

BTO 2018.063 | September 2018

BTO rapport

Bodempassage Nieuwe Stijl (BoNuS)

Verkenning van actievere mogelijkheden voor de inzet van bodempassage ter verlaging van de waterzuiveringsinspanning voor organische microverontreinigingen

BTO

Bodempassage Nieuwe Stijl (BoNuS)

BTO 2018.063 | September 2018

Opdrachtnummer

400554-188

Projectmanager

dr.ir. A. van Loon

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Klimaatbestendige
watersector

Kwaliteitsborger

Prof.dr. P.J. Stuyfzand

Auteurs

dr.ir. C. Bertelkamp, dr. N. Hartog, prof.dr. P.J.
Stuyfzand

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is
openbaar.

Jaar van publicatie
2018

Meer informatie

Dr.ir. Niels Hartog
T 06 - 53436286
E niels.hartog@kwrwater.nl

Keywords

bodempassage, organische
microverontreinigingen, reactiviteit,
redox, verblijftijd, selectieve inname

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



Watercycle
Research
Institute

BTO 2018.063 | Januari 2018 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

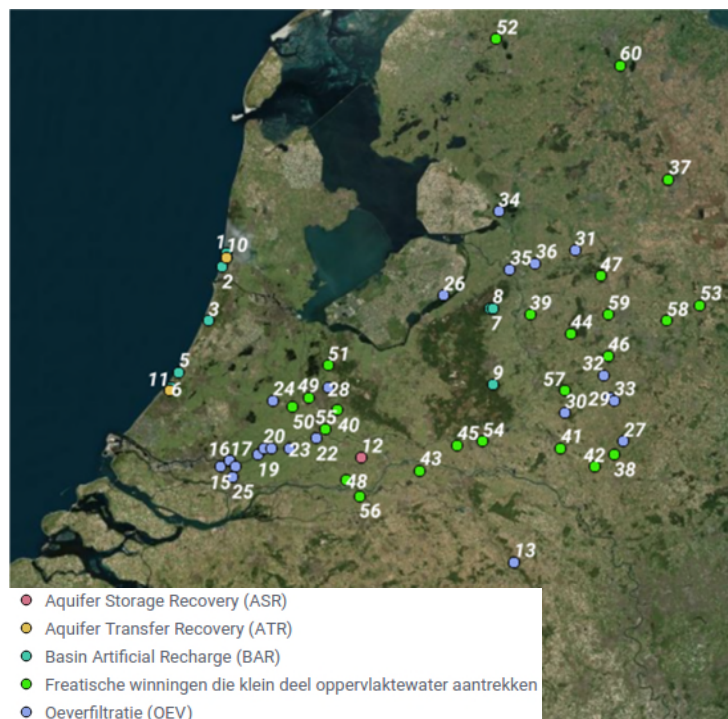
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Engineeringmaatregelen kunnen verwijdering organische microverontreinigingen bij bodempassage bevorderen

Auteurs dr.ir. C. Bertelkamp, dr. N. Hartog, prof.dr. P. Stuyfzand

Onderzocht is welke engineeringmaatregelen geïmplementeerd kunnen worden om de passieve verwijdering van organische microverontreinigingen in bodempassagesystemen actief te kunnen sturen. Eerst is een inventarisatie gemaakt van de huidige bodempassagesystemen in Nederland. Vervolgens is er met behulp van een literatuuronderzoek gekeken naar mogelijke engineeringmaatregelen voor deze bodempassagesystemen. Hierbij zijn de volgende maatregelen onderscheiden: (1) sequentiële Managed Aquifer Recharge (MAR)-systemen, (2) additie van reagentia (O_2 , O_3 , etc.) aan water bij tijdelijke opslag, (3) selectieve inname, (4) implementatie van een reactieve laag op bodempakket, (5) additie van reactieve vaste fasen (bijv. actief-kool) aan bodempakket, (6) meer sturing van de bodempassage en (7) aanpassingen in het infiltratiepand of op de oever. Op basis van interviews met vertegenwoordigers van drinkwaterbedrijven, het literatuuroverzicht en praktische overwegingen zijn twee cases voor toepassing van een engineeringmaatregel verder uitgewerkt: (1) verwijdering van de sliblaag op de oever in Heel en (2) selectieve inname in combinatie met diepinfiltratie in de Amsterdamse Waterleiding Duinen.



Locaties van operationele bodempassagesystemen in Nederland (voor legenda cijfers zie Figuur 2-1)

Belang: verwijdering organische micro-verontreinigingen bij bodempassage sturen

Bodempassagesystemen (zoals duinpassage) zijn in staat om diverse organische microverontreinigingen te verwijderen, ook al zijn ze daar in het verleden niet voor ontworpen. Bij het bedrijven van bodempassagesystemen wordt dan ook nog niet gestuurd op verwijdering van organische microverontreinigingen, dit wordt gezien als een bijkomend voordeel. Toch zijn er mogelijkheden om de verwijdering van deze organische microverontreinigingen in deze systemen te verbeteren met engineeringmaatregelen, wat de belasting van organische microverontreinigingen op de bovengrondse zuivering potentieel kan reduceren.

Aanpak: literatuuronderzoek en interviews bij drinkwaterbedrijven

Door middel van een literatuuronderzoek is geïnventariseerd welke geschikte engineeringmaatregelen voor bodempassage bestaan of momenteel in ontwikkeling zijn. Via interviews is een beeld gevormd van de toepasbaarheid van engineeringmaatregelen op de diverse locaties in Nederland. Op basis van het literatuuroverzicht, de interviews bij de drinkwaterbedrijven en een aantal praktische overwegingen zijn twee cases theoretisch verder uitgewerkt.

Resultaten: twee cases uitgewerkt

De volgende engineeringmaatregelen zijn bekeken: (1) sequentiële Managed Aquifer Recharge (MAR)-systemen, (2) additie van reagentia (O_2 , O_3 , etc.) aan water bij tijdelijke opslag, (3) selectieve inname, (4) implementatie van een reactieve laag op bodempakket, (5) additie van reactieve vaste fasen (zoals actief-kool) aan het bodempakket, (6) meer sturing van de bodempassage en (7) aanpassingen in het infiltratiepand of op de oever. Twee zijn gekozen voor een nadere uitwerking in casestudies: (1) verwijdering van de sliblaag op de oever in Heel (WML) en (2) selectieve inname in combinatie met diepinfiltratie in de Amsterdamse Waterleiding Duinen (AWD, Waternet).

In de eerste case lieten modelsimulaties met Easy-leacher.xls zien dat het *verwijderen* van de sliblaag resulteert in meer verwijdering van cafeïne, dimethoaat, DIPE, jopamidol, metformine, pyrazool en urotropine. De *aanwezigheid* van de sliblaag resulteerde juist in een betere verwijdering van atrazine en desfenyl-chloridazon.

Voor de tweede casus (Amsterdamse Waterleiding Duinen) bleek een selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag een aanzienlijke reductie in organische microverontreinigingen in de nazuivering op te leveren (12-87%, afhankelijk van de stof). Wanneer de selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag alleen wordt ingezet als calamiteitenbuffer (tijdelijk opslaan van kleiner volume, slechts 1 a 2 Mm³) is de vermindering van de belasting door organische microverontreinigingen verwaarloosbaar.

Implementatie: pilotonderzoek nodig op locatie

Het verwijderen van de sliblaag op de oever in Heel staat op de planning voor komend jaar. Om de modelsimulaties te kunnen verifiëren, zal een monitoringsprogramma tijdens deze activiteit noodzakelijk zijn.

Voor de Amsterdamse Waterleiding Duinen lijkt de potentiële winst in belasting met organische microverontreinigingen op de nazuivering ook aanzienlijk. Echter, hier dienen nog een aantal praktische aspecten verder onderzocht te worden, zoals (1) welke zuiveringstechniek het meest geschikt is als voorzuivering, (2) of de kosten voor het aanleggen van een extra transportleiding opwegen tegen de verminderde belasting op de nazuivering, (3) of het mogelijk is gebruik te maken van de huidige transportleiding en langzaam waterbuffers weg te "sparen en (4) wat de zuiveringscapaciteit van diepinfiltratie ten aanzien van organische microverontreinigingen is.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Bodempassage Nieuwe Stijl (BoNuS) - Verkenning van actievere mogelijkheden voor inzet van bodempassage ter verlaging waterzuiveringsinspanning* (BTO-2018.063).

Inhoud

Inhoud	1
1 Introductie	3
2 Bodempassagesystemen in Nederland	5
2.1 Inventarisatie locatie bodempassagesystemen Nederlandse drinkwaterbedrijven	5
3 Literatuuroverzicht engineering maatregelen voor bodempassagesystemen	10
3.1 Inleiding	10
3.2 Engineering maatregelen	11
4 Uitkomsten interviews	23
4.1 Introductie	23
4.2 Samenvatting interviews per bedrijf	23
4.3 Perspectieven voor het toepassen van engineering maatregelen in bodempassagesystemen	31
4.4 Keuze voor verdere uitwerking twee locaties	32
5 Effecten bodemslib-beheer in infiltratieplas te Heel (WML)	33
5.1 Probleemstelling	33
5.2 Aanpak	34
5.3 Systeembeschrijving	34
5.4 Enkele hydrologische en hydrogeochemische details	36
5.5 Bodemslibverwijdering uit DLV in 2007 en 2011	39
5.6 Waterkwaliteitseffecten van bodemslibverwijdering	41
5.7 Modellering van waterkwaliteitseffecten	47
5.8 Conclusies en aanbevelingen	50
6 Deeltjesverwijdering en selectieve inname Leiduin (Waternet)	51
6.1 Zuivering Waternet	51
6.2 Achtergrond en doel engineering maatregel	51
6.3 Voorzuivering van water voor diepinfiltratie	53
6.4 Onderzoeksvragen	54
6.5 Verkenning mogelijkheden selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag voor OMIVE reductie	55
7 Discussie	62
7.1 Algemeen	62
7.2 Redox condities	62
7.3 Verblijftijd/reactiviteit verhogen	63

7.4	Selectieve inname eventueel in combinatie met ondergrondse opslag	64
8	Conclusies en aanbevelingen	66
9	Referenties	68
	Bijlage I Toelichting EL-model	75
	Bijlage II Trends organische microverontreinigingen in De Rijn	79

1 Introductie

Veel Nederlandse drinkwaterbedrijven gebruiken enige vorm van bodempassage (bijv. oeverfiltratie of duinpassage) als onderdeel van de zuivering van oppervlaktewater tot drinkwater¹. De oudere bodempassagesystemen zijn ontwikkeld voor de verwijdering van vooral zwevende stoffen, smaakstoffen, pathogenen, bacteriën, protozoa, en natuurlijk organisch materiaal, en voor het afvlakken van een aantal macroparameters (zoals temperatuur en chloride).

Echter, diverse wetenschappelijke studies laten zien dat bodempassagesystemen ook in staat zijn een verscheidenheid aan organische microverontreinigingen (OMIVs) te verwijderen. De verwijdering van deze stoffen kan per systeem verschillen. Deze verschillen kunnen worden veroorzaakt door onder andere variaties in ingaande waterkwaliteit (type en kwantiteit opgeloste organische koolstof), heersende redox condities en verblijftijden (Stuyfzand (ed) 1984, Stuyfzand *et al.*, 2007; Rauch-Williams *et al.*, 2010; Wiese *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2012, 2013, 2016; Alidina *et al.*, 2014a, 2014b; Regnery *et al.*, 2016; de La Loma en Hartog, 2016).

Deze OMIV verwijdering wordt inmiddels gezien als belangrijk voordeel, maar hier wordt in de praktijk niet bewust op gestuurd. Uit de literatuur blijkt dat hier wel mogelijkheden voor zijn, bijvoorbeeld door het implementeren van *engineering maatregelen* zoals het implementeren van een reactieve laag en sequenties van redox condities toepassen (Regnery *et al.*, 2016; Schäffer *et al.*, 2015; Stuyfzand *et al.*, 2012; Valhondo *et al.*, 2014).

In voorliggend rapport wordt gekeken naar mogelijke engineering maatregelen om van origine passieve bodempassagesystemen actief te kunnen sturen op een betere verwijdering van OMIVs. Er zal gekeken worden naar maatregelen die ingrijpen op (1) redox condities, (2) verblijftijd en (3) een selectieve inname bij lage concentraties OMIVs. Deze drie parameters bepalen in belangrijke mate de concentratie in het effluent van het bodempassagesysteem en daarmee de benodigde restzuivering. Op de bijdrage van atmosferische depositie aan de input van OMIVs en de verdunnende werking van de bijmenging van gebiedseigen grondwater (zo daarvan sprake is) wordt niet ingegaan. Zie hiervoor Stuyfzand & Lüers (2000).

Allereerst is er een inventarisatie gemaakt van de verschillende typen bodempassagesystemen (en bijbehorende locaties) die momenteel operationeel zijn in Nederland (Hoofdstuk 2). In Hoofdstuk 3 geven wij een beknopt overzicht van diverse soorten beschikbare engineering maatregelen die beschreven worden in de wetenschappelijke literatuur. Daarnaast zijn enkele drinkwaterbedrijven geïnterviewd om in kaart te brengen in hoeverre zij in het verleden al hebben gekeken naar manieren om de OMIV verwijdering tijdens bodempassage te verbeteren en of er wellicht nog nieuwe ideeën zijn op dit gebied. In Hoofdstuk 4 geven wij een beknopte samenvatting van deze interviews. Op basis van de uitkomsten van de interviews en de literatuurstudie zijn twee casussen verder uitgewerkt. In Hoofdstuk 5 beschrijven wij de effecten van het bodemslib-beheer op de OMIV verwijdering tijdens bodempassage in Heel (WML). In Hoofdstuk 6 rapporteren wij de mogelijkheid van selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag voor de Amsterdamse Waterleiding Duinen (AWD, Waternet). Ten slotte beschrijven wij in Hoofdstuk 7 de conclusies en aanbevelingen van dit onderzoek.

¹ Bodempassage van natuurlijk geïnfiltreerd regenwater valt buiten de beschouwing

De auteurs willen graag alle geïnterviewden bedanken voor hun bijdrage aan dit rapport en in het bijzonder Frank Smits (Waternet), Pierre Kamps (Waternet) en Birgitta Putters (WML) voor hun ondersteuning bij het uitwerken van de twee casussen.

2 Bodempassagesystemen in Nederland

2.1 Inventarisatie locatie bodempassagesystemen Nederlandse drinkwaterbedrijven

Op basis van de interviews is een inventarisatie gemaakt van de verschillende bodempassagesystemen die momenteel in gebruik zijn bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven (Tabel 2-1, Figuur 2-1). Deze bodempassagesystemen zijn ingedeeld in vijf categorieën: (1) basin artificial recharge (BAR), (2) aquifer transfer recovery (ATR), (3) aquifer storage recovery (ASR), (4) river bank filtration (RBF) en (5) groundwater + infiltrated dispersed surface water (GiDS).

Basin Artificial Recharge (BAR) heeft in dit rapport betrekking op de duininfiltratiegebieden of infiltratiebekkens zoals in Heel of Epe/Schalterberg. Aquifer Transfer Recovery (ATR) OMIVeat de diepinfiltratie van water via een put. Dit water wordt vervolgens getransporteerd door de bodem en uit een andere put onttrokken. Aquifer Storage Recovery (ASR) is in principe gelijk aan ATR, met het verschil dat hier het water wordt geïnfiltreerd en onttrokken uit dezelfde put. Hier wordt het water dus tijdelijk opgeslagen in het bodempakket om het weer terug te winnen wanneer er behoefte aan is. River bank filtration (RBF) is oeverfiltratie waarbij het water uit een rivier/meer (= Lake Bank Filtration) door de oever wordt getransporteerd en vervolgens wordt onttrokken. De laatste categorie "groundwater + infiltrated dispersed surface water (GiDS)" beschrijft freatische grondwaterwinningen die een deel oppervlaktewater aantrekken.

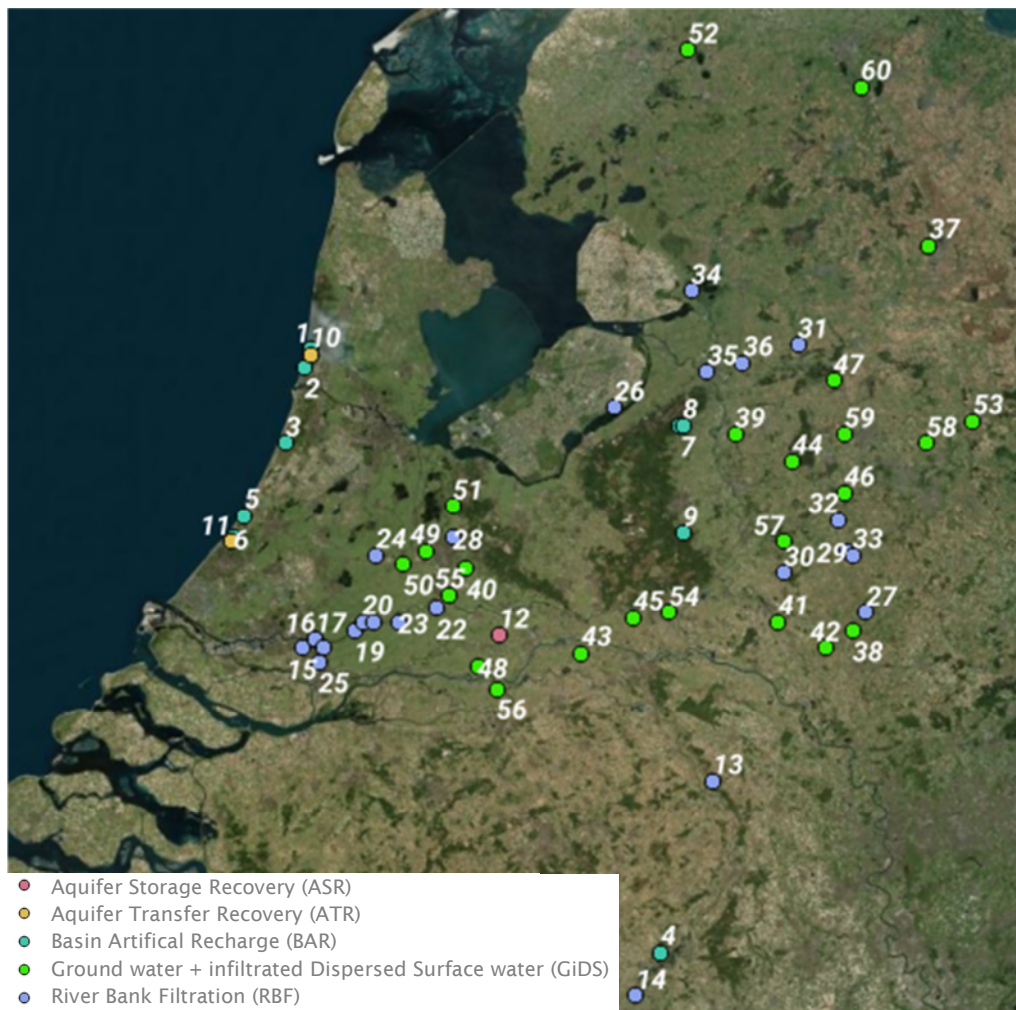
TABEL 2-1 BODEMPASSAGESYSTEMEN VAN NEDERLANDSE DRINKWATERBEDRIJVEN DIE MOMENTEEL OPERATIONEEL ZIJN

Regio	Coördinaten locatie (decimale graden)		Drinkwaterbedrijf	Voedende water soort	Start
	Breedtegraad	Lengtegraad			
Basin Artificial Recharge (BAR)					
Castricum	52.55	4.62	PWN	Voorgezuiverd water uit De Lek of het IJsselmeer	1957
Kieftenvlak (Wijk aan Zee)	52.51	4.60	PWN	Voorgezuiverd water uit De Lek of het IJsselmeer	1975
Amsterdamse Waterleiding Duinen (Zandvoort)	52.34	4.53	Waternet	De Lek	1957
Lange Vlieter (Heel)	51.19	5.90	WML	De Maas via Lateraal Kanaal en toestromend grondwater	1998
Berkheide (Katwijk)	52.18	4.38	Dunea	De Maas en De Lek	1940
Meijendel (Scheveningen)	52.13	4.34	Dunea	De Maas en De Lek	1955
Solleveld (Monster)	52.38	5.97	Dunea	De Maas en De Lek	1970
Epe	52.38	5.98	Vitens	Grift en Klaarbeek	1999
Schalteberg	52.14	5.98	Vitens	Apeldoorns Kanaal	?
Aquifer Transfer Recovery (ATR)					
Watervlak (Castricum)	52.54	4.62	PWN	Voorgezuiverd water uit De Lek of het IJsselmeer	1990
Meijendel (Waalsdorp)	52.12	4.33	Dunea	Voorgezuiverd water uit De Maas	1990
Aquifer Storage Recovery (ASR)					
Zoelen	51.91	5.31	Vitens	Voorgezuiverd grondwater	1992
River bank filtration (RBF)					
Reindersmeer (Bergen)	51.58	6.09	WML	Grondwater	2000
Roosteren (De Rug)	51.09	5.81	WML	De Maas en grondwater	2001
Ridderkerk (Kievietsweg)	51.88	4.59	Oasen	Nieuwe Maas	1961
Lekkerkerk (Schuwacht)	51.90	4.64	Oasen	De Lek	1963
Lekkerkerk (Tiendweg)	51.90	4.64	Oasen	De Lek	1969
Nieuw Lekkerland (Middelweg)	51.88	4.67	Oasen	De Lek	1964
Bergambacht (Dijklaan) ¹	51.92	4.78	Oasen	De Lek	1936
Bergambacht (C. Rodenhuis)	51.94	4.81	Oasen	De Lek	1968

Schoonhoven ¹	51.94	4.85	Oasen	De Lek	1901
Lexmond (De Laak)	51.97	5.08	Oasen	De Lek	1936
Langerak (De Steeg)	51.94	4.94	Oasen	De Lek	1994
Kamerik (Hooge Boom)	52.09	4.86	Oasen	Oude Rijn	1931
Hendrik Ido Ambacht (Crezeepolder)	51.85	4.65	Oasen	De Noord	1948
Bremerberg-Veluwemeer ²	52.42	5.73	Vitens	Veluwemeer	1962
Corle ²	51.96	6.65	Vitens	Boven Slinge	1926
Groenekan ²	52.13	5.14	Vitens	Kromme Rijn	
Haarlo ²	52.10	6.58	Vitens	Berkel	
't Klooster ²	52.05	6.35	Vitens	Veengoot	1967
Witharen ²	52.56	6.40	Vitens	Ommerkanaal	
Noordijkerveld ³	52.17	6.55	Vitens	Berkel	1982
Olden Eibergen ³	52.09	6.60	Vitens	Berkel	1934
St. Jansklooster ³	52.68	6.01	Vitens	Beulakerweide	1996/1997
Engelsche Werk (Zwolle) ⁴	52.50	6.07	Vitens	De IJssel	1930
Vechterweerd ⁴	52.52	6.20	Vitens	Vecht	?
Groundwater + infiltrated Dispersed Surface water (GiDS)					
Noordbargeres	52.78	6.88	WMD Drinkwater	Oranjekanaal	1937
Aalten t Loohuis ⁵	51.92	6.60	Vitens	Keizersbeek	1989
Boerhaar ⁵	52.36	6.17	Vitens	Overijssels Kanaal	1981
Bunnik ⁵	52.06	5.19	Vitens	Kromme Rijn	
De Pol ⁵	51.94	6.33	Vitens	Bielheimerbeek	1938
Dinxperlo ⁵	51.88	6.50	Vitens	Keizersbeek	1973
Druten ⁵	51.87	5.61	Vitens	Broeksche Leigraaf	1953
Espelose broek ⁵	52.30	6.38	Vitens	Overijssels Kanaal	1951/1985
Fikkersdries ⁵	51.95	5.80	Vitens	Rijn	
Goor ⁵	52.23	6.57	Vitens	Twentekanaal	
Hammerfliet ⁵	52.48	6.53	Vitens	Kanaal Almelo Haandrik	

Waardenburg Kolff ¹	51.84	5.23	Vitens	Rijn	1958
Leidsche Rijn ⁵	52.10	5.04	Vitens	?	?
Linschoten ⁵	52.07	4.96	Vitens	Hollandse IJssel	
Loosdrecht ⁵	52.20	5.14	Vitens	Loosdrechtse Plassen	
Ritskebosch ⁵	53.21	6.00	Vitens	Bergumermeer	
Rodenmors ⁵	52.39	7.04	Vitens	Omleidingskanaal Almelo-Nordhorn	1999
Sijmons ⁵	51.96	5.93	Vitens	Rijn	
Tull en 't Waal ⁵	52.00	5.13	Vitens	Lek	
Velddriel ⁵	51.79	5.30	Vitens	De Waal	1977
Vorden ⁵	52.12	6.35	Vitens	Baaksche Beek	1969
Weerselo ⁵	52.34	6.87	Vitens	Lemselerbeek	
Wierden ⁵	52.36	6.57	Vitens	Eksosche Aa	
De Punt (Weerdenbras, calamiteitenwinning)	53.13	6.63	Waterbedrijf Groningen	Drentsche Aa	1996

¹Locaties Bergambacht (Dijklaan) en Schoonhoven zijn vrij klein en bestaan uit 2 putten. Het onttrokken water van deze locaties wordt verzameld op locatie Rodenhuis (Bergambacht), ²Aandeel oppervlaktewater 10 – 20%, ³Aandeel oppervlaktewater 20 – 50%, ⁴Aandeel oppervlaktewater 50 – 70%, ⁵Aandeel oppervlaktewater 5 – 10%



FIGUUR 2-1 - OVERZICHT VAN LOCATIES VAN BODEMPASSAGESYSTEMEN ZOALS OPERATIONEEL IN 2017 (1 = CASTRICUM (PWN), 2 = KIEFTENVLAK (PWN), 3 = AMSTERDAMSE WATERLEIDINGDUINEN (WATERNET), 4 = LANGE VLIETER (WML), 5 = BERKHEIDE (DUNEA), 6 = MEIJENDEL, SCHEVENINGEN (DUNEA), 7 = SOLLEVELD (DUNEA), 8 = EPE (VITENS), 9 = SCHALTERBERG (VITENS), 10 = WATERVLAK (PWN), 11 = MEIJENDEL, WAALSDORP (DUNEA), 12 = ZOELN (VITENS), 13 = REINDERSMEER (WML), 14 = ROOSTEREN (WML), 15 = RIDDERKERK (OASEN), 16 = LEKKERKERK, SCHUWACHT (OASEN), 17 = LEKKERKERK, TIENDWEG (OASEN), 18 = NIEUW LEKKERLAND (OASEN), 19 = BERGAMBACHT, DIJKLAAN (OASEN), 20 = BERGAMBACHT, C. RODENHUIS (OASEN), 21 = SCHOONHOVEN (OASEN), 22 = LEXMOND (OASEN), 23 = LANGERAK (OASEN), 24 = KAMERIK (OASEN), 25 = HENDRIK IDO AMBACHT (OASEN), 26 = BREMERBERG-VELUWEMEER (VITENS), 27 = CORLE (VITENS), 28 = GROENEGAN (VITENS), 29 = HAARLO (VITENS), 30 = 'T KLOOSTER (VITENS), 31 = WITHAREN (VITENS), 32 = NOORDIJKERVELD (VITENS), 33 = OLDEN EIBERGEN (VITENS), 34 = ST. JANSKLOOSTER (VITENS), 35 = ENGELSCH WERK (VITENS), 36 = VECHTERWEERD (VITENS), 37 = NOORDBARGERES (WMD DRINKWATER), 38 = AALTEN 'T LOOHUIS (VITENS), 39 = BOERHAAR (VITENS), 40 = BUNNIK (VITENS), 41 = DE POL (VITENS), 42 = DINXPERLO (VITENS), 43 = DRUTEN (VITENS), 44 = ESPELOSE BROEK, 45 = FIKKERSDRIES (VITENS), 46 = GOOR (VITENS), 47 = HAMMERFLIER (VITENS), 48 = WAARDENBURG KOLFF (VITENS), 49 = LEIDSCH RYJN (VITENS), 50 = LINSCHOTEN (VITENS), 51 = LOOSDRECHT (VITENS), 52 = RITSKEBOSCH (VITENS), 53 = RODENMORS (VITENS), 54 = SIJMONS (VITENS), 55 = TULL EN 'T WAAL, 56 = VELDDRIEL (VITENS), 57 = VORDEN (VITENS), 58 = WEERSELO (VITENS), 59 = WIERDEN (VITENS), 60 = WEERDENBRAS, DE PUNT (WATERBEDRIJF GRONINGEN))

3 Literatuuroverzicht engineering maatregelen voor bodempassagesystemen

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk geeft een beknopt literatuuroverzicht van de huidige stand van zaken met betrekking tot mogelijke engineering maatregelen voor het verbeteren van de verwijdering van OMIVEs in bodempassagesystemen. Er zal worden gekeken naar engineering maatregelen die ingrijpen op (1) redox condities, (2) verblijftijden en (3) selectieve inname.

Het redox milieu in de bodem speelt een belangrijke rol bij de verwijdering van OMIVEs. Zo zijn sommige OMIVEs bijvoorbeeld beter biodegradeerbaar onder oxische condities dan nitraat reducerende condities (pentoxifylline, propranolol, atenolol, 17 β -Estradiol (E2), en Estriol (E3)). Terwijl andere OMIVEs juist beter biodegraderen onder meer gereduceerde condities (naproxen, sulfamethoxazole, amidotrizoic acid, carbendazim) (Schmidt et al. 2017; Stuyfzand *et al.*, 2007). Daarnaast moet ook de omzetting van transformatieproducten (metabolieten) bekeken worden. Diuron wordt bijvoorbeeld onder anoxische condities beter omgezet dan onder oxische condities. Echter, de gevormde transformatieproducten (metabolieten) worden weer veel beter omgezet onder oxische condities (Stasinakis et al., 2009). Het in serie schakelen van redox condities kan dus een zeer positief effect hebben op de verwijdering van OMIVEs.

Het spreekt voor zich dat een langere verblijftijd, mits de juiste redox condities heersen, zal resulteren in meer omzetting. De aanwezige microbiële populatie heeft immers meer tijd om een OMIVE om te zetten.

Ten slotte worden rivieren gekenmerkt door een seizoensdynamiek wat betreft de aanwezigheid van OMIVEs (met name regenrivieren). De verwachting is dat dit effect nog groter zal worden ten gevolge van klimaatverandering. Dit betekent in de winter hoge rivierafvoeren (met daarin relatief lage concentraties OMIVEs) en in de zomer lage afvoeren (met relatief hoge concentraties OMIVEs). Daarnaast kent het gebruik van bijvoorbeeld gewasbeschermingsmiddelen ook een seizoensdynamiek. Drinkwaterbedrijven zijn daarom gebaat bij een selectieve inname van rivierwater. Dit kan namelijk de OMIVE belasting op het bodempassagesysteem aanzienlijk reduceren.

De engineering maatregelen zijn ingedeeld in de volgende categorieën:

1. Sequentiële MAR systemen;
2. Additie van reagentia (O₂, O₃, etc.) aan water bij tijdelijke opslag;
3. Selectieve inname;
4. Implementatie van een reactieve laag op bodempakket
5. Additie van reactieve vaste fasen (bijv. actief-kool) aan bodempakket;
6. Meer sturing van de bodempassage;
7. Aanpassingen in het infiltratiepand/op de oever.

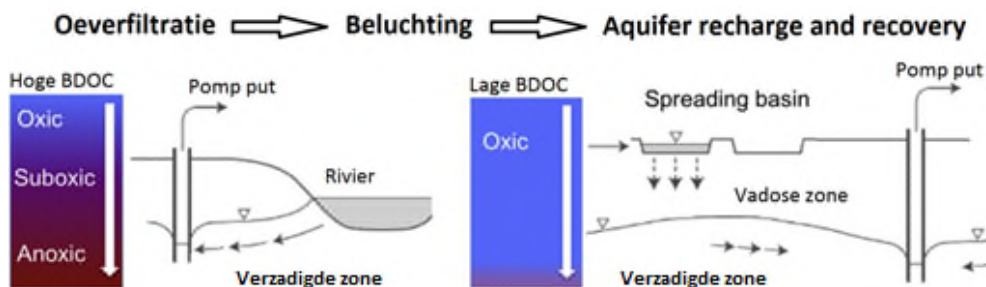
In de volgende paragraaf (3.2) worden voor elke categorie de meest recente ontwikkelingen beschreven.

3.2 Engineering maatregelen

3.2.1 Sequentiële (in serie-geschakelde) MAR systemen

Rivierbedfiltratie is een proces waarbij rivierwater een korte bodempassage ondergaat waarna het wordt verzameld in ondiepe drains onder de rivierbedding. Het verzamelde water kan vervolgens met een leiding naar een BAR systeem worden getransporteerd. Hutchinson *et al.* (2017) onderzochten het effect van rivierbedfiltratie op het probleem van verstopping in BAR systemen. Doordat het rivierbed al een significant deel van de zwevende stof verwijdert (in dit geval 70-99%, gemiddeld 97%), zal het BAR systeem minder snel verstopping en kan een hogere infiltratiesnelheid verkregen worden. Bijkomend voordeel is dat een deel van de OMIVes ook verwijderd wordt tijdens deze korte rivierbedfiltratie. Drie categorieën OMIVes werden onderscheiden: (1) gemiddelde verwijdering meer dan 80% (atenolol, iohexol, iopromide, cafeïne, gemfibrozil, ibuprofen), (2) gemiddelde verwijdering 20 – 80% (meprobamate, naproxen, tris-2-chlorethyl phosphate, atrazine, diuron, N,N-diethyl-m-toluamide) en (3) gemiddelde verwijdering <20% (dilantin, sucralose, carbamazepine, primidone, simazine, sulfamethoxazole). Aangezien 33% van de genoemde stoffen <20% verwijdering laten zien, kan geconcludeerd worden dat alleen het toepassen van rivierbedfiltratie geen adequate barrière is voor alle OMIVes. Dit resultaat impliceert dat een adequate barrière voor OMIVes altijd een combinatie van verschillende zuiveringsprocessen zal moeten zijn.

Regnery *et al.* (2016) hebben de verwijdering van OMIVes met behulp van het Sequential Managed Aquifer Recharge Technology (SMART) concept onderzocht op een oeverfiltratie (RBF) en artificial recharge and recovery (ARR, bijvoorbeeld BAR) site in Aurora, Colorado, USA. Het SMART concept bestaat uit korte oeverfiltratie (met nitraat reducerende condities) gevolgd door een beluchtingsstap en het opnieuw infiltreren van het water in de onverzadigde zone van het bodempakket (ARR, verblijftijd ≥ 2 weken). Het opgeloste organische koolstof wordt voornamelijk in de eerste stap verwijderd, de tweede stap wordt daardoor gekenmerkt door oxische en substraatarme (oligotrofe) condities. Deze oligotrofe, oxische condities resulteren in een verbeterde verwijdering van met name de matig biodegradeerbare OMIVes. Een nadeel kan zijn dat bij hoge concentraties ijzer in het water ($> 0,5$ mg/L) er verstopping op kan treden in de tweede infiltratiestap. Er zal dan een extra beluchtings en/of snelfiltratiestap geïmplementeerd moeten worden.



FIGUUR 3-1: HET SMART CONCEPT (UIT: REGNERY ET AL. (2016))

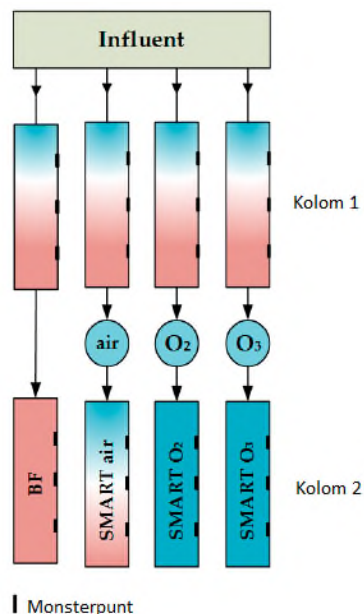
In een vervolgstudie onderzochten Hellauer *et al.* (2017) het SMART concept verder onder gecontroleerde condities in kolommen op laboratoriumschaal. Het RBF-ARR systeem werd gesimuleerd in twee in serie geschakelde kolommen ($L_{\text{totaal}} = 1$ m, $D_i = 0.14$ m, $HRT \approx 6$

dagen), zie Figuur 3-2. Het effect van diverse methodes van beluchten (lucht, O_2 en O_3) op de verwijdering van OMIVs werd onderzocht en vergeleken met de situatie waarin niet belucht werd (referentie situatie).

De eerste kolom werd gekenmerkt door anoxische condities (geen zuurstof aanwezig, significante nitraatverwijdering en de aanwezigheid van opgelost mangaan). Zonder tussentijdse beluchting (referentie) werd de tweede kolom ook gekenmerkt door anoxische condities. Indien er werd belucht, werd de tweede kolom gekenmerkt door suboxische condities ($DO < 1.0$ mg/L, maar geen verwijdering van andere elektronen acceptoren). In het geval er werd belucht met zuurstof (O_2) of ozon (O_3), werd de tweede kolom gekenmerkt door oxische condities.

Ook het tussentijds beluchten met lucht of O_2 verbetert de verwijdering van een aantal OMIVs (diclofenac, 4-Formylaminoantipyrine, metoprolol, gabapentin, venlafaxine, valsartan acid en benzotriazole), maar er was weinig verschil in verwijdering tussen deze twee beluchtingstechnieken (Hellauer *et al.*, 2017).

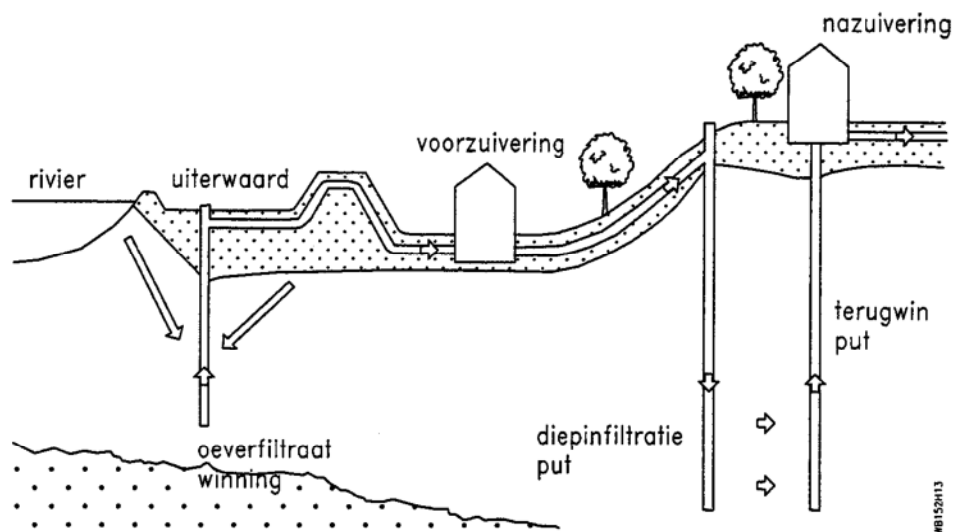
In tegenstelling tot het beluchten met lucht of O_2 , resulteerde het beluchten met O_3 in de verwijdering van normaal gesproken persistente stoffen zoals carbamazepine, candesartan en olmesartan. Echter, zijn er ook stoffen (zoals diatrizoic zuur) die zelfs niet omgezet worden met de combinatie O_3 -MAR. Een mogelijk nadeel van deze techniek dat genoemd wordt voor full-scale toepassing, is dat er meer O_3 gedoseerd zal moeten worden vanwege de reactie met nitriet en $Mn(2^+)$ uit het water dat een korte bodempassage heeft ondergaan. Daarnaast kan er ook bromaat gevormd worden uit bromide aanwezig in het oppervlaktewater. Er zijn echter studies die rapporteren dat bromaat biologisch omgezet kan worden onder anoxische (nitraat reducerende) condities (Wang *et al.*, 2018). Desalniettemin zal er locatiespecifiek onderzocht moeten worden in welke mate er bromaat gevormd wordt en in hoeverre dit weer omgezet wordt tijdens anoxische bodempassage.



FIGUUR 3-2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN KOLOMOPZET (UIT: HELLAUER ET AL. (2017))

Stuyzand *et al.* (2012) beschrijven diverse combinaties van MAR-systemen, zoals het OEDI-concept, pand-bodempassage en aquaduct-bodempassage.

Van 1983-1988 heeft Waterleidingbedrijf Midden-Nederland een proef laten lopen om het zogenaamde OEverfiltratieDiepinfiltratie "OEDI"-concept (Figuur 3-3) te testen. Het OEDI-concept bestaat uit oeverfiltratie gevolgd door een voorzuivering (droogfiltratie – koolfiltratie – natfiltratie) en diepinfiltratie. Het diepinfiltraat wordt teruggewonnen op afstand (ATR) en behandeld in de nazuivering. De voorzuivering is nodig om de tijdens bodempassage toegenomen concentraties van Fe, Mn, As en NH_4 te reduceren. De OMIVs doorlopen dus een oxische en anoxische zone (nitraat niet meer aanwezig, toename in Fe^{2+} en Mn^{2+}). De droogfiltratiestap dient deze componenten te verwijderen. Daarnaast is een actief koolfilter geïmplementeerd voor het verwijderen van meer a-polaire OMIVs (trichlooretheen, chloroform, tetrachloormethaan, 1,1,1 – trichloorethaan). Het natfilter diende ter verwijdering van deeltjes (om zo verstopping tijdens de diepinfiltratie tegen te gaan) en het toedienen van extra zuurstof (Vogelaar, 1996). Dit concept lijkt een beetje op het SMART concept dat hierboven is beschreven met het verschil dat er in het SMART concept geen gebruik wordt gemaakt van de voorzuivering en de tweede stap niet diepinfiltratie is maar een infiltratiepand of -vijver. De diepinfiltratiestap en de extra voorzuivering maken dit concept duurder in vergelijking met SMART, maar voorkomt wel eventuele problemen met ijzer/mangaan verstopping in de tweede infiltratiestap en de OMIV belasting in de diepinfiltratiestap is ook lager vanwege het koolfilter. Daarnaast zullen de redox condities in de diepinfiltratiestap meer gereduceerd zijn dan in de open infiltratievijver en zal tevens de verblijftijd groter zijn voor het OEDI-concept. Dit verbetert met name de verwijdering van OMIVs die onder anoxische/anaerobe condities beter worden omgezet (bijvoorbeeld carbamazepine, mecoprop, sulfamethoxazole) (Wiese *et al.*, 2011).



FIGUUR 3-3 SCHEMATISCHE WEERGAVE OEDI-CONCEPT (UIT: VOGELAAR (1996))

Bij pandbodempassage infiltreert het water vanuit een infiltratiepand of -geul door de bodem (verblijftijd minder dan één dag) en wordt vervolgens verzameld in ondiepe drains. Dit concept van pandbodempassage is ook onderzocht voor Waternet als mogelijke voorzuivering voor diepinfiltratie (van Duijvenbode en Olsthoorn, 2002; Stuyfzand en Steinmetz, 1990; Stuyfzand *et al.*, 2012). Echter in periodes dat de temperatuur hoger was dan 10°C , ontstonden grote problemen met verstopping van de drains (biomassa met ijzerhydroxiden) in de diepinfiltratie.

Deze verstoppingsproblemen resulteerden in het testen van een alternatief drain-verzamel systeem, namelijk dat van aquaduct bodempassage. Bij aquaduct bodempassage wordt gebruik gemaakt van een waterloop waarbij de stroomsnelheid hoger is en dus de verblijftijd korter. Zo wordt de kans op bezinking van zwevende stof kleiner en daarmee ook de kans op verstopping. Een ander belangrijk verschil met pandbodempassage is de aanwezigheid van een laag plasticfolie onder het drainsysteem om te voorkomen dat anaeroob water vanuit de diepte de drain voedt (Stuyfzand *et al.*, 2012).

Het in-serie schakelen van bodempassagesystemen (RBF-ARR, RBF-VZ-DIF) kan een betere verwijdering van specifieke OMIVs bewerkstelligen. Echter, dit geldt niet perse voor alle OMIVs. OMIVs die gebaat zijn bij een lange oxische zone of juist meer gereduceerde condities (ijzer/mangaan reducerend, sulfaat reducerend) zullen in het geval van de hierboven beschreven systemen mogelijk juist een slechtere verwijdering laten zien. Daarbij komt ook de mogelijke verstopping door de aanwezigheid van opgelost ijzer en mangaan in het grondwater. Dit wordt in het OEDI- concept verholpen door de implementatie van een voorzuivering, maar dit brengt weer extra kosten met zich mee.

Tevens is gebleken dat niet alle OMIVs worden verwijderd met alleen een combinatie van bodempassagesystemen (bijvoorbeeld diatrizoic zuur). Dit is echter ook niet het doel. Het doel is om zoveel mogelijk OMIVs te verwijderen met (een combinatie van) bodempassagesystemen, maar ook door selectieve inname van zo schoon mogelijk rivierwater. De bovengrondse zuiveringsprocessen kunnen op deze manier specifiek gericht worden op de verwijdering van persistente of probleemstoffen (voor een specifieke locatie). Hierdoor is de verwachting dat het systeem in zijn geheel efficiënter zal worden.

3.2.2 Additie van reagentia (O_2 , O_3 , etc.) aan water bij tijdelijke opslag

Reagentia kunnen worden toegevoegd aan het water om het water zo lang mogelijk (sub)oxisch te houden (toevoegen van O_2 en NO_3^-) of juist meer gereduceerde condities te creëren (toevoegen van acetaat, ethanol) (Stuyfzand *et al.*, 2005; Salminen *et al.*, 2014).

In 2005 is er onderzoek gedaan naar het infiltreren van drinkwater in een diep anoxische aquifer in Herten (ASR) (Stuyfzand *et al.* (2005)). Hierbij zijn zuurstof (O_2) of nitraat (NO_3^-) toegevoegd aan het geïnjecteerde water om het water langer (sub)oxisch te houden.

Na injectie in een ASR put vormt er zich in de directe omgeving van de put een oxische zone met daarom heen een anoxische "schil". Dit wordt de bufferzone genoemd. Als er te lang wordt onttrokken, is het mogelijk dat er anoxisch water onttrokken wordt. De recovery efficiëntie ($RE = \text{hoeveelheid geïnfilterd water die je terug kan winnen ten opzichte van de hoeveelheid geïnjecteerd water}$) die met dit systeem gehaald kan worden, varieert sterk (50 -90%).

Normaal gesproken zal er bij het onttrekken van het water tweewaardig ijzer aan de ijzerhydroxiden blijven plakken in de nabijheid van de put. Dit tweewaardige ijzer wordt door het opnieuw injecteren van oxisch water weer omgezet in ijzerhydroxiden. Op deze manier wordt er dus al ondergronds ontijzerd en deze zal steeds beter verlopen naarmate er meer injectie/opslag/onttrekking cycli zijn voltooid.

Er zijn geen studies bekend waarbij het effect van ondergronds ontijzeren op de verwijdering van OMIVs is onderzocht. In theorie zijn er mogelijk twee effecten te bedenken (1) ijzerhydroxiden zijn positief geladen, hieraan kunnen anionische OMIVs hechten en (2) ondergrondse ontijzering kan een effect hebben op de microbiële populatie in de bodem wat mogelijk weer de verwijdering van OMIVs kan beïnvloeden.

De hoeveelheid extra mangaan en/of ijzer in het onttrokken water hangt sterk af van de lokale situatie. Dit is niet wenselijk, maar zelfs als dit gebeurt, bestaat er nog steeds het voordeel van een kleinere benodigde bovengrondse zuivering.

Het toevoegen van extra O_2 of NO_3 aan het geïnjecteerde water biedt twee voordelen (1) het water verliest ondergronds langzaam deze oxidator (hoe meer oxidator je meegeeft hoe langer het water aerobisch blijft) en (2) het creëert meer reactieproducten (ijzerhydroxiden). Dit werkt vertragend op verdere oxidatie in de bodem, want deze ijzerhydroxiden vormen een soort coating om bijv. pyriet. Permanganaat is ook zo een oxidator, maar net als nitraat minder wenselijk om de bodem/water in te brengen. Echter kan een eenmalige dosering van permanganaat goed helpen om bij ASR mangaan mobilisatie te beperken (Antoniou, 2015). Een ander nadeel is ook het transport van deze chemicaliën.

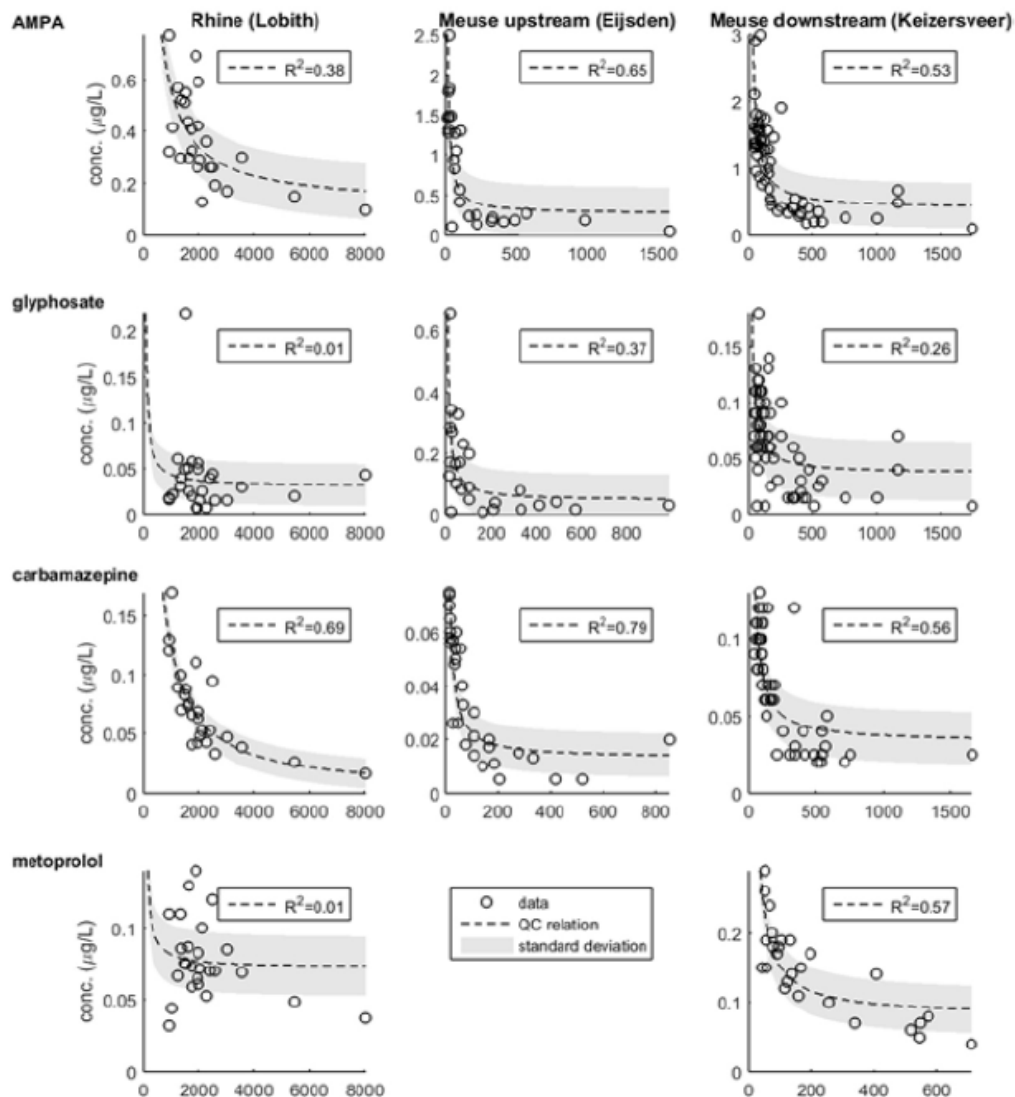
Een probleem in Herten was dat door het toevoegen van O_2 en NO_3 , de pH daalde. Deze pH daling resulteerde in het oplossen van extra mangaan. Het oplossen van mangaan wordt een probleem bij een $pH < 7$. Voor het succesvol toepassen van ASR was daarom het gebruik van een pH buffer (bijv. NaOH) of MnO_4 behandeling noodzakelijk. WML heeft dit concept toentertijd niet geïmplementeerd, omdat er nog voldoende water beschikbaar was. De noodzaak voor het toepassen van ASR was dus niet heel groot.

Latere experimentele gegevens tonen aan dat te Herten een goede kwaliteit water kan worden verkregen indien er geen NO_3 wordt toegevoegd (Antoniou, 2015). Door de afwezigheid van NO_3 zal er minder pyriet oxideren waardoor de pH hoger blijft. Indien de pH hoog genoeg blijft zal er minder mangaan oplossen.

3.2.3 Selectieve inname

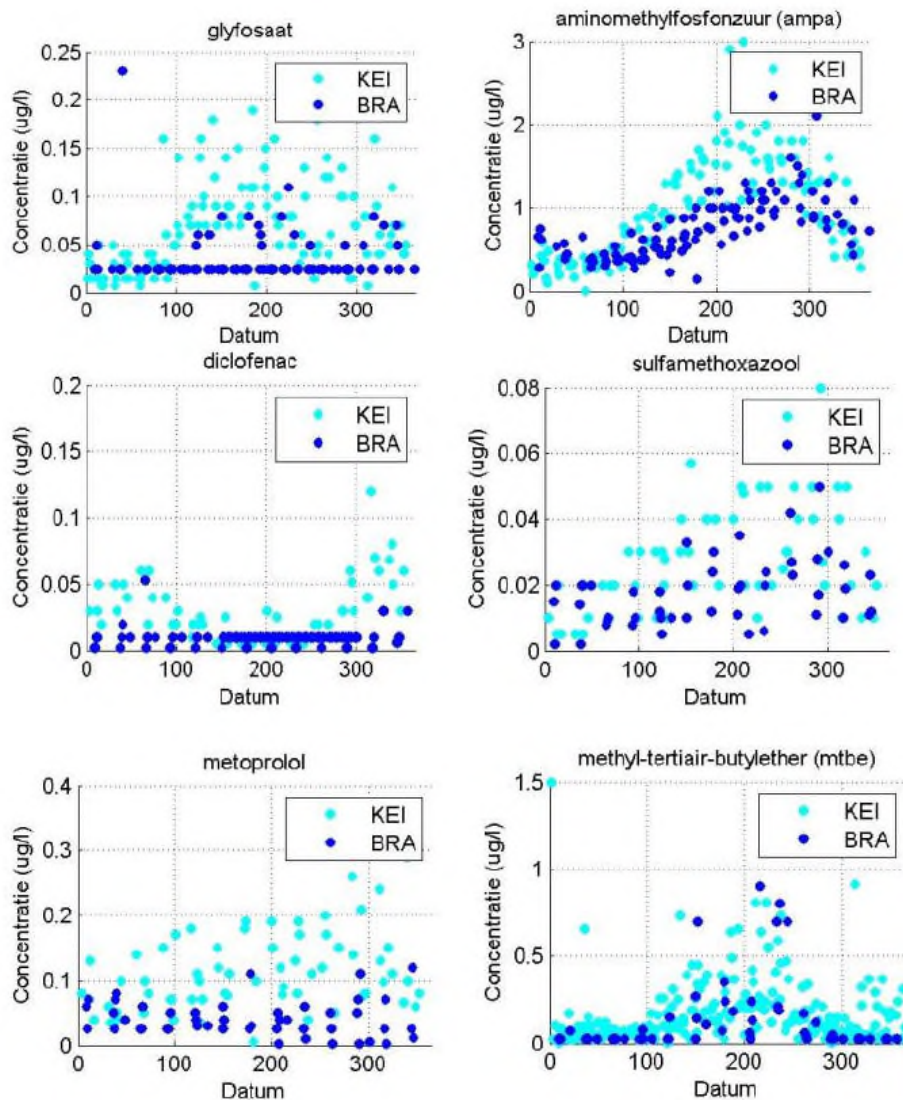
Diverse studies laten zien dat de concentraties aanwezig in de rivier voor een aantal stoffen seizoensafhankelijk zijn (Sjerps *et al.*, 2016; Sjerps *et al.*, 2017).

Figuur 3-4 laat dalende Q-C relaties zien voor AMPA, glyfosaat, carbamazepine en metoprolol (Sjerps *et al.*, 2017). Dit betekent dat de concentratie van deze OMIVE in de rivier afneemt naarmate de rivierafvoer toeneemt. Er dient opgemerkt te worden dat deze relatie niet voor alle stoffen even sterk is (bijvoorbeeld metoprolol).



FIGUUR 3-4: AFVOER(Q) – CONCENTRATIE (C) RELATIES VOOR DIVERSE ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN GEBASEERD OP MONITORINGDATA VAN DE RIJN EN DE MAAS (2010 – 2011) (UIT: SJERPS ET AL., 2017) (AFVOER (Q) OP DE X-AS IN M3/S)

Figuur 3-5 laat de variatie in concentratie (als functie van de tijd) van glyfosaat, AMPA, diclofenac, sulfamethoxazole, metoprolol en MTBE zien. Ook hier is voor de meeste stoffen de concentratie in de rivier in de zomer hoger dan in de winter (Sjerps *et al.*, 2016).



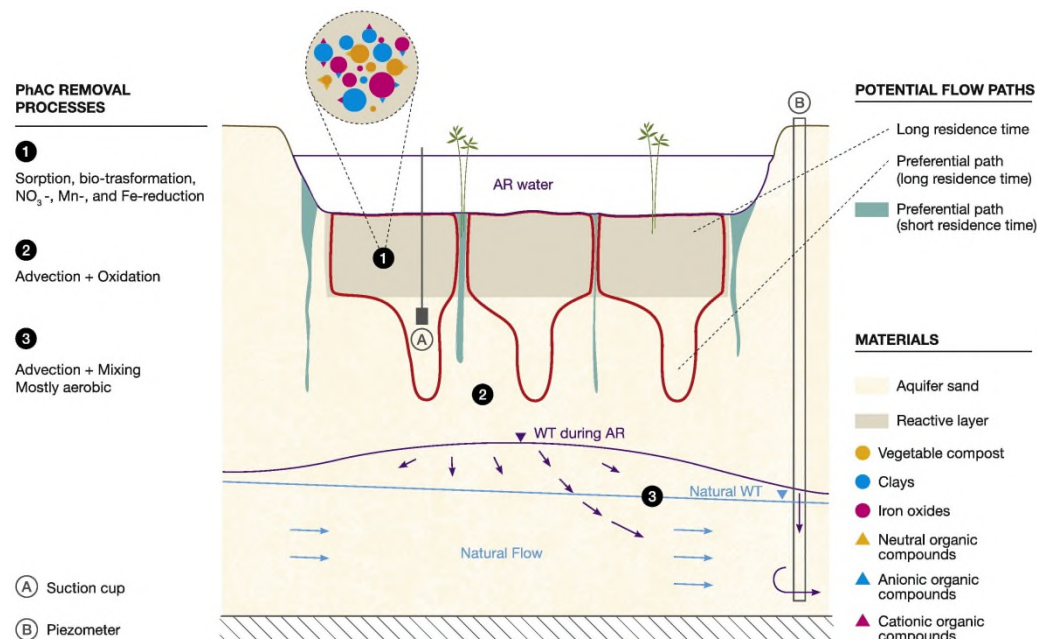
FIGUUR 3-5: CONCENTRATIEVERLOOP DIVERSE ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN BIJ KEIZERSVEER (KEI) EN BRAKEL (BRA) TIJDENS PERIODE 2010-2012 UITGEZET PER DAGNUMMER (UIT: SJERPS ET AL., 2016)

Met selectieve inname kan handig ingespeeld worden op de seizoensdynamiek van OMIVE concentraties in de rivier. Dit betekent het innemen van water met een lage concentratie OMIVES in de winter (door hoge afvoeren waardoor de concentraties OMIVES verdund worden of door seizoensgebonden gebruik) om dit tijdelijk op te slaan in een dieper pakket in de bodem. Dit water kan dan gebruikt worden in de zomer wanneer de concentraties OMIVES hoger zijn in de rivier of ten tijde van een innamestop. Uiteraard zijn er OMIVES die niet worden gekenmerkt door een seizoensdynamiek of waar deze minder sterk naar voren komt. Selectieve inname kan in dat geval gebruikt worden voor bijvoorbeeld enkele “probleemstoffen” die wel gekenmerkt worden door een seizoensdynamiek. Dan is er voor specifiek deze stoffen wel een reductie te behalen in de bovengrondse zuiveringsinspanning.

3.2.4 Implementatie reactieve laag bodem infiltratiepanden

Om de verwijdering van OMIVES in bijvoorbeeld infiltratiepanden/-vijvers te verbeteren kan een reactieve laag worden aangebracht op de bodem. Deze reactieve laag kan bestaan uit

materialen zoals: compost, ijzeroxide stof of klei (Valhondo *et al.*, 2014; Valhondo *et al.*, 2015; Schäffer *et al.*, 2015). Zie Figuur 3-7.



FIGUUR 3-7: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN REACTIEVE LAAG IN EEN INFILTRATIEBASIN (VALHONDO *ET AL.*, 2015)

Valhondo *et al.* (2014) onderzochten het effect van een reactieve laag (dikte = 65 cm) bestaande uit aquifer zand (49,5 volume %), compost uit tuin en bos (49,5 volume %), klei (≤ 1 volume %), en ijzeroxide stof ($\leq 0,1$ volume %) op de verwijdering van 9 OMIVEs in een infiltratievijver (full-scale). De reactieve laag bedekte de gehele bodem van de infiltratievijver. Het organisch materiaal uit de reactieve laag zou moeten resulteren in extra sorptie plekken voor neutrale OMIVEs en een grotere verscheidenheid aan redox condities, terwijl de klei (negatief geladen) en ijzeroxide stof (positief geladen) kationische en anionische stoffen zouden moeten adsorberen. De reactieve laag verbeterde de omzetting van sulfamethoxazole, caffeine, benzoylecgonine, en trimethoprim, maar liet een slechtere verwijdering zien van stoffen die goed degraderen onder oxische condities (ibuprofen, paracetamol). Dit kan worden uitgelegd door de meer gereduceerde condities die ontstaan ten gevolge van de extra beschikbare organische stof uit de reactieve laag. Op de verwijdering van 1H-benzotriazole en tolyltriazole had de reactieve laag geen effect. Voor citalopram was het effect van de reactieve laag niet goed vast te stellen, omdat in beide situaties (met en zonder reactieve laag) de stof tot onder de detectielimiet werd verwijderd. Hoewel in deze studie werd gerapporteerd dat implementatie van de reactieve laag geen significant effect had op de infiltratiesnelheid, is dit wel een belangrijk aandachtspunt.

In een daaropvolgend onderzoek van Valhondo *et al.* (2015) werd het effect van deze reactieve laag op de verwijdering van vier andere stoffen (atenolol, gemfibrozil, cetirizine, en carbamazepine) onderzocht. De eerste drie werden beter verwijderd na het implementeren van de reactieve laag, voor carbamazepine was er echter geen verschil te zien. Het persistente gedrag van carbamazepine is bekend in wordt in zeer veel studies gerapporteerd (Benotti *et al.*, 2012; Scheytt *et al.*, 2006; Zearly and Summers, 2012).

Schäffer *et al.* (2015) onderzochten het effect van een compostlaag op de verwijdering van 28 OMIVs tijdens bodempassagesystemen gesimuleerd in lab-schaal kolommen met het oog op hergebruik van afvalwater. Het influent was secundair effluent van een WWTP. De compostlaag resulteerde voor sommige OMIVs in meer sorptie (irbesartan, losartan, en mecoprop) en voor andere stoffen was het mogelijk een combinatie van meer sorptie en/of biodegradatie (bezafibrate, diclofenac, gemfibrozil, ibuprofen, naproxen, sulfamethoxazole, valsartan, atenolol, metoprolol). Echter, voor een heel aantal stoffen werd er ook een verwaarloosbaar effect van de compostlaag vastgesteld (4-acetaminoantipyrine, 1H-benzotriazole, phenazone, primidone, tolyltriazole, acesulfame).

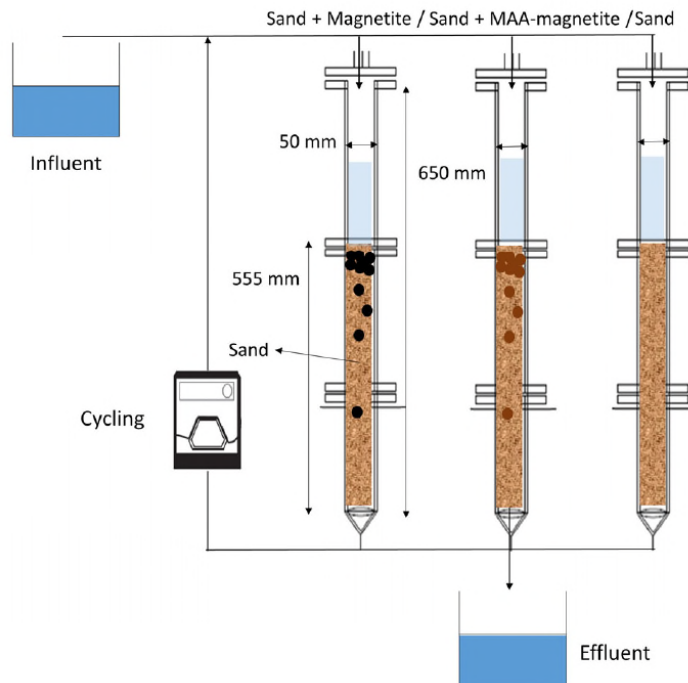
In een studie van Valhondo *et al.* uit 2018 werden biodegradatiesnelheden en retardatiefactoren bepaald voor de volgende set stoffen: carbamazepine, gemfibrozil, ibuprofen, paracetamol, sulfamethoxazole, tolyltriazole, iohexol, iomeprol, iopamidol, en iopromide. Biodegradatiesnelheden werden bepaald voor drie verschillende zones (de reactieve laag, de 2 meter dikke laag onder de reactieve laag en de rest van de bodempassage) en retardatiefactoren voor twee verschillende zones (de reactieve laag en de rest van de bodempassage). De retardatiefactoren en biodegradatiesnelheden waren voor de meeste stoffen het hoogst in de reactieve laag. Dit laat opnieuw zien dat een reactieve laag (of een combinatie van reactieve lagen) de verwijdering van OMIVs kan verbeteren. Wel is het belangrijk te onderzoeken of, en in welke mate, de reactieve laag een effect heeft op de infiltratiesnelheid. Er moet tenslotte ook voldoende water geproduceerd worden.

3.2.5 Additie van reactieve vaste fasen (actief-kool, klei, ijzeroxides, mangaanoxides, gecoate nanodeeltjes, pulp) aan bodempakket

Naast het implementeren van een reactieve laag op de bodem van bijvoorbeeld infiltratiepanden, kunnen er ook reactieve vaste fasen aan het bodempakket toegevoegd worden om de verwijdering van OMIVs te verbeteren. Op deze manier wordt het bodempakket reactiever gemaakt. Dit kan zowel aan de infiltratiekant als aan de onttrekkingskant. Deze reactiviteit kan eindig zijn zoals voor de sorptiecapaciteit van actief-kool, maar kan ook langdurig stand houden zoals de biologie op actief-kool.

Yoon *et al.* (2017) onderzochten het effect van gecoate (methacrylzuur) en niet-gecoate magnetiet nanodeeltjes aanwezig in bodem materiaal op de verwijdering van carbamazepine en diatrizoate. In deze studie werd een bodempassage (MAR) gesimuleerd door 3 lab-schaal kolommen: (1) één gevuld met geautoclaveerd schoon zand, (2) één gevuld met geautoclaveerd zand en daaraan toegevoegd niet-gecoate magnetiet nanodeeltjes en (3) één gevuld met geautoclaveerd zand en daaraan toegevoegd de gecoate magnetiet nanodeeltjes (Figuur 3-8). Twee liter gedestilleerd water met daarin gedoseerd 200 µg carbamazepine en diatrizoate (uiteindelijke concentratie 100 µg/L) werd gerecirculeerd in de kolommen voor 18 dagen. De verwijdering van carbamazepine was in kolom (1) gelijk aan 20%, in kolom (2) gelijk aan 54% en in kolom (3) gelijk aan 68%. Voor diatrizoate werd een verwijdering geobserveerd van 24%, 47% en 59% in respectievelijk kolom (1), (2) en (3). Het toevoegen van magnetiet nanodeeltjes aan de bodem lijkt dus een positief effect te kunnen hebben op de verwijdering van carbamazepine en diatrizoate. De methacrylzuur coating zorgt voor nog eens een extra verwijdering. Hoewel het doseren van (gecoate) magnetiet nanodeeltjes een verbeterde verwijdering van carbamazepine en diatrizoate laat zien, is het effect van de watermatrix (organische koolstof) en bepaalde bodemmateriaal (klei, organisch materiaal, etc.) in het geheel niet onderzocht en dus onduidelijk. Het is daarom heel lastig in te schatten of het toevoegen van magnetiet nanodeeltjes in de bodem in een veldsituatie hetzelfde effect zal geven. Aanvullend onderzoek is hier noodzakelijk. Daarbij komt dat het maar de vraag is of het doseren van nanodeeltjes in de bodem wenselijk is; dit kan mogelijk nadelige effecten hebben op de heersende ecologie in deze bodemsystemen.

Een voorbeeld zijn nano-zilverdeeltjes, die kunnen immers als biocide werken (Pulit *et al.*, 2013). Voor de duingebieden die moeten voldoen aan de Natura2000 wet- en regelgeving is het doseren van nanodeeltjes geen optie, omdat er geen vreemde stoffen het milieu ingebracht mogen worden.



FIGUUR 3-8: SCHEMATISCHE WEERGAVE EXPERIMENTELE OPSTELLING (YOON ET AL., 2017)

Grebel *et al.* (2013) rapporteren dat **het toevoegen van actief-kool, houtskool, en/of gemalen stro de verwijdering (sorptie en/of biodegradatie)** van bepaalde OMIVEs kan verbeteren. Daarnaast wordt het inbrengen van **nulwaardig ijzer**, dat in de bodem oxideert naar Fe^{2+} , genoemd als mogelijkheid om OMIVEs te reduceren. Echter moet dit inbrengen gebeuren onder strikt zuurstofloze condities wat in de praktijk nog vaak een uitdaging blijkt. Verder kunnen **klei en metaaloxides** ook bijdragen aan de verwijdering van OMIVEs.

Ook rapporteert het onderzoek van Grebel *et al.* (2013) dat verschillende filtermedia kunnen resulteren in verschillende microbiële populaties (zowel in structuur als in soorten). Het inbrengen van bijvoorbeeld een actief-kool suspensie in de bodem kan daarom een andere microbiële populatie opleveren dan de inheemse populatie aanwezig in het zand. Dit kan resulteren in een meer diverse microbiële populatie waardoor de kans op degradatie van OMIVEs ook wordt vergroot.

Het inbrengen van een actief-kool suspensie in de bodem rondom een onttrekkingsput voor het verbeteren van de verwijdering van OMIVEs is onderzocht in het BTO-project “Ondergronds zuiveren” (Hartog *et al.*, 2018). Uit de batchexperimenten bleek dat de verwijdering van OMIVEs indien er GAC werd toegevoegd aan het sediment een totale verwijdering van $\geq 97\%$ voor alle OMIVEs opleverde. Ook de anaerobe laboratoriumschaal kolom (Corle sediment, Vitens) met PAC liet een verbeterde verwijdering zien van een aantal OMIVEs. Het injecteren van een actief-kool suspensie rondom een onttrekkingsput lijkt dus een positief effect te hebben op de verwijdering van OMIVEs. Verder onderzoek is nodig om te kijken hoe deze resultaten vertaalt kunnen worden naar een praktijksituatie. Is het

mogelijk de GAC suspensie toe te voegen aan het omringende sediment? Zal de GAC verzadigd raken met OMIVs (of speelt biodegradatie juist een belangrijke rol in de verwijdering?) en wat zullen de kosten zijn? Een voordeel van deze techniek is de mogelijkheid selectief putten aan te pakken, maar ook het implementeren van de suspensie als een scherm bij bijvoorbeeld oeverfiltratie is een mogelijkheid.

Het selectief aanpakken van onttrekkingsputten voor een verbeterde verwijdering van OMIVs is ook mogelijk met het verrijken van het sediment met bijvoorbeeld mangaanoxides en/of ijzerhydroxides (Hartog en Antoniou, 2013; Hartog, 2016). Geconcludeerd werd dat voor een aantal OMIVs (met name voor glyfosaat en AMPA) de verrijking van het sediment een verbeterde verwijdering opleverde. Echter, voor sulfamethoxazole had het aanrijken van het sediment een negatief effect op de verwijdering. Het lijkt mogelijk de reactiviteit van het sediment rondom een onttrekkingsput te verhogen en hiermee de verwijdering van OMIVs te verbeteren. De lange reistijden richting de put maken een langere contacttijd mogelijk (ten opzichte van de contacttijden die gehaald kunnen worden in bovengrondse processen). Dit resulteert over het algemeen in een verbeterde verwijdering.

3.2.6 Meer sturing van de bodempassage

Het verlengen van de reistijd in een bodempassagesysteem in een bepaalde laag, kan door middel van (1) het verplaatsen / nieuw boren van putten op grotere afstand van het infiltratiemiddel, (2) verlaging van het infiltratie- en windebiet, of (3) het putfilter verdiepen of (4) het plaatsen van een damwand. Hierbij kan er wel een conflict ontstaan met de gewenste kwantiteit.

Indien er inzicht is in de heersende redox condities en verblijftijden van een winning kan het verplaatsen van een put resulteren in de juiste combinatie van redox condities en reistijd voor de verwijdering van (specifieke) OMIVs. Dit geldt ook voor een nieuw te boren put. Het effect van deze maatregelen op de verwijdering van OMIVs is, voor zover de auteurs van dit rapport weten, nog niet eerder onderzocht. Wel is er inzicht in het effect van toenemende afstand op OMIV verwijdering, dankzij onderzoek aan meetraaien.

Daarnaast kan een verdieping van de bodempassage ervoor zorgen dat niet alleen de reistijden toenemen, maar dat er ook diepere anoxische lagen (meer) doorspoeld worden. Dit verdiepen is gedaan bij Dunea waar een aantal ondiepe drains vervangen is door een serie ondiepe pompputten; deze pompputten steken dieper in de bodem dan de drains (Stuyfzand en Lüers, 2000).

Horizontale in plaats van verticale terugwinning (bijvoorbeeld Dunea). In tegenstelling tot verticale winning kan met horizontale winning water onttrokken worden uit een dunnere laag. Voor de waterkwaliteit levert dit niet veel voordelen op, maar voor de capaciteit wel, want er kan meer water uit één laag onttrokken worden (horizontale put heeft een groter filteroppervlak t.o.v. verticale put). Met een horizontale winning kan ook water onttrokken worden vanonder de rivier (dit is niet mogelijk met verticale winputten). Hierdoor kan de put mogelijk ook als interceptieput worden ingezet in het geval van vervuiling van de rivier (door bijv. een tijdelijk hoge concentratie OMIV). Dit is afhankelijk van de configuratie rivierbodem en puttenveld. Wel kan het in de praktijk lastig zijn om te bepalen wanneer je moet onttrekken als je alleen tijdens verontreinigingspieken wilt afvangen, tenzij je met regelmaat een grote verontreiniging hebt (van der Schans, 2018). Of deze investering financieel uit kan is ook nog de vraag (van der Schans, 2018).

In Duitsland is in 2013 voor winlocatie Essen-Kettwig een afdichtingswand geplaatst om het wingebied (Staben en Nahrstedt, 2014). Volgens de auteurs werd hierdoor zowel de reistijd

als het volume opgeslagen water in de bodem vergroot. Een langere reistijd kan, onder de juiste redox condities, een positief effect hebben op de verwijdering van OMIVs.

3.2.7 Aanpassingen in het infiltratiepand/op de oever

Door een aantal aspecten in het infiltratiepand/de oever aan te passen, kan de verwijdering van OMIVs ook verbeteren. Hierbij kan gedacht worden aan: (1) het bewust inzetten van planten, (2) het verwijderen van de sliblaag om redox condities te beïnvloeden.

Diverse studies laten zien dat een aantal plantsoorten (bijv. riet) positief kunnen bijdragen aan de verwijdering van OMIVs (Schröder *et al.*, 2008; Matamoros *et al.*, 2012; Reinhold *et al.*, 2010; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Grebel *et al.*, 2013). Het planten van bepaalde soorten vegetatie kan dus de verwijdering van (specifieke) OMIVs verbeteren.

Infiltratiepanden en bekkens worden gekenmerkt door een sliblaag op de bodem (Stuyfzand, 1986). Deze sliblaag kan ook aanwezig zijn op de bodem en oevers van de rivier, maar wordt daar vaak van nature weer weggespoeld ten gevolge van een hoge rivierafvoer. Dit mechanisme ontbreekt echter in infiltratiepanden/bekken. Daarom neemt de infiltratiesnelheid door de bodem in deze panden/bekken langzaam af in de tijd. De sliblaag heeft een hoog gehalte aan organische koolstof wat resulteert in een hoge microbiologische activiteit en sorptiecapaciteit (Hiscock en Grischek, 2002). Hierdoor zal de concentratie zuurstof zeer snel afnemen en wordt er een gereduceerd milieu gecreëerd (nitraat, ijzer/mangaan reducerend of zelfs sulfaat reducerend afhankelijk van lokale condities). Door de sliblaag te verwijderen, zal de infiltratie snelheid toenemen en zal er een zuurstofrijker milieu ontstaan (zie ook Hoofdstuk 5). Dit heeft mogelijk weer effect op de verwijdering van OMIVs in die specifieke stroombaan.

4 Uitkomsten interviews

4.1 Introductie

Zes drinkwaterbedrijven zijn geïnterviewd voor dit project. Een overzicht van de geïnterviewde per drinkwaterbedrijf wordt weergegeven in Tabel 4-1. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste uitkomsten van elk interview kort toegelicht (paragraaf 4.2). Het viel op dat wat de ene persoon wel aanmerkt als bodempassagesysteem, volgens een ander persoon geen bodempassagesysteem is. De uitkomsten van de interviews worden daarom gekenmerkt door een mate van subjectiviteit (ten gevolge van de persoon die je interviewt alsook de gehanteerde definities binnen het drinkwaterbedrijf) en reflecteren de zienswijze van de drinkwaterbedrijven. In paragraaf 4.3 wordt een overzicht gegeven van mogelijke onderzoeksvragen die verder uitgewerkt zouden kunnen worden in het kader van dit project. Tenslotte beschrijft paragraaf 4.4 de argumenten waarop de keuze voor het verder uitwerken van de twee casus is gebaseerd.

TABEL 4-1 OVERZICHT VAN DE GEINTERVIEWDE PER DRINKWATERBEDRIJF

Drinkwaterbedrijf	Geïnterviewde	Datum
Oasen	Harrie Timmer	4-8-2017
WML	Birgitta Putters	7-9-2017
Waternet	Frank Smits	12-9-2017
PWN	Lucas Borst	12-9-2017
Dunea	Patrick Bacon	10-10-2017
Vitens	Martin de Jonge	16-10-2017
Evides	Rob Lafort ¹	
Brabant Water	Jeroen Castelijns ¹	
Drinkwatermaatschappij Drenthe	Nico van der Moot ¹	
Waterbedrijf Groningen	Theo Vlaar ¹	

¹Bij deze drinkwaterbedrijven is geen volledig interview afgenomen, maar zij hebben per e-mail gereageerd op het beeld dat KWR heeft op hun bodempassagesystemen

4.2 Samenvatting interviews per bedrijf

4.2.1 Oasen

Oeverfiltratie

Oasen heeft in het verleden geprobeerd om ondergronds te beluchten waardoor er een redoxsequentie van aeroob-anaeroob-aeroob zou ontstaan voor de verwijdering van OMIVs. Echter werd dit concept ook gekenmerkt door een aantal nadelen, zoals: (1) putverstopping door ijzer- en mangaanoxides, (2) extra waterverlies waardoor er extra putten geboord zouden moeten worden (hogere kosten), (3) het per saldo putrendement gelijk was aan 0 omdat het water bovengronds ook al met granulair actief kool (GAC) werd behandeld. Daarbij komt dat er altijd stoffen zijn die niet afgebroken worden tijdens oeverfiltratie. Geconcludeerd werd dat de marginale winst die behaald kon worden met de extra verwijdering onder aerobe condities niet opwoog tegen de extra kosten.

Een redoxsequentie systeem waarbij een korte oeverfiltratie (anoxisch, substraat rijk) wordt gevolgd door het onttrekken en opnieuw infiltreren in infiltratievijvers (oxisch, substraat arm) zoals beschreven door Regnery *et al.* (2016) is voor Oasen geen optie. Door de

verblijftijd van het bodempassagesysteem significant te reduceren kan de microbiologische veiligheid van het water niet meer gewaarborgd worden. Hierdoor zou Oasen gedwongen worden een extra desinfectiestap (UV of chloor) te implementeren. De extra verwijdering van OMIVs onder oxische en substraatarme condities wegen in dit geval niet op tegen het ontbreken van de bacteriologische barrière in de vorm van oeverfiltratie of het implementeren van een nieuwe desinfectieproces. Ook het opnieuw infiltreren in een infiltratievijver kan een probleem vormen, omdat de bodem hier voornamelijk uit klei en veen bestaat. Dan zal het water dus actief de grond in gepompt moeten worden wat bewerkelijk is. Bovendien is er dan geen sprake van een dikke onverzadigde zone.

Oasen legt uit dat oeverfiltratie sites in West-Nederland (poldergebied) worden gekenmerkt door een bijzondere situatie waarbij het rivierwater van nature al infiltreert in de bodem en richting de putten stroomt. Het tijdelijk stopzetten van de inname (zoals wordt voorzien bij een selectieve inname) is daarom in de ogen van Oasen geen optie, het water zou immers gewoon verder infiltreren.

Membraanfiltratie

De focus van Oasen met betrekking tot OMIV verwijdering ligt nu sterk op membranen. Membraanfiltratie wordt momenteel op één locatie al toegepast (50% deelstroom). Het blijkt wel dat de bodempassage voorafgaand aan membraanfiltratie soms enige aanpassing vereist. In Lekkerkerk werd er ondergronds belucht wat een positief effect had op de nitrificatie daar. Echter, deze ondergrondse beluchting kan zorgen voor snelle verstopping van membranen (ijzer/mangaanafzettingen) en zal daarom moeten worden stopgezet wanneer er een membraanfiltratie stap wordt geïmplementeerd. Oeverfiltratie blijft zeer effectief voor een groot aantal OMIVs. Oasen schat op basis van ervaring dat 99% van de OMIVs verwijderd worden tijdens bodempassage. De stoffen die persistent gedrag laten zien worden veelal bovengronds verwijderd met behulp van GAC.

Doordat de focus op membraanfiltratie ligt, kijkt Oasen ook niet naar de mogelijkheid van selectieve inname. Hierbij kan er in de winter wanneer de rivierafvoer hoog is en de OMP concentratie dus lager wellicht meer water ingenomen worden en kan dit water gebruikt worden in de zomer wanneer de OMP concentraties in de rivier hoger zijn ten gevolge van een lagere rivierafvoer en er mogelijk tijdelijk gestopt moeten worden met de inname van rivierwater. Het nadeel van membraanfiltratie is het concentraat, maar het idee is dat dit naar de rioolwaterzuivering (RWZI) wordt afgevoerd. Het concentraat is slechts een klein aandeel van de totale OMP vracht die de RWZI binnenkomt. Daarnaast heeft Oasen ook te maken met mogelijke verzilting (monding Lek) en ook hier bieden membranen uitkomst. De membranen zullen de conventionele zuivering (oeverfiltratie-beluchting-zandfilters-granulair actieve koolfiltratie-ontharding) vervangen waardoor de verwachting is dat de prijs ongeveer gelijk blijft. De membranen zullen onder anaerobe condities worden geopereerd (dit om bijv. biologische fouling te reduceren). Hierna dient het water wel belucht te worden. Een belangrijke ontwikkeling hierbij is de verbetering van de Rijnkwaliteit. Hierdoor rukt het (sub)oxische front op, zodat op termijn ook enkele RBF-winningen van Oasen mengwater krijgen (met chemische verstoppingsperikelen).

Een uitdaging is nog wel de frequentie van het putschakelen. Uit het oogpunt van verstopping is het wenselijk dit zo vaak mogelijk te doen. Echter door de put frequent te schakelen, wordt de vracht aan deeltjes die de membraanfiltratiestap in gaat groter met putverstopping tot gevolg. Er dient nog verder onderzocht te worden hoe er moet worden omgegaan met deze tegenstelling in praktische uitvoering.

4.2.2 Waterleiding Maatschappij Limburg (WML)

Op locatie Roosteren kunnen de putten zo gestuurd worden dat er in tijden van vervuiling minder Maaswater wordt onttrokken, maar meer grondwater. Op deze manier wordt er al gewerkt met een soort van selectieve inname. Of dit seizoensgebonden gebeurt, is onbekend. Nadeel hierbij is wel dat er minder water onttrokken kan worden dan normaal. Back-up is de suppletie van water door middel van andere pompstations. Daarnaast bevindt zich ook een diepe winning in Roosteren die ingezet kan worden. Echter, er zit een maximum aan de hoeveelheid water die onttrokken mag worden uit deze diepe winning. Deze maximale hoeveelheid wordt in de regel gebruikt, wat betekent dat er weinig rek in deze bron zit.

In Roosteren worden in 2020-2025 Maaswerken uitgevoerd, hierbij verdwijnt een deel van de oever. De rivier wordt verruimd waardoor een aantal putten komt te vervallen. Dit zal de hoeveelheid water die onttrokken kan worden verder beperken.

Op locatie Heel ziet WML veel groei van mosselen op de oever wat resulteert in een sliblaag. Er is besloten een fosfaatverwijderingsstap te implementeren om zo de groei van mosselen tegen te gaan. Het is de verwachting dat dit ook zal leiden tot minder slibvorming op de oever. **Het effect van het verwijderen van de mosselen/sliblaag op de verwijdering van OMPs is onbekend en dient onderzocht te worden.** Wellicht zullen er langer oxidische condities heersen wat kan resulteren in een verbeterde OMP verwijdering. Een lastig aspect voor locatie Heel is de grote variatie in de ondergrondse bodemlagen. Op locatie Heel kan al gebruikt worden gemaakt van selectieve inname door middel van het bekken. In het geval van een calamiteit in Heel (vervuiling oppervlakte water) kan de diepe winning (oud grondwater) aangesproken worden.

Sinds de pyrazool affaire wordt de rol van de bodem in de verwijdering van organische microverontreinigingen meer onderzocht. De insteek van WML wat betreft bodempassage is nu om te onderzoeken (1) welke OMPs worden verwijderd tijdens bodempassage en in welke mate en (2) welke zuiveringsstappen zijn er bovengronds dan nog nodig om te voorkomen dat deze stoffen het drinkwater belanden.

WML heeft al gekeken naar enkele *engineering* maatregelen zoals het manipuleren van de putdebieten om de waterkwaliteit te beïnvloeden (bijv. ergens een probleem met nitraat of pyrazool). Er was een tijd een probleem met bentazon in het grondwater. De radiaalput op Roosteren werd dan zo bedreven dat bentazon zich concentreerde in één streng en werkte op die manier als een interceptieput. In het geval van pyrazool had WML maar twee Maasputten aanstaan. Indien het Maaswater vervuild is, is het ongewenst dit water de oever in te trekken. Vrij recentelijk is er begonnen met het inzetten van schimmels om de waterkwaliteit te verbeteren. Dit zou op de oevers van de Lange Vlieter moeten plaatsvinden.

4.2.3 Waternet

Waternet heeft nog niet eerder onderzoek gedaan naar *engineering* maatregelen in de duinen voor het verbeteren van de verwijdering van OMPs. Dit speelde tot op heden geen rol, er wordt voornamelijk gefocused op het verder schoonmaken van de drains, het voldoende nat houden van het gebied in relatie tot de natuur, omgaan met innamestops, verder gaan met het onderzoek naar de diepinfiltratieputten, bufferen in de toevoersloot om op Nieuwegein rustiger te kunnen schakelen, onderhoud aan bijvoorbeeld de toevoersloot en een capaciteitsvergroting op met name Weesperkarspel, waarvoor onderzoek wordt gedaan naar brakke kwel uit de Horstermeer als nieuwe bron.

Het is moeilijk om *engineering* maatregelen toe te passen in de duinen, omdat er aan verschillende randvoorwaarden moet worden voldaan:

- de capaciteit van het systeem moet behouden blijven (door het in serie schakelen van de infiltratiepanden, zoals in Duitsland, wordt de capaciteit gehalveerd en dit is niet mogelijk);
- het water in de toevoersloot en in de infiltratiepanden moet omwille van de ecologie altijd voldoende zuurstof bevatten;
- de infiltratiecapaciteit in de geulen moet op peil blijven;
- liever zo min mogelijk vrachtwagens en andere machines in de duinen;
- er moet worden voldaan aan het Infiltratiebesluit Bodembescherming en andere voorschriften, waardoor niet zomaar milieuvreemde stoffen in de bodem van de AWD mogen worden ingebracht;
- alles wat we bedenken moet zo duurzaam mogelijk zijn;
- natuur speelt een belangrijke rol.

Aan de westkant van het duininfiltratiegebied bevindt zich een afzetting met schelpenhoudend zand. Deze laag is goed doorlatend en de verblijftijd in de ondergrond is daardoor eigenlijk iets te kort. **Door de infiltratiepanden op deze locatie een beetje te verstoppert met bijvoorbeeld actief kool, zou de verblijftijd van het water kunnen toenemen naar de gewenste periode.** Echter, in het geval er tijdelijk meer water nodig is, is dit altijd nog een mogelijkheid om snel extra water te infiltreren en te onttrekken. De waterregelaars zien het dus naar verwachting niet zitten om hierop in te grijpen, want ze willen graag sturen op de volumes die door de Amsterdamse Waterleiding Duinen gaan. Echter, als blijkt uit het verkennend onderzoek dat er gunstige resultaten te boeken zijn, dan zou Waternet een mogelijke proef in dit gebied in de toekomst willen overwegen.

Waternet houdt zeker rekening met toekomstige ontwikkelingen zoals klimaatverandering, maar ook met uitbreiding van de capaciteit voor Amsterdam. De verwachting is dat er een toename zal zijn in de vraag naar drinkwater. Hiervoor wordt gekeken naar de mogelijkheid van diepinfiltratie als reserve om innamestops beter te overbruggen en om plotselinge piekvragen vanuit de Oranjekom het hoofd te kunnen bieden.

Belangrijk hierbij is of het volume daadwerkelijk vergroot wordt of dat het geïnfilterde water weggedrukt wordt naar de zijkanalen. Het meest effectief is deze oplossing voor locaties waar geen zoetwaterbel aanwezig is. Geschikte locaties voor dit concept zullen nog verder onderzocht moeten worden.

Bij een innamestop kan Waternet tijdelijk voorgezuiverd water terug de toevoersloot in pompen en daarmee het infiltratiesysteem en het freatische pakket op peil houden. Bij een plotselinge toename in de watervraag vanuit de nazuivering kan Waternet uit de diepinfiltratie voorgezuiverd water oppompen om de winkanalen extra te voeden; dan moet het wel een poosje in de ondergrond hebben doorgebracht en bij voorkeur zo schoon mogelijk zijn.

Selectieve inname voor bijvoorbeeld een voorraad van drie maanden of meer is lastig, want diepinfiltratie van zoet water levert extra verlies op van zoet water richting de Noordzee en de Haarlemmermeer. Waternet legt uit dat door diepinfiltratie en terugwinnen op grote schaal, ook het zoet-zout front heen en weer gaat, waardoor door dispersie steeds meer brak water ontstaat en de voorraad zoet water in het diepe pakket kleiner wordt. **Het idee is nu om in een gunstige periode (met voldoende water van goede kwaliteit) een beperkte hoeveelheid voorgezuiverd water (bijvoorbeeld 5 miljoen m³) te injecteren in het diepe pakket. Deze diepinfiltratie zou mogelijkerwijs gecombineerd kunnen worden met een selectieve inname zoals beschreven in dit project.** Door extra Lekwater in te nemen ten tijde van lage concentraties OMIV's en dit op te slaan in het diepe pakket, is er een voorraad

voorgezuiverd water beschikbaar tijdens een innamestop of bij een tijdelijke piek in de watervraag vanuit de nazuivering wanneer de reguliere capaciteit niet meer voldoet. In geval van een selectieve inname is de belasting van OMIVs in het duinsysteem lager. Een ander voordeel is dat het huidige diepe grondwater vanuit het freatische pakket is geïnfiltreerd en daarbij veen- en kleilagen is gepasseerd. Het diepe grondwater bevat daarom fosfaat, wat voor algenbloei kan zorgen in de infiltratiepanden (alleen bij recirculatie) of in de winkanalen. Dit zorgt voor respectievelijk verstopping in de infiltratiepanden en verstopping in het snelle zandfilter in de nazuivering. Het voorgezuiverde water is bij diepinfiltratie niet in contact gekomen met de (ondiepe) veen- of kleilagen, bevat daarom minder fosfaat en zorgt dus voor vermindering van problemen met algenbloei en verstopping.

Op de locatie Nieuwegein heeft Waternet diepe winputten die alleen aangezet mogen worden als er een verontreiniging in het ruwe water van het Lekkanaal weggemengd moet worden en/of als alternatief voor het ruwe water uit het Lekkanaal. De hoeveelheid water die Waternet jaarlijks mag oppompen is beperkt. Het is namelijk een grote grondwaterwinning en wanneer deze putten opgestart worden, zal dit een direct effect hebben op de winningen van Vitens. Het gebruik van deze putten is daarom echt de laatste noodoplossing.

4.2.4 PWN

PWN heeft nog niet gekeken naar *engineering maatregelen* voor het duingebied om de verwijdering van OMIVs te verbeteren. Dit komt ook doordat het te infiltreren water in de voorzuivering behandeld wordt met UV/H₂O₂. Hiermee worden de meeste OMIVs (>80%) al verwijderd voordat het water in de duinen infiltreert. Er zijn een paar uitzonderingen (waaronder metformine) die mogelijk wel tijdens duinpassage verwijderd kunnen worden. Dit zal verder moeten worden uitgezocht. Daarnaast ontstaan er in het UV/H₂O₂ proces ook transformatieproducten gevormd die grotendeels met nageschakelde actief koolfiltratie worden verwijderd. Restanten kunnen wellicht ook verder worden afgebroken tijdens duinpassage.

PWN houdt rekening met een capaciteitsuitbreiding in de toekomst. Een mogelijkheid om deze capaciteitsuitbreiding op te vangen zou zijn het uitbreiden van het DWAT (diepinfiltratie Watervlak) systeem.

Aangezien PWN water inneemt uit het IJsselmeer (en opmenging hier in het geval van een calamiteit de impact beperkt vanwege het grote volume IJsselmeerwater), lijkt een selectieve inname minder interessant.

Hoelang PWN kan blijven produceren (in het geval van een calamiteit in het IJsselmeer), hangt af van wat je meerekent.

- ICAS en IKIEF kunnen 1 à 2 weken blijven produceren. Dan gaat wel de productie achteruit, doordat putten anders droogvallen.
- DWAT kan zo'n 2 à 3 maanden blijven produceren, voordat zout uit diepere pakketten wordt aangetrokken.
- De duinwaterwinningen kunnen jaren lang onttrekken, voordat gehele verzilting optreedt (Stuyfzand & Van der Schans 2018). Wel treedt verdroging op, waardoor de natuur onherstelbaar wordt beschadigd.

De buffercapaciteit van het DWAT systeem vergroten, kan, maar beperkt: er moet veel extra water worden geïnfiltreerd voordat het zout in de onderliggende laag wordt weggedrukt. Ter plaatse van de infiltratieputten kan het zout worden verdreven, maar ter plaatse van de onttrekkingsputten blijft het dan wel gevoelig voor upconing. Uit de berekeningen en tests

die PWN nu heeft, blijkt dat er ongeveer 2-3 maanden redelijk risicoloos onttrokken kan worden zonder infiltratie. Er wordt geschat dat verlenging van deze periode veel extra infiltratie gaat vragen. Nu overinfiltrereert PWN 5-10% op jaarbasis.

PWN gaat komend jaar verkennend kijken naar grotere buffers, niet alleen in het duin, maar ook in de polders.

4.2.5 Dunea

Dunea houdt rekening met klimaatverandering in de toekomst. **Zo worden er alternatieve bronnen onderzocht, een bron voor water dicht bij huis (nu onttrekken uit De Maas is ver weg).** Een mogelijke optie is RWZI effluent. Er bevinden zich 4 of 6 RWZI's in de buurt. Of dit water dan geïnfiltreerd gaat worden in de duinen is nog de vraag, maar dit water gaat in ieder geval niet door de voorzuivering in Bergambacht. In deze situatie is de filtratie door de duinen en het eventueel verbeteren daarvan dus zeker een optie voor de verwijdering van organische microverontreinigingen. Dit is ook een concept dat veel in Australië wordt toegepast, omdat het in dit geval gaat om indirect hergebruik in plaats van direct hergebruik (dat mogelijk problemen oplevert in het kader van de maatschappelijke acceptatie). Tevens is het gebruik van water uit het Valkenburgse meer een optie. Deze opties en nog twee andere worden momenteel onderzocht in het project "Derde bron". Op zijn vroegst zouden deze systemen pas in 2030 operationeel zijn; er dient dus ook naar oplossingen gezocht te worden die kunnen helpen in de tussenliggende tijd.

De verwachting is dat de schommelingen in afvoer van de rivier De Maas groter zullen worden in de toekomst. Het is dan in tijden van droogte niet mogelijk om water in te nemen. Ook in tijden van hoog water zal er soms een innamestop plaatsvinden, omdat bijvoorbeeld de troebelheid van het water te hoog is. Dit betekent dat de inname vaker uit bedrijf zal zijn. Er kan dan eventueel overgeschakeld worden op De Lek. Echter, in het geval er niet ingenomen kan worden uit beide rivieren, kan Dunea nog ongeveer 5-6 weken drinkwater produceren uit de buffer in de duinen. Eén van de ideeën is om de strategische zoetwatervoorraad uit te breiden door de Freshmaker in te zetten. Daarmee maak je de zoetwaterbel in de bodem groter. Een probleem met de freatische winningen is dat er ook zout water omhoog kan komen. Dunea heeft niet overal een kleilaag in tegenstelling tot bijvoorbeeld PWN. Bij diepinfiltratie heb je minder problemen met zout water omdat dit systeem zichzelf in stand houdt.

Daarnaast ziet Dunea (net als PWN en Waternet) een toename in de vraag naar drinkwater. Dit komt doordat het voorzieningsgebied in de Randstad ligt en mensen hiernaar toe trekken.

Het duingebied is beschermd en daarom moet er rekening gehouden worden met bepaalde beperkingen (in het kader van het toepassen van *engineering maatregelen* om de verwijdering van OMIVs te verbeteren). Er mogen geen vreemde stoffen en zo min mogelijk fosfaat het duingebied ingebracht worden. Het implementeren van bijvoorbeeld een reactieve laag zoals onderzocht door (Valhondo *et al.*, 2014; Valhondo *et al.*, 2015; Schäffer *et al.*, 2015) is daarom niet wenselijk. De infiltratieplassen zitten krap in hun ruimte, het uitbouwen naar een systeem waarin een korte oeverfiltratie wordt gevolgd door een oxische infiltratie is dus heel lastig.

Een optie voor verder onderzoek zou zijn een selectieve inname met het oog op OMIVs en het tijdelijk bergen van dit water in het diepe pakket van locatie Waalsdorp (4 Mm³, 600 m³/h). Het diepinfiltratiesysteem kan uitgebreid worden. Momenteel staat er nog in de vergunning dat Dunea evenveel moet infiltreren als onttrekken, maar in de nieuwe vergunning is deze balans niet meer nodig. Belangrijkste eis van de nieuwe vergunning is dat

onttrekken/infiltreren geen nadelig effect heeft op omliggende belangen. Het water dat uit de voorzuivering vanuit Bergambacht komt, wordt voordat het de diepinfiltratieputten in gaat, nog een keer voorgezuiverd (vlokvorming met ijzerchloride, vlokverwijdering door flotatie en dubbellaagsfiltratie over GAC/zand)). Een nadeel van diepinfiltratie is wel dat het veel duurder is dan duininfiltratie.

4.2.6 Vitens

Vitens heeft nog niet uitgebreid gekeken naar mogelijke *engineering maatregelen* voor bodempassagesystemen om de verwijdering van OMIVEs te verbeteren. Wel doet Vitens mee aan het project Ondergronds Zuiveren waarin er wordt gekeken naar het injecteren van PAC en mangaanoxides rondom een onttrekkingsput om zo de verwijdering van OMIVEs te verbeteren.

Daarnaast is het effect van ondergronds ontijzeren op de verwijdering van OMIVEs ook nog grotendeels onbekend. Olden IJbergen zou hiervoor een geschikte proeflocatie zijn omdat het toepassen van ondergrondse ontijzering hier tot de opties behoort voor de toekomst en er wordt hier een breed palet aan OMIVEs geanalyseerd. Er lopen nu al proeven met ondergrondse ontijzering in Velddriel (Frank Schoonenberg) en Woudenberg. Op de locaties 'T Klooster (Hengelo) en Corle wordt al ondergrondse ontijzering toegepast. In 2015 is bij Corle een proef uitgevoerd waarin een put, waar ondergrondse ontijzering plaatsvindt, geïnjecteerd werd met permanganaat om de achtergrondactiviteit (organische stof en mineralen) te verminderen. Hierdoor blijft er meer zuurstof over voor ijzeroxidatie. Van geen van de locaties waar ondergrondse ontijzering plaatsvindt, is de OMIVE verwijdering geanalyseerd voorafgaand aan ondergrondse ontijzering. Dit maakt het zeer lastig om het effect van ondergrondse ontijzering op de verwijdering van OMIVEs te bepalen. Echter is het misschien wel mogelijk de OMIVE verwijdering op een aantal locaties waar OO plaatsvindt (Noordijkerveld, Corle, Klooster) te vergelijken met locaties waar dit niet gebeurt (Eibergen en Haarlo).

Het lijkt mogelijk om door het slim inrichten van de oever (extra dikke sliblaag of juist verwijderen van de sliblaag, implementeren rietpanden etc.) de OMIVE verwijdering te verbeteren. Dit soort maatregelen wordt natuurlijk bij "ruimte voor de rivier projecten" ook al geïmplementeerd, echter misschien niet bewust voor OMIVE verwijdering.

Vitens is zich bewust van de seizoensdynamiek in OMIVE concentraties in de rivier. In de Vecht speelt dit een heel belangrijke rol, maar hier kun je de inname niet zomaar stoppen. Het is de verwachting dat de zuigkuil die ontstaat rond de onttrekkingsput niet heel snel opvult. Wanneer de winning wordt uitgezet, gaat de infiltratie met (vervuild) oppervlaktewater dus nog door. De exacte snelheid van opvullen is echter niet goed bekend. Echter, helemaal stoppen met de inname lijkt hier praktisch gezien zeer lastig. Op de locaties in de Achterhoek is het aandeel onttrokken oppervlaktewater zeer klein en heeft het selectief innemen daarom waarschijnlijk weinig effect. Voor de systemen Epe en Schalterberg heeft selectieve inname wel zin, maar hier zijn de concentraties OMIVEs in het oppervlakte water erg laag.

4.2.7 Waterleidingmaatschappij Drenthe (WMD)

WMD heeft één bodempassagesysteem², namelijk Noordbargeres. Deze winning onttrekt een deel van het water uit het Oranjekanaal. Dit beeld is bevestigd doordat 1,4-dioxaan in de pompputten is aangetroffen en deze stof in het verleden door de industrie in Emmen werd

² Hierbij dient opgemerkt te worden dat dit bodempassagesysteem niet ontworpen is om oppervlaktewater aan te trekken, maar dat het onbedoeld aantrekken van een klein deel oppervlaktewater bij toeval aan het licht kwam.

geloosd op het Bargermeerkanaal. Dit kanaal staat in verbinding met het Oranjekanaal en een andere verspreidingsroute voor 1,4-dioxaan lijkt uitgesloten.

Mogelijk zijn er ook nog andere locaties (wingebieden De Bulten en Breevenen) waar dit speelt, maar dit heeft WMD tot op heden nog niet volledig kunnen onderbouwen. De gezamenlijke onttrekking van deze wingebieden is naar vergunningscapaciteit gegaan en het is de verwachting dat er water vanuit het riviertje de Hunze zou kunnen infiltreren.

4.3 Perspectieven voor het toepassen van engineering maatregelen in bodempassagesystemen

Uit de interviews zijn enkele mogelijke onderzoek routes naar voren gekomen. Die worden hieronder opgesomd per bedrijf.

WML

- Het effect van het verwijderen van de mosselen/sliblaag op de oever in Heel op de verwijdering van OMPs is onbekend en dient onderzocht te worden;
- Effect van Maaswerken op het oeverfiltratiesysteem in Roosteren. Deze ingreep is aanleiding om te kijken hoe het systeem ingericht dient te worden om een toch zo goed mogelijke OMIVE verwijdering te bewerkstelligen.

Waternet

- In DPWE verband de aanpassingen in het duininfiltratiegebied bij PWN en Dunea evalueren (oppervlaktewater infiltratie nieuwe stijl (OINS);
- Fuzzy-filter-voorzuiivering-voor-diepinfiltratie onderzoek: Waternet denkt erover na om voorgezuiverd WRK water te behandelen met fuzzy-filters (zie 6.3.2) en dit vervolgens via de bestaande infiltratieputten te infiltreren in het diepe pakket. Dit voorgezuiverde water ligt dan klaar (afhankelijk van het wel of niet aanwezig zijn van achtergrondstroming) en kan gebruikt worden wanneer er een innamestop is en/of wanneer er meer water naar de Oranjekom moet;
- Door de infiltratiepanden aan de westkant van het duininfiltratiegebied een beetje te verstoppen met bijvoorbeeld actief kool, zou de verblijftijd van het water kunnen toenemen naar de gewenste periode. Er zal eerst nog onderzocht moeten worden in hoeverre dit idee haalbaar is (wettelijk, zuiveringsrendement, praktisch, kostentechnisch, etc.)

PWN

- PWN gaat komend jaar verkennend kijken naar grotere buffers, niet alleen in het duin, maar ook in de polders.

Dunea

- Dunea onderzoekt alternatieve bronnen voor het produceren van drinkwater. Momenteel wordt het ruwe water onttrokken uit De Maas, maar dit ligt op enige afstand van de duinen. Een bron dicht bij huis zou wenselijk zijn.
- Een optie zou zijn een selectieve inname met het oog op OMIVs en het tijdelijk bergen van dit water in het diepe pakket van locatie Waalsdorp (4 Mm^3 , $600 \text{ m}^3/\text{h}$).

Vitens

- Het effect van ondergronds ontijzeren op de verwijdering van OMIVs is nog grotendeels onbekend. Olden Eibergen zou hiervoor een geschikte proeflocatie zijn omdat het toepassen van ondergrondse ontijzering hier tot de opties behoort voor de toekomst en er wordt hier een breed palet aan OMIVs geanalyseerd.
- De mogelijkheid bestaat dat de OMIVE verwijdering door het slim inrichten van de oever (extra dikke sliblaag of juist verwijderen van de sliblaag, implementeren rietpanden etc.) verbetert.

WMD

- Het in kaart brengen van andere locaties (bijv. wingebieden De Bulten en Breevenen) waar onbedoeld een klein percentage oppervlaktewater wordt onttrokken.

4.4 Keuze voor verdere uitwerking twee locaties

De keuze voor de twee locaties die verder uitgewerkt zullen worden in het kader van dit project, is gebaseerd op de volgende overwegingen:

1. Interesse vanuit de drinkwaterbedrijven;
2. Belang voor drinkwaterbedrijven;
3. Beschikbaarheid van data over de locaties.

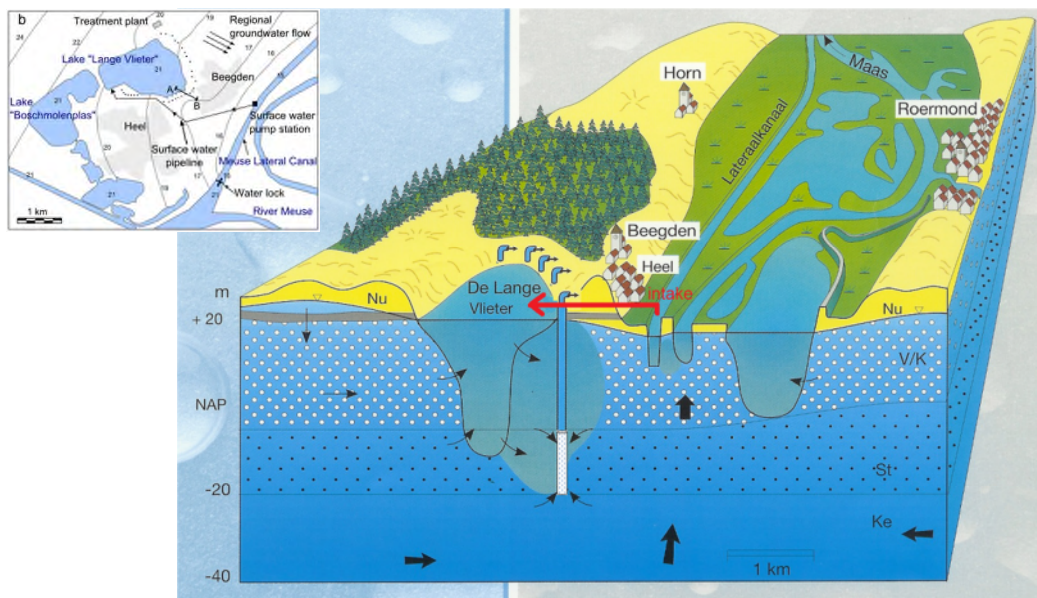
Er is besloten de casus in Heel (WML) en de casus van de Amsterdamse Waterleidingduinen (Waternet) verder uit te werken.

5 Effecten bodemslib-beheer in infiltratieplas te Heel (WML)

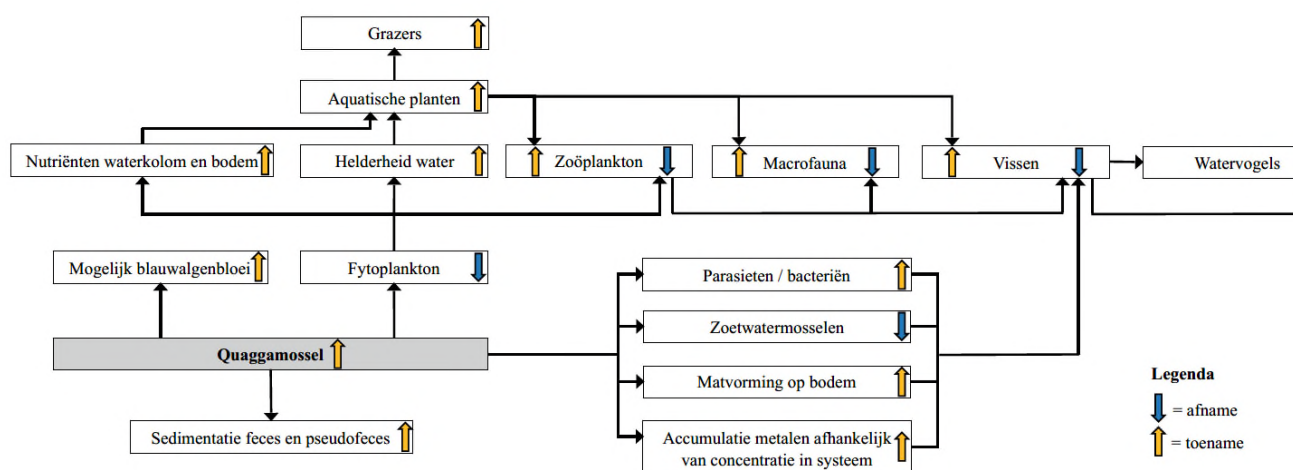
5.1 Probleemstelling

Nabij Heel wint en zuivert WML Maaswater uit het Lateraalkanaal, dat na opslag in het bekken De Lange Vlieter (DLV) een oeverinfiltratie ondergaat naar pompputten op 65-260 m afstand tot de plas (Figuur 5-1). Het onderdeel bodempassage is essentieel voor de waterkwaliteitsverbetering maar ondervindt hinder van plasbodemverstopping waarbij quaggamosselen een rol spelen. WML heeft aangegeven dat, in het kader van het BONUS-project, haar interesse uitgaat naar het onderzoeken van de effecten van het verwijderen van de mosselen/sliblaag op de plasoever, op de verwijdering van Organische MicroVerontreinigingen (OMIVE) tijdens bodempassage.

Hoewel bodemslibverwijdering absoluut geen nieuw aspect vormt bij MAR (Managed Aquifer Recharge), ook niet wat betreft de gevolgen voor de waterkwaliteit, zitten er toch bijzondere aspecten aan deze onderzoeksvraag: (i) nieuw is de sterk groeiende aanwezigheid van quaggamosselen op de bodem, zoals elders in Nederlandse binnenwateren (Van der Kamp 2016) met nog onzekere gevolgen voor de waterkwaliteit (Figuur 5-2); (ii) het verwijderen van bodemslib uit een zeer grote, diepe gravelput via onderwatertechnieken kent speciale problemen (Martens 2007; Van Diepenbeek 2012); en (iii) het aantonen van waterkwaliteitseffecten is niet eenvoudig in een groot systeem waarin bovendien de concentraties van (micro)verontreinigingen zeer laag zijn (Hartog 2014; Hartog en Van Diepenbeek 2014).



FIGUUR 5-1: LANDSCHAPPELIJKE POSITIE VAN INFILTRATIEPLAS DE LANGE VLIETER WESTELIJK VAN HET MAASDAL, MET INNAME UIT HET LATERAALKANAAL EN OMRINGENDE POMPPUTTEN VAN DE WINNING HEEL (LAEVEN EN STYFZAND 1997). INZET LOCATIEKAART ONTLEEND AAN BUSTOS ET AL. (2013).



FIGUUR 5-2: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE EFFECTEN VAN DE KOMST VAN DE QUAGGAMOSSEL OP DE WATERKWALITEIT (DE HOOP ET AL., 2015)

5.2 Aanpak

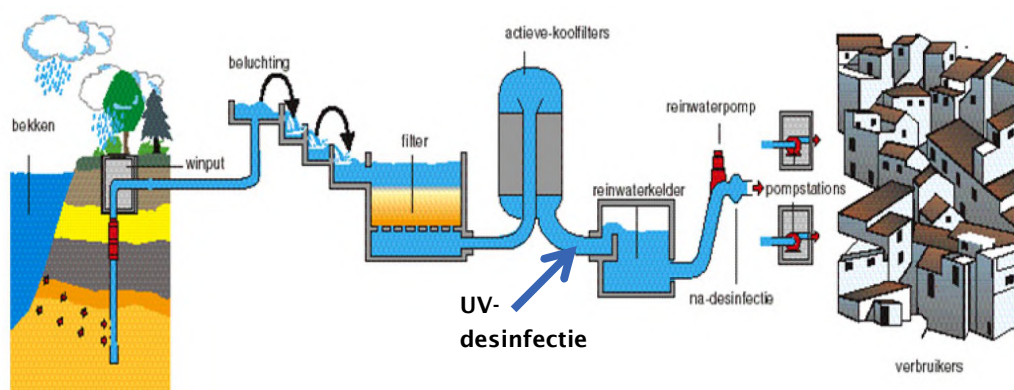
Gevraagd is dus een expert-beoordeling van de hydrochemische effecten van het verwijderen van bodemslib van de oevers van DLV. De resulterende waterkwaliteitsveranderingen OMIVEatten in principe de macroparameters, anorganische en organische microverontreinigingen (resp. AMIVE en OMIVE) en microbiologie. De aanpak kent de volgende stappen in successie: (i) het beschrijven van de eerdere bodemslibverwijdering uit DLV in 2007 en 2011 met effecten voor de hydrologie (§5.5); (ii) het zoeken naar eventuele effecten van deze bodemslibverwijdering, aan de hand van trends in de meetgegevens van enkele waarnemingsputten, pompputten en het ruwe water van Heel (§ 5.6); en (iii) het verrichten van enkele modelberekeningen om te zien hoe een en ander uitpakt op de kwaliteit van het gemengde ruwwater van Heel (§5.7).

Alvorens hiermee te starten, gaan we eerst in § 5.3 het infiltratie- en terugwinsysteem van Heel kort in algemene termen beschrijven, en enkele details over de hydrologie en hydrogeochemie op rij zetten (§ 5.4).

5.3 Systeembeschrijving

Het huidige systeem van drinkwaterbereiding te Heel bestaat uit achtereenvolgens de inname van Maaswater uit het Lateraalkanaal via een speciaal inlaatwerk, voorbezinking in een afgeschermd deel van het bekken De Lange Vlieter (DLV), verblijf in DLV (een verlaten grind-winplass), bodempassage, terugwinning en nazuivering. De nazuivering bestaat uit achtereenvolgens (Figuur 5-3) een beluchting, snelfiltratie, actieve koelfiltratie, UV-desinfectie en reinwaterberging (De Moel *et al.* 2006, p.139-148).

Figuur 5-4 toont de infiltratieplas DLV. De putten waarvan de data afkomstig zijn, liggen in de noordoosthoek van de plas/oever. DLV heeft bij benadering een afmeting van 1800x650x19.5 m, goed voor een watervolume van ~23 Mm³. Met een totale watertoevoer naar DLV van ~14.1 Mm³/j bedraagt de gemiddelde verblijftijd in het bekken ca. 1.6 jaar.



FIGUUR 5-3: PROCES-SCHEMA VAN DRINKWATERBEREIDING UIT MAASWATER DOOR WML TE HEEL.

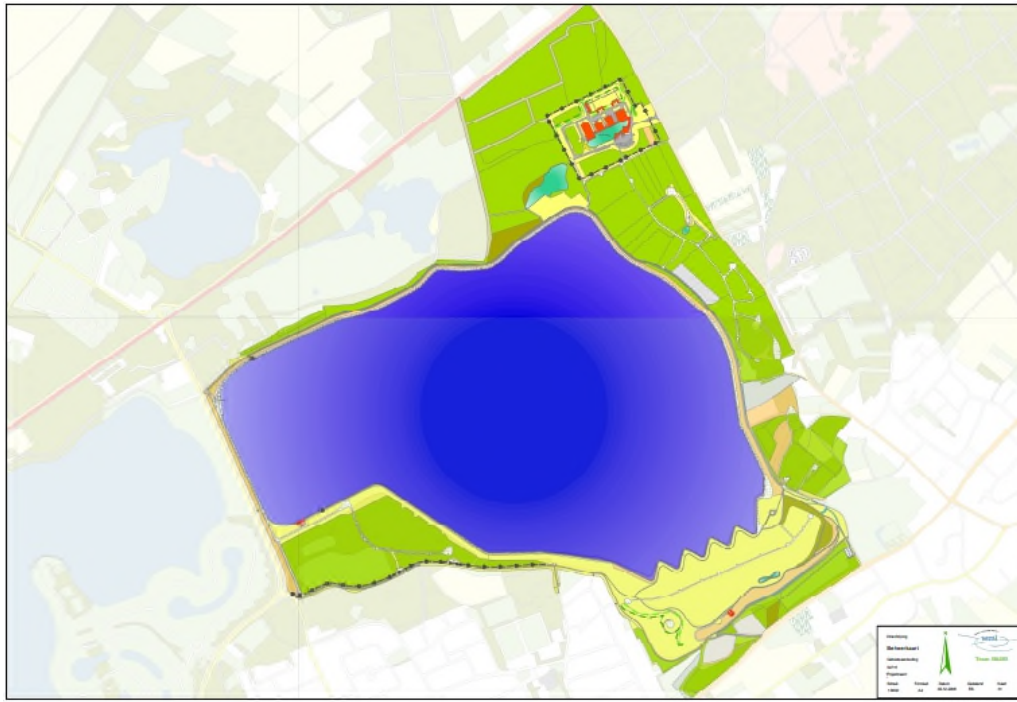
De waterbalans van DLV bestaat sedert 2007 bij benadering uit de in Tabel 5-1 vermelde onderdelen. In de periode 2002-2006 is aanvoer uit het Lateraalkanaal geleidelijk toegenomen tot de waarde in 2007. Water in de Boschmolen plas bestaat grotendeels uit instromend grondwater, zodat het totaal aan gebiedseigen grondwater in DLV ongeveer 25.5% bedraagt. Afzonderlijke jaren na 2007 kennen behoorlijke afwijkingen, o.a. t.g.v. innamestops zoals in 2015 toen de hoge pyrazool concentratie leidde tot 138 dagen zonder inname. De onttrekking door putten (Q_{WA}) is groter dan het aandeel in de afvoer van DLV (Q_W), omdat er nog ca. 2 Mm^3/j extra grondwater wordt onttrokken. Het aandeel Maaswater (via Lateraalkanaal aangevoerd) is ongeveer 58% maar neemt nog steeds iets toe. Het aandeel gebiedseigen grondwater in de winning bedraagt ca. 36% aannemende dat water uit de Boschmolen plas grotendeels gevoed wordt door gebiedseigen grondwater. Daarbij komt nog een aandeel van ca. 6% regenwater.

Ruimtelijk zijn de afwijkingen van het gemiddelde groot; zo kennen de winputten in het noorden (6, 10-12) en zuidwesten (43-45) een relatief laag aandeel Maaswater (<50%) en de winputten in het (noord)oosten (2-5, 13-16) een relatief hoog aandeel Maaswater (>60%). Zie ook De la Lomo Gonzales & Van Beek (2012), Hartog (2015) en Mollema *et al.* (2015).

TABEL 5-1: WATERBALANSTERMEN VAN DE LANGE VLIETER EN AANDEEL VAN DE VERSCHILLENDE WATERSOORTEN AAN HET OPGEPOMPTE WATER DOOR DE WINNING HEEL, SEDERT 2007, BIJ BENADERING.

Aanvoer bekken	Q_{IN}	Mm^3/j	%	Afvoer bekken	Q_{OUT}	Mm^3/j	%
Regenwater	Q_P	1	7.1	Verdamping	Q_E	0.8	5.7
Grondwater	Q_G	2.1	14.9	Wegzijing Maasdal	Q_M	0.8	5.7
Boschmolen plas	Q_B	1.5	10.6	Onttrekking	Q_{WB}	12.5	88.7
Lateraalkanaal	Q_L	9.5	67.4				
Som		14.1	100.0	Som		14.1	100.0

Onttrekking putten		Mm^3/j	%
Regenwater	Q_P	0.9	6.1
Grondwater	Q_G	3.9	26.6
Boschmolen plas	Q_B	1.3	9.2
Lateraalkanaal	Q_L	8.4	58.1
Som	Q_{WA}	14.50	100.0

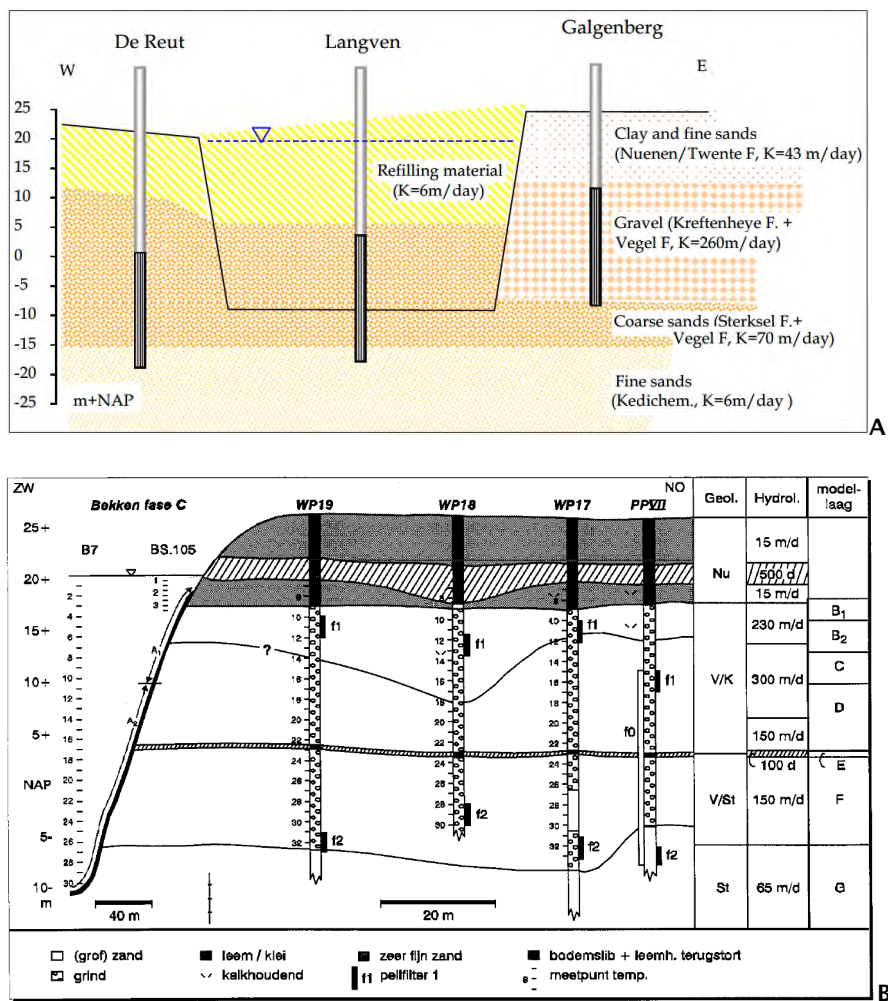


FIGUUR 5-4: INFILTRATIEPLAS DE LANGE VLIETER BEHORENDE BIJ WML POMPSTATION HEEL (DE PUTTEN WAARVAN DE DATA AFKOMSTIG ZIJN, LIGGEN IN DE NOORDOOSTHOEK VAN DE PLAS/OEVER)

Verstopping van pompputten en plasbodem doen van zich spreken in Heel, zoals in de meeste MAR-systemen. De verstopping van de plasbodem komt aan de orde in § 5.5 en 5.6. Veel pompputten van Heel kampen met verstopping, waarbij duidelijke verschillen optreden tussen de 3 puttenvelden (en daarbinnen). Zowel chemische putverstopping als mechanische putverstopping doet zich voor, vaak apart maar ook allebei (wat bijzonder is). Bustos Medina *et al.* (2013) en De la Lomo Gonzales & Van Beek (2013) rapporteren uitvoerig over de putverstopping na 10 jaar infiltratie via DLV, Van Beek *et al.* (2017) gaan verder in op de oorzaken van het gelijktijdig voorkomen van beide typen putverstopping.

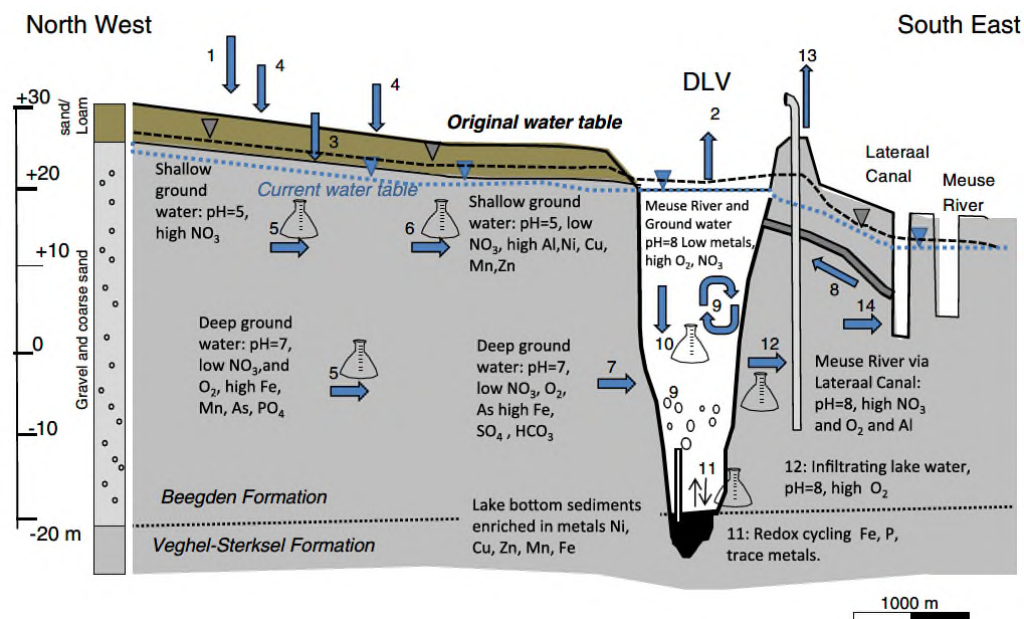
5.4 Enkele hydrologische en hydrogeochemische details

De bodemopbouw rond DLV is geschematiseerd in Figuur 5-5A, met details bij de meetraai Galgenberg in Figuur 5-5B. De verschillende laagopbouw bij Galgenberg, Langven en De Reut is belangrijk voor de schematisering van een hydrologisch of hydrogeochemisch model; zij vergt tenminste een tweedeling (Laeven & Stuyfzand 1997 hanteerden een driedeling).



FIGUUR 5-5 A: SCHEMATISATIE VAN DE ONDERGROND BIJ DE 3 PUTTENVELDEN VAN HEEL (GALGENBERG, LANGVEN EN DE REUT; NAAR DE LA LOMO GONZALES & VAN BEEK 2013). B: DETAILLERING VAN DE OPBOUW BIJ GALGENBERG (NAAR LAEVEN & STUYFZAND 1997).

Vogelaar en Stuyfzand (1999) geven details over de geochemische eigenschappen van de onderscheiden 10 bodemlagen tussen maaiveld en 125 m-MV. De doorspoelde ondergrond kent een belangrijke stratificatie van kalkhoudende en kalkloze lagen, en van (sub)oxische en (diep) anoxische lagen. Die gelaagdheid is ook terug te vinden in de hydrochemische stratificatie, waarbovenop gesuperponeerd is de diepte/ouderdom-gebonden verontreiniging vooral met meststoffen en pesticiden. Mollema *et al.* (2015) presenteren een NW-ZO dwarsdoorsnede over DLV, waarin de ruimtelijke verdeling van watertypes en hydrochemische processen is weergegeven (Figuur 5-6). We zien daarin in de bovenste 20 m stroomopwaarts zuur grondwater met hoge nitraat concentraties en dicht bij DLV verlaagde NO_3^- concentratie en hoge concentraties Al, Ni, Cu, Mn en Zn. Op grotere diepte is het gebiedseigen grondwater neutraal, anoxisch met hoge concentraties Fe, Mn en soms As, PO_4 , SO_4 en HCO_3^- . In DLV mengen alle instromende wateren, zodat (i) door pH-verhoging en beluchting de zware metalen neerslaan en in bodemslib accumuleren, (ii) een tamelijk stabiele waterkwaliteit ontstaat die ook de pompputten voedt, en (iii) het zuurstof en nitraathoudende infiltratiewater aanleiding geeft tot redoxreacties met de anoxische bodemlagen. Voor meer details zie § 5.6.



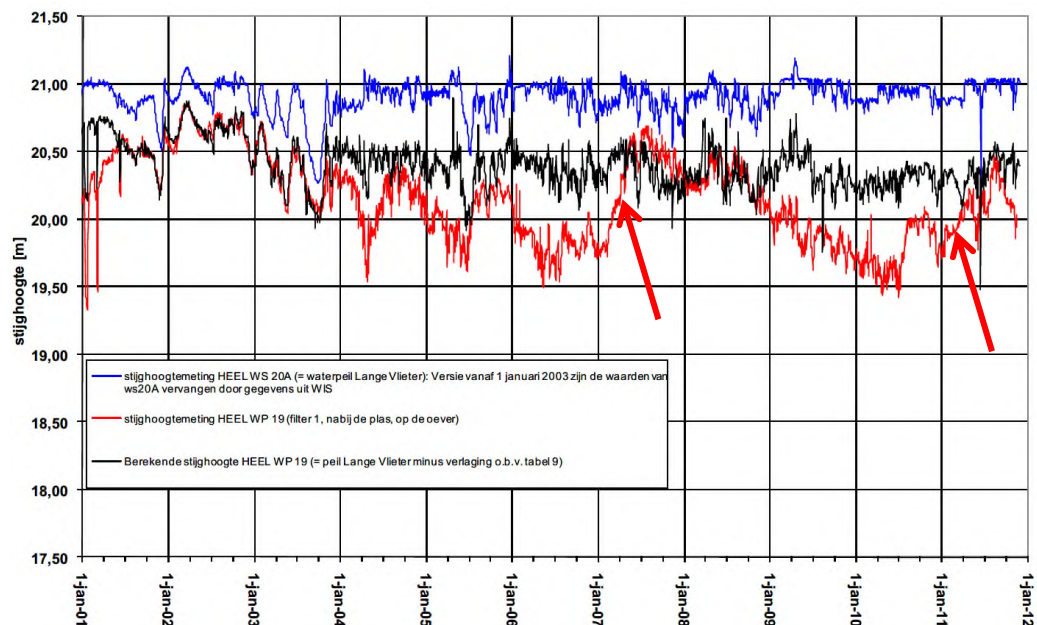
1. Precipitation and natural recharge of the soil and lake. 2. Evaporation from new lake surface. 3. Groundwater table subsides, sediments get exposed to oxygen. 4. Fertilization of soil brings NO_3^- in groundwater. 5. Pyrite is oxidized by O_2 and/or NO_3^- , then Fe , SO_4^{2-} and trace metals are released into shallow groundwater (up to 6 m deep) and deep groundwater. 6. More pyrite oxidation releasing Ni, Cu, Zn and SO_4^{2-} , and acid buffering by Al dissolution into shallow groundwater. 7. Groundwater exfiltrates into lake. 8. Water rich in O_2 , NO_3^- and ... is pumped from the Lateraal Canal to the DLV lake. 9. Aeration of the lake water causes mixing of deep and shallow exfiltrating groundwater with infiltration water from Meuse River. 10. Acidic groundwater rich in dissolved metals comes into contact with basic lake water enriched in oxygen from aeration and/or NO_3^- . Fe, Mn and Al oxides precipitate scavenging trace metals. 11. Redox cycling at bottom lake involving Fe, other metals and P. 12. Infiltrating oxygen-rich lake water causes redox reactions during bank filtration. 13. Water production. 14. Groundwater that bypassed the water production wells exfiltrates into the Lateraal Canal.

FIGUUR 5-6. NW-ZO DWARSPROFIEL OVER DE LANGE VLIETER, MET DE RUIMTELIJKE VERDELING VAN WATERTYPES EN HYDROCHEMISCHE PROCESSEN. PIJLEN GEVEN DE STROMINGSRICHTING WEER, GLASWERK DUIDT OP EEN CHEMISCH PROCES. NUMMERS BIJ DE PIJLEN CORRESPONDEREN MET DE ENGELSTALIG GEGEVEN UITLEG, GROFWEG IN CHRONOLOGISCHE VOLGORDE SINDS CREATIE VAN DE GRINDWINPLAS. NAAR MOLLEMA ET AL. (2015).

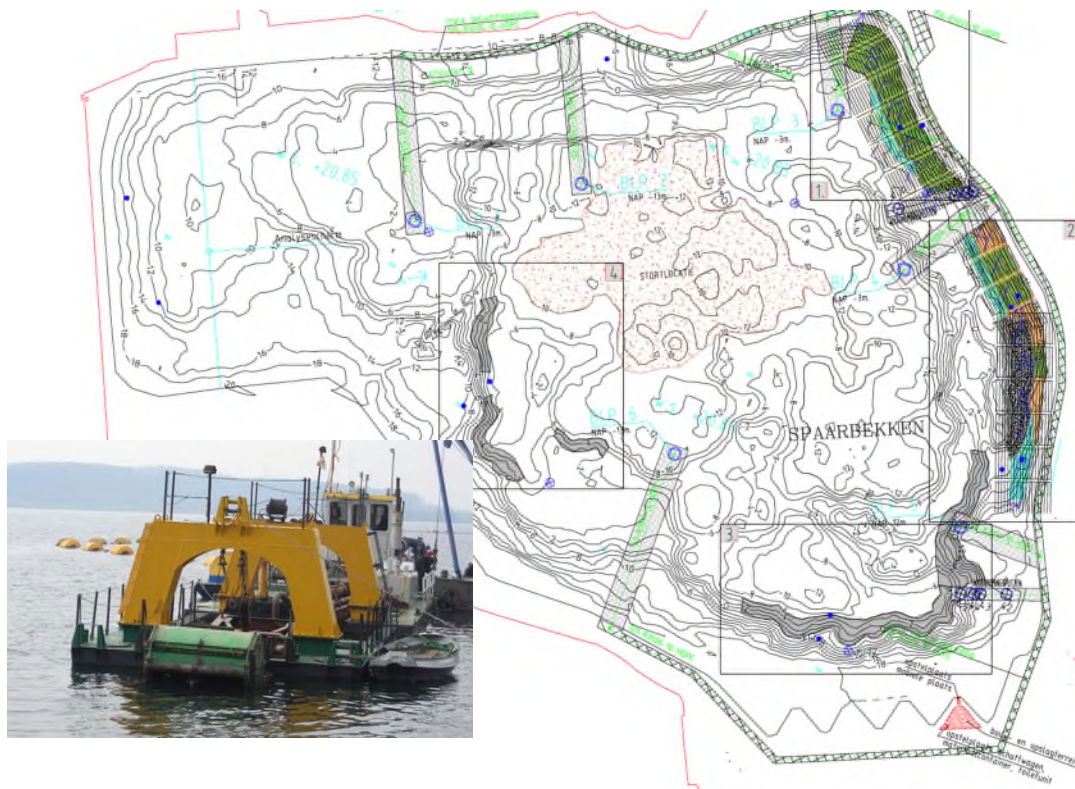
5.5 Bodemslibverwijdering uit DLV in 2007 en 2011

In 2001 heeft men voor de eerste keer de taluds opgeschoond en gedeeltelijk leem van de infiltratietaluds verwijderd. Dit leverde a.h.w. de uitgangssituatie op. In de periode 2002-2006 nam de infiltratieweerstand dusdanig toe (Figuur 5-7), dat besloten werd tot schoonmaak van de taluds. In winter en voorjaar 2007 (12 feb – 29 mei) is de oever van de Lange Vlieter aan de oostzijde geschoond d.m.v. wegbaggeren en zuigen van slib en leem (Martens 2007; Prevoo 2008). Het weggehaalde materiaal is niet geanalyseerd, doch bestond vooral uit nog niet verwijderde leem, die tijdens het baggeren in het verleden in het bekken werd teruggestort, en uit slib rijk aan vers organisch materiaal en klei. Waar in 2001 een goed resultaat was behaald, beperkte de schoonmaak in 2007 zich tot oppervlakkige verwijdering van de dunne organische sliblaag plus leemresten (Figuur 5-8). Het in suspensie en losgewerkte materiaal werd afgezogen en met behulp van een storkoker in één van de diepe putten, in het midden van het bekken, teruggestort. In totaal werd in ongeveer vier maanden tijd, circa 33.000 m² oever schoon gemaakt. De slibdikte varieerde van één tot enkele tientallen centimeters.

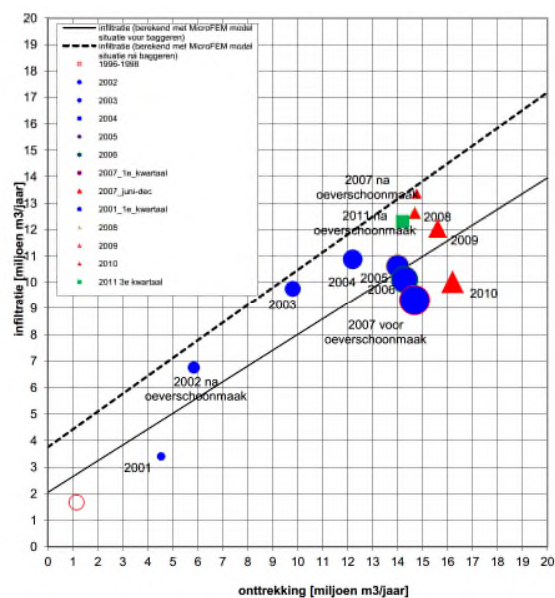
Tijdens de oeverschoonmaak in 2011 (jan t/m mei) zijn de oever Galgenberg Noord, het noordelijke deel van Galgenberg Zuid en de oever van het Langven gereinigd met behulp van duikers (Van Diepenbeek 2012). Ook in 2011 varieerde de slibdikte weer van enkele tot tientallen centimeters. De oeverschoonmaak in 2011 zorgde ervoor dat de oeverweerstand op de Galgenberg Noord, het noordelijk gedeelte van Galgenberg Zuid en het Langven significant afnam (Figuur 5-5, 5-9), waardoor er weer meer water uit DLV infiltreerde. Een belangrijk nieuw zorgpunt dook op: de explosieve ontwikkeling van de Quagamossel welke in enorme kolonievormende eenheden de oever van het bekken bedekte. De verwijdering ervan bleek relatief eenvoudig. Ook in 2011 werd het overwegend organische slib teruggestort in een diepe put van het bekken. Vanwege de subaerobe condities in zo'n put moet overwogen worden om in de toekomst het slib naar een locatie buiten het bekken af te voeren (Van Diepenbeek 2012).



FIGUUR 5-7. WATERPEIL DLV EN GEMETEN EN BEREKENDE STIJGHOOGTE IN HET ONDIEPE FILTER VAN WAARNEMINGSPUT WP.19 LANGS DE OEVER. NAAR MARTENS 2007. RODE PIJL MARKEERT RESULTAAT SCHOONMAAK.



FIGUUR 5-8. A: OVERZICHT VAN DE IN 2007 OP TE SCHONEN VAKKEN (NAAR MARTENS 2007). GROEN, ORANJE, BLAUW = IN 2001 RESP. GOED, MATIG/SLECHT EN NIET OPGESCHOOND. GRIJS = OP TE SCHONEN TALUDVAK. GRIJS + STIPPELING = TE ONTGRAVEN TALUDVAK (IN VAK 2). ROOD GESTIPPELD = STORTPLAATS.



FIGUUR 5-9. JAARLIJKSE ONTTREKKING MET BIJBEHORENDE INFILTRATIE, BEIDE IN M³/JAAR (NAAR VAN DIEPENBEEK P. (2012)).

Bodemmateriaal in DLV is 3 keer bemonsterd op o.a. lutum, organische stof, zware metalen en fosfaat. Waar grondwater het bekken instroomt of opkwelt, werd een toename van het gehalte aan zware metalen (waaronder Zn, Ni, Pb, Cr, Cu) op de bodem en oever gemeten, hetgeen waarschijnlijk samenhangt met mobilisatie in zuur, ondiep gebiedseigen grondwater dat aan de noordzijde exfiltreert (Figuur 5-6; Mollema *et al.* 2015).

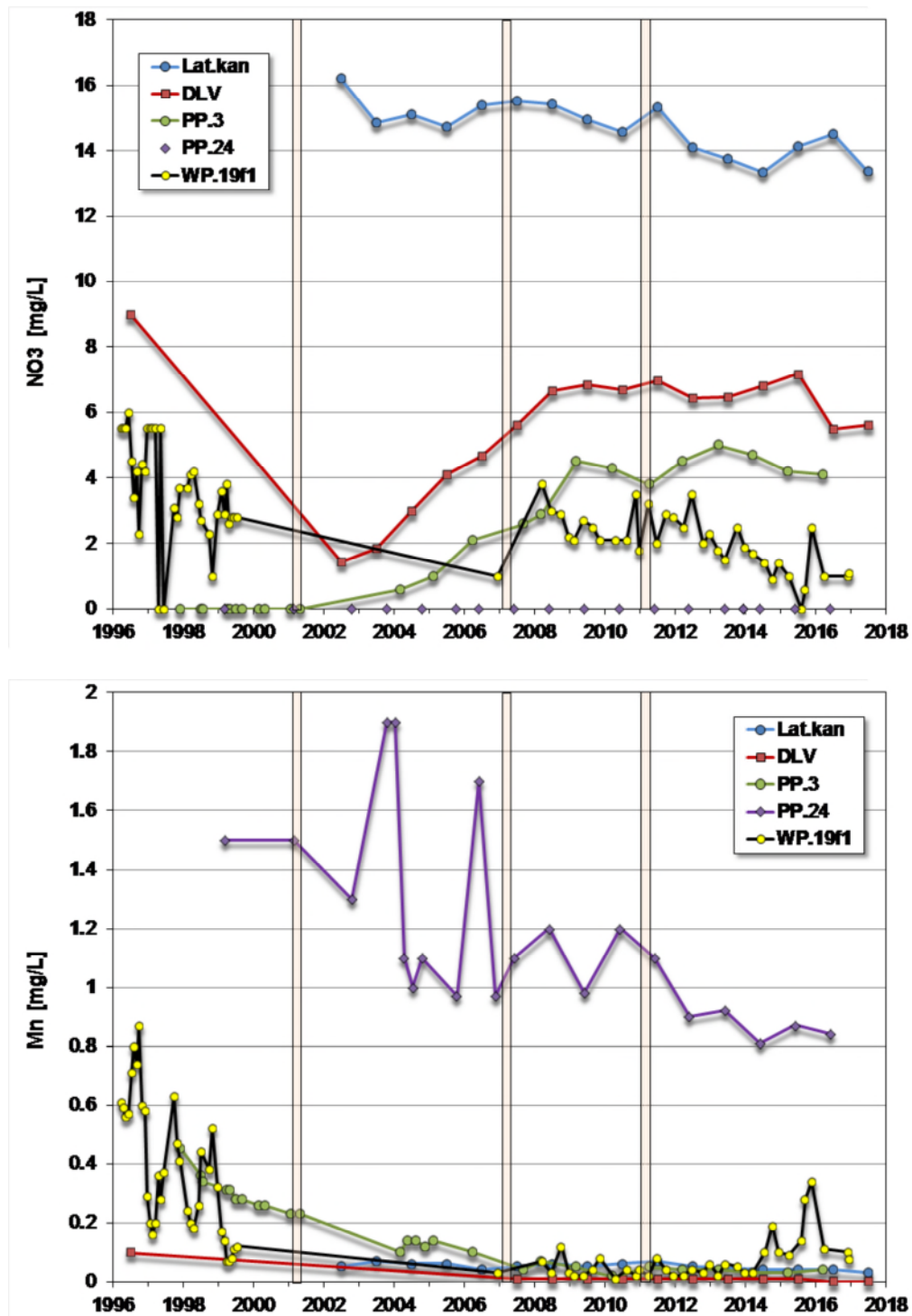
5.6 Waterkwaliteitseffecten van bodemslibverwijdering

Onderzocht is of de routinematige waterkwaliteitsmetingen tekenen vertonen van (i) toenemende anaerobie vóór de slibuiming in 2007 en 2011 en/of (ii) een toename van de aerobie na het slibuimen, zoals gebruikelijk in de praktijk van duininfiltratie (Stuyfzand 1986; Stuyfzand & Koerselman 1995; Stuyfzand & van der Schans 2018). De volgende meetpunten zijn daarbij doorgelicht: Inname Lateraalkanaal, DLV en verzameld ruw (jaargemiddelden), de pompputten PP.2, PP.3, PP.13, PP.24 en PP.48 (individuele metingen) en de waarnemingsputten WP.17f1, WP17f2, WP19f1, WP19f2, WP21.f3, WP21f5, WP23.f3 en WP23f5.

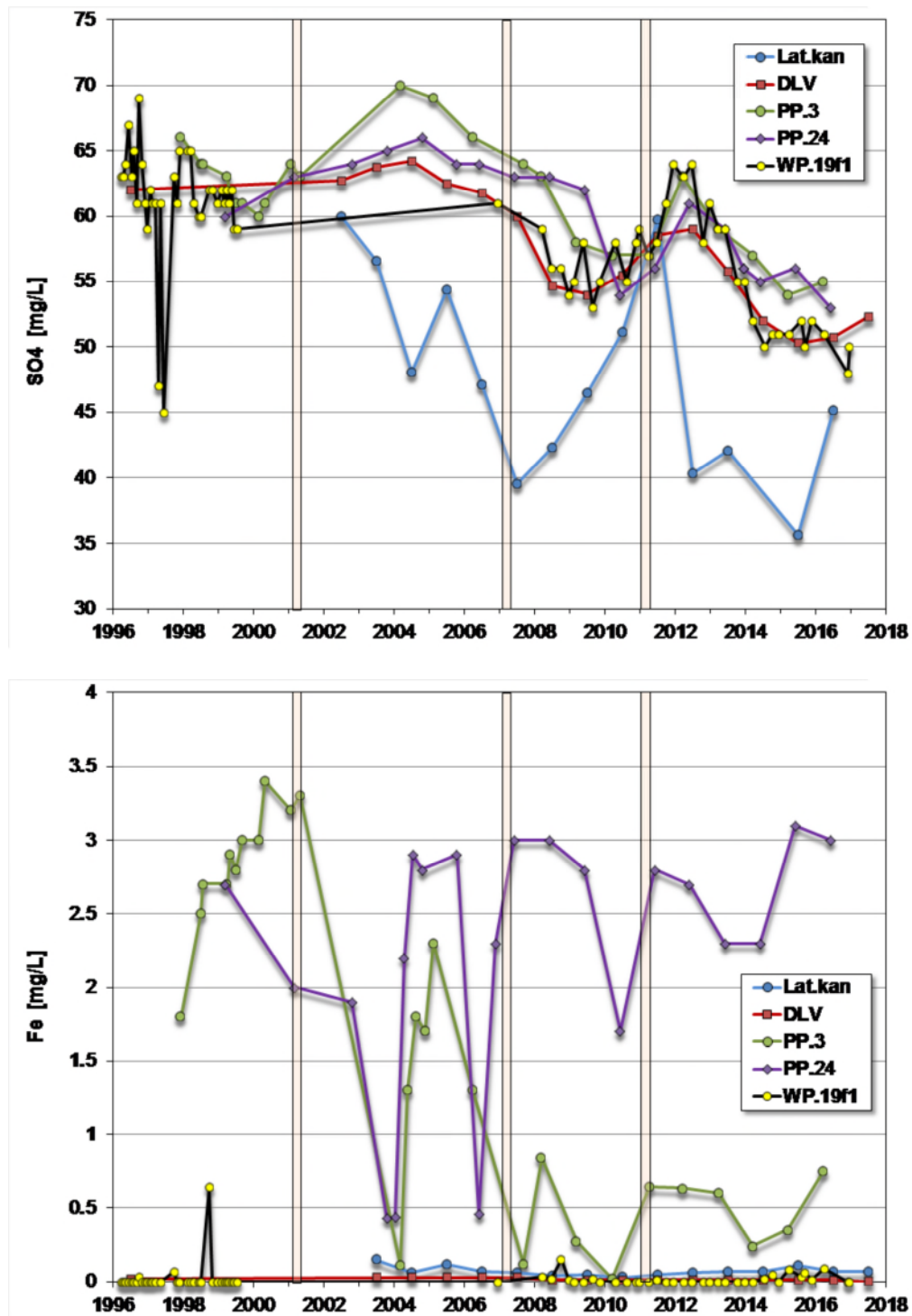
De meest relevante meetpunten blijken Lateraalkanaal, DLV (BS105), PP.3, PP.24 en WP19.f1. Het verloop van enkele waterkwaliteitsparameters is weergegeven in Figuur 5-10 (NO_3 en Mn), Figuur 5-11 (SO_4 en Fe), Figuur 5-12 (HCO_3 en Ca) en Figuur 5-13 (NH_4). De gemiddelde samenstelling van het water op deze 5 meetpunten in 2016 is gepresenteerd in Tabel 5-2. In Tabel 5-3 zijn ter aanvulling de gemiddelde concentraties van enkele prioritaire OMIVE gerubriceerd voor de meetpunten Lateraalkanaal, DLV (BS105), Ruw-Galgenberg en Ruw-Langven+De Reut, in 2017.

Wij concluderen het volgende uit het getoonde materiaal:

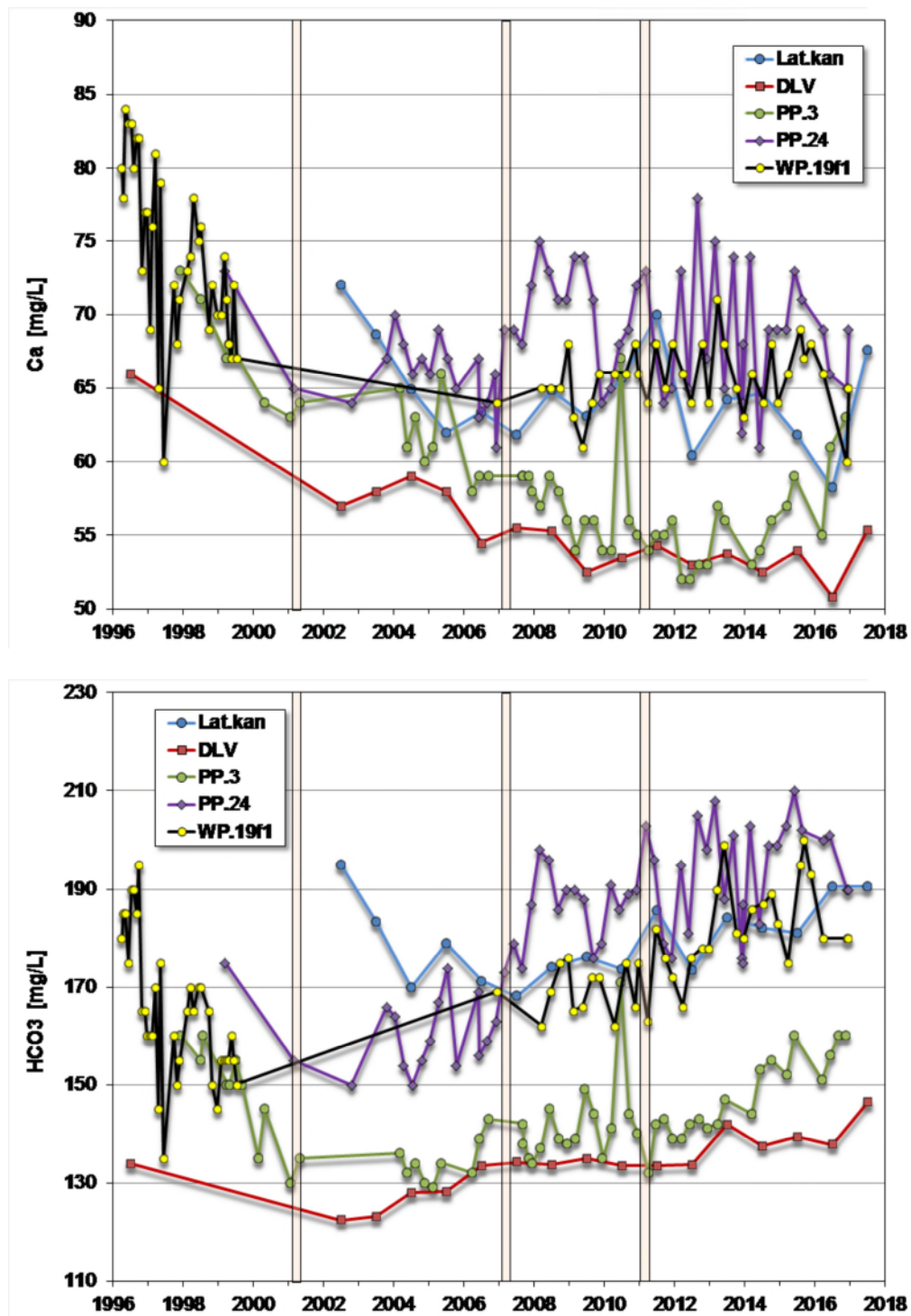
- Alleen in WP19.f1 kunnen hydrochemische effecten van slibuiming worden waargenomen (althans met de beschikbare metingen), door vergelijking met DLV. We zien na het slibuimen een toename van NO_3 in 2007 en een toename van SO_4 in 2011, als gevolg van een toenemende aerobiegraad. Tijdens slibaanwas na 2011 (vooral vanaf 2014) is een duidelijke concentratietoename zichtbaar voor NH_4 , Mn en Fe alsmede een afname van NO_3 . Op alle andere meetpunten zijn geen effecten te zien door allerlei complicaties zoals menging, nog geen doorbraak van Maaswater, en putverstopping waardoor het aandeel dieper grondwater toeneemt. Helaas zijn op meetpunt WP19.f1 weinig / geen OMIVE gemeten, zodat we geen conclusies kunnen trekken tav de effecten van slibuiming of slibophoping op hun gedrag tijdens bodempassage.
- Verblijf in DLV leidt tot een aanzienlijke afname van de nutriënten NO_3 , NH_4 en PO_4 , en van Ca en HCO_3 . De nutriëntenafname is grotendeels het gevolg van algenbloei en mogelijk ook de explosieve groei van de quaggamossel. Bijmenging van gebiedseigen grondwater speelt een secundaire rol. De afname van Ca en HCO_3 is het gevolg van biogene ontharding, maar de bijmenging van gebiedseigen grondwater draagt bij aan de HCO_3 afname.
- In het kwaliteitsverloop zijn enkele duidelijke trends aanwezig: de periode 1996 – 2001 kenmerkt zich door een toenemende verdringing van Maaswater door exfiltrerend grondwater, de periode 2002 -2009 door een toename van de bijdrage van Maaswater uit het Lateraalkanaal, en de periode daarna door een zekere stabilisatie (evenwel met diverse interessante patronen).



FIGUUR 5-10. VERLOOP IN NITRAAT EN MANGAAN CONCENTRATIE OP GESELECTEERDE MEETPUNTEN, MET INDICATIE VAN 3 SLIBRUIMINGSPERIODEN.



FIGUUR 5-11. VERLOOP IN SULFAAT EN IJZER CONCENTRATIE OP GESELECTEERDE MEETPUNTEN, MET INDICATIE VAN 3 SLIBRUIMINGSPERIODEN.



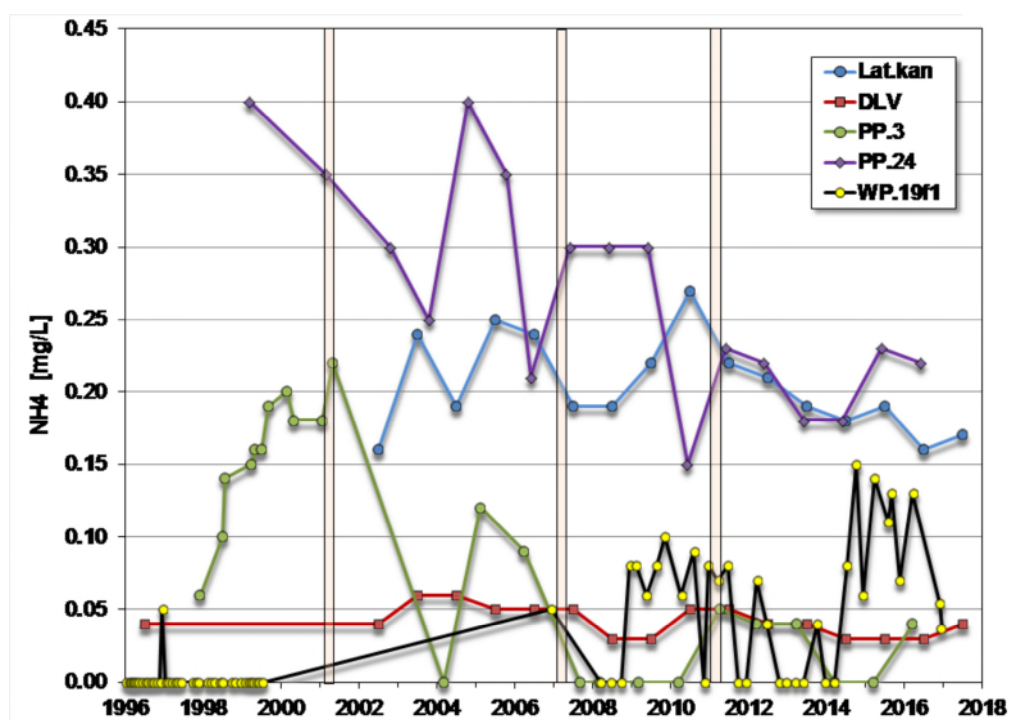
FIGUUR 5-12. VERLOOP IN CALCIUM EN BICARBONAAT CONCENTRATIE OP GESELECTEERDE MEETPUNTEN, MET INDICATIE VAN 3 SLIBPOMPINGSPERIODEN.

TABEL 5-2. OVERZICHT VAN DE GEMIDDELDE WATERKWALITEIT ANNO 2016, OP DE 7 GESELECTEERDE MEETPUNTEN.

Parameter	Eenheid	Lat.Kan	DLV	Galgen- berg	Langven + Reut	PP.3	PP.24	WP.19f1
EC 20	mS/m	46.6	40.2	45.9	47.4	42.9	46.9	44.9
pH-eenh.	-	7.79	8.23	7.24	7.29	7.51	7.41	7.35
t	°C	15.0	10.3	13.1	12.0	15.0	12.6	15.9
TSS	mg/L	7.0	0.4					
TOC	mg/L	3.73	2.48 / 2.36	1.47	1.71	1	1.3	1
Cl	mg/L	39.1	39.9	34.6	40.8	41.2	42.6	40.3
SO4	mg/L	45.1	50.7	55.2	51.9	55.0	53.0	49.7
HCO3	mg/L	190	138	186	199	157	195	180
NO3	mg/L	14.5	5.5	1.6	0.2	4.1	0.0	1.0
NO2	mg/L	0.11	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	
PO4-t	mg/L	0.45	0.06					
PO4-o	mg/L	0.33	0.03			0.08	0.24	
F	mg/L	0.27	0.25	0.19		0.26	0.21	0.30
CN	µg/L	0.38	0.33	0.50				
Na	mg/L	39.0	25.5	23.4	24.1	28.0	32.0	25.3
K	mg/L	3.4	3.6	3.1	2.6	3.3	3.3	3.5
Ca	mg/L	58.2	50.9	66.5	71.4	59.7	67.3	63.7
Mg	mg/L	9.0	7.0	7.4	7.3	7.1	7.7	6.9
Fe-fil	mg/L	0.07	0.01	3.44	4.57	0.75	3.00	0.03
Mn	mg/L	0.040	0.004	0.200	0.480	0.040	0.840	0.095
NH4	mg/L	0.16	0.03	0.17	0.35	0.04	0.22	0.07
Al	µg/L	4.4		1.5	1.2	0.0	0.0	
As	µg/L	1.2	0.6	1.2	1.8	0.0	1.6	0.0
B	µg/L	32	30	24	31			30
Ba	µg/L	26	18	57		26	47	10
Br	µg/L	80	70	70		60		
Cd	µg/L	0.05	0.04	0.03	0.05			
Co	µg/L	0.4	0.3	0.1	0.3			
Cr	µg/L	0.4	0.5	0.3	0.4			
Cu	µg/L	3.4	1.6	2.0	0.8			
Hg	µg/L	0.01	0.01	0.02	0.01			
Ni	µg/L	1.8	1.05	1.1				
Pb	µg/L	0.1	0.3	0.3	0.1			
Se	µg/L	0.43		0.4	0.35			
Zn	µg/L	7.3	1.6	4.1	1.8			
Atrazine	µg/L	0.15	0.02	0.02	0.03			
Atrazine-desethyl	µg/L	0.25	0.05	0.08	0.07			
Atrazine-desisopr	µg/L	0.25	0.05	0.05	0.07			
BAM	µg/L	0.17	0.03	0.04	0.04			
Bentazon	µg/L	0.02	0.01	0.02	0.02			
Caffeine	µg/L	0.22	0.04	0.04	0.03			
Chloortoluron	µg/L	0.13	0.01	0.01	0.01			
Desethylatrazine	µg/L	0.01	0.01	0.01	0.01			
Desfenylchloridaz	µg/L	0.26	0.17	0.37	0.29			
Desisopropylatraz	µg/L	0.01	0.01	0.02	0.02			
Di-isopropylether	µg/L	0.57	0.02	0.02	0.02			
Dimethoat	µg/L	0.2	0.04	0.04	0.05			
Dinoseb	µg/L	0.13	0.01	0.01	0.01			
Diuron	µg/L	0.13	0.01	0.01	0.01			
Ethylparathion	µg/L	0.25	0.05		0.1			
Fenantreen	µg/L	0.19	0.03	0.05	0.07			
Hexachloorbutadi	µg/L	0.02	0.01	0.01	0.02			
Isoproturon	µg/L	0.13	0.01	0.01	0.01			
Linuron	µg/L	0.13	0.01	0.02	0.01			
Metoxuron	µg/L	0.13	0.01	0.01	0.01			
DMSA	µg/L	0.02	0.01	0.01	0.01			
DMST	µg/L	0.01	0.01	0.01	0.01			
DMS	µg/L	0.03	0.09	0.09	0.14			
Naftaleen	µg/L	0.02	0.01	0.02	0.01			
Parathion-ethyl	µg/L	0	0.01	0.01				
Pyrazool	µg/L		0.31					
Simazine	µg/L	0.12	0.01	0.01	0.01			
Tetrachloorethee	µg/L	0.03	0.02	0.02	0.02			
THM	µg/L	0.06	0.05	0.06	0.08			
Bacteriën van de	kve/100 ml	547.2	4.25	0				
Enterokokken sp	kve/100 ml	6.8	0.25					
Somatische colifa	PVD/ml	13	54	187	0.5			

TABEL 5-3. OVERZICHT VAN DE GEMIDDELTE CONCENTRATIE (IN UG/L) VAN ENKELE OMIVE ANNO 2017, OP 4 GESELECTEERDE MEETPUNTEN.

OMIVE	Lat.kanaal	DLV	Ruw-Galgenberg	Ruw-Langven/Reu
atrazine	0.13	0.03	0.02	0.02
caffeine	0.24	0.06	0.03	0.03
carbamazepine	0.12	0.01	0.01	0.01
desfenyl-chloridazon	0.21	0.13	0.24	0.17
dimethoaat	0.13	0.06	0.06	0.05
DIPE	0.78	0.01	0.02	0.02
DMS	0.02	0.09	0.09	0.14
EDTA	8.34	2.2	1.88	3.38
fenanthreen	0.13	0.03	0.08	0.08
ibuprofen	0.09	0.08	0.08	0.08
jopamidol	0.02	0.01	0.01	0.01
jopromide	0.39	0.06	0.01	0.01
metformine	1.01	0.4	0.03	0.03
naproxen	0.02	0.01	0.01	0.01
pyrazool	0.35	0.31	0.19	0.23
simazine	0.11	0.02	0.01	0.01
sulfamethoxazole	0.02	-	0.005	0.005
urotropine	1.13	-	0.08	0.04



FIGUUR 5-13. VERLOOP IN AMMONIUM CONCENTRATIE OP GESELECTEERDE MEETPUNTEN, MET INDICATIE VAN 3 SLIBRUIJMSPERIODEN.

5.7 Modellerings van waterkwaliteitseffecten

De effecten van de afwezigheid en aanwezigheid van bodemslib op de oevers van DLV zijn gemodelleerd met Easy-Leacher (Stuyfzand 1998, 2001), waarvan een eerste versie toegepast is op Heel in 1997 (Laeven & Stuyfzand 1997) en een tweede met nieuwe gegevens over de geochemische opbouw van de ondergrond in 1999 (Laeven *et al.* 1999). Een beknopte toelichting op het EL-model (geprogrammeerd in Excel: [EL-xls](#)) staat in Figuur I-I (Bijlage I), en een gedetailleerdere toelichting op de slibmodule in Figuur I-II (Bijlage I).

EL is gerund met de volgende schematisatie (voortbouwend op de modelversie van 1999 doch met enkele markante aanpassingen):

- input bestaande uit 58.1% Lateraalkanaalwater (gemiddelde kwaliteit 2016), 35.8% gebiedseigen grondwater en 6.1% regenwater (conform Tabel 5-1).
- 9 onderscheiden bodemlagen met daarin 3 verschillende stroombanen, met vrijwel gelijke kenmerken, qua fluxen, verblijftijden, oorspronkelijke geo- en hydrochemie, als in de runs van 1999.
- geen aparte runs voor Galgenberg, Langven en De Reut (zoals in 1997 en 1999), maar het hele systeem in één model.
- stoffeigenschappen van 17 OMIVE uit de database van TRANSATOMIC (Stuyfzand 2017), gevuld met data deels op basis van pilots en veldstudies in Nederland en deels uit de volgende databases: PPDB = Pesticide Properties DataBase (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/141.htm>) en Chemspider (<http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.86506.html>).
- geen bodemslib op de oevers (waardoor O_2 en NO_3 het aquifersysteem ongehinderd binnentreden) en veel bodemslib op de oevers (waardoor O_2 en NO_3 volledig gereduceerd worden door reactie met organische stof).

Van de veel OMIVEattende modeloutput is gekozen voor een beperkte listing in Tabel 5-4 van de berekende kwaliteit van de gemengde input (Mix), het water na verblijf in DLV (vlak vóór infiltratie), infiltraat aan het uiteinde van een ondiepe stroombaan (c1 in bodemlaag C) en een diepe stroombaan (f3 in bodemlaag F), beiden vlak vóór intrede in de terugwinning, en het gemengde ruwwater (de output van Heel vóór de nazuivering). Tevens vermeld zijn de gebruikte stoffeigenschappen van de 17 OMIVE, de gemeten kwaliteit van (i) ingenomen water uit het Lateraalkanaal in 2016 (rekening houdend met een verblijftijd van 1 jaar, hetgeen een lagere waarde is dan de de turnover-tijd) en (ii) ruwwater in 2017 (gemiddelde van Galgenberg en Langven+ De Reut).

TABEL 5-4. OVERZICHT VAN DE GEMETEN EN BEREKENDE GEMIDDELDE CONCENTRATIE (IN UG/L) VAN ENKELE OMIVE ANNO 2017, OP 4 GESELECTEERDE MEETPUNTEN. TEVENS ZIJN DE STOFEIGENSCHAPPEN VAN 17 OMIVE VERMELD, WAARBIJ $K_{HENRY} = 0$ EN $T1/2 = 1E99$ BETEKENEN DAT ER OF GEEN DATA ZIJN OF RESP. GEEN VERVLUCHTING EN GEEN AFBRAAK. N.B.: KWALITEIT LATERAALKANAAL, MIX EN DLV IDENTIEK VOOR SITUATIE ZONDER EN MET BODEMSLIB. RESITJD ONDIEPE EN DIEPE STROOMBAAN RESP. 38 EN 225 DAGEN.

Gemiddelde samenstelling 2017	SO4	NO3	atrazine	caffeine	carbama-zepine	D-chlorida-zone	dimethoaat	DIPE	DMS	EDTA	fenan-threen	ibuprofen	iopamidol	iopromide	metformin	naproxen	pyrazole	simazine	urotropine
	mg/L										µg/L								
STOFEIGENSCHAPPEN																			
K Henry (Pa.m3/mol)			0.00029	3.63E-06	0	0	1.064E-05	231.032	0	0	3.95	0.0154	0	0	0	0	0.374	0.000056	0.000166
MW (g/mol)			215.7	194.191	236.269	145.55	229.257	102.175	124.16	292.24	178.2	206.29	777.08	791.11	129.17	230.263	68.08	201.658	140.186
T1/2-foto (d)			1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	730	0.35	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	1.9	1E+99
R diepe stroombaan f3			1.00	1.22	1.00	1.00	1.21	1.00	1.14	1.00	145.44	1.01	1.00	1.00	1.00	1.01	1.00	1.00	1.04
T1/2-subox (d)			140	135	1E+99	1E+99	135	135	1E+99	1E+99	200	135	58	0.7	135	1E+99	270	90	541.7
T1/2-anox (d)			20	1E+99	14600	400	1E+99	1E+99	1E+99	1E+99	64	2	140	1	1E+99	1E+99	1E+99	10	1E+99
GEEN SLIB:																			
Lat.kanaal, gemeten 2016	45.1	14.5	0.150	0.220	0.130	0.260	0.200	0.570	0.030	6.900	0.190	0.030	0.030	0.150	0.840	0.020	0.350	0.120	0.570
Mix Latkan+Regen+Boschm	49.6	9.8	0.093	0.135	0.080	0.160	0.123	0.350	0.018	4.240	0.120	0.018	0.018	0.092	0.516	0.012	0.215	0.074	0.350
DLV	49.4	8.6	0.024	0.034	0.080	0.160	0.031	0.010	0.018	2.761	0.000	0.005	0.002	0.000	0.128	0.012	0.068	0.000	0.203
Ondiepe stroombaan c1	65.9	3.5	0.020	0.027	0.080	0.160	0.025	0.009	0.018	2.761	0.000	0.004	0.001	0.000	0.106	0.012	0.061	0.000	0.193
Diepe stroombaan f3	65.9	0.0	0.000	0.029	0.079	0.113	0.026	0.009	0.018	2.761	0.000	0.000	0.001	0.000	0.112	0.012	0.063	0.000	0.196
Gemengd ruw	55.9	2.5	0.007	0.015	0.048	0.083	0.013	0.005	0.011	1.690	0.000	0.001	0.000	0.000	0.057	0.007	0.035	0.000	0.114
Ruw gemeten 2017	55.5	1.1	0.020	0.030	0.010	0.205	0.055	0.020	0.115	2.630	0.080	0.080	0.010	0.010	0.030	0.010	0.210	0.010	0.060
WEL SLIB:																			
Lat.kanaal, gemeten 2016	45.1	14.5	0.150	0.220	0.130	0.260	0.200	0.570	0.030	6.900	0.190	0.030	0.030	0.150	0.840	0.020	0.350	0.120	0.570
Mix Latkan+Regen+Boschm	49.6	9.8	0.093	0.135	0.080	0.160	0.123	0.350	0.018	4.240	0.120	0.018	0.018	0.092	0.516	0.012	0.215	0.074	0.350
DLV	49.4	8.6	0.024	0.034	0.080	0.160	0.031	0.010	0.018	2.761	0.000	0.005	0.002	0.000	0.128	0.012	0.068	0.000	0.203
Ondiepe stroombaan c1	50.4	0.0	0.007	0.033	0.080	0.151	0.030	0.010	0.018	2.761	0.000	0.000	0.002	0.000	0.126	0.012	0.067	0.000	0.202
Diepe stroombaan f3	50.4	0.0	0.000	0.033	0.079	0.109	0.030	0.010	0.018	2.761	0.000	0.000	0.001	0.000	0.126	0.012	0.067	0.000	0.202
Gemengd ruw	49.5	0.5	0.001	0.020	0.048	0.074	0.018	0.006	0.011	1.690	0.000	0.000	0.001	0.000	0.077	0.007	0.041	0.000	0.123
Ruw gemeten 2017	55.5	1.1	0.020	0.030	0.010	0.205	0.055	0.020	0.115	2.630	0.080	0.080	0.010	0.010	0.030	0.010	0.210	0.010	0.060
Geen slib / wel slib: Ruw	1.13	5.01	5.18	0.73	1.00	1.13	0.73	0.74	1.00	1.00			0.65		0.74	1.00	0.86		0.92

We concluderen het volgende uit Tabel 5-4:

- Volgens berekening worden in het bekken DLV de concentraties OMIVE alleen al door bijmenging / verdunning met gebiedseigen grondwater en regenwater met 36.1% verlaagd. Dit is voor carbamazepine, desfenyl-chloridazon, DMS en naproxen het enige verwijderingsmechanisme in het bekken.
- In DLV draagt vervluchtiging in belangrijke mate bij aan de verwijdering van DIPE en in beperkte mate aan die van pyrazool. Fotolyse draagt bij aan de verlaging van EDTA, fenanthreen en simazine, en (sub)oxische biodegradatie draagt bij aan de concentratieverlaging van alle OMIVE met uitzondering van de persistente OMIVE carbamazepine, desfenyl-chloridazon, DMS en naproxen.
- Retardatie tijdens bodempassage speelt alleen voor fenanthreen een prominente rol, de andere OMIVE retarderen nauwelijks t.o.v. water.
- Met de gehanteerde halfwaardetijden verloopt de biodegradatie sneller langs de (sub)oxische stroombaan t.a.v. cafeïne, dimethoat, DIPE, jopamidol, jopromide, metformine, pyrazool en urotropine, terwijl de anoxische stroombaan een snellere afbraak geeft t.a.v. atrazine, carbamazepine, desfenyl-chloridazon, fenanthreen, ibuprofen en simazine.
- De situatie zonder bodemslib laat gemiddeld gesproken meer OMIVE verwijdering zien dan de situatie met bodemslib, t.a.v. cafeïne, dimethoat, DIPE, jopamidol, metformine, pyrazool en urotropine, terwijl de situatie met bodemslib beter presteert t.a.v. atrazine en desfenyl-chloridazon.
- De situatie zonder bodemslib toont alleen langs de ondiepe stroombanen duidelijke doorbraak van NO_3 (zoals bij Galgenberg). In het systeem zonder bodemslib zijn O_2 en SO_4 beschikbaar om ook pyriet te oxideren, wat de SO_4 toename verklaart.

Deze conclusies t.a.v. de OMIVE kennen diverse kanttekeningen en onzekerheden, met name:

- de fluxverdeling over de ondiepe en diepe stroombanen wordt gereguleerd door zowel verstopping t.g.v. bodemslibaccumulatie als pompputverstopping. Als de oevers geschoond worden maar de pompputten blijven bovenin verstopt, dan is het effect op de waterkwaliteit geringer.
- de verblijftijd van het water in DLV (en daardoor ook de kwaliteitsverandering in het bekken) is wellicht niet voor elke pompput identiek. De mate van menging in het bekken is door de bellenschermen aanzienlijk verbeterd, maar leidt waarschijnlijk niet tot 100% menging.
- Er zijn vrij grote onzekerheden in (i) halfwaardetijden van de OMIVE, (ii) gerapporteerde jaargemiddelde concentraties op de diverse meetpunten (t.g.v. onvoldoende frequente meting door fluctuaties in de aanvoer, nabijheid van de onderste rapportagegrens of niet-geteste matrixeffecten vooral in anoxische omgeving), en (iii) samenstelling van het bijgemengde, gebiedseigen grondwater dat temporele en ruimtelijke variaties zal vertonen.

5.8 Conclusies en aanbevelingen

De frequentie van bodemslibverwijdering is van groot belang voor MAR systemen zoals die te Heel, omdat slib invloed uitoefent op de (i) productiecapaciteit van het bekken en van pompputten (waarvan de verstoppingspotentie gekoppeld is aan de waterkwaliteit), (ii) de kwaliteit van zowel het oppervlaktewater in het bekken (o.a. algenbloei en quaggamossel), als het geproduceerde ruwwater (en dus de benodigde nazuivering), (iii) operationele kosten, en (iv) beleving (recreanten en drinkwaterconsumenten). Bodemslibverwijdering vormt derhalve een belangrijk onderdeel van BoNuS. Wij beperken ons tot conclusies m.b.t. de vraagstelling:

- Bodemslibruiming in het verleden (met name die in 2007 en 2011) en gebrek hieraan (2011-2017) heeft meetbare effecten op de waterkwaliteit tijdens bodempassage. Dit kon alleen aangetoond worden in waarnemingsput WP19.f1 door vergelijking met het bekken DLV. We zien na het slibruimen een toename van NO_3 in 2007 en een toename van SO_4 in 2011, als gevolg van een toenemende aerobiegraad. Tijdens slibaanwas na 2011 (vooral vanaf 2014) is een duidelijke concentratietoename zichtbaar voor NH_4 , Mn en Fe alsmede een afname van NO_3 . Op alle andere meetpunten zijn geen effecten aantoonbaar door allerlei complicaties. Helaas zijn op meetpunt WP19.f1 weinig / geen organische microverontreinigingen (OMIVE) gemeten, zodat we het gedrag ervan moeten voorspellen op basis van modelberekeningen.
- De modelsimulaties met Easy-Leacher.xls laten voor de situatie zonder bodemslib gemiddeld meer OMIVE verwijdering zien dan de situatie met bodemslib, t.a.v. cafeïne, dimethoat, DIPE, jopamidol, metformine, pyrazool en urotropine, terwijl de situatie met bodemslib beter presteert t.a.v. atrazine en desfenyl-chloridazon.
- De situatie zonder bodemslib toont alleen langs de ondiepe stroombanen duidelijke doorbraak van NO_3 (zoals bij Galgenberg). In het systeem zonder bodemslib zijn O_2 en SO_4 beschikbaar om ook pyriet te oxideren, wat de SO_4 toename verklaart.
- Het regelmatig verwijderen van bodemslib (b.v. 1x/5-10 jaar) heeft grosso modo een positief effect op de hier onderzochte waterkwaliteitsaspecten.

Aanbevelingen

- Monitoring van de grondwaterkwaliteit nabij een verstoppende oever van een infiltratiebekken draagt bij aan inzicht in de urgentie van slibruiming. Deze monitoring is gediend met een hogere frequentie op meerdere locaties.
- Voor de bepaling van halfwaardetijden in het bekken en tijdens bodempassage dienen enkele meetpunten frequent(er) te worden bemonsterd voor onderzoek op een breed scala OMIVE. Door reorganisatie van het huidige meetplan kan dit budgetneutraal gebeuren. Er ontstaat zo meer rendement van het meetnet, omdat er betere prognoses van de waterkwaliteit mogelijk zijn.
- Verbetering en verdere toepassing van het model Easy-Leacher helpen te komen tot beter onderbouwde prognoses (ook wanneer zich weer nieuwe stoffen aandienen).
- Onderzoek naar ruimtelijke en temporele variaties in bijmengend grondwater is gewenst.

6 Deeltjesverwijdering en selectieve inname Leiduin (Waternet)

6.1 Zuivering Waternet

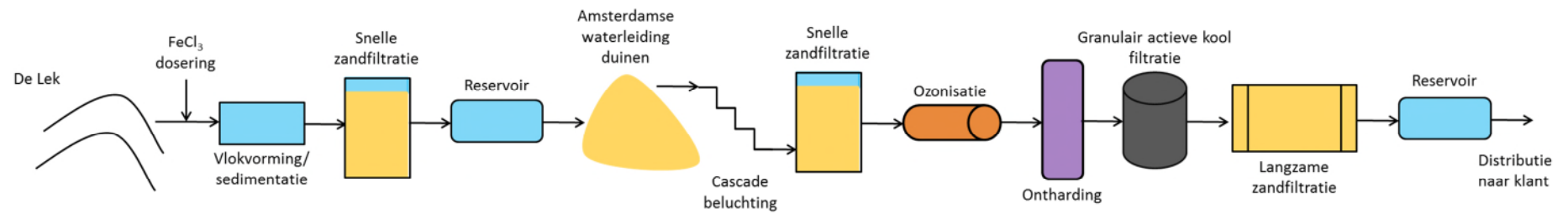
Ongeveer 70% van het drinkwater dat Waternet produceert komt van locatie Leiduin. Het zuiveringsschema wordt weergegeven in Figuur 6-1. De bron voor dit drinkwater is rivierwater uit de Lek. Dit water wordt voorgezuiverd met behulp van coagulatie/flocculatie/sedimentatie en snelfiltratie (zand) in Nieuwegein. Vanuit daar wordt het voorgezuiverde water naar de duinen getransporteerd en geïnfiltreerd. Na een bodempassage (gemiddelde verblijftijd van 90 dagen) wordt het geïnfiltreerde water weer onttrokken uit de duinen. Vervolgens vindt er in Leiduin nog een nazuivering plaats bestaande uit: snelfiltratie (zand), ozonisatie, ontharding, actieve koolfiltratie en langzame zandfiltratie.

6.2 Achtergrond en doel engineering maatregel

In de huidige situatie loopt het duininfiltratiegebied, in het geval van bijvoorbeeld een innamestop, langzaam leeg. Daarom is het doel van Waternet een strategische buffer te creëren. Deze buffercapaciteit kan worden bereikt door rivierwater selectief in te nemen (in tijden van lage concentraties OMIVs) en dit water vervolgens te infiltreren in een dieper pakket in de Amsterdamse Waterleiding Duinen. Op deze manier ligt er in theorie een aantal miljoen m³ (1 of 2 miljoen m³ per jaar verdeeld over 4 putten) water klaar in geval van nood. Daarnaast kan een selectieve inname van rivierwater ook zorgen voor een verminderde belasting van (bepaalde) OMIVs op het duin en de nazuivering.

Het natuurlijk duinwater dat zich in het diepe pakket bevindt, bevat veel fosfaat. Door dit water op te pompen en via de infiltratiegeulen te verzamelen in de Oranjekom bestaat het risico op algenbloei in deze geulen. Een voordeel van voorgezuiverd water dat diep geïnfiltreerd wordt, is dat het niet zoveel fosfaat bevat als natuurlijk duinwater en daarmee wordt het risico op algenbloei in de infiltratiepanden beperkt.

Eerder onderzoek gedaan naar selectieve inname, ASR en innamestops is beschreven in Kiwa Mededeling 125 en 126 (Stuyfzand en Lüers 1996, 2000), het rapport "Haalbaarheid van ondergrondse berging via A(S/T)R in Hollands kustduinen (Stuyfzand *et al.*, 2012) en het wetenschappelijk artikel "Effects of intake interruptions on dune infiltration systems in the Netherlands, their quantification and mitigation" (Stuyfzand en Van der Schans, 2018).



FIGUUR 6-1: ZUIVERINGSSCHEMA LOCATIE LEIDUIN WATERNET

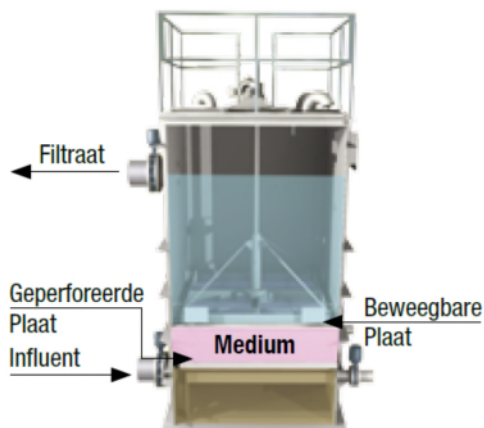
6.3 Voorzuivering van water voor diepinfiltratie

6.3.1 Algemeen

Het voorgezuiverde water dat van de WRK komt, dient nog aanvullend gezuiverd te worden voordat dit water op diepte geïnfiltreerd kan worden. Deze extra zuivering is nodig om met name deeltjes te verwijderen en verstopping van de infiltratieputten te voorkomen. Eén van de mogelijkheden om deeltjes te verwijderen is gebruik te maken van een fuzzy-filter. Deze worden al gebruikt in de afvalwaterzuivering, maar toepassing in drinkwaterzuiveringsinstallaties is nog relatief nieuw. Een voordeel van een fuzzy-filter is dat het, in tegenstelling tot bijvoorbeeld een drain onder de geul, makkelijker schoon te maken is.

6.3.2 Wat is een fuzzy-filter?

Een fuzzy-filter is een filter dat bestaat uit twee geperforeerde platen met daartussen roze balletjes gemaakt van synthetische vezels (Figuur 6-2, Figuur 6-3). Het filter wordt bedreven in upflow modus, het water stroomt dus van onder naar boven. Door de geperforeerde platen meer of minder samen te drukken, kan de porositeit gevarieerd worden. Het fuzzy-filter heeft als doel om zwevende stof te verwijderen. Door het flexibel opereren van de platen en het samendrukbare filtermedium kunnen hoge filtratiesnelheden gehaald worden. Dit resulteert in een kleinere ruimtelijke footprint dan bijvoorbeeld voor zandfiltratie (<http://www.bosman-water.nl>).



FIGUUR 6-2: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN FUZZY-FILTER (BRON: [HTTP://WWW.BOSMAN-WATER.NL/NL/PRODUCTEN/ZUIVERINGSINSTALLATIES/FUZZY-FILTER](http://www.bosman-water.nl/nl/producten/zuiveringsinstallaties/fuzzy-filter))



FIGUUR 6-3: DE ROZE BALLETJES GEMAAKT VAN SYNTHETISCHE VEZELS DIE IN HET FUZZY-FILTER ZITTEN (BRON: : [HTTP://WWW.BOSMAN-WATER.NL/NL/PRODUCTEN/ZUIVERINGSINSTALLATIES/FUZZY-FILTER](http://www.bosman-water.nl/nl/producten/zuiveringsinstallaties/fuzzy-filter))

6.3.3 Locatie van het fuzzy-filter

Er zijn twee mogelijke locaties voor de fuzzy-filters, namelijk in de voorzuivering (WRK, Nieuwegein) of in de Amsterdamse Waterleiding Duinen. Deze laatste heeft de voorkeur en wel om de volgende redenen: (1) indien de fuzzy-filters op de WRK in Nieuwegein worden geïmplementeerd, wordt het water dat bijvoorbeeld naar Tata Steel getransporteerd wordt ook extra voorgezuiverd. Dit zou extra kosten met zich meebrengen voor Tata Steel wat niet wenselijk is, (2) in het duininfiltratiegebied staat een pompstation waarmee water naar PWN gepompt kan worden. In dit pompstation is in de kelder nog ruimte voor de te implementeren fuzzy-filters. Hiermee worden extra investeringskosten voor een nieuw filtergebouw voorkomen.

6.4 Onderzoeksvragen

Selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag (diepinfiltratie) lijkt veel potentie te hebben in het kader van het reduceren van de OMIVE belasting op de nazuivering in Leiduin. Het is echter nog onbekend hoe groot deze reductie in OMIVE belasting kan zijn en of de WRK leiding capaciteit heeft om deze tijdelijk grotere watervraag te kunnen bewerkstelligen.

Het fuzzy-filter kan wellicht voldoende voorzuivering bewerkstelligen voor het diepinfiltratieproces en dat met een kleinere ruimtelijke footprint dan bijvoorbeeld zandfiltratie. Er is echter in de wetenschappelijke literatuur maar heel weinig bekend over de prestatie van deze fuzzy-filters met betrekking tot bijvoorbeeld de mate waarin de membraanfiltratie-index (MFI) verlaagt kan worden en het uitlogen van synthetische vezels. Voor er daadwerkelijk overwogen kan worden de strategische buffer in combinatie met de voorzuivering van fuzzy-filters te implementeren, is nader onderzoek nodig.

Een aantal van de hierboven beschreven onderzoeksvragen zal verder theoretisch worden uitgewerkt in paragraaf 6.5 "Verkenning mogelijkheden selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag voor OMIVE reductie":

1. Wat is het effect van de selectieve inname/strategische buffer op de benodigde verwijderingsinspanning voor stoffen die momenteel een probleem vormen voor Waternet?
2. Is de capaciteit van de WRK leiding wel afdoende voor selectieve inname?

6.5 Verkenning mogelijkheden selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag voor OMIVE reductie

6.5.1 Probleemstoffen

Na een inventarisatie bij Waternet zijn de volgende “probleemstoffen” naar voren gekomen: 1,4-dioxaan, PFOS, PFOA en EDTA (Hofman-Caris *et al.*, 2018, Kors, 2018).

In het kader van het project DPWE robuustheid wordt er onderzocht in hoeverre diverse zuiveringsprocessen in staat zijn een vooraf vastgesteld mengsel van OMIVs te verwijderen. Dit mengsel van OMIVs is geselecteerd op basis van onder andere: aanwezigheid in de bronnen, toxiciteit, stoffeïenschappen, verwijdering in de zuivering, referentiestoffen en praktische zaken als analyseerbaarheid (Puijker *et al.*, 2016; Bertelkamp *et al.*, 2016). Daarnaast zijn er ook diverse stoffen door de drinkwaterbedrijven aangedragen voor deze selectie (Puijker *et al.*, 2016; Bertelkamp *et al.*, 2016). Deze stoffen kunnen dus ook gezien worden als “probleemstoffen” voor de zuivering van Waternet.

Een aantal van deze “probleemstoffen” wordt niet aangetroffen in het Lek water (ter hoogte van Nieuwegein). Voor deze stoffen kan daarom het effect van selectieve inname op de navolgende stappen niet bepaald worden. Deze stoffen zijn daarom niet meegenomen in deze eerste uitwerking.

Tabel 6-1 geeft een overzicht van “probleemstoffen” voor Waternet.

TABEL 6-1 – OVERZICHT VAN PROBLEEMSTOFFEN VOOR WATERNET

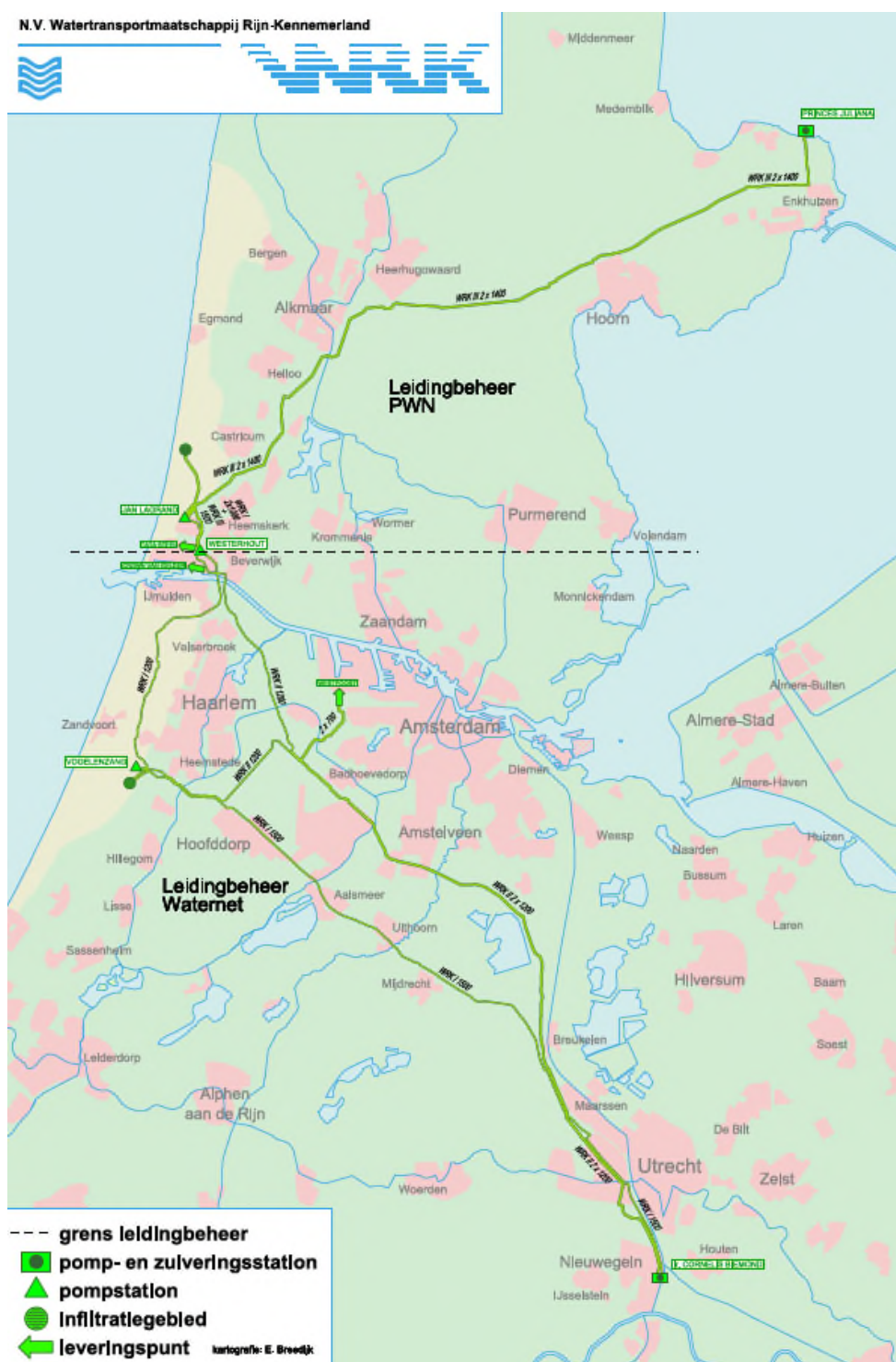
Stof
1,4-dioxaan
EDTA
PFOS
PFOA
Carbamazepine
Terbuthylazine
Hydrochloorthiazide
Propranolol
Gabapentine
Tetraglyme
Acesulfaam-K
Sucralose
4-methyl-1H-benzotriazole
Pyrazool
Melamine
Metformine

6.5.2 Capaciteit WRK leidingen

Het water wordt vanuit Nieuwegein met drie leidingen naar de Amsterdamse Waterleiding Duinen en klanten van Waternet (zoals Tata Steel, Crown van Gelder en het westelijk havengebied) getransporteerd. Dit is de WRK-I (bestaande uit één leiding) en de WRK-II (bestaande uit twee leidingen, namelijk de West en Oost tak). Zie Figuur 6-4. De leidingen stammen uit de jaren 50 en zijn verouderd. Momenteel wordt er gewerkt aan het verbeteren van (delen) van deze leidingen; dit betekent dat Waternet deze leidingen niet op ontwerpcapaciteit kan bedrijven. Indien de leidingen volledig gerenoveerd zijn, bedraagt de

maximale capaciteit van de WRK-I leiding $8.400 \text{ m}^3/\text{h}$ en die van de WRK-II leiding $7.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ($3.500 \text{ m}^3/\text{h}$ per leiding) (Koning, 2018). De WRK I leiding wordt momenteel echter bedreven op een capaciteit van $6.700 \text{ m}^3/\text{h}$ (Koning, 2018). De totale capaciteit bedraagt momenteel dus $6.700 + 7.000 = 13.700 \text{ m}^3/\text{h} = 328.800 \text{ m}^3/\text{d} \approx 2,3 \text{ Mm}^3$ per week $\approx 9,2 \text{ Mm}^3$ per maand.

Grootste afnemers van dit voorgezuiverde water zijn: Tata Steel ($Q = 3.000 - 5.000 \text{ m}^3/\text{h}$), Crown van Gelder ($Q = 400 \text{ m}^3/\text{h}$), PWN ($Q = 4.000 \text{ m}^3/\text{h}$), het westelijk havengebied ($200 \text{ m}^3/\text{h}$) en Waternet zelf (Amsterdamse Waterleidingduinen, $Q_{\min} = 4.000 - 5.000 \text{ m}^3/\text{h}$, $Q_{\max} = 9.500 \text{ m}^3/\text{h}$) (Koning, 2018). In totaal bedraagt dit dus $4.000 + 400 + 4.000 + 200 + 5.000 = 13.600 \text{ m}^3/\text{h}$. Indien de Amsterdamse Waterleidingduinen meer voorgezuiverd water nodig hebben dan $5.000 \text{ m}^3/\text{h}$, gaat dit van het debiet dat naar PWN gaat af. PWN is in deze zin de "restpost" (Koning, 2018).



FIGUUR 6-4: OVERZICHT VAN DE WRK LEIDINGEN

6.5.3 Selectieve inname in combinatie met opslag voor totale drinkwaterproductie

6.5.3.1 Selectieve inname

Figuur II-1 tot en met Figuur II-17 geven de concentraties per maand van de diverse “probleemstoffen” voor de periode 2014 – 2016 in de Lek ter hoogte van Nieuwegein. Voor de meeste stoffen lijken de concentraties lager in de maanden Mei tot en met Oktober. Dit betekent dat er het beste in deze periode water ingenomen kan worden.

Er zijn ook stoffen waarvoor geen duidelijke trend is waar te nemen (4-methyl-1H-benzotriazole), de concentraties zeer laag zijn en dicht bij de detectiegrens liggen (PFOS, PFOA) of waar de trend over de drie jaren geen eenduidig beeld geeft (melamine, sucralose, propranolol).

Ter illustratie, wordt het effect van selectieve inname voor EDTA hieronder uitgewerkt voor het jaar 2016. De gemiddelde EDTA last over Mei tot en met September is gelijk aan 0,0025 ($\pm 0,0014$) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is, terwijl dit voor de maanden Oktober tot en met April gelijk is aan 0,0058 ($\pm 0,0022$) $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Waternet onttrekt gemiddeld ongeveer 100 Mm^3 per jaar ($\approx 11.500 \text{ m}^3/\text{h}$) uit de Lek (Koning, 2018). Indien er alleen in de maanden Mei tot en met September onttrokken wordt, betekent dit dat er $100 \text{ Mm}^3 / 5 \text{ Maanden} = 20 \text{ Mm}^3$ per maand moet worden onttrokken aan de Lek in plaats van de momenteel onttrokken 9,2 Mm^3 per maand. Dit is bijna 2,5 keer zoveel. Ervan uitgaande dat dit praktisch mogelijk is (in verband met de capaciteit van de WRK leiding), zou dit betekenen:

Initiële belasting:

$$5 \text{ (maanden)} * 9,2 \text{ (Mm}^3/\text{maand)} * 0,0025 \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)} + 7 \text{ (maanden)} * 9,2 \text{ (Mm}^3/\text{maand)} * 0,0058 \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)} = 115,00 \text{ mg} + 373,52 \text{ mg} = 488,52 \text{ mg}.$$

Belasting bij selectieve inname:

$$5 \text{ (maanden)} * 20 \text{ (Mm}^3/\text{maand)} * 0,0025 \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)} = 250 \text{ mg}.$$

De belasting van EDTA op de het bodempassagesysteem (AWD) is dus met $(488,52 - 250)/488,52 * 100\% = 49\%$ gereduceerd.

Voor de overige stoffen wordt de maximaal haalbare reductie weergegeven in Tabel 6-2.

TABEL 6-2: MAXIMAAL HAALBARE REDUCTIE IN OMIV BELASTING OP NAZUIVERING LEIDUIN PER STOF (BIJ SELECTIEVE INNAME IN PERIODE MEI-SEP 2016)

Organische microverontreiniging	Beoogde reductie in belasting op nazuivering [%] ¹
1,4-dioxaan	29
EDTA	49
PFOS	7
PFOA	5
Carbamazepine	28
Terbuthylazine	88 ²
Hydrochloorthiazide	68
Propranolol	17
Gabapentine	26

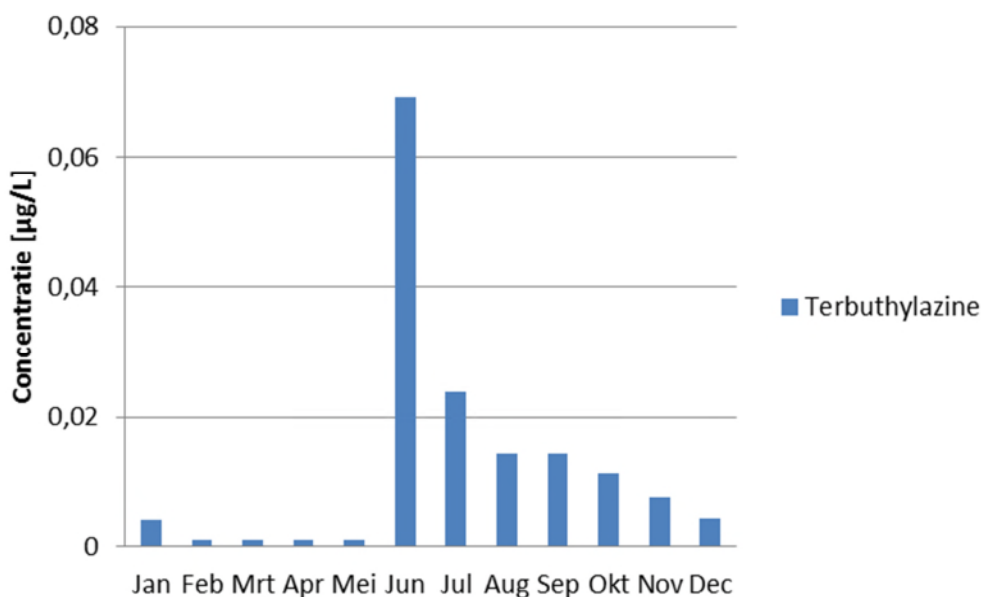
Tetraglyme	38
Acesulfaam-K	21
Sucralose	- ³
4-Methyl-1H-Benzotriazool	13
Pyrazool	21
Melamine	18
Metformine	32

¹ Indien de concentratie lager was dan de detectiegrens is gerekend met $0,5 \cdot \text{detectiegrens}$

² Berekend voor een selectieve inname in de periode Januari tot en met Mei

³ Te weinig datapunten om berekening te kunnen maken

Voor terbuthylazine daarentegen is een ander patroon in de tijd te zien, zie Figuur 6-8.



FIGUUR 6-8: CONCENTRATIES TERBUTHYLAZINE PER MAAND IN DE LEK THV NIEUWEGEIN VOOR 2016

Indien er in het geval van terbuthylazine wordt ingenomen in de maanden Januari tot en met Mei, resulteert dit in de volgende reductie in belasting van terbuthylazine op de nazuivering:

Initiële belasting:

$$5 \text{ (maanden)} \cdot 9,2 \text{ (Mm}^3\text{/maand)} \cdot 1,65 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)} + 7 \text{ (maanden)} \cdot 9,2 \text{ (Mm}^3\text{/maand)} \cdot 2,07 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)} = 0,08 \text{ mg} + 1,33 \text{ mg} = 1,41 \text{ mg.}$$

Belasting bij selectieve inname:

$$5 \text{ (maanden)} \cdot 20 \text{ (Mm}^3\text{/maand)} \cdot 1,65 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)} = 0,17 \text{ mg.}$$

De belasting van terbuthylazine op de nazuivering is dus met $(1,41 - 0,17)/1,41 \cdot 100\% = 88\%$ gereduceerd.

De selectieve inname kan dus op de bulk van de OMIVs gericht worden of op specifieke probleemstoffen.

Hoewel het voorbeeld slechts illustratief is (er is aangenomen dat de huidige pomp- en zuiveringscapaciteit 2,5 keer zo groot kan worden), wordt wel duidelijk dat er een significante reductie in OMIVE belasting op de nazuivering in Leiduin bewerkstelligd kan worden. De reductie in OMIVE belasting ligt tussen 13 en 68% voor de “probleemstoffen” weergegeven in Tabel 6-2. Er kan worden vastgesteld dat elke “probleemstof” een eigen rendement heeft wat betreft het effect van selectieve inname, maar dat deze relatief hoog is voor hydrochloorthiazide (68%) en EDTA (49%). Tevens zijn er stoffen zoals PFOS, PFOA en 4-methyl-1H-benzotriazool waarvan de concentraties per maand redelijk constant zijn. Hierdoor is het effect van selectieve inname voor deze stoffen minimaal (<15%).

Indien Waternet maximaal gebruik wil maken van selectieve inname voor de totale drinkwaterproductie, zal er dus: (1) een extra transportleiding aangelegd dienen te worden of (2) langzaam voorraden voorgezuiverd oppervlaktewater gespaard dienen te worden. Bij de eerste optie kunnen langs de nieuw aan te leggen transportleiding een aantal infiltratieputten (ASR) geplaatst worden. Op deze manier kunnen er op verschillende locaties, die hiervoor geschikt zijn, voorraden voorgezuiverd oppervlaktewater opgeslagen worden. De opslag van voorgezuiverd water wordt dan niet beperkt tot het duingebied. Een eventuele voorzuivering (benodigd voor diepinfiltratie) zal dan geïmplementeerd moeten worden op locatie Nieuwegein. In het geval van optie 2, wordt er in tijden van extra beschikbare transportcapaciteit (en lage concentraties OMIVEs in het innamewater), water door de WRK leiding getransporteerd. Ook voor dit alternatief kunnen er onderweg afkoppelingen gemaakt worden (ASR) om selectief ingenomen voorgezuiverd water tijdelijk in op te slaan. Op deze manier wordt er langzaam extra buffervolume gespaard. Dit proces zal langere tijd in beslag nemen, maar voorkomt het aanleggen van een nieuwe transportleiding.

Toekomstig onderzoek zal moeten uitwijzen of het aanleggen van een extra transportleiding naar de duinen of het sparen van buffervolumes voorgezuiverd oppervlakte water met de huidige WRK leiding financieel haalbaar is op basis van de verwachte OMIVE reductie op de nazuivering in Leiduin.

6.5.4 Selectieve inname in combinatie met tijdelijke opslag (calamiteitenbuffer)

Selectieve inname kan niet alleen worden toegepast voor de totale drinkwaterproductie, maar ook bijvoorbeeld als calamiteitenbuffer. Groot voordeel hierbij is dat het volume water dat tijdelijk wordt opgeslagen vele malen kleiner is (enkele Mm³). Dit betekent dat de transportleidingen minder zwaar belast worden.

De WRK leidingen worden momenteel niet bedreven op maximale capaciteit en dit kan normaal gesproken ook niet. Er dient rekening gehouden te worden met onderhoud en mogelijke innamestops. Indien er een innamestop heeft plaatsgevonden, dient er naderhand extra water naar de duinen getransporteerd te worden om deze weer aan te vullen.

Tabel 6-3 geeft de benodigde percentages weer voor aan aantal buffervolumes variërend van 1 tot 5 Mm³. In het geval van selectieve inname als calamiteitenbuffer (met een arbitrair gekozen buffervolume van 2 Mm³ in het diepe pakket), dient er gedurende een periode van 10 weken, elke week 200.000 m³ (≈ 10%) extra te worden getransporteerd door de WRK leidingen. Dit lijkt in theorie haalbaar.

Echter de reducties in OMIVE belasting op de nazuivering zijn in het geval van een calamiteitenbuffer beperkt. Het buffervolume van 2 Mm³ is slechts 2% van de totale drinkwaterproductie (≈ 100 Mm³) en hiermee worden de behaalde reducties in OMIVE belasting op de nazuivering verwaarloosbaar.

TABEL 6-3: PERCENTAGE EXTRA TE TRANSPORTEREN WATER TEN OPZICHTE VAN DE TOTALE CAPACITEIT VAN DE WRK LEIDING ALS FUNCTIE VAN HET BUFFERVOLUME

Buffervolume [Mm ³]	Percentage extra te transporteren water [%]
1	5
2	11
3	16
4	21
5	27

7 Discussie

7.1 Algemeen

In dit rapport is gekeken naar mogelijke engineering maatregelen voor het verbeteren van OMIVE verwijdering in bodempassagesystemen (waarbij oppervlaktewater bewust of onbewust bijdraagt aan het bereiden van drinkwater) in Nederland. Door bodempassagesystemen actief te sturen op OMIVE verwijdering, wordt getracht de belasting van deze stoffen op het bovengrondse systeem aanzienlijk te verlagen. Er is gekeken naar maatregelen die ingrijpen op (1) redox condities, (2) verblijftijd, en (3) selectieve inname in tijden van lage concentraties OMIVES.

7.2 Redox condities

Zoals eerder beschreven speelt het redox milieu een belangrijke rol bij de verwijdering van OMIVES in bodempassagesystemen. Zo wordt de ene stof beter verwijderd onder oxische condities en de andere stof onder meer gereduceerde condities (bijv. nitraat reducerend of ijzer/mangaan reducerend). Het diversificeren van het redox-milieu zal daarom een positief effect hebben op de verwijdering van OMIVES.

Een sequentie van redox condities zoals beschreven door het SMART systeem (Regnery *et al.*, 2016; Hellauer *et al.*, 2017) lijkt moeilijk realiseerbaar in Nederland. In de duininfiltratiegebieden is de ruimte zeer beperkt en het inzetten van de huidige infiltratiepanden als een twee componenten systeem (eerst een kortdurende bodempassage onder nitraat reducerende condities gevolgd door een oxische bodempassage met substraatarme condities) zal daardoor resulteren in een halvering van de capaciteit. Bovendien vergt de laatste stap een dikke onverzadigde zone die er veelal gewoon niet is.

Rivierbodemfiltratie als voorzuivering voor een infiltratiepand/-vijver wordt nog niet toegepast in Nederland, omdat de meeste duininfiltratiegebieden worden voorafgegaan door een voorzuivering van coagulatie-flocculatie-sedimentatie en snelfiltratie (zand). Echter, op de lange termijn (wanneer de levensduur van conventionele voorzuivering is afgeschreven) kan dit wellicht een rendabel alternatief bieden. Dit concept maakt ook optimaal gebruik van een sequentie in redox condities.

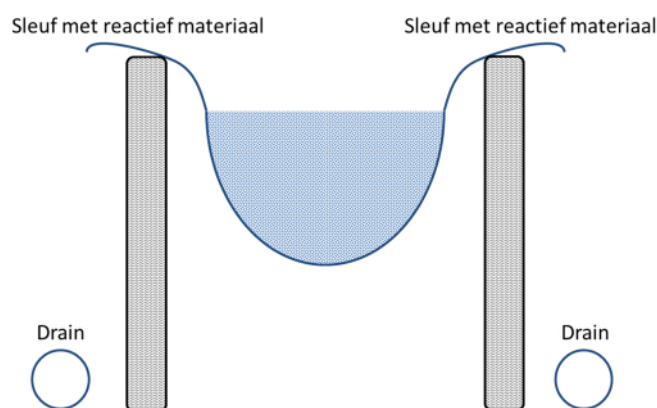
Het creëren van een meer divers en gereduceerd redox-milieu en extra sorptiecapaciteit kan ook bewerkstelligd worden door het implementeren van een reactieve laag. Echter, het effect van de extra sorptieplekken versus het creëren van een meer divers redox milieu is alleen onderzocht als totaaleffect. De mate waarin deze mechanismes afzonderlijk bijdragen aan de totale verwijdering dient in de toekomst verder onderzocht te worden. Nadeel van dit concept is dat het alleen toegepast kan worden in infiltratiepanden en niet op rivieroevers. De verwachting is dat de reactieve laag dan langzaam uit zal spoelen (in het geval van een hoge rivierafvoer).

Naast het implementeren van een reactieve laag om zo de redox condities te beïnvloeden kan er ook reactief materiaal (sliblaag) verwijderd worden. Dit aspect is onderzocht in Hoofdstuk 5 voor de casus Heel. WML ondervindt momenteel nadelige effecten van mosselen op de oever van het bekken en gaat daarom een fosfaatverwijderingsstap implementeren. De verwachting is dat de sliblaag hierdoor ook zal afnemen, echter het effect op de OMIVE verwijdering moet nog onderzocht worden. De achterliggende gedachte is dat door het

verwijderen van de sliblaag er meer oxische condities worden gecreëerd en dit een positief effect zal hebben op de OMIVE verwijdering. Hoewel de beschikbare data beperkt was, lieten de modelsimulaties met Easy-Leacher.xls voor de situatie zonder bodemslib gemiddeld meer OMIVE verwijdering zien t.a.v. cafeïne, dimethoaat, DIPE, jopamidol, metformine, pyrazool en urotropine, terwijl de situatie met bodemslib beter presteert t.a.v. atrazine en desfenyl-chloridazon. Voor oeverfiltratie heeft periodieke slibverwijdering minder effect, aangezien hier van nature de sliblaag al wordt verwijderd in het geval van hoge rivierafvoeren. Voor BAR sites (duininfiltratiepanden) wordt het verwijderen van de sliblaag al gedaan door eens in de zoveel jaar de panden te schonen. Het effect hiervan op de OMIVE verwijdering is echter nog maar beperkt onderzocht en is daarmee een potentieel belangrijk onderzoeksveld voor toekomstig onderzoek.

7.3 Verblijftijd/reactiviteit verhogen

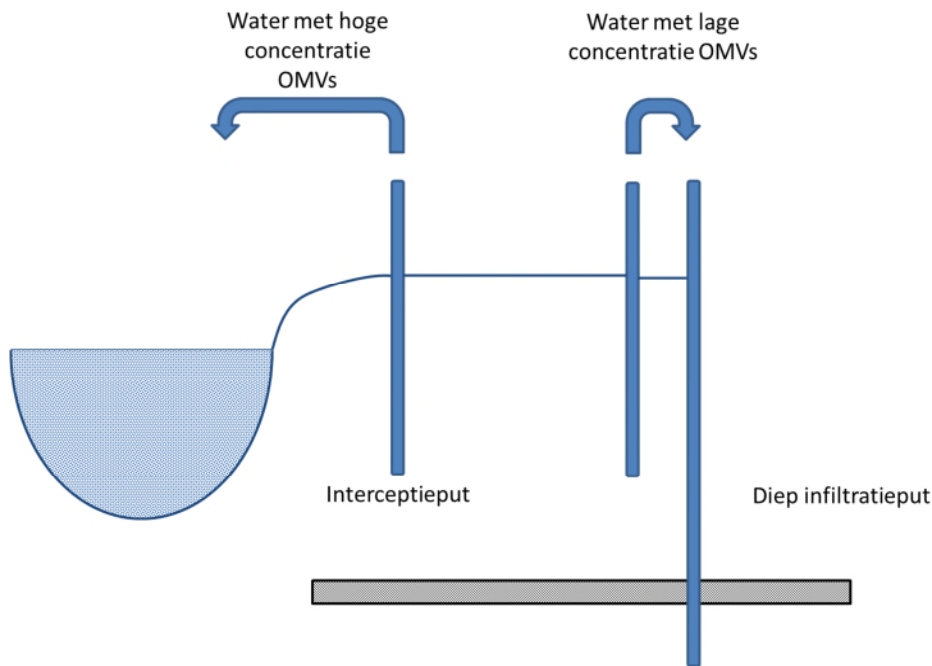
Naast aanpassing en/of verbreding van redox condities, zijn er ook nog andere mogelijkheden om de zuivering van OMIVEs te verbeteren in de infiltratiepanden. Een idee is bijvoorbeeld een sleuf van actief-kool (of een ander materiaal) aan te leggen naast een infiltratiepand (Figuur 7-1). Hier moet het water dan doorheen voordat het de drains bereikt. Hiermee wordt ook enigszins de verblijftijd beïnvloed. Zoals eerder besproken heeft een studie van Grebel *et al.*, 2013 opgeleverd dat de microbiële populaties op diverse filtermedia kunnen verschillen (zowel in structuur als in soorten). Deze verschillen in microbiële populaties kunnen misschien ook bijdragen aan de verbeterde verwijdering van OMIVEs. Het inbrengen van “andere” (filter)media in sleuven naast het infiltratiepand kan resulteren in een meer diverse microbiële populatie en daarmee een verbeterde OMIVE verwijdering. Een belangrijk aspect hierbij is wel dat de totale sleuflengte in het duininfiltratiegebied van bijvoorbeeld de Amsterdamse Waterleiding Duinen gelijk is aan ongeveer 9 km. Dit betekent een enorme inspanning om deze sleuven aan te brengen, als er überhaupt vergunning wordt verleend (hetgeen zeer twijfelachtig is). Daarbij komt dat er meer inzicht verkregen moet worden in het “extra” verwijderingsrendement (van OMIVEs) dat op deze manier verkregen kan worden.



FIGUUR 7-1: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN INFILTRATIEGEUL MET DRAINS EN SLEUF VAN REACTIEF MATERIAAL

Oeverfiltratiesites in Nederland worden gekenmerkt door reistijden variërend van een paar weken tot vele jaren en dienen vaak als microbiologische barrière. Het onttrekken van rivierwater na slechts een paar dagen oeverpassage resulteert in het ontbreken van deze barrière. Dit betekent dat er bovengronds een extra desinfectiestap nodig is wat de nodige investerings- en operationele kosten met zich meebrengt. Echter, dit aspect kan omzeild worden door het onttrokken water (met slechts een paar dagen reistijd) te infiltreren in een -

dieper pakket en op te slaan (zie Figuur 7-2, lijkt enigszins op het OEDI-concept). De lange verblijftijd in het diepe pakket vormt dan ook een microbiologische barrière. Indien het inkomende rivierwater gekenmerkt wordt door hoge concentraties OMIVs kan de “monitoringsput” worden bedreven als interceptieput. Hierbij wordt het water met hoge concentraties OMIVs terug de rivier ingepompt. Dit water kan dan het bodempakket niet verder verontreinigen. Daarnaast kan het geïnfilterde water in het diepe pakket gebruikt worden voor de drinkwaterproductie. Dit reduceert de belasting (ten aanzien van OMIVs) op de nazuivering.



FIGUUR 7-2: OEVERFILTRATIESYSTEEM WAARBIJ RIVIERWATER NA ENKELE DAGEN REISTIJD WORDT ONTTROKKEN OM VERVOLGENS TE INJECTEREN IN DIEPER PAKKET

7.4 Selectieve inname eventueel in combinatie met ondergrondse opslag

Dat een selectieve inname een reductie van de OMIV belasting op de bovengrondse zuivering kan betekenen is geïllustreerd in hoofdstuk 6 met de casus voor de Amsterdamse Waterleiding Duinen. De maximale reductie in stofbelasting voor de range aan OMIVs ligt ongeveer tussen 13 en 88% (voor de totale drinkwaterproductie, met de aanname dat er geen limiet zit aan de capaciteit van de voorzuivering en de transportleidingen). Hoewel de reducties in stofbelasting al redelijk groot zijn voor De Rijn (een gemengde rivier), zullen deze voor De Maas mogelijk nog groter zijn. Dit komt doordat de Maas een regenrivier is, in tegenstelling tot De Rijn welke een gemengde rivier is regen en sneeuw-/ijssmelt. Voor een regenrivier zijn de verschillen in debiet (en dus stofconcentratie) tussen droogweerafvoer en regenafvoer groter.

In de huidige casus werd de situatie bekeken waarin het diep-geïnfilterde water wordt opgepompt en vervolgens via de infiltratiegeulen naar Oranjekom wordt getransporteerd. Echter, er zou ook overwogen kunnen worden het diep-geïnfilterde water via een gesloten leiding direct naar de nazuivering te transporteren. Dit kan herbesmetting van het water voorkomen waardoor de zuiveringslast in de nazuivering nog verder gereduceerd kan worden.

Het tijdelijk opslaan van voorgezuiverd rivierwater met daarin lage concentraties OMIVeS in een ASR systeem lijkt veel potentie te hebben. De proef uitgevoerd in Herten in 2005 bleek succesvol, mits er een pH buffer mee gedoseerd wordt. Aangezien de huidige capaciteit van de WRK-leiding niet afdoende is, zou het aanleggen van ASR putten langs de transportleiding van de voorzuivering naar de Amsterdamse Waterleiding Duinen hier uitkomst kunnen bieden. Op deze manier hoeft niet al het water naar het duingebied getransporteerd te worden, maar kunnen er afkoppelingen gemaakt worden om buffers langs de leiding aan te leggen. Hier kan eventueel een nieuwe transportleiding voor worden aangelegd of er wordt gebruik gemaakt van de huidige (beperkte) overcapaciteit waarbij er langzaamaan buffervolumes gecreëerd worden.

Door het onderweg afkoppelen van water voor ASR voorzieningen is een drinkwaterbedrijf ook niet volledig afhankelijk van de mogelijke bergingscapaciteit in het duingebied (inclusief de wet- en regelgeving omtrent deze gebieden). Dit maakt het toevoegen van bepaalde reagentia tijdens opslag wellicht ook mogelijk. Het situeren van ASR putten naast de (nieuwe) transportleiding biedt wellicht ook kansen voor de andere duininfiltratiebedrijven: PWN, Dunea en Evides.

8 Conclusies en aanbevelingen

In deze studie hebben we gekeken of het mogelijk is engineering maatregelen toe te passen in bodempassagesystemen om daarmee de verwijdering van OMIVs te optimaliseren. Hiervoor is in de wetenschappelijke literatuur onderzocht welke engineering maatregelen er beschikbaar zijn voor bodempassagesystemen om de OMIV verwijdering te verbeteren. Daarnaast is er op basis van interviews informatie verzameld bij de verschillende drinkwaterbedrijven over eventuele opties en wensen. Op basis hiervan zijn twee casussen verder uitgewerkt: (1) het effect van het verwijderen van de sliblaag op de oever van het bekken in Heel op de verwijdering van OMIVs, en (2) het effect van de selectieve inname in combinatie met ondergrondse opslag op de OMIV belasting in de navolgende zuiveringsstappen.

Het toepassen van BONUS is maatwerk per locatie aangezien niet elke engineering maatregel geschikt is voor elke locatie. Ook kunnen de probleemstoffen per locatie verschillend zijn waardoor er voor de ene locatie misschien moet worden gedacht aan het diversificeren van redox condities, terwijl voor een andere stof (en dus locatie) een verlenging van de reistijd wellicht effectiever is. Desalniettemin bieden bodempassagesystemen een aanvulling op de verwijdering van OMIVs ten aanzien van bovengrondse zuiveringsprocessen. Het voornaamste verwijderingsmechanisme tijdens bodempassage is voor de meeste stoffen biodegradatie. Hoewel biodegradatie van deze stoffen ook in andere biologische processen kan plaatsvinden (snelfilters, biologisch actief kool, langzame zandfilters), bieden bodempassagesystemen vele malen langere reistijden en een breder palet aan redoxcondities. Een stof als metformine lijkt zeer moeilijk te verwijderen met processen zoals vlokvorming, actief-kool, ozon en chloring, maar laat een hoge verwijdering zien tijdens bijv. oeverfiltratie (Scheurer *et al.*, 2012). Deze studie onderschrijft hiermee de meerwaarde van een bodempassagesysteem en de complementaire werking met de bovengrondse zuivering. Door een beter begrip van deze bodempassagesystemen en meer inzicht in de verantwoordelijke mechanismes voor verwijdering, kunnen met behulp van engineering maatregelen bodempassagesystemen geoptimaliseerd worden voor OMIVs verwijdering in het algemeen of voor specifieke probleemstoffen die met de bovengrondse zuiveringsprocessen niet verwijderd worden.

Voor de casus Heel was er maar beperkt data beschikbaar en waren de OMIV concentraties bovendien vaak erg laag. Echter, modelsimulaties met Easy Leacher.xls lieten voor de situatie zonder bodemslib gemiddeld meer OMIV verwijdering zien dan de situatie met bodemslib, t.a.v. cafeïne, dimethoaat, DIPE, jopamidol, metformine, pyrazool en urotropine, terwijl de situatie met bodemslib beter presteert t.a.v. atrazine en desfenyl-chloridazon. Retardatie tijdens bodempassage speelt alleen voor fenanthreen een prominente rol, de andere bestudeerde OMIVs retarderen nauwelijks t.o.v. water.

Het volgende wordt aanbevolen (1) de grondwaterkwaliteit nabij een verstoppende oever te monitoren, omdat dit bijdraagt aan inzicht in de urgentie van slibruiming, (2) Het huidige meetplan (budgetneutraal) aanpassen zodat er meer inzicht wordt verkregen in de halfwaardetijden van de OMIVs in het bekken en tijdens bodempassage, (3) Verbetering en verdere toepassing van het model Easy-Leacher helpen te komen tot beter onderbouwde prognoses (ook wanneer zich weer nieuwe stoffen aandienen) en (4) Onderzoek naar ruimtelijke en temporele variaties in bijmengend grondwater is gewenst.

Voor de casus Amsterdamse Waterleiding Duinen (Waternet) bleek in het geval van een calamiteitenbuffer de reductie in OMIVE belasting verwaarloosbaar. Echter, indien de totale drinkwaterproductie in ogenschouw werd genomen voor selectieve inname, werd een reductie in OMIVE belasting van maximaal 13 – 88% mogelijk voor de “probleemstoffen” in dit rapport. Hierbij werd aangenomen dat er geen limiet zit aan de transportcapaciteit van de WRK leiding. De ontwerpcapaciteit van de WRK leiding is gelijk aan 15.400 m³/h, dat is ongeveer 11 Mm³ per maand. In het geval van selectieve inname is er gerekend met een debiet van 20 Mm³ per maand. Om deze reductie in OMIVE belasting te bewerkstelligen is dus een extra transportleiding nodig en extra capaciteit op de voorzuivering in Nieuwegein.

Toekomstig onderzoek zal moeten uitwijzen of de reductie in OMIVE belasting voor nog meer stoffen geldt en, indien dit het geval is, voor welke. Ook zal er een kosten-batenanalyse gemaakt moeten worden om te onderzoeken of de baten van minder OMIVE belasting op de nazuivering in Leiduin opwegen tegen de extra kosten voor het aanleggen van een extra transportleiding van de WRK Nieuwegein naar de AWD (alsmede het vergroten van de capaciteit van de voorzuivering) of het scenario waarbij er langzaam aan buffervolume “gespaard” wordt met de huidige WRK transportleiding.

Selectieve inname voor de totale drinkwaterproductie lijkt dus een veelbelovende engineering maatregel, zeker in combinatie met het afkoppelen van dit voorgezuiverde water in ASR putten gesitueerd langs de (huidige/nieuw aan te leggen) transportleiding.

Tevens dient er gekeken te worden naar de waterkwaliteit die gehaald kan worden met het fuzzy-filter. Is dit de meest geschikte voorzuivering voor het voorkomen van putverstopping? Of zijn er betere alternatieven beschikbaar? Daarnaast zal er onderzocht moeten worden in hoeverre diepinfiltratie bijdraagt aan de verwijdering van OMIVES. Hierdoor wordt er meer inzicht verkregen in de benodigde nazuivering.

9 Referenties

Alidina, M., Li, D., Ouf, M., Drewes, J.E., 2014a. Role of primary substrate composition and concentration on attenuation of trace organic chemicals in managed aquifer recharge systems. Journal of Environmental Management 144, pp. 58 - 66.

Alidina, M., Li, D., Drewes, J.E., 2014b. Investigating the role for adaptation of the microbial community to transform trace organic chemicals during managed aquifer recharge. Water Research 56, pp. 172 - 180.

Antoniou, A.E. (2015) Addressing quality issues during potable water ASR – Optimizing Aquifer Storage Recovery through hydrogeochemical analysis of a pilot project, column tests and modeling. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.

Arvaniti, O.S., Stasinakis, A.S., 2015. Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment. Science of the Total Environment, 524-525, pp. 81 – 92.

Bao, Y., Niu, J., Xu, Z., Gao, D., Shi, J., Sun, X., Huangm Q., 2014. Removal of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from water by coagulation: Mechanisms and influencing factors. Journal of Colloid and Interface Science, 434, pp. 59 -64.

Benotti, M.J., Song, R., Wilson, D., Snyder, S.A., 2012. Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds through pilot- and full-scale riverbank filtration. Water Science & Technology: Water Supply, 12 (1), pp. 11 - 23

Bertelkamp, C., Verliefde, A.R.D., Reynisson, J., Singhal, N., Cabo, A.J., de Jonge, M., van der Hoek, J.P., 2016. A predictive multi-linear regression model for organic micropollutants, based on a laboratory-scale column study simulating the river bank filtration process. Journal of Hazardous Materials, 304, pp. 502 – 511.

Bustos Medina, D.A., G.A. van den Berg, B.M. van Breukelen, M. Juhasz-Holterman, P.J. Stuyfzand 2013. Iron hydroxide clogging of public supply wells receiving artificial recharge: Near-well and in-well hydrological and hydrochemical observations. Hydrogeology Journal 21(7), 1393-1412.

De La Loma, B., Hartog, N., 2016. The contribution of soil passage in removing pharmaceutical compounds from infiltrated surface water – Towards potential adaptation to increasing concentrations due to climate change and ageing. BTO rapport 2016.074.

De la Loma Gonzales B. en C.G.E.M. van Beek 2012. Description of well clogging after 10 years artificial recharge at well field Heel (WML). KWR-rapport BTO 2012.036(s), 115 p.

De Moel P.J., J.Q.J.C. Verberk and J.C. van Dijk 2006. Drinking water, principles and practices. World Scientific Publ. Co. Ltd, Singapore, 413p.

Drewes, J., Reinhard, M., Fox, P., 2003. Comparing microfiltration-reverse osmosis and soil-aquifer treatment for indirect potable reuse of water. Water Research, 37, pp. 3612 – 3621.

- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P., De Voogt, P., 2012. Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoralkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. Environmental Science & Technology, 46, pp. 1708 – 1715.
- Ferrey, M.L., Wilson, J.T., Adair, C., Su, C., Fine, D.D., Liu, X., Washington, J.W., 2012. Behavior and Fate of PFOA and PFOS in Sandy Aquifer Sediment. Ground Water Monitoring & Remediation, 32, (4), pp. 63 – 71.
- Frycklund C., B. Sundlöf & G. Jacks 2010. Limestone Filters in Artificial Recharge of Groundwater, Environmental Technology, 21:4, 363-373, DOI: 10.1080/09593332108618099
- Grebel, J.E., Mohanty, S.K., Torkelson, A.A., Boehm, A.B., Higgins, C.P., Maxwell, R.M., Nelson, K.L., Sedlak, D.L., 2013. Engineered Infiltration Systems for Urban Stormwater Reclamation. Environmental Engineering Science 30 (8), pp. 437-454.
- Hamann, E., Stuyfand, P.J., Greskowiak, J., Timmer, H., Massmann, G., 2016. The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. Science of the Total Environment, 545 – 546, pp. 629 -640.
- Hartog N. 2013. Verwijdering van Geneesmiddelen in de Lange Vlieter en door Bodempassage bij Waterproductiebedrijf Heel. KWR-rapport KWR 2014.043, 147p.
- Hartog, N., en Antoniou, A., 2013. “The potential of near-well subsurface water treatment – Testing the enhanced removal of 11 organic micropollutants using iron and manganese oxide precipitates. BTO rapport 2013.053. KWR Watercycle Research Institute.
- Hartog N. en P. van Diepenbeek 2014. Afname geneesmiddelenconcentraties na inname Maaswater: verdunning of verwijdering? H2O-Online / 20 november 2014, 11p.
- Hartog, N., 2016. Near-Well Subsurface Treatment Technologies for Sustainable Drinking Water Production, in Filtration Materials for Groundwater: A Guide to Good Practice. Kozyatnyk, K. (Editor), IWA Publishing, pp. 144.
- Hartog, N., Hofman-Caris, R., Bertelkamp, C., Bloemendal, M., 2017. Ondergronds zuiveren: toepassingsmogelijkheden in de praktijk. BTO rapport 2017.035. KWR Watercycle Research Institute.
- Hartog, N., Hofman-Caris, R., Bertelkamp, C., Bloemendal, M., Palmen, L. (2018). Ondergronds zuiveren: verkenning van toepasbaarheid in de praktijk. BTO 2018.034.
- Hellauer, K., Mergel, D., Ruhl, A.S., Filter, J., Hübner, U., Jekel, M., Drewes, J.E., 2017. Advancing Sequential Managed Aquifer Recharge Technology (SMART) Using Different Intermediate Oxidation Processes. Water 9 (221).
- Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., Bayona, J.M., 2010. Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetland for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. Water Research 44, pp. 3669 – 3678.
- Hiscock, K.M., Grischek, T., 2002. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. Journal of Hydrology 266, pp. 139 – 144.

Hofman-Caris, C.H.M., Harmsen, D.J.H., Siegers, W., 2018. Verkenning selectieve technieken. BTO rapport 2018.026, KWR Watercycle Research Institute.

Hutchinson, A.S., Rodriguez, G., Woodside, G., Milczarek, M., 2017. Maximizing Infiltration Rates by Removing Suspended Solids: Results of Demonstration Testing of Riverbed Filtration in Orange County, California. Water 9 (119).

Koning, P., Waternet (persoonlijke communicatie), 2018

Kors, L., Waternet (persoonlijke communicatie), 2018

Laeven M.P. & P.J. Stuyfzand 1997. Voorspelling grondstofkwaliteit Waterproductiebedrijf Heel; eind-rapport 1996. Kiwa-rapport KOA 97.061, 109p.

Laeven M.P., F. Luers, G.J. Medema, P.J. Stuyfzand & C.J. Carpentier 1999. Grondstofkwaliteit Waterproductiebedrijf Heel: resultaten 1998 en update prognose waterkwaliteit. Kiwa-rapport KOA 99.194, 33p.

Li, D., Sharp, J.O., Saikaly, P.E., Ali, S., Alidina, M., Alarawi, M., Keller, S., Hoppe-Jones, C., Drewes, J.E., 2012. Dissolved organic carbon influences microbial community composition and diversity in geographically distinct managed aquifer recharge systems. Applied and Environmental Microbiology 78 (19), pp. 6819 - 6828.

Li, D., Alidina, M., Ouf, M., Sharp, J.O., Saikaly, P., Drewes, J.E., 2013. Microbial community evolution during simulated managed aquifer recharge in response to different biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) concentrations. Water Research 47, pp. 2421- 2430.

Li, D., Sharp, J., Drewes, J.E., 2016. Influence of wastewater discharge on the metabolic potential of the microbial community in river sediments. Microbial Ecology 71(1), pp. 78- 86.

Martens J.M.M. 2007. Evaluatieverslag, Oeverschoonmaak 2007 te Heel. WML-rapport, 34p.

Matamoros, V., Nguyen, L.X., Arias, C.A., Salvadó, V., Brix, H., 2012. Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: A microcosm experiment. Chemosphere 88, pp. 1257 - 1264.

Mollema P.N., P.J. Stuyfzand, M.H.A. Juhász-Holterman, P.M.J.A. Van Diepenbeek, M. Antonellini 2015. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. Journal of Geochemical Exploration 150, 35-51.

Peters J.H., F. Luers, P.J. Stuyfzand & G.K. Reijnen 1997. Kwaliteit infiltrerend bekkenwater Water-productiebedrijf Heel. Kiwa-rapport KOA 97.232, 25p.

Prevoo R. 2008. Evaluatie oeverschoonmaak 2007. WML rapport, Biebnr. 6367A.

Pulit, J., Banach, M., Szczyglowska, R., Bryk, M. (2013). Nanosilver against fungi. Silver nanoparticles as an effective biocidal factor, ACTA ABP Biochimica polonica, 60(4), pp. 795-798.

Rauch-Williams, T., Hoppe-Jones, C., Drewes, J.E., 2010. The role of organic matter in the removal of emerging trace organic contaminants during managed aquifer recharge. Water Research 44 (2), pp. 449 - 460.

Reemtsma, T., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., González, S., Barcelo, D., Ventura, F., Knepper, T.P., 2006. Polar Pollutants Entry into the Water Cycle by Municipal Wastewater: A - European Perspective. Environmental Science and Technology, 40, pp. 5451 – 5458.

Regnery, J., Wing, A.D., Kautz, J., Drewes, J.E., 2016. Introducing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) – From laboratory to full-scale application. Chemosphere 154, pp. 8-16.

Reinhold, D., Vishwanathan, S., Park, J.J., Oh, D., Saunders, F.M., 2010. Assessment of plant-driven removal of emerging organic pollutants by duckweed. Chemosphere 80, pp. 687 – 692.

Salminen, J.M., Petäjäjärvi, S.J., Tuominen, S.M., Nystén, T.H., 2014. Ethanol-based in situ bioremediation of acidified, nitrate-contaminated groundwater. Water Research 63, pp. 306 – 315.

Schäffer, M., Kröger, K.F., Nödler, K., Ayora, C., Carrera, J., Hernández, M., Licha, T., 2015. Influence of a compost layer on the attenuation of 28 selected organic micropollutants under realistic soil aquifer treatment conditions: Insights from a large scale column experiment. Water Research 74, pp. 110-121.

Schans, M. van der, persoonlijke communicatie.

Scheurer, M., Michel, A., Brauch, H.J., Ruck, W., Sacher, F., 2012. Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanilurea in the environment and during drinking water treatment. Water Research 46 (15), pp. 4790 - 802

Scheytt, T.J., Mersmann, P., Heberer, T., 2006. Mobility of pharmaceuticals carbamazepine, diclofenac, ibuprofen, and propyphenazone in miscible-displacement experiments. Journal of Contaminant Hydrology 83, pp. 53 – 69.

Schröder, P., Daubner, D., Maier, H., Neustifter, J., Debus, R., 2008. Phytoremediation of organic xenobiotics – Glutathione dependent detoxification in Phragmites plants from European treatment sites. Bioresource Technology 99, pp. 7183 – 7191.

Sjerps, R., ter Laak, T., Zwolsman, G., 2016. Ontwikkeling waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening, BTO rapport 2016.028, KWR Watercycle Research Institute.

Sjerps, R.M.A., ter Laak, T.L., Zwolsman, G.J.J.G., 2017. Projected impact of climate change and chemical emissions on the water quality of the European rivers Rhine and Meuse: A drinking water perspective. Science of the Total Environment 601-602, pp. 1682 – 1694.

Staben, N., Nahrstedt, A., 2014. "Anpassungsoptionen der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung an sich ändernde Rahmenbedingungen", Dynaklim-Publikation Nr. 53.

Stasinakis, A.S., Kotsifa, S., Gatidou, G., Mamais, D., 2009. Diuron biodegradation in activated sludge batch reactors under aerobic and anoxic conditions. Water Research 43, pp. 1471 – 1479.

Stepien, D.K., Diehl, P., Helm, J., Thoms, A., Püttmann, W., 2014. Fate of 1,4-dioxane in the aquatic environment: From sewage to drinking water. Water Research, 48, pp. 406 – 419.

Stroomberg, G.J., Neefjes, R.E.M., de Jonge, J.A., van de Haar, G., Bannink, A., Zwamborn, C.C., 2017. Jaarrapport 2016 De Rijn, RIWA Rijn – Vereniging van Rivierwaterbedrijven, ISBN 978-90-6683-164-3.

Stuyfzand, P.J. (ed) 1984. Microverontreiniging en duininfiltratie. KIWA Meded. 81, 336 p.

Stuyfzand, P.J. 1986. Macroparameters bij duininfiltratie ; kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen. KIWA-Meded. 82, 345 p.

Stuyfzand, P.J. & W. Koerselman 1995. Natuurherstel in infiltratiegebieden; naar een strategie voor geëutrofiëerde duinen. Landschap 12, 13-28.

Stuyfzand, P.J., Steinmetz, J.J., 1990. Kwaliteitsaspecten van pand-bodempassage als secundaire voorzuivering van infiltratie-water voor putten. SWO 89.326, KIWA, Nieuwegein, Nederland.

Stuyfzand, P.J. & F. Luers 1996. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. Kiwa-Meded. 125, 272p.

Stuyfzand, P.J. 1998. 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., Lüers, F., 2000. Balans van milieugevaarlijke stoffen – In natuurterreinen met en zonder kunstmatige infiltratie. Mededeling 126, ISBN 90-74741-81-9, KIWA.

Stuyfzand, P.J. 2001. Modelling the quality changes upon artificial recharge and bank infiltration: principles and user's guide of EASY-LEACHER. Kiwa-report SWI 99.199, 2nd ed, 150p.

Stuyfzand, P.J. 2004. Notitie inzake potentiële problemen met fosfaat in de Lange Vlieter (Heel). Kiwa-notitie van 2-4—2004, 4p.

Stuyfzand, P.J., Wakker, J.C., Putters, B., 2005. Water quality changes during Aquifer Storage and Recovery (ASR): results from pilot Herten (Netherlands), and their implications for modeling. Proceedings ISMAR 2005, 10-16 june, Berlin, Germany, pp. 164 – 173.

Stuyfzand, P.J., W. Swierstra & M. Juhasz-Holterman 2007. Daalt de kalkverzadigingsindex van het ruwe water van pompstation Heel?; KWR Rapport KWR 07.046, 40p.

Stuyfzand, P.J., Segers, W., van Rooijen, N., 2007. Behavior of pharmaceuticals and other emerging pollutants in various artificial recharge systems in The Netherlands. Proceedings ISMAR6, Phoenix, Arizona, USA, pp. 231 – 245.

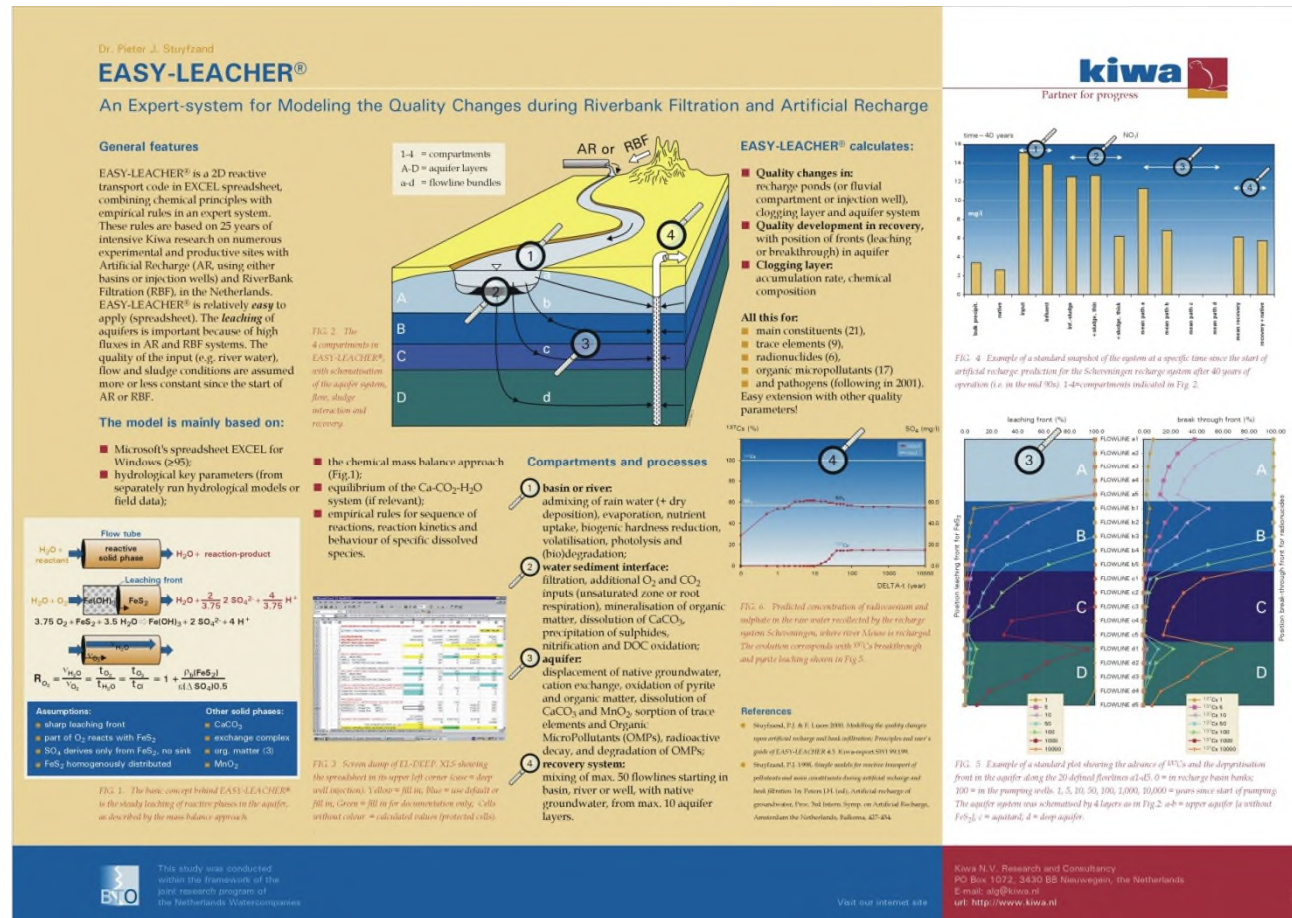
Stuyfzand, P.J., W. Swierstra & M. Juhasz-Holterman 2009. Stijgt de kalkverzadigingsindex van het ruwe water van pompstation Heel (WML), en zo ja waarom?; KWR Rapport KWR 09.062, 34p.

- Stuyfzand, P.J., Nienhuis, P., Antoniou, A., Zuurbier, K., 2012. Haalbaarheid van ondergrondse berging via A(S/T)R in Holland's kustduinen. KWR 2012.082, Nieuwegein, Nederland.
- Stuyfzand, P.J. 2017. Analytical approximation of solute transport in managed aquifer recharge and natural groundwater flow systems, with TRANSATOMIC (set in Excel). Code developed as of 2012, now version 1.3. Available via author.
- Stuyfzand P.J. and M. van der Schans 2018. Effects of intake interruptions on dune infiltration systems in the Netherlands, their quantification and mitigation. STOTEN 630, 757-773, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.104>
- Van Beek, C.G.E.M., A.A. Hubeek, B. de la Loma Gonzalez and P.J. Stuyfzand 2017. Chemical and mechanical clogging of groundwater abstraction wells at well field Heel, the Netherlands. Hydrogeology Journal, 25(1), 67-78, DOI 10.1007/s10040-016-1469-9.
- Van der Kamp M. 2016. Stowa Factsheet Quaggamosselen in Nederland; verspreiding en implicaties voor het waterbeheer. <https://www.uvw.nl/wp-content/uploads/2017/02/Factsheet-Quaggamosselen-in-Nederland.pdf> (accessed on 4 March 2018).
- Van Diepenbeek P. 2012. Evaluatie effecten oeverschoonmaak 2011. WML-rapport, 40p.
- Van Duijvenbode, S.W., Olsthoorn, T.N., 2002. A pilot study of deep-well recharge by Amsterdam Water Supply, Management of Aquifer Recharge for Sustainability – Dillon (Ed.), Swets & Zeitlinger, Lisse, ISBN 90-5809-527-4
- Valhondo, C., Carrera, J., Ayora, C., Barbieri, M., Nödler, K., Licha, T., Huerta, M., 2014. Behavior of nine selected emerging trace contaminants in an artificial recharge system supplemented with a reactive barrier. Environmental Science and Pollution Research 21(20), pp. 11832-11843.
- Valhondo, C., Carrera, J., Ayora, C., Tubau, I., Martinez-Landa, L., Nödler, K., Licha, T., 2015. Characterizing redox conditions and monitoring attenuation of selected pharmaceuticals during artificial recharge through a reactive layer. Science of the Total Environment 512-513, pp. 240-250.
- Vogelaar, A.J., 1996. Winning, zuivering en diep-infiltratie van oeverfiltraat. Een overzicht van 10 jaar ervaring te Remmerden en Leersum. KOA 96.055, Nieuwegein.
- Vogelaar, A.J. & P.J. Stuyfzand 1999b. Voorspelling grondstofkwaliteit Waterproductiebedrijf Heel; geochemisch onderzoek. Kiwa-rapport KOA 99.016, 25p.
- Wiese, B., Massmann, G., Jekel, M., Heberer, T., Dünnbier, U., Orlikowski, D., Grützmacher, G., 2011. Removal kinetics of organic compounds and sum parameters under field conditions for managed aquifer recharge. Water Research 45, pp. 4939 – 4950.
- Yoon, S.U., Mahanty, B., Kim, C.G., 2017. Adsorptive Removal of Carbamazepine and Diatrizoate in Iron Oxide Nanoparticles Amended Sand Column Mimicing Managed Aquifer Recharge. Water 9 (250).

Wang, F., van Halem, D., Ding, L., Bai, Y., Lekkerkerker-Teunissen, K., van der Hoek, J.P. (2018). Effective removal of bromate in nitrate-reducing anoxic zones during managed aquifer recharge for drinking water treatment: Laboratory-scale simulations. Water Research, 130, pp. 88 – 97.

Zearley, T.L., Summers, R.S., 2012. Removal of Trace Organic Micropollutants by Drinking Water Biological Filters. Environmental Science & Technology, 46, pp. 9412 – 9419.

Bijlage I Toelichting EL-model



FIGUUR 5-14. TOELICHTING OP HET HIER TOEGEPASTE MODEL EASY-LEACHER, DAT DE WATERKWALITEITSVERANDERINGEN VOORSPELT VAN OPPERVLAKTEWATER TIJDENS ACHTEREENVOLGENS VERBLIJF IN EEN INFILTRATIEMIDDEL, BODEMPASSAGE EN MENGING IN EEN TERUGWINSYSTEEM.

Dr. Pieter J. Stuyfzand

Easy-Leacher® 4.6

Modelling the accumulation rate and chemical composition of clogging sludge layers in recharge basins

General features

The sludge module of Easy-Leacher predicts the mean accumulation rate and mean chemical composition (major components, trace elements and organic micropollutants) of sludge layers in recharge basins or other infiltrating water courses (lakes, canals). This model assumes steady state regarding the hydrology, hydrochemistry and sludge formation (accumulation rate, areal extent, redox conditions, composition). Steady state approximates reality as long as the infiltration rate is not seriously reduced, or when sludge is regularly removed.

The model can be used to optimise basin recharge systems, by getting the lowest accumulation rate and best chemical composition of the sludge layer. This is done by calculating the effects of e.g. various qualities of the infiltration water, infiltration intensities and water depths.

Clogging sludge layers pose serious problems!

Sludges or clogging surface layers in recharge basins (Fig.1) pose problems when they lead to:

- (a) stagnation of the infiltration process;
- (b) high maintenance and disposal costs;
- (c) eutrophication of surface water;
- (d) increased iron deposition in the recovery;
- (e) ecological damage; and
- (f) a hostile public opinion.

Easy-Leacher®

Easy-Leacher (EL) is a 2D reactive transport code set in an EXCEL spreadsheet, that combines chemical principles with empirical rules in an expert system (Stuyfzand, 2001). These rules are based on 28 years of intensive Kiwa research on numerous experimental

Table 1. The 4 compartments in Easy-Leacher, and the processes addressed. The sludge module of EL comprises compartments 1 and 2.

1. BASIN OR RIVER: admixing of rain water (+ dry deposition), evaporation, nutrient uptake, biogenic hardness reduction (CaCO ₃ precipitation), volatilisation, photolysis and biodegradation
2. WATER SEDIMENT INTERFACE: filtration, additional O ₂ and CO ₂ inputs (unsaturated zone or root respiration), mineralisation of organic matter, precipitation and dissolution of CaCO ₃ , precipitation of sulphides, nitrification and DOC oxidation
3. AQUIFER: displacement of native groundwater, cation exchange, oxidation of pyrite and organic matter, dissolution of CaCO ₃ and MnO ₂ , sorption of trace elements and Organic Micropollutants (OMPs), radioactive decay, and biodegradation of OMPs
4. RECOVERY SYSTEM: mixing of max. 50 different flowlines starting in basin, river or injection well, with native groundwater, from max. 10 aquifer layers

and productive sites with Artificial Recharge (AR, using either basins or injection wells) and RiverBank Filtration (RBF), in the Netherlands.

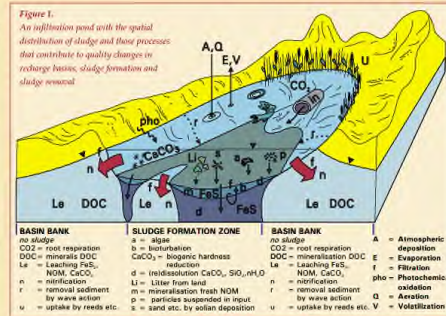
The model is mainly based on: (a) Microsoft's spreadsheet EXCEL for Windows (=95); (b) hydrological key parameters (from separately run hydrological models or field data). These also include the infiltration rates through the sludge layer, with distinction between a thin and thick clogging layer! (c) the chemical mass balance approach; (d) equilibrium of the Ca-CO₂-H₂O system (if relevant); and (e) empirical rules for sequence of reactions, reaction kinetics and behaviour of specific dissolved species.

Processes of sludge formation

The processes in recharge basins involving sludge accumulation are depicted in Fig.1. They are addressed by EL in compartments 1 and 2 (Table 1). Processes that promote sludge formation are: (a) sedimentation of particles; (b) filtration; (c) biomass production (especially algae), including diatom skeletons; (d) biogenic hardness reduction (CaCO₃ precipitation); and

(e) clogging, which reduces internal digestion processes (see 2+3 below). Processes that reduce sludge formation are: (1) resuspension (especially basin banks); (2) mineralisation; and (3) redissolution of CaCO₃ and diatom skeletons.

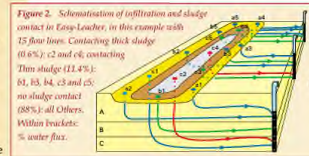
Figure 1. An infiltration pond with the spatial distribution of sludge and those processes that contribute to quality changes in recharge basins: sludge formation and sludge removal.



Modelling sludge

Sludge modelling is complex (details and calculations are given by Stuyfzand, 2001). It is assumed that: (a) hydrology, hydrochemistry and sludge conditions (spatial extent, growth rate, redox, composition) are in steady state; (b) various factors can be neglected; (c) infiltration and sludge contact can be simulated by splitting up water flow into 3 parts, as shown in Fig.2; (d) the possible main constituents of sludge are organic matter, CaCO₃ and silicates (quartz, clay minerals, diatoms etc. grouped together); and (e) algae and their biomass have a fixed C-N-P-Si-S ratio.

The principal calibration knobs of the sludge module, which match simulations to observations, address: (1) gross accumulation, by changing the proportion of basin surface area where sludge accumulates, algae growth rate, fraction of silt bound metals in infiltration water, magnitude of sulphate reduction in thick sludge, and fraction of thick sludge; (2) the leaching of organic matter, CaCO₃ and trace elements in sludge, by changing:



sludge contact of flow lines (Fig.2), loss of oxidants in sludge, level of methanogenesis, and the remobilization factor of trace elements; (3) dilution of sludge by sand from atmosphere and underlying aquifer, by changing the dilution factor; and (4) decay rates of organic micropollutants in suboxic, anoxic or deep anoxic environment, by changing their constants.

An example

Sludge conditions were simulated for the artificial recharge in Amsterdam's dune catchment area. Table 2 shows that the results match well with measurements by Stuyfzand & Mosch (2002). The required values of the calibration parameters correspond with sludge measurements (dilution factor, fraction remobilized metals), estimates (sludge accumulation rate), hydrochemistry (N-uptake, % silt bound metals, redox reactions) and literature (half-lives for organic micropollutants).

Table 2. Calculated and measured accumulation rate and composition of sludge in recharge basins of Amsterdam's dune catchment area in 1990-1999 (a relatively clean period).

Parameter	Unit	Measured	Calculated
Accumulation rate	mm/y	2.2	2.3
Silicates	% d.w.	71.8	71.0
Organic material	% d.w.	2.8	3.9
CaCO ₃	% d.w.	26.4	26.1
As	mg/kg d.w.	<1	1
Ba	mg/kg d.w.	76	79
Cd	mg/kg d.w.	0.12	0.13
Cu	mg/kg d.w.	18.1	22.0
Ni	mg/kg d.w.	3.7	3.8
Pb	mg/kg d.w.	7.2	6.9
Zn	mg/kg d.w.	47	44
Fe	mg/kg d.w.	2250	3984
Mn	mg/kg d.w.	-	193
benz(a)pyrene	µg/kg d.w.	10	0
phenanthrene	µg/kg d.w.	10	0



This study was conducted within the framework of the joint research program of the Netherlands Watercommissies.

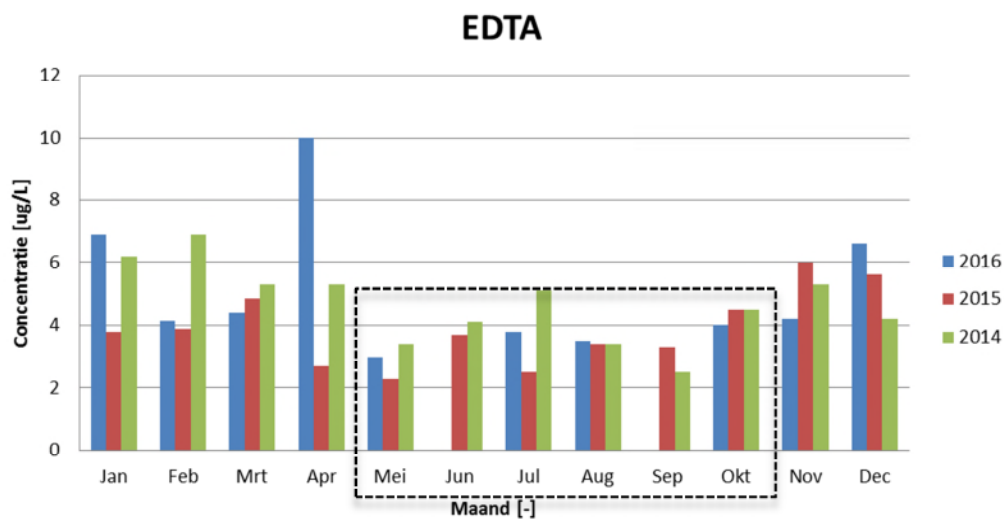
References

- Stuyfzand, P.J.: 2001 'Modelling the quality changes upon artificial recharge and bank filtration: principles and user's guide of Easy-Leacher', 4.6. Kiwa report SW 90.199, 3rd edition, 169p.
- Stuyfzand, P.J. & Mosch, M.: 2002, 'Formation and composition of sludges in recharge basins, recovery canals and natural lakes in Amsterdam's Dune Catchment area', in: Dillon P. et al. (eds), 'Artificial recharge of groundwater', Proc. 4th Intern. Symp. on Artificial Recharge, Adelaide, Australia, Balmora.

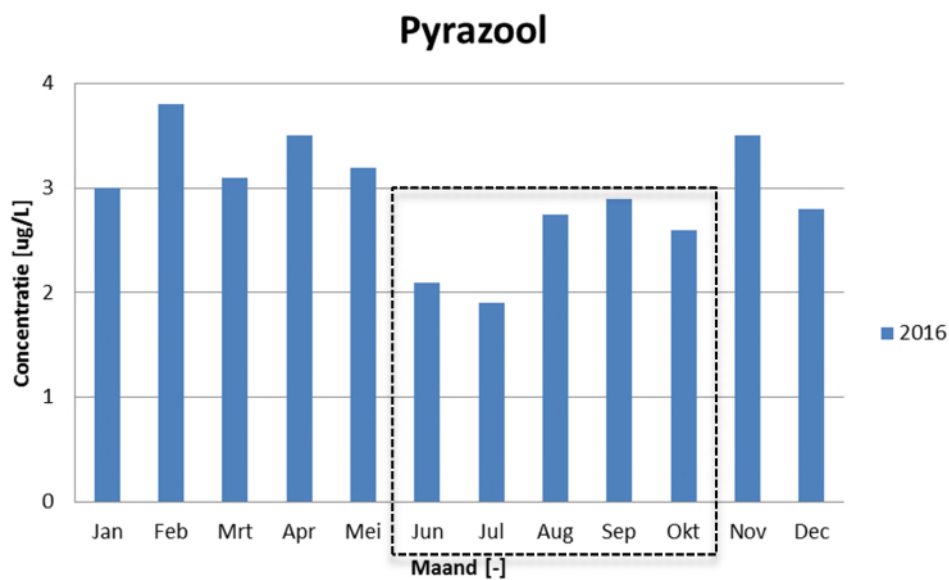
Kiwa Water Research
P.O. Box 1072,
3430 BB Nieuwegein, The Netherlands
<http://www.kiwa.nl>

FIGUUR 5-15. TOELICHTING OP DE SLIBMODULE VAN HET HIER TOEGEPASTE MODEL EASY-LEACHER, DAT DE ACCUMULATIESNELHEID EN CHEMISCHE SAMENSTELLING VOORSPELT VAN SLIB OP DE OEVERS VAN EEN INFILTRATIEPAND.

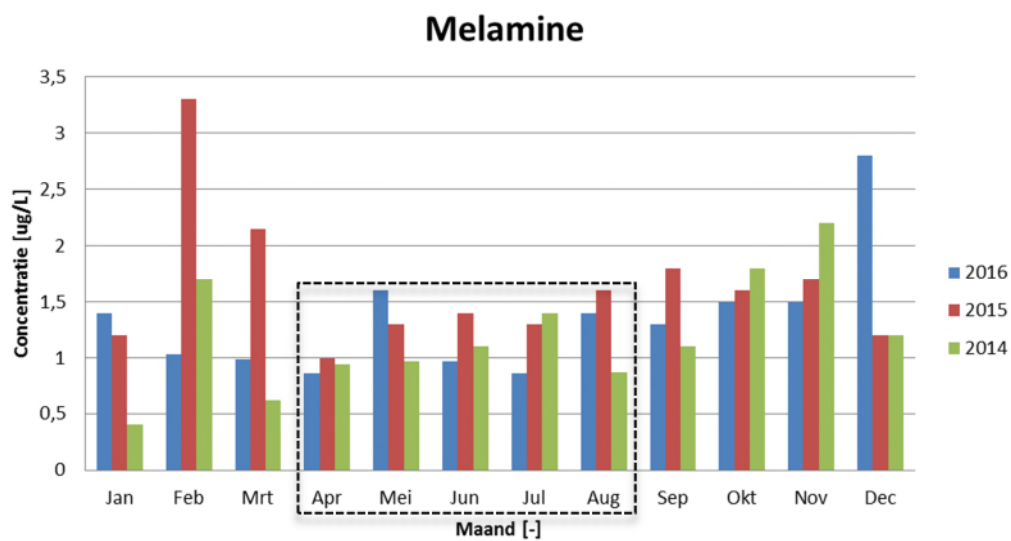
Bijlage II Trends organische microverontreinigingen in De Rijn



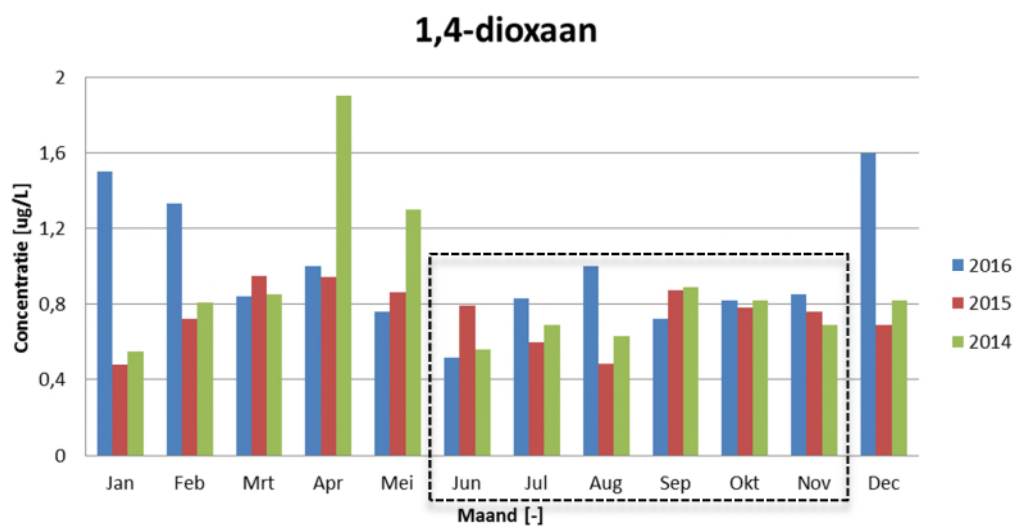
FIGUUR II-1: CONCENTRATIES EDTA IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



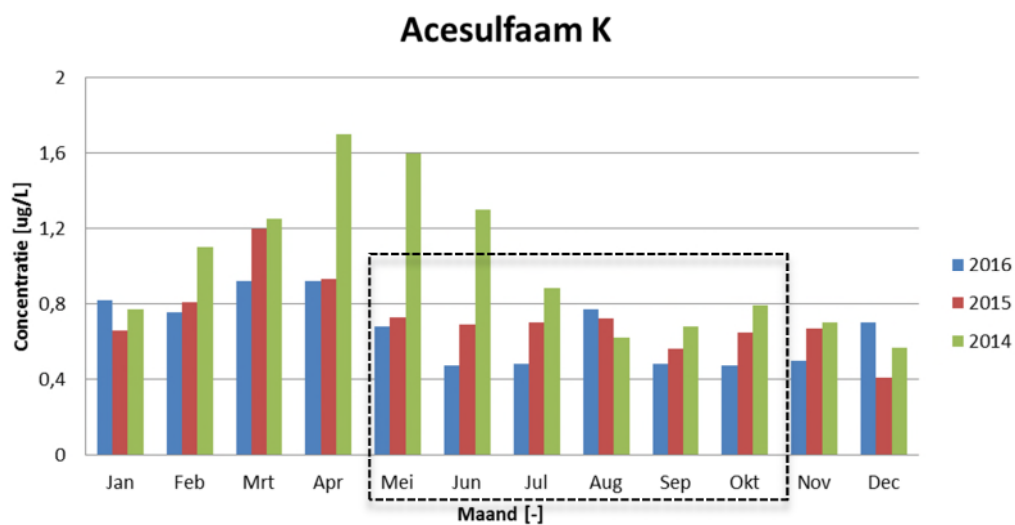
FIGUUR II-2: CONCENTRATIES PYRAZOL IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2016



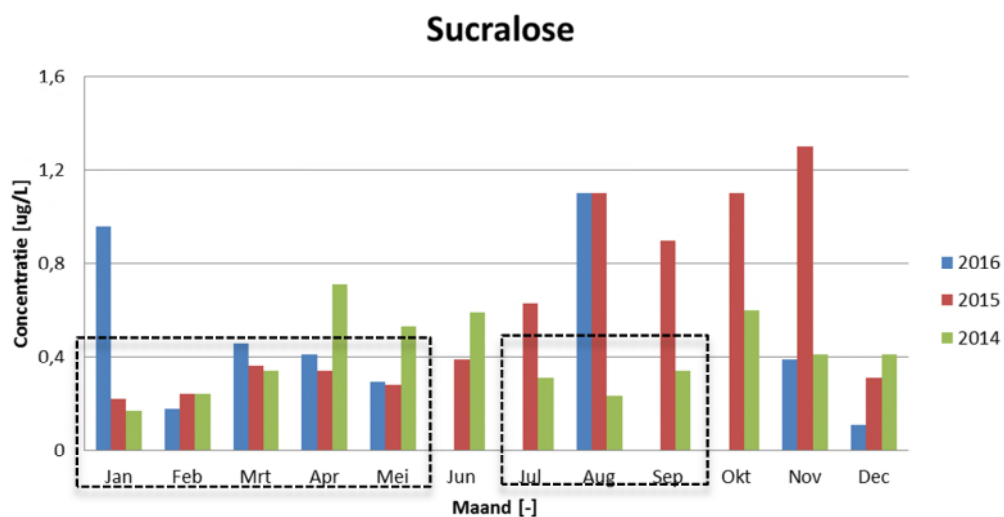
FIGUUR II-3: CONCENTRATIES MELAMINE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



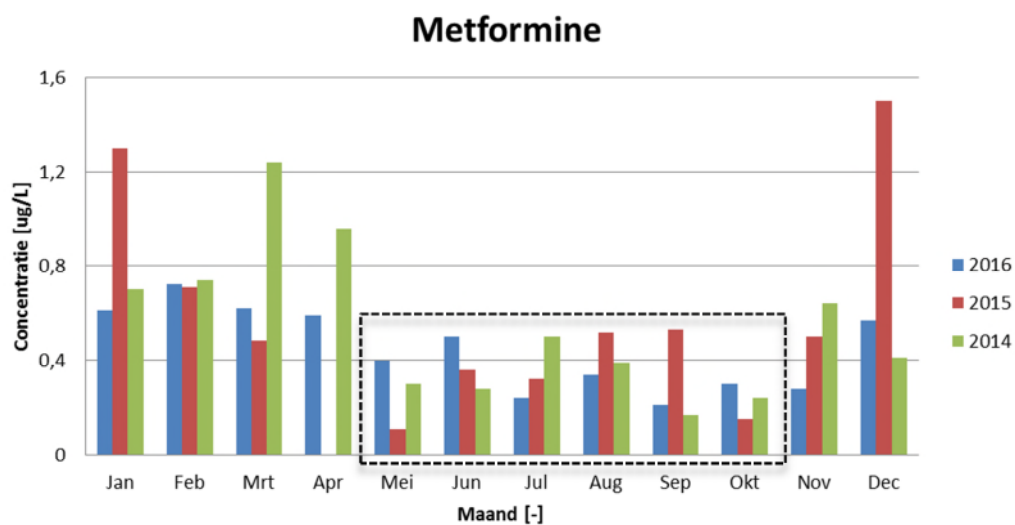
FIGUUR II-4: CONCENTRATIES 1,4-DIOXAAN IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



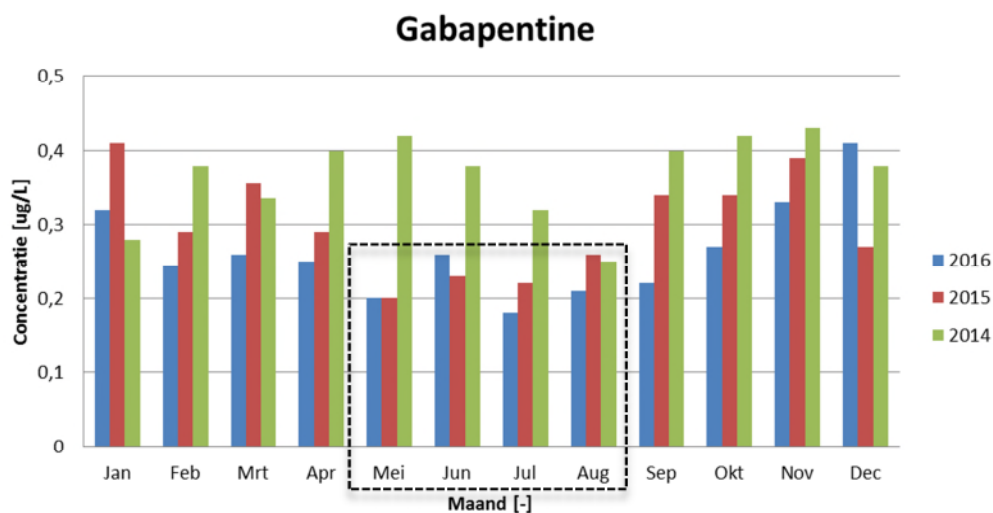
FIGUUR II-5: CONCENTRATIES ACESULFAAM K IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



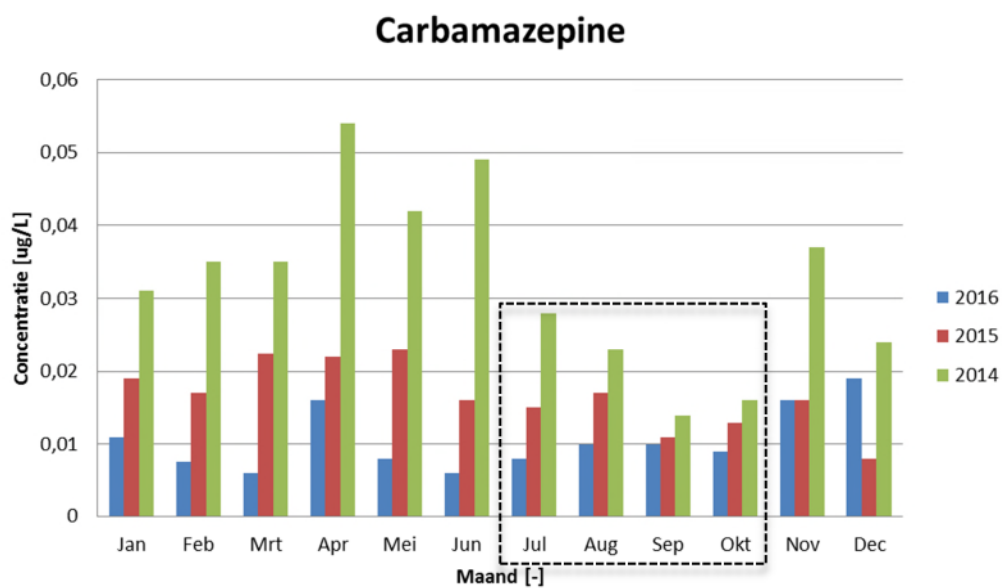
FIGUUR II-6: CONCENTRATIES SUCRALOSE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



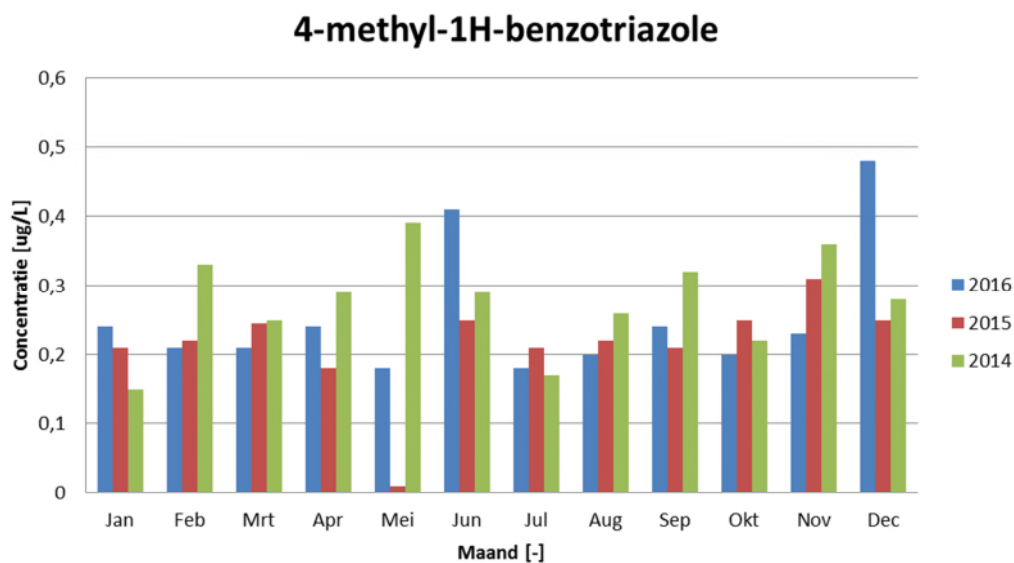
FIGUUR II-7: CONCENTRATIES METFORMINE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



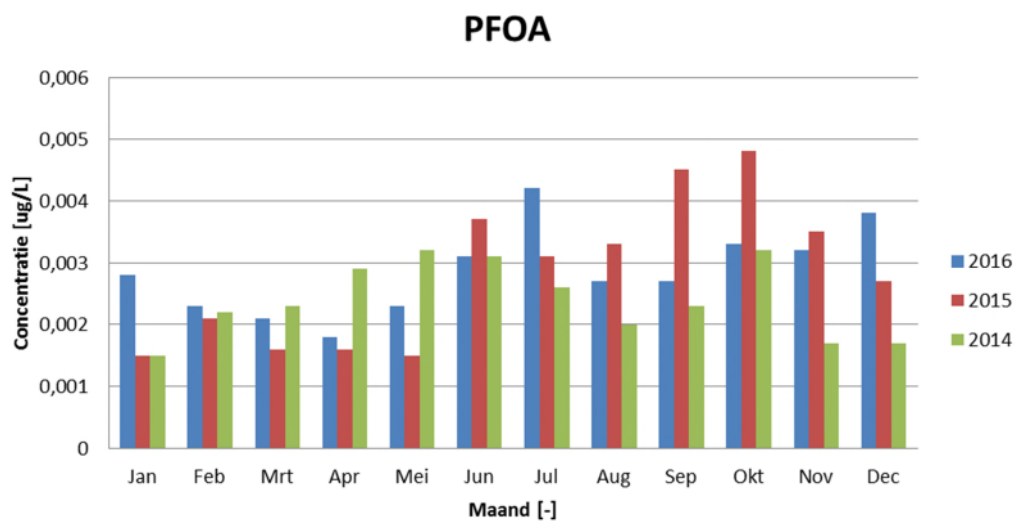
FIGUUR II-8: CONCENTRATIES GABAPENTINE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



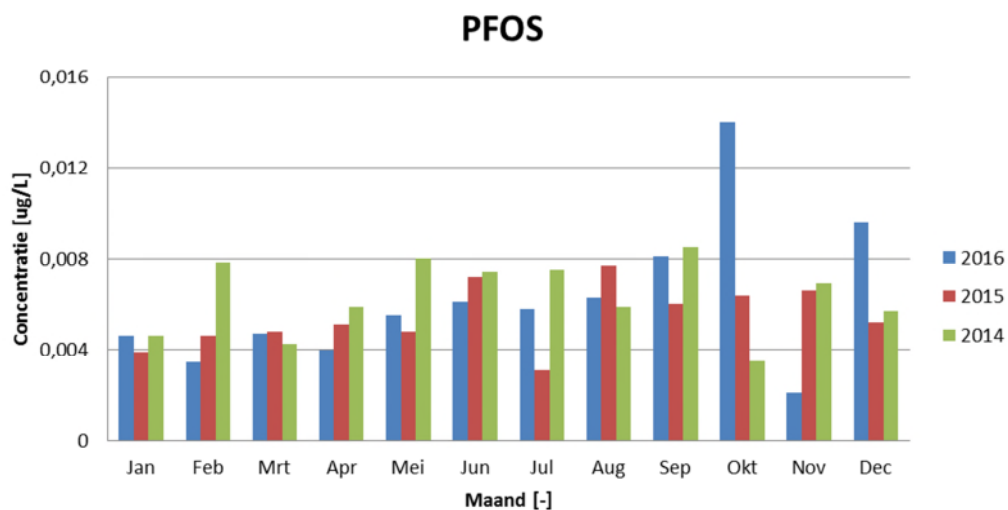
FIGUUR II-9: CONCENTRATIES CARBAMAZEPINE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 – 2016



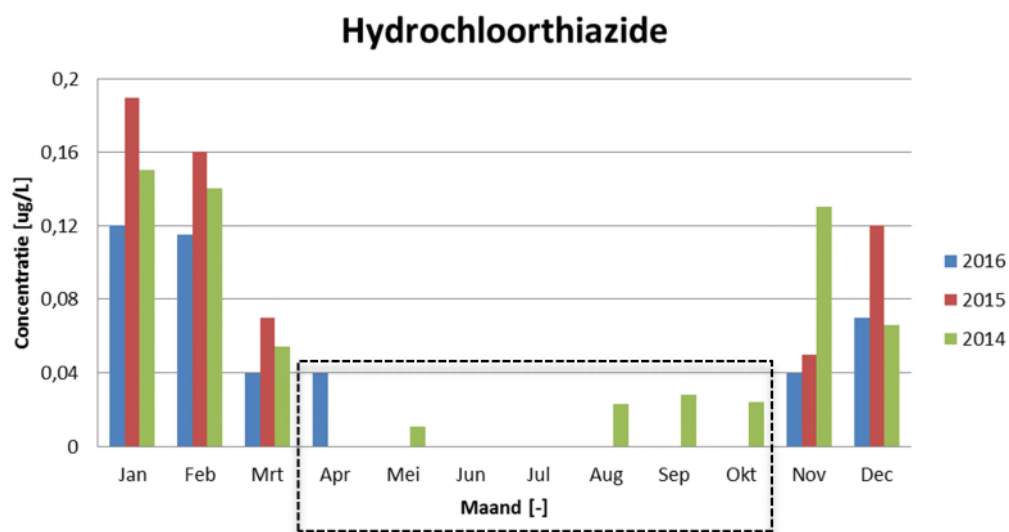
FIGUUR II-10: CONCENTRATIES 4-METHYL-1H-BENZOTRIAZOLE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 – 2016



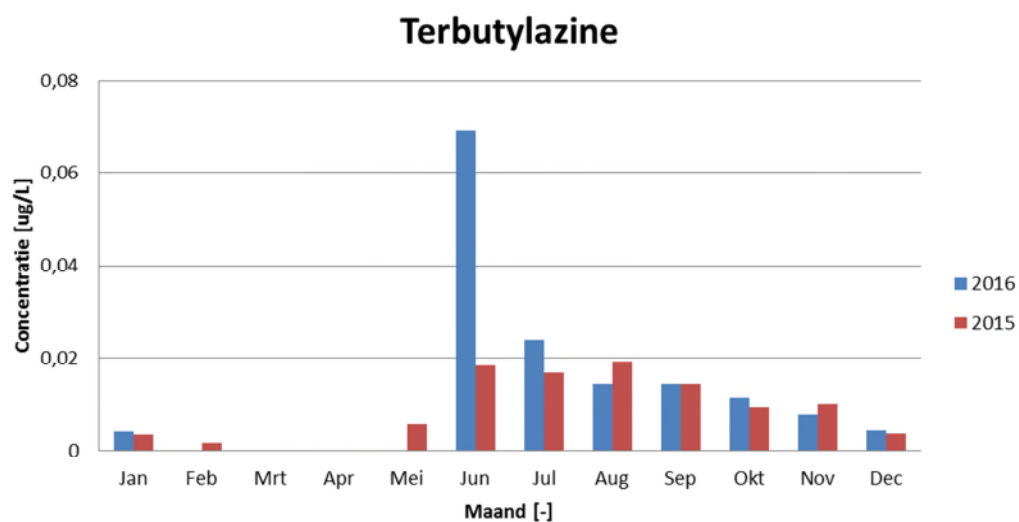
FIGUUR II-11: CONCENTRATIES PFOA IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



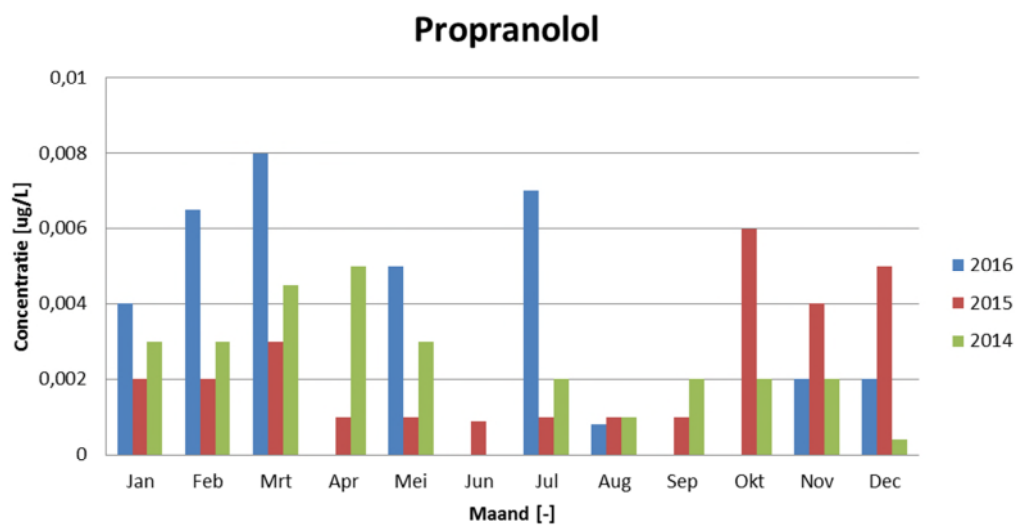
FIGUUR II-12: CONCENTRATIES PFOS IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



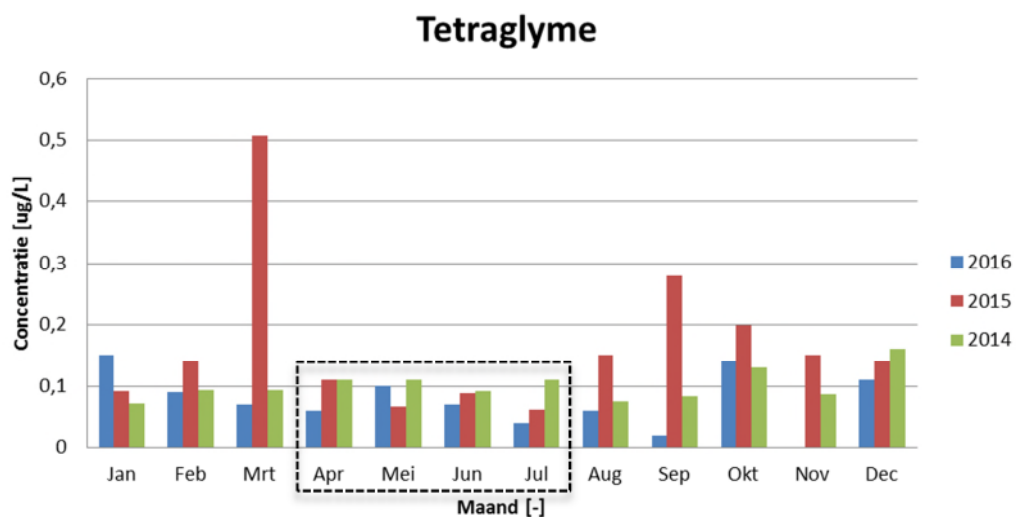
FIGUUR II-14: CONCENTRATIES HYDROCHLOORTHIAZIDE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



FIGUUR II-15: CONCENTRATIES TERBUTYLAZINE IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 - 2016



FIGUUR II-16: CONCENTRATIES PROPRANOLOL IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 – 2016



FIGUUR II-17: CONCENTRATIES TETRAGLYME IN DE RIJN (LOCATIE LEKKANAAL BIJ NIEUWEGEIN) VOOR DE PERIODE 2014 – 2016

