsysteem op locatie.

De resultaten van de diepinfiltratie en PBP zijn beschreven door o.a. Schuurmans & Steinmetz (1984, 1989), die van de pandbodempassage meer in detail door Stuyfzand & Steinmetz (1990). Laatstgenoemde ervaringen komen aan de orde in §2.6.2.

In totaal is in ruim 7 jaar tijd 1.3 Mm³ rivierwater na PBP diepgeïnfiltreerd via de ASR-put, die 74% van de tijd in bedrijf was. Het bleek technisch haalbaar om langdurig diep te infiltreren, waarbij ondanks frequente problemen met putverstopping door toedoen van ijzermobilisatie uit de pandbodem (zie §2.6.2) de put uiteindelijk toch terugkwam op de oorspronkelijke weerstand. Daarvoor was het wel nodig om diverse technieken toe te passen, zoals terugpompen, borstelen en chloorbleekloog behandeling.

Het opdrijven van de zoetwaterbel is goed in beeld gebracht dankzij intensieve monitoring met veel waarnemingsputten (Fig.2.7). Resultaat van de eerste 2 jaar monitoring is weergegeven in Fig.2.8. Uit weerstandsmetingen met geohmkabels blijkt dat de ASR-bel mogelijk nog steeds aanwezig is maar ver afgedreven in (zuid)oostelijke richting (Fig.2.9). In WP.250 (24H.543) zien we duidelijk de doorslag van relatief zoet infiltraat in EP6 (1988-1994; 97.6 m-NAP in zand), EP7 (1989-1997; 93.6 m-NAP in klei), EP8 (1990-2012; 89.6 m-NAP in klei) en mogelijk ook in EP9 (1985-2010; 85.6 m-NAP in zand).

De proef is representatief voor een onvolkomen infiltratiefilter met plaatsing in het midden van een zoute aquifer met duidelijke normale verticale zoutgradiënt (relatief laag bovenin en hoog onderin). Een verdere complicatie in de interpretatie vormde de niet uniforme weerstand van de afdekkende kleilaag tussen 70 en 90 m-NAP.

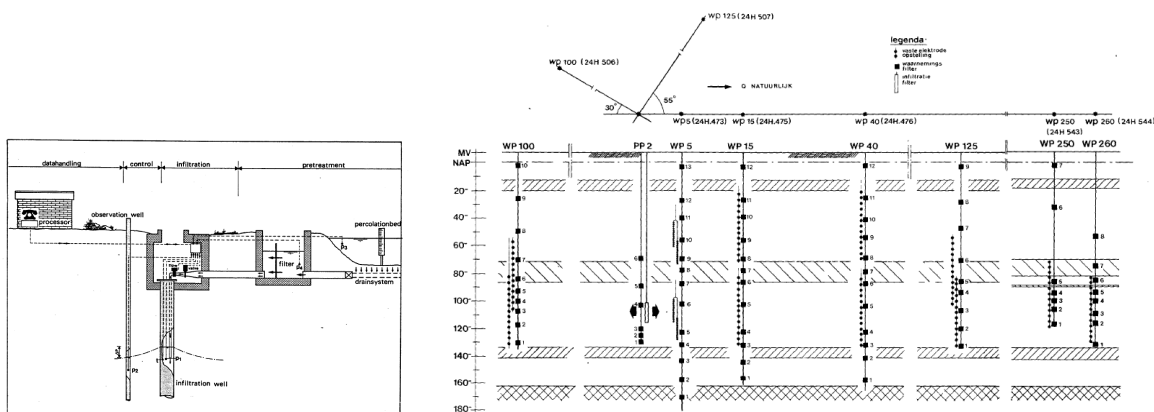


FIG. 2.7. De ASR-pilot bij geul 1 (naar Schuurmans & Steinmetz, 1989). Links detail van de pandbodempassage, filterdoekpassage, putkopconstructie en telecommunicatie. Rechts een schematisatie van de hydrologische doorsnede over ASR-put PP2 met waarnemingsmiddelen (WP5-WP260).

Niettemin is het opdrijven op verschillende manieren gemodelleerd, via: (a) vortices (Peters, 1983), (b) de stroomfunctie met scherpe grensvlakken tussen zoet en zout (Uffink, 1986), (c) de stroomfunctie zonder dichtheidsverschillen doch met ruime aandacht voor brakwater beweging (Nijhoff-Pan 1986), en (d) de stroomfunctie met dichtheidsverschillen (Olsthoorn, 1990).

Waterkwaliteitsveranderingen in de aquifer zijn niet onderzocht.

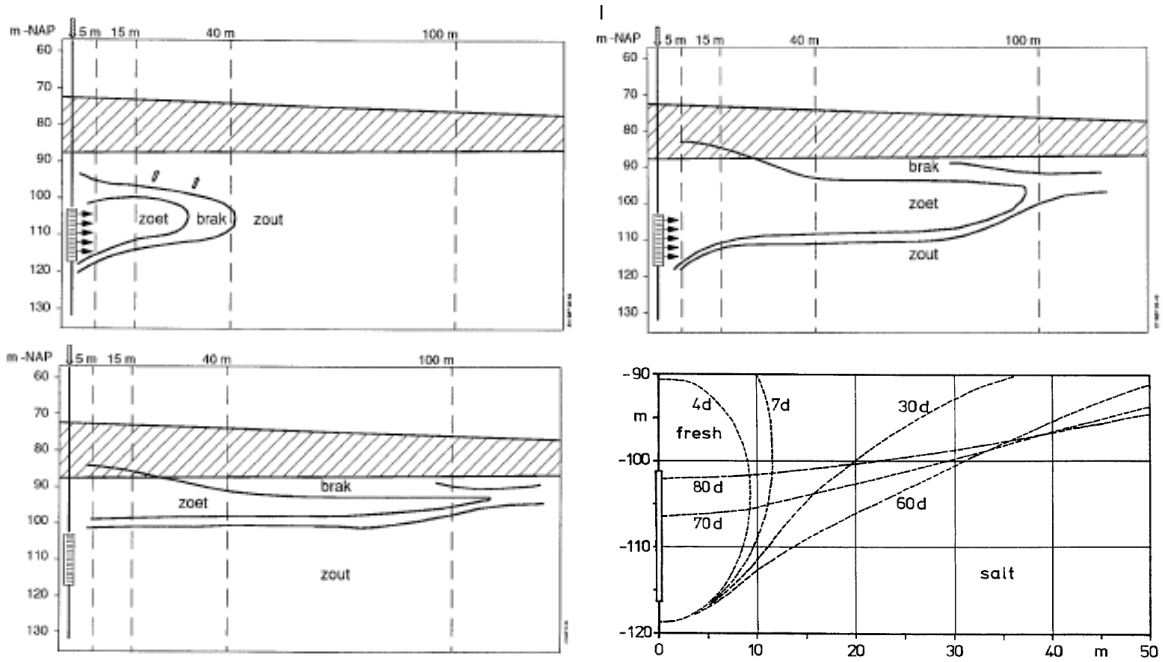


FIG. 2.8. Gemeten verdeling van zoet infiltratiewater, brak en zout grondwater na 50 en 500 dagen infiltratie, en na 180 dagen stilstand (naar Van der Eem, 1992). Met behulp van vortices berekende positie van het zoet-zout grensvlak. Na 60 dagen is de infiltratie gestopt, waarna het grensvlak snel omhoog komt (naar Peters, 1983).

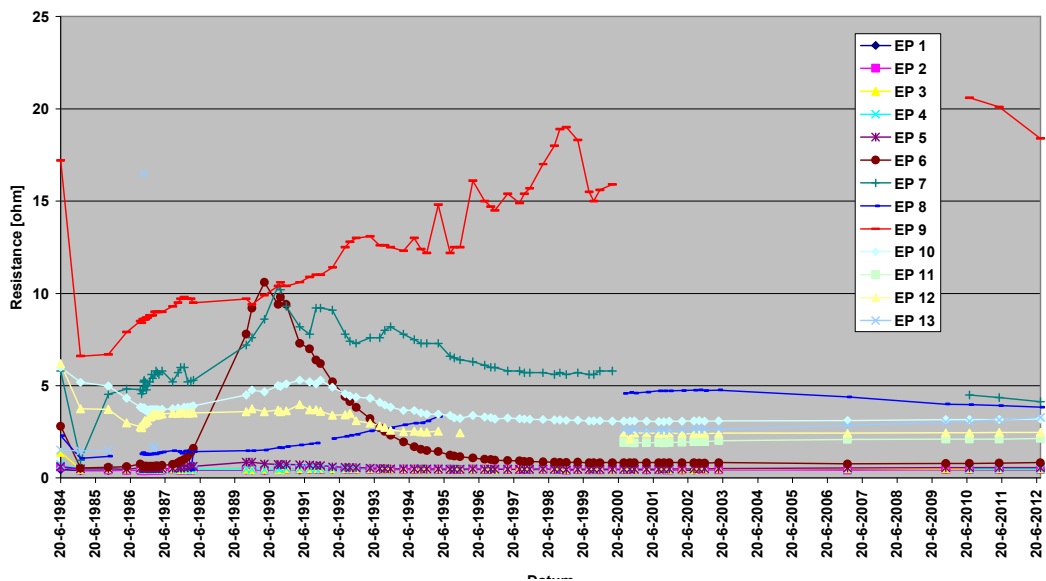


FIG. 2.9. Gemeten weerstandsverloop in de waarnemingsput 24H.543 op 250 m afstand van de voormalige infiltratieput bij geul 1. EP1-13 = geohmsensoren tussen 117.6 (EP1) en 69.6 (EP13) m-NAP. Grafiek verkregen van Pierre Kamps (Waternet).

2.3.2 Nootdorp

Een nieuw type ondergrondse waterberging is bij een Orchideeënkwekerij in Nootdorp geïnstalleerd in de periode november 2011 tot en met januari 2012 (Zuurbier, 2012). De locatie is gelegen in het noordwesten van de regio Oostland op ca. 3.8 m-NAP, een gebied met brak en relatief stagnant grondwater in de gekozen aquifer.

In dit ASR systeem (Fig.2.10) wordt hemelwater van kassen verzameld in een kleine tank waarvan het volume groot genoeg is om ca. 20 mm regenwater te bergen. Als een bepaald niveau in de bergingstank is bereikt, wordt het water verpompt naar eerst een snel (~ 20 m³/h) en dan langzaam zandfilter (~ 15 m³/h). Vervolgens passert het filtraat een 145 µm veiligheidsfilter, om daarna in een 3 m hoge PVC buis te worden gepompt. Het waterniveau in deze buis verschaft de druk die nodig is om het water onder vrij verval de doelaquifer in te laten lopen, met een debiet van 10–15 m³/h. Dit gebeurt met een zogenaamde 'Multiple Partially Penetrating Well' (MPPW; zie verder par. 2.6.5). Tussen elk van de 4 onvolkomen putfilters zijn kleipropen aangebracht om kortsluitstroming te voorkomen.

Een viervoudige MPPW is uitgerust met regelkleppen, flow- en EC-meters. Daarnaast zijn 3 peilbuisnesten geplaatst om het injectiewater in het pakket te volgen (Fig.2.10). Ook is een 27 m lange kern gestoken van het sediment van de doelaquifer, ter beschrijving door TNO en analyse op korrelgrootte, carbonaat- en organische stofgehalte en elementaarsamenstelling (XRF).

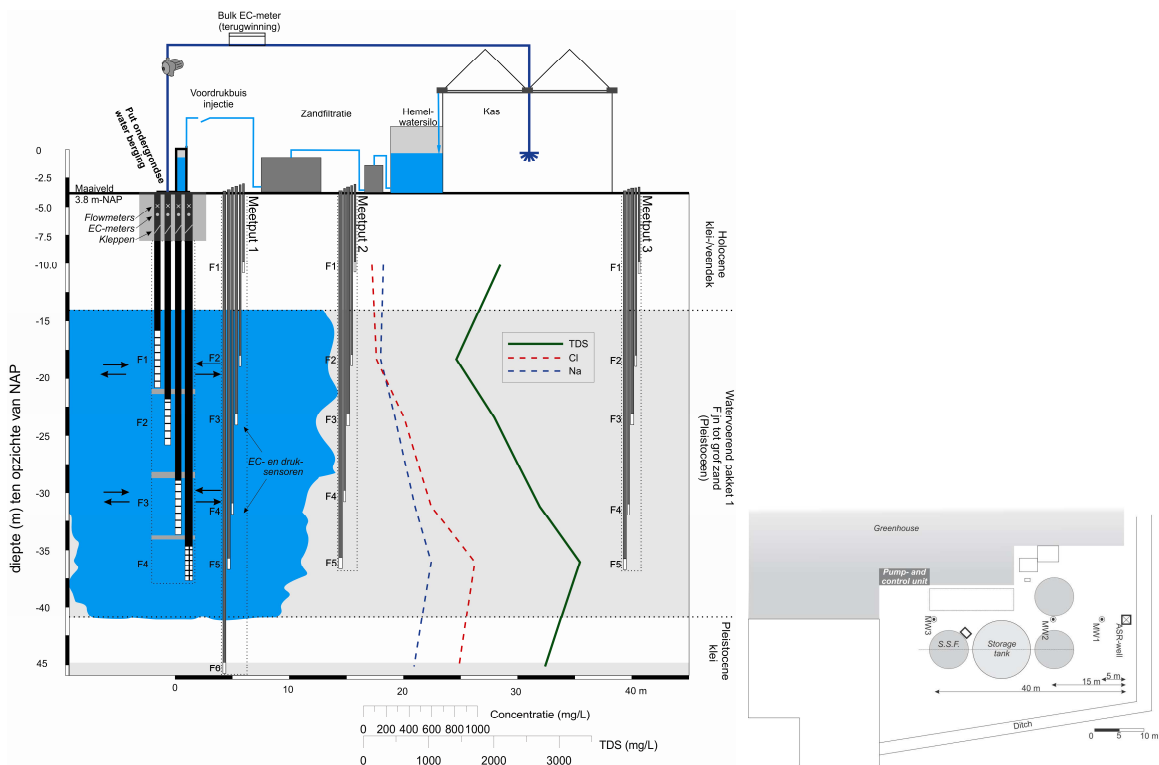


FIG. 2.10. Locatie van de ASR pilot in Nootdorp, met het bijbehorende meetsysteem (naar Zuurbier, 2012). MW = Waarnemingsput; S.S.F. = Langzaam zand filter. Een snelfilter plus veiligheidsfilter bevinden zich bij de pomp en controle eenheid. Tevens is de chemie van het oorspronkelijke grondwater weergegeven.

Injectie start automatisch zodra de hemelwatersilo bij neerslag een vooraf gedefinieerd peil overstijgt. Terugwinning start zodra de silo voor watergift beneden zijn gedefinieerde minimumpeil daalt. De diepte waarop geïnjecteerd en gewonnen wordt is flexibel door de viervoudige put ondergronds en aansturing bovengronds. Na een eerste injectie- en winfase via alle filters is overgeschakeld op een schema waarbij voornamelijk diep in de aquifer zoetwater wordt ingebracht, terwijl bovenin juist de terugwinning plaatsvindt. Hiermee wordt getracht het zoute water dat door de opdrijving en kwel omhoog beweegt zo ver en zo lang mogelijk van de winputten te houden. Het verloop van de geïnjecteerde en teruggewonnen volumina via de 4 is weergegeven in Fig.2.11. De RE tot eind september 2012 bedroeg >32%.

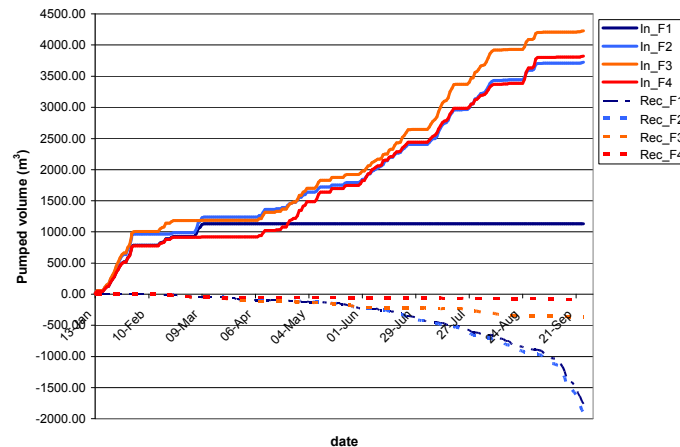


FIG. 2.11. Verpompings tijdens de Nootdorp ASR proef (tot 26-9-2012). Van de bijna 13.000 m³ geïnjecteerd is inmiddels 32% teruggewonnen. Naar Zuurbier et al. (2012).

2.4 ATR in zoete aquifer: Watervlak, Waalsdorp en Toevoersloot

2.4.1 Watervlak

Het diepinfiltratieproject DWAT (Fig.2.12) is door PWN in bedrijf genomen in 1990 en heeft in het drinkwaterproces dezelfde functie als de open infiltratiegebieden Castricum en Kieftenvlak (Wijk aan Zee), namelijk desinfectie, voorraadvorming en afvlakking van de waterkwaliteit, waaronder de temperatuur (Stakelbeek, 1996; Rolf et al. 2009).

De infiltratie geschiedt met 20 diepinfiltratieputten met filter op 60-90 m onder maaiveld, met een totale infiltratiecapaciteit van 600 m³/uur. De terugwinning vindt plaats met 12 pompputten met filter op 55-80 meter diepte en een totale onttrekkingscapaciteit van 540 m³/uur.

Er wordt vlak boven het zoet/zout-grensvlak geïnfiltrated. Door 10% meer water te infiltreren dan te onttrekken ('overinfiltratie') wordt toestroming van brak en zout water voorkomen.

Bij DWAT gaat men verstopping van de infiltratieputten tegen door de infiltratieputten elke dag gedurende 20 minuten 'terug te spoelen'. Het spoelwater wordt afgevoerd naar de infiltratiepanden van ICAS.

In de reguliere situatie is het DWAT systeem in principe constant in bedrijf met een winning van circa 510 m³ per uur. Op jaarbasis komt dit uit op de vergunningshoeveelheid van 4,5 Mm³. Uit onderzoek is gebleken dat een periode van minstens een maand kan worden gewonnen als de infiltratie (bijvoorbeeld in het geval van een calamiteit) moet worden gestaakt. Binnen die maand wordt door winputten nog geen zout grondwater aangetrokken. Dit is mogelijk omdat door de voortdurende extra (10%) infiltratie een voorraad zoet water aanwezig is. Uit recent onderzoek blijkt dat de gevormde zoetwaterbel onder DWAT erg robuust is (Rolf et al., 2010).

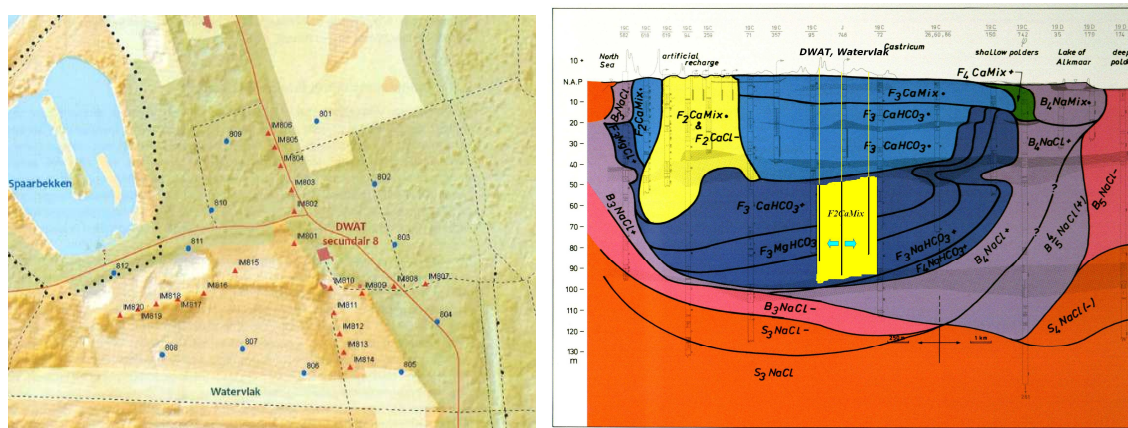


FIG. 2.12. Links: Overzichtskaart diepinfiltratie Watervlak DWAT (fragment van Rolf et al. 2009). De 20 rode driehoeken zijn infiltratieputten, de 12 blauwe stippen zijn winputten. De meetraai bodempassage ligt tussen infiltratieput IM814 en terugwinput 805.

Rechts: Dwarsprofiel over ICAS (open infiltratie Castricum) en DWAT (diepinfiltratie Watervlak), met de ruimtelijke verbreiding van chemische watertypen. De geel-gekleurde watertypen bestaan uit kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater. Gewijzigd naar Stuyfzand 1993).

De onttrekingsputten hebben een ontwerpcapaciteit tussen de de 36 en 54 m³/h, maar de technische capaciteit ervan (ca. 120 m³/h) blijkt veel groter dan de huidige pompcapaciteit. Dit komt overeen met een totale onttrekingscapaciteit van 12,6 Mm³/jaar, zodat er mogelijkheden zijn voor een andere bedrijfsvoering van DWAT in de toekomst. Hiervoor gelden diverse opties (De Haas et al. 2012): optie 1 = geen overinfiltratie; optie 2 = pieken scheren; optie 3 = seizoensberging; en optie 4 = berging natte en droge jaren.

Met de eerste optie voor een alternatieve bedrijfsvoering valt capaciteitswinst te halen van circa 200.000 m³/jaar zonder investeringkosten. In optie 2 wordt DWAT ingezet om pieken te scheren, hetgeen voordelen oplevert in de bedrijfsvoering en de flexibiliteit ten aanzien van (geplande en ongeplande) werkzaamheden. Bij opties 3 (seizoensberging) en 4 (berging natte en droge jaren) wordt DWAT ingezet als ASTR systeem, waarbij water wordt geborgen in de ondergrond via de infiltratieputten (zonder gelijktijdige terugwinning) en daarna teruggewonnen via de terugwinputten op afstand (zonder gelijktijdige infiltratie). Deze manier van ASTR bedrijfsvoering is op dit moment nog niet aan de orde, maar biedt wel mogelijkheden voor de lange termijn (>10 jaar) als de waterkwaliteit of -beschikbaarheid van oppervlaktewater minder wordt ten gevolge van b.v. klimaatverandering en verminderde afvoer van de rivieren. DWAT kan in die gevallen functioneren als een zeer geschikte proeflocatie voor deze toepassingen waarbij de effecten op waterkwaliteit, hydrologie, bedrijfsvoering en de omgeving onderzocht worden zonder grote investeringen te hoeven doen. De Haas et al. (2012) bevelen dan ook aan de komende jaren verder verkennend onderzoek te verrichten naar de mogelijkheden om DWAT te gebruiken voor ASTR met speciale aandacht voor de effecten op waterkwaliteit, hydrologie, bedrijfsvoering en de omgeving (wateroverlast en natuur). Dit onderzoek kan plaatsvinden door middel van modellering en/of het daadwerkelijk testen in een praktijktest.

Met de ingebruikname van de extra voorzuivering van Heemskerk II (H₂O₂/UV/AKF) eind 2008 is ook de waterkwaliteit van het infiltratiewater veranderd (De Haas et al. 2012). Als gevolg hiervan is het gehalte aan organische stof toegenomen (een mogelijke voedingsbron voor verstoppende bacteriën), maar door het koelfilter wordt zwevende stof afgevangen wat de verstoppingspotentie van het infiltratiewater kan verkleinen. Uit onderzoek door Hijnen et al. (2011) is gebleken dat de voorbehandeling in Heemskerk II geen negatief effect heeft op de verstopping van de DWAT putten.

De laatste jaren zijn er, mede naar aanleiding van het opbarsten, een aantal (kleine en grotere)

technische ingrepen gedaan aan het DWAT systeem. Zo zijn er ont- en beluchters op de injectieputten geplaatst, de terugspoelpompen zijn vervangen door exemplaren met een hoger debiet (2008) en zijn de flexibele haalbuizen vervangen door RVS haalbuizen (2009).

In het voorjaar van 2006 zijn alle DWAT putten geregenereerd met chloorbleekloog (CBL). Eind 2007/begin 2008 zijn 13 injectieputten geregenereerd met H₂O₂/HCl. Op basis van de weinige beschikbare metingen lijken de CBL-regeneraties van 2006 gezorgd te hebben voor een afname van de boorgatweerstand van gemiddeld 18 naar 10 cm/m³/h. De weerstand van het filter was al laag en is nog iets verder afgenomen. Het effect van de regeneraties in 2008 (H₂O₂/HCl) is minder duidelijk (Bonte 2009). De weerstand over de boorgatwand lijkt iets te zijn gedaald (van 10 naar 7 cm/m³/h), maar de weerstand over het filter is in deze periode juist toegenomen van 1 naar 5 cm/m³/h (De Haas et al 2012).

Waterkwaliteitsgegevens in Tabel 2.4 onthullen o.a. het volgende:

- het redoxfront bevond zich na ca. 18 jaar diepinfiltratie ergens tussen 10 en 30 m afstand, hetgeen blijkt uit Fig.2.13 al sinds 1991 zo is. Blijkbaar verloopt de uitloging zeer traag en was de initiële snelle doorbraak het gevolg van traag verlopende oxidatieprocessen. De O₂ metingen ≤2 mg/L blijken onbetrouwbaar, getuige afwezigheid van NO₃ en duidelijke aanwezigheid van Fe(II);
- het systeem leidt tot een uitstekende waterkwaliteit, waarbij de concentraties sporelementen (incl. zware metalen) en OMIVE i.h.a. zeer laag zijn, mede dankzij de uitgebreide voorzuivering;
- tijdens bodempassage nemen de concentraties duidelijk af van O₂, NO₃, DOC, NH₄, Al, B, Ba, Co, Cu, Ni, V, Mo, Rb, Sb, Tl, U, pathogene micro-organismen (niet weergegeven), en vele OMIVE waaronder amidotriazoëzuur, trihalomethanen, diglyme, triglyme, iomeprol, iopromide, fenazon, sulfamethoxazol en TCEP. Hieraan liggen ten grondslag de processen reductie (O₂, NO₃, gedeeltelijk trihalomethanen), oxidatie (DOC, NH₄), sorptie en (co)precipitatie (spore-elementen), en voornamelijk sorptie en biodegradatie (OMIVE).

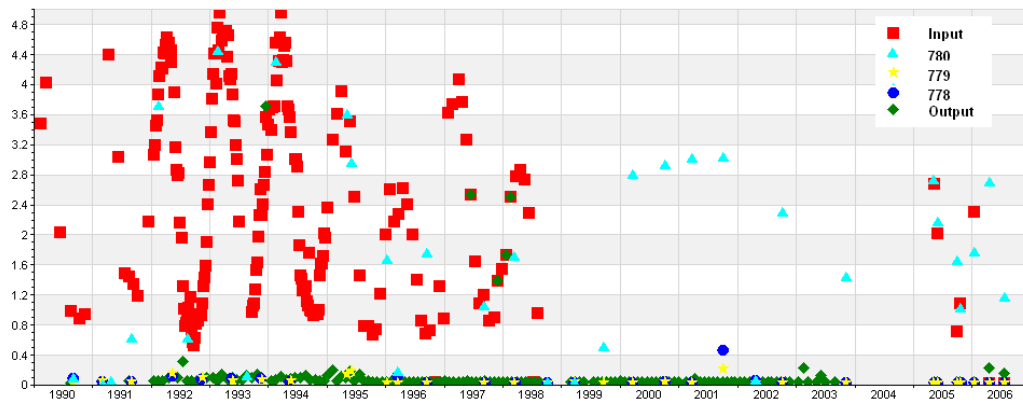


FIG. 2.13. Nitraatverloop in infiltratiewater, bodempassaat uit waarnemingsputten 780, 779 en 778, en het teruggewonnen water van DWAT (bron Jet Lebbink, PWN).

TABEL 2.4. Overzicht van de waterkwaliteitsveranderingen in het DWAT-systeem Watervlak van PWN. Links: gemiddelde voor periode 2001-2007 (gebaseerd op HWL-data, uitgezonderd rode cijfers welke stammen van 2005-2006); Rechts: gemiddelde meetresultaten voor 2005-2006 (gebaseerd op data in Van Rooyen 2006 en Segers 2007). NB: input 2005-2006 = infiltratiewater in pand 5 (dus incl. geringe kwaliteitsveranderingen in pand).

Parameter	Unit	Input	780	779	778	Output	Parameter	Unit	Input	780	779	778
Distance in aquifer	m	0	10	30	73		Distance in aquifer	m	0	10	30	73
Travel time	d	0	18	43	103		Travel time	d	0	18	43	103
EC 20oC	uS/cm	703				760	EC 20oC	uS/cm	697	702	722	708
Temp	oC	13.6				11.5	Temp	oC	19.4	18.8	9.9	9.0
pH						7.65	pH		7.90	7.48	7.12	7.43
O2	mg/L	9.5	6.6	2.2	1.9	0.4	O2	mg/L	9.6	3.4	1.8	0.4
DOC	mg/L					2.1	DOC	mg/L	3.2	2.0	1.8	2.0
Suspended solids	mg/L	0.5				1.9	Colour	mg Pt/L	6	4	2	2
Cl	mg/L	125		113	124	111	Cl	mg/L	126	118	110	104
SO4	mg/L	61.2	62.3	80.7	71.6	101.0	SO4	mg/L	56.0	62.9	68.5	73.8
HCO3	mg/L			198		189	HCO3	mg/L	133	219	207	186
NO3	mg/L	6.8	8.7	0.2	0.2	0.2	NO3	mg/L	3.9	5.3	0.0	0.0
PO4	mg/L					0.37	PO4	mg/L	0.09	0.09	0.26	0.15
Na	mg/L					62.9	Na	mg/L	67.7	63.9	56.0	62.3
K	mg/L					9.5	K	mg/L	5.4	4.8	4.7	4.6
Ca	mg/L					76.0	Ca	mg/L	53.4	63.3	82.6	73.7
Mg	mg/L					16.9	Mg	mg/L	10.5	10.0	10.8	10.1
NH4	mg/L	0.03		0.01	0.02	0.36	NH4	mg/L	0.03	0.01	0.01	0.02
Fe	mg/L		<0.01	1.50	0.96	0.86	Fe	mg/L	0.01	0.02	1.59	0.87
Mn	mg/L			0.68	0.32	0.18	Mn	mg/L	0.01	0.00	0.66	0.29
SiO2	mg/L					5.5	SiO2	mg/L	2.4	3.0	3.2	3.4
Al	ug/L	6	2	2	1.5	<7	Cs	ug/L	0.100	0.008	0.005	0.008
As	ug/L	0.7	0.8	0.8	1.3	<1	Gd	ug/L	0.008	0.015	0.005	0.008
B	ug/L	61.5	61	37	30	107	La	ug/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Ba	ug/L	39	38	11	19	24	Li	ug/L	10.1	9.8	11.1	7
Be	ug/L	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	Mo	ug/L	2.0	2.1	0.5	1.0
Br	ug/L	213	196	181	173	207	Nb	ug/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
bromate	ug/L					<0.5	Nd	ug/L	0.008	0.008	0.005	0.005
Cd	ug/L	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.1	Rb	ug/L	4.8	4.8	0.9	0.5
Co	ug/L	0.14	0.08	0.11	0.04	<0.4	Sb	ug/L	0.26	0.29	0.03	0.03
Cr	ug/L	0.38	0.48	0.25	0.43	<0.8	Sn	ug/L	0.03	0.03	0.06	0.05
Cu	ug/L	3.1	1.9	0.7	0.6	<3	Sr	ug/L	391	381	438	379
F	ug/L	90	110		110	161	Tl	ug/L	0.008	0.008	0.005	0.005
Hg	ug/L	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.038	U	ug/L	0.44	0.43	0.01	0.01
Ni	ug/L	2.0	1.6	0.2	0.5	<5	W	ug/L	0.05	0.01	0.03	0.07
Pb	ug/L	0.2	0.1	0.4	0.1	0.6	Amidotrizoic acid	ug/L	0.07	0.08	0.05	0.04
V	ug/L	0.6	0.6	0.4	0.4	<5	CCl2Br	ug/L	0.15	0.12	0.01	0.01
Zn	ug/L	2	2	2	3	6	Carbamazepine	ug/L	0.05	0.07	0.05	0.02
atrazine	ug/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.004	Carbendazim	ug/L	0.01	0.02		<0.01
bentazone	ug/L	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.02	Diglyme	ug/L	0.44	0.09	0.04	0.05
Sum trihalomethanes	ug/L					<0.1	lohexol	ug/L	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
2,3,4,5-tetrachlorophenol	ug/L					<0.02	lomeprol	ug/L	0.04	<0.01	<0.01	<0.01
DTPA	ug/L					<3	Iopamidol	ug/L	0.08	0.06	0.10	0.05
Sum Borneff PAH	ug/L					<0.05	Iopromide	ug/L	0.06	<0.01	<0.01	<0.01
Turbidity	FTU					2.0	Ioxaglinic acid	ug/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
N-Kjeldahl	mg N/L					0.49	iso-nonyfenol	ug/L	0.078	0.19		0.096
NO2	mg/L					<0.006	MTBE	ug/L	0.05	0.13	0.09	0.07
UV-extinction 254 nm	E/m					5.0	PFOA	ug/L	0.008	0.008		0.009
Colour	mg Pt/L					7.8	PFOS	ug/L	0.013	0.013		0.01
Coli 37 °C						0.7	Phenazone	ug/L	0.05	<0.01	<0.01	<0.01
Thermotol coli 44°C	CFU / 100cc					0.8	Sulfamethoxazole	ug/L	0.013	0.018	<0.01	<0.01
Fecal streptococs 37°C						0.7	TCEP	ug/L	0.18	0.06		0.06
SO3 reduc. Clostridia						0.7	tert-octylphenol	ug/L	0.025	0.046		0.067
							Trichloromethane	ug/L	0.17	0.17	0.01	0.01
							Triglyme	ug/L	0.26	<0.1		<0.1

- tijdens bodempassage nemen de concentraties duidelijk toe van SO₄, HCO₃, PO₄, Ca, Fe, Mn, Sn, SiO₂, As, isononylfenol en tert-octylfenol. De achterliggende processen zijn pyrietoxidatie (SO₄, Fe, As), kalkoplossing (Ca, HCO₃), en desorptie (PO₄, Sn, fenolen). De desorptie duidt op hogere concentraties in het oorspronkelijke grondwater (PO₄) en in het infiltratiewater (PO₄, Sn en fenolen).
- tijdens bodempassage veranderen de concentraties niet/nauwelijks voor Cl, Br, Na, K, Mg, Cr, Pb, Zn, Cs, Gd, Li, iopamidol, MTBE en perfluorverbindingen (PFOA, PFOS). Variaties in hun concentratie hangen waarschijnlijk vooral samen met fluctuaties in de input.

Via multitracing is het geïnfiltrateerde water goed herkenbaar te midden van gebiedseigen duingrondwater, ondanks variaties in bijdragen van Lek- en IJsselmeerwater waarvan de samenstelling toch behoorlijk uiteenloopt (Groot et al., 2006; Groot et al. 2007). Gevonden

werd dat de combinatie van ^{18}O en de Cl/HCO_3 -verhouding een goed en praktisch uitvoerbaar onderscheid leverden. De beste tracercombinatie blijkt evenwel $\text{Cl}/\text{Br} + {}^2\text{H}/^{18}\text{O}$, en de eenvoudigste $\text{Cl}/\text{Br} + \text{Cl}/\text{HCO}_3$ (Fig.2.14).

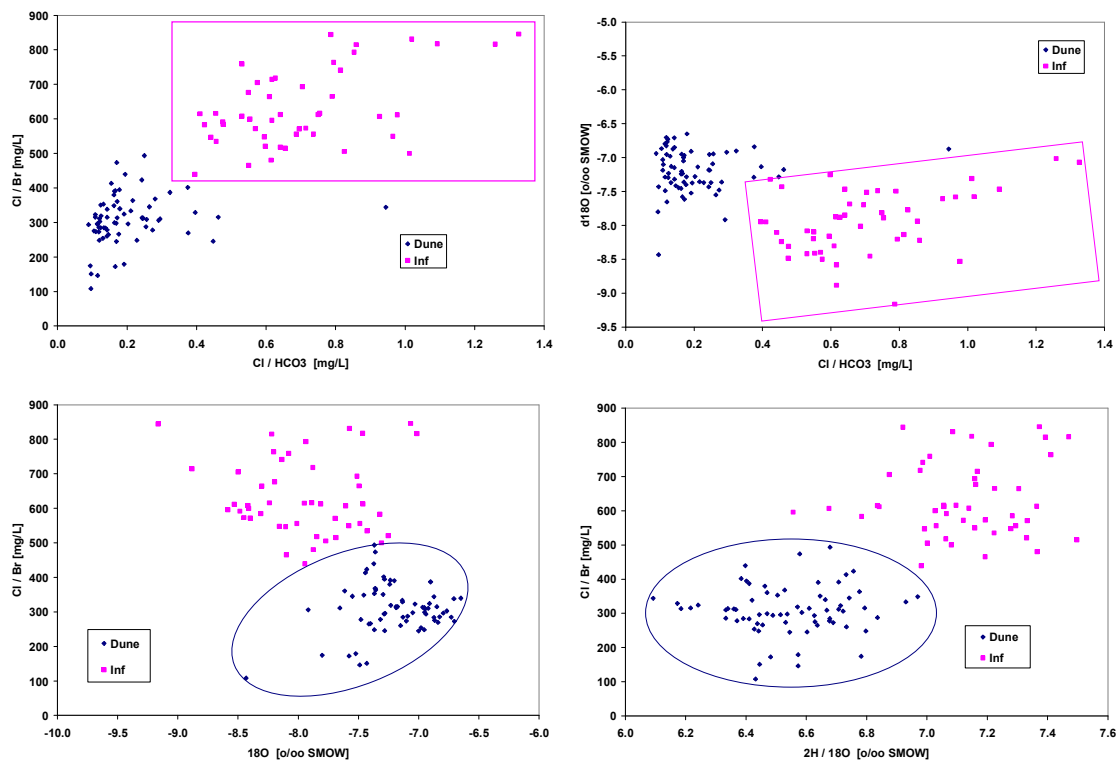


FIG. 2.14. Herkenning van infiltratiewater bestaande uit Lek- en/of IJsselmeerwater te midden van gebiedseigen duingrondwater in open infiltratiegebied Castricum en diepinfiltratie Watervlak. Gebaseerd op gegevens in Groot (2007). De beste tracercombinatie is $\text{Cl}/\text{Br} + {}^2\text{H}/^{18}\text{O}$, de eenvoudigste $\text{Cl}/\text{Br} + \text{Cl}/\text{HCO}_3$.

2.4.2 Waalsdorp

De diepinfiltratie Waalsdorp (DIW) is in 1990 door de toenmalige DZH (thans Dunea) in bedrijf genomen. Het systeem bestaat uit een rij van 24 infiltratieputten met aan beide zijden op ca. 120 m afstand een rij van terugwinputten, goed voor een capaciteit van 4 Mm^3/jaar . Deze capaciteit is alleen in de beginjaren benut. Sedert 1993 varieert de productie van ca. 1.5 tot 3 Mm^3/j .

De infiltratieputten hebben hun filter op ca. 25-60 m-NAP, de 10 winputten aan de zeezijde op 20-35 m-NAP en de 12 winputten aan de landzijde op 30-45 m-NAP (Fig.2.15). Het systeem is beschreven door o.a. de Jonge et al. (1996) en Fritz & Van der Hagen (2000).

Een goede infiltreerbaarheid en kwaliteitsverbetering van het water worden bereikt door een extra voorzuivering op lokatie van het reeds voorgezuiverde Maaswater, via achtereenvolgens vlokvorming, flotatie, snelfiltratie en sinds 1999 actief-koolfiltratie. Door restrictief beleid en de introductie van microzeven in Brakel in 2001 is de (incidentele) transportchloring te Brakel sedert 1997 aanzienlijk afgenomen.

De extra voorzuivering heeft geresulteerd in een uiterst langzame en beheersbare mate van verstopping van de infiltratieputten (Bonte et al., 2009). De verstopping kent een duidelijk seizoenspatroon, met oplopende weerstand in het voorjaar en spontane regeneratie in het najaar. In de winter wordt niet/nauwelijks geïnfiltreerd, wat bijdraagt aan de spontane regeneratie. Toch is het na 18 jaar infiltreren eenmalig noodzakelijk gebleken om de putten te regenereren met ?? De aard van de verstopping was deels chemisch (voornamelijk ijzer- en

mangaanoxiden) deels microbiologisch. Als oorzaken van verstopping zijn genoemd: de lage maar continue belasting met Fe- en Mn-oxiden in aangevoerd Maaswater, de onvolledige verwijdering van Fe-vlokken uit de extra coagulatie, de belasting met assimileerbare organische koolstof vooral na het stoppen van de transportchloring, en het in de winter langdurige stilstaan van de infiltratie waardoor zich redoxreacties gaan afspelen in de vervuilde boorgatwand en watertypen gaan mengen door kortsluitstroming via het putfilter (Bonte et al., 2009).

Waterkwaliteitsgegevens in Tabel 2.5 onthullen o.a. het volgende:

- het redoxfront bevond zich na ca. 18 jaar diepinfiltratie ergens tussen 21 en 48 m afstand, hetgeen blijkt als sinds ca. 1997 zo is. Blijkbaar verloopt ook hier de uitloging zeer traag;
- het systeem leidt tot een uitstekende waterkwaliteit, waarbij de concentraties sporelementen (incl. zware metalen) en OMIVE i.h.a. zeer laag zijn, mede dankzij de uitgebreide voorzuivering;
- tijdens bodempassage nemen de concentraties duidelijk af van O_2 , NO_3 , DOC, Al, B, Ba, Co, Ni, Pb, V, Cs, Mo, Rb, Sb, Sn, Tl, U, pathogene micro-organismen (niet weergegeven), en vele OMIVE waaronder amidotriazoëzuur, trihalomethanen, AMPA, atrazine, lindaan, simazine, carbamazepine, iohexol, iomeprol, iopamidol en iopromide. Hieraan liggen ten grondslag de processen reductie (O_2 , NO_3 , gedeeltelijk trihalomethanen), oxidatie (DOC), sorptie en (co)precipitatie (spore-elementen), en voornamelijk sorptie en biodegradatie (OMIVE).
- tijdens bodempassage nemen de concentraties duidelijk toe van SO_4 , HCO_3 , PO_4 , Ca, Fe, Mn, NH_4 , SiO_2 , As, La, Nd, Sn, Sr, W, MTBE en diuron. De achterliggende processen zijn pyrietoxidatie (SO_4 , Fe, As), kalkoplossing (Ca, Sr, HCO_3), desorptie (PO_4 , spore-elementen, MTBE en diuron). De desorptie duidt op hogere concentraties in het oorspronkelijke grondwater of in het infiltratiewater.
- tijdens bodempassage veranderen de concentraties niet/nauwelijks voor Cl, Br, Na, K, Mg, Zn, Gd, Li, tritium, 1,2-dichloorpropan, 1,2-dichloorethaan, bentazon, diglyme en perfluorverbindingen (PFOA, PFOS). Variaties in hun concentratie hangen waarschijnlijk vooral samen met fluctuaties in de input.

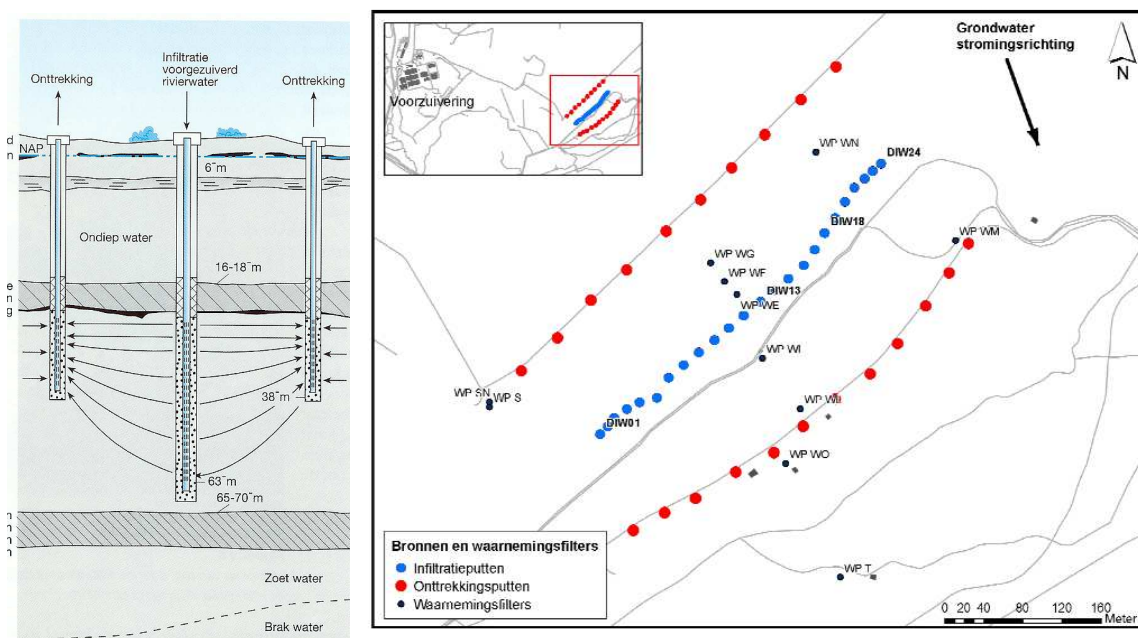


FIG. 2.15. Situatie Diepinfiltratie van Dunea op Waalsdorper Vlakte (Links naar Dufour, ??; Rechts naar Fritz & Van der Hagen 2000).

TABEL 2.5. Overzicht van de waterkwaliteitsveranderingen in het ATR-systeem Waalsdorpervlakte van Dunea. Links: gemiddelde voor periode 1990-1999 (gebaseerd op data in Fritz en Van der Hagen 2000); Rechts: gemiddelde meetresultaten 2005-2006 (gebaseerd op data in Van Rooyen 2006 en Segers 2007).

Parameter	Unit	Input	WE34	WG32	Output	Parameter	Unit	Input	WE34	WG32	Output
Distance in aquifer	m	0	23	64	120	Distance in aquifer	m	0	23	64	120
Travel time	d	0	21	48	112	Travel time	d	0	21	48	112
EC 20oC	uS/cm	564			676	EC 20oC	uS/cm	492	588	626	619
Temp	oC	14.0			14.0	Temp	oC	19.7	17.7	16.6	15.0
pH		7.50	7.43	7.45	7.50	pH		6.9	7.6	7.6	7.6
O2	mg/L	9.4	0.5	0.6	1.4	DOC	mg/L	2.2	2.05	1.65	2.2
DOC	mg/L	2.3			2.1	Fe	mg/L	0.02	0.02	0.92	0.96
Suspended solids	mg/L	<0.2			3.00	Mn	mg/L	0.000	0.129	0.868	0.375
Cl	mg/L	69.0	70.1	72.6	78.0	Cl	mg/L	75	70	62	71
SO4	mg/L	70.0	85.5	83.8	84.0	SO4	mg/L	48.1	60.8	65.9	70.3
HCO3	mg/L	150	207	213	223	HCO3	mg/L	101	165	195	202
NO3	mg/L	14.2	0.2	0.1	<0.9	NO3	mg/L	11.0	9.1	0.0	0.0
PO4	mg/L	<0.06	0.10	0.19	0.92	PO4	mg/L	0.05	0.05	0.23	0.64
Na	mg/L	41.0	41.2	42.1	44.0	Ca	mg/L	57.5	78.6	84.2	83.9
K	mg/L	5.7	5.7	5.4	5.8	Al	ug/L	8	3	2	3
Ca	mg/L	68.0	88.8	91.0	90.0	As	ug/L	0.3	0.6	2.0	0.7
Mg	mg/L	8.9	8.8	8.8	12.1	Co	ug/L	0.28	0.17	0.04	0.86
NH4	mg/L	0.02	0.10	0.32	1.29	Cs	ug/L	0.04	0.01	0.008	0.005
Fe	mg/L	<0.01	0.63	1.22	1.10	Gd	ug/L	0.013	0.01	0.01	0.01
Mn	mg/L	<0.01	0.79	0.56	0.29	La	ug/L	0.008	0.008	0.01	0.07
SiO2	mg/L	3.6			16.3	Li	ug/L	6.5	6.9	7	7.2
Al	ug/L	47			<5	Mo	ug/L	1.20	1.35	0.95	0.80
As	ug/L	<1			<1	Nb	ug/L	0.008	0.008	0.01	0.005
B	ug/L	130			120	Nd	ug/L	0.008	0.005	0.01	0.06
Ba	ug/L	51			26	Ni	ug/L	3.9	2.8	0.5	1.8
Br	ug/L	120			130	Pb	ug/L	0.6	0.5	0.1	0.1
Cd	ug/L	<0.2			<0.2	Rb	ug/L	4.58	4.76	1.19	1.55
Cu	ug/L	6.6			11.0	Sb	ug/L	0.28	0.36	0.03	0.06
F	ug/L	220			160	Sn	ug/L	1.04	0.31	0.15	0.14
Ni	ug/L	3.6			1.2	Sr	ug/L	198	246	249	350
Sb	ug/L	<0.5			<0.5	Tl	ug/L	0.10	0.008	0.005	0.005
Pb	ug/L	<5			<5	U	ug/L	0.09	0.24	0.01	0.01
Zn	ug/L	8			11	V	ug/L	0.3	0.3	0.2	0.4
W	ug/L					W	ug/L	0.01	0.01	0.07	0.17
AMPA	ug/L	0.10			<0.03	1,4-Dioxane	ug/L	<0.1	<0.1	<0.1	
atrazine	ug/L	0.11			<0.03	Amidotrizoic acid	ug/L	0.08	0.07	0.04	0.01
diurone	ug/L	<0.03			0.05	Carbamazepine	ug/L	0.021	0.019	<0.01	<0.01
simazine	ug/L	0.06			<0.03	Carbendazim	ug/L	0.013	0.017	0.011	
bentazone	ug/L	<0.05			0.06	Diglyme	ug/L	0.22	0.23	0.21	0.21
lindane	ug/L	0.02			0.006	fenazon	ug/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
isoproturone	ug/L	<0.03			<0.03	lohexol	ug/L	0.046	<0.01	<0.01	<0.01
1,2-DCl-propaan	ug/L	0.13			0.13	lomeprol	ug/L	0.044	<0.01	<0.01	<0.01
1,2-DCEa	ug/L	0.9			0.9	lopamidol	ug/L	0.051	0.030	0.028	0.020
tri	ug/L	<0.03			<0.03	lpropiride	ug/L	0.049	<0.01	<0.01	<0.01
CCI3	ug/L	1.9			<0.03	loxaglinic acid	ug/L	0.011	<0.01	<0.01	<0.01
CCI2Br	ug/L	1.2			<0.03	ioxitalamine acid	ug/L	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
HCB	ug/L	<0.005			<0.005	MTBE	ug/L	0.15	0.06	0.86	0.86
phenanthrene	ug/L	<0.01			<0.01	PFOA	ug/L	0.014	0.014	0.011	
BAP	ug/L	<0.005			<0.005	PFOS	ug/L	0.007	0.006	0.004	
3H	Bq/L	8.0			8.0	Primidone	ug/L	0.044	0.073		
						TCEP	ug/L	0.044	0.073	0.0125	

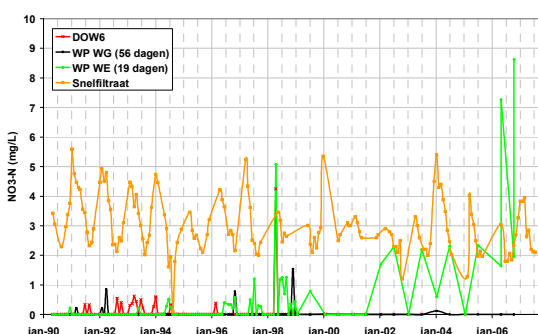
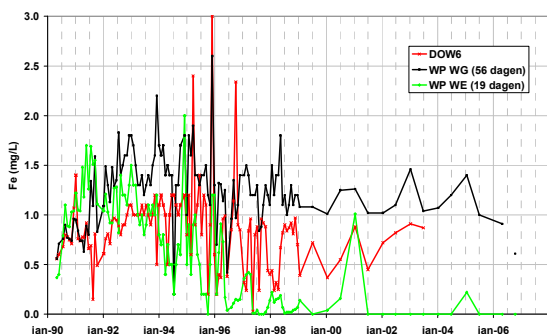


FIG. 2.16. Verloop van totaal Fe en NO₃-N in het meetsysteem van de diepinfiltratie Waalsdorp, waaruit trage doorslag van NO₃ blijkt in periode 1996-2001 gevolgd door vrijwel volledige doorslag daarna (naar Bonte et al., 2009). Sneelfiltraat is het aangevoerde infiltratiewater (voor Fe niet weergegeven want <0.05 mg/L). Waarnemingsputten WE en WG staan op resp. 23 en 64 m afstand met resp. 19 en 56 dagen reistijd van de infiltratieput. DOW 6 is terugwinput 6 op ca. 120 m afstand en 120 dagen reistijd.

2.4.3 Toevoersloot Waternet

Op relatief kleine schaal heeft Waternet 7 jaar lang (juni 1994 – december 2001) een operationeel ATR-systeem bedreven met 4 infiltratieputten die in totaal 6.2 Mm³ voorgezuiverd Rijnwater diepinfiltreerden (gemiddeld debiet 24 m³/h/put) langs de zogenaamde toevoersloot (Fig.2.17). De bijzondere extra voorzuivering bestond uit een lokale aquaductbodempassage in de toevoersloot, waarover meer in par.2.6.2.

De ervaringen zijn opgetekend door Van Duijvenbode & Olsthoorn (2002), diverse interne rapporten door Van Duijvenbode (zie referenties in laatstgenoemde publicatie) en de la Loma González (2011). Hoofddoel van het systeem was het testen van de haalbaarheid, duurzaamheid en kosten van een destijds voorgesteld ATR-systeem van 13 Mm³/j.

Putverstopping werd voornamelijk veroorzaakt door chemische en biologische ijzeroxidatie waarbij ijzervlokken, bacterieschedes en bacterieslijmen zorgden voor obstructie. Dit gebeurde vooral wanneer de temperatuur >17°C bedroeg, wat leidde tot reductieve oplossing van ijzerhydroxiden uit het filterbed in de toevoersloot. De verstopping van de infiltratieputten kon goed bestreden worden door een geautomatiseerd terugpompgregiem van 10 minuten (als het waterpeil in de infiltratieput >3.5 m boven normaal/statisch bedroeg), en door met perslucht te jutteren. Het terugpompen was 10-30 maal/dag nodig in de zomerperiode, en vrijwel niet in de winter. Het jutteren met perslucht is eenmalig uitgevoerd, waarbij met een interval van 3 minuten gedurende enkele uren een druk ter grootte van 15 m waterkolom werd uitgeoefend waarna de druk telkens instantaan werd weggenomen.

De hydrochemische analyseresultaten in Tabel 2.6 laten zien dat het infiltratiewater tijdens bodempassage snel alle NO₃, en groot deel van O₂ en DOC verliest, doch Fe, PO₄, NH₄, Ca, HCO₃ en SO₄ oplost. De O₂ data lijken onbetrouwbaar omdat zowel O₂ als Fe duidelijk aantoonbaar is, terwijl NO₃ vrijwel volledig verdween, wat op volledige anaërobie duidt. De achterliggende processen in de doelaquifer zijn, zoals elders (Stuyfzand, 1998), de oxidatie van pyriet en organische stof, waarbij kalk oplost.

Interessant zijn de waarnemingen in februari 2009, ruim 8 jaar na het stoppen van de infiltratiepilot (Tabel 2.7). De injectiebel moet sedert december 2001 in zuidoostelijke richting zijn afgedreven en daarbij iets in verticale richting zijn afgezakt onder invloed van de overdruk vanuit de freatische aquifer (de la Loma González, 2011). Desondanks bevatten alle onderzochte filters uit Tabel 2.7 geïnfilterd Rijnwater (o.a. blijkend uit de hoge Cl/Br-verhouding en lage ¹⁸O-gehalten (Stuyfzand, 2010). Er kan evenwel sprake zijn van 2 typen geïnfilterd Rijnwater: (a) het oppervlakkig geïnfilterde water via het stelsel van infiltratiegeulen en toevoerkanalen; en (b) het diepgeïnfilterde.

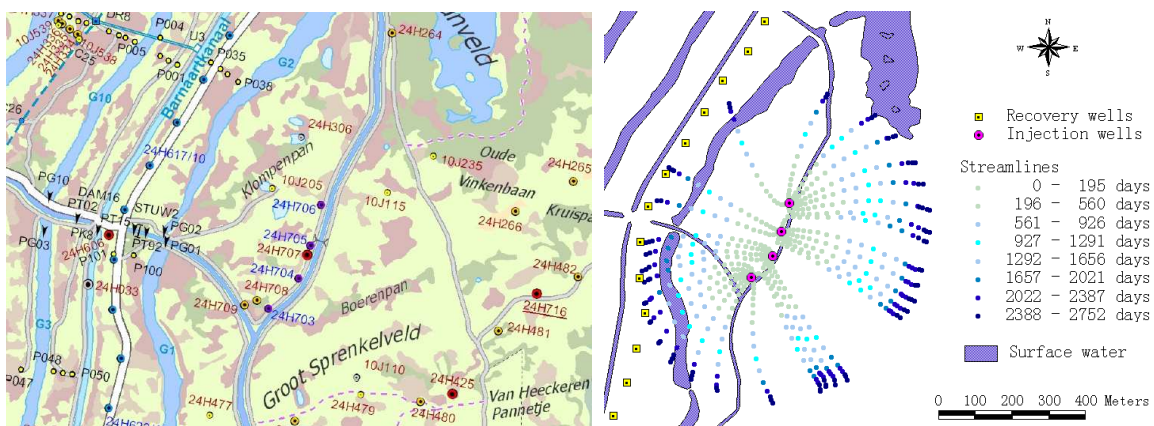


FIG. 2.17. Links: Locatie van het ATR-systeem bij de toevoersloot, met de 4 infiltratieputten (24H.703-706) en de 3 waarnemingsputten (24H.707-709). Rechts: Berekende verspreiding van het infiltratiewater in de ondergrond tijdens de 2752 dagen durende infiltratieperiode (naar Van Duijvenbode & Olsthoorn, 2002).

TABEL 2.6. Overzicht van de waterkwaliteitsgegevens m.b.t. het ATR-systeem bij de toevoersloot (gedeeltelijk gebaseerd op gegevens in Van Duijvenbode & Olsthoorn, 2002). Native mean = gemiddelde samenstelling van grondwater in waarnemingsputten 707-709, in 1993 vóór start van infiltratie. Input = gemiddelde samenstelling infiltratiewater in 2001. 707-709 = samenstelling infiltraat in 2002, vlak na beëindiging infiltratiepilot, vermoedelijk op ca. 41 m-NAP.

Parameter	Unit	Native	Input	707	708	709
Distance in aquifer	m	mean	2001	19	29	48
Travel time	d	0	0	31-44	71-103	195-281
O2	mg/L	0	8.4	5.5	2.3	2.1
DOC	mg/L	3.2	2.2	1.4	1.2	1.4
Cl	mg/L	39	84	87	84	89
SO4	mg/L	6	52.1	69.0	66.0	68.0
HCO3	mg/L	380	167	220	200	210
NO3	mg/L	<0.2	11.2	0.3	0.4	0.4
PO4	mg/L	0.85	0.09	0.10	0.20	0.50
Ca	mg/L	62	69.6	90.0	78.0	84.0
Mg	mg/L	9	10.7	12.0	10.0	10.0
NH4	mg/L	2	0.01	0.05	0.05	0.08
Fe	mg/L	0.7	0.02	0.40	1.20	1.60

TABEL 2.7. Overzicht van de waterkwaliteitsgegevens m.b.t. het ATR-systeem bij de toevoersloot in februari 2009, ruim 8 jaar na beëindiging infiltratiepilot (gebaseerd op data verkregen van Waternet).

monitoring point		injection wells			Observation wells						rec.well		
name	Unit	24H703	24H704	24H706	24H707	24H708		24H709		24H618			
distance to inj.well	m	0			19	29		48		400			
upfillev	m+MSL	44.0	44.0	44.0	25.7	43.7	25.3	40.3	52.8	25.7	40.7	53.2	30.0
lowfillev	m+MSL	45.0	45.0	45.0	26.7	44.7	26.3	41.3	53.8	26.7	41.7	54.2	40.0
EC	mS/m	73.1	72.6	69.7	75.9	64.7	74.1	70.4	72.7	72.1	70.9	73.4	80.9
pH field	-	7.54	7.65	7.50	7.60	7.40	7.55	7.52	7.44	7.52	7.54	7.38	7.51
T field	°C	12.2	12.4	12.1	11.5	11.5	11.8	11.7	11.9	12.2	11.2	12.0	11.1
O2 field	mg/L	0.42	0.41	0.87	0.63	0.40	0.27	0.17	0.28	0.42	0.26	0.24	1.10
Cl	mg/L	97.7	97.5	88.1	117.6	84.4	108.8	105.7	98.5	104.6	108.0	102.6	137.6
Br	ug/L	179	210	179	192	129	181	157	146	172	168	162	183
SO4	mg/L	23.7	72.7	58.4	46.4	69.8	53.6	76.9	71.2	45.2	70.5	62.9	58.9
HCO3	mg/L	250	254	273	263	217	259	182	206	227	171	256	194
NO3	mg/L	0.30	0.13	0.10	0.31	0.12	0.21	0.27	0.12	0.17	0.12	0.12	0.09
PO4o	mg/L	1.14	0.36	0.18	1.19	0.60	0.86	0.25	0.24	0.73	0.58	0.48	1.24
PO4.T	mg/L	1.94	0.57	0.26	0.66	0.34	0.51	0.21	0.18	0.48	0.36	0.32	1.32
Na	mg/L	27.4	51.6	47.1	49.1	48.2	44.7	56.4	58.1	48.8	57.6	52.7	62.6
K	mg/L	6.8	4.5	5.5	5.8	4.4	6.0	5.0	5.4	5.5	5.7	6.2	3.8
Ca	mg/L	113.6	92.5	95.2	112.9	89.7	103.0	89.9	95.3	101.7	90.2	102.7	97.4
Mg	mg/L	17.3	15.0	16.6	13.0	11.5	14.3	12.3	13.5	13.4	12.5	13.7	7.7
Fe	mg/L	4.67	2.65	0.59	0.44	0.90	0.94	1.51	1.48	1.30	1.08	1.52	1.25
Mn	mg/L	2.38	6.29	2.85	0.57	0.99	0.69	0.43	0.82	1.03	0.38	0.35	0.35
NH4 (mg/l)	mg/L	2.62	0.96	0.82	0.47	0.11	2.05	0.12	0.08	0.65	0.13	0.14	1.87
SiO2	mg/L	31.9	6.7	8.3	48.5	8.7	35.2	12.1	9.5	26.8	14.7	11.5	39.9
O-18	‰ SMOW	-8.10	-8.96	-8.67	-8.40	-8.77	-8.68	-8.94	-8.92	-8.39	-9.15	-9.31	-8.68

Dit hydrochemisch interessante detail, dat niet in rapporten verscheen, maakt het noodzakelijk om het diepgeïnfiltrerde Rijnwater chemisch te onderscheiden van Rijnwater dat via geulen infiltrerde tot in het diepe watervoerende pakket op 20-60 m-NAP. De normale conservatieve tracers helpen onvoldoende bij het onderscheid, maar een geochemische tracer als SiO₂ juist wel. Aanzienlijk hogere SiO₂-concentraties markeren het open geïnfiltrerde Rijnwater dat slecht-doorlatende Holocene lagen met veel biogeen opaal (SiO₂.nH₂O) moest passeren (Tabel 2.7). Het diep-geïnfiltrerde Rijnwater kwam niet in contact met deze reactieve bodemlagen met aanzienlijk lagere SiO₂ concentraties als gevolg. Zodoende valt het in Tabel 2.7 groen gemarkeerde infiltraat te bestempelen als Rijnwater dat voornamelijk via open infiltratie doordrong tot de diepe aquifer, en de in Tabel 2.7 anders gekleurde infiltraten als diepgeïnfiltrerd Rijnwater. Daarbij valt tevens op dat het open geïnfiltrerde Rijnwater enige sulfaatreductie heeft ondergaan tijdens trage passage van de Holocene kleilagen.

Andere belangrijke conclusie uit Tabel 2.7 zijn de volgende:

(1) het diepgeïnfiltrerde water heeft na 8 jaar op 41-44 m-NAP maar weinig meer Ca, HCO₃, Fe, PO₄ en NH₄ opgelost in vergelijking met 2002. Het zeer langdurig bergen van water in de ondergrond verandert de macrochemisch na vele jaren zeer weinig t.o.v. kort geborgen water;

en (2) het water uit het waarnemingsfilter op 44.5 m-NAP in de infiltratieputten bevat veel hogere concentraties aan o.a. Mn, NH₄ en HCO₃ dan dat uit de waarnemingsputten. Dit wijst op een verhoogde oxidatie van organische stof dichtbij rond de infiltratieput, t.g.v. de accumulatie van biomassa aldaar tijdens injectie (zie ook § 2.2.4).

2.5 Te verwachten waterkwaliteitsveranderingen bij (meer) diepinfiltratie

Stuyfzand (1989) vergeleek de kunstmatige infiltratie via vijvers en putten (ATR) met elkaar in geohydrochemisch opzicht. Kort gezegd komt het erop neer dat de inschakeling van diepinfiltratie als uitbreiding of gedeeltelijke vervanging van de open infiltratie van oppervlaktewater in de duinen, naar alle waarschijnlijkheid de volgende gevolgen voor het totaal teruggewonnen ruwe water heeft:

- Tijdelijk, in verband met uitloging van en sorptie aan het diepe anoxische pakket, een concentratietoename van Ca, HCO₃, SO₄, Fe, Mn, PO₄, NH₄, Mg en K, en een afname voor vele goed adsorberende organische microverontreinigingen (OMIVE), sporenelementen als Ba, B, Cd, Cu, F en Li, en NO₃. Enige tijd na de concentratietoename van Fe en SO₄ ten gevolge van de oxydatie van pyriet, is ook een toename van elementen mogelijk, die als sporen in pyriet zitten zoals As en Ni; en
- Op de lange termijn, na enkele jaren een toename voor een aantal vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen vanwege uitloging van niet-gestabiliseerde organische stof en het ontbreken van een vijver met daarin optredende vervluchtiging.

Daarnaast kan er dankzij meer diepinfiltratie aanvankelijk een betere verwijdering van die OMIVE optreden die in anoxisch milieu beter afgebroken worden dan in (sub)oxisch milieu, terwijl het omgekeerde geldt voor die OMIVE die juist beter afgebroken worden in anoxisch milieu.

2.6 Bijzondere oplossingen

2.6.1 Oeverfiltraat voor diepinfiltratie

Ter verkenning van de mogelijkheden van alternatieve bronnen voor de drinkwatervoorziening in de provincie Utrecht startte toenmalig Waterleidingbedrijf Midden-Nederland (thans Vitens) in 1977 een proefproject 'Diepinfiltratie-OEvergrondwater'. Het principe hiervan, weergegeven in Fig.2.13, is later het OEDI-concept genoemd. De oeverfiltratie vond plaats aan de Nederrijn te Remmerden, de voorzuivering, diepinfiltratie, terugwinning en nazuivering bij pompstation Leersum.

Dit OEDI-systeem heeft bijna 5 jaar uitstekend gefunctioneerd (1983-1988), na een voorafgaande periode van 5 jaar proefdraaien met oeverfiltratie en voorzuivering op de locatie Remmerden. De ervaringen zijn deels vastgelegd door Vogelaar (1996) en Van der Laan (1989).

De winning van oeverfiltraat leverde vrijwel geen problemen op. Wel was er een schermput nodig (PP2 in Fig.2.13) om met trichlooretheen verontreinigd grondwater van de Utrechtse Heuvelrug af te vangen. Over verstopping van rivierbodem en winput wordt geen melding gemaakt, hoewel de kans op verstopping van vooral de winput met ijzer(hydr)oxiden redelijk hoog was gezien de stratificatie van oeverfiltraat met verschillend redoxniveau. Immers ondiep, tussen de strekdammen infiltrerend Rijnwater vertoonde een diep anoxische facies als gevolg van contact met slibhoudend materiaal, terwijl de diepere deelstroom vanuit de vaargeul veel aërober was (Fig.2.13). De oeverfiltratie leidde tot een aanzienlijk betere waterkwaliteit dankzij afvlakking van kwaliteitsfluctuaties en reductie van zwevend stof, zware metalen, organische microverontreinigingen, bacteriën, virussen en radio-activiteit. De toename van Fe, Mn, As en NH₄ tijdens bodempassage noopte tot een voorzuivering bestaande uit droogfiltratie, koolfiltratie en natfiltratie. Die stappen bleken voldoende om een goede infiltreerbaarheid te bereiken.

Van der Laan (1989) noemt nog een probleem met de microbiologische kwaliteit van het oeverfiltraat tijdens hoogwater op de rivier. Dit is niet zo verwonderlijk bedenkende dat winput PP1 slechts 30 m uit de oever stond, in het zomerbed.

De diepinfiltratie van voorgezuiverd oeverfiltraat verliep nagenoeg zonder putverstopping. Het aerobe infiltratiewater ondervond in de van oorsprong aërobe bovenetage van de doelaquifer weinig reductie, op grotere diepte (beneden 45-50 m-NAP) duidelijk wel. In de benedenetage was sprake van pyrietoxidatie, leidend tot relatief hoge concentraties van Fe, Mn, SO₄ en waarschijnlijk ook As en Ni. Onderzoek naar het gedrag van zware metalen tijdens bodempassage werd helaas sterk beïnvloed door aanzuring van ongefiltreerde monsters. Dat resulteerde in grillige pieken van tijdens afpomping mobiliserende bodemdeeltjes die in het zuur oplostten. Niettemin lijkt er sprake te zijn van Ni-mobilisatie door pyrietoxidatie.

De winning bij Leersum van zowel aëroob als anaëroob grondwater verhoogt de kans op chemische putverstopping door menging van watertypen. Bij de infiltratie en terugwinning gaat daarom de voorkeur uit naar een volledig aërobe ondergrond. Lange verblijftijden in het bodemsysteem zorgden ervoor dat het water op natuurlijke wijze hygiënisch betrouwbaar werd en dat de resterende kwaliteitsfluctuaties van het geïnfiltreerde oeverfiltraat verder werden afgevlakt.

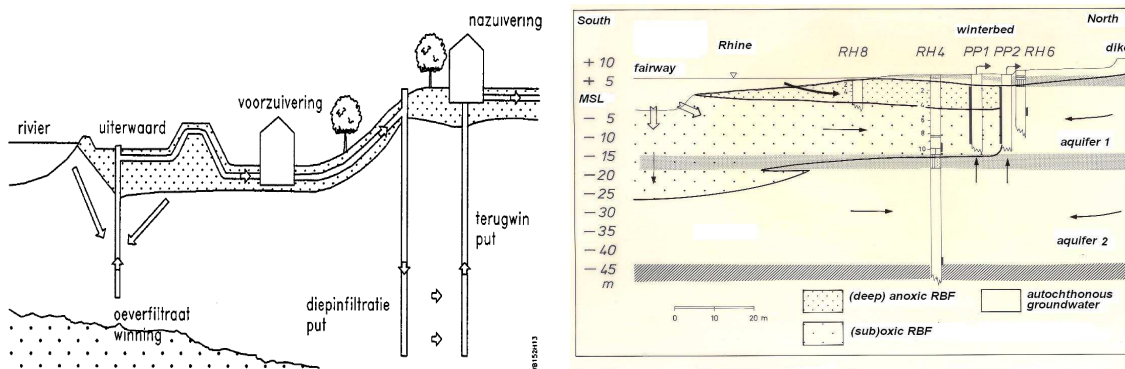


FIG. 2.18. Het OEDI-concept (Vogelaar, 1996) zoals toegepast te Remmerden (oeverfiltraatwinning) en Leersum (ATR), met in rechter figuur de ruimtelijke verdeling van watersoorten en redox zones te Remmerden (naar Stuyfzand, 1985).

2.6.2 Een draincollector voor diepinfiltratie

Draincollectoren als extra voorzuivering van bij inname voorgezuiverd oppervlaktewater zijn o.a. beproefd door PWN (Wildschut, 1988) en Waternet (Schuurmans & Steinmetz, 1989; Stuyfzand & Steinmetz, 1990; Van Duijvenbode & Olsthoorn 2002). Hoofddoel van een draincollector is het verder verlagen van de verstoppingspotentie van infiltratiewater, om de infiltratieput zo lang mogelijk verstoppingsvrij te houden. Als secundaire voordelen werden gezien: capaciteitsverhoging zonder extra ruimtebeslag en geen chemicaliën nodig zoals bij extra coagulatie.

Er zijn 2 typen draincollector:

- *type pandbodempassage* (PBP), waarbij de kwaliteitsveranderingen in een infiltratiepand substantieel bijdragen aan de werking van het systeem (het infiltratiewater passeert zowel het pand als de bodem); en
- *type aquaductbodempassage* (ABP), waarbij de kwaliteitsveranderingen in het influente aquaduct geen rol van betekenis spelen t.g.v. de hoge stroomsnelheid en korte verblijftijd erin.

Type Pandbodempassage (PBP)

De ervaringen van PWN en die van Waternet bij geul 1 (voeding van ASR-put PP1; par.2.3.1) zijn uitgewerkt door Stuyfzand & Steinmetz (1990). De proeven bij geul 1 (Fig.2.19 links), waarvan de opstelling in latere fase is weergegeven in Fig.2.19 rechts), zijn waarschijnlijk de meest uitgebreide geweest. De volgende ervaringen zijn opgedaan:

- Vooral in de zomermaanden (als de temperatuur >10°C bedraagt) ontstonden oncontroleerbare verstoppingsproblemen met de drains doordat zich op de geulbodem slib afzette rijk aan labiele organische stof. Door oxidatie hiervan werd het infiltrerende water op diverse locaties anoxisch zodat Fe(II) oploste vanuit de ijzerhuidjes om zandkorrels. Door menging van dit anoxische water in de drain met infiltrerend zuurstofrijk water (met weinig/geen interactie met bodemslib) ontstonden ijzervlokken en kwamen ijzeroxiderende bacteriën tot bloei. Een tweede bron van zwevend stof in het drainwater bestond waarschijnlijk uit zeer fijne deeltjes (klei, diatomeeënpantersers e.d.) uit het bodemslib en zandpakket. Dankzij de korte bodempassage en hoge stroomsnelheden konden deze de drain bereiken;
- Er trad een vrij aanzienlijke kwaliteitsverbetering op in de geul (Tabel 2.8) dankzij een vrij lange reistijd tot het uiteinde van geul 1 (ca. 14 dagen). Dit gaf voldoende tijd voor algenbloei (opname van nutriënten waaronder vooral NO₃, en O₂ productie), biogene ontharding (Ca, HCO₃) en bezinking (Al, Fe);
- Tijdens de korte bodempassage blijkt volgens Tabel 2.8 het water enig O₂ te verliezen, de gehalten aan Ca, HCO₃, Fe en Al iets toe te nemen, terwijl DOC, troebelingsgraad en pH afnamen.
- Belangrijke resultante van PBP was een forse verlaging van MFI (van 5-18 naar 1-2 s/L²) en de verlaging van fluctuaties in Cl en MFI. Dit voordeel kende een nadeel, n.l. dat de fluctuaties van HCO₃, NO₃, Al, Ca, Fe en troebelingsgraad juist toenamen.

Al met al gaf de onbeheersbare drainverstopping aanleiding tot een tweede poging met een draincollector, doch nu op een plaats waar de stroomsnelheid van het oppervlaktewater veel hoger is en in staat om de bezinking van zwevende stof te verminderen (zie ad Aquaductbodempassage).

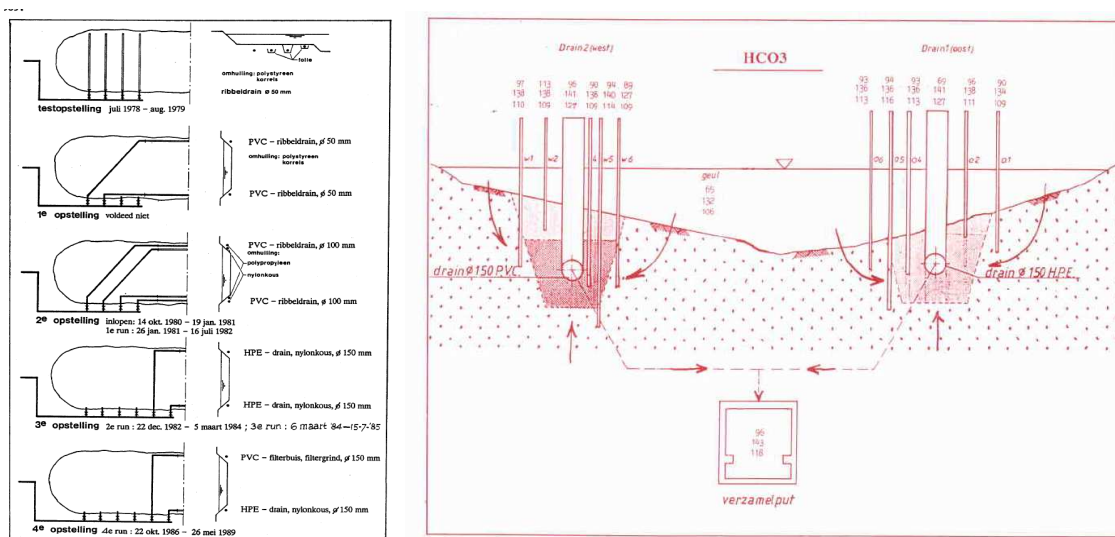


FIG. 2.19. Experimenten met pandbodempassage bij geul 1 (naar Stuyfzand & Steinmetz, 1990). Links: De diverse proefopstellingen van drains in de periode juli 1978-mei 1989. Rechts: de laatste proefopstelling (4^{de} run) met de gemiddelde HCO₃ concentraties [mg/L] voor, van boven naar beneden, zomerhalfjaar (april-september), winterhalfjaar (october-maart) en kalenderjaar.

TABEL 2.8. Gemiddelde kwaliteit in diverse onderdelen van het pandbodempassage-systeem bij geul 1 (gebaseerd op data 1987-1988 in Stuyfzand & Steinmetz 1990). HCO3# = alkaliniteit als HCO₃.

Observation point	EC uS/cm	temp oC	turbidity FTU	pH	O2	NO3	Cl	HCO3# mg/L	Ca	Fe	DOC	Al ug/L
WRK-input	728	12	0.15	7.71	6.5	18.3	131	159	74.7	0.05	2.5	40
Basin 1	663		0.75	8.74	ca. 11.5	14.5	130	96	55.6	0.02	2.8	9
Wells O1-O6	671	13.8	3.15	7.92	5.1	15.2	127	111	57.2	0.26	2.0	210
Wells W1-W6	681	12.3	1.61	7.89	5.2	14.3	130	114	57.7	0.22	2.0	73
Drain East	648		0.30	7.85		14.8	130	112	55.5	0.03	1.8	8
Drain West	645		0.27	7.87		14.4	131	112	54.7	0.03	1.9	26
Drain Mix	683		0.25	7.76		14.7	131	114	58.8	0.04	2.0	27

Type Aquaductbodempassage (ABP)

In onderstaande Fig.2.20 is de opbouw van het 300 m lange draincollector-systeem in de toevoersloot van Waternet geschematiseerd, zoals toegepast bij de diepinfiltratie aldaar (par.2.4.3). Een belangrijk verschil met de pandbodempassage bij geul 1 is niet alleen de zeer korte verblijftijd en hoge stroomsnelheid in de toevoersloot, maar ook de aanwezigheid van plastic folie onder het drainsysteem ter preventie van de instroming van relatief diep doorgedrongen, anaëroob infiltratiewater.

Het systeem bleek beter te functioneren dan het PBP-systeem bij geul 1. De bodemverstopping was beheersbaar dankzij jaarlijkse slibruiming, waarbij sinds 1996 gebruik gemaakt werd van een mobiele onderwater-robot (Van Duijvenbode & Olsthoorn (2002). Niettemin was de aard van de drainverstopping gelijk aan die van PBP.

De waterkwaliteitsveranderingen in het ABP systeem waren geringer dan die in het PBP-systeem, vooral vanwege gebrek aan een lange verblijftijd in een oppervlaktewatersysteem zoals geul 1. Tabel 2.9 presenteert enkele meetresultaten tijdens de zomermaanden, wanneer de kwaliteitsveranderingen maximaal zijn. De aard van de kwaliteitsveranderingen komt overeen met die bij geul 1, maar gemiddeld gesproken waren zij geringer van omvang. De MFI daalde van 10-35 naar 2-5 s/L², hetgeen een vergelijkbaar resultaat oplevert.

Continu-metingen onthulden duidelijke dag/nacht fluctuaties in O₂ concentratie in de toevoersloot en het drainagewater, alsmede in temperatuur, pH en troebelingsgraad (Van Duijvenbode, 1997). Verder nam hij verschillen waar in kwaliteitsverandering tijdens bodempassage, tussen het centrale deel van de toevoersloot (anaërober, zelfs SO₄-reductie in zomer) en de zijanten. Fig.2.21 laat zien dat de O₂ concentratie in de toevoersloot aanzienlijk toeneemt, en vooral in de zomermaanden tijdens bodempassage weer flink daalt.

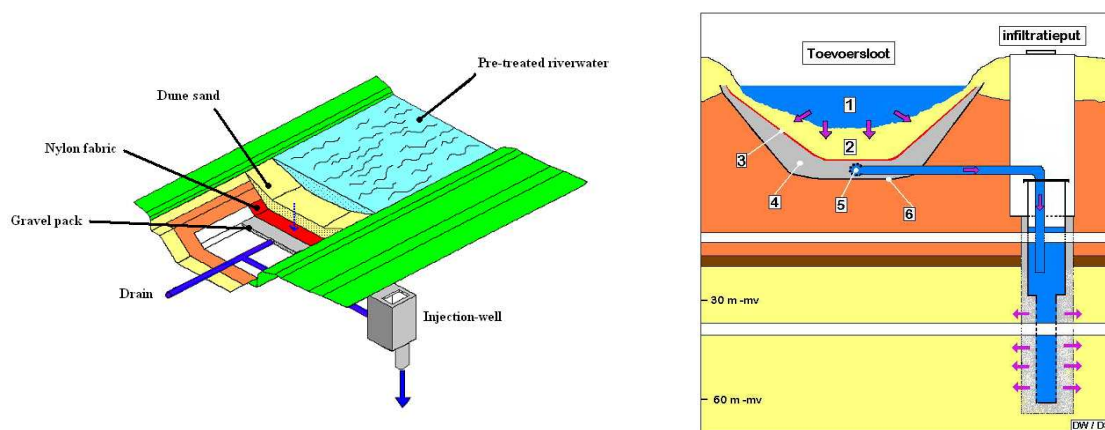


FIG. 2.20. Draincollector constructie in de zogenaamde toevoersloot van Waternet, waarmee de 4 ATR-putten op locatie C in de periode 1994-2000 7 Mm³ voorgezuiverd Rijnwater infiltreerden. Naar Van Duijvenbode & Olsthoorn (2002). 6 = impermeabel plastic folie ter preventie van de instroom van ijzerrijk grondwater.

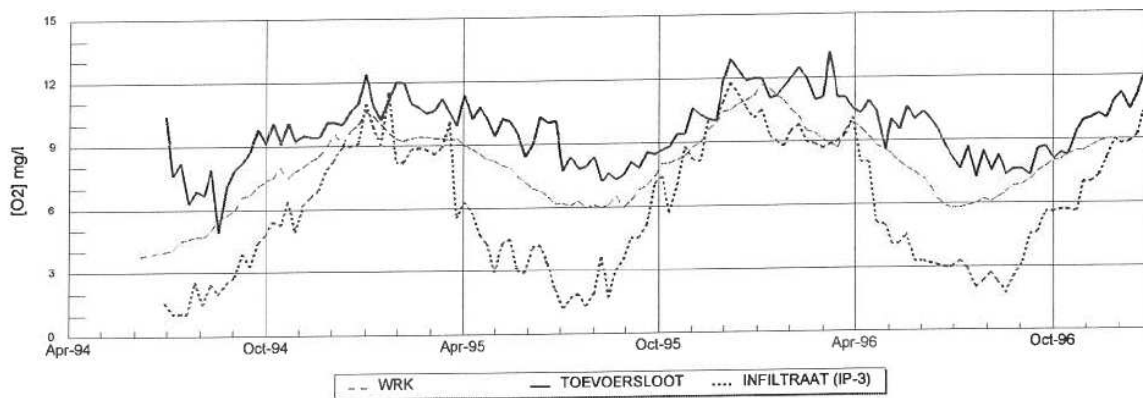


FIG. 2.21. Concentratieverloop van zuurstof in het aangevoerde WRK-water, de toevoersloot en na korte bodempassage in het drainsysteem, voor de periode april 1994 – december 1996 (naar Van Duijvenbode, 1997).

TABEL 2.9. Gemiddelde kwaliteit in de toevoersloot en het via ABP verkregen voedingswater voor infiltratieput IP3, tijdens de maanden juli-augustus in 1994-1995 (gebaseerd op metingen in Van Duijvenbode 1997).

name	Unit	toevoersloot	inf-IP3
pH field	-	7.9	7.7
T field	oC	21.9	22.4
O2 field	mg/L	7.7	1.9
DOC	mg/L	1.95	1.67
turbidity	NTU	0.26	0.23
MF1		9.9	2.9
SO4	mg/L	62.5	63.0
HCO3	mg/L	159	164
NO3	mg/L	11.3	10.7
NO2	mg/L	0.03	0.01
PO4-T	mg/L	0.04	0.04
Ca	mg/L	69.0	70.0
Fe	mg/L	0.001	0.002
Al	ug/L	9.4	10.7
N-Kjeldahl	mg/L	0.29	0.20

2.6.3 Zoethouder of BWRO

Het opkegelen van brak tot zout grondwater (Engels: upconing) is een veel voorkomend fenomeen bij de winning van zoet grondwater in de nabijheid van onderliggend brak tot zout grondwater, niet alleen bij de conventionele winning van zoet, gebiedseigen grondwater, maar ook bij de diepe winning van kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater (H.3).

Het risico van opkegeling kan sterk beperkt worden door op grotere diepte brak of zout grondwater te winnen en dit water in een nog dieper gelegen spanningsaquifer te lozen. Dit schermputstelsel is 'zoethouder' genoemd en bestudeerd door o.a. Grakist et al. (2002). De zoethouder kan bestaan uit zowel een tweetal putten (de één voor de winning van brak/zout grondwater en de ander voor de lozing; Fig.2.22), als een enkelvoudige 'rondpomp-put' die ondiep wint en op grotere diepte infiltreert (het water wordt dan linea recta van het ondiepe naar het diepere filter gepompt).

Een stap verder is, dat het brakke water via RO (omgekeerde osmose) bijdraagt aan de zoetwaterwinning, en nog een stap verder, dat alleen het brakke grondwater gewonnen wordt en ontzout via RO (Fig.2.22; Stuyfzand & Raat 2010). In beide gevallen wordt het membraanconcentraat geloosd via diepinfiltratie in een dieper gelegen spanningsaquifer. Ook hier kennen we de variant van een enkelvoudige 'rondpomp-put' met als extra een RO installatie in de put waarbij het permeaat naar boven en het concentraat naar beneden wordt gepompt. Dit systeem wordt thans in het PURO-project geïmplementeerd.

In Nederland zijn inmiddels 2 BWRO-pilots uitgevoerd, namelijk te Noordbergum (Vitens) en Zevenbergen (Brabant Water), en is een derde in aanbouw (PURO; Lit). De pilot te Noordbergum bevestigt dat het zoethoudersysteem en de BWRO uitstekend voldoen, en ook de BWRO te Zevenbergen presteert goed (Raat & Kooiman 2012; Van der Valk 2011). Verstopping van de RO installatie en van de infiltratieput van membraanconcentraat blijkt bij volledig anaërobe RO met 50% permeatie niet/nauwelijks op te treden te Noordbergum, ondanks forse oververzadiging van het 'brakke' concentraat met diverse mineralen zoals calciet, dolomiet, sideriet, apatiet, vivianiet, bariet en kwarts (Raat et al., 2011). Dit gunstige verloop wordt verklaard door traagheid van het kristallisatieproces mede dankzij hoge concentraties van kalkneerslaginhibitoren zoals Fe(II), Mg, DOC en PO₄, en door de buitengewoon lage gehalten aan reactieve bodemmineralen in de aquifer (zoals kalk, pyriet en sideriet). Waar die inhibitoren in aanzienlijk lagere concentraties voorkomen en de doelaquifer hoge gehalten aan reactieve bodemmineralen vertoont, zoals te Zevenbergen, blijkt de infiltratieput wel te verstopen (Raat et al., 2011).

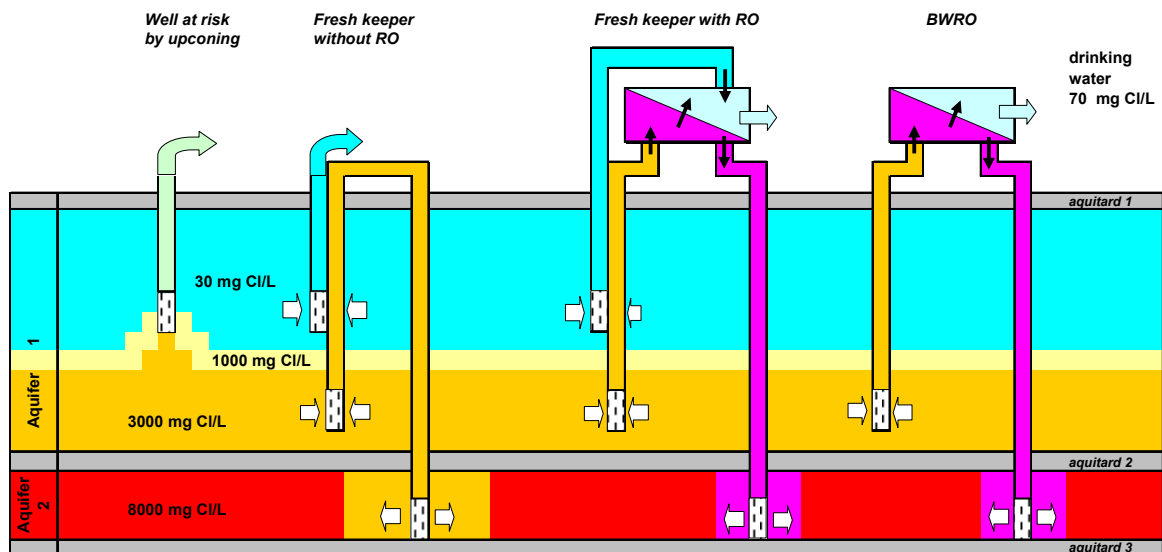


FIG. 2.22. Aanpak van verzilting door opkegeling in 4 varianten, van links naar rechts: (1) geen actie; (2) zoethouder zonder RO (Reverse Osmosis) met directe retourinjectie van water uit brakke interceptieput; (3) zoethouder met RO en injectie van membraanconcentraat; (4) brakwater winning met RO (BWRO) en injectie van membraanconcentraat. Naar Stuyfzand & Raat (2010).

2.6.4 Fresh Storage Saline Extraction (FSSE) en skimming wells

Toepassing van ASR in een zoute aquifer zal zoals bekend leiden tot het opdrijven van de zoete ASR-bel vooral tijdens de bergingsfase. Het principe van een *Fresh Storage Saline Extraction (FSSE) put* is, dat het geborgen zoete water op zijn plaats rond de ASR-put wordt gehouden door tijdens de bergingsfase continu zout grondwater op te pompen vanonder de zoete ASR-bel (Fig.2.23). Dit ter handhaving van het noodzakelijke verschil in stromingssnelheid tussen het zoete en zoute water (Van Ginkel, 2007; Van Ginkel et al. 2010). Zoet water wordt derhalve bovenin en zout water onderin de aquifer gewonnen met een onvolkomen filter, eventueel in hetzelfde boorgat. Voordelen van het systeem zijn verder dat vergaand afdrijven van de zoetwaterbel voorkomen kan worden, en dat uit het zoute grondwater via RO zoet water bereid kan worden.

Skimming wells zijn putten die het zoete grondwater afromen van het onderliggende zoute grondwater. Enkele voorbeelden zijn weergegeven in Fig.2.24.

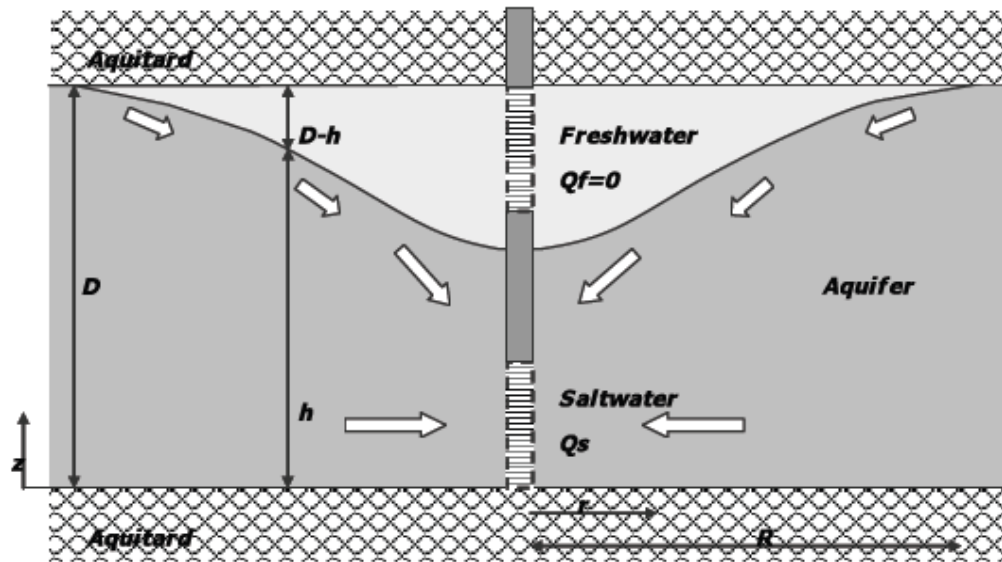


FIG. 2.23. Fresh Storage Saline Extraction (FSSE) put in een gesloten aquifer tijdens de bergingsfase (naar Van Ginkel et al., 2010)

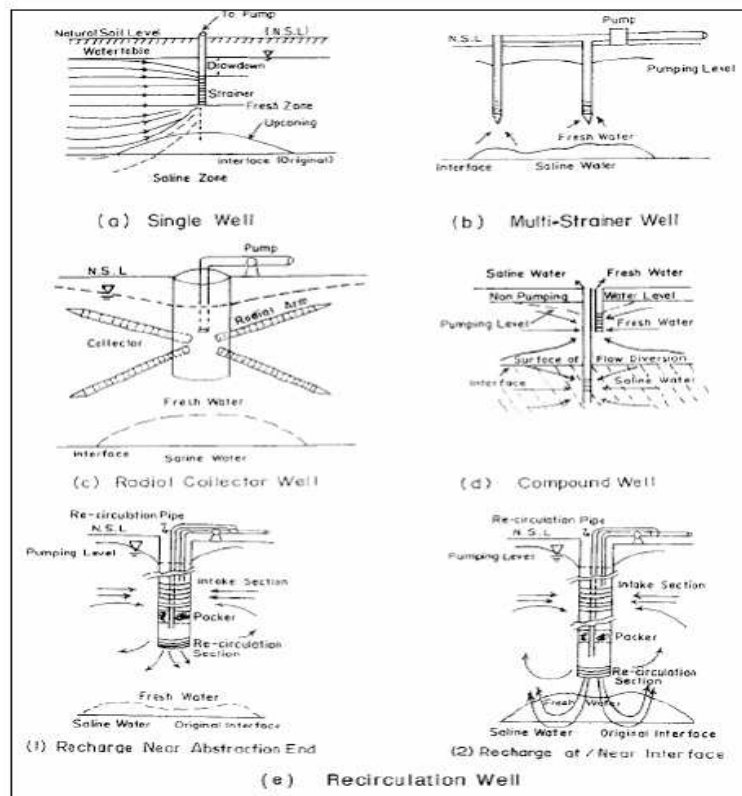


FIG. 2.24. Overzicht van typen 'skimming wells', bedoeld om zoet grondwater te winnen met zo min mogelijk zoutwater opconing (Sufi et al., 1998).

2.6.5 Multiple Partially Penetrating Well (MPPW) bij opdrijven zoetwaterlens

De conventionele putsystemen die voor ASR worden toegepast bestaan uit één buis, waarbij op één diepte water wordt geïnjecteerd en onttrokken. Gebleken is dat deze systemen in brakke of zoute aquifers resulteren in een relatief laag rendement. Dit betekent voor een voorbeeldcase in het Westland dat wanneer bijvoorbeeld 60,000 m³ wordt geïnjecteerd, men 12,000 tot 24,000 m³ zoetwater (gietwater met lage natriumconcentratie) terug kan winnen. Het overgrote deel zal door opdrijven niet terugwinbaar zijn.

Een onderzoeksvraag is hoe het rendement van terug te winnen water verhoogd kan worden. Naar voren komt dat het rendement omhoog kan door gebruik te maken van slimme ondergrondse waterberging (met een MPPW), waarbij het hemelwater op verschillende diepten met verschillende debieten wordt geïnjecteerd (Fig.2.25).

Fig.2.26 toont het rendement voor de hypothetische voorbeeldcase Westland (Groeneweg) berekend met SEAWAT, waarbij het rendement van een slim putstelsysteem (MPPW) is vergeleken met dat van een conventioneel putsysteem. Te zien is dat het rendement verhoogd wordt van ca. 35% in het eerste jaar tot ca. 55% na 5 jaar. In absolute zin betekent dit dat bij gelijkblijvende jaarlijkse injectie van hemelwater er per jaar meer water onttrokken kan worden tot een maximum van circa 60%. Ter vergelijking: met een conventionele put zou slechts een maximum van circa 35% zijn bereikt. Wanneer tevens het FSSE principe wordt toegepast loopt het rendement op naar ca. 70%.

Het MPPW concept wordt op kleine schaal getest bij de ASR proef Nootdorp (zie par.2.3.2). Eind 2012 gaat een grotere proef van start nabij 's Gravezande (Westland), waarbij het water van 4 grote bedrijven verzameld en geïnjecteerd wordt.

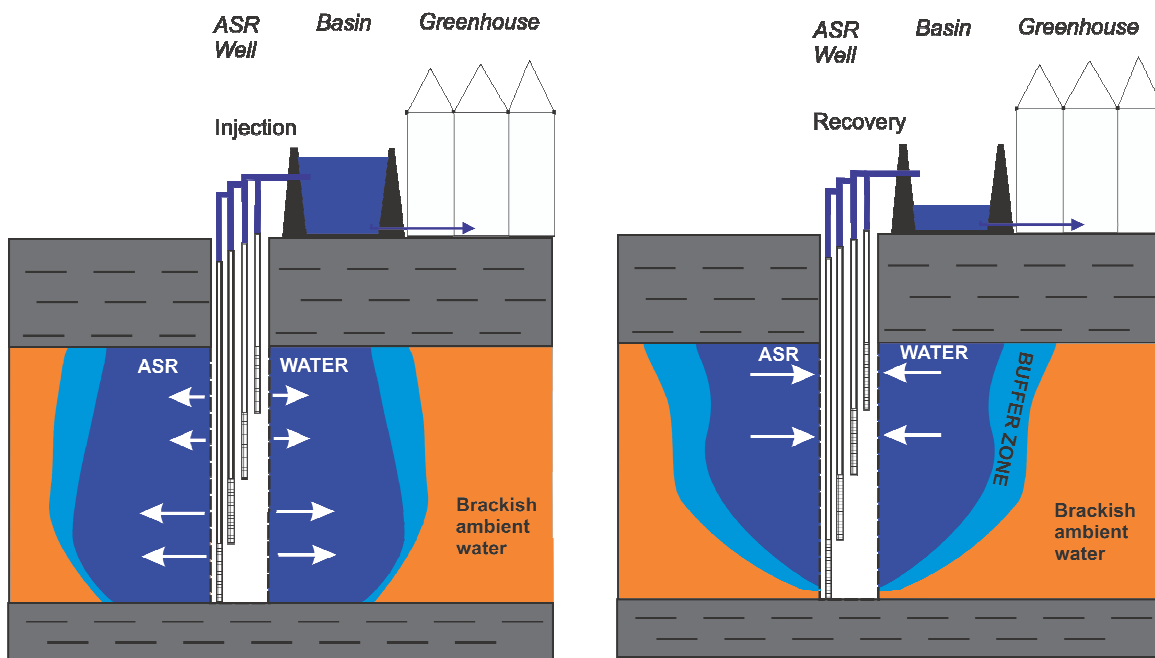


FIG. 2.25. Principe van MPPW: een groter volume wordt onderin het watervoerende pakket geïnfilteerd, gevolgd door terugwinning van een groter volume bovenin (naar Zuurbier, 2012).

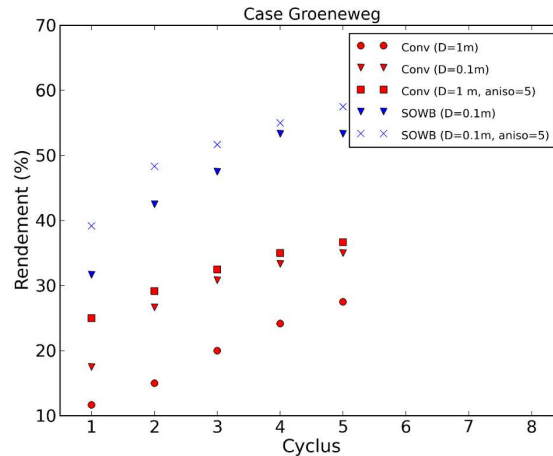


FIG. 2.26. Voorspeld rendement van een MPPW systeem (SOWB) t.o.v. een conventioneel (Conv) putsysteem bij injectie van 60.000 m^3 zoetwater in 120 dagen en 30 dagen opslag (Zuurbier et al., 2012). Aniso = anisotropiefactor aquifer. Aniso=5 betekent dat de horizontale doorlatendheid 5 x groter is dan de verticale. D = dispersiviteit (maat voor de menging in de ondergrond).

2.6.6 De ondergrondse bergingstank tegen op- of afdrijven zoetwaterlens

Een veelbelovende optie is om zoet water ondergronds te bergen in een ondergrondse bergingstank, die aan de onderzijde open is, en waarvan de zijwanden impermeabel zijn. De zijwanden kunnen via beschikbare technieken bovengronds ingebracht worden, zodat het systeem zeer groot kan worden uitgevoerd. De zoetwaterbel wordt tot de diepte van de onderzijde van de zijwanden gevuld, en drijft zo niet op noch af. Van Ginkel et al. (2012) en Des Tombe (2012) geven details.

2.7 Algemene eisen aan doelaquifer en infiltratiewater

De ideale doelaquifer voldoet aan de in Tabel 2.10 gegeven richtlijnen, en het ideale infiltratiewater aan de kwaliteitseisen gesteld in Tabel 2.11.

TABEL 2.10. Richtlijnen voor een ideale doelaquifer voor ASR-toepassing

<p>HYDROLOGISCH</p> <ul style="list-style-type: none"> • Relatief dun ten opzichte van beldiameter L (dikte $< 3L$) • Voldoende doorlatend ($K_H > 10 \text{ m/d}$) en poreus ($>0,2$) • aan boven- en onderzijde voldoende afgesloten (c-waarden SDPs $> 5000 \text{ d}$) • regionale grondwaterverhang niet te groot ($<3 \text{ m/8 km}$), • indien volkomen filter dan over volle dikte doelaquifer mogelijk (korte blinde stukken alleen toegestaan als er geen spanningsverschillen tussen lagen zijn)
<p>HYDROCHEMISCH (OORSPRONKELIJKE GRONDWATER)</p> <ul style="list-style-type: none"> • ijzer ($<11.2 \text{ mg/L}$) • SAR (Sodium Adsorption ratio = $\text{Na}/\sqrt{(\text{Ca}+\text{Mg})}$ in mmol/L); SAR <6 als EGV 40-100 mS/m, SAR < 3 als EGV 200-500 mS/m • anorganische en organische microverontreinigingen: WLB 2001.
<p>GEOCHEMISCH</p> <ul style="list-style-type: none"> • zonder gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhydriet ($\text{CaSO}_4$) en haliet ($\text{NaCl}$) • zo inert mogelijk ten aanzien van ijzer- en mangaanmineralen, fluoride en arseen

TABEL 2.11. Algemeen geldende kwaliteitsrichtlijnen van infiltratiewater voor ASR-toepassing in zandige doelaquifers.

<p>ALGEMENE KWALITEITSNORMEN</p> <ul style="list-style-type: none"> • Infiltratiebesluit Bodembescherming (IB, 1993): zie Tabel 4.2 • Herziene Waterleidingbesluit (WLB, 2001): zie Tabel 4.2
<p>VERSTOPPINGSPOTENTIE (TECHNISCHE INFILTRERBAARHEID)</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwevend stof (<0.1 mg/L) • troebelingsgraad (< 1NTU) • ijzer (<0.01 mg/L) • SAR (Sodium Adsorption ratio = $\text{Na}^+ / (\text{Ca} + \text{Mg})$ in mmol/L); SAR <6 als EGV 40-100 mS/m • DOC (<2 mg/L) • AOC (Assimilable Organic Carbon; < 10 ug acetaat-C/L); en • MFI (Modified Fouling Index; <3-5 s/L²).
<p>HANDHAVING AËROBIE</p> <ul style="list-style-type: none"> • zuurstofconcentratie zodanig dat water >90% verzadigd aan maaiveld • dosering extra zuurstof en/of nitraat lijkt wenselijk: zie ad Antwoord 5 • pH indien nodig opgehoogd door dosering van b.v. NaOH, opdat pH in doelaquifer >7,1 blijft. • bij voorkeur wordt het water zo koud mogelijk geïnfiltreerd.

3 2D hydrologische berekeningen ASTR in AWD met SEAWAT-mflab

Philip Nienhuis (Waternet)

3.1 Kader, doel en uitgangspunten

De situering van aquifers en potentiële injectieput(ten) is aangegeven in een dwarsdoorsnede en op een topografische kaart (Fig.3.1). Het daarin opgegeven aantal benodigde infiltratieputten is gebaseerd op het injectiedebiet, de gewenste maximale bergingsbehoefte (ΔS_{MAX}) uitgaande van 4 maanden infiltratietijd, en realisatie van ΔS_{MAX} uitsluitend door de bijbehorende optie (wat niet realistisch is). De infiltratietijd valt samen met één of meerdere periodes (binnen een jaar) van zeer goede kwaliteit van in te nemen oppervlaktewater en overcapaciteit in de voorzuivering. In onze scenario's gaan we gemakshalve uit van een continue periode van 4 maanden infiltratie. Het injectiedebiet is afhankelijk gesteld van de filterlengte en KD-waarde van de doelaquifer, en gaat ervan uit dat het infiltratiewater een geringe verstoppingspotentie heeft.

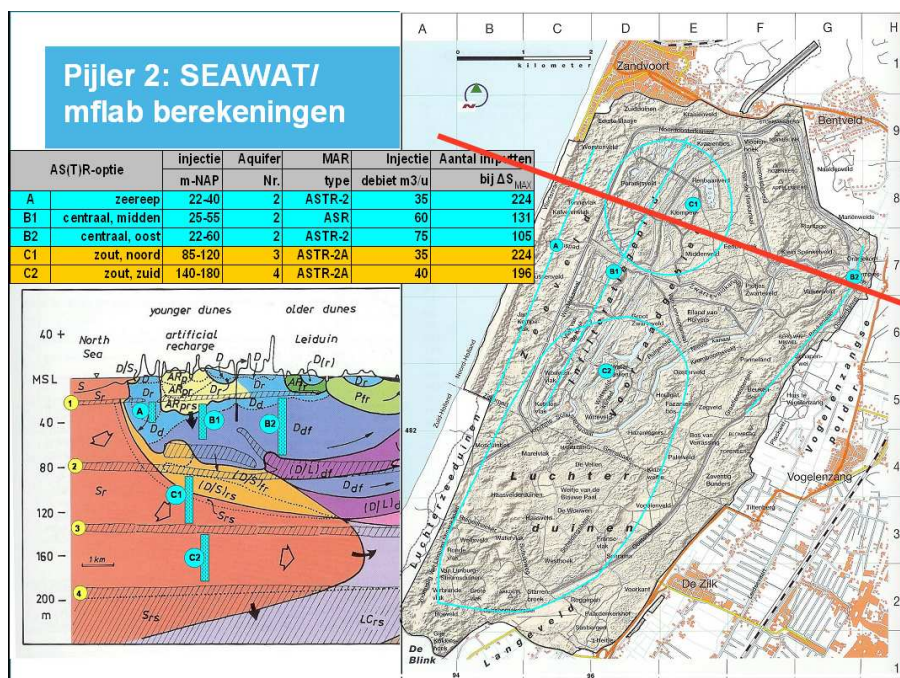


FIG. 3.1. Situatie van de Amsterdamse Waterleidingduinen, met de mogelijke positie van navolgende ASTR systemen: A = zeereep, 22-40 m-NAP; B1 = centraal midden (25-55 m-NAP); B2 = centraal oost, 22-60 m-NAP; C1 = zout noord, 85-120 m-NAP; C2 = zout zuid, 140-180 m-NAP. Voor details zie Tabel 2 en Fig.2. Naar Stuyfzand 2011.

Doel

De bedoeling is een inschatting te maken van de haalbaarheid van AS(T)R in de zoete diepe watervoerende lagen in de AWD.

De haalbaarheid gaat vooral om (1) het genereren en optrekken van brak grondwater, (2) beldrift, en (3) stijghoogte-effecten in de binnenduinrand. Vooral in de late winter- en voorjaarsperiode ligt dit gevoelig, omdat de bollenkweek dan behoefte heeft aan relatief lage grondwaterstanden maar door injectie juist dan hogere stijghoogte (en dus meer diepe kwel) zal optreden.

Uitgangspunten

3D-berekeningen met een numeriek grondwatermodel met dichtheidsstroming zouden gezien de achtergrond van het onderzoek een onevenredige modelleerinspanning vergen. Vandaar dat is uitgegaan van al eerder gebruikte dwarsdoorsnedemodellen over de AWD op basis van mflab (<http://code.google.com/p/mflab>). De dwarsdoorsnedes betreffen secties loodrecht op de kust uit het AMWADU-grondwatermodel (Kamps, 2005; Kamps et al, 2006), die op elke gewenste plek langs de kust kunnen worden gegenereerd. Gezien de scope van dit project leveren de beperkingen die aan zo'n 2D-modellering kleven vooralsnog geen problemen op. Eén zo'n beperking is dat voor de injectie- en onttrekkingsputten moet worden uitgegaan van raaien evenwijdig aan de kust (loodrecht op de dwarsdoorsnedes) teneinde parallelle stroming te verkrijgen.

In weerwil van deze voor de hand liggende en simpel lijkende uitgangspunten draaide de hydrologische modellering ongewild uit op een ontdekkingsstocht, welke gelukkig een aantal inzichten opleverde die in vervolgstappen zonder twijfel van pas gaan komen.

3.2 Modelopzet, scenario's en dataverwerking

Modelopzet

De lengte van de dwarsdoorsnedes bedraagt circa 15 km (van circa 3 km uit de kust tot bij Aalsmeer); de diepte reikt tot circa 250 m-mv (ruim in de diepe zoute watervoerende pakketten) teneinde te waarborgen dat tijdens de simulatieperiodes voldoende grondwaterstroming in de zoute pakketten kan worden geaccommodeerd om realistische bewegingen van het zoet/zout grensvlak te kunnen laten optreden. De dwarsdoorsnedes zijn met SEAWAT doorgerekend (via mflab). Uit diverse inleidende modelsimulaties bleek dat deze werkwijze in principe goed kan, maar dat een aantal aspecten meer aandacht behoefde dan aanvankelijk ingeschat:

1. Uitgangspositie en –beweging van het zoet/zout grensvlak:

De gemodelleerde positie van het zoet/zout grensvlak – bedoeld wordt *de zoet/zout-grondwater-overgangszone* – is cruciaal vanwege de zeer lange responstijd van de zoetwaterbellen onder de West-Nederlandse duingebieden (decennia tot enkele eeuwen) en omdat voor AS(T)R-berekeningen een lange simulatietijd dient te worden gemodelleerd (eveneens vele decennia) om opstarteffecten uit te laten middelen. Indien wordt uitgegaan van een met de hand ingevoerde, aangenomen positie van het zoet/zout-grensvlak (die, hoewel gebaseerd op zo goed mogelijke informatie, per definitie onvolledig zou zijn) is het onvermijdelijk dat onevenwichtigheden in deze ingevoerde randvoorwaarde uit zichzelf gedurende de lange simulatietijd naar een of ander “model”-evenwicht gaan. Dit zou dan artefacten creëren in de beweging van het zoet/zout-grensvlak die niet te onderscheiden zijn van bewegingen vanwege de “echte” hydrologische geschiedenis en de invloeden van de AS(T)R.

Om toch een vanuit hydrologisch/modeltechnisch perspectief zo realistisch mogelijke ligging van het zoet/zout grensvlak te verkrijgen is zo goed mogelijk de gehele relevante hydrologische geschiedenis van de zoetwaterbel gemodelleerd. De benodigde tijd voor het uit alleen neerslag ontstaan van een zoetwaterbel onder de AWD, rekening houdend met slechtdoorlatende lagen, is door Bakker (1981) geschat op circa 300 jaar. Modelsimulaties met de dwarsdoorsnedes blijken dit te ondersteunen. Daarom zijn de simulaties gestart in 1500, uitgaande van geen zoetwaterbel onder de AWD en een zoetwaterzak onder de Haarlemmermeer (Fig.3.2). Vanaf 1853 is de geschiedenis van de drinkwaterwinning ingevoerd en het peil in de Haarlemmermeer omlaag gebracht tot het huidige peil. Uiteraard zijn de vroegere details van de winningsgeschiedenis minder goed bekend, maar

dit past bij de modellering, omdat effecten van onjuiste invoer er meer toe doen naarmate die invoer recentere fenomenen betreft.

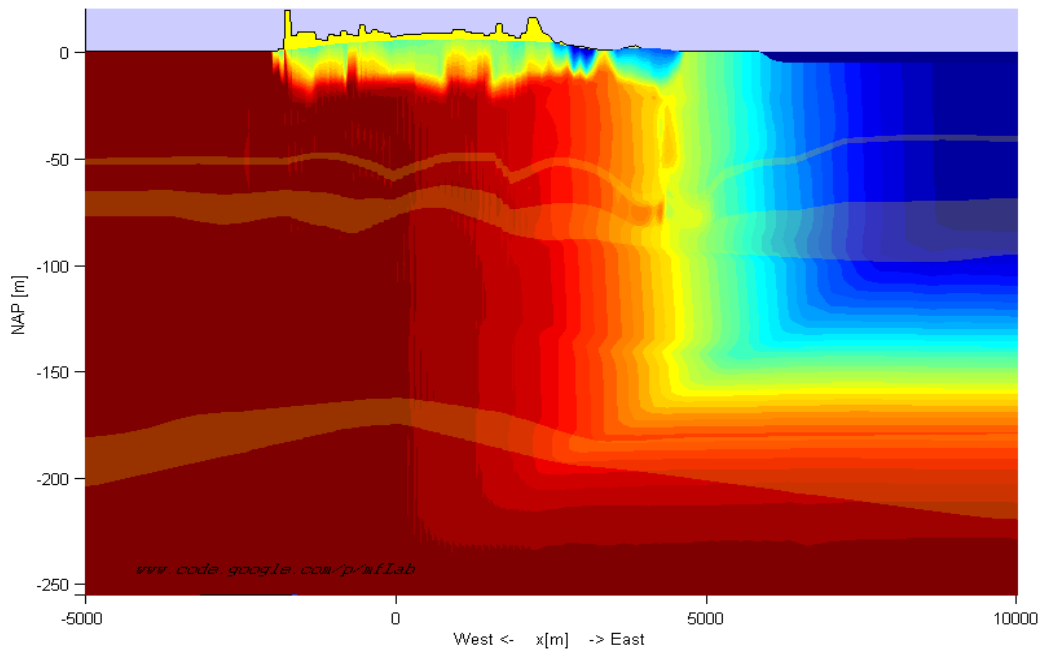


Fig 3.2: Gemodelleerde uitgangspositie van de zoet/zout grondwaterverdeling in dwarsdoorsnede ongeveer over Leyduin circa 1500 A.D. Links Noordzee, rechts de Haarlemmermeer. Rood = zout, blauw = zoet grondwater.

2. *Zo zuiver mogelijke 2D-grondwaterstroming in het profiel*

Zelfs als de (zoete) grondwaterstroming in een 2D-dwarsprofiel loodrecht op de kust loopt (en dus parallel aan de algemene grondwaterstroming), dan is dat nog geen garantie dat de beweging van het zoet/zout-grensvlak op lokale schaal (van winputten e.d.) dat ook doet. Dat komt vanwege de heterogeniteit in de ondergrond (bijvoorbeeld uitwiggende scheidende lagen vlakbij het profiel) en randvoorwaarden als geulen en winputten die net wel of net niet in een profiel vallen.

De beste oplossing om op alle relevante schaalniveaus parallelle grondwaterstroming te kunnen simuleren bleek het nemen van een modelsectie loodrecht op de kust met een breedte van enkele honderden meters, die vervolgens loodrecht op de sectie te middelen en tenslotte “plat te slaan” tot een dwarsdoorsnede.

Zoals boven al is aangestipt dienen alle AS(T)R-onttrekkingen te worden gesitueerd in raaien evenwijdig aan de kust, ofwel in een lijnonttrekking loodrecht op de dwarsdoorsnede.

3. *Uitgebreide aanpassingen aan het modelgrid*

Uiteraard dient voor berekeningen met Seawat het modelgrid voldoende te worden verfijnd om zaken als numerieke dispersie in de hand te kunnen houden. Maar tevens diende de opbouw van de bovenste (ondiepe) lagen te worden aangepast om al te grote contrasten en daarmee samenhangende numerieke instabiliteiten te vermijden. Dit alles is terug te voeren op het feit dat AMWADU (het 3D-model van Waternet) rekent met de SWI-package; hiermee kan weliswaar relatief snel aan 3D-bewegingen van het zoet/zout grensvlak worden gerekend, maar dit heeft wel enkele fundamentele beperkingen die bij de AS(T)R-toepassing onoverkomelijk zijn. Bij gebruik van Seawat vervallen die beperkingen, maar wel ten koste van veel meer rekentijd en een aanzienlijk grotere gevoeligheid voor de modeldiscretisatie.

Om efficiënt en vooral controleerbaar discretisaties te kunnen aanpassen waren achter de schermen diverse technische oplossingen en ingrepen benodigd.

Gemodelleerde periode

De voorrekenperiode betreft 1500-2011. Hierin is de opbouw vanaf niets van de zoetwaterbel opgenomen, gevolgd door de geschiedenis van de winning vanaf 1853 (voor zover te reconstrueren). Randvoorwaarden vanaf circa 1903 zijn overgenomen uit AMWADU.

Kalibratie / Validatie

Ofschoon de dwarsdoorsnedes afkomstig zijn uit een zo goed mogelijk gekalibreerd grondwatermodel, is het niet zonder meer vanzelfsprekend dat de geëxtraheerde 2D-dwarsdoorsnedes eveneens nog steeds “goed” zijn gekalibreerd. Daarom is in een aantal representatieve dwarsdoorsnedes eerst gecontroleerd hoe goed de kalibratie nog is aan de hand van “droge runs” (zonder simulatie van AS(T)R). De aandacht richtte zich vooral op de ligging en beweging van het zoet/zout grensvlak. Uitgegaan is van een dwarsdoorsnede die loodrecht op de kust loopt ongeveer over ingang Panneland (van de AWD) en Woestduin. De AWD zijn hier in oost-west richting circa 4 km breed.

De beschouwde validateperiode betreft de periode van grofweg 1900 t/m 2010 en omvat de start van de grondwateronttrekkingen uit (en *de facto* overexploitatie van) het diepe watervoerend pakket, de start van de kunstmatige infiltratie en afbouw van de diepe grondwaterwinning vanaf 1957, en de daarop volgende periode van geleidelijk herstel van de zoetwaterbel. Tevens is de vervorming van de zoetwaterbel door de grondwaterstroming vanaf de Noordzee naar de Haarlemmermeer een belangrijk fenomeen. Al met al betreffen dit voldoende en voldoende grote “ingrepen” om te kunnen taxeren of het 2D-model deze gebeurtenissen betrouwbaar genoeg kan simuleren.

Het blijkt dat de bewegingen van het zoet/zout grensvlak op zich goed worden gesimuleerd, vooral in de eerste helft van de 20e eeuw, inclusief verbraking van de winputten aan de zeezijde van de AWD. De ligging van het zoet/zout grensvlak blijkt vooral vanaf de 2e helft van de 20e eeuw iets te ondiep. In werkelijkheid ligt die midden in de AWD thans op circa 90-100 m-mv (in het 3e wvp), in de gesimuleerde dwarsdoorsnedes ligt die op circa 80-90 m-mv (ongeveer in de 2e scheidende laag).

De meest voor de hand liggende oorzaak is dat de grondwaterstroming met onttrekkingsputten in de vroege 20^e eeuw in werkelijkheid niet voldoende 2-D was om goed te kunnen worden gesimuleerd met een 2D-model. In werkelijkheid konden die putten daardoor ook worden gevoed vanuit richtingen die niet evenwijdig aan de dwarsdoorsnede liggen, zodat de stijghoogteverlagingen in werkelijkheid minder hoog zullen zijn uitgevallen dan gesimuleerd. Het resultaat is dat de effecten van die historische putonttrekkingen in de dwarsdoorsnedes op een schaal van enkele kilometers te sterk zullen doorwerken, hetgeen zich vertaalt in het te veel optrekken van het zoet/zout grensvlak.

Gezien de toch al grote beperkingen die kleven aan 2D-dwarsdoorsnedes is dit verschil echter geen beletsel om voor dit onderzoek zinvolle conclusies te kunnen trekken. Het maakt het meeste uit langs de zeereep, maar daar zijn toch al de meeste onzekerheden omdat de bodemopbouw en zoet/zout grondwaterverdeling onder het strand en de zee grotendeels onbekend zijn.

3.3 Scenario's en dataverwerking

Beperking van het aantal technische keuzes

De aantallen vrijheidsgraden bij de concrete praktische invulling en simulatie van de AS(T)R-scenario's zeer groot, en daarmee ook het aantal mogelijke rekenaarsscenario's. Te denken valt aan:

- Exacte ligging van de te modelleren dwarsdoorsnede(s);
- Exacte lokaties van de raaien (bijvoorbeeld: “midden” in duin is veel te vaag. Houden we rekening met al aanwezige infrastructuur en topografie of niet);
- Filterafstellingen van de injectieputten en van de winputten;

- Afstand tussen injectie- en winputraaien bij ASTR; en deze afstand is weer afhankelijk van de bergingsbehoefte maar die hangt weer af van de mogelijke berging.

Om overzicht te houden dienen hier zinvolle keuzes te worden gemaakt, zodanig dat de effecten van andere concrete invullingen voor de scenario's relatief simpel en ondubbelzinnig kunnen worden afgeleid van de doorgerekende scenario's.

De ligging van de te modelleren dwarsdoorsnede is een strook van circa 500 m breed tussen de GW-coördinaten $Y=-2000$ en $Y=-2500$. Deze strook loopt ongeveer over Tilanuspad, Klein en Groot Zwarteveld, Panneland, Woestduin en Bennebroek.

Voor AS(T)R-raaien langs de zeereep is gekozen voor een lokatie ongeveer langs het Westerkanaal. Voor een lokatie midden in het duin is uitgegaan van een plek ongeveer langs het Rechte Schusterkanaal. Voor de binnenduinrand is een plek gekozen langs het meest oostelijke pand van het Nieuwkanaal. Praktische / ecologische / vergunningtechnische aspecten zijn genegeerd, omdat het in dit onderzoek vooral om de technische en hydrologische haalbaarheid gaat.

Bij de lengte van de gemodelleerde puttenraaien (loodrecht op de dwarsdoorsnede) is uitgegaan van 3000 m, ofwel 1500 m aan weerszijden van de dwarsdoorsnede. Dit impliceert grondwaterstroming om en tussen de raaien die voldoende tweedimensionaal is om te kunnen simuleren in de dwarsdoorsnedes. Echter, vanaf een afstand van pakweg 1500 à 2000 m uit de raaien zullen de resultaten van de simulaties moeten worden genuanceerd, vanwege de in werkelijkheid vanaf die afstand steeds duidelijker elliptisch wordende stijghoogtepatronen.

Voor de filterstellingen is in zoete pakketten uitgegaan van 30 tot 50 m-NAP.

ASR in het zoute watervoerend pakket is uiteindelijk gesimuleerd met één gecombineerde injectie- en winput (-filter) op een diepte van 140-160 m-mv. Er is daarbij wel geëxperimenteerd met verschillende dieptes voor injectie- en winputten maar daarover meer bij de resultaten.

Bij ASTR is de afstand tussen de puttenraaien van belang. In aanmerking genomen aspecten zijn:

1. Een minimale verblijftijd van 60 dagen (waarvan Waternet ook uitgaat bij de winning);
2. Een stilstandtijd tussen injectie en onttrekking van nul dagen teneinde maximale flexibiliteit te behouden;
3. Een aangehouden doorstroomde dikte van het betreffende watervoerend pakket van 1,5 à 2 maal de lengte van het putfilter.

Bij ASTR is de minimale afstand tussen de raaien injectie- en winputten daarmee afhankelijk van de bergingsbehoefte; dit impliceert een volgende keuze: welke bergingsgrootte wordt gemodelleerd? Uitgaande van een gewenste minimale verblijftijd van 60 dagen, een bergingsbehoefte van $5 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$, een filterlengte van 20 m en een raailengte van 3000 m resulteert een afstand van circa 100 m. Deze varieert lineair met de bergingsbehoefte.

Gestart is met simuleren van seizoensberging, omdat dat een scenario betreft van regelmatige en consequente herhalingen die relatief eenvoudig te modelleren zijn, en daarom ook relatief eenvoudig te interpreteren. Op basis van de resultaten kan vervolgens de haalbaarheid worden ingeschat van kleinere ("pieken scheren") en grotere ("natte versus droge jaren") bergingsscenario's en worden gezien of aanvullende modelsimulaties voor deze bergingsscenario's nodig zijn dan wel zin hebben.

Te simuleren scenarios

Allereerst is de voorrekenperiode voor elk scenario doorgetrokken tot 2021 op basis van gemiddelde randvoorwaarden uit de periode 2002-2011; de bedoeling hiervan is om een relatief "rustige" periode te simuleren als uitgangspunt voor de AS(T)R-simulatie; waarbij vooral de ligging van het zoet/zout grensvlak vanaf circa 2000 voldoende stabiel is en de huidige ligging en beweging voldoende betrouwbaar representeert.

Vanaf 2021 zijn de AS(T)R scenario's gesimuleerd tot aan 2100. Gedurende elk jaar zijn 4 stressperiodes van elk 3 maanden gemodelleerd, nl. een periode van 4 maanden injectie (december-maart, 1 maand "rust" (april), 3 maanden onttrekking (mei-juli) en weer 4 maanden "rust" (augustus-november). De overige randvoorwaarden zijn gelijk gehouden aan die in de voorrekenperiode 2012-2021.

Er is telkens uitgegaan van raaien injectie/winputten met een lengte van circa 3 km. Vertaald naar 2D worden dit dan injectiedebieten in de ordegrrootte van $\langle \text{bergingsbehoefte (m}^3 \rangle / (120 \text{ d} * 3000 \text{ m})$; voor een bergingsbehoefte van 5 Mm³/jaar komt dit dan neer op een injectie-respectievelijk windebiet van circa 14 en 18 m²/dag per meter breedte van de dwarsdoorsnede. Er is geëxperimenteerd met een aantal putafstellingen en –configuraties: o.a. injectieputten dieper dan onttrekkingsputten; dubbele rijen injectieputten aan weerszijden van de raai winputten. Dit was vooral gebaseerd op het voorkómen van opkegeling en van het onttrekken van brak grondwater.

Begonnen is met 5 Mm³ berging per jaar voor 4 scenario's. Indien de effecten hiervan gunstig leken is dat scenario ook doorgerekend voor 10 Mm³/j, indien dat gunstig leek, ook voor 20 Mm³/j. De doorgerekende situaties staan in Tabel 3.1, globale locaties zijn weergegeven in Fig.3.3.

Een voorbeeld van hoe de dwarsdoorsnedes eruit zien is weergegeven in Fig.3.4 en 3.6 - 3.9.

TABEL 3.1. Definitie van de doorgerekende modelscenario's. I = Infiltratie; O = Onttrekking. -1000/1500= resp. 1000 m westelijk en 1500 m oostelijk van centrale punt midden in duin.

Type	Berging (Mm ³)	Zeereep	Middenduin	Binnenduinrand	Aquifer, zoet of brak
ASTR	5	I: -1000 & -800 O: -900			2, zoet
	10				
	20				
	5	I: -100 & 100 O: 0			2, zoet
	10				
	15				
ASR	5			I: 1400 & 1600 O: 1500	2, zoet
	5			I: 1500, O: 1500	3, brak/zout

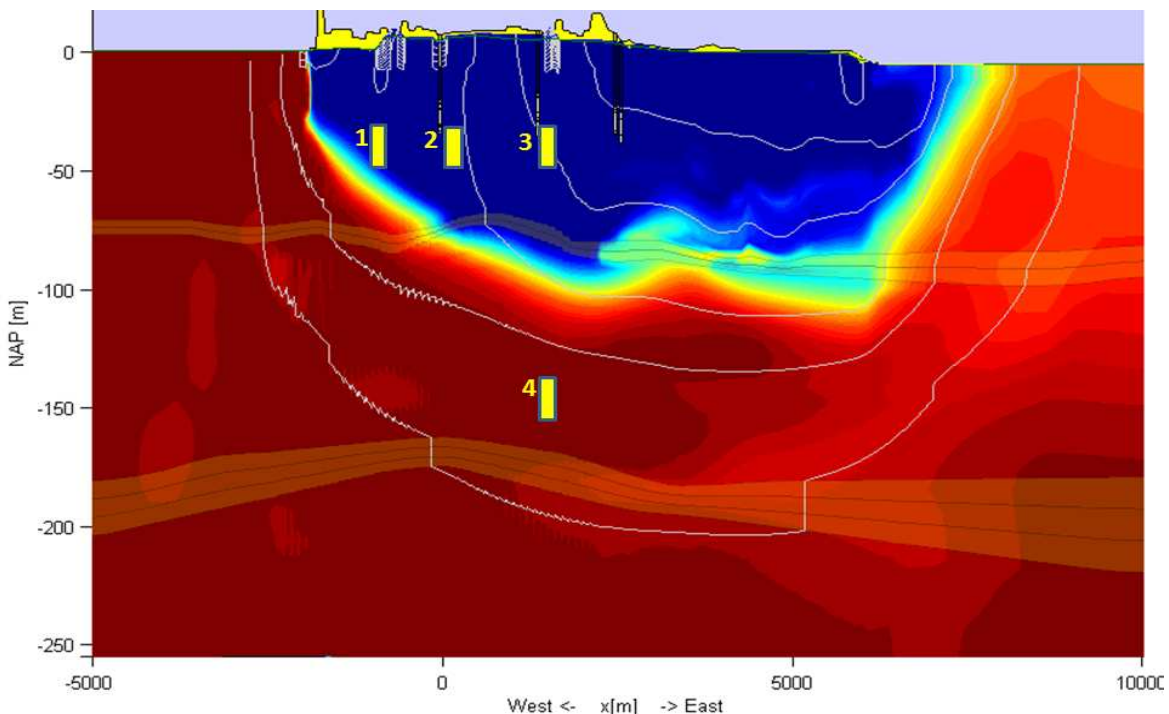


Fig 3.3: Globale locaties in de dwarsdoorsnede van de gesimuleerde AS(T)R-systemen.

Verwerking van ruwe resultaten

Mflab / SEAWAT leveren resultaten in de vorm van een enorme brij aan getallen (voor elke stressperiode een “dump” van alle stijghoogtes en “concentraties” per modelcel).

Om hierin overzicht te scheppen zijn allereerst filmpjes gemaakt van alle gesimuleerde scenarios, waarbij elk filmbeeldje één stressperiode representeert. In die filmbeeldjes zijn isocontouren getekend van de stijghoogtes, stroomfunctie en verdeling van zoet/brak/zout grondwater. Daarmee kan visueel al heel snel een indruk worden verkregen van de resultaten in termen van optrekken van brak grondwater en stijghoogte-uitstraling naar de binnenduinrand. Met name de plaatjes van de laatste stressperiodes (rond 2100) zijn interessant; die geven een goede indruk van de effecten van beldrift, toename van de dikte van de zoet-brak-zoute overgangszone (genereren van brak grondwater) en opkegeling van brak grondwater.

Vervolgens zijn uit de uitvoerbestanden de tijdreeksen van concentraties en stijghoogtes voor onttrekkingsputten respectievelijk representatieve locaties gefilterd voor een aantal representatieve locaties in de binnenduinrand.

3.4 Globale resultaten

Resultaten: stijghoogteveranderingen

Voor in het achterhoofd: een onttrekking van circa 23 Mm³/j in de drie zomermaanden komt overeen met een reguliere grondwaterwinning van zo'n 90 Mm³/j. Zo'n magnitude is voor Nederlandse begrippen extreem; de periode van stijghoogteverlaging zou bovendien samen vallen met het droge seizoen, en die van stijghoogteverhogingen met het natte seizoen.

In Tabel 3.2 zijn de berekende stijghoogtefluctuaties tengevolge van de AS(T)R-scenarios weergegeven. De waarden zijn indicatief – ze zijn berekend in een 2D-dwarsdoorsnede waarop diverse bewerkingen zijn toegepast.

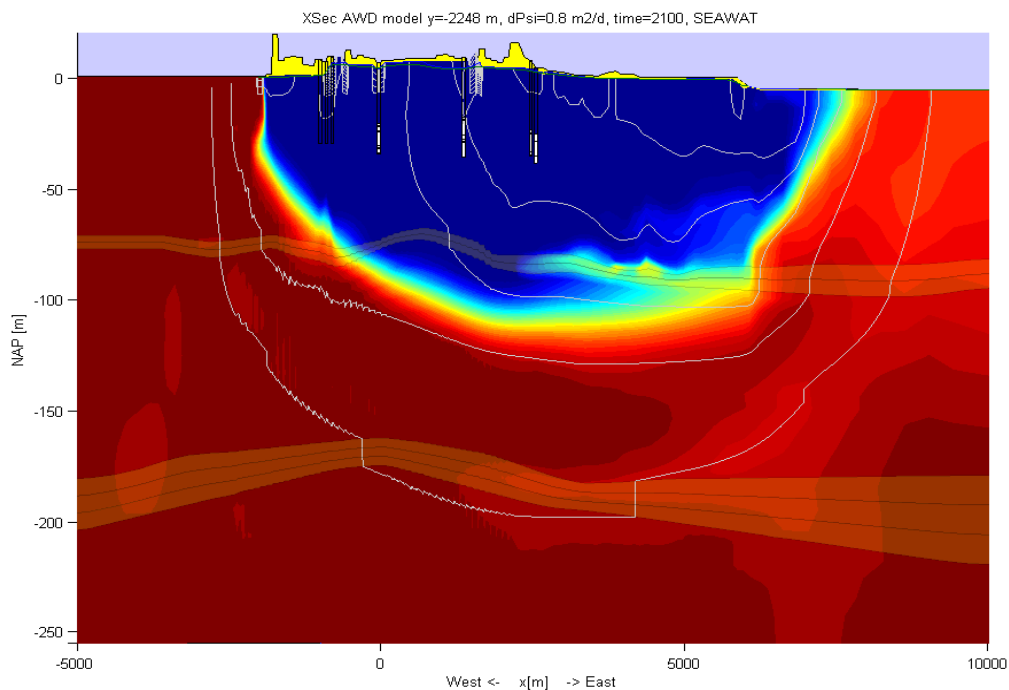


FIG. 3.4. Berekende situatie na 80 jaar toepassing van ASTR-scenario 'Zeereep 5 Mm³/j' tijdens stilstandfase. Lichte brakwateropkegeling is zichtbaar.

TABEL 3.2. Berekende (maar indicatieve) stijghoogtefluctuaties (amplitude in m) buiten AWD op diverse afstanden tot binnenduinrand, in 1^e / 2^e watervoerend pakket (8 resp. 30 m-NAP), tengevolge van de AS(T)R scenario's

Scenario	Berekende stijghoogtefluctuaties, afstand tot binnenduinrand		
	0 m	500 m	2000 m
ASTR Zeereep, 5 Mm ³ /j	0,27 / 4,37	0,33 / 3,75	0 / 1,67
ASTR Zeereep, 10 Mm ³ /j	0,53 / 8,59	0,65 / 7,38	0 / 3,28
ASTR Zeereep, 20 Mm ³ /j	1,04 / 16,99	1,28 / 14,58	0 / 6,49
ASTR Middenduin, 5 Mm ³ /j	0,41 / 6,62	0,50 / 5,68	0 / 2,53
ASTR Middenduin, 10 Mm ³ /j	0,80 / 13,02	0,98 / 11,18	0 / 4,96
ASTR Middenduin, 15 Mm ³ /j	1,06 / 17,20	1,29 / 14,76	0 / 6,57
ASTR Binnenduinrand, 5 Mm ³ /j	0,72 / 11,74	0,88 / 10,02	0 / 4,35
ASTR Binnenduinrand, 10 Mm ³ /j	1,48 / 24,31	1,81 / 20,72	0 / 9,02
ASR Binnenduinrand, 5 Mm ³ /j	0,58 / 9,72	0,73 / 8,38	0 / 3,76

Dat de berekende ondiepe stijghoogtefluctuaties iets verder uit de binnenduinrand groter zijn dan ter plekke van de binnenduinrand zelf ligt aan de lokale randvoorwaarden (sloten, drains, e.d.). Verder ligt 2 km uit de binnenduinrand een vast peil waardoor aldaar geen ondiepe grondwaterstandsfluctuatie plaatsvindt. De berekende stijghoogteveranderingen zijn niet evenredig met de ingevoerde bergingsvolumes vanwege niet-lineaire randvoorwaarden (zoals drains). De effecten daarvan komen vooral tot uitdrukking tijdens de injectiefase.

Hoe dan ook, duidelijk is dat met een AS(T)R van circa 5 Mm³/j al aanzienlijke ondiepe stijghoogte-effecten worden berekend in de binnenduinrandzone (orde van ½ à 1 m). Het is volledig afhankelijk van de lokale bovenrandvoorwaarden (wel/geen perceeldrainage, sloten) in hoeverre deze effecten doorwerken naar de grondwaterspiegel.

Een berekend stijghoogteprofiel op 30 m-NAP (voor 5 Mm³/j berging langs de zeereep) is weergegeven in Fig.3.5. In dit profiel is duidelijk de invloed van de Noordzee zichtbaar (een voedende rand die sterk mitigerend werkt op de stijghoogtefluctuaties door het ASTR-systeem), de opbolling door de natuurlijke grondwateraanvulling uit neerslag, en de lage potentialen in en naast de Haarlemmermeerpolder.

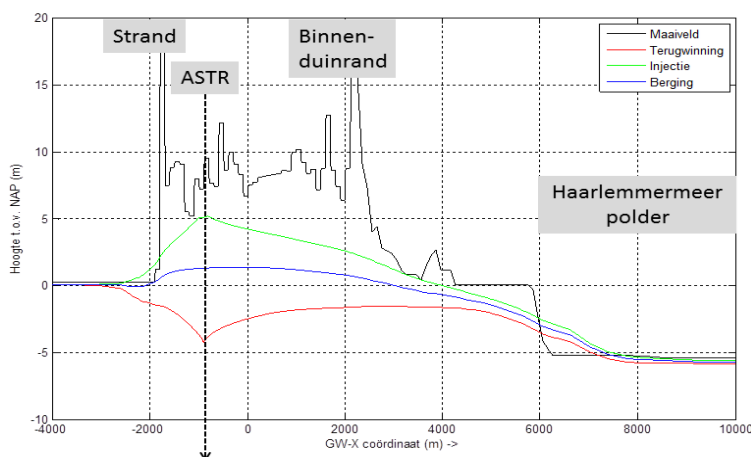


FIG. 3.5. Berekende stijghoogteprofielen in dwarsdoorsnede tussen Noordzee (links) en Haarlemmermeerpolder (rechts) voor injectie (groen), stilstand (rood) en terugwinning (lichtblauw) voor een ASTR in het 2^e watervoerend pakket langs de zeereep (1000 m uit de kust).

Resultaten: zoet/zout grensvlak

Doorslaggevend voor het succes van een AS(T)R-systeem in de duinen is in hoeverre brak water wordt gegenereerd en hoeveel daarvan wordt aangetrokken door de winning. De referentiesituatie in 2100 (zonder AS(T)R) is weergegeven in Fig.3.6.

In Fig.3.7 en 3.8 zijn voor resp. 5 en 20 Mm³/j berging langs de zeereep de resulterende zoet/zout-verdelingen weergegeven na 80 jaar onafgebroken ASTR tijdens de rustfase (herfst). Er is een lichte opkegeling zichtbaar (die sterker is tijdens de terugwinfase). Ten opzichte van de referentiesituatie is de zoet/zout overgangszone wel tientallen meters dikker geworden; bij 20 Mm³/j berging wordt al een deel brak water aangetrokken. Deze resultaten kunnen zonder meer worden doorvertaald naar de andere ASTR-varianten in het 2^e watervoerend pakket.

Ook bij ASR in het diepe watervoerend pakket (Fig.3.9) is er sprake van een toename van de dikte van de zoet-zout overgangszone. Bovendien blijkt uit de berekende zoet/zout grondwaterverdeling dat er sprake is van beldrift vanwege de overheersende zoute grondwaterstroming, onder de zoetwaterbel onder de AWD door, vanuit de Noordzee naar de Haarlemmermeerpolder.

Op zich zou bij een regelmatige injectie en terugwinning wellicht een redelijke beheersing van deze beldrift kunnen worden verkregen, mogelijk met ASTR in plaats van ASR; een iets stroomafwaarts en hoger geplaatste terugwininput zou een effectieve oplossing kunnen zijn. Maar omdat noch de feitelijke inname van "goed" grondwater, noch de actuele drinkwatervraag goed zullen kunnen worden voorspeld, zal in werkelijkheid de beheersing van de bel zeer veel problemen opleveren.

Resultaten: doorvertaling naar andere bergingsscenario's

Uit de resultaten voor seizoensberging volgt vrijwel natuurlijk de doorvertaling naar kortere (pieken scheren) en langere (natte/droge jaren) bergingsscenario's.

Pieken scheren met ondergrondse berging lijkt zonder meer haalbaar mits het debiet waarmee wordt geïnjecteerd respectievelijk onttrokken niet groter wordt dan dat voor een seizoensberging van 5 Mm³/j langs de zeereep, i.c. circa 50.000 m³/dag. Bij hogere en langduriger volgehouden debieten worden de stijghoogte-effecten en afgeleide effecten in de binnenduinstrand waarschijnlijk onaanvaardbaar groot. De effecten op het zoet/zout grensvlak zullen geringer zijn dan die van seizoensberging en daarmee makkelijker te accommoderen. Maar zeker bij Waternet geldt dat de beschikbare berging in het open terugwinsysteem al zo groot is dat pieken scheren daarin grotendeels kan worden opgevangen.

Berging over jaargrenzen heen zal moeilijker realiseerbaar zijn dan seizoensgrenzen, zeker als dat ook nog wordt gesuperponeerd op seizoensberging. Omdat dit type scenario, vanwege de grilligheid van klimaat en het weer, veel lastiger voorspelbaar is dan seizoensberging zal er in de praktijk veel meer moeten worden geïnvesteerd in monitoring van de actuele positie van het geïnjecteerde water en in slimme putconfiguraties die veel flexibiliteit bieden, om zo veel mogelijk geïnjecteerd water terug te kunnen winnen. Vanwege de onvoorspelbaarheid is het weinig zinvol om hier concrete modelsimulaties aan te wijden.

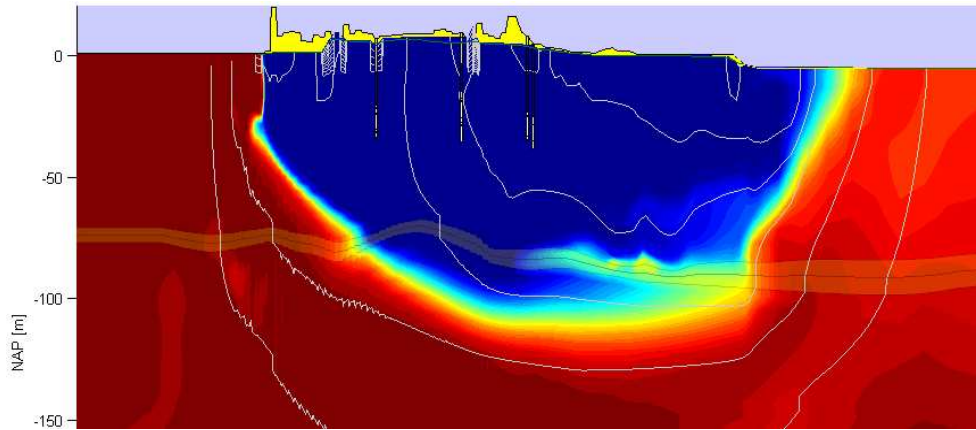


FIG. 3.6. Referentiesituatie (d.w.z. geen AS(T)R) voor zoet/zout grensvlak in 2100

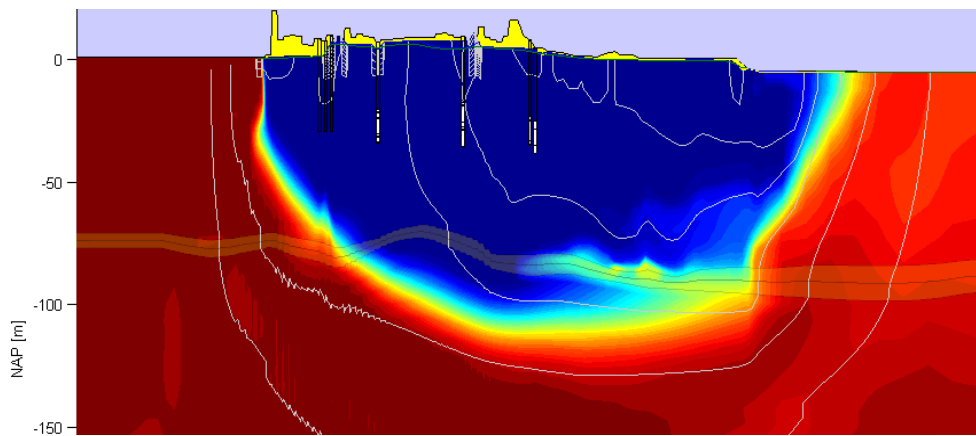


FIG. 3.7. Berekende zoet/zout grondwaterverdeling in 2100 na 80 jaar AS(T)R van 5 Mm³/j langs zeereep

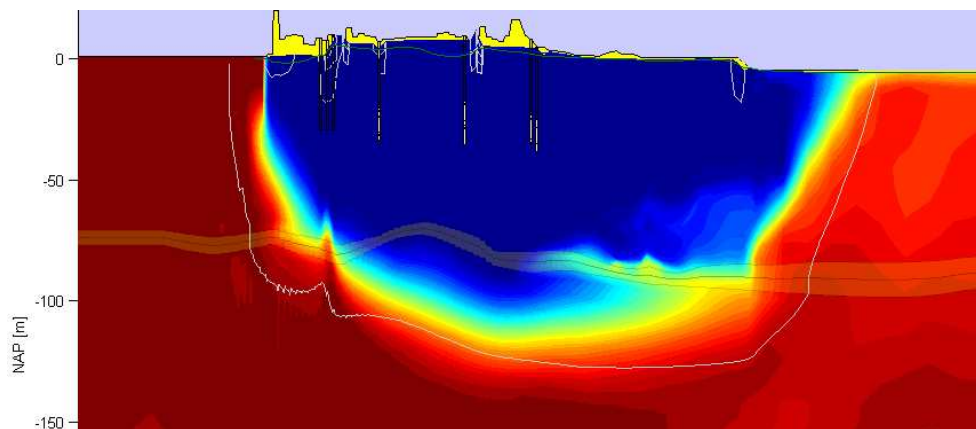


FIG. 3.8. Berekende zoet/zout grondwaterverdeling in 2100 na 80 jaar AS(T)R van 20 Mm³/j langs zeereep

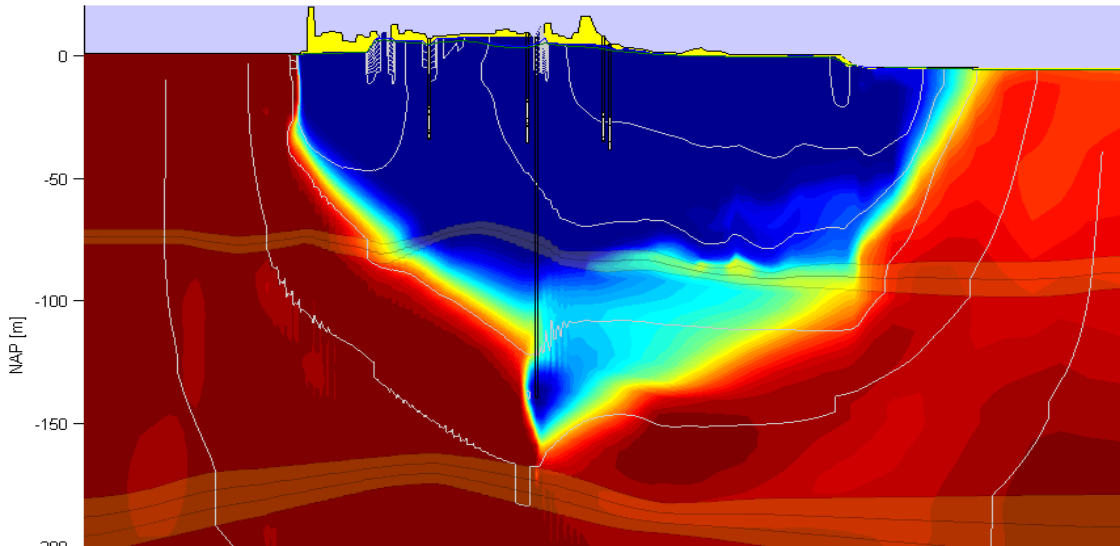


FIG. 3.9. Berekende zoet/zout grondwaterverdeling in 2100 na 80 jaar ASR van 5 Mm³/j in het diepe watervoerend pakket (140-160 m-NAP)

3.5 Conclusies en aanbevelingen naar aanleiding van de 2D-dwarsmodellering

1. Een berging van orde grootte 20 Mm³/jaar kan niet worden geaccommodeerd in de ondergrond van de Amsterdamse Waterleidingduinen (tussen 20 en 200 m-NAP).
2. Een berging van orde grootte 10 Mm³/jaar in de zoete pakketten lijkt hier met kunst en vliegwerk realiseerbaar; maar dit kan op basis van de gekozen modelopzet niet hard worden gemaakt. Hoe dan ook, een locatie langs de zeereep biedt nog de beste kansen.
3. Een berging van 5 Mm³/jaar lijkt goed geaccommodeerd te kunnen worden in de zoete watervoerende pakketten in de “zeereep” of eventueel het middenduin. Indien de AS(T)R dicht bij de kust wordt geplaatst zijn de stijghoogte-effecten in het spanningspakket in de binnenduinrandzone weliswaar beperkt (0,5 à 1,0 m), maar zal het van de lokale hydrologische situatie afhangen in hoeverre onaanvaardbare effecten op de grondwaterspiegel zullen optreden. In ieder geval werken die stijghoogte-effecten in ongunstige zin door (verhoging in het natte seizoen, verlaging in het droge).
4. Berging in de brakke en/of zoute watervoerende pakketten zal zeer moeilijk beheersbaar zijn vanwege de achtergrondstroming in de zoute aquifers vanuit de Noordzee naar de Haarlemmermeerpolder. In ieder geval is een initiële overinjectie (en dus extra investering) van zoet water benodigd die niet (meer) kan worden teruggewonnen en ingezet voor de drinkwaterbereiding. Mogelijk is voor beheersing van de bel nog meer overinjectie nodig, naast een complexe configuratie van de injectie- en terugwinputten. Misschien zijn er op veel grotere diepte (> 250 m-MV), alwaar de achtergrondstroming naar verwachting minder sterk zal zijn, wel mogelijkheden voor AS(T)R. Dit hangt sterk af van de plaatselijke hydrogeologische omstandigheden (transmissiviteiten, slechtdoorlatende lagen die opwaartse beldrift kunnen mitigeren, etc.), maar in de AWD en directe omgeving zijn daarover geen harde gegevens bekend. De diepste boring (op het terrein van de vestiging Leiduin) reikt maar tot iets meer dan 200 m diepte.

4 Scenario's voor modellering met EL, PHAST en SEAWAT

Pieter J. Stuyfzand

4.1 Scenario's voor modellering

In H.5 worden enkele scenario's doorgerekend met EL, en in H.6 met PHAST en SEAWAT. Deze scenario's beperken zich qua doelaquifers tot resp. een zoete en een zoute halfafgesloten aquifer zoals aangetroffen in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD), en qua infiltratiewater tot gemiddeld WRK-water uit Nieuwegein in de periode 2000-2011.

De gekozen aquifers zijn binnen de AWD behoorlijk variabel qua opbouw, diepteligging en hydrogeochemische samenstelling. Gekozen is voor de situatie ongeveer in het midden van de AWD, iets ten zuiden van de voormalige diepinfiltratie bij de toevoersloot (lokatie C in Fig.3.1). De juistheid van de aquiferkenmerken is van ondergeschikt belang, omdat het om generieke scenarioberekeningen gaat. Niettemin bogen de gekozen aquiferkenmerken op een zeer zorgvuldige keuze uit de vele gegevens die voorhanden zijn mbt de AWD.

4.2 Hydro(geo)logie van de geselecteerde doelaquifers

De zoete aquifer (bekend als WVP.2; Stuyfzand 1988) bevindt zich tussen 20 en 60 m-NAP, en bestaat uit zanden van de mariene Eem Formatie en fluviatiele Urk/Sterksel Formatie. Op basis van vele boorbeschrijvingen zijn hierbinnen 5 lagen onderscheiden met verschillende hydraulische kenmerken (Tabel 4.1).

De zoute aquifer (bekend als WVP.3; Stuyfzand 1988) is gelegen tussen 80 en 130 m-NAP, en is opgebouwd uit de Formatie van Harderwijk. Ook hierbinnen zijn 5 lagen onderscheiden met kenmerken als aangegeven in Tabel 4.1.

In beide aquifers is een zwakke oostzuidoostelijke regionale grondwaterstroming aangenomen in verband met een verhang van ca 0.5 m/1000 m. De effectieve porositeit is gelijkgesteld aan de totale, met variaties door het voorkomen van grove schelpfragmenten in de 2 diepere Eem-lagen, en met een geringe afname met de diepte. Het percentage bijgemengd oorspronkelijk grondwater, na maximale verdringing, is gesteld op 5-10% voor de bovenste en onderste aquiferlaag, en op 1% voor die ertussenin.

TABEL 4.1. Hydrogeologische en geochemische kenmerken van doelaquifer 2 (zoet) en 3 (zout), ongeveer in het centrum van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gebaseerd op onderstaande boorgegevens en literatuur.

Geol. Formation	Top m BSL	Base	K m/d	KD m2/d	admix flux%	flow ESE m/d	por.	Clay %	BOM %	pH-H2O	CEC meq/kg	CaCO3 %	FeS2 ppm	FeCO3 ppm	MnO2 ppm	Fe(OH)3 ppm
Aquifer 2																
Eemian	20	27	10	374	10	0.014	0.36	1.6	0.6	7.6	18.8	6.6	740	120	9	2043
	27	31	25		1	0.040	0.31	1	0.4	7.6	12.2	8	500	80	11	1100
	31	37	34		1	0.061	0.28	0.9	0.18	7.6	8.0	10	220	34	25	850
Urk & Sterksel	37	50	32	576	1	0.046	0.35	0.6	0.2	7.6	6.6	1.5	300	0	25	900
	50	60	16		10	0.023	0.35	1.6	0.55	7.6	18.0	2.9	646	116	14	2740
Aquifer 3																
Harderwijk	80	90	10	1550	0.14	0.015	0.33	2	0.4	7.2	17.4	0.5	260	200	10	200
	90	105	36		0.05	0.055	0.33	0.2	0.06	7.2	2.0	0	51	0	13	600
	105	115	60		0.05	0.091	0.33	0.05	0.05	7.2	1.1	0	30	0	20	1000
	115	120	42		0.05	0.066	0.32	0.1	0.06	7.2	1.5	0	44	0	14	700
	120	130	10		0.14	0.016	0.32	0.8	0.2	7.2	7.6	0.2	210	0	4	450

Eemian = 24H708, 719, 720; Katwijk ZY, ZZ, Z10 (n=19)
U&S = 24H708, 719, 720; Katwijk ZZ, Z10 (n=12)
Harderwijk = WP.4 WRK-Nieuwegein (n=3)

Stuyfzand, P.J. & F. Luers 1993.
Stuyfzand, P.J. 1997c.
Stuyfzand, P.J., F. Luers & H. Timmer 1997.
Stuyfzand, P.J. & H. van der Jagt 1997.

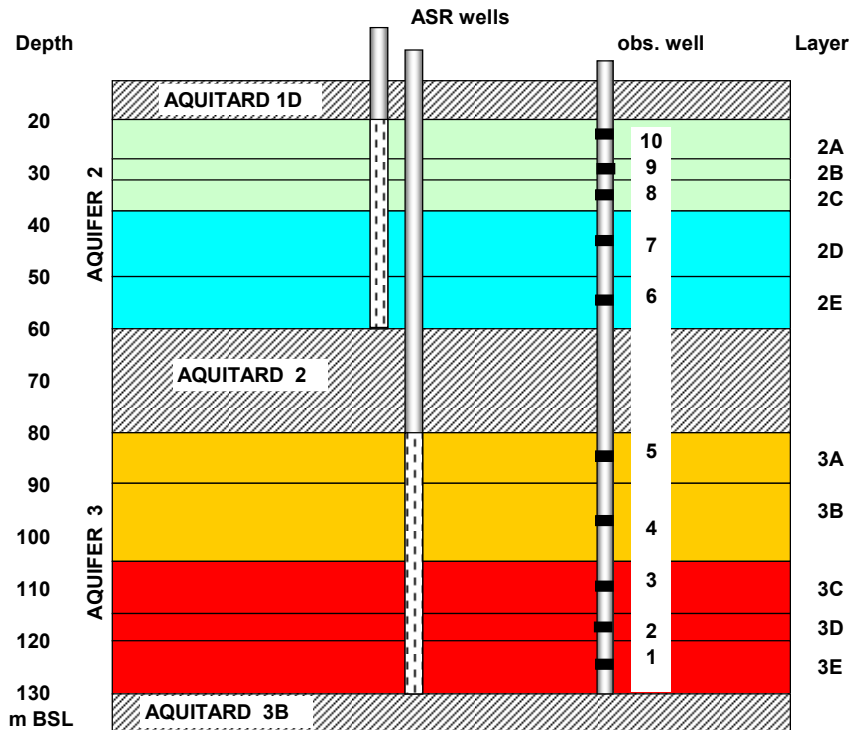


FIG. 4.1. Schematisatie van de hydrogeologische opbouw rond de 2 doelaquifers, waarvan aquifer 2 zoet en aquifer 3 brak tot zout. Licht groen = zoet, geïnfiltriseerd Rijnwater; turquoise = zoet duingrondwater; oranje = brak mengwater; rood = zout Noordzeegrondwater

4.3 Hydrogeochemie van de geselecteerde doelaquifers

Oorspronkelijke geochemische samenstelling

De geochemische samenstelling van beide doelaquifers is in Tabel 4.1 weergegeven, zoals gebaseerd op gegevens in o.a. Stuyfzand & Lüers (1993), Stuyfzand 1997c, Stuyfzand et al. 1997, en Stuyfzand & van der Jagt 1997.

De zoete aquifer is aanzienlijk reactiever dan de zoute, vooral door toedoen van aanzienlijk hogere gehalten aan klei, organische stof, kalk, pyriet en sideriet.

Oorspronkelijke grondwaterkwaliteit

De chemische samenstelling van het oorspronkelijke grondwater in beide doelaquifers is in Tabel 4.2 samengevat. Onder oorspronkelijk wordt verstaan, het anno 2012 aanwezige grondwater voordat diepinfiltratie plaatsvindt.

In de zoete aquifer is via geulen geïnfiltriseerd Rijnwater doorgedrongen in de Eem Formatie, maar nog niet in de eronderliggende Formatie van Urk/Sterksel. Daar bevindt zich nog diep duingrondwater met positieve BEX (Base Exchange index) tenteken van een ooit doorgemaakte verzoeting.

In de zoute aquifer zit bovenin brak grondwater met negatieve BEX (Base Exchange index), duidend op verzilting, en onderin zout grondwater met BEX vrijwel nul, wijzend op evenwicht met het geïntrudeerde Noordzeewater.

TABEL 4.2. Chemische samenstelling van het oorspronkelijke grondwater in doelaquifer 2 en 3, zoals thans aanwezig voordat diepinfiltratie in de toekomst kan plaatsvinden. NB: Voorgezuiverd Rijnwater is tot ca. 40 m-NAP doorgedrongen na open infiltratie sinds 1957. Tevens aangegeven de gemiddelde kwaliteit van aangevoerd WRK-water, voor de periode 2000-2011.

Geological Formation		Top m BSL	Base m/d	K m/d	KD m ² /d	EC uS/cm	pH	Temp oC	O ₂	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	PO ₄	F	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	NH ₄	SiO ₂	DOC	As	Co	Ni	Zn	
		mg/L																											
		ug/L																											
Aquifer 2																													
Option B1	Eemian	20	27	10		726	7.48	12.5	0	108	36.1	281	0	1.14	0.09	20.6	3.4	130	10.8	0.77	0.37	1.7	56.3	3.6	0.7	0.01	0.1	1.8	
		27	31	25	374	788	7.35	12.5	0	126	44.7	261	0	1.02	0.09	23.1	4.3	139	12.5	0.60	0.57	2.0	62.4	3.0	0.6	0.01	0.1	0.6	
		31	37	34		764	7.31	10.7	0	141	44.0	220	0	0.92	0.08	85.0	3.3	77	9	3.68	0.39	1.7	35.0	2.9	1	0.2	0.2	5	
Option B1	Urk & Sterksel	37	50	32		570	7.38	10.3	0	42	7.0	348	0	0.90	0.13	24.0	12.6	55	34.0	2.20	0.10	5.2	20.5	3.5	1	0.2	0.2	5	
		50	60	16	576	630	7.30	10.3	0	37	7.0	445	0	0.80	0.20	44.0	12.7	61	33.8	2.76	0.69	4.8	36.2	4.0	1	0.2	0.2	5	
Aquifer 3																													
Option C1	Harderwijk	80	90	10		20000	7.10	11.0	0	7600	990	247	0	0.93	0.02	3600	59	800	440	14.80	2.27	7.6	21.0	3.0	1	0.3	3	6	
		90	105	36		23000	7.15	11.1	0	8686	1076	454	0	1.39	0.04	4667	108	557	535	10.16	0.73	9.2	15.6	3.7	2	0.3	3	6	
		105	115	60	1550	38331	7.40	11.2	0	15800	2150	287	0	1.50	0.04	8720	246	460	1004	11.00	0.70	11.0	13.5	4.0	8	1	4	26	
		115	120	42		39300	7.40	11.3	0	16186	2300	263	0	2.11	0.05	9300	312	425	1100	13.80	0.65	6.8	12.0	4.5	8	0.1	5	25	
		120	130	10		41000	7.47	11.5	0	16900	2350	199	0	3.13	0.41	9400	310	390	1140	5.60	0.73	3.3	11.9	4.7	8	0.1	5	25	
MEAN INPUT																													
WRK-Nieuwegein		2000-2011				625	7.65	13.6	8.4	92.8	59.0	163	10.9	0.023	0.12	46.0	4.3	70.4	10.6	0.003	0.001	0.01	4.8	2.1	0.3	0.2	1.4	1.2	

4.4 Kwaliteit infiltratiewater

In de diverse diepinfiltratiescenario's wordt gerekend met een gemiddelde kwaliteit WRK-water, met samenstelling zoals aangegeven in Tabel 4.2. Het betreft het gemiddelde voor de periode 2000-2011. Deze kwaliteit onderscheidt zich duidelijk van die in de voorgaande periode door o.a. een lagere chlorideconcentratie (Fig.4.1-4.2) en algeheel verbeterde kwaliteit.

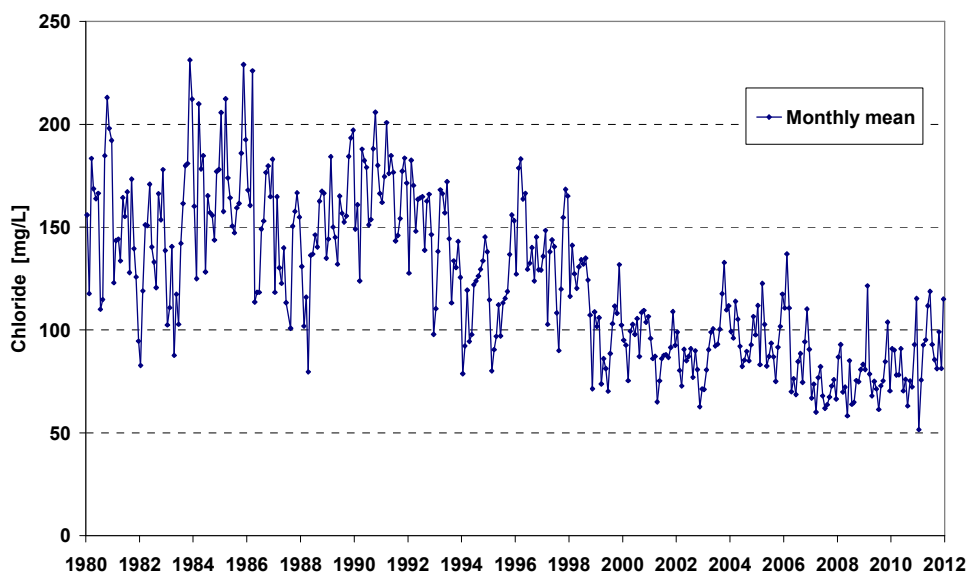


FIG. 4.1. Trendmatig verloop in individuele maandgemiddelden van de choride concentratie in de aanvoer infiltratiewater voor Leiduin, in periode 1980-2011.

4.5 Cycli van infiltratie, berging en terugwinning

De scenarioberekeningen met EL gaan uit van continue infiltratie met een ATR-systeem, die met PHAST en Seawat voegen daarbij scenario's met cycli van infiltratie, berging en terugwinning zoals eigen aan ASR-systemen. De diverse ASR scenario's zijn in Fig.4.3 gepresenteerd. Daarin onderscheiden we 3 scenario's: 1 = normale seizoensberging (1-4 maanden); 2 = pieken scheren (dagen tot enkele weken) gesuperponeerd op seizoensberging; en 3 = langduriger berging met 3 abnormale jaren in een decennium (droge en natte jaren) gesuperponeerd op normale seizoensberging.

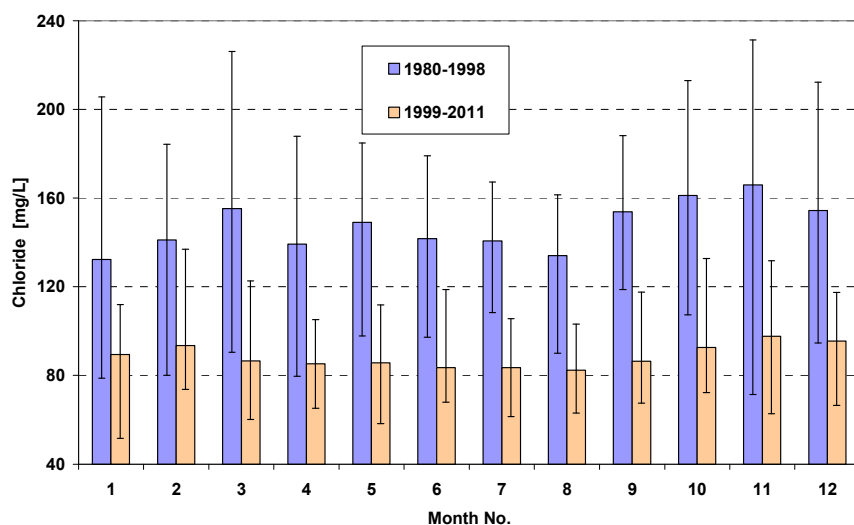


FIG. 4.2. Gemiddeld seizoensverloop van choride concentraties in aangevoerd infiltratiewater voor Leiduin, op basis van maandgemiddelden in periode 1980-1998 en 1999-2011. Tevens aangegeven de waargenomen minima en maxima in de onderscheiden perioden.

Option	Well screen	Q-injection	Q-recovery
	m BSL	m3/h	
B1	25-55	60	60
C1	85-120	75	75

Scenario 1: normal year with seasonal storage												
Month No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Seasonal	INJ	INJ	INJ	STO	REC	REC	REC	STO	STO	STO	STO	INJ

Scenario 2: normal year with peak shaving														
Month No.	1				2				3					
Week No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Peak shaving	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	REC	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	
	INJ = 2xnormal				REC = 2xnormal				INJ = 2xnormal					

Month No.	4				5				6					
Week No.	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Peak shaving	STO	STO	STO	STO	REC	REC	REC	REC	REC	REC	REC	REC	REC	

Month No.	7				8				9				
Week No.	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
Peak shaving	REC	REC	REC	REC	STO	STO	STO	STO	STO	STO	STO	STO	STO

Month No.	10				11				12				
Week No.	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
Peak shaving	STO	STO	STO	STO	STO	STO	REC	STO	STO	INJ	INJ	INJ	INJ
	REC = 2xnormal												

Scenario 3: annual deviations in storage									
Year No.	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Annual	A	A	A	B	A	A	A	C	B

A = normal year (scenario 1) B = normal year qua seasonal pattern, but abnormal in 2xnormal recovery rate
C = abnormal year without injection and without recovery

FIG. 4.3. De 3 scenario's van infiltratie, berging en terugwinning: #1 = normale seizoensberging; #2 = normale seizoensberging met daarop gesuperponeerd 2 stress perioden van 'peak shaving'; en #3 = als met 3 abnormale jaren in een decennium.

4.6 Systeemkeuze: ASR, ATR of ASTR?

De scenarioberekeningen met EL (H.5) betreffen uitsluitend een ATR-systeem, waarbij verschillen in afstand en verblijftijd tussen de infiltratie- en terugwinput, en verschillen in onderlinge afstand tussen infiltratieputten in een rij zijn onderzocht.

De scenarioberekeningen met PHAST en Seawat (H.6) omvatten ASR en, in mindere mate, ATR systemen.

5 Modelling waterkwaliteit en uitloging voor ATR systemen met EL

Pieter J. Stuyfzand

5.1 Principes van Easy-Leacher (EL4.8)

Easy-Leacher (EL) is een 2D reactief transportmodel, ontwikkeld door Stuyfzand (1998, 2005). De code is in EXCEL spreadsheet geprogrammeerd, en combineert chemische principes met empirische regels in een expertsysteem. Deze regels zijn gebaseerd op 34 jaar van intensief Kiwa/KWR onderzoek, in samenwerking met diverse drinkwaterbedrijven, op vele experimentele en productieve locaties met Kunstmatige Infiltratie van Oppervlaktewater (KIO, via hetzij bekkens hetzij infiltratieputten) en OEver Infiltratie (OEI), in Nederland, Duitsland, UK, Zweden, Denemarken, USA en Australië. EL is relatief eenvoudig ('Easy') toe te passen (spreadsheet), en rekent elk scenario in enkele seconden door.

De uitloging ('Leaching') van aquifers is van groot belang in verband met de hoge fluxen in KIO- en OEI-systemen (Fig.5.1). Deze wordt dan ook verdisconteerd in alle berekeningen, vooral bij uitwisselreacties, oplossingsreacties (kalk) en redoxreacties (organische stof, pyriet, mangaanoxiden). Dit is ook voor organische microverontreinigingen (OMIVE) van groot belang, omdat het opschuiven van het zuurstof- of nitraatfront in de bodem betekent, dat de OMIVE steeds langer onder aërobe omstandigheden kan degraderen. Die redoxverandering kan gunstig of ongunstig uitpakken, hetgeen vooral afhangt van de aard van de OMIVE (Stuyfzand & Lüers, 1997; Stuyfzand et al. 2007).

De kwaliteit van de input (b.v. rivierwater), stroming en bodemslibcondities worden constant verondersteld sinds de start van KIO of OEI. EL rekent dus niet met seizoensfluctuaties of piekbelastingen. Daarvoor zou het model TRANSATOMIC (Stuyfzand, 2012a) toegepast kunnen worden, PHAST of PHT3D.

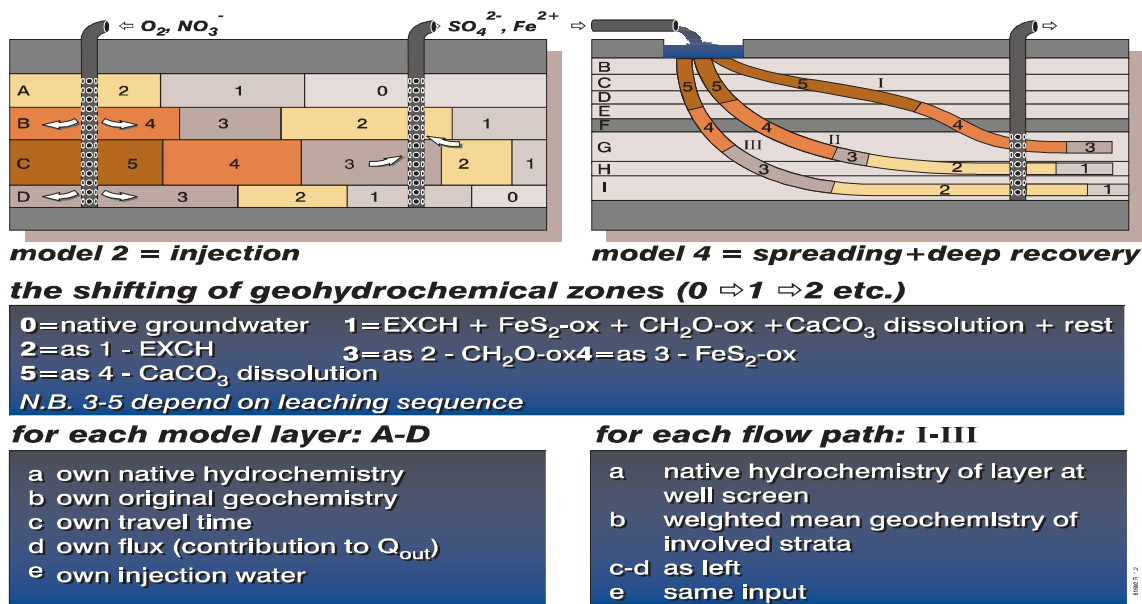


FIG. 5.1. Beknopte informatie over de 2D modellering met Easy Leacher (EL). Naar Stuyfzand (1998).

EL is voornamelijk gebaseerd op:

- Microsoft's spreadsheet Excel voor Windows (≥95);
- de stroombaanbenadering, waarmee 3D grondwaterstroming vereenvoudigd wordt tot een 2D set van maximaal 50 stroombuizen door maximaal 10 horizontale aquiferlagen;
- hydrologische sleutelparameters verkregen van een separaat gerund hydrologisch model of veldgegevens. Er kan ook gekozen worden voor eenvoudige analytische oplossingen zoals voor diepinfiltratie aangegeven in par.5.2;
- chemische massabalansen voor zowel water als bodem (Fig.5.2);
- evenwicht van het Ca-CO₂-H₂O systeem;
- empirische regels voor de sequentie van reacties, reactiekinetiek en het gedrag van specifieke opgeloste species, bacteriën en virussen.

Het werken met zulke empirische regels maakt EL tot een expert systeem. Chemisch transport wordt in feite berekend op basis van het aantal poriedoorspoelingen (tijdschaal; vergelijkbaar met bedvolumina), retardatie- en uitlogingsfactoren (gesuperponeerd op de poriedoorspoelingen), CaCO₃ evenwicht (indien relevant), massabalansen en vele if/else statements (expert regels).

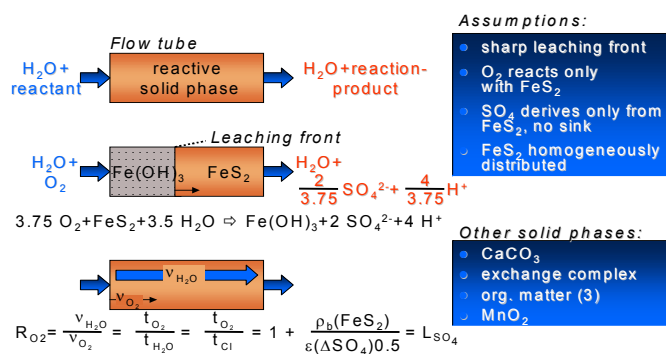


FIG. 5.2. Het basisconcept achter EL is de continue uitloging van reactieve bodemfasen in de aquifer volgens de massabalans benadering (naar Stuyfzand, 2005).

Compartimenten en processen:

EL adresseert onderstaande processen in 4 compartimenten:

1. *infiltratiebekken of rivier*: bijmenging van regenwater (+ droge depositie), evaporatie, nutriëntenopname, biogene hardheidsreductie, vervluchtiging, fotolyse en (bio)degradatie;
2. *water sediment grensvlak*: filtratie en additionele O₂ en CO₂ inputs (onverzadigde zone of wortelademhaling);
3. *aquifer*: verdringing van oorspronkelijke grondwater, nitrificatie en DOC oxidatie, kationuitwisseling, oxidatie van pyrite en organisch materiaal, oplossing van CaCO₃ en MnO₂, sorptie van spore-elementen en Organische MicroVerontreinigingen (OMIVE), radioactief verval, (bio)degradatie van OMIVE en eliminatie van bacteriën en virussen. Alleen in open infiltratiesystemen wordt ook de neerslag van sulfidemineralen meegenomen;
4. *terugwinsysteem*: menging van max. 50 verschillende stroombanen startend in een infiltratiebekken, rivier of infiltratieput, met oorspronkelijke grondwater, uit max. 10 aquifer lagen. Reacties door menging van incompatibele watersoorten worden verwaarloosd.

Voor de onderhavige diepinfiltratiescenario's speelt compartiment 1 (van belang voor systemen met open infiltratie of oeverfiltratie) geen enkele rol. Dit geldt ook voor additionele O₂ en CO₂ inputs in compartiment 2.

5.2 Ondergrondse reistijdspreiding

Voor de onderhavige studie is EL uitgebreid met een uiterst eenvoudige analytische oplossing ter berekening van de reistijdverdeling in de ondergrond, tussen een rij van x infiltratieputten en een rij van x terugwinputten, waarbij de afstand tussen beide rijen L [m] bedraagt en de onderlinge afstand tussen de individuele putten b [m]. Voor die situatie met volkomen injectie- en winfilter geven Huisman & Olsthoorn (1984) de volgende oplossing:

$$t_d = \frac{n H L b}{Q} \quad (5.1)$$

met: t_d = ontwerp reistijd in aquifer tussen elke infiltratie- en bijbehorende terugwinput [d]; n = porositeit (effectief = totaal) van aquifer N [-]; H = dikte (half)afgesloten aquifer [m]; Q = gemiddeld injectie- en terugwindebiet [m^3/d]; L = horizontale afstand tussen infiltratie- en terugwinput [m]; b = onderlinge afstand tussen individuele putten binnen rij [m]. Deze oplossing is verfijnd door verschillen in waterflux in de afzonderlijke aquiferlagen te verdisconteren d.m.v. beschouwing van de totale transmissiviteit (KH) en de afzonderlijke horizontale doorlaatfactor (K_N in m/d) en porositeit (n_N) van elke aquiferlaag volgens:

$$t_{d,N} = \frac{n_N K H L b}{K_N Q} \quad (5.2)$$

Vervolgens is de door Huisman & Olsthoorn in hun Fig.3.8 geplote cumulatieve reistijdverdeling (voor systemen met $L = 2b$) omgezet in onderstaande formule:

$$t_{P,N} = t_{d,N} (7 - e^{[(100-P)/(54.913-0.5343P)])} \quad (5.3)$$

waarin: $t_{P,N}$ = maximale reistijd in laag N voor percentiel P [d]; P = percentiel uit de cumulatieve reistijdverdeling [-].

Bijvoorbeeld, een $t_{0,B} = 400$, $t_{50,B} = 500$ en $t_{100,B} = 3000$ betekent dat in laag B het geïnfiltreerde water een minimum reistijd van 400, maximum reistijd van 3000 en mediane reistijd van 500 dagen kent.

5.3 Scenario's

Met de in H.4 gedefinieerde zoete en zoute doelaquifers en de opgegeven kwaliteit van het infiltratiewater zijn met EL4.8 de in Tabel 5.1 gepresenteerde situaties doorgerekend, in volgorde van toenemende productie per m^2 aquifer. Daarbij zijn verschillen in Q , L en b gehanteerd.

Er is gemodelleerd zonder rekening te houden met laterale of verticale beldrift en opkegeling van zout. Binnen elk van de 5 modellagen (conform Tabel 4.1) zijn 9 stroombanen gedefinieerd met een volgens Eq.5.3 berekende reistijd tussen infiltratie- en terugwinput, waarbij P gesteld is op resp. 0, 12.5, ..., 87.5 en 100%.

Het percentage bijgemengd oorspronkelijk grondwater is voor de zoete aquifer arbitrair gesteld op 10% van de flux door de bovenste en onderste aquiferlaag, en op 1% van de flux in de tussenliggende lagen. Daarmee komen we uit op 3.2% bijmenging in totaal. In de zoute aquifer leidt dit tot te hoge zoutgehalten en is het totale percentage op 0.31% gezet, opgebouwd uit 2% van de flux door de bovenste en onderste aquiferlaag, en 0.05% van de flux in de tussenliggende lagen. Dit zeer lage percentage geeft aan dat wellicht een behoorlijke overinfiltratie nodig zal zijn.

TABEL 5.1. Met EL doorgerekende scenario's van ATR-diepinfiltratie in de AWD, oplopend gesorteerd van boven naar beneden qua productie per m² aquifer (Sum Q/A). Q = gemiddeld injectie- en terugwindebiet; L = horizontale afstand tussen infiltratie- en terugwinput; b = onderlinge afstand tussen individuele putten binnen rij. A = L b (n+1) / 10⁶.

Scenario #	Q	L	b	wells	Area A	Sum Q	Sum Q/A	Tmin	T50	Tmax
	m ³ /u	m	m	n	km ²	Mm ³ /a	m/a	d		
<i>Fresh aquifer</i>										
B1	15	240	120	24	0.72	3.16	4.38	501	1004	16416
B2	30	240	120	24	0.72	6.31	8.77	250	502	8208
B3	30	240	90	24	0.54	6.31	11.69	188	377	6156
B4	30	180	90	24	0.41	6.31	15.58	141	282	4617
B5	30	180	45	24	0.20	6.31	31.17	70	141	2309
B6	60	180	60	24	0.27	12.62	46.75	47	94	1539
B7	60	120	60	24	0.18	12.62	70.13	31	63	1026
B8	60	120	30	24	0.09	12.62	140.26	16	31	513
<i>Saline aquifer</i>										
C1	20	240	120	24	0.72	4.21	5.84	390	726	17559
C2	40	240	120	24	0.72	8.42	11.69	195	363	8779
C3	40	240	90	24	0.54	8.42	15.58	146	272	6584
C4	40	180	90	24	0.41	8.42	20.78	110	204	4938
C5	40	180	45	24	0.20	8.42	41.56	55	102	2469
C6	75	180	60	24	0.27	15.78	58.44	39	73	1756
C7	75	120	60	24	0.18	15.78	87.66	26	48	1171
C8	75	120	30	24	0.09	15.78	175.32	13	24	585

Het hoge zoutgehalte stelt dus een scherpe grens aan het maximale percentage bijmenging van het zoute grondwater. Als we uitgaan van de drinkwaternorm van parameter X (X_{NORM}) en een stabiele kwaliteit van bijgemengd zout grondwater dan geldt de volgende algemene eis:

$$\%S_{MAX} = 100 (X_{NORM} - X_{IN}) / (X_S - X_{IN}) \quad (5.4)$$

waarin: X_{IN} = concentratie van X in infiltratiewater [mg/L]; X_S = concentratie van X in bijgemengde brakke/zoute grondwater [mg/L]

Invulling van $Cl_{NORM} = 150$, $X_{IN} = 92.8$ en $X_S = 12256$ mg Cl/L resulteert in $\%S_{MAX} = 0.47\%$. Bij $X_S = 16800$ mg Cl/L (~max) krijgen we $\%S_{MAX} = 0.34\%$. Getest is of er ook andere kwaliteitsparameters zijn die een lagere waarde van $\%S_{MAX}$ geven, maar dat bleek niet het geval. Chloride is dus maatgevend.

De gekozen, te modelleren stoffen (Tabel 5.2) zijn onderdeel van de standaard stoffen in EL4.8. Hierin zijn gemakshalve geen veranderingen aangebracht.

5.4 Presentatie resultaten scenario's B6 en C6

5.4.1 Scenario B6 (zoete aquifer)

Dit scenario betreft een ATR-diepinfiltratie in de zoete doelaquifer met $Q = 60$ m³/u, $L = 180$ m en $b = 60$ m (Tabel 5.1) en 3.2 % bijmenging van zoet grondwater na maximale doorbraak van het infiltratiewater.

Enkele resultaten van modellering van de waterkwaliteitsontwikkeling zijn getoond in Tabel 5.2 en Fig.5.3-5.4. In onderstaande volgt een korte bespreking van het voorspelde stofgedrag van achtereenvolgens enkele macroparameters, spore-elementen, radionucliden en OMIVE.

Macroparameters

We zien conform reistijdverdeling (Fig.5.4) na ca. 45 dagen een langzame doorbraak van het infiltratiewater, dat het gebiedseigen grondwater verdringt. In de periode van 0.15-4 jaar nemen daardoor de EC, temperatuur en concentraties van goed oplosbare rivierzouten als Cl, SO₄, Na, K, Ca en Mg geleidelijk toe, terwijl die van bestanddelen met relatief hoge concentraties in gebiedseigen grondwater, met name DOC, CH₄, SiO₂, PO₄, Fe, Mn en NH₄, afnemen. Naast verdringing spelen de volgende processen een belangrijke rol:

- filtratie van aan zwevend stof gebonden componenten. Dit is met name van belang voor Fe, Mn en organische stof (TOC);

TABEL 5.2. Met EL4.8 berekende waterkwaliteitsontwikkeling in de terugwininput(ten) van ATR-systeem scenario B6 in de AWD. Tevens aangegeven de kwaliteit van het bijgemengde gebiedseigen zoete grondwater en de input.

Parameter	Unit	NATIVE	INPUT	OUTPUT with 3.2% admix, after:						
				Groundwater		0.1	1	10	60	100
		admix	admix	year	year	year	year	year	year	year
EC20 (US)	uS/cm	656	625	668	641	639	634	634	622	615
TEMP (C)	oC	10.8	13.6	10.8	12.8	13.5	13.5	13.5	13.5	13.5
pH		7.35	7.65	7.35	7.60	7.69	7.77	7.79	7.89	7.68
O2	mg/L	0.0	8.4	0.0	0.0	0.0	2.2	2.41	6.1	7.7
CH4	mg/L	1.73	0.00	1.73	0.36	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09
DOC	mg/L	3.4	2.1	3.4	2.4	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
Si-calcite		0.03	0.05	0.02	0.13	0.22	0.29	0.30	0.36	0.12
Cl	mg/L	76.1	92.8	76.1	87.1	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5
SO4	mg/L	21.1	59.0	21.1	65.7	72.5	62.7	61.7	57.0	56.8
HCO3	mg/L	323	163	323	212	192	192	192	181	171
NO3	mg/L	0.0	10.9	0.0	0.0	0.0	3.9	4.7	8.0	10.0
PO4	mg/L	0.92	0.02	0.92	0.92	0.30	0.07	0.06	0.06	0.05
Na	mg/L	40.1	46.0	39.5	41.5	45.6	45.9	46.0	46.2	46.4
K	mg/L	9.07	4.3	8.9	5.6	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Ca	mg/L	75.1	70.4	73.3	78.1	82.7	80.7	80.4	75.9	73.0
Mg	mg/L	24.6	10.6	24.1	15.6	11.3	11.1	11.1	11.2	11.2
NH4	mg/L	3.79	0.01	3.79	1.31	0.17	0.12	0.12	0.12	0.12
Fe	mg/L	2.34	0.02	2.34	2.83	1.37	0.54	0.46	0.09	0.07
Mn	mg/L	0.33	0.001	0.33	0.33	0.33	0.13	0.08	0.02	0.02
SiO2	mg/L	33.3	4.8	33.3	26.1	7.8	5.9	5.9	5.9	5.9
As	ug/L	0.9	0.3	0.9	4.9	5.1	2.2	1.9	0.2	0.0
B	ug/L	26	61	26	49	57	57	57	57	57
Ba	ug/L	43	79	43	43	60	64	64	64	64
Cd	ug/L	0.020	0.07	0.020	0.020	0.047	0.050	0.050	0.050	0.050
Cu	ug/L	1.6	3.2	1.6	1.9	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3
F	ug/L	124	120	124	126	120	133	133	119	119
Ni	ug/L	0.2	1.4	0.2	0.5	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1
Pb	ug/L	0.02	1.7	0.02	0.02	0.58	0.8	0.8	0.8	0.8
Zn	ug/L	4.3	1.2	4.3	4.3	1.5	1.2	1.2	1.2	1.2
AMPA	%	0.0	100.0	0.0	7.5	6.9	15.3	16.4	18.4	18.4
atrazine	%	0.0	100.0	0.0	4.4	4.1	28.6	33.2	45.8	47.2
diurone	%	0.0	100.0	0.0	0.7	0.6	25.3	29.7	46.9	48.1
simazine	%	0.0	100.0	0.0	0.2	0.2	19.2	22.3	32.3	32.6
bentazone	%	0.0	100.0	0.0	84.7	96.2	95.3	95.1	92.4	91.2
lindane	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	6.5	7.7	23.8	23.9
isoproturone	%	0.0	100.0	0.0	0.7	0.6	25.3	29.7	46.9	48.1
dibuftal	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1,2-DCB	%	0.0	100.0	0.0	37.4	52.5	43.8	42.4	43.9	44.1
1,2-DCEa	%	0.0	100.0	0.0	68.6	75.7	69.8	68.2	58.4	57.0
1,2-DCEe	%	0.0	100.0	0.0	26.3	34.3	15.9	13.5	6.8	6.8
tri	%	0.0	100.0	0.0	57.1	78.2	73.6	72.6	67.1	66.5
CCI3	%	0.0	100.0	0.0	3.5	3.2	22.5	25.8	33.6	34.1
CCI2Br	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	1.5	1.7	3.5	3.5
HCB	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	2.7
phenanthrene	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BAP	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
chlorate	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	43.1	52.5	77.5	93.0
iopamidol	%	0.0	100.0	0.0	46.1	46.2	38.1	36.3	28.5	28.2
sulfomethoxazole	%	0.0	100.0	0.0	17.8	16.9	47.7	54.6	82.1	93.7
3H	%	0.9	100.0	0.1	83.9	94.4	94.5	94.5	94.5	94.5
60Co	%	0.0	100.0	0.00	34.8	68.0	68.7	68.7	68.7	68.7
90Sr	%	0.0	100.0	0.00	0.0	68.3	83.3	83.4	83.4	83.4
106Ru	%	0.0	100.0	0.87	0.87	16.41	16.55	16.47	16.47	16.47
137Cs	%	0.0	100.0	0.00	0.00	0.00	15.68	16.91	17.41	17.41
240Pu	%	0.0	100.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

1,2-DCB = 1,2-dichloorbenzeen; 1,2-DCEa = 1,2-dichloorethaan; 1,2-DCEe = 1,2-dichlooretheen; tri = trichlooretheen; CCI3 = chloroform; CCI2Br = broomdichloormethaan; HCB = hexachloorbenzeen; BAP = benzo(a)pyreen.

- permanente bijmenging met ca. 3% oorspronkelijk grondwater. Dit percentage kan hoger zijn, afhankelijk van de c-waarde van de afsluitende lagen en laterale stroming;
- oxidatie van DOC in het infiltratiewater, van de bodembestanddelen pyriet en organische stof, en van desorberend Fe, Mn en NH₄. Deze oxidatie soupeert langdurig alle O₂ en NO₃ op, en leidt tot verhoging van o.a. SO₄, CO₂ en HCO₃ en een daling van pH;
- door uitloging van vooral pyriet en organisch materiaal lopen bovenstaande reacties geleidelijk af, wat tot een uiterst trage doorbraak van NO₃ en O₂ leidt. Dit begint zich pas te manifesteren na ca. 35 jaar, waarna menging met Fe(II)-houdend water zal leiden tot (bio)chemische putverstopping;
- oplossing van kalk door de vrijkomende CO₂, waardoor Ca en HCO₃ iets toenemen. ;
- adsorptie van vooral K en Mg, en in mindere mate Na, terwijl Fe, Mn en NH₄ desorberen;
- desorptie van SiO₂ en een zeer geringe oplossing van silicaatmineralen (mogelijk voornamelijk opaal).

Spore-elementen

De meeste spore-elementen vertonen een langzame doorbraak van WRK-water, waarbij de concentraties geleidelijk toenemen ongeveer tot het hogere niveau in WRK-water. Daarbij treedt vertraging op als gevolg van sorptie. In de beter doorlatende bodemlagen zijn de retardatiefactoren (R) als volgt: 3-8 (B), 7-16 (Cu, Ni), 10-24 (Cd, Zn), 12-31 (Ba) en 16-42 (Pb).

Filtratie is een belangrijk eliminatieproces voor de elementen die aan zwevend stof gebonden zijn, zoals Pb. Arseen gedraagt zich anders, omdat dit element vrijkomt tijdens pyrietoxidatie en reductie van ijzer(hydr)oxiden. In de modellering is arseen vooral gekoppeld aan pyrietoxidatie zodat er een duidelijk verband is tussen SO₄⁻ en As-productie. Uitloging van pyriet en een toenemende aerobie verklaren de daling van de As-concentratie na ca 15 jaar.

Radionucliden

Bij gebrek aan meetwaarden in de output (en deels input) is gerekend met 100% input, waarbij effecten van filtratie van radionucliden aan zwevend stof reeds inbegrepen zijn. Filtratie elimineert relatief veel ¹³⁷Cs en ²⁴⁰Pu. De keuze van radionucliden is gebaseerd op significantie van immissie tijdens nucleaire incidenten, halfwaardetijd en mobiliteit.

Van de radionucliden is tritium de meeste mobiele, omdat dit isotoop onderdeel is van het watermolecuul (R=1). Dankzij een halfwaardetijd van 12.4 jaar neemt de activiteit wezenlijk af, maar komt uiteindelijk niet beneden 94% van de input.

De overige radionucliden vertonen na doorslag een aanzienlijk lagere activiteit ten gevolge van radioactief verval, waarbij sorptie aan bodembestanddelen zorgt voor een sterke verlenging van de reistijd en dus tot meer verval. De retardatiefactoren (R) in de beter doorlatende bodemlagen zijn als volgt: 1 (³H), 5-11 (⁶⁰Co), 10-24 (¹⁰⁶Ru), 12-31 (⁹⁰Sr), 144-385 (¹³⁷Cs) en 1.5 10⁸ – 4 10⁸ (²⁴⁰Pu). Metingen ontbreken om het model te testen.

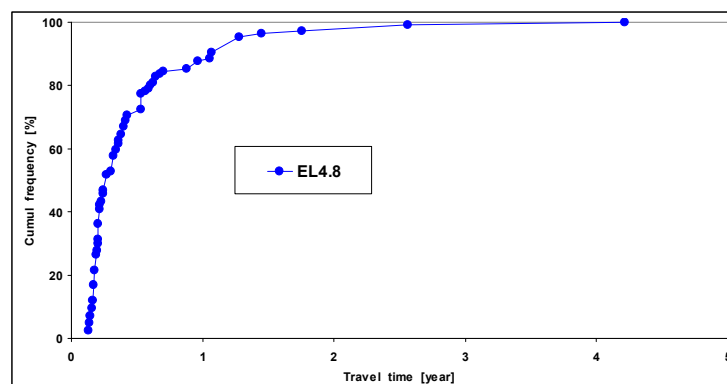


FIG. 5.3. Cumulatieve reistijdverdeling van infiltratiewater in de zoete aquifer onder scenario B6.

Organische microverontreinigingen (OMIVE)

De concentraties in WRK-water van de met EL4.8 gemodelleerde 20 OMIVE waren in de periode 2000-2011 zeer laag. Zij waren voor vrijwel alle OMIVE beneden de Onderste Analyse Grens (OAG; variërend van <0.001 tot <0.05 ug/L), behalve voor AMPA (0.3 ug/L), chloraat (orde enkele ug/L), jopamidol (0.1-0.2 ug/L) en sulfomethoxazool (ca. 0.04 ug/L). Deze lage concentraties maakten het zinvoller om te rekenen met 100% inputwaarden dan met actuele concentraties in het infiltratiewater. Bovendien waren de concentraties in WRK-water in het verleden voor veel stoffen aanzienlijk hoger (Stuyfzand & Lüers, 1996).

Effecten van filtratie zijn meegenomen door de input op 100% te stellen, vóór filtratie. Filtratie heeft grote gevolgen voor de meer silbgebonden componenten zoals BAP (benzo(a)pyreen). Het rekenen met 100% input impliceert de aanname van lineaire sorptie, hetgeen bij lage concentraties gerechtvaardigd is.

De gepresenteerde modelresultaten laten het volgende zien:

- de meest conservatieve stof is bentazon ($R=1$, vrijwel niet afbreekbaar in anoxisch milieu, traag afbrekend in (sub)oxisch milieu), welke dan ook doorbreekt vrijwel conform de reistijdverdeling. Na ongeveer 35 jaar wordt het bodemsysteem langs diverse stroombanen geleidelijk aërober, zodat bentazon begint af te breken. Dit vertaalt zich in de dalende concentraties na 35 jaar (van 96 naar 91%);
- de minder conservatieve stoffen 1,2-dichlooretheen, 1,2-dichloorbenzeen, 1,2-dichloorethaan en tri gedragen zich analoog aan bentazon qua betere afbraak in aërober milieu, maar hun maximale doorbraakpercentage (resp. 2, 5, 11 en 19%) ligt aanzienlijk beneden die van bentazon (96%) dankzij een snellere afbraak in het algemeen en dankzij meer sorptie en dus retardatie tijdens de bodempassage;
- atrazine, diuron, simazine, lindaan, isoproturon en chloroform breken uiteindelijk op zeer laag niveau door, maar blijven <50% van de input.
- fenantreen, benzo(a)pyreen, HCB, broomdichloormethaan en dibutylftalaat zijn goed afbreekbaar en/of extreem sorptiegevoelig, zodat hun concentraties beneden 4% van de input blijven.

De bentazon doorbraak staat min of meer model voor alle vrijwel conservatieve OMIVE, zoals 1,4-dioxaan, bis-(2-chloorisopropyl)ether, carbamazepine, diglyme, MCPP (mecoprop) en MTBE. Aan deze korte lijst zijn nog meer stoffen toe te voegen zoals waarschijnlijk perfluorverbindingen (Eshauzier et al., 2010) en metformin, een suikerziekte medicament (mond. meded. Karin Lekkerkerker-Theunissen, Dunea).

Uitloging

De voorspelde kwaliteitsverlopen in Fig.5.4 laten zien dat er vooral tussen 10 en 1000 jaar veel veranderingen optreden, terwijl de doorbraak van infiltratiewater dan al lang volledig is. Die veranderingen hangen vooral voor de redoxgevoelige componenten samen met de uitloging van de bodem ten aanzien van organische stof en pyriet. Voor Ca en HCO_3 geldt dit indirect ook, omdat oxidatiereacties tot zuurproductie leiden die door kalk worden gebufferd. Daarbij geldt dat kalk onder de gegeven omstandigheden trager uitgelooft dan de organische stof en pyriet.

In Fig.5.5 is het uitlogingsfront weergegeven na 100 jaar infiltratie voor 4 reactieve bodembestanddelen. We concluderen het volgende:

- Het uitloofront van de taaie fractie van Bulk Organische Stof (BOM-taai) is na 100 jaar in bodemlagen B-D het verst voortgeschreden, n.l. over een afstand van maximaal 20-30% van de totale stroombaanlengte. Van BOM-taai is aangenomen dat deze 10 maal langzamer reageert dan de labiele fractie;
- voor kalk (CaCO_3) geldt dat de uitloging het geringst is. In bodemlaag D is het front over een afstand van maximaal 10% van de totale stroombaanlengte gevorderd;
- mangaandioxide is het meest uitgelooft. In diverse bodemlagen moet het in minder dan 100 jaar verdwenen zijn; en
- voor pyriet (FeS_2) geldt eveneens een vergevorderd stadium van uitloging, vooral in bodemlagen B-D.

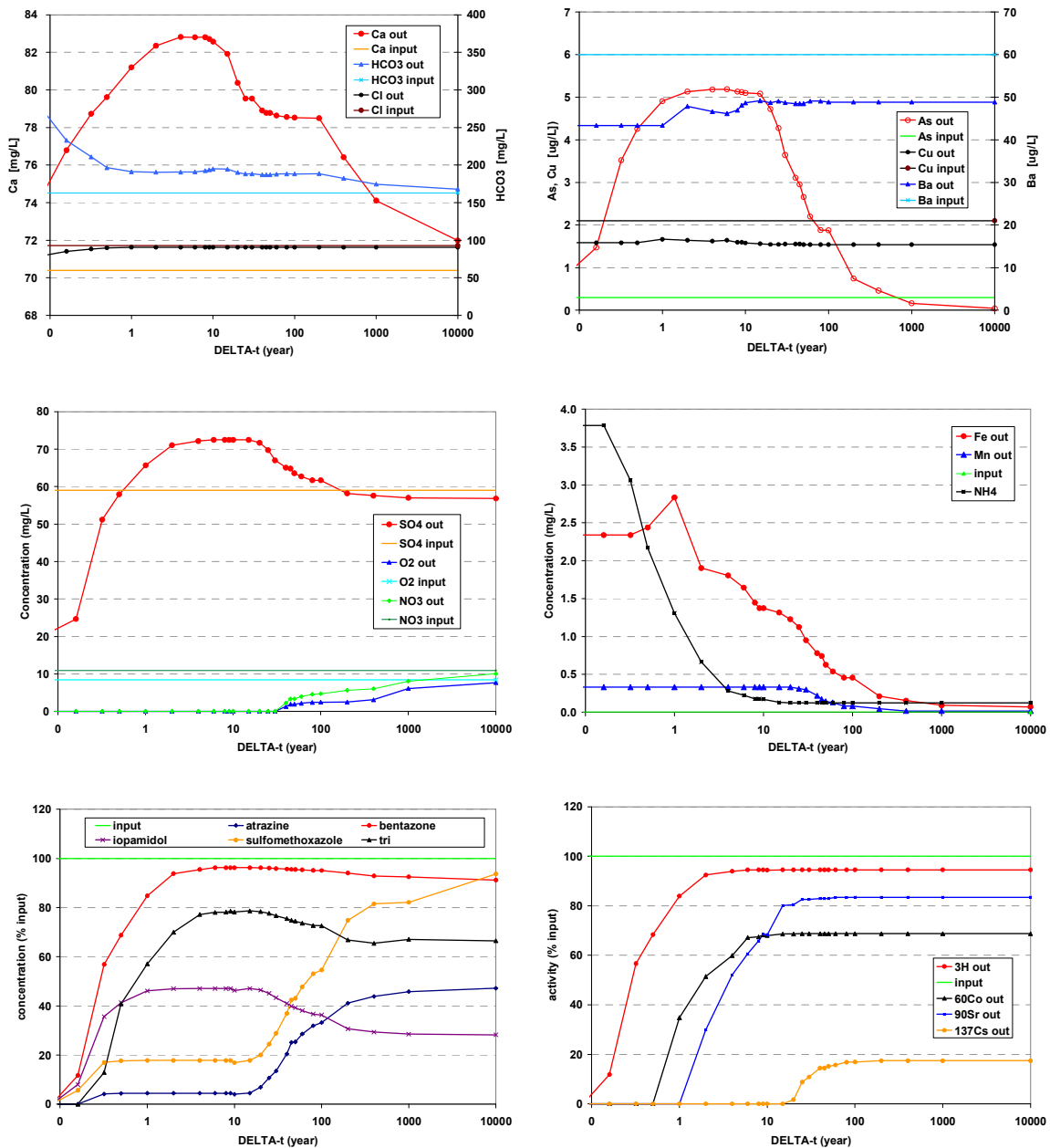


FIG. 5.4. Met EL4.8 voorspelde verloop in waterkwaliteit voor een ATR-systeem in de AWD, scenario B6 (zoete doelaquifer met $Q = 60 \text{ m}^3/\text{u}$, $L = 180 \text{ m}$ en $b = 60 \text{ m}$).

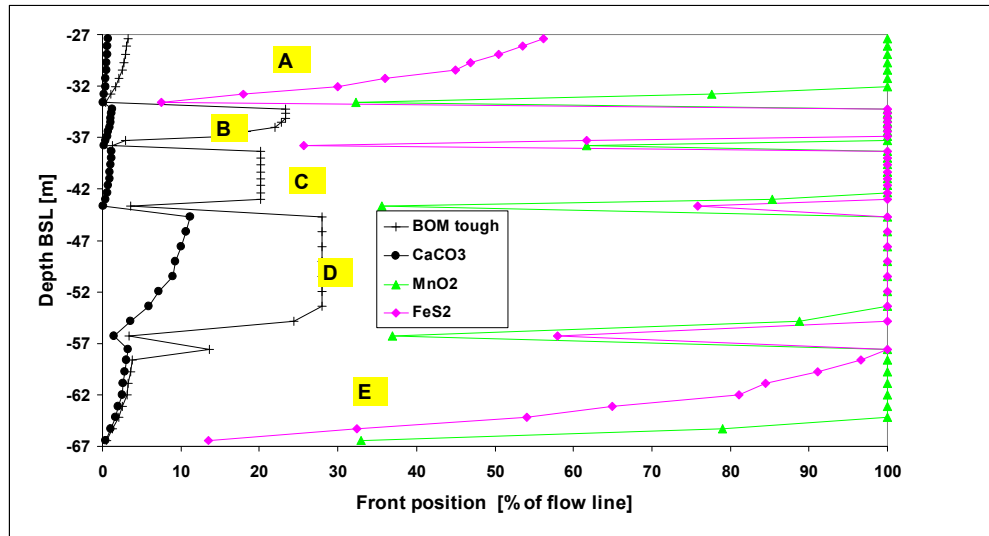


FIG. 5.5. Berekende positie van uitlogingsfronten na 100 jaar infiltreren, scenario B6. Binnen elke aquiferlaag (A-E) zijn de 9 stroombanen naar beneden toe opklimmend gesorteerd qua reistijd. BOM tough = taai fractie Bulk Organisch Materiaal; CaCO_3 = kalk; MnO_2 = mangaandioxide; FeS_2 = pyriet.

5.4.2 Scenario C6

Dit scenario betreft een ATR-diepinfiltratie in de zoute doelaquifer met $Q = 60 \text{ m}^3/\text{u}$, $L = 180 \text{ m}$, $b = 60 \text{ m}$ en 0.31 % bijmenging van zout grondwater na maximale doorbraak van het infiltratiewater. Details van scenario C6 staan in par.5.3 en Tabel 5.1.

Enkele resultaten van modellering van de waterkwaliteitsontwikkeling zijn getoond in Tabel 5.3 en Fig.5.6-5.8. De bespreking beperkt zich tot enkele saillante verschillen met scenario B6.

We concluderen het volgende:

- De permanente bijmenging van zout grondwater, hoe gering ook, zorgt voor een substantieel zouter teruggewonnen water ook na maximale doorbraak;
- de reistijdverdeling zorgt ervoor dat het ca 5 jaar duurt eer de Cl-concentratie onder de drinkwaternorm van 150 mg/L zakt. Dat geldt ook voor de EC en Na concentratie.
- al veel eerder, na 2 jaar, breken NO_3 en O_2 significant door in de terugwinning, terwijl de Fe en Mn concentraties dan nog hoog zijn. Dit valt vooral toe te schrijven aan de veel geringere reactiviteit van de aquifer (veel lager BOM en pyriet gehalte) en betekent dat er al snel grote kans ontstaat op (bio)chemische verstopping van de terugwinputten;
- de kalk-koolzuurparameters pH, Ca en HCO_3 laten lagere waarden zien doordat de belangrijkste aquiferlagen geen kalk bevatten; en
- de (bio)degradatie van de meeste OMIVE en het radioactieve verval van radionucliden zijn fors verminderd ten gevolge van het veel lagere sorptievermogen van aquifer 3 en de iets kortere reistijd.

TABEL 5.3. Met EL4.8 berekende waterkwaliteitsontwikkeling in de terugwininput(ten) van ATR-systeem scenario C6 in de AWD. Tevens aangegeven de kwaliteit van het bijgemengde gebiedseigen zoute grondwater en de input.

Parameter	Unit	NATIVE Groundwater	INPUT	OUTPUT with 0.3% admix, after:						
				0.1 year	1 year	4 year	10 year	100 year	10000 year	
EC20 (US)	uS/cm	30688	625	36803	4476	1245	714	724	721	723
TEMP (C)	oC	11.2	13.6	11.2	12.9	13.5	13.6	13.6	13.6	13.6
pH		7.18	7.65	7.18	7.12	7.16	7.21	7.53	7.63	7.65
O2	mg/L	0.0	8.4	0.0	0.0	0.5	0.5	5.73	7.6	8.3
CH4	mg/L	0.05	0.00	0.05	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DOC	mg/L	3.9	2.1	3.9	2.4	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
SI-calcite		0.12	0.05	0.10	-0.49	-0.49	-0.38	-0.03	0.05	0.06
Cl	mg/L	12255	92.8	12255	1395	309	130	130	130	130
SO4	mg/L	1635	59.0	1635	242	100	68.4	64.3	63.1	63.1
HCO3	mg/L	347	163	347	170	154	160	165	162	161
NO3	mg/L	0.0	10.9	0.0	0.3	2.0	3.9	8.7	9.8	10.7
PO4	mg/L	1.61	0.02	1.61	1.61	0.75	0.42	0.04	0.03	0.03
Na	mg/L	6725	46.0	6673	745.4	160.9	66.3	66.9	67.0	67.1
K	mg/L	187	4.3	185	22.4	7.2	4.8	4.9	4.9	4.9
Ca	mg/L	516	70.4	512	119.4	75.5	71.8	74.5	73.2	73.1
Mg	mg/L	783	10.6	777	97.9	28.2	14.0	13.2	13.2	13.2
NH4	mg/L	8.87	0.01	8.87	1.04	0.10	0.02	0.02	0.02	0.02
Fe	mg/L	10.92	0.02	10.92	3.09	1.44	0.51	0.14	0.03	0.03
Mn	mg/L	0.81	0.001	0.81	0.81	0.60	0.30	0.00	0.00	0.00
SiO2	mg/L	14.6	4.8	14.6	6.4	5.0	4.8	4.8	4.8	4.8
As	ug/L	4.9	0.3	4.9	5.1	5.0	2.0	0.5	0.04	0.01
B	ug/L	2847	66	2847	803	125	71	71	71	71
Ba	ug/L	138	60	138	70	51	50	50	50	50
Cd	ug/L	0.05	0.02	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
Cu	ug/L	2.2	2.1	2.2	1.7	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
F	ug/L	65	120	65	117	120	118	132	118	118
Ni	ug/L	3.7	1.4	3.7	1.5	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Pb	ug/L	0.28	0.2	0.28	0.14	0.12	0.12	0.1	0.1	0.1
Zn	ug/L	15.7	1.2	15.7	2.8	1.4	1.2	1.2	1.2	1.2
AMPA	%	0.0	100.0	0.0	18.4	18.5	21.5	21.8	21.8	21.8
atrazine	%	0.0	100.0	0.0	33.2	33.6	47.6	52.0	53.7	54.5
diuron	%	0.0	100.0	0.0	32.6	33.2	50.5	56.5	61.9	62.9
simazine	%	0.0	100.0	0.0	21.4	22.1	36.7	39.1	41.6	41.9
bentazone	%	0.0	100.0	0.0	86.3	96.3	97.3	95.5	94.7	93.8
lindane	%	0.0	100.0	0.0	17.2	18.4	31.4	36.5	50.5	50.5
isoproturone	%	0.0	100.0	0.0	32.6	33.2	50.5	56.5	61.9	62.9
dibutal	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1,2-DCB	%	0.0	100.0	0.0	53.4	60.5	58.1	53.7	57.2	57.4
1,2-DCEa	%	0.0	100.0	0.0	65.7	72.3	69.9	63.8	62.1	61.4
1,2-DCEe	%	0.0	100.0	0.0	13.9	17.4	14.4	11.8	12.2	12.2
tri	%	0.0	100.0	0.0	68.5	80.3	79.4	74.3	74.5	74.1
CCl3	%	0.0	100.0	0.0	25.9	26.3	36.9	38.8	39.7	40.0
CCl2Br	%	0.0	100.0	0.0	3.6	3.8	5.3	5.7	6.7	6.7
HCB	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	4.1	8.5	27.0	27.0
phenanthrene	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BAP	%	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
chlorate	%	0.0	100.0	0.0	26.0	28.7	70.3	90.0	91.5	99.6
iopamidol	%	0.0	100.0	0.0	37.7	38.4	35.4	32.8	31.8	31.7
sulfomethoxazole	%	0.0	100.0	0.0	51.6	52.0	70.7	90.0	92.9	99.6
3H	%	0.0	100.0	0.00	86.6	96.0	97.2	97.2	97.2	97.2
60Co	%	0.0	100.0	0.00	78.3	87.3	88.0	88.0	88.0	88.0
90Sr	%	0.0	100.0	0.00	81.5	96.9	98.1	98.1	98.1	98.1
106Ru	%	0.0	100.0	0.00	58.0	62.6	62.6	62.6	62.6	62.6
137Cs	%	0.0	100.0	0.00	12.8	39.9	43.0	47.7	47.7	47.7
240Pu	%	0.0	100.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63

1,2-DCB = 1,2-dichloorbenzeen; 1,2-DCEa = 1,2-dichloorethaan; 1,2-DCEe = 1,2-dichlooretheen; tri = trichlooretheen; CCl3 = chloroform; CCl2Br = broomdichloormethaan; HCB = hexachloorbenzeen; BAP = benzo(a)pyreen.

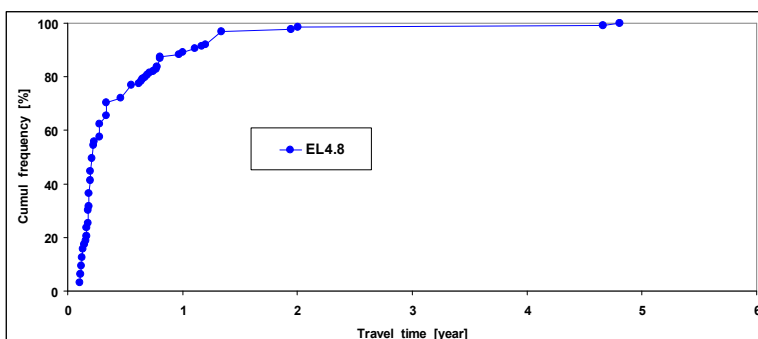


FIG. 5.6. Cumulatieve reistijdverdeling van infiltratiewater in de zoute aquifer onder scenario C6.

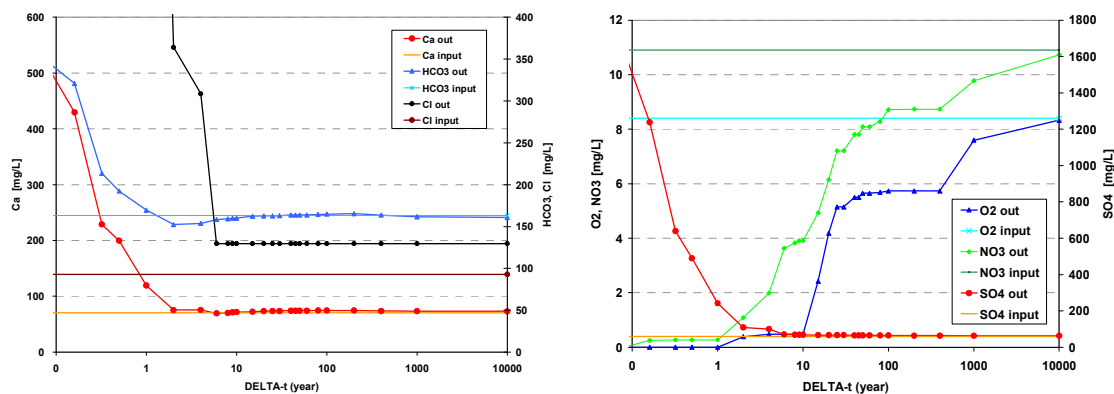


FIG. 5.7. Met EL4.8 voorspelde verloop in waterkwaliteit voor een ATR-systeem in de AWD, scenario C6 (zoute doelaquifer met $Q = 60 \text{ m}^3/\text{u}$, $L = 180 \text{ m}$ en $b = 60 \text{ m}$).

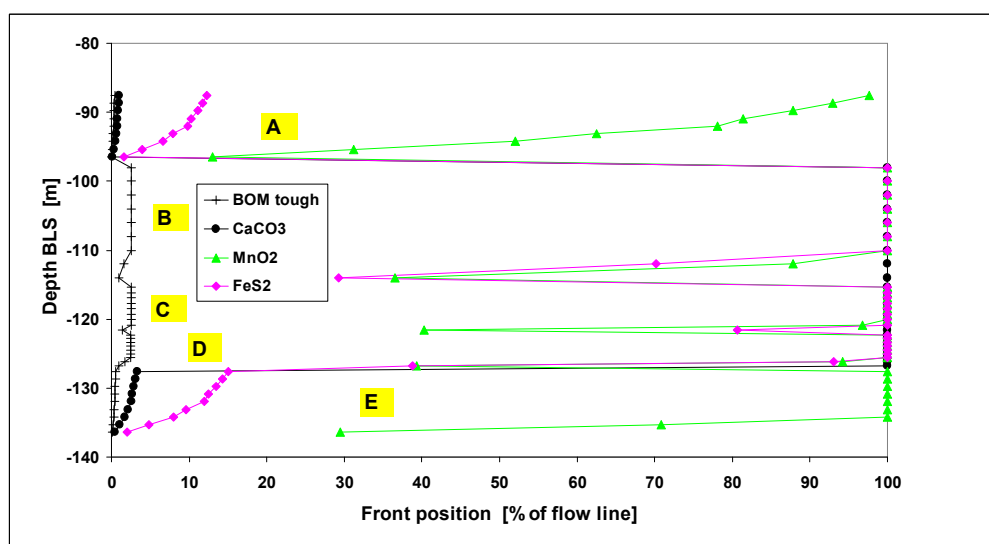


FIG. 5.8. Berekende positie van uitlogingsfronten na 10 jaar infiltreren, scenario C6. Binnen elke aquiferlaag (A-E) zijn de 9 stroombanen naar beneden toe opklimmend gesorteerd qua reistijd. BOM tough = taai fractie Bulk Organisch Materiaal; CaCO_3 = kalk; MnO_2 = mangaandioxide; FeS_2 = pyriet.

5.5 Vergelijking en oordeel scenario's B1-B8 en C1-C8

In onderstaande worden de scenario's B1-B8 (zoete aquifer 2) en C1-C8 (zoute aquifer 3) vergeleken. Dat gebeurt op basis van de resultaten voor al deze scenario's na 10 jaar infiltreren in Tabel 5.4. De definitie van alle scenario's staat in Tabel 5.1.

De belangrijkste criteria voor acceptatie van bepaalde scenario's zijn:

- onderschrijding van de Cl-norm ($<150 \text{ mg/L}$);
- O_2 en Fe(II) komen samen **niet** in het gemengde teruggewonnen water voor, in concentraties $>0.1 \text{ mg/L}$; en
- het gemiddelde verwijderingspercentage voor 5 OMIVE en 4 radionucliden is $>50\%$.

Laatstgenoemde criterium is nogal arbitrair en lijkt smal gefundeerd, maar staat in feite garant voor een omvangrijkere kwaliteitsverbetering dan genoemde stoffen alleen. Als extra criterium kan de productie per m^2 genomen worden (zie Q/A in Tabel 5.1); dit is niet gedaan.

TABEL 5.4. Vergelijking van de chemische samenstelling van het teruggewonnen water na 10 jaar infiltratie, voor scenario's B1-B8 (zoete aquifer 2) en C1-C8 (zoute aquifer 3). Removal = gemiddelde verwijdering [%] = 100-gemiddeld %input voor de 5 OMIVE en 4 radionucliden. Groen gekleurde cellen geven positief beoordeelde toetswaarden aan.

Scenario #	Tmin	T50	Tmax	O2	NO3	Fe	Cl	TotHH	PO4	SiO2	As	atrazin	bentazon	topam	sulfam	tri	3H	60Co	90Sr	137Cs	Removal
	d			mg/L			mmol/l	mg/L	ug/L	% of input											
<i>Fresh aquifer</i>																					
B1	501	1004	16416	0.00	0.00	2.98	88.3	2.60	0.92	27.2	4.9	0.0	81.8	1.4	0.0	28.3	69.8	12.4	0.0	0.0	78.5
B2	250	502	8208	0.00	0.00	1.92	89.7	2.57	0.92	19.4	5.2	0.0	93.4	8.0	0.0	45.3	84.1	28.7	23.2	0.0	68.6
B3	188	377	6156	0.00	0.00	1.84	89.7	2.56	0.87	16.8	5.2	0.0	93.5	12.9	0.2	54.0	86.5	36.3	34.1	0.0	64.7
B4	141	282	4617	0.00	0.00	1.80	90.5	2.55	0.74	15.0	5.2	0.0	95.3	19.0	0.9	60.0	89.5	43.2	43.4	0.0	61.0
B5	70	141	2309	0.00	0.00	1.66	90.5	2.53	0.43	10.1	5.2	0.9	96.1	36.1	7.7	72.7	93.2	60.1	59.6	0.0	52.6
B6	47	94	1539	0.00	0.00	1.39	90.5	2.53	0.30	7.8	5.1	4.1	96.2	46.2	17.0	78.1	94.4	68.0	68.3	0.0	47.5
B7	31	63	1026	0.00	0.00	1.33	90.5	2.53	0.23	7.0	5.1	11.7	96.2	55.4	30.1	82.3	95.2	73.8	82.1	0.0	41.5
B8	16	31	513	0.06	2.12	0.91	90.5	2.52	0.12	6.4	3.4	41.2	96.2	67.3	59.9	86.7	96.0	81.2	89.4	14.3	29.7
<i>Saline aquifer</i>																					
C1	390	726	17559	0.00	0.00	3.31	1395	7.00	1.61	6.4	6.0	0.0	85.6	2.1	0.0	45.4	75.2	56.8	76.6	11.1	60.8
C2	195	363	8779	0.00	0.00	1.83	364	3.26	1.42	5.2	5.6	1.2	94.5	7.3	5.3	58.0	87.8	71.6	91.0	29.0	50.5
C3	146	272	6584	0.00	0.11	1.63	309	3.03	1.20	5.1	5.3	6.2	95.2	10.6	16.1	62.6	90.5	76.1	93.3	32.2	46.4
C4	110	204	4938	0.00	0.48	1.47	309	3.03	0.75	5.0	5.1	10.3	95.3	15.2	23.0	67.2	92.3	79.6	94.9	36.1	42.9
C5	55	102	2469	0.11	2.52	0.82	130	2.36	0.51	4.9	2.7	36.8	96.8	26.5	61.7	74.9	96.2	86.0	97.0	41.6	31.4
C6	39	73	1756	0.48	3.91	0.51	130	2.37	0.42	4.8	2.0	47.6	97.3	35.4	70.7	79.4	97.2	88.0	98.1	43.0	27.0
C7	26	48	1171	1.36	5.20	0.36	130	2.38	0.31	4.8	1.4	57.8	97.6	46.4	78.9	83.8	98.0	89.8	98.6	45.9	22.6
C8	13	24	585	3.44	6.89	0.34	130	2.39	0.09	4.8	1.3	69.0	98.5	64.8	83.5	90.4	98.8	91.7	99.0	48.7	17.3

B1-B8

Langere reistijden leiden in zoete doelaquifers i.h.a. tot een grotere haalbaarheid volgens bovengenoemde criteria b en c. Volgens Tabel 5.4 voldoen scenario's B1-B5 aan alle 3 criteria, B6 net niet en B7-B8 duidelijk niet. Bij B8 ontstaat ook gevaar op snelle putverstopping. Als het ruimtebeslag zwaar weegt, dan heeft B5 de voorkeur.

C1-C8

In de zoute doelaquifer 3 zijn geen scenario's te vinden die voldoen aan de 3 criteria. Zo zouden C1 en C2 voldoen op grond van criteria 2 en 3, maar dan voldoet Cl niet aan de norm. Als Cl wel aan de norm voldoet, zijn criteria 2 en 3 prohibitief. Deze conclusies met betrekking tot scenario's C1-C8 stemmen dus weinig hoopvol. Daar komt bij, dat het bijgemengde percentage zout grondwater niet meer dan 0.47% mag bedragen, hetgeen een moeilijke opgave is, veel overinfiltratie vergt en sterk afhangt van de aquitards aan boven- en vooral onderzijde.

6 Modeling water quality ASR and ASTR systems with PHAST and SEAWAT

Andreas Antoniou & P.J. Stuyfzand

6.1 Brief introduction of PHAST and SEAWAT

The computer program PHAST (**PH**REEQC **A**nd **H**ST3D) simulates multicomponent, reactive solute transport in three-dimensional saturated groundwater flow systems. PHAST is a versatile groundwater flow and transport simulator with capabilities to model a wide range of equilibrium and kinetic geochemical reactions. The flow and transport calculations are based on a modified version of HST3D (Kipp, 1987, 1997) that is restricted to constant fluid density and constant temperature. The geochemical reactions are simulated with the geochemical model PHREEQC (Parkhurst and Appelo, 1999), which is embedded in PHAST (Parkhurst et al., 2010).

SEAWAT is a coupled version of MODFLOW (Harbaugh et al., 2000) and MT3DMS (Zheng and Wang, 1999; Zheng, 2006) designed to simulate three-dimensional, variable-density ground-water flow and multi-species transport. The Variable-Density Flow (VDF) Process in SEAWAT is based on the constant-density Ground-Water Flow (GWF) Process of MODFLOW-2000. The VDF Process uses the familiar and well-established MODFLOW methodology to solve the variable-density ground-water flow equation (Langevin et al., 2003). The MT3DMS part of SEAWAT, referred to as the Integrated MT3DMS Transport (IMT) Process, solves the solute transport equation (Langevin et al., 2008).

6.2 Scenario's

PHAST simulations

Different ASR scenarios in the two candidate aquifers were simulated using the fore-mentioned models. The absent density differences in fresh aquifer #2 allowed for a straightforward implementation of a PHAST model focusing on reactive transport.

In Antoniou et al (2012b), the Herten ASR pilot was simulated using a 1-D reactive transport model, capable of simulating the evolution of water quality along flowlines during subsequent ASR cycles in a radial flow setting. The model consisted of kinetically simulated oxidation / dissolution reactions, cation exchange, and surface complexation reactions. In this study, the same model was upgraded to a 3-D RTM capable of simulating quality changes in the water abstracted from a fully penetrating ASR well and was applied in another similar aquifer setting in order to perform scenario simulations.

The flow system was assumed to be radially symmetric. The ASR well was placed in the middle of the left (no-flow) boundary (XY: 0, 3000) and simulations were restricted to one semicircle in order to reduce model running times. Injection and pumping rates of the fully penetrating ASR well were reduced by half. The domain was discretized in the X and Y directions with increasing node spacing, ranging 2.5 m near the ASR well to a maximum of 100 m. The domain extended up to a distance of 3000 m in the X and 6000 m in the Y direction. In the vertical direction, 6 variable-distance nodes marked the depths of the 5 sublayers (Fig.4.1) that comprised the aquifer. A local hydraulic gradient (Table 4.1) was imposed by fixing the heads of two boundaries as depicted in Fig.6.1.

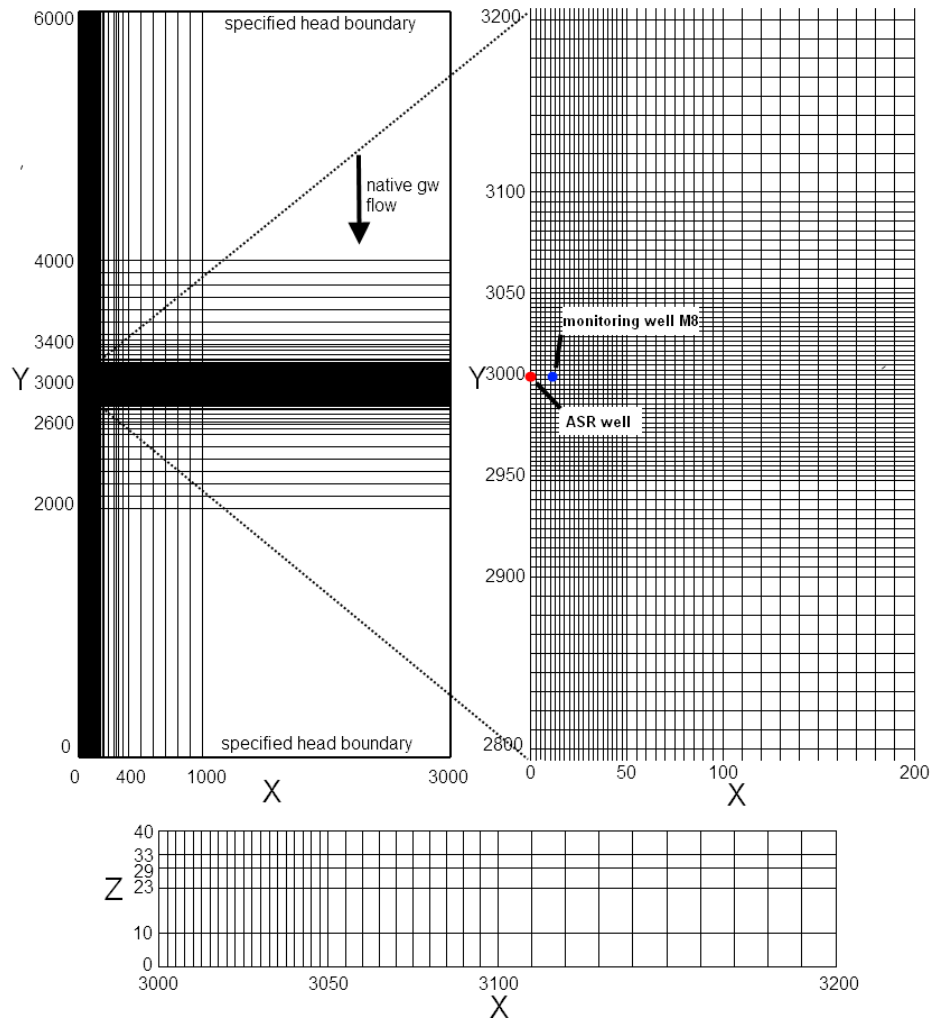


FIG. 6.1. Grid discretization for PHAST simulation of fresh aquifer #2.

The domain was split into 5 “media boxes” corresponding to the 5 sublayers of aquifer #2. The hydrogeological and geochemical properties that were assigned to these layers are summarized in Table 4.1. The vertical hydraulic conductivities of each layer were assumed to be one-tenth of the horizontal ones and a uniform specific storage value of $1.2e^{-5} m^{-1}$ was used for all layers (specific storage = storage coefficient / aquifer thickness). The hydrochemistry assigned to each layer and the source water quality are summarized in Table 4.2.

The reactive transport model comprised rate expressions in order to simulate the kinetically controlled oxidation of pyrite (Williamson and Rimstidt, 1994), sedimentary organic material (Van Cappellen and Gaillard, 1996) and ferrous iron (Singer and Stumm, 1970) as well as the kinetically controlled dissolution of calcite (Plummer et al., 1978) and siderite (Chou et al., 1989). The parameter values used in these rate expressions were obtained from Antoniou et al. (2012b) after being successfully used in the 1-D reactive transport model of the Herten aquifer. Cation exchange was simulated as an equilibrium process. The precipitation of Fe-hydroxides, a process that follows pyrite oxidation, if oxygen is still available, was assumed to be fast and was therefore modeled as an equilibrium-based reaction. The precipitates form, on top of pyrite crystals, a surface which has high sorption capacity. The Dzombak and Morel (1990) database was used to simulate surface complexation of heavy metal ions on hydrous ferric oxide coupled to goethite.

Injection and pumping rates of the fully penetrating ASR well are summarized in Fig.4.3. The water composition being abstracted from the ASR well was determined by the well flow rates for the 5 layers. An observation well was placed at 8 m distance (XY: 8, 3000) from the ASR well, screened at 5 intervals monitoring the water quality in the 5 layers throughout the entire duration of the scenarios. A longitudinal dispersivity of 1 m, based on the 10% of the length scale rule (Appelo and Postma, 2005), controlled the amount of mixing between injected and native water.

The three scenario simulations performed on fresh aquifer #2 are described in Fig.4.3. Trial simulations (scenarios 1 and 2) were also performed on aquifer #3 in order to obtain an image of the hydrogeochemical processes that would take place in such saline environment. It should be borne in mind, though, that the aquifer #3 simulations lack density effects which have a striking effect (as demonstrated from the SEAWAT simulations) on the bubble behavior and completely overshadow eventual issues resulting from water-sediment interaction. Nevertheless, the PHAST results of aquifer #3 are also presented for information purposes.

SEAWAT simulations

A similar approach, regarding grid discretization and boundary conditions, was followed in the SEAWAT ground-water flow (and transport) model. The main difference lies in the vertical direction where the 50 m deep aquifer was discretized into 20 layers of 2.5 m each. This finer vertical discretization aimed at a more detailed simulation of the buoyancy effects that have a major vertical component. The saline aquifer #3 was divided into its 5 sublayers (Fig.4.1) as presented in Fig.6.2. Hydrogeological parameters (hydraulic conductivities, porosities, native flow components) applied to each layer are summarized in Table 4.1 whereas initial salt contents were deduced from chloride concentrations in Table 4.2. Same conditions as for the PHAST model were applied on vertical hydraulic conductivities and dispersivity.

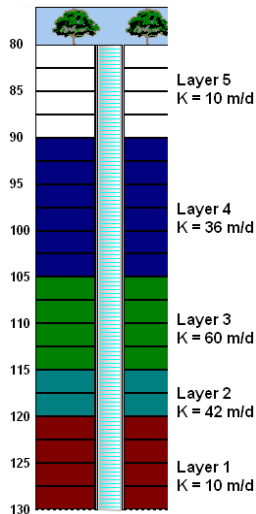


FIG 6.2 Vertical grid discretization in SEAWAT

The ASR well was placed in the middle of the left (no-flow) boundary. Two screen configurations, a fully penetrating and an (upper) half penetrating screen, were combined during the simulation of the recovery phases. Injection was always performed with a fully penetrating screen. Two concentration observation wells were placed antidiagonally (Fig.6.7) from the ASR well at 25 m distance to accurately monitor the combined effects of density differences and bubble drift.

The internodal density values used to conserve fluid mass were calculated using the upstream-weighted algorithm whereas the numerical equations for the flow simulation used the PCG solver. For the numerical solution of the advection term of the transport equation we used the TVD solution method whereas the dispersion / reaction term was solved implicitly (using the GCG solver). As previously mentioned, SEAWAT simulations were only performed on aquifer #3 to evaluate the buoyancy effects and to try different screen schemes.

Results PHAST for fresh aquifer #2

PHAST results for all three scenarios (described in Fig.4.3) for fresh aquifer #2 are presented in Figs.6.3, 6.4 and 6.5. Despite the chloride differences (up to 100 mg/L) between the 5 sublayers, recovered Cl concentration is fairly stable around the input values reflecting a mixed well composition of all 5 sublayers. The effect of bubble drift is clearly visible during storage phases and especially during the one-year storage phase in scenario #3, where chloride concentrations in each layer gradually return towards their background levels. The increased pumping rate applied in ASR cycles 4 and 9 during scenario #3 do not affect the ASR pumped water much but have a more pronounced effect on Cl concentrations in the observation wells.

The injection of oxic water into such anoxic environment will unavoidably trigger redox processes involving soil constituents like pyrite, sedimentary organic material, siderite and calcite as well as desorbing Fe(II) and Mn(II). Pyrite oxidation results in a SO₄ increase of 5-10 mg/L during injection (on top of the 58 mg/L in the input) and in an additional 1.5 – 6.5 mg/L during the following storage phase, until complete depletion of oxygen (Fig.6.3). Oxidation reactions result in acidification which causes the pH to decrease with travel time from the ASR well. As a consequence, carbonates dissolve resulting in a HCO₃ and Ca increase during storage (~30 and ~9 mg/L, respectively) and recovery phases (Table 6.1). The approach of native water causes Ca concentration to start decreasing half way through the recovery phase. SO₄ production shows a decreasing trend during subsequent ASR cycles (Table 6.1) indicating a slow but gradual leaching of pyrite. As a consequence, carbonate dissolution also declines resulting in a decreasing HCO₃, Ca, Fe(II) (from siderite) and Mn(II) (also from siderite) production with consecutive ASR cycles (Table 6.1). Fe(II) also desorbs during pyrite oxidation but immediately precipitates as ferrihydrite if oxygen is still available. Ferrihydrite, having a high sorption capacity, acts as efficient scavenger of heavy metals such as Fe(II), Mn(II), Ni and As, during recovery phases.

Consecutive ASR cycles, as simulated in scenario 3, reduce the mobilization of Fe(II) and Mn(II) which during the first recovery cycles surpass the drinking water guidelines of 0.2 and 0.05 mg/l, respectively. This indicates that, with subsequent cycles, sorption of heavy metals on ferrihydrite becomes more efficient.

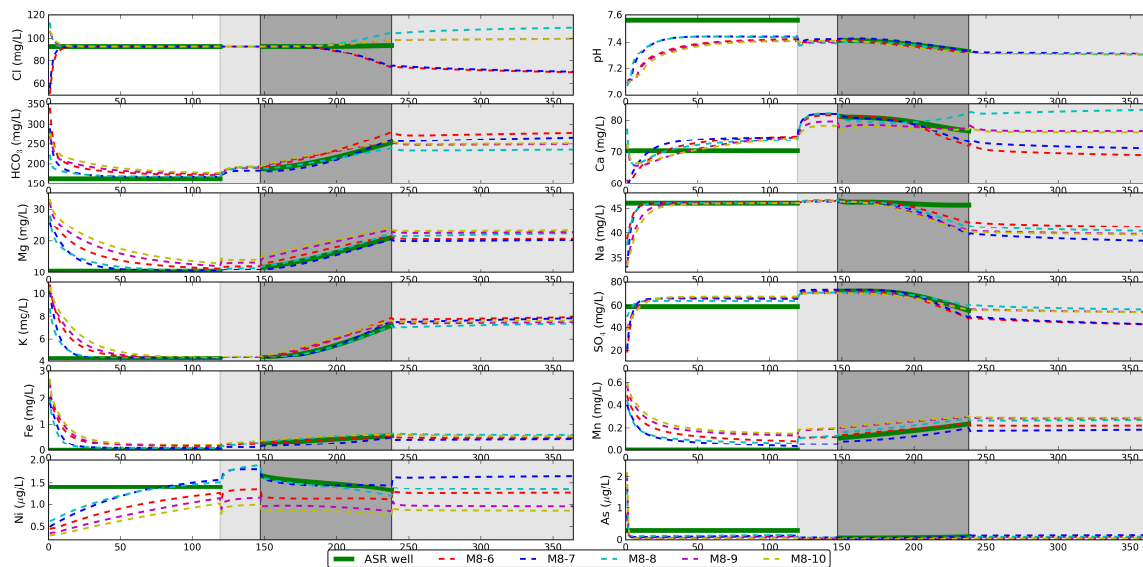


FIG. 6.3. Predicted quality evolution in the ASR well and in 5 piezometers at 8 m distance (M6-M10; M10 at top, see Fig.4.1) during first year of ASR application (scenario 1 in Fig.4.3) in fresh aquifer #2. ASR well during injection depicts source water quality whereas during recovery the mixed well composition. Zonation: white = injection; light grey = storage; dark grey = recovery.

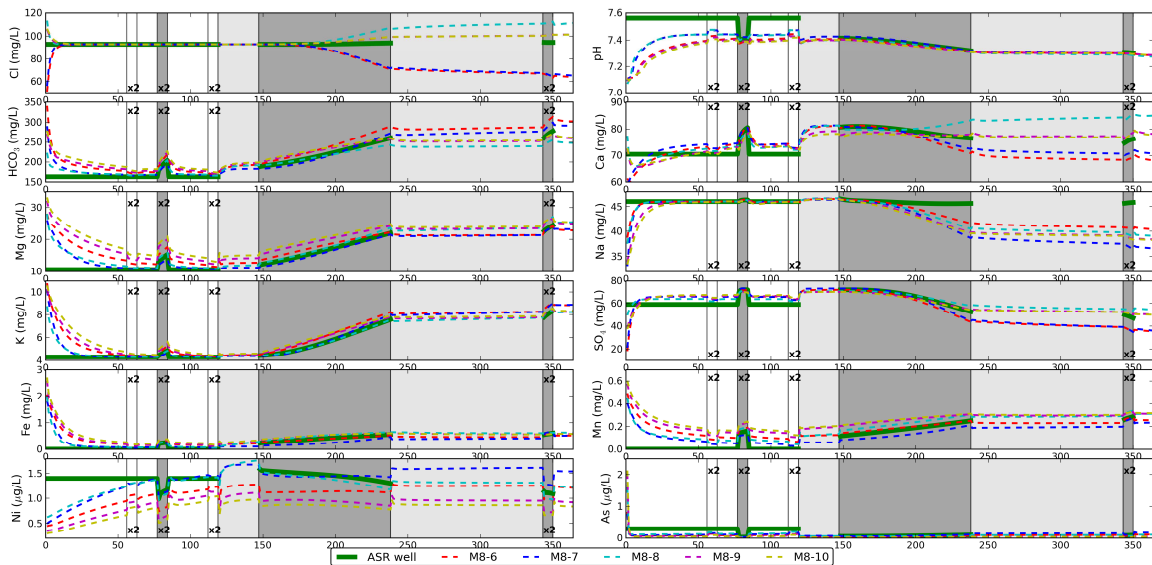


FIG. 6.4. Predicted quality evolution in the ASR well and in 5 piezometers at 8 m distance (M6-M10; M10 at top, see Fig.4.1) during first year of ASR application (scenario 2 in Fig.4.3) in fresh aquifer #2. ASR well during injection depicts source water quality whereas during recovery the mixed well composition. Zonation: white = injection; light grey = storage; dark grey = recovery.

Increased pumping rates on the other hand, as applied during cycles 4 and 8, result in increased HCO_3^- , Mg, Fe(II) and Mn(II) concentrations in the abstracted water. One year of storage (between cycle 7 and 8) does not seem to disturb the water quality indicating that long term storage could be applied, if necessary. Both As and Ni concentrations stay well below the drinking water guidelines and do not pose any concerns. Nevertheless, it remains interesting to monitor the increasing As concentration with subsequent ASR cycles (scenario 3), deriving from pyrite dissolution.

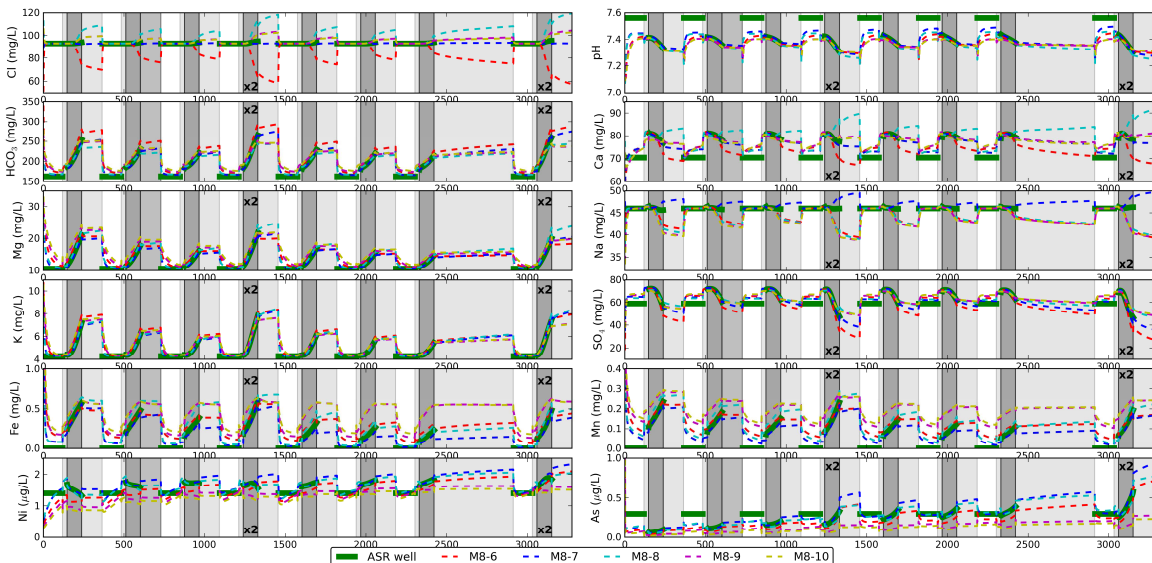


FIG. 6.5. Predicted quality evolution in the ASR well and in 5 piezometers at 8 m distance (M6-M10; M10 at top, see Fig.4.1) during first 9 years of ASR application (scenario 3 in Fig.4.3) in fresh aquifer #2. ASR well during injection depicts source water quality whereas during recovery the mixed well composition. Zonation: white = injection; light grey = storage; dark grey = recovery.

TABLE 6.1. Water quality changes in abstracted water during the recovery phases of all 3 scenarios

	Cl	pH	Alkalinity	Ca	Mg mg/L	Na	K	SO ₄	Fe(II)	Mn(II)	Ni	As µg/L	Zn
Input concentration	92.8	7.65	163	70.4	10.6	46	4.3	59	0.003	0.001	1.4	0.3	1.2
Scenario #1													
Recovery #1 initial	92.97	7.27	192.15	81.50	11.63	46.88	4.46	70.21	0.25	0.10	1.81	0.05	0.14
Recovery #1 final	93.89	7.31	253.59	76.76	21.04	45.60	7.20	55.61	0.57	0.24	1.32	0.10	0.19
ΔC	0.92	0.03	61.44	-4.74	9.41	-1.28	2.74	-14.60	0.33	0.13	-0.49	0.04	0.05
Scenario #2													
Recovery #1 initial	92.97	7.56	163.08	70.43	10.60	46.00	4.30	59.03	0.00	0.00	1.40	0.30	1.20
Recovery #1 final*	92.94	7.22	203.77	80.53	15.32	46.33	4.86	72.04	0.27	0.16	1.16	0.03	0.07
ΔC	-0.02	-0.35	40.70	10.09	4.71	0.33	0.56	13.01	0.26	0.16	-0.24	-0.27	-1.13
Recovery #2 initial	92.97	7.27	192.94	80.94	12.08	46.90	4.48	70.08	0.24	0.11	1.70	0.05	0.13
Recovery #2 final	94.08	7.30	260.75	76.55	21.96	45.62	7.57	52.60	0.56	0.25	1.30	0.10	0.19
ΔC	1.12	0.03	67.81	-4.40	9.88	-1.28	3.09	-17.47	0.32	0.14	-0.40	0.05	0.06
Recovery #3 initial	99.69	7.26	253.87	77.87	23.02	39.22	7.77	53.08	0.57	0.26	1.19	0.09	0.20
Recovery #3 final*	94.60	7.28	278.16	76.21	24.36	45.82	8.34	47.00	0.61	0.29	1.09	0.09	0.16
ΔC	-5.09	0.02	24.29	-1.66	1.33	6.60	0.57	-6.08	0.04	0.02	-0.10	0.01	-0.05
Scenario #3													
Recovery #1 initial	92.97	7.27	192.10	81.48	11.63	46.88	4.46	70.21	0.25	0.10	1.81	0.05	0.14
Recovery #1 final	93.91	7.31	253.56	76.75	21.04	45.61	7.20	55.57	0.57	0.24	1.32	0.10	0.19
ΔC	0.94	0.03	61.46	-4.73	9.41	-1.27	2.74	-14.64	0.33	0.13	-0.49	0.04	0.05
Recovery #2 initial	92.97	7.28	191.32	81.40	11.50	46.87	4.45	70.02	0.23	0.09	1.87	0.10	0.25
Recovery #2 final	93.80	7.33	231.04	78.03	17.75	45.76	6.23	60.63	0.48	0.18	1.60	0.15	0.29
ΔC	0.83	0.05	39.72	-3.38	6.25	-1.11	1.78	-9.39	0.25	0.10	-0.27	0.05	0.04
Recovery #3 initial	92.97	7.28	190.54	81.20	11.45	46.85	4.45	69.83	0.22	0.08	1.87	0.15	0.34
Recovery #3 final	93.81	7.34	221.23	78.52	16.15	45.85	5.79	62.52	0.39	0.15	1.73	0.21	0.37
ΔC	0.85	0.05	30.68	-2.69	4.70	-1.00	1.34	-7.30	0.17	0.07	-0.15	0.06	0.03
Recovery #4 initial	92.97	7.29	189.75	80.96	11.41	46.83	4.44	69.63	0.20	0.08	1.86	0.19	0.41
Recovery #4 final*	94.88	7.35	265.62	77.42	21.71	45.96	7.81	47.45	0.60	0.23	1.57	0.33	0.47
ΔC	1.91	0.06	75.88	-3.54	10.30	-0.88	3.37	-22.17	0.40	0.15	-0.29	0.14	0.06
Recovery #5 initial	92.97	7.30	188.99	80.62	11.43	46.82	4.44	69.41	0.19	0.08	1.79	0.22	0.46
Recovery #5 final	94.03	7.34	229.24	79.03	16.96	45.88	6.16	59.26	0.33	0.15	1.74	0.35	0.54
ΔC	1.06	0.04	40.25	-1.59	5.54	-0.93	1.72	-10.15	0.14	0.07	-0.04	0.13	0.07
Recovery #6 initial	92.97	7.30	188.16	80.39	11.37	46.80	4.44	69.18	0.17	0.08	1.79	0.25	0.51
Recovery #6 final	93.90	7.34	219.62	79.22	15.48	45.92	5.70	61.74	0.27	0.12	1.81	0.37	0.56
ΔC	0.93	0.04	31.46	-1.17	4.12	-0.88	1.26	-7.44	0.10	0.05	0.02	0.11	0.05
Recovery #7 initial	92.97	7.31	187.32	80.11	11.33	46.78	4.43	68.95	0.16	0.08	1.78	0.28	0.55
Recovery #7 final	93.87	7.34	214.83	79.31	14.66	45.95	5.46	62.70	0.23	0.11	1.85	0.39	0.59
ΔC	0.91	0.04	27.51	-0.80	3.33	-0.83	1.03	-6.25	0.07	0.03	0.07	0.11	0.04
Recovery #8 initial	92.97	7.31	186.50	79.83	11.30	46.76	4.43	68.70	0.15	0.07	1.76	0.30	0.58
Recovery #8 final**	95.42	7.35	259.63	78.48	19.94	46.28	7.44	46.51	0.48	0.19	1.84	0.58	0.71
ΔC	2.45	0.04	73.12	-1.35	8.64	-0.48	3.01	-22.20	0.34	0.12	0.09	0.28	0.12

* Increased pumping rate (x2)

** ASR cycle #8 followed a 1-year storage phase and consisted of increased pumping rate (x2)

The recovery efficiencies (REs) during scenario's 1-3 are shown in Fig.6.6. These REs are defined conform Eq.1.2, with reference to recovery of the volume injected with <5% ambient groundwater and without other constraints on water quality. It is concluded from Fig.6.6. that RE during the first cycle of scenario 1 and 2 amounts to ~75 and ~70% respectively, and that RE increases with subsequent cycles up to ~85%. During years with twice the amount of water recovered, RE may decrease to 40-50%.

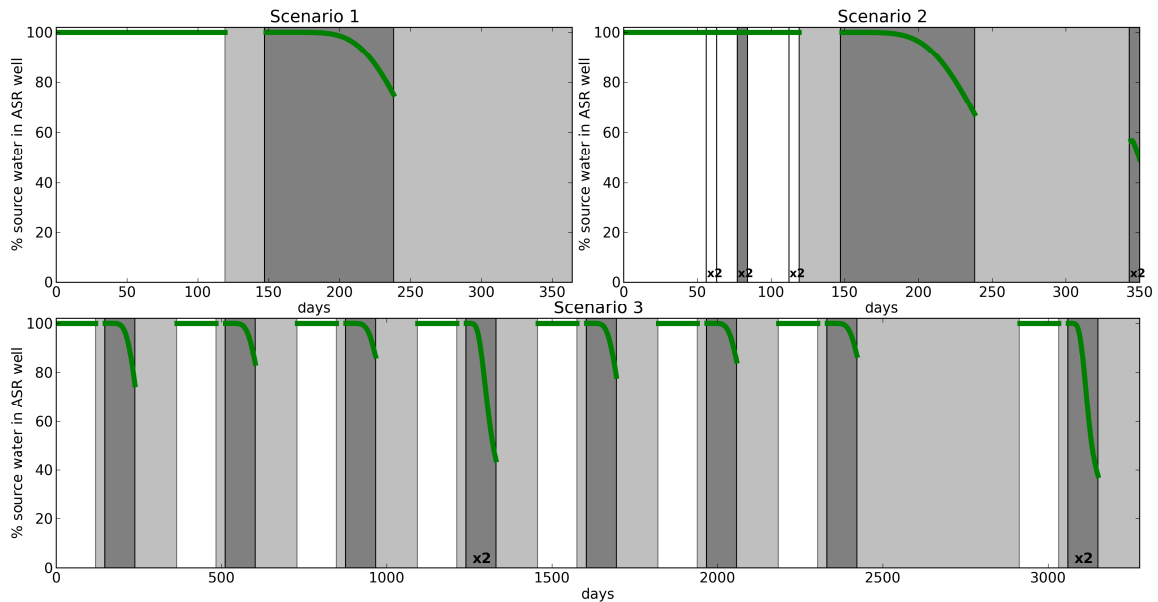


FIG. 6.6. Changes in recovery efficiency (RE), defined as % source water recovered by ASR well, during scenario 1, 2 and 3.

6.3 Results PHAST for saline aquifer #3

When we ignore buoyancy effects in saline aquifer #3, by using PHAST, the predicted quality changes in the ASR well and in the monitor wells at 8 m distance, during scenario #1 for the first ASR year, are as shown in Fig.6.7. During injection, water quality changes are dominated by a rapid replacement of the saline groundwater by fresh water, cation exchange (especially in layer 5) and pyrite oxidation. During storage only small water quality changes take place, whereas during recovery already after 20 days salinity is rising due to admixing of native groundwater. In reality buoyancy effects cannot be neglected in aquifer #3, resulting in a faster rise of salinity during storage and recovery phases (see next section).

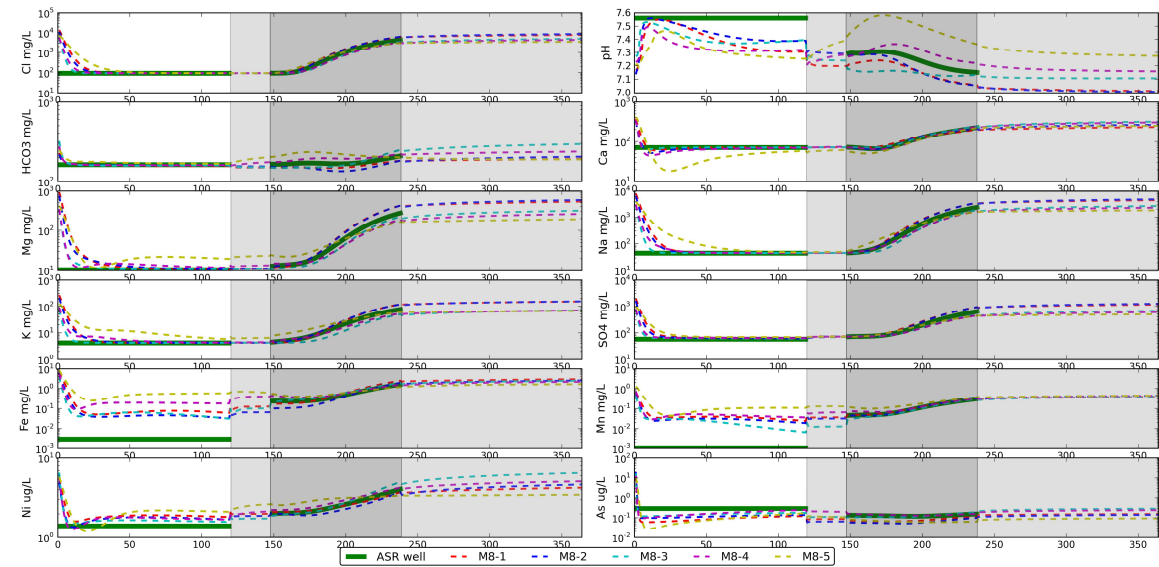


FIG. 6.7. Predicted quality evolution in the ASR well and in 5 piezometers at 8 m distance (M1-M5; M5 at top, see Fig.4.1) during first year of ASR application (scenario 1 in Fig.4.3) in saline aquifer #3. ASR well during injection depicts source water quality whereas during recovery the mixed well composition. Zonation: white = injection; light grey = storage; dark grey = recovery.

6.4 Results SEAWAT for saline aquifer #3

Various ASR well screen configurations were simulated to demonstrate how recovery efficiency can be improved. The full screen scheme consists of injection and recovery from the entire aquifer depth (80 – 130 m BSL) whereas the half screen scheme consists of injection from the entire depth and recovery from the upper half of the aquifer (80 – 105 m BSL), using the same pumping rate. The idea behind is that the buoyancy effect will lift the fresh (and lighter) ASR bubble upward during storage causing the deeper screens to become brackish or even saline, if storage is meant for long term. Recovery, therefore, from the entire depth would quickly introduce saline water in the ASR well deteriorating the well water composition in short time. Aquifer #3 consists of 5 sublayers, the upper two being less saline (7000 – 9000 mg Cl/L) compared to the lower ones (15000 – 17000 mg Cl/L). Therefore, buoyancy effects are expected to be more pronounced in these deeper layers. The combined effect of buoyancy, different layer transmissivities and regional hydraulic gradient on the evolution of the ASR bubble is depicted in Figs. 6.8 and 6.9 for the two screen configurations. Differences in transmissivities are responsible for the different bubble extent in each layer whereas the buoyancy is mainly causing an upward movement of the bubble as well as tilting of the interface, mainly visible during storage.

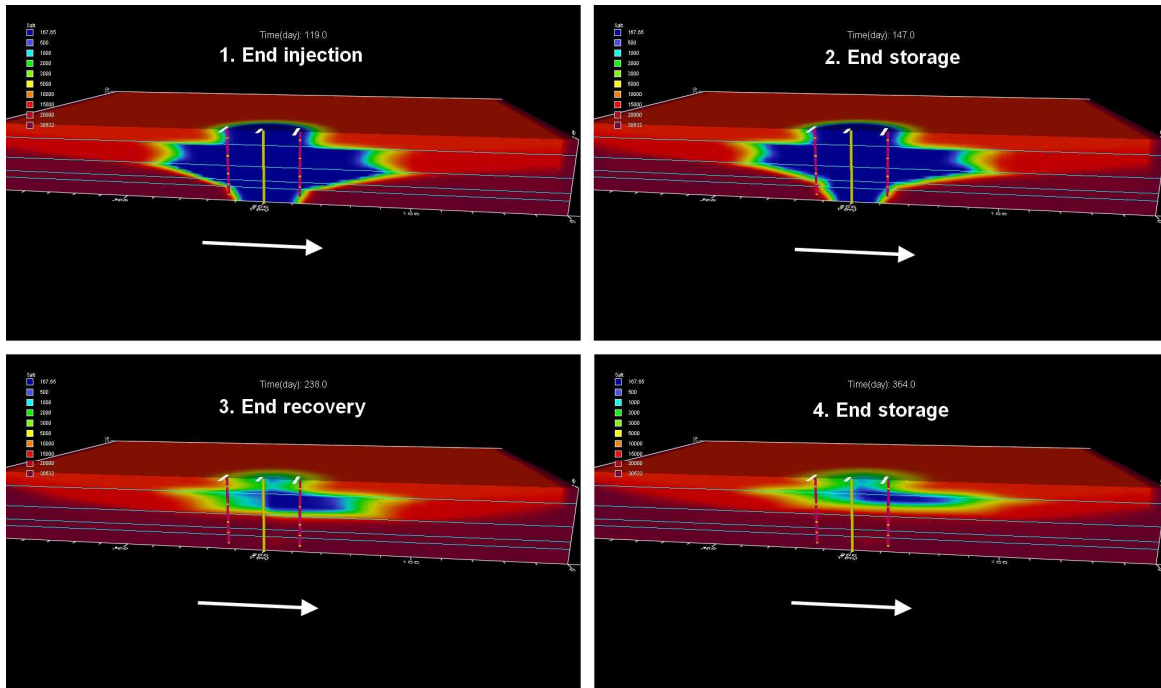


FIG. 6.8. Scenario #1 - Evolution of ASR bubble and CI concentration gradients during the full screen scheme at the end of (1) injection phase (4 months), (2) storage phase (5 months), (3) recovery phase (8 months), (4) second storage phase (12 months). Arrows mark the direction of the native groundwater flow. ASR well (yellow) and observation wells (red). Note: time indication refers to total running time.

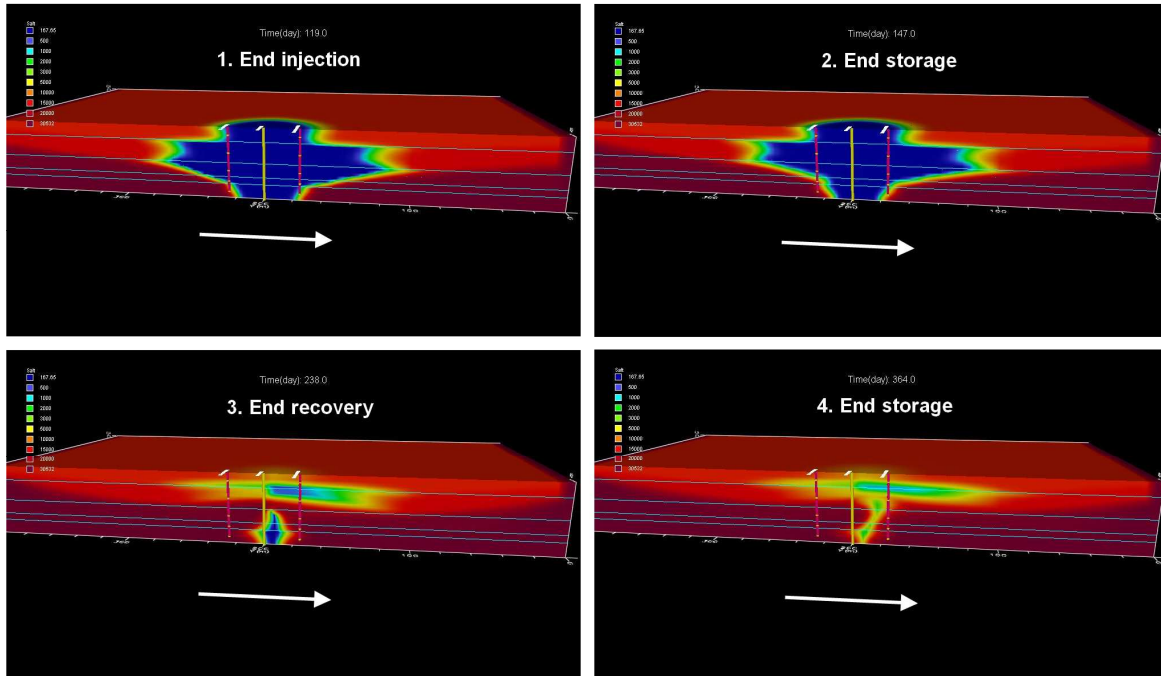


FIG. 6.9. Scenario #1 - Evolution of ASR bubble and CI concentration gradients during the half screen scheme at the end of (1) injection phase (4 months), (2) storage phase (5 months), (3) recovery phase (8 months), (4) second storage phase (12 months). Arrows mark the direction of the native groundwater flow. ASR well (yellow) and observation wells (red). Note: time indication refers to total running time.

Bubble drift is also visible during storage and is mainly responsible for the dispersion of the bubble front during recovery. The improved recovery efficiency by applying the half screen scheme is shown in Fig.6.10. After 3 months of injection and 1 month of storage, it would only take 6.7 and 11.8 days for Cl to reach 150 and 500 mg/L, respectively, if recovery is performed from the entire aquifer depth.

Applying the half screen scheme, recovery can continue for 21.8 and 41.8 days before reaching the 150 and 500 mg/L levels. A third scheme was tested where recovery would take place from the upper quarter (80 – 92.5 m BSL) but imposing the same (high) pumping rate did not prove efficient in such reduced screen extent. Nevertheless, it is clear that, by changing screen configurations, injection/recovery durations, and injection/recovery rates, it is possible to obtain improved recovery efficiencies. The combination of these three parameters mainly depends on the native groundwater density and hydraulic gradient.

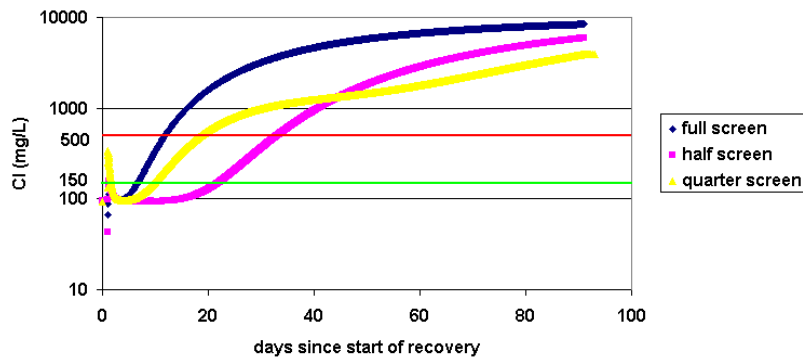


FIG. 6.10. Mixed ASR well composition as abstracted using three different screen schemes. RE during half screen mode is ~16%.

6.5 ASTR scenarios

ASTR in aquifer #3

The effect of bubble drift in each layer of aquifer #3 is further depicted in Fig.6.11 where we analyze the evolution of Cl concentration in the two observation wells. Monitoring the water quality around the ASR well can be of use if ASTR applications are also considered. Based on the native hydraulic gradient, it would take about 2.5 years for the bubble to travel an average distance, reasonable for ASTR applications, of at least 50 m. SEAWAT calculations showed that such long storage periods are not viable in such saline setting with the buoyancy effect heavily dispersing the ASR bubble.

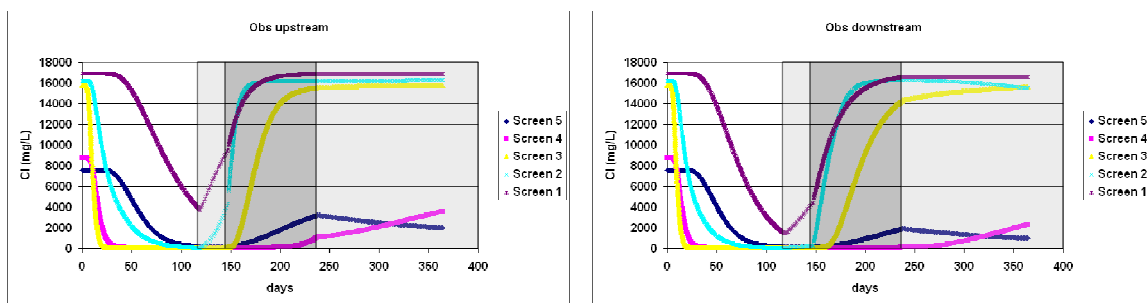


FIG. 6.11. Scenario #1 - Evolution of Cl concentration in the 5 aquifer sublayers during the full screen scheme, as monitored in 2 observation wells upstream (left) and downstream (right) of the ASR well with respect to the native groundwater flow. (white: injection, light grey: storage, dark grey: recovery).

ASTR scenarios were only performed using one injection and one abstraction well at a certain distance. Scenarios that combine a network of abstraction wells that eventually operate on different time intervals were not performed yet. It is not to be excluded that a more proficient scenario could perform better and prove ASTR feasible even in aquifer #3.

ASTR in aquifer #2

Applying ASTR to aquifer #2 seems more feasible from a hydrogeological point of view. Density effects would not hinder a long storage phase and the ASR bubble would drift undisturbed with only dispersion of its interface taking place. We evaluated an ASTR scenario where a storage phase of 3.4 years (resulting in an average drift of 50 m) was applied after 4 months of injection, followed by recovery at 50 m downstream of the injection well. The evolution of water quality in each layer was assessed with observation wells at 50m downstream during the entire period; it was mainly affected by the approach of the ASR bubble (Fig.6.12). The recovered water shows relatively increased Fe(II) and Mn(II) concentrations (up to 0.9 and 0.4 mg/L, respectively), deriving from pyrite and especially siderite that dissolved during the precedent injection and storage phases. Four months of injection were not enough for iron and manganese concentrations to drop significantly at a distance of 50 m (as seen in the observation wells). A different scheme with either a longer injection phase or a shorter distance between the two wells would result in better abstracted water quality (regarding Fe and Mn).

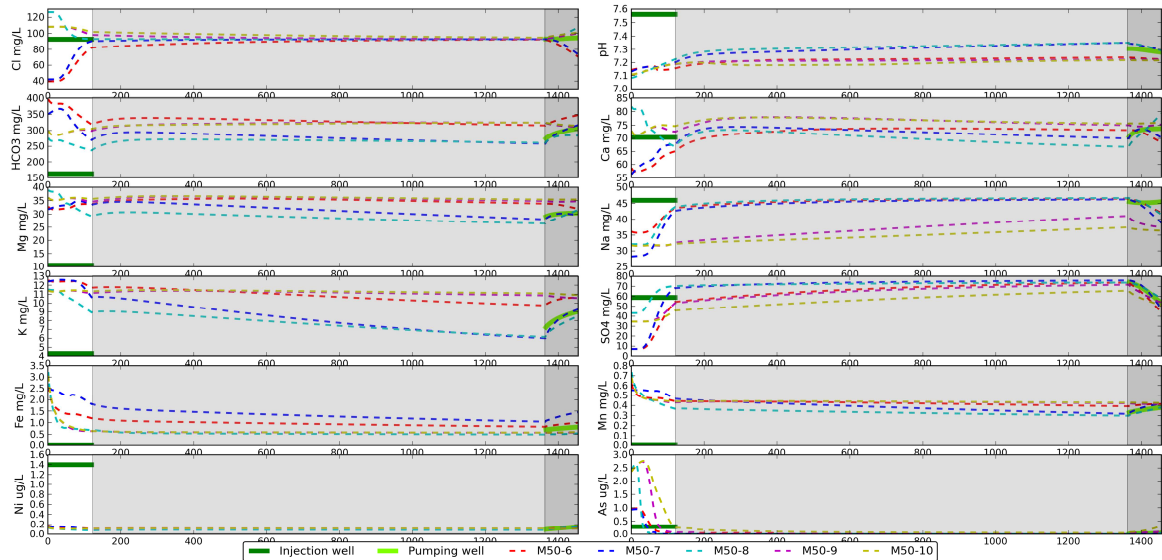


FIG. 6.12. ASTR Scenario - Predicted quality evolution in a pumping well and 5 piezometers at 50 m distance (M6-M10; M10 at top, see Fig.4.1) during a period of 4 years (3.4 years of storage) in fresh aquifer #2. (white: injection, light grey: storage, dark grey: recovery).

6.6 Conclusions and recommendations

From the results obtained with all simulations we conclude the following:

- The simulations with PHAST show that ASR applied to the fresh aquifer (#2) will in all 3 scenario's yield an excellent recovered water quality, at least regarding the main constituents and selected trace elements. From those only Fe and Mn exceed the drinking water standards, but this is no problem when a post-treatment is needed and available anyhow. The quality changes in the water recovered are mainly due to the oxidation of pyrite and BOM, the dissolution of carbonates (mainly calcite and little manganous siderite) and the admixing of ambient groundwater (in a later stage of recovery);

- Recovery efficiencies (REs) of ASR application to the fresh aquifer (#2) are sufficiently high (70-85%) during normal operation. Exceptional years may yield lower REs, which necessitates to store additional water during years with abundant supply capacity;
- One PHAST simulation of ASTR with a long storage period of 3.4 years reveals that the water recovered 50 m away from the injection well showed an excellent water quality comparable to the one discussed above;
- Simulations with Seawat demonstrate that ASR in the saline aquifer (#3) will be very problematic due to buoyancy and bubble drift, leading to an unacceptably low RE (6%). Only when recovery is done with a partially penetrating well in the upper parts of the aquifer a higher but still too low RE (~16%) is obtained.

The following recommendations are given for future research:

- PHAST could be used to also model the behavior of organic micropollutants and micro-organisms during various ASR and ASTR operations in the fresh aquifer. Their behavior is very important indeed, and knowledge about their behavior in ASR systems is very limited;
- An important problem is to determine the RE for each option, because regulators may object against either a too high (co)abstraction of ambient groundwater or the dispersion of allochthonous infiltration water escaping from recollection, conform IB (1993). Here, the RE is not defined by the percentage that can be pumped out before meeting specific quality problems, but by the minimum percentage of infiltrated water. For practical reasons a boundary could be set at >95% infiltrated water in a fresh aquifer, and >99% in a brackish/saline aquifer.
- Quality fluctuations in infiltration water need to be included in modeling various scenario's, because they can be considerable, may lead to exceedance of drinking water standards and may affect the post-treatment or drinking water. The dampening of quality fluctuations in open recharge systems and in ATR systems is known thanks to prolonged monitoring in operational systems, but is lacking in ASR systems. So the focus should be on ASR systems.

7 Waar zou ASR kunnen in de duinen tussen Bergen en Monster?

Pieter .J. Stuyfzand & Koen Zuurbier

In dit hoofdstuk komt aan de orde waar ASR in de DPW-gebieden het beste zou kunnen plaatsvinden. In de afweging speelt de kans op afdrijven, opdrijven en menging door dispersie een belangrijke rol. Ward (2009) heeft die kans gekwantificeerd in een gecombineerde score, waarmee de haalbaarheid (performance) van ASR-toepassing in bepaalde situaties voorspeld wordt. Daarnaast is door (Bakker, 2010) een screeningstool ontwikkeld om het rendement van ASR te schatten, zonder inbegrip van achtergrondstroming en menging.

Na een beknopte uitleg van Ward's methode (par.7.1) en die van Bakker (par.7.2), volgt in par.7.3 op basis van expert judgement een indicatie waar in de duinen tussen Bergen en Monster geschikte locaties voor ASR toepassing aanwezig zijn. In par.7.4 volgt tenslotte een evaluatie van de gekozen lokaties met Ward's performance ratio en de screeningstool van Bakker. Deze evaluatie dient gezien te worden als een eerste haalbaarheidsinschatting die door 3D modellen nader bestudeerd dient te worden.

Zuurbier et al. (2012) integreerden Ward's methode met 3D geohydrologische parameters zoals aquiferdikte, doorlatendheid en zoutgehalte in een GIS-omgeving. Daarmee is voor een groot gebied de geschiktheid voor ASR in beeld gebracht. Uit een vergelijking van de behaalde rendementen van bestaande systemen in dat gebied met de voorspelde ASR prestaties blijkt dat Ward's methode geschikt is voor een kwalitatieve analyse (geschikt / ongeschikt / onzeker). De methode van Bakker blijkt voor gebieden met geen of nauwelijks achtergrondstroming geschikt voor schatting van het ASR rendement.

7.1 De ASR performance ratio van Ward (2009)

Ward (2009) definieerde zijn '*ASR performance ratio*' (R_{ASR}) als volgt:

$$R_{ASR} = R_{TV} + R_{DISP} + M + R_{ST} \quad [-] \quad (7.1)$$

waarin:

R_{TV} = *Technical Viability Ratio*, d.w.z. de verhouding van laterale drift afstand (tijdens berging) tot de stroomopwaartse locatie van het grensvlak tussen infiltratiewater en gebiedseigen grondwater (aan begin opslagperiode) [-].

Als $R_{TV} \geq 1$ dan zal gebiedseigen grondwater vrijwel altijd bijgemengd worden, als $R_{TV} = 0.1-1$ dan kent de onttrekkingsfase een beperkte periode zonder bijmenging, en als $R_{TV} \rightarrow 0$ dan speelt bijmenging een verwaarloosbare rol, zodat de recovery efficiency (RE) nadert tot 100%. Dit uiteraard zonder rekenschap van opdrijven en dispersie.

R_{DISP} = *Dispersivity Ratio*, i.e. de neiging tot vermenging in de aquifer t.o.v. de locatie van het grensvlak stroomopwaarts van de put aan het einde van de injectiefase [-].

Als $R_{DISP} \ll 1$ dan is dispersie onbelangrijk, als $R_{DISP} > 1$ dan van belang.

M = *Mixed convection Ratio*, d.w.z. de verhouding van vrije convectie (door dichtheidsverschil) tot geforceerde convectie (door advection t.g.v. injectie of pompen). M is dus indicatief voor dichtheidseffecten tijdens zowel injectie als terugwinning [-].

Als $M \leq 0.1$ dan zijn dichtheidseffecten onbelangrijk, indien $M > 1$ dan overheersen dichtheidseffecten over advectieve stroming.

R_{ST} = *Storage Tilt Ratio*, i.e. de neiging tot dichtheidsgedreven stroming tijdens de opslagfase [-].

De beoordeling van R_{ASR} is volgens Ward (2009) als volgt: Het ASR systeem zal goed functioneren als alle ratio's in Eq.7.1 ≤ 0.1 zijn (en bijgevolg $R_{ASR} < 1$); de performance is waarschijnlijk slecht als één van de ratio's > 1 is, en zeker slecht als ≥ 10 . Meer in detail concludeert Ward op basis van onafhankelijke modelberekeningen het volgende:

- (a) als alle parameters < 0.1 , wordt er bij de start van terugwinning puur injectiewater teruggewonnen;
- (b) bij $R_{ASR} < 0.1$ zal halverweg terugwinning het teruggewonnen water nog voor 80% uit het injectiewater bestaan en afnemen tot 40% aan het einde van volledige terugwinning;
- (c) het interval $0.1 < R_{ASR} < 10$ is een overgangszone waarin geen uitspraak gedaan kan worden over succes/falen van ASR; en
- (d) ongewenste condities worden aangeduid door een $R_{ASR} \geq 10$, wat betekent dat bij de start van de terugwinning het winwater vrijwel volledig uit oorspronkelijk grondwater bestaat.

In onderstaande volgt de berekening van de 4 ratio's, waarbij de bepaling van de dichtheid van water geschiedt volgens Stuyfzand (2012), omdat daarin ook temperatuurseffecten verdisconteerd zijn (door Ward 2009 niet meegenomen). De betekenis van alle parameters in Eqs.7.2-7.10 staat in Tabel 7.1. Het geheel is in Excel geprogrammeerd, met een in- en output scherm als weergegeven in Tabel 7.1.

$$R_{TV} = |K_X i T_{STO} / (\epsilon X_{UP})| \quad (7.2)$$

$$R_{DISP} = \beta_L / X_{UP} \quad (7.3)$$

$$M = \{K_Z \alpha / \epsilon\} / [|Q / (2 \pi \epsilon B X_{UP})| - |K_X i / \epsilon|] \quad (7.4)$$

$$R_{ST} = K_Z \alpha B T_{STO} / (\epsilon X_{UP}^2) \quad (7.5)$$

waarin:

$$X_{UP} = Q X / (2 \pi B K_X i) \quad [m] \quad (7.6)$$

Als $T \leq 0.1$: $X = 1.3 \sqrt{T}$ (7.7)

Als $0.1 < T \leq 1$: $X = 1.04 + \ln(0.45 + T) - 0.59 T$

Als $T > 1$: $X = 1 - 0.333 e^{(0.333 - T)}$

$$T = 2 \pi T_{INJ} B (K_X i)^2 / (\epsilon Q) \quad [-] \quad (7.8)$$

$$\alpha = (\rho_{AMB} - \rho_{INJ}) / \rho_{INJ} \quad [-] \quad (7.9)$$

Als $EC \leq 100,000$ uS/cm en temperatuur $t = 0-100$ °C:

$$\rho = 0.99853767273053 * \text{EXP}(5.26 \cdot 10^{-7} * EC) * \{1.2899013 \cdot 10^{-12} t^5 - 4.4880937 \cdot 10^{-10} t^4 + 6.8770939 \cdot 10^{-8} t^3 - 8.4536052 \cdot 10^{-6} t^2 + 6.2537546 \cdot 10^{-5} t + 0.99987881\} / 0.99823 \quad (7.10A)$$

Als $EC > 100,000$ uS/cm en temperatuur $t = 0-100$ °C:

$$\rho = [0.99853767273053 * \text{EXP}(5.26 * 10^{-7} * EC) + 0.0001399 * \text{EXP}(0.000028 * EC)] * \{1.2899013 \cdot 10^{-12} t^5 - 4.4880937 \cdot 10^{-10} t^4 + 6.8770939 \cdot 10^{-8} t^3 - 8.4536052 \cdot 10^{-6} t^2 + 6.2537546 \cdot 10^{-5} t + 0.99987881\} / 0.99823 \quad (7.10B)$$

Als EC-metingen niet ter beschikking staan maar Cl concentraties wel, dan kan de EC daaruit geschat worden via formules gegeven door Stuyfzand (2012).

TABEL 7.1. Definitie van parameters ter bepaling van de 'ASR performance ratio' (R_{ASR}) zoals gedefinieerd door Ward (2009). Gele cellen zijn parameters waarvoor input vereist is, die zonder kleur worden berekend uit inputparameters, de blauwe zijn berekende output parameters. Geprogrammeerd in Excel.

HYDROGEOLOGICAL PROPERTIES		value	unit	ASR OPERATIONAL SYSTEM		value	unit
B	thickness aquifer	40	m	Q	pumping rate	1440	m ³ /d
n	effective porosity	0.32	-	t _{STO}	length of storage period	61	d
K _H	average horizontal hydraulic conductivity	20	m/d	t _{INJ}	length of injection period	122	d
K _V	average vertical hydraulic conductivity	5	m/d	T	dimensionless time parameter	0.01	-
β _L	longitudinal dispersivity	1	m	X	dimensionless upstream plume extent	0.11	-
i	regional hydraulic gradient	0.0005	m/m	X _{UP}	interface location upstream of well	60.76	m
WATER PROPERTIES				v-free	free convection velocity	0.05	m/d
EC _{AMB}	EC ambient groundwater	8000	uS/cm	v-forced	forced convection velocity	0.26	m/d
EC _{INJ}	EC infiltration water	700	uS/cm	RESULTS OF CALCULATION			
t _{AMB}	temperature ambient groundwater	12	oC	R _{TV}	Technical Viability Ratio	0.03	-
t _{INJ}	temperature infiltration water	8	oC	R _{DISP}	Dispersivity Ratio	0.02	-
ρ _{AMB}	density ambient groundwater	1.00373	kg/L	M	Mixed convection Ratio	0.21	-
ρ _{INJ}	density infiltration water	1.0002	kg/L	R _{ST}	Storage Tilt Ratio	0.04	-
α	relative density difference	0.0035	-	R _{ASR}	ASR Performance Ratio	0.29	-

Belangrijke voorwaarden voor toepassing van Ward's methode zijn:

- (1) het ASR-systeem bestaat uit een enkele put, dus niet uit een cluster van ASR-putten die elkaar kunnen beïnvloeden;
- (2) het filter van de ASR put is volkomen;
- (3) het ASR systeem wordt constant bedreven, elke cyclus is gelijk
- (4) residuen / effecten van voorgaande ASR cycli zijn nul;
- (5) de opslagfase volgt altijd op de injectiefase, terwijl er in werkelijkheid vaak juist een aanzienlijke opslagperiode volgt op de terugwinperiode.
- (6) aquifereigenschappen en de fysisch chemische eigenschappen van gebiedseigen grondwater kunnen met een gemiddelde waarde worden afgedaan. Ruimtelijke verschillen, zoals b.v. een verticale saliniteitsgradient en de aanwezigheid van een slecht-doorlatend laagje op een gunstige plaats, worden niet verdisconteerd;

Deze voorwaarden maken dat de uitkomsten puur als indicatief en relatief moeten worden beoordeeld.

7.2 ASR screening tool volgens Bakker

De neiging tot dichtheidsgedreven stroming tijdens de opslagfase wordt door Bakker (2010) op gesofisticeerdere wijze benaderd en vertaald in de resulterende recovery efficiency (RE). Bakker (2010) gebruikte scherpe grensvlakken en de aanname van Dupuit om te komen tot een terugwinpercentage, dat hij definieerde als het deel dat wordt gewonnen totdat zoutwater de onderzijde van de ASR-put bereikt. Dit percentage is afhankelijk van de dimensieloze parameter D (Eq.7.11), de relatieve duur van injectie-, opslag- en terugwinperioden, en het ASR cyclusnummer. Menging en chemische reacties blijven hierbij dus buiten beschouwing, zodat deze tool vooral inzicht geeft of ASR te overwegen valt op basis van de recovery efficiency (RE; zie Eq.1.2).

$$D = Q / (K_H \alpha B^2) \quad (7.11)$$

Waarin: D = screeningsparameter [-], Q = debiet tijdens injectie en terugwinning (m³/d); K_H = horizontale doorlatendheid (m/d); α = relatief dichtheidsverschil (zie Eq 7.9); B = dikte aquifer [m].

Met een vrij ingewikkeld programma in Python, komt Bakker met typecurven voor het terugwinpercentage, zoals weergegeven in Fig.7.1. Daarin zijn de RE's geplot voor 3 ASR-cyclusinstellingen bij cyclusnummer 1 en 5.

Bij een ASR-cyclusinstelling van 120 dagen injectie, gevolgd door 30 dagen berging, 120 dagen terugwinning en 3 maanden berging, komt het Python-model met de volgende relatie tussen D en RE:

$$RE = 0.0397 \log(D^3) - 0.3822 \log(D^2) + 1.2375 \log(D) - 0.38 \quad (7.12)$$

Controle op de aanname dat achtergrondstroming geen invloed heeft, geschiedt via de dimensieloze parameter T (zie Eq.7.8; Ceric and Haitjema, 2005). Deze dient kleiner te zijn dan 0.1.

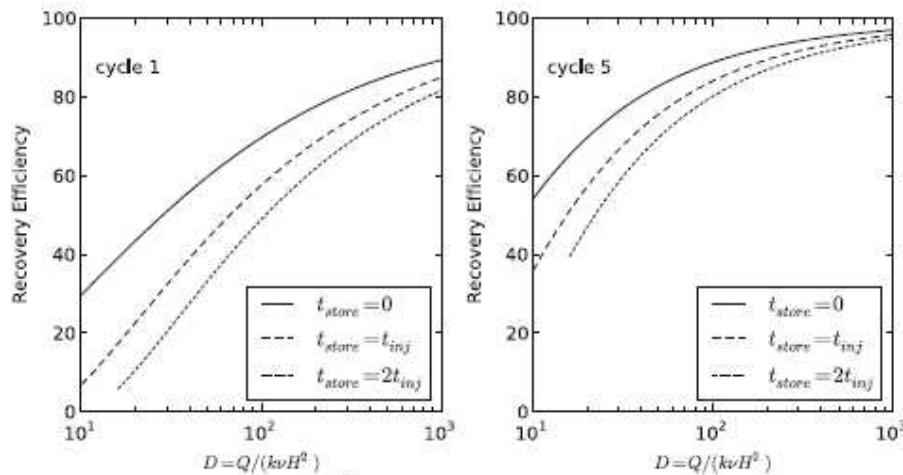


FIG. 7.1. Terugwinrendement volgens Bakker (2010) als functie van parameter D (Eq.7.12), tijdens cyclus 1 en 5 voor 3 scenario's waarbij altijd $Q_{inj} = Q_{rec}$. t_{store} = periode van opslag; t_{inj} = injectieperiode; t_{rec} = cycluseriode - t_{store} - t_{inj} .

Belangrijke voorwaarden voor toepassing van Bakker's methode zijn:

- (1) het ASR-systeem bestaat uit een enkele put, dus niet uit een cluster van ASR-putten die elkaar kunnen beïnvloeden;
- (2) het filter van de ASR put is volkomen;
- (3) het ASR systeem wordt constant bedreven, elke cyclus is gelijk;
- (4) aquifereigenschappen en de fysisch chemische eigenschappen van gebiedseigen grondwater kunnen met een gemiddelde waarde worden afgedaan. Ruimtelijke verschillen, zoals b.v. een verticale saliniteitsgradient en de aanwezigheid van een slecht-doorlatend laagje op een gunstige plaats, worden niet verdisconteerd;
- (5) menging (dispersie) is verwaarloosd.
- (6) het infiltratiedebiet is gelijk aan het terugwindebiet.

Ook deze voorwaarden maken dat de uitkomsten puur als indicatief en relatief moeten worden beoordeeld.

7.3 Twaalf mogelijk geschikte locaties op basis van expert judgement

Met kennis van de hydrogeologische en hydrochemische karteringen van de DPW-duingebieden (Stuyfzand, 1993) zijn voor PWN, Waternet en Dunea elk 4 potentieel geschikte aquifers aangewezen voor ASR toepassing. Het resultaat van deze quick scan is weergegeven in Fig 7.2 (PWN) en Fig.7.3 (Waternet en Dunea), met details van de doelaquifer in Tabel 7.2.

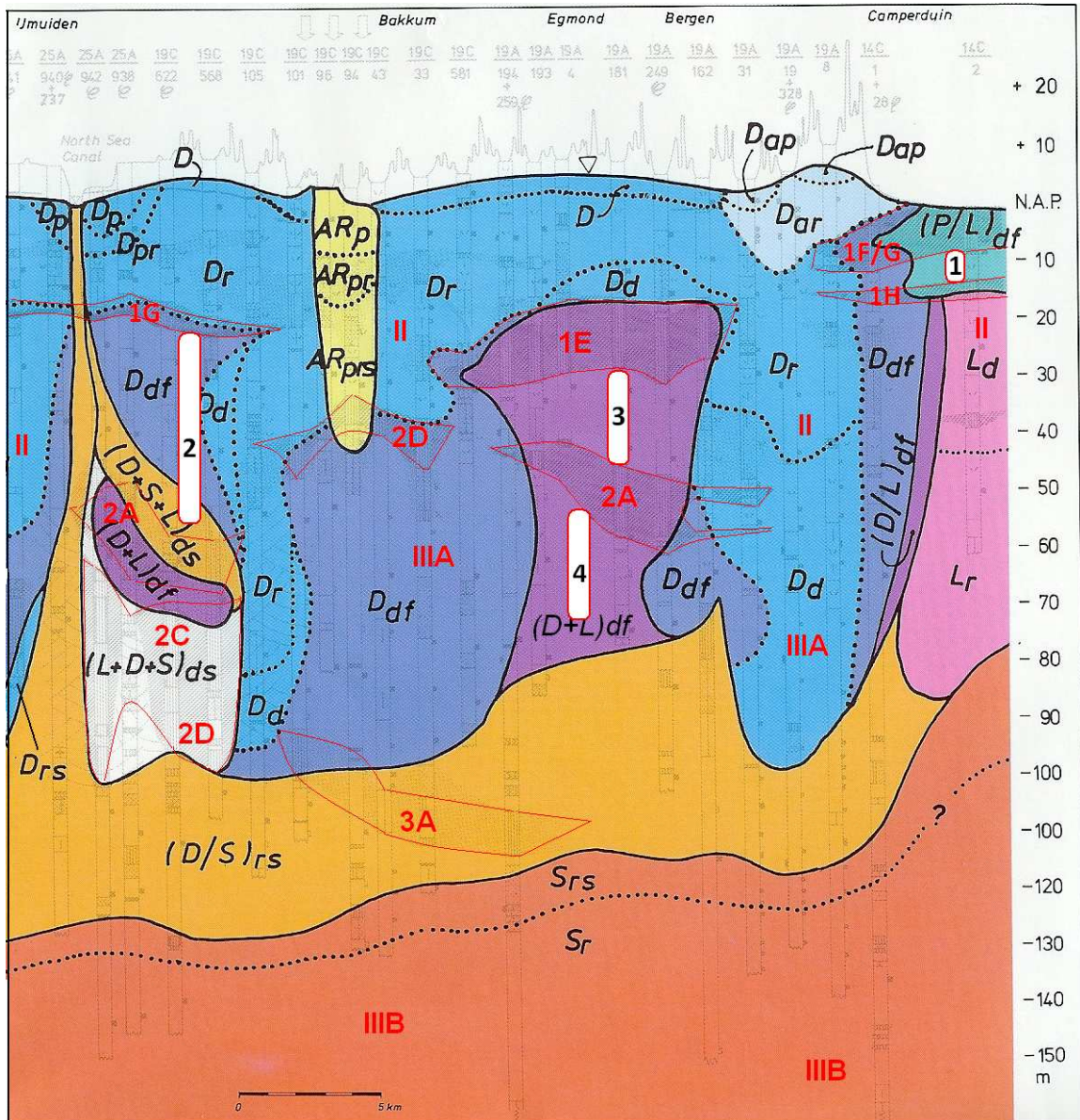


FIG. 7.2. Kustlangs profiel over Hollands duinen van IJmuiden tot voorbij Camperduin, met de situering van 4 potentiële locaties van ondergrondse opslag van oppervlaktewater (1-4), incl. ruimtelijke verbreiding van hydrosomen (AR-S), hydrochemische facies daarbinnen (d-s), en de belangrijkste Pleistocene slecht-doorlatende lagen ((2E-5) en Pleistocene watervoerende pakketten (II-V). Gewijzigd naar Stuyfzand, 1993).

Hydrosomen:

AM, AP, AR = kunstmatig geïnfiltreerd Maas, Polder en Rijn; D = Duin; L = relict Holoceen transgressiewater (Lagune); M = ingesloten Maassluis; P = Polder; S = Noordzee; (X/Y) = mengsel van X en Y; (X+Y) = mengsel van X met enig Y.

Hydrochemische facies (subscript):

d = diep anoxisch (sulfaat-reducerend en methanogeen; f = verzoet (BEX positief); r = anoxisch (ijzeroplossend); s = verzilt (BEX negatief).

NB: indien f noch s, dan evenwicht (BEX ~0); indien niet p, dan onverontreinigd; indien d noch r, dan (sub)oxisch (O₂ of NO₃ aanwezig).

Codering Watervoerende en Slecht-Doorlatende Pakketten: zie Tabel 7.3.

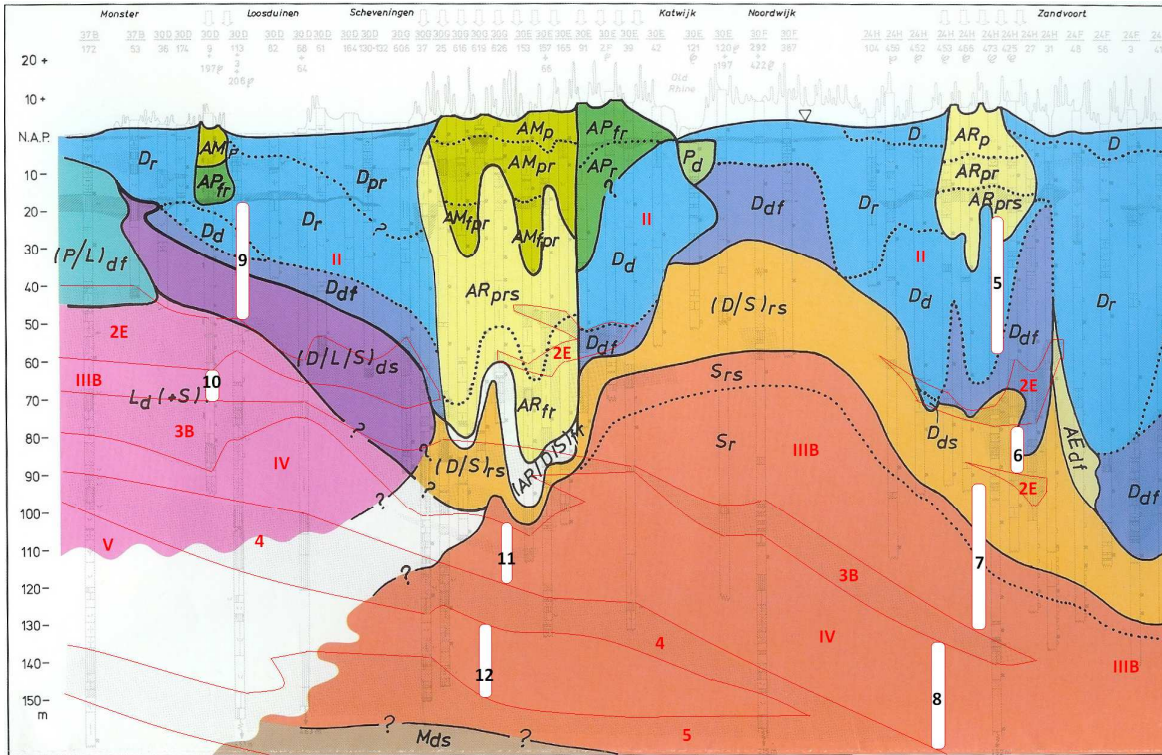


FIG. 7.3. Kustlans profiel over Hollands kustduinen van Monster tot voorbij Zandvoort, met de situering van 8 potentiële locaties van ondergrondse opslag van oppervlaktewater (5-12), incl. ruimtelijke verbreiding van hydrosomen (A-S), hydrochemische facies daarbinnen (d-s), en de belangrijkste Pleistocene slecht-doorlatende lagen ((2E-5) en Pleistocene watervoerende pakketten (II-V). Gewijzigd naar Stuyfzand, 1993).
Pleistocene Watervoerende pakketten (II, IIIA, IIIB, IV, V): zie Tabel 7.3.
Slecht-doorlatende pakketten (1F, 1G, 1H, 2A, 2B, 2C, 2D, 3A, 3B, 4, 5): zie Tabel 7.3.
Codering hydrosomen en hydrochemische facies: zie Fig.7.2.

TABEL 7.2. Overzicht van de 12 potentiële locaties voor ondergrondse berging in de duingebieden van PWN, Waternet en Dunea. Opties 5 en 7 zijn nader verkend via modelberekeningen met Seawat (H.3 en 6), Easy-Leacher (H.5) en PHAST (H.6).

Opties	Locatie	WVP	saliniteit	SDP- boven	SDP- onder	filterBK m-NAP	filterOK m-NAP	EC uS/cm	Cl mg/L	Kh m/d
PWN	1 ten noorden van Camperduin	I	zout	1F/G	1H	10	15	36000	15000	5
	2 tZv PS Wim Mensink, Wijk aan Zee	II	zoet/brak	1G	2A	22	55	1100-3000	56-2200	20
	3 tNv Egmond	III	brak	1E	2A	30	46	4320	896	20
	4 tNv Egmond	IV	brak	2A	-	55	75	2550	550	30
Waternet	5 Infiltratiegebied, nabij Geul 1	II	zoet	1D	2E	20	60	675	80	24
	6 Infiltratiegebied, Renbaanveld	IIIB	brak	2E	2E	70	80	1560	286	10
	7 Infiltratiegebied, nabij Geul 1	III	zout	2E	3B	80	130	30500	12500	31
	8 Luchterduinen	IV	zout	3B	4	135	155	39200	16000	20
Dunea	9 Monster, infiltratiegebied	II	zoet/brak	1G	2E	20	45	500-4700	50-1500	15
	10 Monster, infiltratiegebied	IIIB	brak	2E	3B	62	68	12850	5400	10
	11 Scheveningen, infiltratiegebied	IV	zout	3B	4	96	110	35000	15000	15
	12 Scheveningen, infiltratiegebied	V	zout	4	5	130	150	35000	15000	10

TABEL 7.3. Kenmerken en codering van de in Fig.7.2-7.3 en Tabel 7.2 onderscheiden aquifers en aquitards (naar Stuyfzand, 1993).

AQUIFERS				AQUITARDS				
nr.	geological unit	description	K_h (m/d)	nr.	geological unit	description	c_v (d)	D (m)
I	West-land F.	younger dune sand	12		Westland F.: 1A - 1G			
	OD I-III	older dune sand	12	1A	dune peat	Holland peat in dunes	100-15,000	0.05-1
	NS I-II	open marine sand	5-20	1B	DI	heavy estuarine clay	150,000	2
	C II-IV	tidal flat/gully sand	5-10	1C	NS III	open marine, silty fine sand	200	3
II	Twente F.	eolian fine	5	1C'	NS III	as 1C, estuarine or tidal inlet	200	10
	Kr. F. 1 & 2	fluvial sands	5-20?	1D	CIII?	silty clay	5,000	5
	Eem F.	coarse marine	40	1E	CIII	Bergen clay (silty)	50,000	12
	U & S F.	coarse fluvial sands	30	1F	CII-IV, DO-III	clay & Holland peat	?	1-10
III _A	Eem F.	coarse marine	20-40		CII	tidal flat sandy clay		
	Drente F.	fluvioglacial coarse	40	1G	CI	lagoonal Velsen clay	20,000	2
	U & S F.	coarse fluvial sands	30		basal peat	strongly compacted peat		0.4
	Enschede F.	coarse fluvial sands	40	1H	Twente F.	silty clay	1,000?	3
III _B	Kedichem F.	fluvial sands	25	2A	Eem F.	marine sandy clay	500-40,000	2-30
	Harderwijk F.	coarse fluvial sands	50	2B	Eem F.	continental fine sand & peat	?	10
IV	Tegelen F.	fluvial (fine) sands	10-30	2C	Drente F.	glaciolinnic varved clay	100,000	20
				2D	Drente F.	boulder clay	5,000	6
				2E	Kedichem F.	loam, sandy clay & peat	100-4,000	1-15
V	Tegelen F.	fluvial (fine) sands	10-30	3A	Enschede F.	loam, sandy clay	1,000	6
	Maassluis F.	marine sands	5-30?	3B	Tegelen F.	loam, sandy clay & peat	500-2,000	2-10
VI				4	Tegelen F.	loam, sandy clay	?	5-10
	Maassluis F.	marine fine sands	5-10	5	Maassluis F.	marine sandy clay	?	?

F. = Formation; Kr. = Kreftenheye; U & S = Urk and Sterksel.

7.4 Evaluatie geschiktheid van de 12 kandidaataquifers

Van de 12 geselecteerde kandidaataquifers voor ASR-toepassing (4 voor elk duinwaterbedrijf) zijn in Tabel 7.4 de volgende data gepresenteerd: de hydrogeologische kenmerken, de EC, temperatuur en dichtheid van het gebiedseigen grondwater en het infiltratiewater, het operationele ASR-systeem, en de geschiktheid van ASR volgens zowel Ward als Bakker. Bij de keuze van kandidaataquifers speelde een belangrijke rol, dat de geselecteerde aquifer daadwerkelijk extra berging van zoet infiltratiewater zou bieden.

PWN

In de duinen van IJmuiden tot voorbij Camperduin zijn via de quick scan voor PWN 4 potentiële locaties aangewezen voor ondergrondse opslag van oppervlaktewater. Het betreft locaties 1-4 in het kustlangse profiel weergegeven in Fig.7.2.

In principe blijken alle 4 de locaties geschikt, met de volgende orde van opklimmende geschiktheid volgens zowel Ward als Bakker: 1 < 3 < 4 < 2. Optie 1 is de enige waarbij een zoute aquifer toch geschikt blijkt voor ASR-toepassing. Dit dankzij de geringe dikte. Deze aquifer is waarschijnlijk vooral geschikt voor tuinders om regenwater in te bergen.

Waternet

In de duinen van Langevelderslag tot Zandvoort zijn via de quick scan voor Waternet 4 potentiële locaties aangewezen voor ondergrondse opslag van oppervlaktewater. Het betreft locaties 5-8 in het kustlangse profiel weergegeven in Fig.7.3. De locaties 5 en 7 zijn reeds nader verkend via modelberekeningen met Seawat (H.3 en 6), Easy-Leacher (H.5) en PHAST (H.6). Locaties 5 en 6 blijken zeer geschikt voor ASR toepassing, locaties 7 en 8 ongeschikt.

TABEL 7.4. Evaluatie van de 12 kandidaataquifers op geschiktheid voor ASR-toepassing, volgens de methoden van Ward (zie R_{ASR}) en Bakker (zie RE). Opties 5 en 7 zijn nader verkend via modelberekeningen met Seawat (H.3 en 6), Easy-Leacher (H.5) en PHAST (H.6).

Symbol	Properties and results	OPTION	unit	PWN				Waternet				Dunea			
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
HYDROGEOLOGICAL PROPERTIES															
B	thickness aquifer		m	5	30	16	20	40	10	50	20	25	6	14	20
n	effective porosity		-	0.36	0.32	0.32	0.32	0.34	0.32	0.325	0.31	0.35	0.33	0.32	0.32
K_H	average horizontal hydraulic conductivity		m/d	5	20	20	30	24	10	31	20	15	10	15	10
K_V	average vertical hydraulic conductivity		m/d	1.5	5	7	12	12.0	3	15	7	7	2	5	5
β_L	longitudinal dispersivity		m	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1
i	regional hydraulic gradient		m/m	0.0010	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
WATER PROPERTIES															
EC _{AMB}	EC ambient groundwater		uS/cm	36000	2000	4320	2550	675	1560	30700	39200	2600	12850	35000	35000
EC _{INJ}	EC infiltration water		uS/cm	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625	625
t _{AMB}	temperature ambient groundwater		oC	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
t _{INJ}	temperature infiltration water		oC	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
ρ_{AMB}	density ambient groundwater		kg/L	1.0186	1.0006	1.0018	1.0009	0.9999	1.0003	1.0158	1.0203	1.00089	1.0063	1.01809	1.01809
ρ_{INJ}	density infiltration water		kg/L	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002	1.0002
α	relative density difference		-	0.0184	0.0004	0.0016	0.0007	-0.0003	0.0001	0.0156	0.0201	0.00069	0.0061	0.01789	0.01789
ASR OPERATIONAL SYSTEM															
Q	pumping rate		m ³ /d	40	900	500	900	1440	150	1800	600	600	100	320	300
t _{STO}	length of storage period		d	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61
t _{INJ}	length of injection period		d	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122	122
T	dimensionless time parameter		-	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00
X	dimensionless upstream plume extent		-	0.11	0.12	0.11	0.14	0.12	0.08	0.16	0.12	0.09	0.08	0.10	0.08
X _{UP}	interface location upstream of well		m	27.00	55.46	56.61	67.93	58.94	39.22	60.29	56.35	47.44	40.71	48.41	39.22
v-free	free convection velocity		m/d	0.08	0.01	0.03	0.02	-0.01	0.00	0.72	0.45	0.01	0.04	0.28	0.28
v-forced	forced convection velocity		m/d	0.12	0.24	0.24	0.28	0.25	0.17	0.24	0.24	0.21	0.18	0.21	0.17
RESULTS OF CALCULATION															
R _{TV}	Technical Viability Ratio (Ward, 2009)		-	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.02	0.05	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02
R _{DISP}	Dispersivity Ratio (Ward, 2009)		-	0.04	0.02	0.02	0.01	0.03	0.05	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03
M	Mixed convection Ratio (Ward, 2009)		-	0.66	0.02	0.14	0.09	-0.05	0.01	2.94	1.89	0.07	0.20	1.32	1.60
R _{ST}	Storage Tilt Ratio (Ward, 2009)		-	0.03	0.00	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.60	0.17	0.01	0.01	0.10	0.22
R _{ASR}	ASR Performance Ratio (Ward, 2009)		-	0.76	0.08	0.21	0.15	0.02	0.08	3.61	2.11	0.12	0.26	1.47	1.87
D	Dimensionless D (Bakker, 2010)		-	17.4	133.9	61.2	113.1		1.056	1.5	3.7	92.9	45.5	6.1	4.2
RE	Recovery Cycle #5 (Bakker, 2010)		%	54	93	79	90	100	100	<20	<20	87	74	29	<20

Dunea

In de duinen van Monster tot Katwijk zijn via de quick scan voor Dunea 4 potentiële locaties aangewezen voor ondergrondse opslag van oppervlaktewater. Het betreft locaties 9-12 in het kustlangse profiel weergegeven in Fig.7.3.

Locaties 9 en 10 blijken zeer geschikt voor ASR toepassing, locatie 11 veel minder en locatie 12 duidelijk ongeschikt.

8 Literatuur

- Antoniou, E.A., B.M. van Breukelen, B. Putters and P.J. Stuyfzand 2012a. Hydrogeochemical patterns, processes and mass transfers during aquifer storage & recovery (ASR) in an anoxic sandy aquifer. *Applied Geochemistry* in print.
- Antoniou, E.A., P.J. Stuyfzand & B.M. van Breukelen 2012b. Reactive transport modeling of an aquifer storage & recovery (ASR) pilot in an anoxic sandy aquifer. Submitted to *Applied Geochemistry*.
- Appelo C.A.J. and D. Postma (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2nd edn. AA Balkema Publishers, Leiden, 649p.
- Appelo, C.A.J., P.J. Stuyfzand & G.B. Engelen 1979. Reactions of Rhine water in the Veluwe and dunes: an experimental study and an injection test. *H2O* 12 (in dutch), 328-332.
- Bakker, M., 2010. Radial Dupuit interface flow to assess the aquifer storage and recovery potential of saltwater aquifers. *Hydrogeology Journal*, 18(1): 107-115.
- Bakker, T.W.M. 1981. *Nederlandse kustduinen : geohydrologie*. Ph.D. Thesis, PUDOC Wageningen, 189p.
- Bonte, M. 2009. Bonte 2009. Regeneratie en verstopping van Infiltratieputten; een quickscan van 18 jaar diepinfiltratie bij de Nederlandse Duinwaterbedrijven. KWR-Rapport 2009.028, 30p.
- Bonte, M., K.J. Raat, P. Dammers & P.J. Stuyfzand 2009. Verstopping en regeneratie van infiltratieputten bij Waalsdorp. *H2O* 42 (7), 40-43.
- Brun, A., F.D. Christensen, J.S. Christiansen, P.J. Stuyfzand & H. Timmer 1998. Water quality modelling at the Langerak deep-well recharge site. This volume.
- Ceric, A. and Haitjema, H., 2005. On using simple time-of-travel capture zone delineation methods. *Ground water*, 43(3): 408-412.
- Chou, L. E. I.; Garrels, R. M.; Wollast, R. 1989. Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals. *Chem. Geol.* 78 (3-4), 269-282.
- De Haas, S., G. Admiraal, E. de Vos en G. Schuitema 2012. Langetermijnvisie DWAT. PWN-Rapport HY12-01, 17p.
- De la Loma González, B. 2010. Evolution of the chemical composition of injected Rhine water in the Amsterdam Water Supply Dunes by 3D reactive transport modeling. MSc. Thesis VU University Amsterdam, 180p.
- De Jonge, H. 1990. Diepinfiltratie: van proef naar praktijk. *H2O* (23) nr 9.
- De Jonge, H. et al. 1996.
- De Ruiter, H. & P.J. Stuyfzand 1998. An experiment on deep well recharge of oxic water into an anoxic aquifer near St. Jans klooster. This volume.
- Des Tombe, B., M. van Ginkel & T.N. Olsthoorn 2012. Aquifer Storage Recovery; the storage tank method. B.Sc. thesis TU Delft.
- Dzombak, D.A., Morel, F.M.M., 1990. *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. Wiley-Interscience, New York.
- Eschauzier, C., J. Haftka, P.J. Stuyfzand and P. de Voogt 2010. Perfluorinated compounds in infiltrated river Rhine water and infiltrated rain water in coastal dunes. *ES&T* 44(19), 7450-7455, 10.1021/es100471z.
- Fritz, J.B. & H.G.J.M. van der Hagen 2000. Evaluatie diepinfiltratie Waalsdorp. DZH rapport, 54p.
- Grakist G, Maas C, Rosbergen W, Kappelhof JWNM (2002) Keeping our wells fresh. In: Boekelman RH (ed) *Proceedings of SWIM-17*. Delft University of Technology, Delft, pp 337-340
- Groot, S., P.J. Stuyfzand, H. Rolf & J. Lebbink 2006. Water tracers getraceerd; onderzoek naar tracers ter herkenning van infiltratiewater en naar verspreiding van infiltratiewater bij Castricum en Wijk aan Zee. Kiwa-rapport KWR 06.002.
- Groot, S., P.J. Stuyfzand, J. Lebbink en H. Rolf 2007. Herkenning van kunstmatig geïnfilterd water. *H2O* 25/26, 57-59.
- Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., and McDonald, M.G., 2000, MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—User guide to modularization concepts and the ground-water flow process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.
- Huisman, L. & T.N. Olsthoorn 1983. *Artificial groundwater recharge*. Pitman Adv. Publ. Program, London, 320 p.
- Hijnen, W., M. Welling en J. Boogaard 2011. Vergelijking van de infiltreerbaarheid van het water voor en na UV/peroxide-AKF bij pompstation Heemskerk. KWR-Rapport KWR 2011.007, 19p.

- IB 1993. Infiltratiebesluit Bodembescherming, houdende regels met betrekking tot infiltratie van uit oppervlaktewater verkregen water in de bodem. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 1993, 233, 14p.
- Kalverda, A. 2000. Diepinfiltratie op de Waalsdorpervlakte; voorspelling van kwaliteitsveranderingen in onttrokken water als gevolg van bodempassage. Afstudeerrapport Hogeschool IJsseland, DZH-rapport, 83p.
- Kamps, P.W.T.J. 2005. Kalibratie van het grondwaterstromingsmodel van de Amsterdamse Waterleidingduinen en de omgeving (AMWADU 2005). Intern rapport Waternet
- Kamps, P.W.T.J., P.R. Nienhuis en F.W. Schaars 2006. Transient Simulation with SWI package of 100 Years Movement of Salt/Fresh Interface to Validate a Groundwater Model. Proc. Modflow 2006, Golden CO
- Kieft, J.W. 1984. Het infiltratieproject bij het pompstation 'Haren'. In 'Ervaringen met diepinfiltratie', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.79, 93-122.
- Kieft, J.W. 1989. Vervolgonderzoek naar verstopping bij putinfiltratie op pompstation Haren. In 'Diepinfiltratie, de praktijk', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.105, 9-31.
- Kipp, K.L. 1987. HST3D—A computer code for simulation of heat and solute transport in three-dimensional ground-water flow systems. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 86-4095.
- Kipp, K.L. 1997. Guide to the revised heat and solute transport simulator HST3D—Version 2. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 97-4157.
- Kooiman, J.W. 2011. Plan van aanpak project 'Haalbaarheid grote capaciteit AS(T)R systemen in de duinen'. KWR-notitie 6p.
- Langevin, C.D., Shoemaker, W.B., and Guo, Weixing, 2003, MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model—Documentation of the SEAWAT-2000 Version with the variable-density flow process (VDF) and the integrated MT3DMS transport process (IMT): U.S. Geological Survey Open-File Report 03-426, 43 p.
- Langevin, C.D., Thorne, D.T., Jr., Dausman, A.M., Sukop, M.C., and Guo, Weixing. 2008. SEAWAT Version 4: A Computer Program for Simulation of Multi-Species Solute and Heat Transport. U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 6, Chapter A22, 39 p.
- Moorman, J.H.N., M.G. Colin & P.J. Stuyfzand 2002. Clogging of a recovery well in deep anoxic sands by iron(hydr)oxides, upon distant deep well injection of oxic water. In Dillon, P. J. (ed), Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proc. 4th Internat. Symp. on Artificial Recharge, Adelaide, Australia, 22-26 Sept. 2002, Balkema, 209-214.
- Nienhuis, P.R. en T.N. Olsthoorn 2012. <http://code.google.com/p/mflab/downloads/list> , ASTRSeasonal.zip
- Nijhoff-Pan, I. 1986. Onderzoek naar de optimale afstand in een diepinfiltratiesysteem. Afstudeerverslag TH Delft, Afd. Civiele Techniek.
- Olsthoorn, T.N. 1990. Grondwatermodellering met behulp van een spreadsheet....voorradvorming bij variabele dichtheid in een heterogene bodem. H2O 23, 640-645, 664-669.
- Parkhurst DL, and Appelo CAJ (1999) User's guide to PHREEQC (version 2) – A computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259. USGS, Denver, Co
- Parkhurst DL, et al. 2010
- Parkhurst, D.L., Kipp, K.L., Engesgaard, P., Charlton, S.R., 2004. PHAST – A Program for Simulating Ground-water Flow, Solute Transport, and Multicomponent Geochemical Reactions. US Geol. Surv. Tech. and Methods 6-A8.
- Plummer LN, Wigley TML, Parkhurst DL (1978) The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5° to 60°C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. Am J Sci 278:179–216.
- Peters, J.H. 1983. De stroming van zoet en zout grondwater in een "confined aquifer" berekend met vortexbeleggingen. Kiwa-rapport SWE 83.002.
- Peters, J.H. 1983. The movement of fresh water injected in salaquifers. Kiwa-rapport SWE 83.007.
- Putters, B. 2012. Waterkwaliteitsverandering en –beheersing bij ASR in de Roerdalslenk. WML-rapport 4005542-OR-F1.0-BP, 125p.
- Pyne, R. D. G. 2005. Aquifer Storage Recovery: A Guide to Groundwater Recharge through Wells. Second Edition. Gainesville, Florida, USA, ASR Systems LLC.
- Raat, K.J., P.J. Stuyfzand, H. Boukes & A.T. Oosterhof 2011. Water quality changes following deep well injection of BWRO concentrate. KWR report BTO 2011.105 (s), 33p.
- Raat, K.J. & J.W. Kooiman 2012. Brak groundwater: niet mijden maar gebruiken!; Eindrapport BTO onderzoek pilots Noardburgum (Vitens) en Zevenbergen (Brabant Water). KWR rapport BTO 2011.048, 44p.

- Rijk, J.S. 1989. Diepinfiltratie te Ouddorp. In 'Diepinfiltratie, de praktijk', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.105, 181-198.
- Rolf, H.L.M., S. de Haas en Rienk Slings 2009. Optimalisatie Bedrijfsvoering Noord-Hollands Duinreservaat Startnotitie Milieu Effect Rapportage. DHV-rapport, 43p.
- Rolf, H.L.M., F.W. Schaars and J.J. Lebbink 2010. Analysis of brackish water behavior at an ASTR deepwell infiltration site after 20 years of monitoring. Proc. SWIM21 - 21st Salt Water Intrusion Meeting, June 21 - 26, 2010, Azores, Portugal, 162-164.
- Saaltink, M.W., C. Ayora, P.J. Stuyfzand & H. Timmer 1998. Modelling the effects of deep artificial recharge on groundwater quality. This volume.
- Schuurmans, R.A. & J. Steinmetz 1984. Diepinfiltratie in de Duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen. In 'Ervaringen met diepinfiltratie', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.79, 183-206.
- Schuurmans, R.A. & J. Steinmetz 1989. Diepinfiltratie in de Duinwaterwinplaats. In 'Diepinfiltratie, de praktijk', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.105, 45-65.
- Segers, W. 2007. Occurrence and behavior of emerging substances after dune infiltration. Kiwa report KWR 07.063, in dutch, 144p.
- Singer, P. C. and Stumm, W. 1970. "Acidic Mine Drainage: The Rate-Determining Step." Science 167(3921): 1121-1123.
- Stakelbeek, A. 1996. Diepinfiltratie Watervlak; ervaringen 1990 t/m 1995.
- Stark, J.M. 1992. Drinkwaterbuffer 'De Hooge Berg' op Texel; geohydrologische modellering en voorspelling van de gevolgen van uitbreiding van het aantal pompputten. Afstudeerverslag TUD, 125p.
- Straatman, R. & Y. Brekvoort 1998. Well recharge pilot South-East Netherlands, this volume.
- Stuyfzand, P.J. 1985. Anorganische bestanddelen van Rijnsoevergrondwater. H.3 in KIWA Meded. 89.
- Stuyfzand, P.J. 1988. Hydrochemie en hydrologie van duinen en aangrenzende polders tussen Noordwijk en Zandvoort aan Zee (kaartbladen 24H en 25C). KIWA-rapport SWE 87.007, 343 p.
- Stuyfzand, P.J. 1989. Vergelijking van kunstmatige infiltratie via vijvers en putten in geohydrochemisch op-zicht. H2O 22, 721-728.
- Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Ph.D Thesis Vrije Univ. Amsterdam, published by KIWA, ISBN 90-74741-01-0, <http://dare.uvu.nl/handle/1871/12716>, 366 p.
- Stuyfzand, P.J. 1997c. Chemische samenstelling van 15 zandmonsters uit infiltratiegebied Berkheide. Kiwa-rapport KOA 97.234.
- Stuyfzand, P.J. 1998a. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. In: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intern. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema, 427-434.
- Stuyfzand, P.J. 1998b. Quality changes upon injection into anoxic aquifers in the Netherlands: evaluation of 11 experiments. In: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intern. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema, 283-291.
- Stuyfzand, P.J. 2005. Modelling the quality changes upon artificial recharge and bank infiltration: principles and user's guide of EASY-LEACHER 4.8. Kiwa-report SWI 99.199, 2nd ed.
- Stuyfzand, P.J. 2010. Multitracing of artificially recharged Rhine River water in the coastal dune aquifer system of the Western Netherlands. Proc. ISMAR-7, Abu Dhabi, 9-13 Oct 2010, on line via <http://www.ismar7.org/proceedings/index.php>.
- Stuyfzand, P.J. 2010. Quality aspects of storing fresh water in brackish aquifers; experiences from Netherlands and Florida. Oral presentation at International Symp on 'Delta's in times of CC', Rotterdam, October 2010.
- Stuyfzand, P.J. 2011. Wensen tav hydrologische berekeningen door Waternet, in kader van project 'Haalbaarheid grote capaciteit AS(T)R systemen in de duinen'. Interne KWR-notitie, 5p.
- Stuyfzand, P.J. 2012a. TRANSATOMIC: an analytical model for calculating TRANS Aquifer Transport Of MICropollutants.
- Stuyfzand, P.J. 2012b. Hydrogeochemical, for storage, management, control, correction and interpretation of inorganic water quality data. KWR-report KWR-2012-???
- Stuyfzand, P.J., J. Bunnik, G.J. Medema, A.J. Vogelaar, J. Wakker & S.M.L. Verheijden 2005. Water quality changes, clogging and pathogen transport during deep well injection in the South-East Netherlands (DIZON). In: Water quality improvements during aquifer storage and recovery, Vol.2 Compilation of information from ten sites, P. Dillon & S. Toze (eds), AWWA report 91056F, 77-103.
- Stuyfzand, P.J., M. de Haan en B. Hofs 2010. Gevolgen van kustverbreding en klimaatverandering voor duingrondwater, kunstmatig infiltraat, drinkwater en het duinecosysteem. KWR-rapport KWR 09.092, 78p

- Stuyfzand, P.J. & F. Luers 1993. Chemische samenstelling en korrelgrootteverdeling van Pleistocene zand-monsters uit boring 24H.708 bij Zandvoort. KIWA-rapport SWO 93.295.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1996. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. Kiwa-Meded. 125, 272p.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1997. Gedrag van microverontreinigingen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. H2O 30, 554-559 + 562.
- Stuyfzand, P.J. & K.J. Raat 2010. Benefits and hurdles of using brackish groundwater as a drinking water source in the Netherlands. Hydrogeol. J. 18, 117-130.
- Stuyfzand, P.J., F. Luers & H. Timmer 1997. Ontwikkeling van de waterkwaliteit voor zuiveringsstation De Steeg te Langerak na diepinfiltratie; 3. Geochemische en hydrochemische uitgangssituatie te Langerak en te Nieuwegein, vóór de start. Kiwa-rapport KOA 97.010, 43p.
- Stuyfzand, P.J., W. Segers & N. Van Rooijen 2007. Behavior of pharmaceuticals and other emerging pollutants in various artificial recharge systems in the Netherlands. In: Management of aquifer recharge for sustainability, P. Fox (ed), Proc. ISMAR-6, 28 Oct - 2 Nov 2007, Phoenix AR USA, Acacia Publ. INc., Phoenix, 231-245.
- Stuyfzand, P.J. & J.J. Steinmetz 1990. Kwaliteitsaspecten van pandbodempassage als secundaire voorzuivering van infiltratiewater voor putten. KIWA-rapport SWO 89.326, 88p.
- Stuyfzand, P.J. & H. Timmer 1998. Injecting oxic surface water into an anoxic aquifer along the river Rhine; water-rock interactions including redox dynamics. Kiwa-report EU-contract ENV4-CT95-0071, in prep.
- Stuyfzand, P.J. & H. van der Jagt 1997. Chemische samenstelling van 34 grondmonsters uit de Duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen. Kiwa-rapport KOA 97.226.
- Stuyfzand, P.J., J.C. Wakker & B. Putters 2006. Water quality changes during Aquifer Storage and Recovery (ASR): results from pilot Herten (Netherlands), and their implications for modeling. Proc. 5th Intern. Symp. on Management of Aquifer Recharge, ISMAR-5, Berlin 11-16 June 2005, UNESCO IHP-VI, Series on Groundwater No. 13, <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001492/149210E.pdf>, 164-173.
- Stuyfzand P.J. & G.J. Zwolsman 2010. Aquifers as a storage and reaction vessel: a cure-all for climate change ? Oral presentation at International Symp on 'Delta's in times of CC', Rotterdam, October 2010.
- Sufi, A.B., Latif, M., Skogerboe, G.V., 1998. Simulating skimming well techniques for sustainable exploitation of groundwater. Irrigation and Drainage Systems, 12 (1998) 203-226, p207.
- Timmer, H. & P.J. Stuyfzand 1998. Experiments with deep well infiltration along the river Rhine, for drinking water supply. In: Peters J.H. (ed), Artificial Recharge of groundwater, Proc. 3rd Intern. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema, 181-185.
- Uffink, G.J.M. 1987. Modeling of solute transport with the random walk method. NATO-ARW in 'Advances in analytical and numerical groundwater flow and quality modeling', Lisboa, Portugal, June 2-6 1987.
- Van der Valk, M.J.H. 2011. A fresh-keeper for Noard Burgum; the future for a salinated well field? MSc. Thesis TU Delft, 87p.
- Van Baar, M., W. Beekman, F. Van Vliet, P.J. Stuyfzand, J.H. Peters & Rijk. 2005. Infiltratieproef Ossendrecht, Rapportage fase 2/3. Artesia.
- Van Beek, C.G.E.M. & J. Van Puffelen 1987. Changes in the chemical composition of drinking water after well infiltration in an unconsolidated sandy aquifer. Water Resources Research 23, 69-76.
- Van Cappellen, P. and Gaillard, J.-F. 1996. "Biogeochemical dynamics in aquatic sediments." Reviews in Mineralogy and Geochemistry 34(1): 335-376.
- Van der Eem, J.P. 1992. Rekenen aan de stroming van zoet, brak en zout grondwater. Kiwa Meded 121, 122 p.
- Van der Laan, J. 1989. Diepinfiltratie van oevergrondwater. In 'Diepinfiltratie, de praktijk', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.105, 153-180.
- Van der Valk, M.J.H. 2011. A fresh-keeper for Noard Burgum; the future for a salinated well field? M.Sc. thesis TU Delft, 87p.
- Van Duijvenbode, S.W. 1997. Diepinfiltratie in de Waterleidingduinen. Intern rapport Gemeentewaterleidingen, 56p.
- Van Duijvenbode, S.W. and Olsthoorn, T.N. 2002. A pilot study of deep-well recharge by Amsterdam Water Supply. In P.J. Dillon (Ed) 'Management of Aquifer Recharge for Sustainability', Proc. 4th Internat. Symp. Artif. Recharge Groundwater, Adelaide (S. Australia), 22-26 Sept. 2002, Swets & Zeitlinger, Lisse, ISBN 90 5809 5274, 447-451.
- Van Engelenburg, J. 2007. Veiligstellen Kerk-Avezaath/Zoelen. Vitens Rapport, 33p.
- Van Gerven en Maas

- Van Ginkel, M. 2007. Feasibility study for fresh water storage in saline aquifers by means of the Fresh Storage Saline Extraction Wells, with a focus on the Red Sea coast, Egypt. M.Sc. thesis TU Delft, 82p.
- Van Ginkel, M., T.N. Olsthoorn, E. Smidt, R. Darwish and S. Rashwan 2010. Fresh Storage Saline Extraction (FSSE) Wells, feasibility of fresh water storage in saline aquifers with focus on the Red Sea coast. Proceedings ISMAR-7.
- Van Ginkel, M., T.N. Olsthoorn and B. des Tombe., 2012. Using density difference to store fresh water in saline aquifers. Proc. 22nd SWIM, Armacao dos Buzios (Brazil), June 17-22 2012, 162-165.
- Van Loon, A. 2012. Haalbaarheid van een strategische ruwwatervoorraad in het Markermeer: een casestudy voor het zichtjaar 2100. KWR-Rapport KWR.2011.091, 47p.
- Van Rooyen, N. 2006. Behavior of emerging substances during soil passage after dune infiltration. Kiwa-report KWR 06.015, in dutch, 125p.
- Van Vliet, M.T.H. en J.J.G. Zwolsman (2008) Impact of Summer Droughts on the Water Quality of the Meuse River. Journal of Hydrology 353, 1– 17.
- Vogelaar, A.J. 1996. Winning, zuivering en diepinfiltratie van oeverfiltraat; een overzicht van 10 jaar ervaring te Remmerden en Leersum. Kiwa-rapport KOA 96.055, 40p.
- Ward, J.D., C.T. Simmons, P.J. Dillon and P. Pavelic 2009. Integrated assessment of lateral flow, density effects and dispersion in aquifer storage and recovery. Journal of Hydrology 370, 83–99
- Wakker, J.C., E. Castenmiller, R. Beckers & P.J. Stuyfzand 2003. Aquifer Storage & Recovery in Limburg: Eindrapport over de proef te Hertfen (WML) en kansen voor ASR elders. Kiwa-rapport KWR 2003.012.
- Wildschut, R.J. 1984. Infiltratieputten op het eiland Texel op keline praktijkschaal. In 'Ervaringen met diepinfiltratie', J.H. Peters (ed), Kiwa-Meded.79, 123-147.
- Wildschut, R.J. 1988. Experimenten met pandbodempassage voor voeding van persputten nabij Castricum. PWN-rapport 86/008668. 35 p + veel bijlagen.
- Williamson, M. A. and Rimstidt, J. D. 1994. "The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation." Geochim. Cosmochim. Acta 58(24): 5443-5454.
- Zheng, Chunmiao, 2006, MT3DMS v5.2 supplemental user's guide: Technical report to the U.S. Army Engineer Research and Development Center, Department of Geological Sciences, University of Alabama, 24 p.
- Zheng, Chunmiao, and Wang, P.P., 1999, MT3DMS—A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in ground-water systems: Documentation and user's guide: U.S. Army Corps of Engineers Contract Report SERDP-99-1.
- Zwolsman, J.J.G. en A.J. Van Bokhoven (2007) Impact of summer drought on water quality of the Rhine River – a preview of climate change? Water Science & Technology 56, p. 45-55
- Zuurbier, K.G., Paalman, M. and Stuyfzand, P.J., 2011. Making innovative water technologies feasible in practice: use of Aquifer Storage and Recovery (ASR) in irrigation water supply and water reuse, International Water Week 2011, Amsterdam.
- Zuurbier, K.G., Bakker, M., Zaadnoordijk, W.J. and Stuyfzand, P.J., in prep. Identification of potential sites for small-scale ASR in coastal areas using ASR performance estimation tools and spatial analysis. To be submitted to Hydrogeology Journal.
- Zwolsman, J.J.G., Van den Berg, G.A., Cirkel, D.G., 2011. Knelpuntenanalyse drinkwater en industriewater. KWR-rapport 2011-33.

I Presentatie 'Haalbaarheid ondergrondse berging in Hollands kustduinen, voor DPW' door P.J. Stuyfzand en Philip Nienhuis tijdens DPW Miniworkshop op 1 Oktober 2012 te Scheveningen Pompstation.

Water losses by bubble drift

Injection phase
aquifer 1: Fresh water injection
aquifer 2: brackish water

Aquifer storage phase
aquifer 1: Fresh water
aquifer 2: brackish water

Haalbaarheid ondergrondse berging in Hollands kustduinen, voor DPW

Pieter J. Stuyfzand, Philip Nienhuis, Andreas Antoniou & Koen Zuurbier

KWR
DPW Minirworkshop Bronnen / Kwaliteit 1 oktober 2012
Watercycle Research Institute

dunea
DUIN & WATER

waterONet

PWN. Puur water en natuur.

HET WATERLABORATORIUM

Belangrijkste doelen van DPW-2011 n.a.v. groeiende bergingsbehoefte i.v.m. klimaatverandering

- Bepaal dmw scenarioberekeningen met hydrologische en hydrogeochemische modellen wat de verwachte effecten van ondergrondse berging zijn op hydrol systeem, efficiëntie en kwaliteit terug te winnen water.
- Bepaal voorkeurslocaties in DPW-duinen voor ondergrondse opslag, en beste methode van opslag en terugwinning.
- Benoem de factoren die haalbaarheid bepalen van ondergrondse berging in DPW duingebieden.
- Geef de kennislacunes aan

KWR

De 5 pijlers van het onderzoek (2011)

1. Inventarisatie ASR en ATR pilots en productie-ATR
 - → lessons learned en technische oplossingen.
2. 2D hydrologische berekeningen met MFLAB aan grootschalige ASR en ATR systemen in Duinwaterwinplaats (6-22 Mm²/j)
 - → (a) risico's af- & opdrijven & zoutopkegeling;
 - → (b) effecten op grondwaterstand.
3. EL-berekening hydrogeochemische effecten middelgrote ATR-systemen in Duinwaterwinplaats Waternet
 - → Gedrag alle stoffen, uitloging, optimale afstand L (voor kwal en chem putverstopping)
4. SeaWat en PHAST berekening hydrochemische effecten enkelvoudige ASR/ASTR in Duinwaterwinplaats:
 - → effecten berging gedurende 3 verschillende perioden
 - → effecten zoete versus zoute aquifer (20-60 en 80-130 m-NAP)
 - → effecten van variaties diepte van injectie en terugwinning
5. Quick scan van 12 hydrogeologisch geschikte lokaties in de DPW duingebieden.

1-5 → Extrapolatie bevindingen / modelresultaten naar mogelijkheden voor DPW.

Welke systemen van ondergrondse berging kennen we?

- **ASR** = Aquifer Storage Recovery volgens normale definitie Pyne (2005)
- **ATR** = Aquifer Transfer Recovery = systeem van aparte infiltratie- en terugwinputten (single purpose wells), met synchrone infiltratie en terugwinning (voorbeeld: Waalsdorp en Watervlak).
- **ASTR** = Aquifer Storage Transfer Recovery = als ATR maar met terugwinning pas enige tijd na stoppen met infiltreren. → als ASR gevoelig voor bedrifting of waar een minimale transportafstand belangrijk is.

KWR

ASR helps to cope with peak demands, and storing volume, quality and energy (low T)

day factor

dag

5

Pijler 1: Ervaringen met pilots en productie-eenheden Watervlak en Waalsdorp

History

- 1930s: 1st exps. (clogging problems)
- 1970s: 2nd exps (dunes only, little clogging)
- 1990s: 3rd exps (outside dunes)
- 1990s: prod. plants in dunes (A-C)

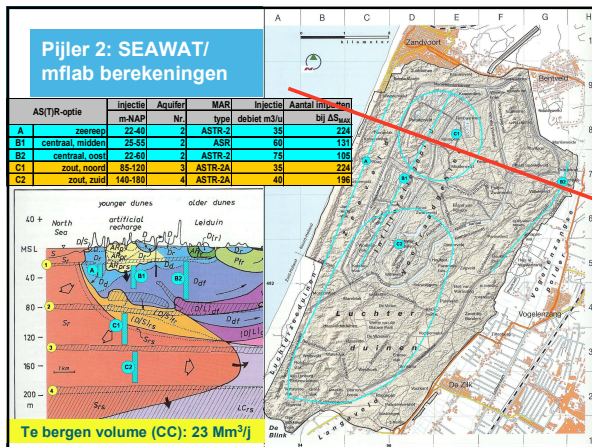
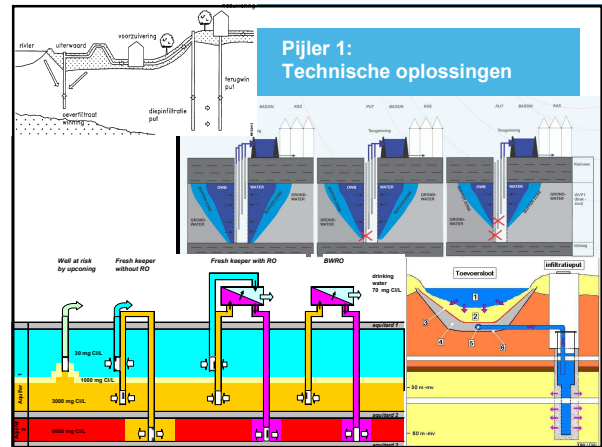
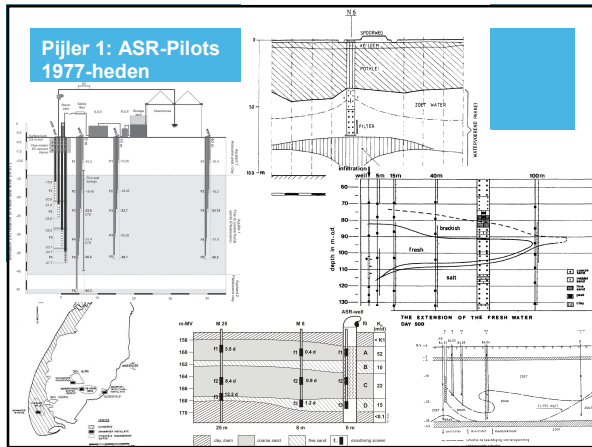
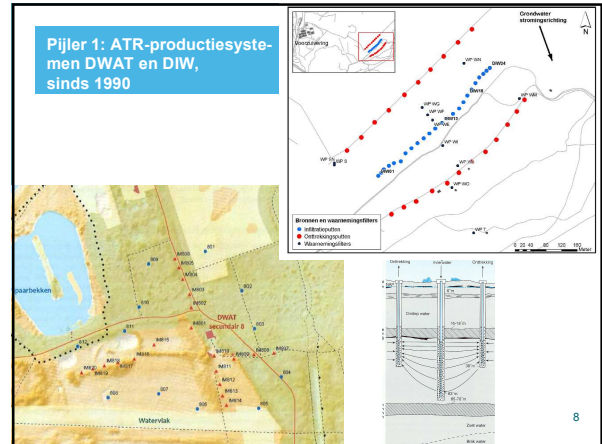
Legend

- 1-6 = ATR pilots in dunes
- 7-9 = dito in Rhine fluvial plain
- 10-13 = dito in Uplands
- A-C = production ATR system
- × a-f = ASR pilot (c-e) or prod.sys.
- @ i-iv = pilot in polder (i,ii 1934)

Pijler 1: Ervaringen met 20 pilots en 3 productie-eenheden in Nederland (ASR + ATR)

No. On map	site name	Water Supply Company	System Type	period of injection	source of water	number of inj. wells	injection depth m-MSL	injection rate m ³ /h	target aquifer m-MSL	geologic formation	number sampled wells	anal program water
1	Casticum AIP	PWN	ATR	1975-1977	Y ₁	1	81-89	0x1-30	41-100	En	2	MC
2	Leiduin WIP	Watermet	ATR	1976-1977	R _{2d}	1	22-38	30	14-74	ED	9	MC
3	Leiduin IP1-2	Watermet	ATR	1998-2002	R ₂	2	19-44	7.2	17-79	ED	1	MC
4	Scheveningen OIP	Dunea	ATR	1973-80	R ₂ , M ₂	1	25-45	37-66	20-53	E.U/S	2	MC
5	Scheveningen OIP	Dunea	ATR	1974-77	R ₂ , M ₂	1	23-42	30	11-47	E.U/S	3	MC
6	Scheveningen Pip/Top	Dunea	ATR	1984-88	M ₂	2	29-42	15-20	27-44	E.U/S	4	AI
7	Lamptrak	Oasen	ATR	1996-98	G ₂	1	73-92	35	68-93	K.H	13	MC TE
8	Nieuwegein	Oasen	ATR	1996-98	R ₂	1	184-152	40	80-130	K.H	10	MC, TE, P
9	St. Jans klooster	Vliet	ATR	1996-97	G ₂	1	48-85	28-53	22-110	En.H	9	MC, TE, P
10	Breehai	WML	ATR	1994-95	G ₂	1	15-29	26	6-28	KI	10	MC TE
11	Someren DIZON	BW	ATR	1996-98	Z ₂	1	267-284	30	248-287	KI	22	MC TE
12	Leeuward	Vliet	RBF-ATR	1993-1998	R ₂	1	20-54	34	25-65	H	10	AI
13	Ossendrecht	Evides	ATR	2005	G ₂	1	10-30	35	0-76	T, K.L.M	4	MC TE
a	Bergje Texel	PWN	ASR	1977-1988	A	3	22-27	18	12-63			MC
b	Haren	GWG	ASR	1979-1987		2	60-70	25	35-100			MC
c	Outdorp	Evides	ASR	1984-1987	H ₂	1	10-25	5-20	4-30			MC
d	Dam & Gaaf 1	Watermet	DC-ASR	1981-1988	R ₂	1	182-115	18-28	80-130	H		MC
e	Herten	WML	ASR	2000-2009	G ₂ , M ₂	1	189-169	45	189-169	KI	9	MC TE
f	Zoelen	Vliet	ASR	1992-date	G ₂	1	63-114	15	69-76, 98-110	K.I		MC
iv	Noordorp	ASR-MPPV	2011-date	Rain	1	16-38	10-15	14-41	E.U/S	20	MC TE	
A	Waterwijk	PWN	ATR	1990-date	R ₂ , Y ₂	20	60-85		62-90	E		MC
B	Waalddorp	Dunea	ATR	1990-date	M ₂	24	25-43	20	23-47	E.U/S	3	AI
C	Treurnoord	Watermet	DC-ATR	1994-2001	R ₂	4	33-40	24	29-60	E.U/S		MC

KWR 7



Pijler 2: Hydrologische modellering voor/door Watermet: → het woord aan Philip Nienhuis

Idee: pas verkregen inzichten toe in een 2D modellering dwars over 1 van de DPW-duingebieden (AWD)

- Grondwaterstroming loodrecht op kust → moet simpel zijn
- "mflab" (ontwikkeld door Theo Olsthoorn) was in analoge setting (dichtheidsstroming, putten) al toegepast bij Watermet

Viel zwaar tegen .Dit project vergde veel aanpassingen aan model:

- Grondwaterstroming, zeker beweging zoet/zout grensvlak, bleek lokaal helemaal niet loodrecht op kust → Gaf zeer unrealistische modelresultaten
- Huidige situatie niet stationair. Die dynamiek moest meegenomen.
- Simuleren van AS(T)R vergde veel verfijndere discretisatie

2

Pijler 2: Wat achtergronden en getallen

Behoefte aan berging max. 23 Mm³/j
 Oppervlakte infiltratiegebieden I-III in AWD ~ 5 km²
 → te bergen waterschijf ~ 4,5 m dik
 Stel porositeit = 0,3
 → verticale beweging Z/Z grensvlak ~10 à 15 m

Dit betreft dus aanzienlijke ingrepen

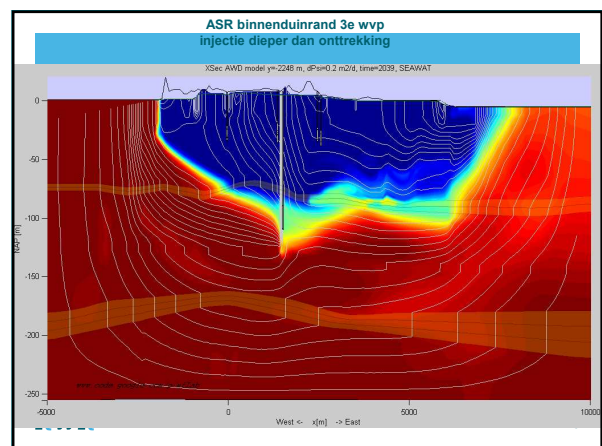
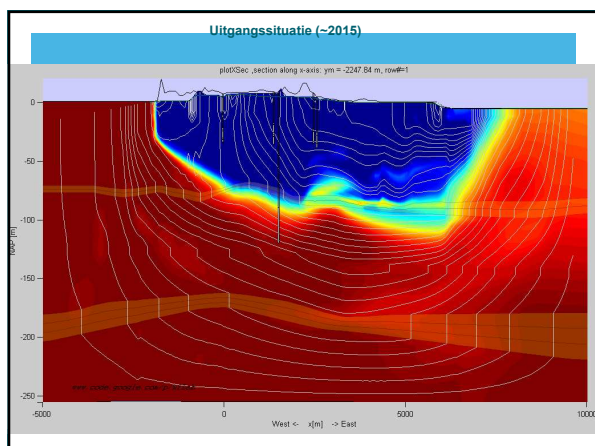
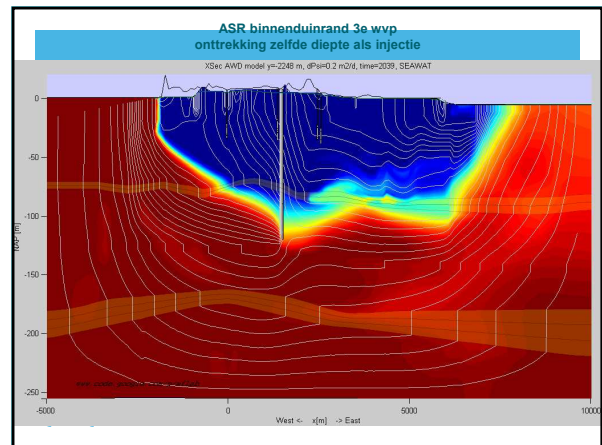
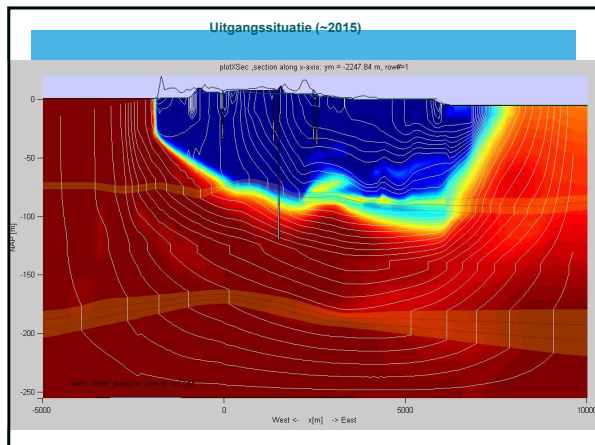
Moet met lange raai(-en) putten (~ 4 km)
 → da's dan weer makkelijk modelleren in 2D

KWR

13

Pijler 2: Opzet simulaties

- Brede secties (100 - 300 m) uit AMWADU-model "platgeslagen" tot een gemiddeld 2D-profiel
- "Stabiele" en realistische ligging Z/Z grensvlak gewenst
 → "Voormodellerig" beste optie (responstijd zoetwaterbel)
 - Voormodellerig gestart in 1500 AD met alleen neerslag
 - 1853 – 2010 hele bekende hydro. geschiedenis gemodelleerd (drooglegging H'neerpolder ~1850 dominante gebeurtenis)
 - 2010-2015 doorgerekend met gemidd. randvoorwaarden
- Vanaf 2015 simulatie van scenario's voor AS(T)R
 dec-mrt = injecteren || 1 maand stil || mei-juli = onttrekking



Pijler 2: Conclusies uit hydrologische modellering

1) Invloed Haarlemmermeer dominant

- Afdrijven zoetwaterbel door achtergrondstroming (ook in zoute pakketten)
- Grondwaterscheiding in diepe pakketten ligt richting kust

2) "Volumetrische compensatie" leidt bij injectie in WVP met Z/Z-grensvlak tot opzij en omhoog drukken brakwater

3) ASR in zoute aquifers lijkt niet haalbaar, tenzij met veel overinfiltratie en met bijzondere technieken

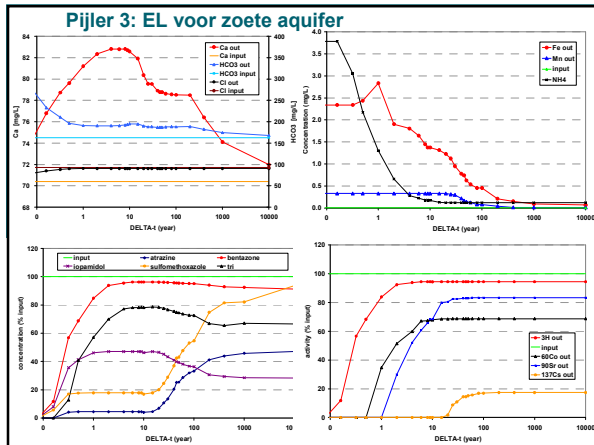
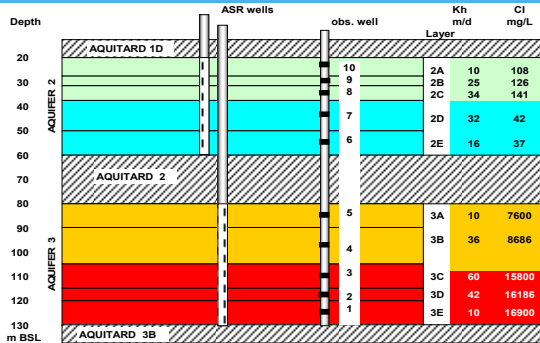
4) ATR en ASR in zoete pakketten beter mogelijk

5) Dichter bij kust beter dan bij binnenduinrand

KWR

19

Pijlers 3 + 4: De te modelleren WVPs (Infgebied Leiduin voor Pieter (ATR, EL) + Andreas (ASR, Phast+Seawat))



Pijler 3: Scenarios met EL. 24 ATR putparen, kwaliteit na 10 jaar bedrijfsvoering. NB: %G_{ZOET} = 3.2; %G_{ZOUT} = 0.3.

Scenario #	Q	L	b	Area A	Sum Q	Tmin	T50	Tmax	O2	NO3	Fe	Cl	Average removal
Fresh aquifer													
B1	15	240	120	0.72	3.16	501	1004	16416	0.00	0.00	2.98	88.3	78.5
B2	30	240	120	0.72	6.31	250	502	8208	0.00	0.00	1.92	89.7	85.5
B3	30	240	90	0.54	6.31	188	377	6156	0.00	0.00	1.84	89.7	84.1
B4	30	180	90	0.41	6.31	141	282	4617	0.00	0.00	1.80	90.5	81.0
B5	30	180	45	0.20	6.31	70	141	2309	0.00	0.00	1.66	90.5	82.6
B6	60	180	60	0.27	12.62	47	94	1539	0.00	0.00	1.39	90.5	47.5
B7	60	120	60	0.18	12.62	31	63	1026	0.00	0.00	1.30	90.5	41.5
B8	60	120	30	0.09	12.62	16	31	513	0.00	2.12	0.91	90.5	28.1
Saline aquifer													
C1	20	240	120	0.72	4.21	390	726	17589	0.00	0.00	3.31	1395	60.8
C2	40	240	120	0.72	8.42	195	363	8779	0.00	0.00	1.83	364	80.8
C3	40	240	90	0.54	8.42	146	272	6894	0.00	0.11	1.63	309	48.4
C4	40	180	90	0.41	8.42	110	204	4939	0.00	0.40	1.47	309	42.9
C5	40	180	45	0.20	8.42	55	102	2469	0.11	2.52	0.82	138	31.4
C6	75	180	60	0.27	15.78	39	73	1786	0.48	3.91	0.51	130	27.0
C7	75	120	60	0.18	15.78	26	48	1171	1.36	5.20	0.36	130	22.6
C8	75	120	30	0.09	15.78	13	24	585	3.44	6.89	0.34	130	17.3

Average removal: 9 compounds atrazin benta iopam sulfam tri 3H 60Co 90Sr 137Cs

KWR → In zoet WVP: B1-B6 OK, B5 best
→ In zout WVP: C1-C8 niet OK

22

Pijler 4: Scenario's voor modellering Andreas Antoniou (PHAST+SEAWAT voor ASR)

Option	Well screen	Q-injection	Q-recovery
B1	m BSL	60	60
C1	85-120	75	75

Scenario 1: normal year with seasonal storage

Month No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Seasonal	INJ	INJ	INJ	STO	REC	REC	REC	STO	STO	STO	STO	INJ

Scenario 2: normal year with peak shaving

Month No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Peak shaving	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	REC	REC	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ	INJ

Scenario 3: annual deviations in storage

Year No.	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Annual	A	A	A	A	A	A	A	A	A

A = normal year (scenario 1) B = normal year qua seasonal pattern, but abnormal in 2xnormal recovery rate
C = abnormal year without injection and without recovery

Pijler 4: PHAST-prognose ASR in zoete WVP.2, normaal jaar met 2 piekmomenten. WP 8 m van ASR-put

