

# Waterkwaliteitseffecten bij en monitoring van HTO systemen

Synthese en update op basis van de monitoring bij  
HTO Middenmeer



15 december 2023

**Auteurs:**

Dr. Gilian Schout, Dr. Niels Hartog, Dr. Peer Timmers

**Kwaliteitsborger:**

Dr. Niels Hartog

**Input vanuit markt en kennisorganisaties:**

Peter Oerlemans, Benno Drijver (IF Technology), Mariëlle Koenen (TNO)

Dit project is uitgevoerd als onderdeel van het Innovatieplan WarmingUP. Dit is mede mogelijk gemaakt door subsidie van de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) in het kader van de subsidieregeling Meerjarige Missiegedreven Innovatie Programma's (MMIP), bij RVO bekend onder projectnummer TEUE819001.

WarmingUP geeft invulling aan MMIP-4 – Duurzame warmte en koude in gebouwde omgeving en levert daarmee een bijdrage aan Missie B – Een CO<sub>2</sub>-vrije gebouwde omgeving in 2050.

**Projectnummer**      **Rapportnummer**  
403185-005              KWR 2023.120

**Keywords**

Geohydrologie, geochemie, ondergrondse-warmteopslag, energie, koude-warmteopslag, milieumonitoring

**Jaar van publicatie**  
2023

**Meer informatie**

Dr. Gilian Schout  
T +31 30 606 9598  
E [gilian.schout@kwrwater.nl](mailto:gilian.schout@kwrwater.nl)

December 2023 ©

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevens bestand, 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.

# Inhoudsopgave

<b>Samenvatting</b>	<b>5</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>7</b>
1.1 Achtergrond	7
1.2 Scope en leeswijzer	7
<b>2 Theoretisch kader: effecten van HTO op de grondwatersamenstelling</b>	<b>9</b>
2.1 OBES, HTO en waterkwaliteitseffecten	9
2.2 Thermische effecten	10
2.3 Thermisch veroorzaakte chemische en microbiologische effecten	12
2.4 Impact op andere belangen en vergunningverlening	13
<b>3 Effecten gedurende eerste twee operationele cycli HTO Middenmeer</b>	<b>15</b>
3.1 Systeemomschrijving en aanleg	15
3.2 Bedrijfsvoering en monitoring	18
3.3 Grondwatersamenstelling bij nulmeting en effecten systeemaanleg	23
3.3.1 Analyses ter vaststelling van de referentiesituatie	23
3.3.2 Invloed van booractiviteiten en lekkage op het grondwater nabij de putten	23
3.3.3 Natuurlijke samenstelling grondwater	25
3.4 Ontwikkeling chemie grondwater in operationele fase	26
3.4.1 Vermenging van watertypen	26
3.4.2 Effect waterbehandeling op CO <sub>2</sub> concentratie en pH	27
3.4.3 Effecten door temperatuur	28
3.4.3.1 Veranderende sorptie-affiniteit en mineraalneerslag en oplossing	28
3.4.3.2 Organische chemie en redoxreacties	30
3.4.3.3 Mobilisatie sporenelementen	31
3.4.3.4 Relatieve concentratieverandering en samenvatting temperatuur-effecten	32
3.5 Ontwikkeling microbiologie in operationele fase	33
3.5.1 Biologische activiteit en microbiële diversiteit	33
3.5.2 Microbiële compositie	35
<b>4 Meetnetontwerp en monitoringsopzet voor HTO</b>	<b>40</b>
4.1 Algemeen meetnetontwerp	40
4.2 Bepaling nulsituatie	41
4.3 Monitoringsopzet voor 'onderzoekspilots' HTO	42
4.4 Generieke (afgeslankte) monitoringsopzet voor HTO	44
<b>5 Conclusies</b>	<b>45</b>
<b>Literatuurlijst</b>	<b>47</b>

<b>Bijlage 1: Filterstellingen</b>	<b>50</b>
<b>Bijlage 2: Overige figuren</b>	<b>51</b>

# Samenvatting

Dit rapport bevat de analyse van de gegevens uit de grondwaterkwaliteitsmonitoring die is uitgevoerd bij het HTO-systeem van Ennatuurlijk Aardwarmte (voormalig ECW Energy) in Middenmeer – het enige operationele HTO-systeem boven de 50°C in Nederland. Dit systeem is nu ruim 2 jaar operationeel, en bestaat uit een monitoringsput, een warme (ofwel hete) bron en een koude (ofwel lauwe) bron. Alle drie deze putten zijn gedurende de operationele fase herhaaldelijk bemonsterd, alsmede voorafgaand aan ingebruikname. De verzamelde monsters zijn uitgebreid geanalyseerd op zowel chemische als microbiologische parameters. Deze resultaten uit de praktijk hebben een verbeterd inzicht opgeleverd in de effecten van de HTO op de grondwaterkwaliteit, de beïnvloedende factoren en de aandachtspunten bij de bepaling daarvan.

Uit de referentiemetingen voorafgaand aan ingebruikname blijkt dat het aanleggen van de putten voor het HTO systeem de initiële grondwatersamenstelling significant beïnvloedt heeft. Ten eerste door het indringen van zoet werkwater (alleen in de monitoringsput) en boorspoelingsadditieven (in alle drie de putten) tijdens het boren, maar vervolgens ook door lekkage vanuit de onderliggende nog zoutere watervoerende laag door een lekke monitoringsbuis. In toekomstige projecten verdient het voorkomen van deze effecten extra aandacht, omdat het de bepaling van latere effecten veroorzaakt door het HTO systeem bemoeilijkt. De meest betrouwbare meting voor het bepalen van de geochemische nulsituatie in de opslaglaag was uiteindelijk de meting van de 'koude' bron tijdens het laden van de eerste cyclus. Op dat moment is daar alleen nog veel grondwater uit onttrokken en de beïnvloeding door het boorproces was dus maximaal weggeëbd. Uit deze meting bleek dat het grondwater in het opslagpakket, gelegen op een diepte van 360-383 m-mv, van nature zout is met een chloridegehalte van rond de 11 g/l.

Voor het overgrote deel van de gemeten chemische parameters is de netto concentratieverandering t.o.v. de referentiewaarde aan het einde van de meetreeks beperkt tot maximaal +/- 10%. Het zoutgehalte van het grondwater lijkt aan het einde van meetperiode licht af te zijn genomen, wat aangeeft dat het grondwater dat door het systeem wordt verpompt, netto vanuit de koude bron, iets zoeter is dan de referentiemeting. De gedurende de operationele fase gemeten macro-chemische effecten zijn grotendeels te verklaren door kationuitwisseling als gevolg van deze verandering in zoutgehalte, maar dit wordt mede beïnvloedt door de verhoogde temperaturen en de pH verandering door de waterbehandeling met CO<sub>2</sub>-dosering.

De concentraties silica, methaan en arseen waren wel significant verhoogd (50 tot 250%). De verhoogde methaan en arseenconcentraties werden in ieder geval deels veroorzaakt door de initiële lekkage vanuit het onderliggende WVP. De toename in arseen is relatief groot maar in absolute zin beperkt met een concentratie van rond de 3 µg/l aan het eind van de meetreeks en lijkt veroorzaakt door het oplossen van arseenhoudende ijzer- en mangaanhydroxiden. De aanhoudend verhoogde methaanconcentraties duiden op het versterkt optreden van microbiologische methanogenese. De verhoogde silica concentratie (grotweg van 10 tot 30 mg/l) duidt op het optreden van silicaatverwerking of kwartsoplossing.

De microbiologische samenstelling en activiteit waren na realisatie van de putten sterk beïnvloedt door de (biologisch afbreekbare) boorspoeling die gebruikt is bij de aanleg van putten. De afbraak van deze boorspoeling resulteerde in tijdelijke verhoging van de microbiële activiteit (ATP) en een verlaging van de microbiële diversiteit. In de samenstelling van de microbiologische populatie na

ingebruikname zijn ook duidelijke verandering te zien. In het algemeen verschuift deze in de monitoringsbuizen (met korte filterlengtes) richting dat van de gemiddelde samenstelling in opslaglaag gemeten in het door de bronnen verpompte water, en is dus veroorzaakt door het rondpompen en vermengen van water door het HTO systeem. Daarbovenop nemen thermofiele en/of spore-vormende micro-organismen in relatieve aanwezigheid toe, waaronder enkele soorten geassocieerd met methaanproductie en sulfaatreductie. Vooralsnog lijkt het effect hiervan beperkt te zijn gebleven tot licht toegenomen methaanconcentraties. Monitoring van het systeem in de komende jaren is nodig om deze ontwikkeling te kunnen blijven volgen.

De met dit onderzoek opgedane kennis over de effecten van HTO draagt bij aan het vergroten van het inzicht om afwegingen te maken op het gebied van vergunningsverlening en voor het doelmatig inrichten van monitoring bij toekomstige HTO systemen. In dit kader zijn op basis van de resultaten van dit onderzoek ook de monitoringsopzet en het meetnetontwerp welke al voorgesteld waren in het 'Voorlopig Afwegingskader Vergunningverlening HTO' opnieuw tegen het licht gehouden en waar nodig aangescherpt. Dit rapport voorziet daarmee ook in een advies voor een monitoringsrichtlijn bij HTO. Daarin is zowel een variant met uitgebreide monitoring ten behoeve van brede kennisontwikkeling opgenomen, maar ook een afgeslankte en meer kosteneffectieve variant voor locaties of aquifertypes waar de effecten reeds goed ingeschat kunnen worden.

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

Hoge temperatuur ondergrondse warmteopslag (HTO) kan potentieel een belangrijke bijdrage leveren aan de verduurzaming van de verwarmingsbehoefte in de gebouwde omgeving. Bij HTO worden warmteoverschotten uit een externe bron (bijv. zon, geothermie of restwarmte) in de ondergrond opgeslagen en teruggewonnen in zandige bodemlagen. Anders dan bij reguliere open bodemenergiesystemen die voor zowel koeling als verwarming gebruikt worden (ook wel WKO systemen, tot 25°C), worden HTO systemen bij hogere temperaturen bedreven (25 tot circa 90 °C) en enkel gebruikt voor verwarming in de winter.

HTO biedt verschillende voordelen en kansen voor de verduurzaming van een warmtesysteem. Allereerst onderscheidt HTO zich van andere technieken door de schaal (~ 25 GWh opslag per seizoen). Één HTO-doublet biedt daarmee al de mogelijkheid tot seizoensopslag en een grote positieve impact op een regionaal warmtesysteem. Verder wordt de warmte op hogere temperaturen opgeslagen en dus ook teruggewonnen, waardoor een warmtepomp niet meer nodig is, of wordt ingezet met hoge prestatie. Tenslotte zorgen de hoge temperatuurverschillen tussen de HTO-bronnen ervoor dat voor een bepaalde hoeveelheid energieopslag een veel kleiner watervolume noodzakelijk is (en dus minder waterverplaatsing) vergeleken met een WKO-systeem.

De hogere opslagtemperaturen bij een HTO systeem leiden tot sterkere opwarming van de ondergrond en deels tot warmteverlies, afhankelijk van de bodemopbouw en het ontwerp. De onzekerheid omtrent de effecten van een dergelijke opwarming op de grondwaterkwaliteit hebben er toe geleid dat er in Nederland voor reguliere vergunningsaanvragen voor open bodemenergiesystemen een maximaal toelaatbare injectietemperatuur van 25°C is vastgelegd in het Wijzigingsbesluit bodemenergiesystemen. Deze grens is vastgesteld op basis van eerder onderzoek waaruit bleek dat de effecten op de grondwaterkwaliteit zeer beperkt zijn tot in ieder geval 25 - 30°C (Dinkla et al., 2012). Hogere temperaturen leiden tot grotere effecten afhankelijk van de condities, welke nog niet goed ingeschat kunnen worden, mede door de zeer beperkte praktijkervaring met HTO.

Doel van het WINDOW programma (thema 5 binnen het overkoepelende WarmingUP project) was het wegnemen van technische, juridische en bedrijfseconomische belemmeringen voor HTO. Het onderzoeken van de chemische en microbiologische effecten van HTO op de grondwaterkwaliteit en hoe hier verantwoord mee om te gaan waren dan ook belangrijke onderwerpen in dit programma. In aanloop naar het voorliggende rapport is in WINDOW fase 1 daarom al uitgebreid literatuuronderzoek gedaan naar de mogelijk effecten van HTO op de grondwaterkwaliteit (Schout & Hartog, 2020). Het in dit rapport gepresenteerde onderzoek beschrijft het vervolg op dit onderzoek binnen WINDOW fase 2 (ofwel WarmingUP thema 5 werkpakket C3).

## 1.2 Scope en leeswijzer

Het voornaamste doel van dit onderzoek was een actualisatie van de kennis over de effecten van HTO op basis van de monitoring bij het HTO systeem in Middenmeer (Oerlemans et al., 2022), momenteel het enige actieve HTO systeem in Nederland met een opslagtemperatuur boven de 50°C. Het is tussen 2018 en 2021 ontwikkeld binnen het HEATSTORE project en in mei 2021 in bedrijf genomen. Inmiddels is het systeem al ruim 2 jaar operationeel. Het is daarom gebruikt om de effecten van HTO in de praktijk nader te onderzoeken met een zeer uitgebreid chemisch en

microbiologisch monitoringsprogramma dat wordt uitgevoerd vanuit het TKI project 'HTO-PEN' (een samenwerking tussen Ennatuurlijk, IF Technology en TNO). Het belangrijkste onderdeel van dit rapport beslaat dan ook de analyse van deze dataset (Hoofdstuk 3).

Naast actualisatie van het onderzoek naar de effecten was het tweede doel van dit onderzoek de ontwikkeling van een generieke en doelmatige monitoringsaanpak voor HTO systemen. Vooruitlopend op de resultaten uit dit deel van het onderzoeksprogramma is hier al deels invulling aan gegeven middels een set monitoringsvoorschriften binnen het 'voorlopig afwegingskader vergunningverlening voor HTO' (Bloemendal et al., 2021). Het hier in Hoofdstuk 4 gepresenteerde onderzoek vormt de uitgebreide onderbouwing van de daarin voorgestelde monitoringsopzet.

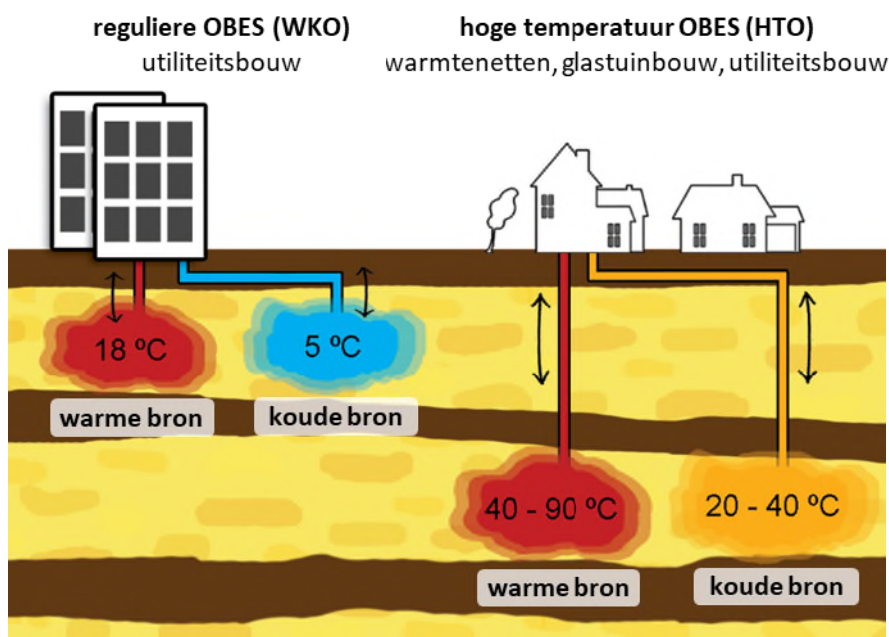
Dit rapport begint met een theoretisch kader (Hoofdstuk 2), waarin de actuele stand van kennis over de effecten, risico's en monitoring van HTO ter ondersteuning van de lezer kort is samengevat op basis van het onderzoek naar thermische effecten (Beernink et al., 2020) en chemische en microbiologische effecten (Schout & Hartog, 2020), aangevuld met enkele recent gepubliceerde onderzoeken.



## 2 Theoretisch kader: effecten van HTO op de grondwatersamenstelling

### 2.1 OBES, HTO en waterkwaliteitseffecten

HTO is een open bodemenergiesysteem (OBES) met een opslagtemperatuur boven de 25°C en wordt alleen gebruikt voor verwarming in de winter, niet ook voor koeling in de zomer zoals bij de meeste lage temperatuur OBES (WKO) systemen. De warmte wordt opgeslagen in de hete bron, met een temperatuur van maximaal circa 90°C. Als de warmte wordt teruggewonnen, wordt de warmte uit de hete bron omhoog gepompt, gebruikt voor verwarming en het afgekoelde water wordt geretourneerd in de 'koude' bron, die vaak een infiltratietemperatuur van 30 - 40 °C heeft. Er is dus geen netto onttrekking van grondwater. De natuurlijke bodemtemperatuur in Nederland is circa 10 – 20 °C (0 – 500 m diepte), en daarom is de temperatuur van de 'koude' HTO-bron nog altijd hoger dan dat van het omringende grondwater. Desondanks worden in dit rapport alsnog de termen warme en koude bron gebruikt, om de bronnen onderling te onderscheiden. Buiten dit rapport worden ook de termen hete en warme/lauwe bron gebruikt. De verschillen tussen WKO en HTO zijn schematisch weergegeven in Figuur 2-1.



Figuur 2-1. Schematische weergave van een regulier WKO systeem (links) en HTO systeem (rechts). Figuur aangepast uit Bloemendal (2018).

Gezien WKO in Nederland al veel vaker (>3000 systemen) en veel langer is toegepast dan HTO is er ook veel bekend over de mogelijke effecten van dit type OBES op de grondwaterkwaliteit (Schout & Bloemendal, 2022) en effecten die zijn vastgesteld voor reguliere OBES zoals bijvoorbeeld door menging kunnen ook optreden bij HTO. Om op basis van velddata te bepalen welke effecten specifiek bij HTO optreden door de hogere temperaturen is het dus belangrijk om deze te onderscheiden van effecten die ook bij de reguliere lage temperatuur OBES kunnen optreden.

De mogelijke effecten van reguliere OBES op de grondwaterkwaliteit kunnen worden onderverdeeld in effecten die optreden als gevolg van de aanleg van het systeem of als gevolg van het bedienen ervan. Tijdens aanleg van een OBES systeem kan de grondwaterkwaliteit negatief

beïnvloed worden door het gebruik van boorspoelingsadditieven, verontreinigd werkwater en door het doorboren van verontreinigde grond. Belangrijk aspect is verder het adequaat afdichten van doorboorde scheidende lagen en het waarborgen van de putintegriteit (ofwel het voorkomen van lekkage vanuit of langs de put). Indien dit niet goed gebeurt kan er kortsluitstroming ontstaan van bijvoorbeeld zout naar zoet grondwater, of verontreinigd naar schoon grondwater. Dit risico wordt echter groter geacht bij gesloten bodemenergiesystemen, o.a. doordat hier gebruik wordt gemaakt van andere boor- en afdichtingsmethoden (Schout & Bloemendal, 2022).

Onderzoek heeft laten zien dat de grootste effecten van OBES tot 25 °C veroorzaakt worden door het vermengen van verschillende watertypen als gevolg van het onttrekken van grondwater van verschillende dieptes en het heen en weer pompen tussen de warme en koude bron. Zo kunnen er bijvoorbeeld verticale (of laterale) verschillen in zoutgehalte vermengd worden, vooral wanneer deze in verschillende lagen zijn geplaatst (zoals bij monobronnen). Ook kan verontreinigd grondwater door toepassing van OBES sneller verspreid worden (Hockin et al., 2022). In de praktijk is gebleken dat in ieder geval voor reguliere WKO systemen deze vermenging de verklaring was voor waargenomen waterkwaliteitsveranderingen (Dinkla et al., 2012). De temperatuurveranderingen bij OBES tot 25 °C hebben dus geen dominante rol in de veranderingen van waterkwaliteit.

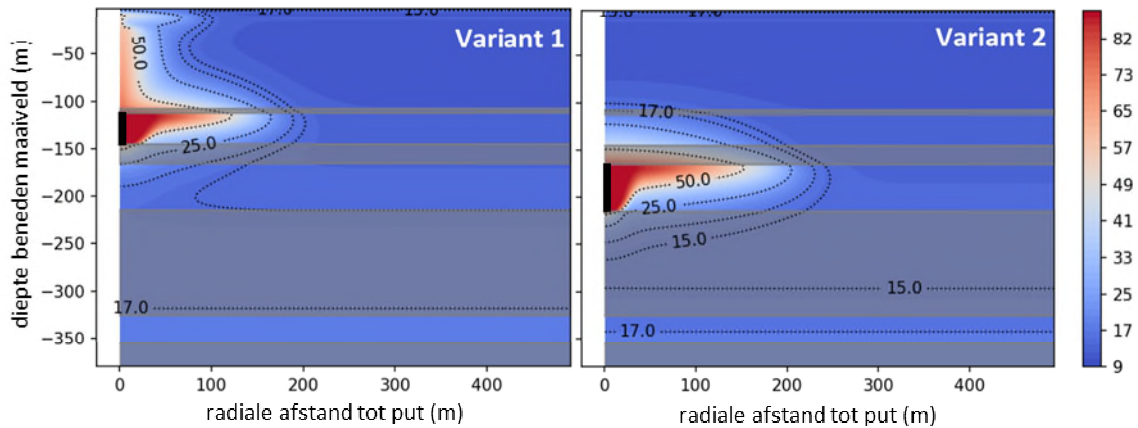
Recent bleek vermenging ook de oorzaak te zijn van grondwaterkwaliteitseffecten bij twee open bodemenergiesystemen met opslagtemperaturen tussen de 25 en 50°C, ook wel 'MTO' systemen genoemd (Bloemendal et al., 2020; Oerlemans & Drijver, 2021). De sterke invloed van deze vermenging zorgde er hier voor dat de impact van temperatuur an sich op de chemische en microbiologische samenstelling van het grondwater in de opslaglaag niet kon worden onderscheiden.

## 2.2 Thermische effecten

Bovenop de in sectie 2.1 genoemde effecten die voor bij alle OBES systemen kunnen optreden, zijn bij HTO dus specifiek ook de op chemische en microbiologische effecten veroorzaakt door de duidelijk hogere temperaturen (tot 90°C) ten op zichte van de natuurlijke bodemtemperaturen (~15°C) van belang. Om de aard en mate van deze effecten goed in te kunnen schatten is het nodig om te weten welke mate van opwarming waar optreedt er waar dit van afhangt. Deze mate van ruimtelijke thermische beïnvloeding hangt allereerst af van het opslagvolume en de opslagtemperatuur van het systeem. Daarnaast is ook het terugwinrendement belangrijk; hoe hoger het terugwinrendement hoe minder warmte er jaarlijks achterblijft en hoe langzamer de thermische beïnvloedingszone dus toeneemt (Beernink et al., 2020). Zowel het opslagrendement als de thermische beïnvloeding zijn sterk afhankelijk van de lokale geohydrologie en op welke diepte de bronfilters hierin geplaatst zijn.

Ter illustratie is in Figuur 2-2 de op basis van modelsimulaties bepaalde temperatuurverdeling weergegeven rond de warme bron van een HTO systeem voor een gegeven geohydrologische situatie, nadat deze 50 jaar operationeel is geweest. Hier is te zien dat voor dit systeem de horizontale beïnvloeding (gerekend vanaf de bronfilters tot aan de 25°C contour) zich beperkt tot een straal van ongeveer 150 m rond de warme bron in het linker figuur en 200 m in het rechter figuur. Verschil tussen beide situaties is dat in het linker figuur de filterstelling ondieper is, met een dunnere scheidende kleilaag boven het bronfilter, waardoor een belangrijk deel van de warmteverspreiding in deze situatie in de verticaal plaatsvindt en de horizontale verspreiding als gevolg daarvan minder is. Beperking van deze modelsimulaties is dat de 'koude' bron niet mee is genomen, evenals de indirecte warmteuitstraling door de putten naar bovenliggende

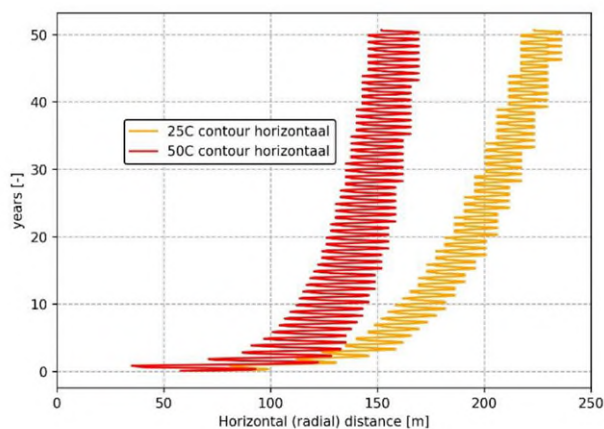
watervoerende lagen. Daarnaast is de natuurlijke grondwaterstroming niet gemodelleerd. In een situatie met significante achtergrondstroming zou de thermische verspreiding in de stromingsrichting groter zijn dan hier weergegeven, terwijl het stroomopwaarts kleiner blijft.



Figuur 2-2. Voorbeeld van de gesimuleerde ruimtelijke temperatuurverdeling rond de warme bron van een warmteopslag systeem na 50 jaar, voor twee verschillende dieptes van het bronfilter (zie zwarte verticale streep). Grijs horizontale balken bovenop de temperatuurkleuren geven slecht doorlatende kleilagen aan. Bron: Beernink et al. (2020).

In Figuur 2-2 is zoals gezegd het effect van warmteuitstraling vanuit de bron naar de omringende grondlagen boven de opslaglaag zelf niet meegenomen. Behalve dat hierdoor in een beperkte zone rond de bron ook chemische en microbiologische effecten kunnen optreden, blijkt uit modelstudies ook dat er door het dichtheidsverschil tussen het opgewarmde water en het omringende koude water verticale grondwaterstroming kan gaan optreden rond de put (convectiecellen), wat mogelijk ook weer kan leiden tot vermenging van verschillende watertypen en bijvoorbeeld verzilting van ondiepere zoetere water (Van Lopik et al., 2015).

Doordat er bij HTO systemen jaarlijks warmte achterblijft neemt de omvang van de thermische beïnvloeding met de jaren toe. Echter, zolang de bedrijfsvoering niet verandert, zal de temperatuurverdeling rond het systeem uiteindelijk stabiliseren (zie Figuur 2-3). Voor de 6 beoogde HTO locaties en bijbehorende geohydrologische situaties die in Beernink et al. (2020) zijn doorgerekend kwam de grootte van het gemodelleerde horizontale thermische invloedsgebied (25°C contour na 10 jaar) uit tussen de ~100 en ~275 m rond de warme bron.



Figuur 2-3. Voorbeeld van de horizontale verspreiding van de temperatuurcontouren voor 25°C en 50°C na 10 jaar, voor een systeem met een opslagtemperatuur van 88 °C. Bron: Beernink et al. (2020).

## 2.3 Thermisch veroorzaakte chemische en microbiologische effecten

De temperatuuroename nabij de bronnen, zoals geschetst in sectie 2.2, kunnen vervolgens leiden tot veranderingen in de chemische en microbiologische samenstelling van het grondwater. In algemene zin veroorzaakt een toename van de temperatuur van grondwater verschuivingen in geochemische evenwichten, waaronder zowel sorptieprocessen als mineraaloplossing en neerslag. Daarnaast versnelt het kinetisch gecontroleerde reacties, zoals verwerings- of afbraakreacties. De uiteindelijke netto impact op de grondwatersamenstelling wordt dan ook bepaald door een complexe interactie tussen al deze processen. Deels worden deze processen ook gekatalyseerd door in het grondwater aanwezige micro-organismen, welke op hun beurt weer gevoelig zijn voor de temperatuursveranderingen. Bij HTO treedt daarnaast de verder complicerende conditie op dat het grondwater enerzijds sterk opwarmt, maar ook weer afkoelt, afhankelijk van de fase van de opslagcyclus. Bij het beoordelen van effecten is het belangrijk te realiseren dat de totale hoeveelheid stoffen die zich bevinden in de matrix van sediment plus het grondwater niet netto kan toe- of afnemen (massabalans). Wel kunnen stoffen zich van het sediment naar het grondwater verplaatsen of vice versa. Dat betekent dat de maximale cumulatieve hoeveelheid van een stof die vanuit het sediment (vaste fase) naar het grondwater gemobiliseerd kan worden komt afhankelijk is van de mate waarin deze stof zich van nature al in het sediment bevindt (Schout & Hartog, 2021).

Uit onderzoek blijkt dat de invloed van temperatuur op de chemische grondwatersamenstelling in de praktijk zeer beperkt is voor temperaturen tot 25°C (Dinkla et al., 2012). Op basis van de theorie neemt de impact op de waterkwaliteit toe bij hogere temperatuur, al hangt de mate en richting (toe- of afname) af van de stof en de betrokken processen. De belangrijkste processen waarvan bekend is dat ze beïnvloed worden door de grondwatertemperatuur zijn kalkneerslag, silicaatverwerking, afbraak en mobilisatie van organisch materiaal, stimulatie van redoxreacties waaronder het oplossen van ijzerhydroxiden, sulfaatreductie en methanogenese, en de veranderde sorptie-affiniteit van het sediment, waardoor met name sporenelementen (zoals arseen) relatief sterk gemobiliseerd lijken te kunnen worden (Schout & Hartog, 2020). De mate waarin deze processen optreden hangt sterk samen met de mate van opwarming.

Voor de meeste van deze processen geldt dat het optreden ervan vooral vastgesteld is aan de hand van laboratoriumstudies, en niet zozeer volgt uit metingen bij (voormalige) HTO-systemen. De bekendste uitzondering voor HTO hierop is kalkneerslag, dat vanwege de impact op het operationele functioneren van HTO systemen ook bij de voormalige HTO systemen in Nederland doorgaans wel goed gemonitord en waargenomen werd in de praktijk. Om putverstopping door kalkneerslag te voorkomen is waterbehandeling nodig. Bij voormalige HTO-systemen is gebruik gemaakt van technieken zoals ionenwisseling om het water vooraf te verzachten, of toevoeging van zoutzuur om de pH te beïnvloeden. Bij het HTO-systeem in Middenmeer wordt CO<sub>2</sub> aan het te infiltreren water toegevoegd. Waterbehandeling betreft dus het toevoegen van stoffen aan het te infiltreren water, en heeft daarmee ook weer een impact op de grondwatersamenstelling. Bij het HTO systeem in Utrecht, dat operationeel was tussen 1991 en 1999, leek de waterbehandeling samen met vermenging van verschillende water typen de belangrijkste oorzaak van effecten op de grondwatersamenstelling (Drijver & Willemsen, 2004).

Voor de overige thermisch veroorzaakte effecten is het nog maar de vraag in hoeverre op basis van experimenteel onderzoek verwachte effecten in het veld ook daadwerkelijk merkbare effecten opleveren. Bij een recente veldproef in Duitsland met kortstondige injectie van heet water (75°C) bleek dat in het veld waargenomen effecten voor veel parameters kleiner waren dan verwacht op basis van de experimentele studies, of niet konden worden waargenomen (Lüders et al., 2021).

Met name effecten veroorzaakt door veranderde sorptie-affiniteit traden wel op en lieten zich ook redelijk goed voorspellen aan de hand van a priori uitgevoerde laboratoriumproeven.

De hogere temperaturen kunnen ook leiden tot versterkte groei of juist sterfte (bij te hoge temperaturen) van in het grondwater levende micro-organismen. In theorie kan dit zowel een positief als negatief effect hebben op de waterkwaliteit, bijvoorbeeld omdat deze organismen verontreinigingen en nutriënten afbreken (positief), maar microbiologische groei kan ook putverstopping veroorzaken of leiden tot versnelde mobilisatie van zware metalen (negatief). Uit veldonderzoek blijkt dat bij lage temperaturen (WKO) geen groot effect op de microbiologische activiteit en groei verwacht mag worden (Dinkla et al., 2012). Daarnaast is recent bij twee goed gemonitorde MTO systemen (25 – 50°C) geen significante/duidelijke thermisch veroorzaakte invloed op de microbiologische kwaliteit gevonden en is er geen groei waargenomen binnen de set onderzochte pathogenen/zieteverwekkende micro-organismen (Bloemendal et al., 2020; Oerlemans & Drijver, 2021). Bij de eerder genoemde veldproef in Duitsland met water van 75°C werd ook geen significant effect vastgesteld op de microbiologie, wat werd toegeschreven aan de korte duur van de veldproef (Keller et al., 2021).

Door temperatuur versterkte groei van pathogene (ziekteverwekkende) micro-organismen in grondwater is in de praktijk tot dusverre niet waargenomen (Bloemendal et al., 2020; Drijver & Willemsen, 2004; Oerlemans & Drijver, 2021), maar om te kunnen groeien moeten deze organismen in deze eerst plaats natuurlijk ook aanwezig zijn. Als dit het geval is zijn vervolgens het lage zuurstofgehalte en beperkte aanbod van bruikbare koolstofverbindingen in het grondwater een drempel voor verdere groei van pathogenen (Zaadnoordijk et al., 2013). Over het algemeen geldt wel dat de effecten op de microbiologie en de microbiologische processen bij hoge temperaturen nog maar beperkt onderzocht zijn, en slechts in enkele gevallen met huidige state-of-the-art technieken.

## 2.4 Impact op andere belangen en vergunningverlening

Vast staat dat de hogere temperaturen bij HTO een grotere invloed zullen hebben op de grondwatersamenstelling dan bij lage temperatuur OBES (25°C) en middelhoge temperatuur OBES (25 - 50°C). Hoe groot deze temperatuurseffecten kunnen zijn voor verschillende parameters en hoe deze zich verhouden tot andere effecten zoals menging is nog niet goed duidelijk. Ook is bij eventuele significante temperatuurseffecten nog niet eenduidig te beantwoorden hoe erg dat dan is. Dat zal uiteindelijk afhangen van een lokale belangenafweging, waarin de mogelijke negatieve effecten van HTO afgewogen moeten worden tegen de positieve bijdrage die HTO levert aan energiesystemen door verlaagde inzet van fossiele brandstof (en de daarbij behorende verlaging van CO<sub>2</sub> en stikstof uitstoot). Om handen en voeten te geven aan deze afweging, en kaders te stellen voor vergunningsverlening, is binnen het WarminUP project al het 'Voorlopig Afwegingskader Vergunningverlening HTO' opgesteld (Bloemendal et al., 2021). In de opvolger van het WarmingUP project (WarmingUP GOO) wordt dit voorlopige kader in de praktijk getest bij een concrete HTO vergunningaanvraag, waarna kan worden toegewerkt naar een verbeterde, praktijkbeproefde versie.

De verwachting is dat HTO makkelijker vergund kan worden in de kustprovincies, waar het grondwater doorgaans al ondiep zout wordt, en de kans op negatieve beïnvloeding van andere belangen en met name zoete grondwatervoorraden kleiner is. Daarnaast is het nog de vraag in hoeverre zowel de thermische als de chemische/microbiologische effecten zich kunnen verspreiden buiten de directe beïnvloedingszone van systemen (het gebied waarbinnen grondwater aanwezig is dat door het systeem wordt verpompt), en ze dus ook echt een groter risico kunnen vormen voor

andere belangen dan reguliere OBES systemen. Veel van de effecten die direct door de hoge temperaturen veroorzaakt worden lijken bovendien grotendeels reversibel te zijn (Lüders et al., 2020; van Dooren et al., 2019) en dus mag worden verwacht dat, bijvoorbeeld na het buiten gebruik stellen van een HTO systeem, het grondwater (bij benadering) weer zijn oorspronkelijke samenstelling krijgt.

Het vergroten van de kennis over de effecten van HTO is belangrijk. Bijvoorbeeld als na het aanwijzen van de Nationale Grondwater Reserves en de Aanvullende Strategische Voorraden een steeds groter deel van de Nederlandse ondergrond 'bescherm gebied' wordt, waarvoor ook een omgangsvorm moet worden gevonden voor de mate van co-existentie tussen HTO systemen en deze belangen. Maar ook om voor nieuwe systemen steeds beter de effecten vooraf in te kunnen inschatten, en de monitoringsinspanning en opzet (kosten)effectief in te richten. In deze vroege fase van de ontwikkeling van HTO is gedegen monitoring en analyse van de effecten daarom essentieel.

## 3 Effecten gedurende eerste twee operationele cycli HTO Middenmeer

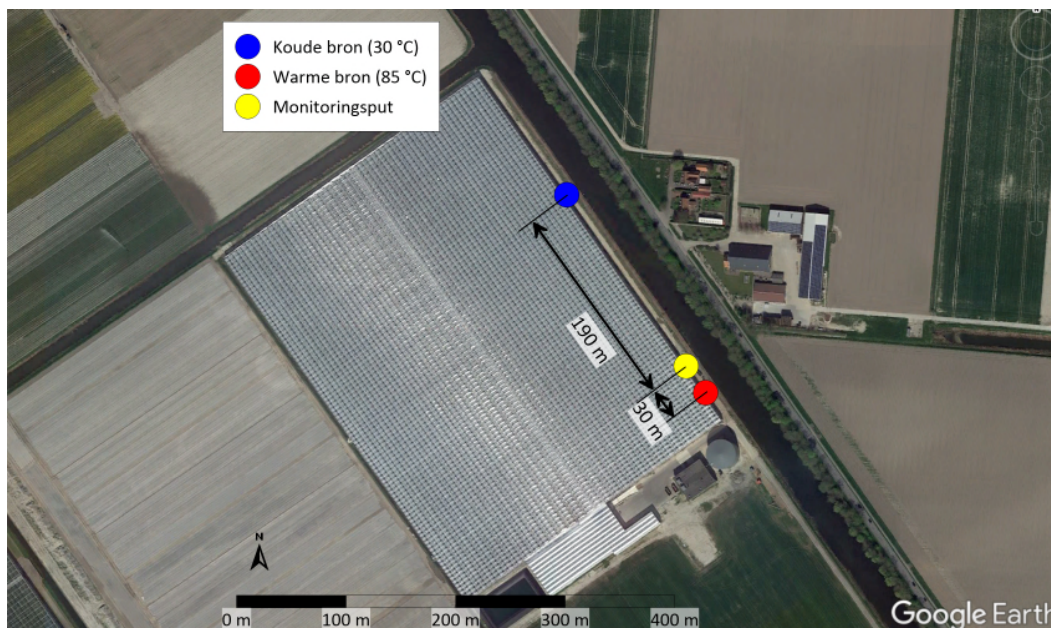
In het grootschalige glastuinbouw- en industriegebied Agriport A7 (Middenmeer, Noord-Holland) bedrijft Ennatuurlijk Aardwarmte (voormalig ECW Energy) het momenteel enige operationele HTO systeem in Nederland dat opslagtemperaturen heeft boven de 50°C. Het is ook het enige gerealiseerde HTO systeem in Nederland sinds enkele decennia. Het is van 2018 – 2021 ontwikkeld binnen het internationale onderzoeksproject GEOTHERMICA HEATSTORE, in bedrijf genomen op 31 mei 2021 en heeft inmiddels twee volledige operationele cycli doorlopen. De uitgebreide monitoring van dit systeem en het nadere onderzoek naar de prestaties en effecten ervan zijn ondergebracht in het TKI project 'HTO-PEN', wat wordt uitgevoerd door IF Technology en TNO in samenwerking met Ennatuurlijk Aardwarmte en loopt tot eind 2025.

De praktijkgegevens uit HTO-PEN zijn door dit consortium ook beschikbaar gesteld aan WarmingUP, voor aanvullend onderzoek van de effecten van HTO binnen werkpakket C3. Het betreft een unieke dataset van chemische en microbiologische metingen en analyses, die gelegenheid biedt om de kennis te vergroten over de effecten van HTO in de praktijk en te toetsen in hoe verre de op basis van de theorie verwachte effecten overeenkomen met de effecten die daadwerkelijk optreden.

Uiteindelijk doel van dit onderzoek is om de kennis over de effecten die bij HTO in de praktijk kunnen optreden en de achterliggende processen te vergroten, en daarmee ook om (1) beter te kunnen anticiperen op de effecten van HTO op andere locaties en (2) te komen tot een op de wetenschap en praktijk gebaseerd generiek monitoringsprogramma voor HTO, waarmee recht wordt gedaan aan de risico's van HTO en de praktische uitvoerbaarheid van metingen en waarmee resterende kennisvragen op termijn beantwoord kunnen worden.

### 3.1 Systeemomschrijving en aanleg

Het HTO systeem bij Middenmeer bestaat uit in totaal drie grondwaterputten, een warme bron (infiltratietemperatuur ~85 °C), een koude bron (30 °C), en de monitoringsput (geen infiltratie, alleen metingen). De monitoringsput is al in 2019 geboord als proefboring en is vervolgens als monitoringsput afgewerkt. De locaties van de putten zijn weergegeven in Figuur 3-1. Te zien is dat de afstand tussen de warme bron en de monitoringsput 30 meter is en tot de koude bron 220 meter.



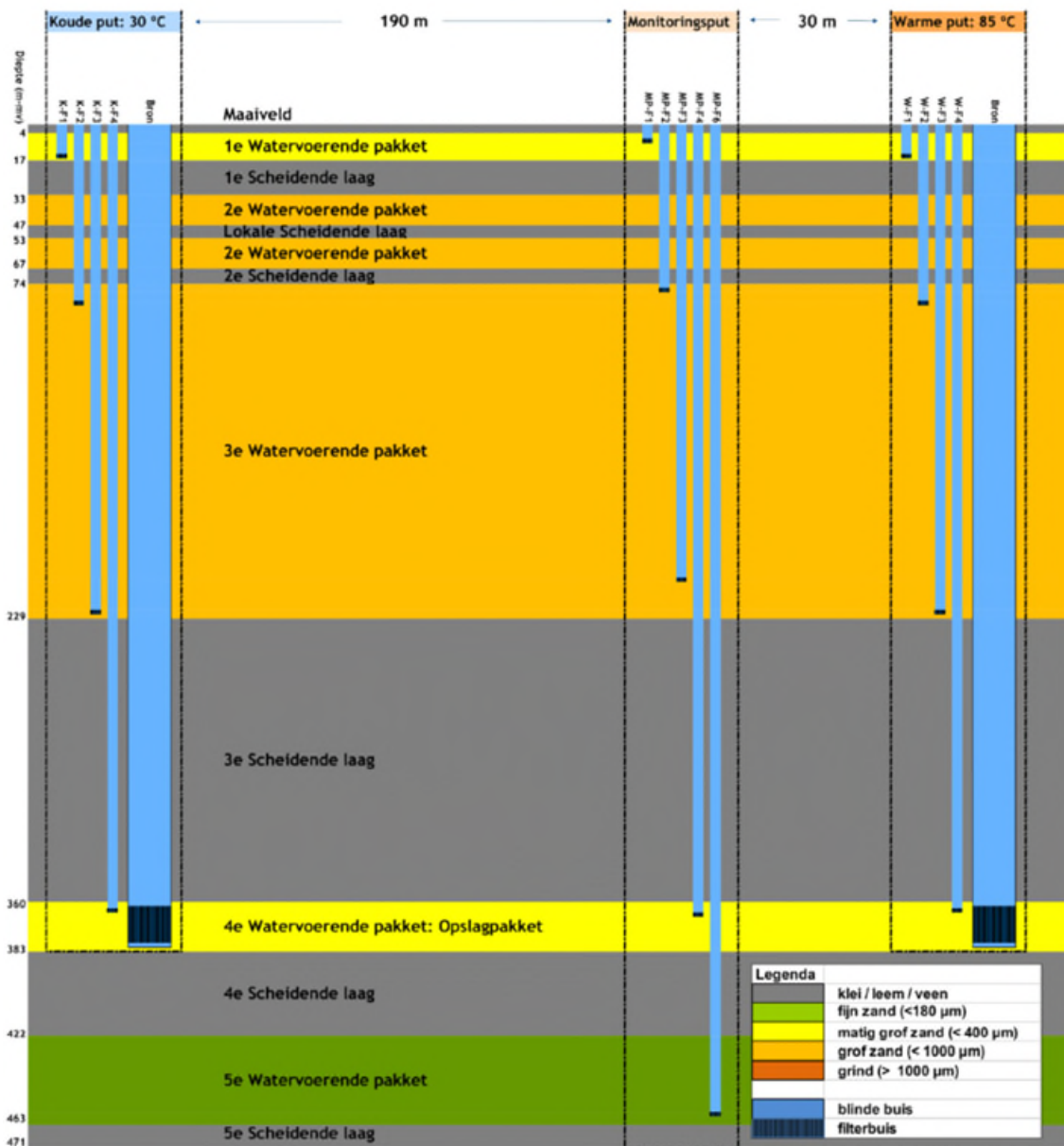
Figuur 3-1. Satellietfoto van de kas met daarnaast de locaties van de HTO-bronnen en de monitoringsput. Bron: Oerlemans et al (2022).

Figuur 3-2 toont een schematisch overzicht van de bodemopbouw en de putafwerking van de twee bronnen en de monitoringsput van het HTO systeem in Middenmeer (Oerlemans et al., 2022). In de monitoringsput zijn in totaal vijf watervoerende lagen doorboord tot een diepte van 470 meter. Aanvankelijk werden zowel het 4<sup>e</sup> (360-383 m-mv) als de 5<sup>e</sup> (422-463 m-mv) watervoerende pakket (WVP) beoogd voor het plaatsen van de HTO bronnen, maar uit de proefboring bleek dat het 5<sup>e</sup> WVP niet geschikt was door slechtere hydrologische eigenschappen en een hoge concentratie aan opgelost methaan. De warme en de koude bron, welke in 2020 geboord zijn, zijn daarom alleen tot in het 4<sup>e</sup> WVP geboord. Dit watervoerende pakket is een zandige laag behorend aan de Formatie van Maassluis.

Zowel in de monitoringsput als in de omstorting van de warme en koude bronnen zijn peilbuizen geplaatst met peilfilters van twee meter lang in het opslagpakket (4<sup>e</sup> WVP), maar ook in een aantal van de bovenliggende watervoerende lagen. In de monitoringsput zijn daarnaast ook twee filters geplaatst in het 5<sup>e</sup> WVP, waarvan er één inmiddels is gedempt vanwege lekkage (MP-F5). Het bestaan van dit lek, waardoor grondwater vanuit het 5<sup>e</sup> naar het 4<sup>e</sup> heeft kunnen stromen, werd ontdekt in April/Mei 2021. Om het lek te verhelpen is de betreffende monitoringsbuis toen afgedicht.

In de warme en koude bronnen zijn bronfilters geplaatst met een lengte van 16,5 m, aan de bovenkant van het opslagpakket. Niet weergegeven in Figuur 3-2 is de proefbron die in de monitoringsput is geplaatst met bronfilter in zowel het 4<sup>e</sup> als het 5<sup>e</sup> WVP. Na gebruik voor een aantal testen is deze proefbron weer afgedicht. Een overzicht van de precieze filterstellingen is gegeven in Bijlage 1.





Figuur 3-2. Schematisch overzicht van bodemopbouw en de putafwerking van de grondwaterputten betrokken bij het HTO systeem in Middenmeer. Bron: Oerlemans et al (2022).

Potentieel relevant ten aanzien van de interpretatie van de effecten op de waterkwaliteit is verder dat bij de boringen boorspoeling is gebruikt waaraan verschillende additieven zijn toegevoegd, bijvoorbeeld als verzwaringsmiddel en om de boorgatwand af te pleisteren en zo spoelingsverliezen en instorting van het boorgat te voorkomen. Daarbij is gebruikt gemaakt van bentoniet (een klei-mineraal) en eenvoudig afbreekbare cellulose-achtige polymeren. Toepassing van deze additieven is gebruikelijk bij grondwaterboringen. Voor de monitoringsput zijn de additieven toegevoegd aan zoet werkwater. Voor de warme en koude bron is het zoute water uit de monitoringsput (4<sup>e</sup> en 5<sup>e</sup> WVP) gebruikt als werkwater en basis voor de boorspoeling. Bij de warme en koude bron is na realisatie ook nog een chemische ontwikkelactie uitgevoerd, om de boorspoeling op de boorgatwand verder af te breken en te verwijderen, wat heeft geresulteerd in schone bronnen met weinig 'skin' (weerstandslaag op de boorgatwand).

Verder is er een systeem voor waterbehandeling voor CO<sub>2</sub> dosering gerealiseerd. Hierbij wordt CO<sub>2</sub> toegevoegd aan het water voorafgaande aan de opwarming van het water en injectie in de warme bron om putverstopping door kalkneerslag te voorkomen. De CO<sub>2</sub> toepassing heeft tot gevolg dat de pH van het water afneemt (ofwel dat het water zuurder wordt). Het streven is om genoeg CO<sub>2</sub> te doseren zodat de pH verlaging het effect van de temperatuur verhoging op de oplosbaarheid van kalk teniet doet, maar dat er niet onnodig veel CO<sub>2</sub> wordt toegevoegd. Gedurende de eerste twee cycli is daarom geëxperimenteerd met verschillende CO<sub>2</sub> doseringen, variërend van grofweg 1 tot 3 mmol/l CO<sub>2</sub> (ofwel ~44 tot ~132 mg/l). Met name in cyclus 2 is de CO<sub>2</sub>-dosering stapsgewijs verlaagd naar een meer optimale dosering.

### 3.2 Bedrijfsvoering en monitoring

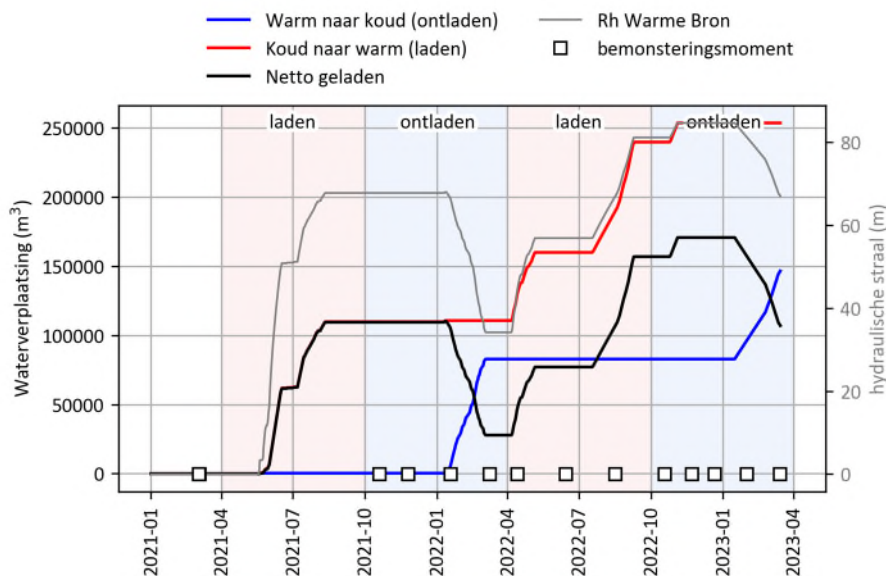
In 2020 zijn de bronnen geboord en in maart 2021 zijn referentiebemonsteringen uitgevoerd op het grondwater bij de warme bron, koude bron en monitoringsput, om een beeld te geven van de natuurlijke samenstelling van het grondwater in het opslagpakket. In mei 2021 is het systeem officieel in gebruik genomen en werd begonnen met het 'laden' van de warme bron (opslaan van warmte in de warme bron). Gedurende de zomer van 2021 is bijna 114.000 m<sup>3</sup> water uit de koude bron onttrokken, opgewarmd tot ~85°C, en vervolgens geïnjecteerd in de warme bron. Daarna is er een rustperiode geweest van een paar maanden waarbij het systeem stil stond. Bij het ontladen vanaf januari 2022 is vervolgens bijna 82.000 m<sup>3</sup> van dit warme water weer onttrokken en, na afgifte van een deel van de warmte aan de gebruiker (glastuinbouwbedrijf), weer geïnjecteerd in de koude bron met een temperatuur van ongeveer 28°C. In de 2<sup>e</sup> cyclus heeft dit patroon zich herhaald. Een overzicht van de verpompte volumes en duur van de cycli is weergegeven in Tabel 3-1.

Tabel 3-1. Overzicht van de duur van de verschillende fases van het HTO systeem gedurende 1<sup>e</sup> twee cycli.

Jaar	Operationele fase	Aanvangsdatum	Verpompt volume (m <sup>3</sup> )	Netto waterverplaatsing (koude → warme bron) (m <sup>3</sup> )
1	a. Laden	23-5-2021	113.791	113.791
1	b. Rust na laden	12-8-2021	-	-
1	c. Ontladen	12-1-2022	-81.908	31.883
1	d. Rust na ontladen	5-3-2022	-	-
2	a. Laden	7-4-2022	142.959	174.842
2	b. Rust na laden	4-11-2022	-	-
2	c. Ontladen	16-1-2023	-123.409	51.433

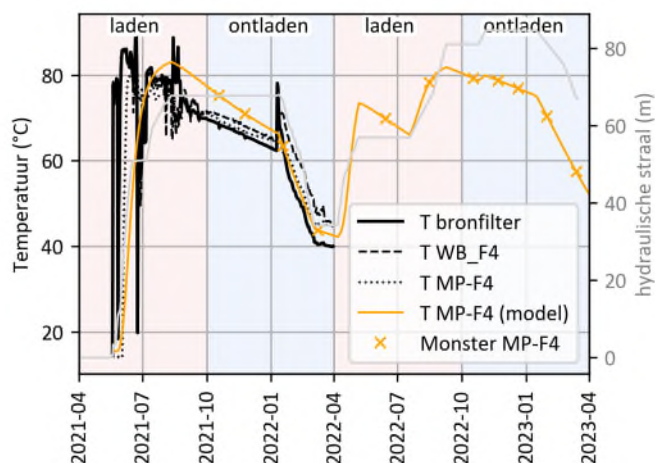
Netto vindt er dus een verplaatsing van water van de koude naar de warme bron plaats. Dit is een belangrijk gegeven om rekening mee te houden bij de interpretatie van de chemische en microbiologische gegevens: tijdens de ontlaad-periode wordt een koude bel geïnfilteerd bij de koude bron, maar in de daaropvolgende laadperiode wordt deze koude bel weer helemaal onttrokken, waardoor ook natuurlijk grondwater de koude put in wordt getrokken. Op die momenten mag verwacht worden dat de samenstelling van het onttrokken grondwater bij de koude bron in de buurt komt van de natuurlijke samenstelling. Door deze zogenaamde 'wateronbalans' tussen de bronnen vindt bij de warme bron juist het omgekeerde plaats: aan het eind van de onttrekking uit de warme bron blijft een deel van het geïnjecteerde water achter. Bij het interpreteren van de grondwateranalyses is het dus essentieel om te bedenken wat de afkomst en historie is geweest van het water dat op het betreffende punt en moment bemonsterd is.

Om te bepalen of het geïnjecteerde water na injectie in de warme bron al de monitoringsput (op 30 m afstand) bereikt heeft is de hydraulische straal van het systeem berekend (Figuur 3-3). Hieruit blijkt dat zelfs na het ontladen van de 1<sup>e</sup> cyclus de hydraulische straal van de warme bron groter is dan 30 m, wat wil zeggen dat zelfs aan het eind van de 1<sup>e</sup> cyclus nog infiltratiewater uit de warme bron aanwezig was bij de monitoringsput. Om die reden zal bij de monitoringsput altijd water aanwezig zijn dat ooit bij de warme bron is geïnfilteerd en dus een bepaalde opwarming en afkoeling heeft doorgemaakt, als ook een bepaalde mate van aanzuring. Daarom zal de watersamenstelling naar verwachting blijvend afwijken van dat van het natuurlijke koudere grondwater.



Figuur 3-3. Waterverplaatsing in het HTO systeem gedurende de 1<sup>e</sup> twee cycli. Op basis van de netto hoeveelheid geladen volume van de koude naar de warme bron (zwarte lijn) is ook de hydraulische straal van de warme bron berekend (rechter y-as). Daarbij is aangenomen dat het geïnjecteerde volume een perfecte cilindrische vorm aanneemt tussen de onder- en bovenliggende scheidende laag (in de praktijk zal dit met name door opdrijving/kanteling niet het geval zijn, het betreft dus slechts een grove schatting). Ook de monsternamemomenten zijn weergegeven (witte vierkanten op de x-as).

Monitoring van de temperaturen in het opslagpakket met DTS-techniek ('Distributed Temperature Sensing') toont dat de temperatuur in de monitoringsput na ontladen nog steeds verhoogd is, met temperaturen rond de 45°C (Figuur 3-4). Verder blijkt uit de meetgegevens dat de temperatuur bij het bronfilter van de warme bron tijdens het laden van warmte toeneemt tot rond de 80°C, en dat deze temperatuur al vrij snel na start van de injectie ook in de monitoringsput doorkomt (zie ook Dinkelman et al., 2022). DTS data van de koude bron en van de 2<sup>e</sup> cyclus zijn nog niet geanalyseerd en waren dus nog niet beschikbaar voor dit onderzoek. Voor de monitoringsput is echter gebruik gemaakt van de temperatuur-tijdreeks welke voortkomt uit de door TNO uitgevoerde chemische modelsimulaties in het HTO-PEN project (gericht op het simuleren van kalkneerslag en CO<sub>2</sub> dosering), om toch een schatting te hebben van de temperatuur in de 2<sup>e</sup> cyclus.



Figuur 3-4. Gemiddelde temperatuur in het bronfilter en peilbuis 4 van de warme bron en de monitoringsput (WB-F4 en MP-F4) gedurende de 1<sup>e</sup> operationele cyclus, op basis van DTS metingen. Ook weergegeven is de berekende hydraulische straal van het systeem (grijze lijn met waarden op rechter y-as), de gemodelleerde temperatuur in MP-F4 (oranje lijn), en de monsternamen in MP-F4 \*oranje kruizen).

Figuur 3-3 en Figuur 3-4 laten ook de monsternamen momenten zien. Op deze momenten zijn vaak meerdere monsters op verschillende locaties genomen. De peilbuis bij de monitoringsput is bij elke monitoringsronde bemonsterd. Als het systeem tijdelijk uit stond (geen warmte laden/ontladen), dan kon daarnaast nog een peilbuis bij de warme of koude bron ook worden bemonsterd. Als het systeem in bedrijf was, kon bovengronds een grondwatermonster worden afgetapt uit 'de teststraat' in de technische ruimte, aan de koude kant van de warmtewisselaar: langs dit tappunt stroomt het water dat tot voor kort nog in het opslagpakket zat (bij de koude of warme bron, afhankelijk van situatie resp. laden of ontladen). Er zijn monsters genomen gedurende alle mogelijke fasen van het systeem alsmede voorafgaand aan ingebruikname. In totaal zijn er 40 monsters geanalyseerd waarvan de analyse al beschikbaar was voor dit onderzoek. Vanuit de meeste monsters zijn genomen uit peilbuis 4 (MP-F4), welke zich bovenin het opslagpakket bevindt.

Alle monsters zijn geanalyseerd op een uitgebreid pakket aan chemische parameters. De resultaten van de chemische analyses zijn weergegeven in Tabel 3-2 en Tabel 3-3. Bij het grootste deel van de monsters zijn ook microbiologische metingen uitgevoerd. Daarbij is de concentratie ATP bepaald (adenosinetriphosfaat) en daarnaast is het DNA uit de monsters geïsoleerd en geanalyseerd met Next Generation Sequencing (NGS). ATP is een maat voor de activiteit van de aanwezige microbiologische populatie. Een hoger ATP-gehalte geeft aan dat de populatie actiever is. Met NGS kan de microbiële populatie van het grondwater in detail in kaart worden gebracht aan de hand van DNA karakterisatie. Uit de NGS-analyses kunnen vervolgens verschillende resultaten worden gehaald, zoals de relatieve aanwezigheid van bepaalde micro-organismen, de mate waarmee de microbiologische gemeenschappen van verschillende monsters op elkaar lijken en de microbiële diversiteit in alle monsters, in dit geval bepaald met Faith's Phylogenetic Diversity index (Faith's PD). Daarmee wordt het mogelijk om te onderzoeken hoe de samenstelling van de populatie verandert over de jaren.

Tabel 3-2. Analyseresultaten van macrochemische parameters van grondwatermonsters uit het opslagpakket (4<sup>e</sup> WVP). De analyseresultaten van de meting in KB-F4 is dikgedrukt: deze is in de analyse gebruikt als referentie voor de nulsituatie in het 4<sup>e</sup> WVP. De code in de kolom 'status' geeft weer op welk moment het monster is genomen, met allereerst de cyclus (waarbij -1 de meting is in 2019 na realisatie en 0 de metingen in 2021 voor inbedrijfsname zijn) en *a* de laadfase, *b* de rustfase na het laden, *c* het ontladen en *d* de rustfase na het ontladen.

Putcode	Status	EC mS/cm	Cl mg/l	pH -	CO <sub>2</sub> mg/l	Ca mg/l	CH <sub>4</sub> mg/l	DOC mg/l	Fe mg/l	HCO <sub>3</sub> mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Na mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	P <sub>tot</sub> mgP/l	Si mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l
MP-F4	-1	31,3	10800	7,5		380	4,43	5,4	2	430	100	420	0,17	6700	69	1,1		<10
MP-F4	0	32,3	13400	7,4		440	17,0	9,2	3,7	410	94	470	0,18	5900	81	0,5	9,2	6,6
MP-F4	1b	29,9	10900	6,9	81	400	10,0	5,9	1,5	470	88	470	0,19	5500	70	0,6	43	<1,0
MP-F4	1b	30,0	11100	6,2	80	460	11,5	6,6	<2,5	520	<100	540	<0,5	5900	70	0,6	32	1,1
MP-F4	1c	30,3	10900	7,1	67	410	12,3	6,1	1,6	500	86	500	0,19	5000	68	0,8	31	<1,0
MP-F4	1d	30,8	11000	7,0	50	470	16,5	8,7	1,9	510	120	450	0,25	5100	75	1,2	24	2,7
MP-F4	2a	29,9	11100	6,5	114	420	11,6	7,1	2,4	580	100	470	0,33	6900	73	0,6	29	0,2
MP-F4	2a	29,6	12900	6,3	115	410	8,5	7,8	2,5	530	100	460	0,32	5400	80	0,4	35	0,8
MP-F4	2a	29,9	9350	6,5	78	410	11,7	6,6	2,0	390	94	490	0,26	6000	76	0,6	27	1,7
MP-F4	2c	29,7	10400	6,3	78	410	9,6	6,3	2,0	400	92	450	0,24	5500	70	0,6	29	1,2
MP-F4	2c	29,9	10700	6,5	76	420	9,9	6,1	2,0	380	91	480	0,23	5400	73	0,6	16	1,1
MP-F4	2d	30,3	11100	6,6	79	410	10,9	7,3	1,9	420	89	490	0,24	5000	71	0,5	27	<1,0
WB-F4	0	30,4	12600	7,4	16	410	6,8	8,2	2,2	440	91	480	0,18	5200	72	1,0	10	1,2
WB-F4	1d	29,9	10800	6,2	44	410	9,6	6,0	1,9	490	98	500	0,21	5000	70	0,9	20	1,1
WB-F4	2a	29,3	10400	6,5		410		6,4	1,9	490	91	500	0,24	5000	74	1,1	15	1,4
WB-F4	2c	29,7	10400	6,6	50	410	7,4	6,2	1,9	450	89	460	0,23	5400	67	1,1	14	1,3
WB-F4	2c	29,7	10500	6,6	51	420	7,2	5,5	1,9	450	90	500	0,23	5200	73	1,1	0	1,3
WB	1c	29,3	10800	6,2	64	400	8,6	6,2	2,5	500	120	440	0,19	5000	79	1,8	23	<1,0
WB	2a	29,5	11500	6,8	45	410	8,4	6,0	1,9	510	98	460	0,19	5200	72	1,0	19	<10
WB	2d	29,6	10200	6,7	68	410	8,5	22,0	1,5	530	96	480	0,21	5000	76	1,0	17	
KB-F4	0	30,2	11600	7,4	17	410	8,9	8,0	2,4	440	91	470	0,19	4900	73	1,1	25	<1,0
KB-F4	<b>1b</b>	<b>29,8</b>	<b>11000</b>	<b>7,0</b>	<b>17</b>	<b>410</b>	<b>6,9</b>	<b>7,1</b>	<b>2,1</b>	<b>480</b>	<b>94</b>	<b>530</b>	<b>0,21</b>	<b>5700</b>	<b>71</b>	<b>1,0</b>	<b>11</b>	<b>&lt;1,0</b>
KB-F4	2a	29,8	11500	7,4	41	410	8,6	6,0	1,9	520	97	460	0,19	5200	70	1,0	18	2,6
KB-F4	2a	30,0	11300	7,1	45	420	8,2	6,6	2,3	580	100	490	0,23	5200	79	0,9	18	<0,1
KB	2a	29,8		7,0	31	400	8,5	6,0	2,3	540	100	480	0,26	5500	78	1,1	17	0,1

Tabel 3-3. Analyseresultaten van microchemische parameters van grondwatermonsters uit het opslagpakket (4<sup>e</sup> WVP). De analyseresultaten van de meting in KB-F4 is dikgedrukt: deze is in de analyse gebruikt als referentie voor de nulsituatie in het 4<sup>e</sup> WVP. In de kolom 'status' wordt de toestand van het systeem geschreven, met allereerst de cyclus (waarbij -1 de meting is in 2019 na realisatie en 0 de metingen in 2021 voor inbedrijfname zijn) en *a* de laadfase, *b* de rustfase na het laden, *c* het ontladen en *d* de rustfase na het ontladen.

Putcode	Status	As µg/l	Ba µg/l	B µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Co µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Mo µg/l	Ni µg/l	Va µg/l	Zn µg/l
MP-F4	-1	<5											
MP-F4	0	12	390	2200	<0.2	<1	2,2	<2	<2	<2	<3	<2	46
MP-F4	1 - b	7,4	240	1700	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	22
MP-F4	1 - b	<50	<250	1700	<10	<50	<100	<100	<100	<100	480	<100	<500
MP-F4	1 - c	4,4	220	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	<10
MP-F4	1 - d	1,2	360	1700	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	14
MP-F4	2 - a	3,9	290	1800	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	18
MP-F4	2 - a	3,1	220	1900	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	25
MP-F4	2 - a	6,5	240	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	71
MP-F4	2 - b	4,8	200	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	67
MP-F4	2 - b	4,8	200	1400	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	14
MP-F4	2 - c	2,9	200	1500	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	17
W-F4	0	<1	170	440	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	<10
W-F4	1 - d	<1	240	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	14
W-F4	2 - a	<1	190	1400	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	10
W-F4	2 - b	<1	180	1500	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	14
W-F4	2 - b	<1	170	1400	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	<10
W-TR	1 - c	<1	180	2000	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	38
W-TR	2 - a	<1	190	1800	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	23
W-TR	2 - c	1,2	180	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	28
K-F4	0	1,3	210	1600	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	13
K-F4	<b>1 - b</b>	<b>&lt;1</b>	<b>170</b>	<b>1500</b>	<b>&lt;0.2</b>	<b>1,2</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;3</b>	<b>&lt;2</b>	<b>&lt;10</b>
K-F4	2 - a	<1	190	1900	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	14
K-F4	2 - a	<1	180	1800	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	<10
K-TR	2 - a	<1	190	1800	<0.2	<1	<2	<2	<2	<2	<3	<2	25

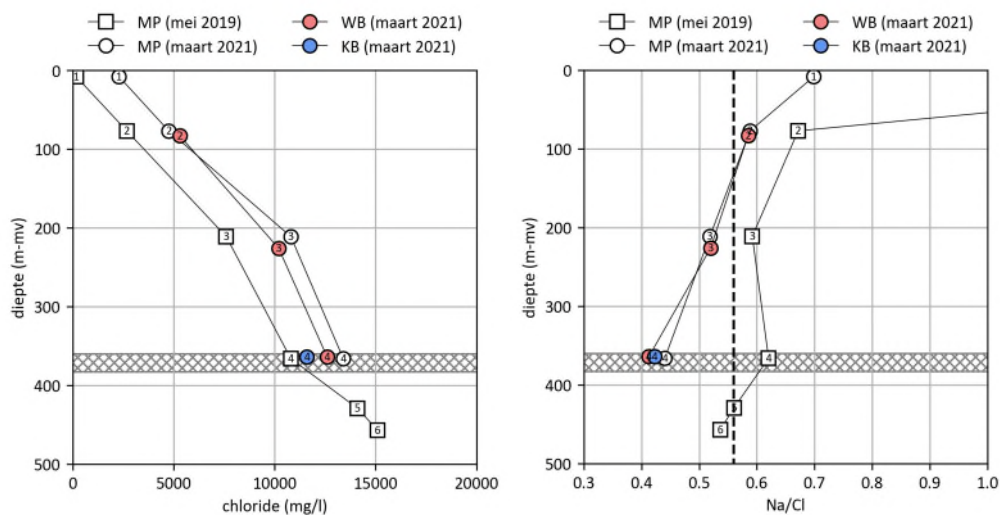
### 3.3 Grondwatersamenstelling bij nulmeting en effecten systeemaanleg

#### 3.3.1 Analyses ter vaststelling van de referentiesituatie

Bepaling van de natuurlijke samenstelling van het grondwater in het opslagpakket is noodzakelijk om latere veranderingen te kunnen onderscheiden en te verklaren. Deze nulsituatie kan bepaald worden aan de hand van verschillende analyses. Zo zijn in zijn in de monitoringsput (destijds de proefboring) uit alle geïnstalleerde peilfilters grondwatermonsters genomen, minimaal 4 weken na de booractiviteiten. In juni/juli 2020 zijn beide HTO bronnen gerealiseerd. In maart 2021, vlak voor inbedrijfname van het systeem, zijn in alle drie de putten monsters genomen uit de peilbuizen van het opslagpakket. Bij de meting in 2019 zijn alle 6 de peilfilters van de monitoringsput bemonsterd. Bij de bemonstering in 2021 zijn de ondiepste 4 filters van de monitoringsput bemonsterd, en bij de warme en koude bron zijn de peilbuizen bemonsterd die in het opslagpakket geplaatst waren.

#### 3.3.2 Invloed van booractiviteiten en lekkage op het grondwater nabij de putten

Opvallend is dat de resultaten van de bemonstering van de monitoringsput in 2019 en 2021, beide voordat het HTO systeem in bedrijf kwam, sterk van elkaar verschillen (Figuur 3-5, links). In 2019 zijn de chloride concentraties in de bovenste vier filters van de monitoringsput zo'n 2.500 mg/l lager dan in 2021. De verklaring hiervoor is het indringen van het zoete werkwater in de formatie, wat ook ondanks het schoonspoelen van de filters niet geheel verwijderd bleek. Door natuurlijke grondwaterstroming en de invloed van diffusie ebt dit effect langzaam weg, waardoor de monsters van twee jaar later weer een stuk zouter zijn. Over de hele diepte gezien zal de samenstelling van de monsters uit 2021 dus dichterbij de natuurlijke grondwater samenstelling moeten liggen. Voor de filters in de omstorting van de warme en koude bron is de invloed van het werkwater op de omgeving van het boorgat minder groot geweest, omdat hier met zout werkwater is gewerkt uit de proefbron (afkomstig van de diepte van de bronfilters).



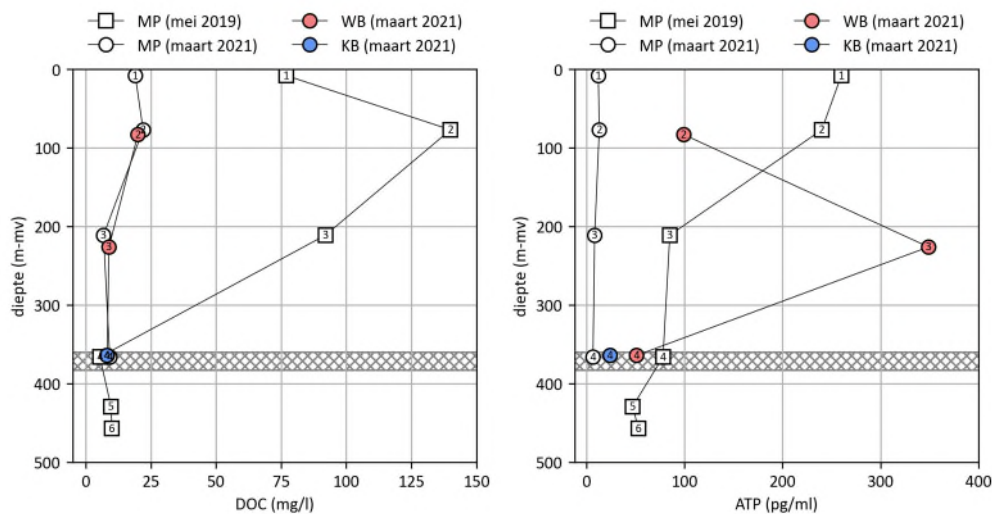
Figuur 3-5. Chloride concentraties (links) en Na/Cl ratio (rechts) versus diepte onder maaiveld bij de nulmetingen. In de monitoringsput is twee keer bemonsterd voor inbedrijfname: kort na realisatie (mei 2019) en twee jaar later (maart 2021), vlak voor inbedrijfname van het systeem. De grijs gearceerde horizontale balk geeft de diepte van de 4<sup>e</sup> watervoerende laag weer (het opslagpakket). De verticale gestreepte zwarte lijn in het rechterfiguur geeft de na/cl (massa)verhouding weer in zeewater (0.56).

De referentiebemonstering van maart 2021 laat zien dat de chloridegehalten bij de monitoringsput relatief hoog zijn vergeleken met de meting op hetzelfde moment bij de warme bron en koude bron. Naast laterale verschillen lijkt het hogere zoutgehalte bij de monitoringsput verklaard te worden door lekkage die is opgetreden in de buis van peilbuis MP-F5 (Figuur 3-2) van het zoutere

5<sup>e</sup> naar het 4<sup>e</sup> watervoerende pakket, doordat de stijghoogte in het 5<sup>e</sup> WVP van nature hoger is. Dit verklaart ook waarom naast chloride ook de concentraties van andere parameters (met name methaan, ammonium, arseen) bij deze nulmeting duidelijk verschoven zijn in de richting van de samenstelling bovenin WVP5.

De invloed van het indringen van zoet water tijdens de proefboring is ook duidelijk terug te zien in de monitoringsput waar de verhouding tussen de natrium en chloride concentraties, als gevolg van kationuitwisseling afwijkt (Figuur 3-5, rechts). Bij indringing van zoetwater worden de aan het sediment geadsorbeerde Na ionen vervangen door Ca ionen, waardoor de Na/Cl verhouding in het grondwater toeneemt. Het omgekeerde proces vindt plaats bij verdringen van zoet grondwater door zout water. De metingen tonen aan dat in de natuurlijke situatie sprake is geweest van verzilting in het 4<sup>e</sup> en onderin het 3<sup>e</sup> watervoerende pakket, gezien de relatief lage Na/Cl ratio ten opzichte van zeewater. Bij de meting in 2019 liggen de Na/Cl ratio's ook op deze dieptes hoger dan die van zeewater, wat verklaard wordt door de verzoeting als gevolg van het indringen van zoet werkwater tijdens de boring. De bemonsterde filters in de omstorting van de in 2021 geboorde warme en koude bron laten dit effect niet zien. De reden is dat bij deze boringen zout werkwater uit het 4<sup>e</sup> watervoerende pakket is gebruikt.

Een ander noemenswaardig artefact van het boorproces en het aanleggen van de putten is ook terug te zien in de concentratie opgelost organisch koolstof (DOC, Figuur 3-6, links). Bij de meting in de monitoringsput in 2019 was deze in de ondiepere filters sterk verhoogd t.o.v. de meting in 2021 – een direct gevolg van het achterblijven van boorspoeling op die diepte. In de diepere filters is dit effect niet waar te nemen, omdat hier veel beter schoongespoeld kon worden door de bronfilters welke geïnstalleerd waren in deze laag. De booractiviteiten leiden tot inbreng van microben rondom het boorgat (infiltratie van werkwater) en tot verhoogd aanbod aan voedsel (organische additieven in de boorspoeling die biologisch afbreekbaar zijn), wat op haar beurt leidt tot verhoogde activiteit van de aanwezige biomassa. Dit verklaart de verhoogde concentratie ATP. Deze is direct na realisatie op alle dieptes en bij alle meetpunten verhoogd t.o.v. de meting in de monitoringsput in 2021, 2 jaar na realisatie. Dit geeft aan dat versterkte microbiologische activiteit en waarschijnlijk groei plaatsvond door het afbreken van de boorspoeling, maar dat dit effect 2 jaar later al sterk is afgenomen.



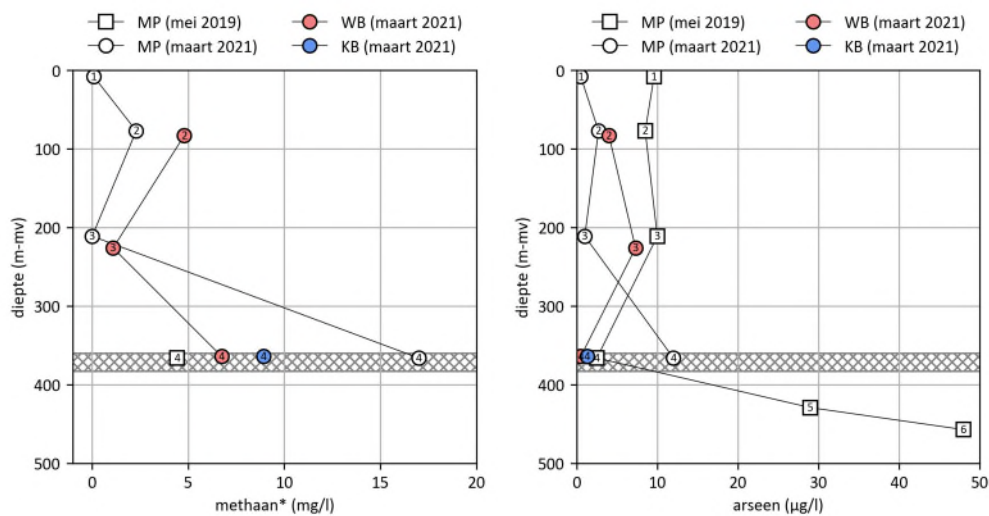
Figuur 3-6. Opgelost organisch koolstof (links) en ATP (rechts) versus diepte onder maaiveld bij de nulmetingen. In de monitoringsput is twee keer bemonsterd voor inbedrijfname: direct na realisatie (mei 2019) en twee jaar later (maart 2021), vlak voor inbedrijfname van het systeem. De grijs gearceerde horizontale balk geeft de diepte van de 4e watervoerende laag weer (het opslagpakket).



### 3.3.3 Natuurlijke samenstelling grondwater

De referentiemetingen laten zien dat er een toename is van zoutgehalte met diepte, tot bijna 15.000 mg Cl/l op 450 m-mv (ruim 75% het zoutgehalte van zeewater (Figuur 3-5, links). Van andere grondwaterputten in de directe omgeving is bekend dat zoet grondwater (<150 mg Cl/l) alleen aanwezig is in het bovenste stuk van het 2<sup>e</sup> WVP. Het 1<sup>e</sup> WVP is met ~2.000 tot 3.000 mg Cl/l ook zout, en onder het 2<sup>e</sup> WVP neemt het zoutgehalte ook snel weer toe. Op basis van het Na/Cl ratio lijkt het ondiepe (<150 m-mv) grondwater van nature juist te verzoeten, terwijl het daaronder verder verzilt.

In het opslagpakket zelf is het zoutgehalte van het grondwater door eerdergenoemde artefacten niet eenduidig vast te stellen, maar ligt het op basis van de nulmetingen tussen de 11.000 tot 12.000 mg Cl/l. Het grondwater is verder bijna sulfaatloos (Tabel 3-2), maar er komt wel methaan voor in concentraties van grofweg 7 – 9 mg/l (Figuur 3-7). Bij de nulmeting van de monitoringsput in 2021 is de methaan concentratie zo'n 10 mg/l hoger dan bij de andere metingen in dezelfde laag (Figuur 3-7, links). Dit lijkt het effect van de lekkage uit het 5<sup>e</sup> WVP aangezien bij de boring bleek dat het 5<sup>e</sup> WVP veel gas bevatte. Hetzelfde patroon is te zien bij de arseenconcentraties. Deze zijn het in het 5<sup>e</sup> WVP vele malen hoger dan in het 4<sup>e</sup> (30 – 50 µg/l t.o.v. ~2-3 µg/l, Figuur 3-7, rechts), maar door de lekkage is deze ook verhoogd bij de nulmeting in 2021.



Figuur 3-7. Methaan- (links) en arseenconcentraties (rechts) versus diepte onder maaiveld bij de nulmetingen. In de monitoringsput is twee keer bemonsterd voor inbedrijfname: direct na realisatie (mei 2019) en twee jaar later (maart 2021), vlak voor inbedrijfname van het systeem. De grijs gearceerde horizontale balk geeft de diepte van de 4<sup>e</sup> watervoerende laag weer (het opslagpakket).

Voor de daadwerkelijke nulsituatie kan waarschijnlijk als beste uit worden gegaan van de samenstelling van het water in de peilbuis van de koude bron (KB-F4) tijdens de eerste laadfase. Op dat moment was hier wel al een grote hoeveelheid natuurlijk grondwater onttrokken maar nog geen water geïnjecteerd, waardoor artefacten van het boorproces (zoals indringen werkwater/boorspoeling) maximaal zijn weggeëbd en van effecten door infiltratie nog geen sprake is. Dit monster bevat een chloride gehalte van 11.000 mg/l, methaan concentratie van 6,9 mg/l en arseen <1 µg/l. De volledige samenstelling van dit monster is dikgedrukt weergegeven in Tabel 3-2 en Tabel 3-3.

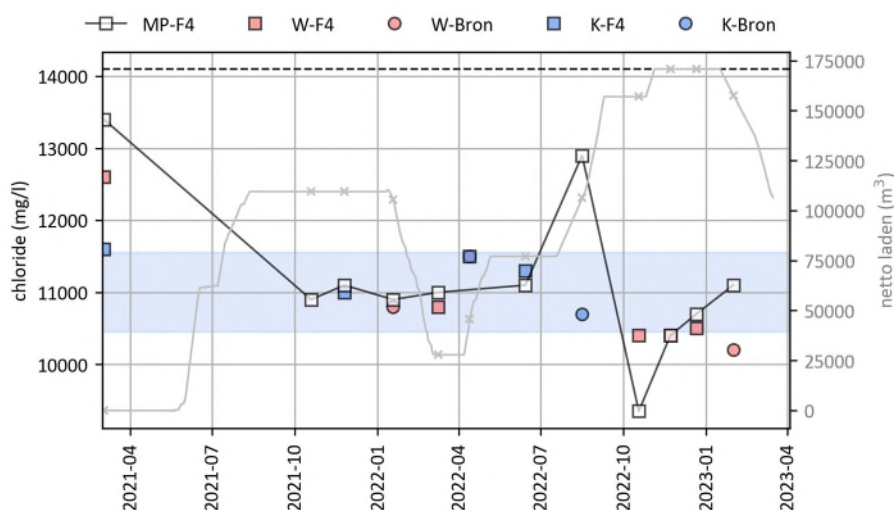
### 3.4 Ontwikkeling chemie grondwater in operationele fase

In mei 2021 is het HTO systeem in gebruik genomen en is gestart met de eerste laadfase. In de vorige paragraaf bleek al dat er in ieder geval significante vermenging van watertypen heeft plaatsgevonden door lekkage bij een peilbuis van de monitoringsput en dat er een duidelijke invloed is van de booractiviteit op de grondwatersamenstelling en microbiologische activiteit rondom het boorgat, door het gebruikte werkwater en boorspoelingsadditieven.

De mate waarin vermenging van watertypen heeft plaatsgevonden wordt als eerst geanalyseerd in dit hoofdstuk (sectie 0), gevolgd door de directe beïnvloeding van de waterbehandeling op de concentratie CO<sub>2</sub> in en de pH van het grondwater (3.4.2). Vervolgens worden de overige effecten gedurende de operationele fase beschouwd en is geprobeerd de sec door temperatuur veroorzaakte effecten op de chemie te onderscheiden (3.4.3). De effecten op de microbiologie worden afzonderlijk beschreven (sectie 3.5). Een overzicht van alle macrochemische analysesresultaten is in tabelvorm gegeven in Tabel 3-2 en voor microchemische parameters in Tabel 3-3.

#### 3.4.1 Vermenging van watertypen

Omdat chloride niet betrokken is bij chemische reacties in grondwater, en de concentratie ervan dus alleen verandert onder invloed van vermenging, kan de chloride concentratie goed gebruikt worden om de mate van vermenging van watertypen te bepalen. Aan de chloride concentratie is duidelijk te zien dat de effecten van de lekkage al bij de metingen na de 1<sup>e</sup> laadcyclus weggeëbd zijn, doordat het gelekte water al snel vermengd en verdund is geraakt met het water uit het 4<sup>e</sup> WVP zelf (Figuur 3-8). In Figuur 3-8 is de chloride concentratie van de referentie meting (plus en min 5%) met een blauwe balk weergegeven als visuele hulp voor het beschouwen van latere variatie t.o.v. deze referentiemeting. Ook is met de horizontale zwarte stippellijn de concentratie in MP-F5 in de onderliggende laag weergegeven, als indicatie van de maximaal mogelijke concentratie veroorzaakt door lekkage uit het 5<sup>e</sup> WVP.



Figuur 3-8. Ontwikkeling van chlorideconcentratie met de tijd. De grijze streep geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as). Ter referentie is met de blauwe balk de concentratie plus en min 5% in de monitoringsfilter van de koude bron weergegeven tijdens de eerste laadfase (beste schatting van de nulsituatie) en met de horizontale stippellijn de concentratie in MP-F5 in de onderliggende laag weergegeven (als indicatie van de maximaal mogelijke concentratie door lekkage).

Gedurende de 1<sup>e</sup> cyclus blijft de chloride concentratie in het hele systeem grofweg gelijk aan dat van de nulmeting in de koude bron. In de 2<sup>e</sup> cyclus zijn echter sterke schommelingen te zien, met name in de monitoringsput. Aanvankelijk neemt de chloride concentratie tijdens de 2<sup>e</sup> laadfase in

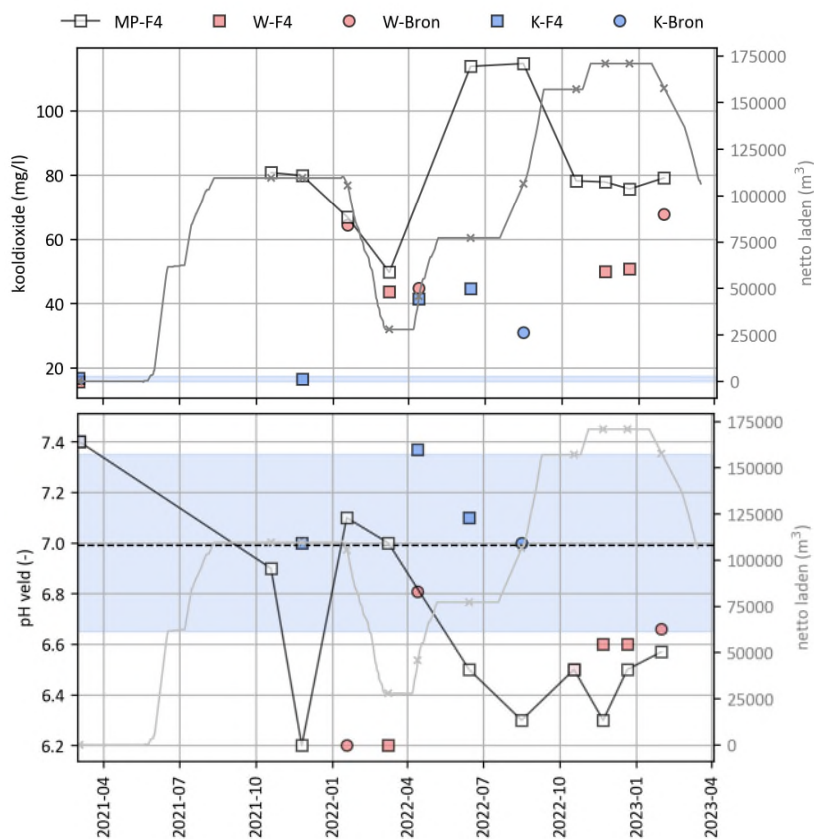
de monitoringsput weer toe, wat zou kunnen duiden op toestroming van een restant van het uit het 5<sup>e</sup> WVP gelekte water. Dan neemt de concentratie echter plots af tot <10 g/l. Klaarblijkelijk stroomt er dus ook een deel zoeter grondwater richting de monitoringsput, ofwel vanuit een bovenliggende zoetere laag of door sterke laterale variatie in zoutgehalte. In de koude en warme bron blijven de chloride concentraties relatief constant, alhoewel de concentraties in de warme bron iets af lijken te nemen richting de 10 g/l in de 2<sup>e</sup> cyclus. Netto is er dus sprake van lichte verzoeting. Terugkijkend blijkt dat de lekkage voor ingebruikname van het systeem vooralsnog een groter absoluut effect op het zoutgehalte bij de monitoringsput heeft gehad dan vermenging van grondwater door het bedrijven van het HTO-systeem tot nu toe.

Met toenemend aantal cycli is de verwachting dat de chloride concentratie in het grondwater naar een evenwichtssituatie zal gaan en deze overall in het systeem zal neigen naar de gemiddelde waarde van al het grondwater dat door het systeem, netto vanuit de koude bron, wordt verpompt. Interessant is verder dat in het staartje van de chloride tijdreeks (tijdens rust na laden en begin van ontladen) de chloride concentratie in de monitoringsput stapsgewijs weer toenam. Dit is mogelijk toe te schrijven aan dichtheidsgedreven opdrijving van zoeter water in het bovenste deel van het 4<sup>e</sup> WVP, tijdens de opslagfase van het systeem, waardoor zouter water toestroomt.

### **3.4.2 Effect waterbehandeling op CO<sub>2</sub> concentratie en pH**

De invloed van de waterbehandeling is duidelijk terug te zien in CO<sub>2</sub> concentraties van het water in de monitoringsput (Figuur 3-9). Aanvankelijk lag deze concentratie rond de 16 mg/l, maar na de eerste laadfase was deze toegenomen tot ongeveer 80 mg/l. Als gevolg hiervan zakt de pH in de warme bron van de achtergrondwaarde van 7 naar 6,2. Ook in de monitoringsput zakt de pH tijdens de laadfase naar een pH van 6,2.

Na het ontladen is te zien dat de CO<sub>2</sub>-concentratie in zowel de monitoringsput als de warme bron rond de 50 mg/l lag, halverwege de 20 mg/l (achtergrond) en de 80 mg/l (injectie) in. Een deel van het geïnjecteerde CO<sub>2</sub> blijft dus achter in de warme bron vanwege de netto verplaatsing naar de warme bron (geen waterbalans, zie sectie 3.2) en door dispersie. Na het ontladen neemt ook de CO<sub>2</sub> concentratie in de koude bron toe, maar de pH blijft hier rond de 7. Om in de volgende cyclus weer het gewenste effect op de pH te behalen is in de 2<sup>e</sup> laadfase dus weer extra CO<sub>2</sub> toegediend. Het effect hiervan is duidelijk te zien in de monitoringsput waar de concentraties oplopen tot bijna 120 mg/l. De pH zakt hierdoor tot rond de 6,5. Aan het einde van de laadfase is te zien dat er in de monitoringsput weer water met 80 mg/l CO<sub>2</sub> langskomt. Dit komt weer door de wateronbalans waardoor en er weer 'vers' water wordt aangetrokken door de koude bron, wat nog niet is beïnvloed door de HTO. De pH in zowel de monitoringsput als de warme bron blijft echter duidelijk verlaagd, met waarden rond de 6,5. Een uitgebreide analyse van de waterbehandeling inclusief reactief transport simulaties is uitgevoerd door Koenen (2023).

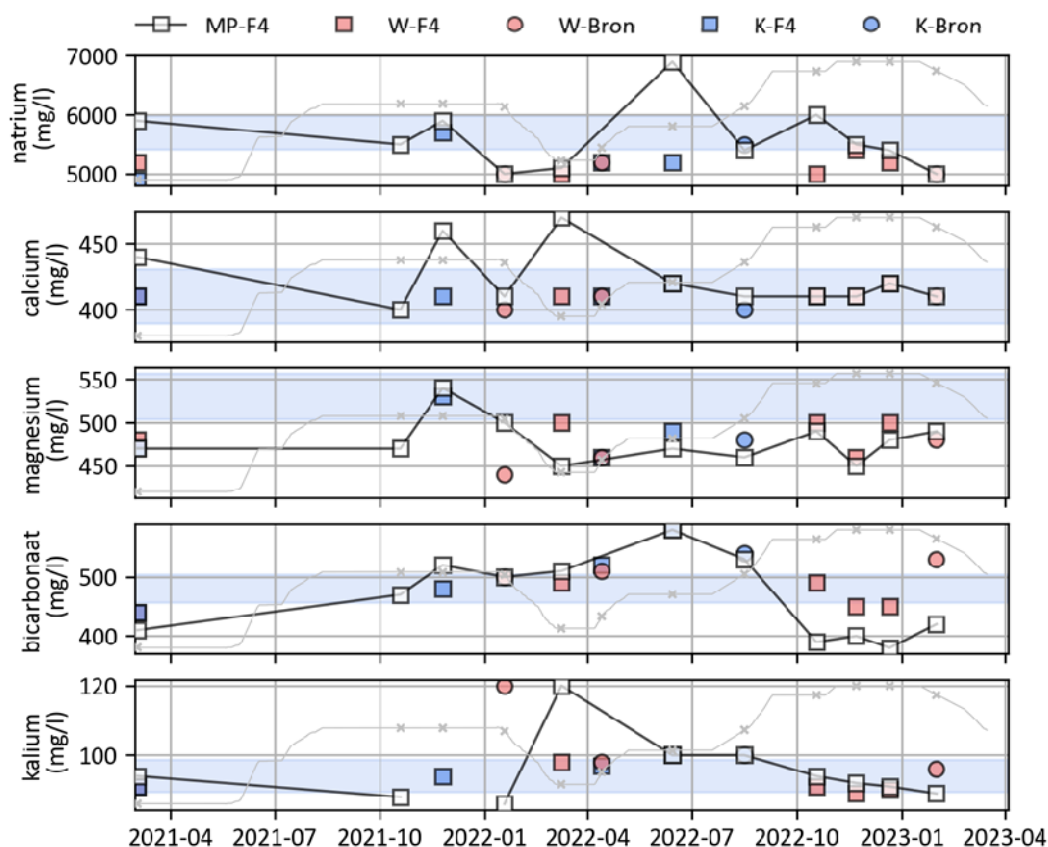


Figuur 3-9. Ontwikkeling van de CO<sub>2</sub> concentratie (boven) en de in het veld gemeten pH (onder) met de tijd. De grijze streep geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as). Ter referentie is met de blauwe balk de referentiemeting in de monitoringsfilter van de koude bron weergegeven tijdens de eerste laadfase (beste schatting van de nulsituatie), plus en min 5%. De horizontale zwarte stippellijn geeft de concentratie in de onderliggende laag weer (MP-F5), als indicatie van de maximaal mogelijke concentratie door lekkage.

### 3.4.3 Effecten door temperatuur

#### 3.4.3.1 Veranderende sorptie-affiniteit en mineraalneerslag en oplossing

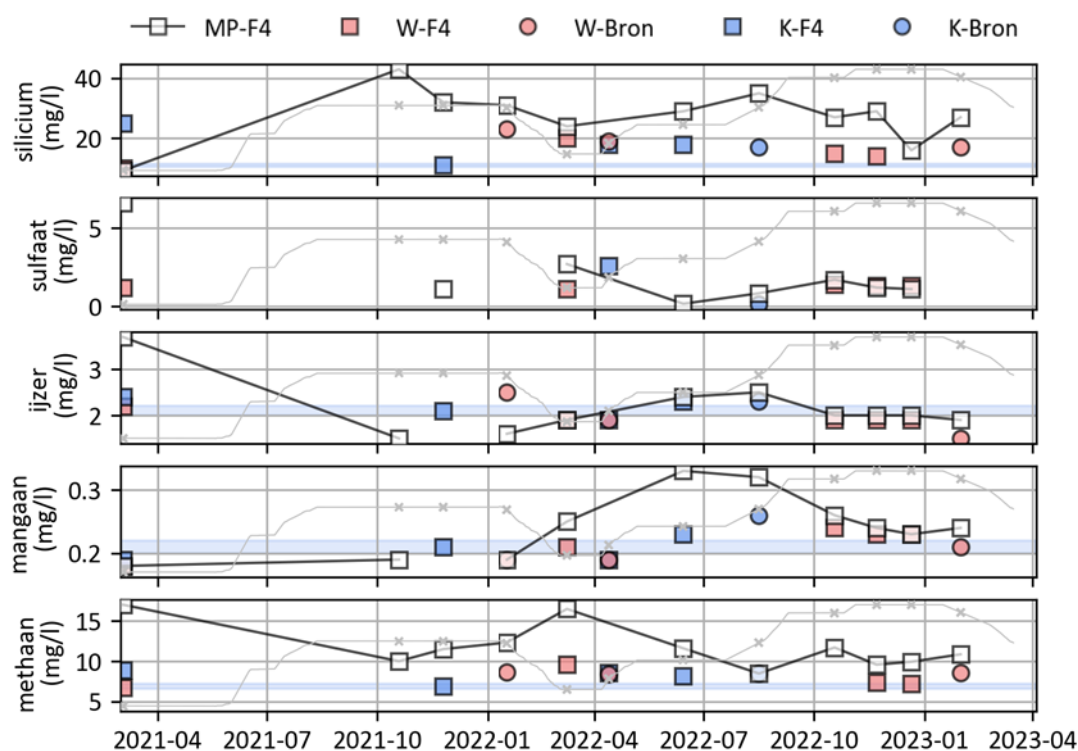
De concentratieverandering voor de macrochemische parameters die samen met chloride de grondwatersamenstelling voor een groot deel bepalen (natrium, calcium, magnesium, bicarbonaat en kalium, zie Tabel 3-2) zijn weergegeven in Figuur 3-10. Daarbij valt op dat de concentraties ofwel vlakbij de referentiewaarde voor het 4<sup>e</sup> WVP blijven (calcium) of dat de concentraties aan het einde van de meetreeks na wat schommelingen netto licht af zijn genomen. Kalkneerslag zou het achterliggende proces kunnen zijn voor de afname in bicarbonaat en magnesium, maar gezien dit niet gepaard gaat met een afname in calcium lijkt dit hier niet het geval en bovendien is de CO<sub>2</sub> dosering er juist op gericht om dit te voorkomen. Wel valt op dat de calcium, bicarbonaat en magnesium concentraties tijdens de rustfase na het laden in de 1<sup>e</sup> cyclus eenmalig alle drie verhoogd zijn, wat correspondeert met een relatief lage pH (Figuur 3-9). Hier lijkt dus wel enige kalkoplossing op te zijn opgetreden als gevolg van de CO<sub>2</sub> dosering, maar dit is blijkbaar geen langdurig aanhoudend proces. Tegelijkertijd geeft de labrapportage aan dat er twijfels zijn over de betrouwbaarheid van deze specifieke labanalyse, waardoor er aan deze meting niet teveel waarde kan worden gehecht.



Figuur 3-10. Ontwikkeling van de concentraties natrium, calcium, magnesium, bicarbonaat en kalium. De grijze streep geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as, zie voor schaal Figuur 3-9). Als beste indicatie van de nulsituatie is de concentratie in KB-F4 plus en min 5% weergegeven met de blauwe balk.

Veranderde sorptie-affiniteit veroorzaakt door zowel de eerder omschreven schommelingen in zoutgehalte (sectie 3.4.1) en mogelijk ook de pH (sectie 3.4.2) lijken in ieder geval een rol te spelen. Dit blijkt in het bijzonder uit een negatieve correlatie tussen de chloride en natrium concentraties in een deel van de tijdreeks, waarbij de natriumconcentraties gelijktijdig afnemen als de chloride concentratie toeneemt, en vice versa Figuur 3-10 (zie ook figuur in Bijlage 2). In absolute zin is de concentratieverandering in natrium ook het grootst, maar deze lijkt dus hoofdzakelijk gedreven door vermenging van zout en wat minder zout water, en bijvoorbeeld niet door het oplossen van natriumhoudende silicaten.

Relatief gezien is er een sterke toename in silica te zien (Figuur 3-11) wat kan duiden op het optreden van silicaatverwerking. Dit proces lijkt echter niet bepalend voor de concentraties van de kationen die hier bij vrij kunnen komen (Na, Ca, K), zoals in experimentele studies wel is geobserveerd (Brons et al., 1991; van Dooren et al., 2019). Het oplossen van kwarts ( $\text{SiO}_2$ ) is een alternatieve verklaring dat bij deze hogere temperaturen kan verklaren dat er silica vrijkomt zonder mobilisatie andere elementen. Voor silica (maar ook veel andere parameters) zijn de grootste concentratieveranderingen te zien in de monitoringsput. Mogelijke verklaring hiervoor is dat de temperatuur hier nagenoeg even hoog is als in de warme bron, maar dat water hier al ruimschoots in contact is geweest met het aquifer materiaal, terwijl in de warme bron zelf het water voor injectie alleen in contact is geweest met het aquifer materiaal bij de lagere temperatuur in de koude bron, en vervolgens het inerte aanvulgrind in de omstorting.



Figuur 3-11. Ontwikkeling van de concentraties silica, sulfaat, ijzer, mangaan en methaan. De grijze lijn geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as, zie voor schaal Figuur 3-9). Als beste indicatie van de nul situatie is de concentratie in KB-F4 plus en min 5% weergegeven met de blauwe balk.

### 3.4.3.2 Organische chemie en redoxreacties

Bij veel experimentele studies treedt mobilisatie van opgelost organisch koolstof (DOC) op door versterkte verwerking en desorptie sedimentair organisch materiaal (SOM) (Brons et al., 1991) en, al dan niet in combinatie hiermee, een toename in de snelheid waarmee redoxreacties plaatsvinden (Bonte, Röling, et al., 2013; Jesušek et al., 2013). Uit de velddata blijkt echter nog geen significant effect op de concentratie DOC (Tabel 3-2). Deze was aanvankelijk door de lekkage vanuit het 5<sup>e</sup> WVP verhoogd, maar was vervolgens vrij stabiel op waarden tussen circa 6 – 8 mg/l. Uitzondering hierop is een zeer hoge waarde (22 mg/L, Tabel 3-2 en Figuur 3-14) in de warme bron aan het einde van de meetreeks. Omdat het hier om een enkele waarneming gaat met een zeer sterke afwijking, zonder sterke afwijking voor andere parameters wordt vooralsnog aangenomen dat er iets misgegaan is in deze DOC analyse. Op basis van de overige observaties lijkt de DOC-concentratie vooralsnog weinig beïnvloed te zijn door de hogere temperatuur.

In combinatie met de hogere temperatuur zou een toegenomen productie van DOC redoxprocessen kunnen bevorderen waarbij DOC weer verbruikt wordt. Gezien het grondwater op deze diepte zuurstof en nitraatloos zijn de mogelijke processen sulfaatreductie, de reductie van ijzer- en mangaanoxiden en methanogenese (allen microbiologisch gekatalyseerd). De gemeten sulfaatconcentraties waren veelal al onder de detectielimiet (Figuur 3-11), waardoor de stimulatie van sulfaatafbraak door de hogere temperatuur hieruit niet valt af te leiden. Door de lage initiële sulfaatconcentraties zou dit ook maar beperkt kunnen optreden.

De veranderingen in mangaan en ijzer concentraties zijn in absolute zin ook klein, maar met name de toename in mangaan is relatief gezien wel significant (Figuur 3-11). Ijzer en mangaan concentraties vertonen bovendien een zelfde patroon, dat ook lijkt op dat van bicarbonaat (Figuur 3-10). Vermoedelijk worden deze dus beïnvloed door een zelfde (combinatie van) proces(sen), dat

leidt tot een toename van de concentraties in de monitoringsput gedurende de laadfase, en lichte afname of stabilisatie in de rustperiode na het laden. Van ijzer en mangaan is bekend dat ze ook kunnen co-precipiteren bij kalkneerslag, maar voor het optreden van kalkneerslag is zoals eerder gesteld geen duidelijk bewijs. De perioden van afnamen in de concentraties van deze ionen zouden eerder verklaard kunnen worden door de veranderende sorptie-affiniteit, bijvoorbeeld door het sterker binden van tweewaardig kationen bij hoge temperaturen. De toename zou naast de verschuiving in sorptie-affiniteit ook veroorzaakt kunnen worden door relatief snel in oplossing gaan van amorfe hydroxiden en silicaten op het oppervlak van het sediment, zoals eerder geobserveerd in experimenteel onderzoek (Müller & Regenspurg, 2017) en ondersteund wordt door de waargenomen toename in de concentratie silica. Er lijkt hier dus wel een invloed van temperatuur op ijzer- en mangaanconcentraties te zijn, maar het netto effect aan het einde van de meetreeks blijft klein en de oorzaak onduidelijk.

De concentratie methaan in peilbuis MP-F4 is net als chloride aanvankelijk sterk verhoogd door de lekkage uit het 5<sup>e</sup> WVP, maar neemt na inbedrijfname weer af (Figuur 3-11). Waar de chlorideconcentratie in de monitoringsput echter na de 1<sup>e</sup> laadcyclus alweer op de achtergrondwaarde ligt, blijft de methaanconcentratie gedurende de hele meetreeks verhoogd. Daarbij valt op dat de concentraties in de monitoringsput tijdens de twee gemonitorde rustfases na het laden relatief sterk toe nemen (met enkele milligrammen), wat er op lijkt te duiden dat microbiële methanogenese optreedt. In laboratoriumexperimenten is inderdaad versterkte microbiële methanogenese geobserveerd bij hogere temperaturen (Bonte, Röling, et al., 2013), alhoewel de toename in methaan hier in absolute zin veel kleiner was (enkele microgrammen i.p.v. milligrammen). Net als bij DOC kan geproduceerd methaan ook verbruikt worden in vervolgreduxreacties.

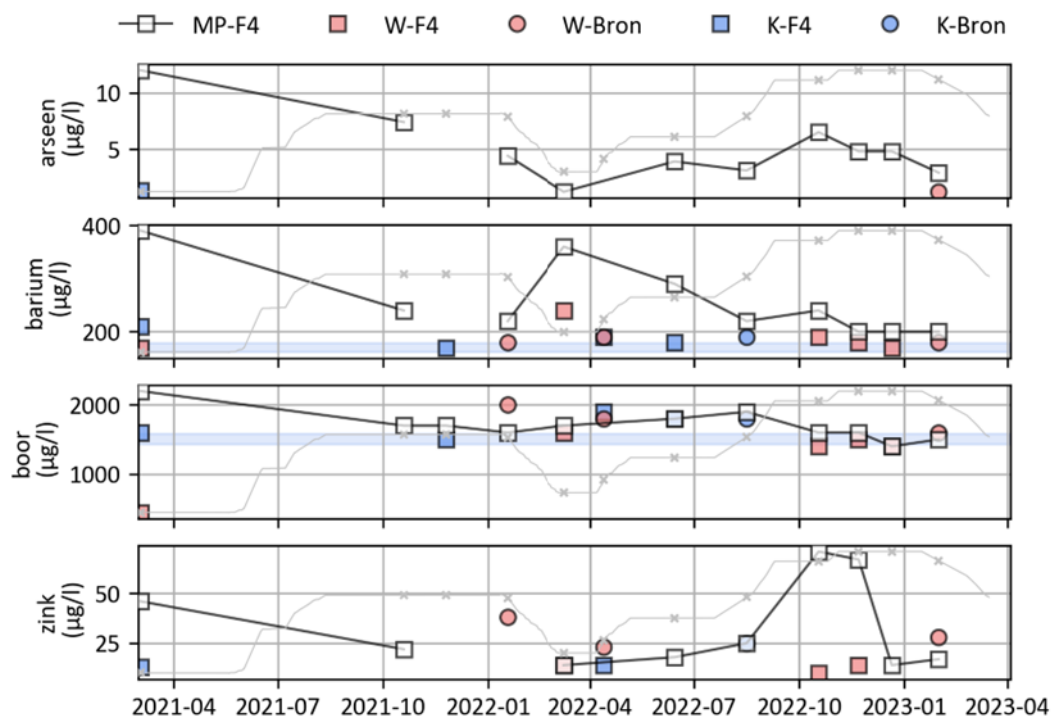
Bekend is wel dat er thermofiele methaanproducerende micro-organismen bestaan die zeker tot zo'n 75°C actief kunnen zijn (Clayton, 1991). Methaanproductie kan ook volledig chemisch (thermogeen) verlopen, maar dat wordt pas relevant bij temperaturen > 100°C (Clayton, 1991). Dit zou kunnen verklaren waarom de toename niet bij de warme bron lijkt op te treden, gezien de temperatuur hier waarschijnlijk te hoog is voor vorming door microben en te laag voor chemische vorming van methaan. Een voortdurende toename in methaanconcentraties kan op termijn ook leiden tot gasvorming wat operationele risico's meebrengt. Of dit inderdaad plaats zal vinden zal moeten blijken uit de monitoring van het systeem in de komende jaren. Mocht dit relevant worden dan kunnen isotoopanalyses van het methaan, al dan niet samen met microbiologische analyses, zeer nuttig zijn voor het precies bepalen van de oorzaak van de toenemende methaanconcentraties.

### **3.4.3.3 Mobilisatie sporenelementen**

Voor de meeste sporenelementen geldt dat deze zowel voor als na inbedrijfname beneden de detectielimiet blijven (Tabel 3-3). Sporenelementen die (incidenteel) wel concentraties boven de detectielimiet laten zien, zijn arseen, barium, boor en zink. Daarbij is voor arseen, barium, en boor te zien dat deze verhoogd waren bij de referentiemeting bij MP-F4 als gevolg van de lekkage uit het 5<sup>e</sup> WVP en vervolgens langzaam weer afnemen richting de referentiewaarde. Net als bij methaan gebeurt dit echter langzamer dan bij chloride, en spelen er dus mogelijk ook andere processen een rol. In tegenstelling tot methaan geldt voor deze parameters dat ze ook sterk kunnen adsorberen aan het sediment, wat waarschijnlijk voor een belangrijk deel verklaart waarom het hier langer duurt voordat de effecten van de lekkage zijn weggespoeld. Additionele mobilisatie door andere, door de hoge temperatuur versterkte processen, valt echter niet uit te sluiten. Of dit het geval is en

of de verhoging in de concentratie van deze elementen daardoor zal standhouden of toenemen zal moeten blijken uit de monitoring van deze parameters in de komende jaren.

Voor arseen is verder relevant dat het in absolute zin om lage concentraties gaat: de concentratie blijft onder de grenswaarde van 10 µg/l uit het drinkwaterbesluit, in tegenstelling tot de waargenomen zeer sterke mobilisatie van arseen in diverse experimenten (bijv. Bonte, Van Breukelen, et al., 2013). Alleen voor zink is in het staartje van de 2<sup>e</sup> laadfase een plotselinge toename te zien tot ~70 µg/l, boven de aanvankelijk door de lekkage veroorzaakte waarde van ~50 µg/l maar ver onder de grenswaarde in het drinkwaterbesluit van 3 mg/l. Deze piek lijkt samen te vallen met een toename in arseen (Figuur 3-13, onder). Oplossing van een zink en arseenhoudend mineraal, bijvoorbeeld pyriet, lijkt hier dus een mogelijke verklaring. De oorzaak kan echter behalve temperatuur ook de lage pH door de CO<sub>2</sub>-dosering zijn. Bij het in 2003 buiten gebruik gestelde HTO systeem in Zwammerdam werd een toename in arseen en zink bijvoorbeeld toegeschreven aan pyrietoplossing door de daar gebruikte zoutzuurdosering (Drijver, 2012).



Figuur 3-12. Ontwikkeling van de concentraties arseen, barium, boor en zink. De grijze lijn geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as, zie voor schaal Figuur 3-9). Als beste indicatie van de nulsituatie is de concentratie in KB-F4 plus en min 5% weergegeven met de blauwe balk.

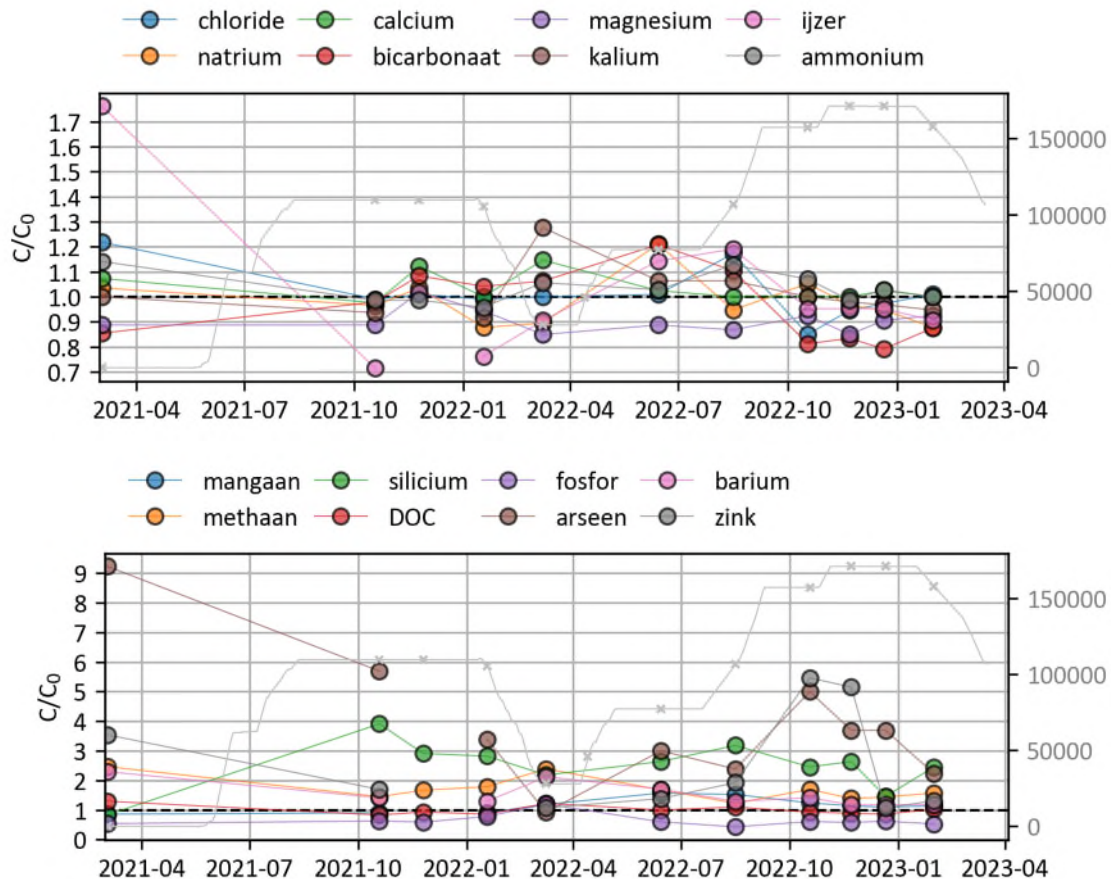
### 3.4.3.4 Relatieve concentratieverandering en samenvatting temperatuur-effecten

De relatieve concentratieveranderingen t.o.v. de referentiemeting in KB-F4 (Figuur 3-13) beperken zich voor de meeste parameters tot + - 10%, waarbij de macrochemische parameters een afname laten zien. Uitzonderingen hierop zijn de methaan-, arseen- en silicaconcentraties. Deze zijn aan het eind van de meetreeks tussen de 50% en 250% hoger dan de referentiewaarde.

Samenvattend kan gesteld worden dat de invloed van het realiseren en bedrijven van het HTO systeem bijna geen invloed heeft gehad op de macrochemische samenstelling van het grondwater. Alleen voor enkele parameters die van nature in lage concentraties voorkomen is de toename significant, vooral door de opgetreden lekkage uit het 5<sup>e</sup> wvp, maar lijkt de toename met de tijd ook weer uit te doven. In een aantal gevallen overlapt het resterende effect van deze lekkage nog



met mogelijke effecten die door de temperatuur veroorzaakt worden, waardoor deze nog niet duidelijk onderscheiden kunnen worden. Voortzetting van de monitoring in de komende jaren kan hierover meer duidelijkheid geven. Daarbij zou ook de toevoeging van monitoring van effecten in bovenliggende lagen van nut kunnen zijn. In de omstorting van de warme en koude bron is het grondwater hier namelijk wel verwarmd door warmteuitstraling, maar de effecten van de waterbehandeling en de vermenging van watertypen door lekkage en het rondpompen treden hier niet op.



Figuur 3-13. Relatieve concentratieverandering ten opzichte van de concentratie in KB-F4 tijdens de eerste laadfase (beste referentiemeting). Voor zink en arseen was deze meting niet bruikbaar en is de meting in KB-F4 voor inbedrijfname als referentie genomen. De grijze lijn geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as). De zwarte gestreepte lijn geeft nul verandering weer ( $C/C_0=1$ ).

### 3.5 Ontwikkeling microbiologie in operationele fase

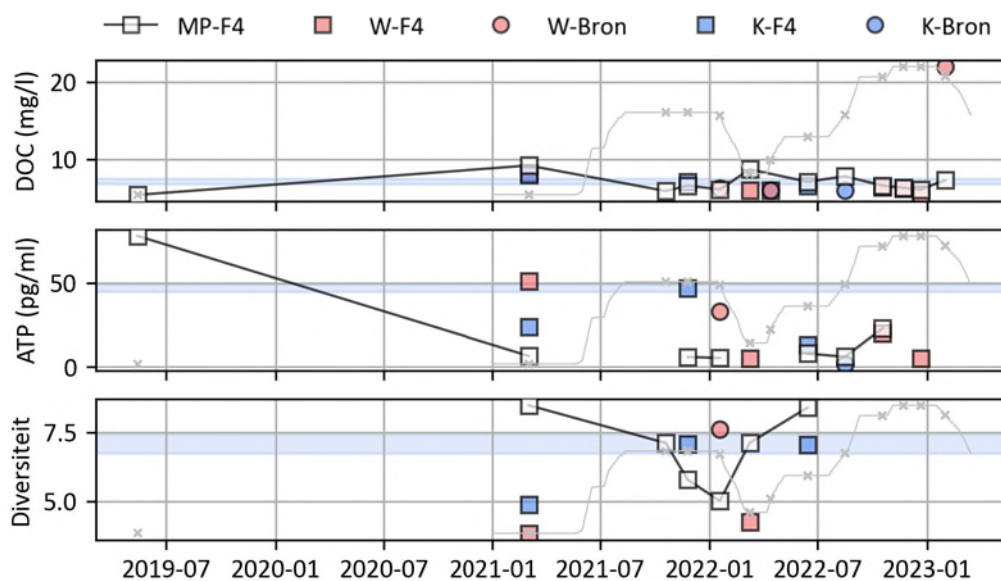
#### 3.5.1 Biologische activiteit en microbiële diversiteit

Een aantal micro-organismen is voor hun groei afhankelijk van de beschikbaarheid van substraat (voedsel) in de vorm van organisch materiaal (organismen met een heterotroof metabolisme). Zoals besproken in sectie 3.4.3 heeft de HTO geen groot effect gehad op de mobilisatie van sedimentair organisch materiaal naar de waterfase. Bij een groot deel van de metingen lag de hoeveelheid DOC zelfs onder dat van de referentiemeting. Van een grotere beschikbaarheid van substraat voor deze heterotrofe organismen veroorzaakt door de HTO lijkt dus geen sprake, alhoewel het ook mogelijk is dat vrijgekomen organisch materiaal direct weer wordt verbruikt, bijvoorbeeld bij de productie van methaan.

Vanuit de analyse van de nulmeting (sectie 3.3) bleek wel al dat het indringen en vervolgens het afbreken van de boorspoeling effect had op de hoeveelheid DOC, en dat de afbraak van deze

boorspoeling leidde tot een verhoogde ATP concentratie in de putten bij de metingen vlak na realisatie (Figuur 3-6). Dat is in overeenstemming met de waarneming dat bij de tweede nulmeting vlak voor inbedrijfname de ATP concentratie in de monitoringsput al lager was dan in de warme en koude bron (welke toen pas net geboord waren). De berekende microbiële diversiteit laat juist het omgekeerde patroon zien over die periode (Figuur 3-14). Dit valt te verklaren doordat de afbraak van de boorspoeling leidt tot dominantie van een paar specifieke micro-organismen, wat de totale diversiteit verlaagt. De microbiële compositie is in detail in sectie 3.5.2 beschreven.

Na inbedrijfname is er geen duidelijke ontwikkeling te zien in de ATP concentraties bij de putten, behalve dat de concentraties in de tweede cyclus niet meer zo hoog zijn als de concentraties in cyclus 1 waar invloed van de boorspoeling een primaire rol speelde in het bepalen van de microbiologische veranderingen (Figuur 3-14). Het indringen van boorspoeling heeft dus voorsnog een groter (maar kortstondig) effect gehad op de groei van micro-organismen dan de opwarming door toepassing van HTO. Na inbedrijfname lijkt er eerder juist sprake te zijn van een afname in de microbiologische activiteit, wat verklaard zou kunnen worden doordat een deel van de van nature dominante soorten niet bestand is tegen de hoge temperaturen (zeker in en rond de warme bron). Hierbij is verder van belang dat het “gesteriliseerde” water uit de warme bron tijdens het ontladen naar de koude bron is gepompt, wat de afname van de ATP in de koude bron verklaart.



Figuur 3-14. Ontwikkeling van de concentraties DOC, ATP, en de microbiologische diversiteit (bepaald met Faith's Phylogenetic Diversity). De grijze lijn geeft de netto hoeveelheid geladen/verplaatst water weer (op de rechter y-as, zie voor schaal Figuur 3-9). Als beste indicatie van de nulsituatie is de concentratie in KB-F4 plus en min 5% weergegeven met de blauwe balk.

In termen van diversiteit valt op dat deze gedurende de rustperiode na het laden in de eerste cyclus in de monitoringsput afneemt (Figuur 3-14). Aannemelijk is dat gedurende deze periode de niet-thermofiele soorten (en niet sporen-vormende) door de hoge temperaturen van boven de 80°C afsterven, waardoor de diversiteit ook afneemt. Deze afname valt echter ook samen met een toename in methaanconcentratie, mogelijk als gevolg van de groei van thermofiele methaanproducerende bacteriën. De relatieve dominantie van deze soort kan ook hebben bijgedragen aan de afname in diversiteit. Na het ontladen is te zien dat de diversiteit in de monitoringsput is hersteld (Figuur 3-14), waarschijnlijk door toestroming van water dat minder lang is blootgesteld aan de allerhoogste temperaturen in het systeem (binnen de hydraulische straal maar buiten de thermische straal).

### 3.5.2 Microbiële compositie

Van de genomen monsters is ook bepaald welke micro-organismen voorkomen en in welke relatieve verhoudingen (qua aantallen). Op basis hiervan kan worden bepaald in welke mate de monsters op elkaar lijken wat betreft de microbiële samenstelling. In Figuur 3-15 is een principal component analysis (PCA) te zien waar elk punt in de grafiek de gehele microbiële populatie van een monster voorstelt. Voor uitleg met betrekking tot het lezen van een PCA grafiek, zie box 1. Naast de monsterpunten staan in de grafiek ook de microbiële genera die mogelijk verklarend kunnen zijn voor de verschillen tussen de monsters (de grijze cirkels met namen in het zwart). Als voorbeeld: *Desulfocarbo* staat in dezelfde richting als de W-F4 monsters na 1 cyclus en in de fase 'rust na ontladen', wat aangeeft dat *Desulfocarbo* mogelijk verklarend is voor de verschillen in microbiële populaties van deze monsters ten opzichte van de rest.

De PCA plot laat snel zien hoe de microbiële gemeenschappen van de verschillende monsters zich tot elkaar verhouden (Figuur 3-15). Enkele micro-organismen die grotendeels de verschillen tussen de monsters verklaren worden wel weergegeven in de PCA als grijze cirkels en, waar mogelijk, met de naam van het genus. De top 25 dominante micro-organismen die in de verschillende monsters voorkomen worden weergegeven in de heatmap in Figuur 3-16. Uit deze twee figuren samen kunnen de volgende observaties gedaan worden:

1. Monsterpunt MP-F4 heeft vanaf voor ingebruikname een zeer andere microbiële samenstelling dan de andere putten (Figuur 3-15). Put K-F4 en W-F4 zijn namelijk voor ingebruikname zeer soortgelijk in microbiële samenstelling. *Sphaerochaeta*, *Marinobacter* en *Hadarchaeles* komen vooral relatief veel voor in MP-F4 voor ingebruikname, terwijl in W-F4 en K-4 vooral *Roseimarinus* en *Paludibacter* relatief veel voorkomen voor ingebruikname (figuur 3-15). *Paludibacter* soorten zijn strikt anaeroob (i.e. kan niet tegen zuurstof) en chemoorganotroof, wat betekent dat ze mogelijk het organisch materiaal uit de boorvloeistof als energiebron kunnen gebruiken ("Paludibacter," 2015). *Roseimarinus* bevat 1 beschreven soort en deze is facultatief anaeroob (i.e. kan ook zuurstof gebruiken, maar heeft het niet nodig), en lichtelijk zout-minnend (Wu et al., 2015). *Marinobacter* bevat zoutwaterbacteriën die koolwaterstoffen kunnen afbreken (Yakimov et al., 2007). Het afwijkend profiel van MP-F4 is waarschijnlijk gevolg van de verschillen in aanleg (bijv. ander werkwater en boorspoeling) en door de lekkage vanuit het 5<sup>e</sup> WVP. Met name de samenstelling van organisch materiaal in de boorspoeling kan invloed gehad hebben op deze microbiële verschillen. De dominantie van vooral *Roseimarinus* in W-F4 en K-F4 (>65% van de gehele populatie) verklaart ook waarom de microbiële diversiteit hier zo laag was voor ingebruikname (Figuur 3-14).

### BOX 1: Principal component analysis

Principal component analysis (PCA) is een ordinatiemethode die gebruikt wordt om het verschil tussen microbiële gemeenschappen van monsters te visualiseren. De verschillen tussen monsters kunnen op verschillende manieren berekend worden, zoals met de Bray-Curtis dissimilatieindex die in deze studie is toegepast.

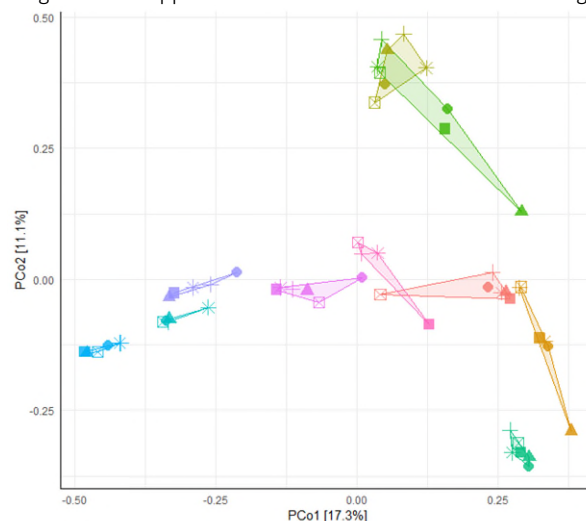
Deze index is een kwantitatieve maat voor verschillen in de microbiële populaties tussen monsters. Deze maat vergelijkt hoeveel verschillende sequenties van micro-organismen er zijn tussen monsters, maar ook hoeveel van elke sequentie voorkomt in ieder monster en hoe deze aantallen verschillen tussen monsters en wordt beschreven met de volgende formule:

$$Bray-Curtis = \frac{2A_{i,j}}{S_i + S_j}$$

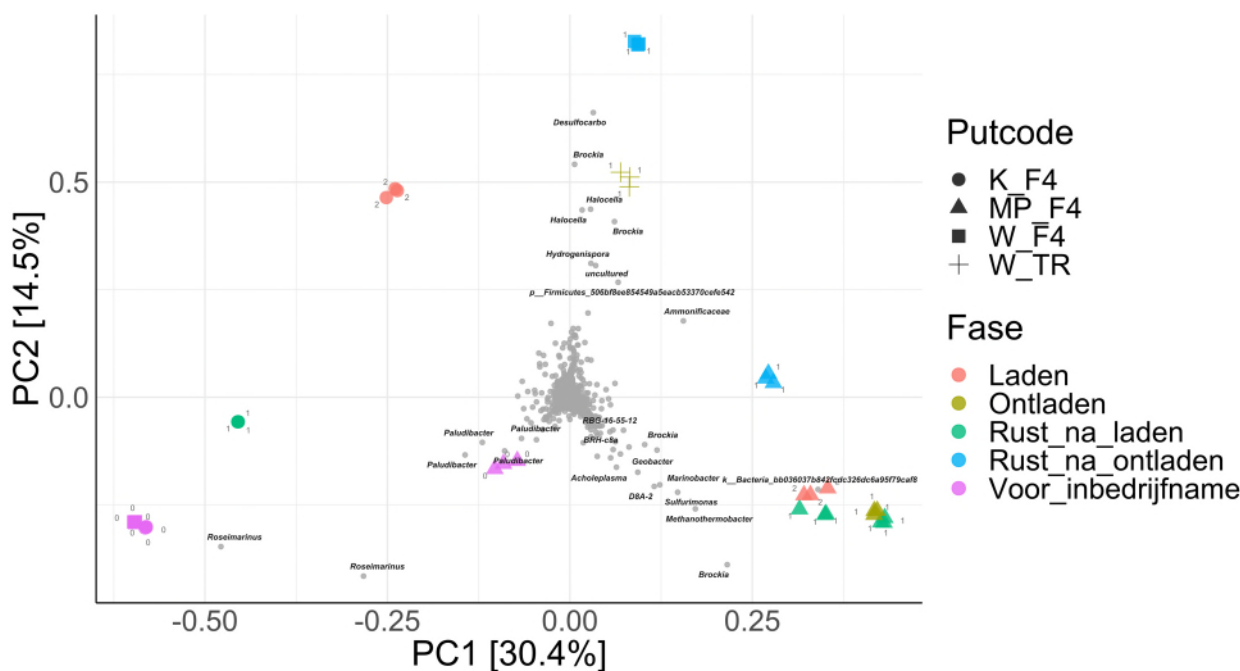
waarbij  $i$  het ene monster en  $j$  het andere monster is;  $A_{i,j}$ , het laagste aantal sequenties die in allebei de monsters aanwezig zijn,  $S_i$ , het totaal aantal sequenties in monster  $i$  en  $S_j$ , het totaal aantal sequenties in monster  $j$ . Het getal dat hier uitkomt (tussen 0 en 1) wordt ook wel de afstand (distance) tussen twee monsters genoemd.

Met deze index wordt dus een afstandswaarde berekend tussen de populatiesamenstelling van monster 1 en monster 2, monster 1 en monster 3, monster 1 en monster N, monster 2 en monster 3, monster 2 en monster N, monster 3 en monster N, etc. Dat levert een kruistabel met monsters op de x en y-as en een afstandswaarde voor de overeenkomst/verschil tussen de populaties tussen twee monsters. Die grote kruistabel wordt middels PCA gereduceerd tot een groot aantal ongedefinieerde variabelen die verschillen in de mate waarin ze de variantie van de kruistabel verklaren. De twee tot drie variabelen die de hoogste mate van variantie verklaren kunnen vervolgens worden uitgezet op de x en y of x, y en z-as (Ramette 2007), de zogenaamde principal components (PC's). In een PCA plot staan op elkaar gelijkende microbiële gemeenschappen dicht bij elkaar en sterk verschillende microbiële gemeenschappen ver van elkaar af.

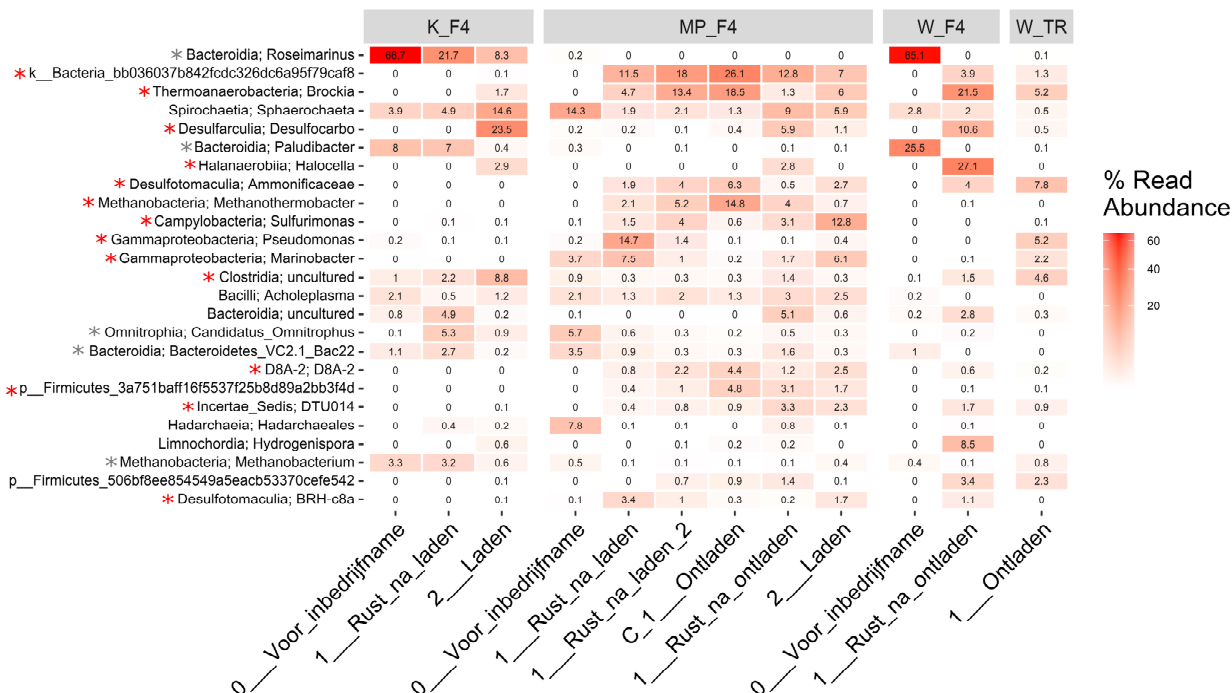
In het geval van NGS-data stelt dus elk punt in een PCA-plot een microbiële gemeenschap van een monster voor. Hieronder is een voorbeeld gegeven waarin de x- en y-as samen 28,4% van de variatie in de data verklaren. Er is duidelijk te zien hoe de verschillende microbiële gemeenschappen met elkaar in verhouding staan; de punten met dezelfde kleur zijn microbiële gemeenschappen die uit hetzelfde soort water afkomstig zijn.



2. K-F4 en W-F4 veranderen sterk in microbiële compositie na 1 en 2 cycli. De microbiële populaties verschuiven richting die van het water dat op meetmomenten is bemonsterd uit de warme bron (bij het ontladen, Figuur 3-15). Dat geeft vermoedelijk aan dat er binnen de watervoerende laag verschillen in microbiologische compositie zitten, en dat deze samenstelling bij de peilbuizen (met korte filterlengtes) met de tijd meer nijgen naar de gemiddelde samenstelling van de watervoerende laag, zoals bemonsterd in de bronnen zelf. De microbiële populaties van W-F4 lijken daar na 1 cyclus al meer op die van van K-F4. Dit komt monsternamen van K-F4 in de eerste cyclus gebeurde tijdens de laadfase, toen er alleen nog was onttrokken uit de koude bron. De verwachting is dat met het aantal cycli de microbiële populaties op de verschillende meetpunten steeds meer op elkaar gaan lijken.
3. Bovenop de verschuiving door veroorzaakt door het rondpompen van grondwater is ook te zien dat er een relatieve toename is (bij een of meerdere meetpunten) van een aantal bacteriën die gedijen bij hoge temperatuur. Dit zijn o.a. *Desulfocarbo*, *Hydrogenispora*, *Clostridia*, *Brockia*, *Ammonificaceae* en *Halocella* (Figuur 3-16). *Desulfocarbo* bevat een strict anaeroobe, sulfaat-reducerende bacteriesoort (An & Picardal, 2014). Dit toont aan dat er mogelijk toch nog genoeg sulfaat aanwezig is om enige mate van sulfaatreductie te stimuleren. *Clostridia* (Baron, 1996) en *Hydrogenispora* (Liu et al., 2014) zijn strikt anaeroob en bevatten veel spore-vormende soorten. Spore-vormende micro-organismen zijn geneigd om sporen te vormen wanneer omstandigheden voor groei ongunstig zijn, zoals een verhoogde temperatuur. Sporen zijn zelf inert en kunnen de ongunstige omstandigheden jaren overleven. Wanneer omstandigheden weer gunstig zijn, in dit geval door een lagere temperatuur, kunnen ze weer uitgroeien tot een normale cel.
4. In een aantal opzichten blijft de microbiële samenstelling verschillend in MP-F4 t.o.v. W-F4 en K-F4, ook na ingebruikname. Deze verschillen zitten voornamelijk in het voorkomen van *Brockia*, *Ammonificaceae*, *Sulfurimonas*, *Pseudomonas*, en *Methanothermobacter* (Figuur 3-16). Met name *Methanothermobacter* genus is interessant omdat het thermofiele methaan-producerende micro-organismen bevat die het beste groeien bij temperaturen tussen de 55-65 graden Celsius (Wasserfallen et al., 2000). Het gebruikt CO<sub>2</sub> en waterstof als substraat om methaan te produceren. De relatieve toename van *Methanothermobacter* kan dus veroorzaakt zijn door de temperatuurstijging en de verhoging van CO<sub>2</sub> na ingebruikname, wat methaanproductie kan bevorderen. Dit komt overeen met de gevonden verhoogde methaanconcentraties in MP-F4. Dat dit bij de warme en koude put niet wordt waargenomen komt mogelijk doordat de temperaturen hier juist weer te hoog dan wel te laag voor deze soort zijn. *Sulfurimonas* bevat soorten die chemoautotroof zijn (i.e. groeit niet op organisch materiaal) en gebruiken nitraat of zuurstof om zwavelverbindingen of waterstof te oxideren (Han & Perner, 2015). Of deze relatieve toename is veroorzaakt door groei is niet duidelijk; de aanwezigheid van zowel zuurstof als nitraat komt niet naar voren uit de metingen en valt op deze diepte ook eigenlijk uit te sluiten. Het genus van de familie *Ammonificaceae* hoort bij de klasse *Desulfotomaculia*, dat voornamelijk thermofiele bacteriën bevat, waaronder sulfaatreducerders. Hier hoort *Desulfotomaculia* BRH-c8a ook bij, die naast in MP-F4 ook voorkomt in W-F4. *Brockia* bevat 1 beschreven soort die hoort bij de *Thermoanaerobacteria*; dit zijn ook thermofiele anaerobe bacteriën (Perevalova et al., 2013). Er lijkt dus ook hier een verschuiving naar meer thermofiele bacteriën plaats te vinden na ingebruikname.



Figuur 3-15. Principal component analysis (PCA) van de microbiële gemeenschappen in de genomen monsters uit de waarnemingsputten MP-F4, K-F4 en W-F4 en de warme bron zelf ('W-TR'). Principal component 1 (PC1) en principal component 2 (PC2) verklaren samen 44.9% van de variabiliteit in de data. Elke vorm is een put en elke kleur een verschillend monster in de tijd tijdens de verschillende fases (zie legenda). Het getal bij elk punt is de cyclus.



Figuur 3-16. Heatmap van de top 25 meest abundante genera in de monsters. De getallen in de cellen zijn de relatieve abundanties (%), op de x-as staat het monstertijdstip (cyclus gevolgd door fase) per monstertpunt.

Bovenstaande resultaten tonen aan dat er na ingebruikname van het systeem een verschuiving plaatsvindt in de microbiële populaties van alle waarnemingsputten. Met NGS kan niet bepaald worden of een toename in relatieve aanwezigheid van micro-organismen is veroorzaakt door groei van dat micro-organisme of door sterfte van andere micro-organismen. De ATP metingen tonen aan dat er geen sprake is van verhoogde activiteit en de verschuiving van de microbiële

samenstelling kan dus mogelijk voornamelijk het gevolg zijn van sterfte van micro-organismen die de hogere temperaturen niet aankunnen, of omdat ze worden weggeconcentreerd door micro-organismen die beter gedijen onder deze temperaturen, zonder groot effect op het totale aantal bacteriën te hebben.

Omdat de microbiële populaties drastisch veranderen in compositie, wordt op termijn een verschuiving in redoxreacties verwacht. Gezien de lage sulfaatconcentraties en de reeds waargenomen relatieve toename van thermofiele methaan-produceerders in MP-F4 is de verwachting dat dit op lange termijn zorgen voor hogere methaanproductie. Hier lijkt al enig bewijs voor te zijn gezien de verhoogde methaanconcentraties in MP-F4 (zie Figuur 3-11), maar verdere monitoring is nodig om andere verklaringen hiervoor uit te sluiten. In alle meetpunten maar vooral W-F4 en K-F4 treedt ook een relatieve toename op van sulfaatreducerders en andere thermofiele spore-vormende bacteriën, waarvan met NGS niet bekend is geworden wat de functie in het systeem is.

## 4 Meetnetontwerp en monitoringsopzet voor HTO

Op basis van eerdere bevindingen bij historische HTO locaties (zoals omschreven in bijvoorbeeld Drijver & Willemsen, 2004) en monitoring bij recente MTO locaties (Bloemendal et al., 2020; Oerlemans & Drijver, 2021) is binnen het WINDOW programma al een monitoringsopzet voor HTO pilots ontwikkeld, onder meer voor in het 'Voorlopig Afwegingskader Vergunningverlening HTO' (Bloemendal et al., 2021) en voor inzet bij lopende pilotlocaties en proefboringen. Doel hiervan is om te waarborgen dat bij de eerstvolgende HTO systemen adequate monitoring van de chemische en microbiologische effecten plaatsvindt. Deze opzet is ontwikkeld om op een doeltreffende en kosteneffectieve wijze zowel voor de specifieke locatie in kwestie de beïnvloeding van HTO op het grondwater te kunnen analyseren maar ook om resterende algemene kennisvragen mee te kunnen beantwoorden. Op die manier is geborgd dat effecten van opwarming op de grondwaterkwaliteit worden gemonitord en dat de resultaten ook van nut zijn voor andere beoogde HTO locaties.

Qua waterkwaliteitsmonitoring zijn de eisen bij reguliere OBES (<25 °C) beperkt tot een referentiemeting voor inbedrijfname en vervolgens een herhaalmeting na 2 jaar. In het voorlopig afwegingskader is specifiek voor HTO een uitgebreidere monitoringsopzet uitgewerkt (meer parameters en grotere monitoringsfrequentie) voor HTO onderzoekspilots waar ook verdere kennisontwikkeling mee wordt beoogd. Het voorziet echter ook al in een afgeslankte monitoring die kan worden ingezet voor locaties waar het verder brengen van de algemene kennis over de effecten van HTO geen zwaarwegend doel meer is en de effecten al goed kunnen worden ingeschat. In dit hoofdstuk is de analyse van de effecten van het HTO systeem in Middenmeer ingezet om die monitoringsopzet nog eens tegen het licht te houden en waar nodig aan te scherpen.

### 4.1 Algemeen meetnetontwerp

Belangrijk aspect bij monitoring is de monitoringsopstelling. Voor het gedegen monitoren van de effecten van HTO op de ondergrond is het nodig om de putten uit te rusten met de nodige monitoringsfaciliteiten. Het advies is dan ook om tijdens het ontwerp en de realisatie van de verschillende putten rekening te houden met onderstaande aanbevelingen.

#### Monitoringsput

De monitoringsput is een individuele put die formeel geen onderdeel is van het open bodemenergiesysteem, omdat het geen grondwater verpompt. Het is een boorgat op enige afstand van de HTO-bronnen die metingen faciliteert. Om een gedegen monitoring mogelijk te maken is het advies om de monitoringsput als volgt in te richten:

- De monitoringsput wordt geplaatst bij de warme bron, gezien hier de grootste effecten verwacht mogen worden.
- De maximale afstand tot de warme bron is  $\frac{1}{2}$  thermische straal (zoals vooraf geschat), en minimaal  $\frac{1}{4}$  van deze straal. De maximale afstand is relevant omdat de monitoringsput buiten het thermische beïnvloede gebied kan komen te staan als de hoeveelheid geladen warmte/water kleiner is dan vooraf geschat.
- De put wordt uitgerust met meerdere peilbuizen om grondwaterbemonstering te faciliteren. Minimaal 1 peilbuis in deze put wordt geplaatst met het filter in het opslagpakket, ter hoogte van het (verwachte) bronfilter van het HTO-systeem. Daarnaast



wordt minimaal 1 peilbuis geplaatst met het peilfilter in het ondieper gelegen watervoerende pakket, boven de afsluitende kleilaag. Dit faciliteert onderzoek naar effecten van HTO op de ondieper gelegen lagen (en belangen daarin).

- De monitoringsput wordt uitgerust met glasvezelkabels in de omstorting zodat middels de glasvezel Distributed Temperature Sensing (DTS) techniek een beeld kan worden gevormd van de temperatuurontwikkelingen in de ondergrond, zowel in het opslagpakket als ondiepere lagen. Deze technologie wordt succesvol toegepast bij het HTO systeem in Middenmeer (zie Dinkelman et al., 2022).

### **HTO-bronnen**

Ook in de warme en koude bron van het HTO-systeem moeten monitoringsvoorzieningen geïnstalleerd worden. Omdat deze bronnen onderdeel zijn van het Open Bodemenergiesysteem, waar een vergunning Waterwet voor nodig is, kan in de praktijk via deze vergunning Waterwet een aantal eisen worden gesteld aan de afwerking. Op basis van de ervaringen in Middenmeer is reeds een aantal adviezen hiervoor uitgewerkt en opgenomen in het 'Voorlopig Afwegingskader Vergunningverlening HTO'. Het belangrijkste daarbij is dat voor HTO-systemen voorgeschreven wordt om peilbuizen op verschillende dieptes te plaatsen, net zoals standaard voor WKO-systemen wordt gedaan. Het betreft de volgende dieptes

- In het opslagpakket, ter hoogte van het bronfilter;
- In de zandlaag boven het opslagpakket (boven de afsluitende kleilaag);
- In het freatische pakket.

Er is geen advies opgenomen voor het plaatsen van DTS glasvezelkabels in de HTO-bronnen. Dit heeft de volgende reden. Door de verticale HTO-bronnen heen wordt warm of lauw grondwater naar de oppervlakte gepompt, of vice versa. De DTS-metingen in Middenmeer laten zien dat de temperaturen gemeten in het boorgat van de warme en lauwe bronnen sterk beïnvloed worden door de temperatuur van het water dat door de bron stroomt, en daardoor maar beperkt representatief zijn voor de bodemtemperatuur in de omgeving van het boorgat. Ook het MTO-systeem van het NIOO (Wageningen) liet dit zien.

## **4.2 Bepaling nulsituatie**

Het bepalen van de natuurlijke situatie van het grondwater (nulsituatie) is van groot belang, omdat veranderingen alleen geïdentificeerd kunnen worden als duidelijk is wat de beginsituatie is. Bij het HTO systeem in Middenmeer bleek dat het bepalen van de precieze nulsituatie in de grondwatersamenstelling niet eenvoudig was, doordat de watersamenstelling beïnvloed werd door de booractiviteiten en kortsluitstroming vanuit een diepere (zoutere) laag als gevolg van een lekke peilbuis. Dit bemoeilijkt vervolgens ook de bepaling van effecten die puur aan HTO gerelateerd zijn en niet bij bijvoorbeeld een WKO systeem ook kunnen optreden en het optreden hiervan moet dus zo veel mogelijk worden voorkomen.

Het advies om zo nauwkeurig mogelijk een nulmeting uit te kunnen voeren is als volgt:

- Bij het boren van bronnen wordt indien mogelijk gebruikt gemaakt van werkwater afkomstig uit de opslaglaag, bijvoorbeeld uit de monitoringsput. Daarmee wordt voorkomen dat al bij het boorproces verschillende watertypen in de opslaglaag vermengd worden.
- De eerste referentiemeting op de peilbuizen van de monitoringsput wordt uitgevoerd tenminste 1 maand na de laatste onttrekking uit de monitoringsput. Daarmee heeft het grondwater rondom de peilbuizen al in enige mate de kans gekregen om terug te bewegen naar de natuurlijke samenstelling.

- Als de monitoringsput lange tijd vóór de bronnen wordt aangelegd is het advies om een extra referentiemeting uit te voeren na de realisatie van de HTO-bronnen en vlak vóór inbedrijfname van het HTO-systeem.
- Voor de nulmeting is het verder aan te raden om ook de bron zelf te bemonsteren, en niet alleen de monitoringsbuizen in de omstorting van de bronnen. Door de langere filterlengte van de bronnen geven deze een beter beeld van de gemiddelde grondwatersamenstelling in de opslaglaag, terwijl de kortere peilfilters een beeld geven van een specifieke diepte.
- Aanvullend is het essentieel gebleken om tegen het einde van de eerste laadcyclus een monster te nemen bij de peilbuis van de koude bron, die geplaatst is in het opslagpakket, of in de koude bron zelf. Tijdens de laadperiode is veel natuurlijk grondwater naar de koude put gestroomd en daarom kan deze bemonstering een betrouwbaar (referentie)beeld geven van de natuurlijke grondwatersamenstelling.
- De microbiologische metingen (en DOC bepaling) die uitgevoerd zijn voor inbedrijfname bleken bij het HTO systeem in Middenmeer beïnvloedt door het gebruik van boorspoelingsadditieven. In de monitoringsput, welke voor inbedrijfname zowel in 2019 als 2021 is bemonsterd, waren deze effecten na 2 jaar wel weggeëbd. Hiermee moet dient rekening gehouden te worden bij het plannen van de nulmeting, zeker als de relatief dure NGS metingen onderdeel zijn van het meetprogramma.

### 4.3 Monitoringsopzet voor ‘onderzoekspilots’ HTO

Het advies is om deze variant toe te passen wanneer er met de monitoring van het HTO systeem ook verdere kennisontwikkeling wordt beoogd waarvan de hele sector kan profiteren. Doel van zo’n ‘onderzoekspilot’ is dan onder ook het opleveren van kennis en een verbeterd begrip van de geochemische effecten van HTO op het grondwater. Dit draagt vervolgens op termijn dan bij aan de inhoudelijke rechtvaardiging van een meer afgeslankte en kosteneffectieve variant van het monitoringsprogramma, zoals het ‘generieke monitoringsprogramma’ dat is uitgewerkt in sectie 4.4. Bij zo’n onderzoekspilot zou de meetopstelling conform de adviezen in bovenstaande paragrafen moeten worden ontworpen en gerealiseerd.

Ten opzichte van generieke analysepakket (Tabel 4-2) is het voornaamste verschil dat bij een onderzoekspilot een uitgebreider pakket aan sporenelementen meegenomen wordt en dat NGS-analyses van DNA-monsters worden aangeraden om veranderingen in de microbiologische populatie in beeld te brengen. Ook is de frequentie van monitoring hoger. Dit monitoringsprogramma is schematisch weergegeven in Tabel 4-1.

De minimale meetfrequentie van de grondwatersamenstelling van het HTO-systeem is tweemaal per jaar. De monsters worden geanalyseerd op de parameters zoals aangegeven in Tabel 4-1.

- Meetmoment 1 vindt plaats tijdens de laadperiode (zomer), als circa  $\frac{1}{4}$  tot  $\frac{1}{2}$  van het jaarlijks verwachte opslagvolume is onttrokken uit de koude bron. Er wordt een grondwaterbemonstering uitgevoerd in de peilbuizen die in het opslagpakket zijn geplaatst, bij zowel de koude put als de monitoringsput. De bemonstering van grondwater uit de peilbuis van de koude bron kan ook worden vervangen door het aftappen van grondwater uit het leidingcircuit van de bron (vóórdat opwarming en waterbehandeling plaatsvindt).
- Meetmoment 2 vindt plaats tijdens de ontladperiode (winter), als circa  $\frac{1}{4}$  tot  $\frac{1}{2}$  van het beoogde onttrekkingsvolume uit de warme bron is onttrokken. Er wordt een grondwaterbemonstering uitgevoerd in de peilbuizen die in het opslagpakket zijn geplaatst, bij zowel de warme put als de monitoringsput. De bemonstering van grondwater

uit de peilbuis van de warme bron kan ook worden vervangen door het aftappen van grondwater uit het leidingcircuit van de bron (aan de koude zijde van de warmtewisselaar). Hiermee kan een beter beeld gevormd worden van de optredende effecten in zowel tijd als ruimte. Bij het HTO systeem in Middenmeer is een hogere meetfrequentie toegepast. Met name meerdere metingen in de monitoringsput gedurende 1 rustfase na het laden van het systeem blijken veel meerwaarde te hebben, omdat daarmee onderzocht kan worden hoe de samenstelling van het stilstaande grondwater gedurende de rustperiode verandert als gevolg van de hoge temperatuur..

In Middenmeer zijn tijdens de eerst en tweede cyclus geen metingen in bovenliggende lagen meer uitgevoerd (zijn wel gepland voor de derde cyclus). Deze kunnen van meerwaarde zijn gezien de ondiepere lagen als het goed is niet beïnvloedt worden door het pompregime in de opslagaquifer en de vermenging en eventuele waterbehandeling die daar plaatsvindt, maar in de warme bron wel thermische effecten door warmteuitstraling uit de put en de eventuele vermenging die door opdrijving plaats kan vinden (van Lopik et al., 2015).

Tabel 4-1. Monitoringsopzet voor bepaling van de chemische en microbiologische effecten bij pilot HTO systemen. In rood zijn wijzigingen t.o.v. de versie in het voorlopig afwegingskader weergegeven. HB = Hete bron, WB = Warme bron, MP = monitoringsput.

WINDOW richtlijn: Analysepakket en bemonsteringsschema bij pilot HTO systemen																	
Categorie	Sub-categorie	Parameters	Nulmeting			Zomer jaar 1			Winter jaar 1			Zomer jaar 2			Winter jaar 2		
			WB	KB	MP	WB	KB	MP	WB	KB	MP	WB	KB	MP	WB	KB	MP
Veldparameters		Temperatuur, pH, EC, O <sub>2</sub>	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
Macro-ionen	Anionen	Cl, HCO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , PO <sub>4</sub> , Br, F	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
	Kationen	Na, Ca, Fe, Mn, K, Mg, NH <sub>4</sub>	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
Micro-chemie	Specifiek (indicator en KRW)	As, <b>B</b> , Ba, Cd, Co, Cr, Mo, Hg, Pb, Ni, V, <b>Zn</b>	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
	Compleet <sup>1</sup>	Al, Ag, Be, Cu, Li, Sb, Se, Sn, Sr, Te, Tl, Ti, U, W, Zr	•	•	•												
Organische chemie		DOC	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
		CH <sub>4</sub>	•	•	•												•
Microbiologie	Standaard	ATP	•	•	•		•	•	•		•		•	•	•		•
		NGS <sup>2</sup>	•	•	•												•
	Specifieke pathogenen <sup>3</sup>	E. coli, C. perfringens, Legionella, Stenotrophomonas maltophilia, Bacteriën van de Vibrio groep, Naegleria fowleri, Acanthamoeba spp															

Evaluatierapport

<sup>1</sup>Herhaalmetingen van het complete pakket aan sporenelementen alleen noodzakelijk bij directe aanleiding, zoals sterke toename in andere sporenelementen.

<sup>2</sup>Herhaalmeting NGS pas in 2e jaar, of bij directe aanleiding, zoals sterke verandering in de concentratie ATP of DOC.

<sup>3</sup>Alleen bij directe aanleiding: bijvoorbeeld sterke verandering in concentratie ATP of zuurstofindringing (> 1 mg/l) in de bronnen

#### 4.4 Generieke (afgeslankte) monitoringsopzet voor HTO

De kosten van een uitgebreid chemisch en microbiologisch monitoringsprogramma zijn in het verleden een drempel gebleken voor initiatiefnemers voor HTO. Tegelijkertijd heeft de vergunningverlener wel behoefte aan monitoring van parameters die relevant zijn voor de grondwaterkwaliteit en omliggende belangen. Om die reden is het van belang een monitoringsprogramma te ontwikkelen dat op doeltreffende en kosteneffectieve wijze inzicht geeft in de effecten op de belangrijkste parameters. Als voorschot daarop is hier alvast voorzien in een afgeslankte monitoringsopzet, bijvoorbeeld te gebruiken voor locaties of aquifertypes waarvoor de risico's reeds goed in kaart zijn gebracht met andere HTO systemen. De mogelijkheden voor verdere ontwikkeling van de kennis om beter te kunnen anticiperen op de effecten van HTO zijn met deze opzet wel beperkter.

- Het voorgestelde analysepakket voor de monitoring bij dit type systemen is gegeven in Tabel 4-2. De monitoringsfrequentie is jaarlijks. Het geadviseerde meetmoment voor de jaarlijkse meting is de ontladperiode (winter), als circa ¼ tot ½ van het beoogde onttrekkingsvolume uit de warme bron is onttrokken. Indien aanwezig wordt dan ook de monitoringsput bemonsterd.
- Het plaatsen van peilfilters in de omstorting van de bronnen in relevante bovenliggende lagen is noodzakelijk om ook hier een goede nulsituatie te kunnen bepalen. Het uitvoeren van metingen in ondiepere lagen tijdens de bedrijfsfase is alleen van belang als hier veel omgevingsbelangen aanwezig zijn.
- Bij de referentiemeting en herhaalmeting na 2 jaar (voortkomend uit de standaardvergunningvoorschriften bij OBES) vindt een uitgebreidere analyse plaats vergeleken met de jaarlijkse metingen, zodat ook minder waarschijnlijk geachte veranderingen in waterkwaliteit later toch opgespoord en verklaard kunnen worden.

Tabel 4-2. Generiek, afgeslankt analysepakket voor monitoring van HTO systemen. Met rode letters zijn toevoegingen t.o.v. de versie van deze tabel in het voorlopig afwegingskader aangegeven.

<b>Analysepakket monitoring HTO</b>		
<b><i>Categorie</i></b>	<b><i>Parameters referentiemeting en herhaling na 2 jaar</i></b>	<b><i>Parameters jaarlijkse meting</i></b>
Veldmetingen	Temperatuur, pH, EC, O <sub>2</sub>	Temperatuur, pH, EC, O <sub>2</sub>
Macrochemie	Cl, HCO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> , Br, DOC Na, Ca, Fe, Mn, K, Mg, Si, NH <sub>4</sub> , CH <sub>4</sub>	Cl, HCO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> , Br, DOC Na, Ca, Fe, Mn, K, Mg, Si, NH <sub>4</sub> , CH <sub>4</sub>
Microchemie	As Ba, B, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn	As
Microbiologie	ATP	ATP

## 5 Conclusies

In Middenmeer, Noord-Holland, staat het enige operationele HTO-systeem boven de 50°C van Nederland. Deze wordt door Ennatuurlijk Aardwarmte bedreven om warmte uit aardwarmtebronnen in de zomer te bufferen en daarmee de daar actieve glastuinbouwsector in de winter van duurzame warmte te voorzien. Dit rapport bevat de analyse van de gegevens uit de grondwaterkwaliteitsmonitoring die is uitgevoerd. Deze dataset is uniek omdat het de meest uitgebreide monitoring vormt bij een modern operationeel HTO systeem. De dataset is bovendien uitgebreid geanalyseerd op zowel chemische als microbiologische parameters. Deze resultaten uit de praktijk hebben een verbeterd inzicht opgeleverd in de effecten van de HTO op de grondwaterkwaliteit, de beïnvloedende factoren en de aandachtspunten bij de bepaling daarvan. Het vormt daarmee een belangrijke bouwsteen voor kennisontwikkeling rondom HTO en draagt bij aan het vergroten van het inzicht om afwegingen te maken op het gebied van vergunningsverlening en voor het doelmatig inrichten van monitoring bij toekomstige HTO systemen.

### Conclusies t.a.v. de chemische effecten

Het grondwater in het opslagpakket, gelegen op een diepte van 360-383 m-mv, is van nature zout met een chloridegehalte van rond de 11 g/l. Het aanleggen van de putten voor het HTO systeem heeft tot de initiële grondwatersamenstelling beïnvloedt door het indringen van zoet werkwater (alleen in de monitoringsput), gebruik van boorspoelingsadditieven (in alle drie de putten) en lekkage vanuit de onderliggende (nog zoutere) watervoerende laag. Bepaling van de referentiesituatie ten opzichte waarvan veranderingen in grondwatersamenstelling beschouwd moeten worden is daardoor niet eenduidig. Het onderzoeksdoel om de effecten die specifiek veroorzaakt worden de hoge temperaturen te onderscheiden wordt hierdoor ook bemoeilijkt, en bij toekomstige projecten verdient het voorkomen hiervan dus extra aandacht.

Beste optie voor de bepaling van de nulsituatie bleek uiteindelijk de meting uit de 'koude' bron tijdens het laden van de eerste cyclus, waar op dat moment alleen nog veel grondwater uit was onttrokken en de beïnvloeding door het boorproces dus maximaal was weggeëbd. Voor het overgrote deel van de gemeten chemische parameters is de netto concentratie-verandering t.o.v. deze referentiewaarde aan het einde van de meetreeks beperkt tot maximaal +/- 10%, waarbij de meeste parameters een netto verlaging vertonen. Voor de concentraties silica, methaan en arseen is wel een significante verhoging waargenomen (50 tot 250%). In geen van deze gevallen heeft dit in de eerste jaren van monitoring geleid tot waarden die ongebruikelijk zijn voor Nederlands grondwater. De verhoogde methaan en arseenconcentraties werden in ieder geval deels verklaard door de initiële lekkage vanuit het onderliggende WVP.

De gedurende de operationele fase gemeten effecten door HTO zijn grotendeels veroorzaakt door kationuitwisseling door vermenging van zoeter en zouter grondwater. De verwachting is dat dit in de loop der jaren afneemt, en voor bepaling van de effecten die puur door temperatuur worden veroorzaakt is het dus essentieel om de monitoring van dit systeem langjarig voort te zetten. Ook de hoge temperaturen en de door waterbehandeling met CO<sub>2</sub>-dosering veroorzaakte lagere pH kan heeft invloed op de sorptie-affiniteit en daardoor ook op de waargenomen kationuitwisseling. De calciumconcentratie is gedurende bijna de hele meetreeks stabiel in de warme bron wat aangeeft dat het systematisch optreden van kalkneerslag door de CO<sub>2</sub>-dosering is voorkomen. De concentratie silica is wel sterk verhoogd in de warme bron en de monitoringsput (grofweg van 10 tot 30 mg/l), wat duidt op het optreden van silicaatverwerking of kwartsoplossing.

De methaan en arseenconcentraties zijn aanvankelijk verhoogd door de lekkage uit een diepere laag en nemen daarna geleidelijk af. In tegenstelling tot chloride (dat zich conservatief gedraagt in grondwater en niet betrokken is bij chemische reacties) zijn de methaan- en arseenconcentraties aan het eind van de meetreeks echter nog steeds verhoogd. De toename in arseen is relatief groot maar in absolute zin beperkt met een concentratie van rond de 3 µg/l aan het eind van de meetreeks. De verandering in arseenconcentratie vertoont een gelijkenis met dat van mangaan en ijzer, en lijkt dus veroorzaakt door het oplossen van arseenhoudende ijzer- en mangaanhydroxiden, alhoewel uitwisselingsprocessen ook hier niet uitgesloten kunnen worden als oorzaak. De aanhoudend verhoogde methaanconcentraties lijken te duiden op het versterkt optreden van microbiologische methanogenese.

### **Conclusies t.a.v. de microbiologie**

Na realisatie van de putten en vóór de ingebruikname van het systeem is een toename van DOC waargenomen, die werd veroorzaakt door de (biologisch afbreekbare) boorspoeling die gebruikt is bij de aanleg van putten. De afbraak van deze boorspoeling resulteerde in tijdelijke verhoging van de microbiële activiteit (ATP) en een verlaging van de microbiële diversiteit (gemeten met NGS) in de metingen die uitgevoerd zijn kort na realisatie van de putten. De afname in diversiteit komt door de toename van enkele dominante micro-organismen die componenten van de boorspoeling als koolstofbron gebruikten. Gevolg hiervan is dat de natuurlijke achtergrondwaarde in ATP niet met zekerheid te bepalen is. Na opstart van het HTO systeem bleef de microbiologische activiteit (ATP) bij de meeste metingen consistent laag, en lijkt deze af te zijn genomen t.o.v. de natuurlijke situatie, waarschijnlijk door de hoge temperatuur.

In de samenstelling van de microbiologische populatie zijn duidelijke verschuivingen te zien na ingebruikname, waarbij in de monitoringsputten een verschuiving plaatsvindt in de richting van de gemiddelde samenstelling in de opslaglaag (zoals gemeten in de bronnen). Daarbovenop nemen thermofiele en/of spore-vormende micro-organismen in relatieve aanwezigheid toe. Vooralsnog lijkt het effect hiervan beperkt te zijn gebleven tot licht toegenomen methaanconcentraties. Op termijn zullen de geobserveerde verschuivingen in de microbiële populaties mogelijk wel een sterker effect hebben op de lopende redoxreacties, zowel de microbiëel gekatalyseerde reacties als de puur chemische reacties, die vaak ook indirect beïnvloed worden door microbiële reacties. Monitoring van het systeem in de komende jaren is nodig om deze ontwikkeling te kunnen blijven volgen.

### **Monitoring van effecten HTO**

De opgedane kennis over de effecten van HTO opgedaan met dit onderzoek zijn gebruikt om meer inzicht te krijgen in de processen bij en effecten op waterkwaliteit door HTO en de uitdagingen daarbij. Ook is de gebruikte monitoringsopzet en het meetnetontwerp die al voorgesteld was in het 'Voorlopig Afwegingskader Vergunningverlening HTO' hierbij tegen het licht gehouden en waar nodig aangescherpt. Dit advies voor een monitoringsrichtlijn voorziet in een variant waarin uitgebreide monitoring wordt uitgevoerd ten behoeve van brede kennisontwikkeling, maar ook in een afgeslankte en meer kosteneffectieve variant voor locaties of aquifertypes waar de effecten reeds goed ingeschat kunnen worden.

# Literatuurlijst

- An, T. T., & Picardal, F. W. (2014). Desulfocarbo indianensis gen. nov., sp. nov., a benzoate-oxidizing, sulfate-reducing bacterium isolated from water extracted from a coal bed. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 64(Pt\_8), 2907–2914. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.064873-0>
- Baron, S. (Ed.). (1996). *Medical Microbiology* (4th Editio). Galveston (TX): University of Texas Medical Branch at Galveston.
- Beernink, S., Bloemendal, M., & Hartog, N. (2020). *Prestaties en thermische effecten van ondergrondse warmteopslagsystemen. WINDOW fase 1 (C2)*. (Issue december). <https://www.warmingup.info/documenten/window-fase-1---c2---prestaties-en-thermische-effecten.pdf>
- Bloemendal, M. (2018). *The hidden side of cities: Methods for governance, planning and design for optimal use of subsurface space with ATEs* [PhD Thesis]. Technische Universiteit Delft.
- Bloemendal, M., Beernink, S., van Bel, N., Hockin, A., & Schout, G. (2020). *KWR 2020.156. Transitie open bodemenergiesysteem Koppert-Cress naar verhoogde opslagtemperatuur Evaluatie van energiebesparingen en grondwatereffecten*. (Issue December).
- Bloemendal, M., Oerlemans, P., & Schout, G. (2021). *Voorlopig afwegingskader voor vergunningverlening HTO. Juridisch afwegingskader ondergrondse warmteopslag*.
- Bonte, M., Röling, W. F. M., Zaura, E., van der Wielen, P. W. J. J., Stuyfzand, P. J., & van Breukelen, B. M. (2013). Impacts of Shallow Geothermal Energy Production on Redox Processes and Microbial Communities. *Environmental Science & Technology*, 47(24), 14476–14484. <https://doi.org/10.1021/es4030244>
- Bonte, M., Van Breukelen, B. M., & Stuyfzand, P. J. (2013). Environmental impacts of aquifer thermal energy storage investigated by field and laboratory experiments. *Journal of Water and Climate Change*, 4(2), 77–89. <https://doi.org/10.2166/wcc.2013.061>
- Brons, H. J., Griffioen, J., Appelo, C. A. J., & Zehnder, A. J. B. (1991). (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Research*, 25(6), 729–736. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90048-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90048-U)
- Clayton, C. (1991). Carbon isotope fractionation during natural gas generation from kerogen. *Marine and Petroleum Geology*, 8(2), 232–240. [https://doi.org/10.1016/0264-8172\(91\)90010-X](https://doi.org/10.1016/0264-8172(91)90010-X)
- Dinkelman, D., Carpentier, S., Koenen, M., Oerlemans, P., Bas, G., Elisabeth, P., Bos, W., Vrijlandt, M., & van Wees, J.-D. (2022). High temperature aquifer thermal energy storage performance in Middenmeer, the Netherlands: thermal monitoring and model calibration. *European Geothermal Congress 2022, November*, 1–9. [https://www.conftool.org/egc2022/index.php/Dinkelman-High\\_temperature\\_aquifer\\_thermal\\_energy\\_storage\\_performance-250\\_c.pdf?page=downloadPaper&filename=Dinkelman-High\\_temperature\\_aquifer\\_thermal\\_energy\\_storage\\_performance-250\\_c.pdf&form\\_id=250&form\\_index=3](https://www.conftool.org/egc2022/index.php/Dinkelman-High_temperature_aquifer_thermal_energy_storage_performance-250_c.pdf?page=downloadPaper&filename=Dinkelman-High_temperature_aquifer_thermal_energy_storage_performance-250_c.pdf&form_id=250&form_index=3)
- Dinkla, I., Lieten, S., Hartog, N., & Drijver. (2012). *Meer met bodemenergie: Rapport 3 & 4 - Effecten op de ondergrond*. [https://soilpedia.nl/Bikiwiki\\_documenten/Meer met Bodemenergie/](https://soilpedia.nl/Bikiwiki_documenten/Meer_met_Bodemenergie/)
- Drijver, B. (2012). *Meer met bodemenergie: Rapport 6 – Hogetemperatuuropslag*. [https://soilpedia.nl/Bikiwiki\\_documenten/Meer met Bodemenergie/](https://soilpedia.nl/Bikiwiki_documenten/Meer_met_Bodemenergie/)
- Drijver, B., & Willemsen, A. (2004). *Temperatuureffecten op grondwater kwaliteit*.

- Han, Y., & Perner, M. (2015). The globally widespread genus *Sulfurimonas*: versatile energy metabolisms and adaptations to redox clines. *Frontiers in Microbiology*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00989>
- Hockin, Alexandra, Bloemendal, Martin, & Hartog, N. (2022). Verspreiding van grondwaterverontreinigingen door open bodemenergiesystemen: Effecten van bronplaatsing en mogelijkheden voor mitigatie. *Stromingen*, 2, 73–84. <https://www.nhv.nu/stroming/nieuws/stromingen-20222-artikel-hockin/>
- Jesušek, A., Grandel, S., & Dahmke, A. (2013). Impacts of subsurface heat storage on aquifer hydrogeochemistry. *Environmental Earth Sciences*, 69(6), 1999–2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2037-9>
- Keller, N. S., Hornbruch, G., Lüders, K., Werban, U., Vogt, C., Kallies, R., Dahmke, A., & Richnow, H. H. (2021). Monitoring of the effects of a temporally limited heat stress on microbial communities in a shallow aquifer. *Science of the Total Environment*, 781, 146377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146377>
- Koenen, M. (2023). *Carbonate scaling and water treatment* (Issue February). <https://www.warmingup.info/documenten/carbonate-scaling-and-water-treatment.pdf>
- Liu, Y., Qiao, J.-T., Yuan, X.-Z., Guo, R.-B., & Qiu, Y.-L. (2014). *Hydrogenispora ethanolica* gen. nov., sp. nov., an anaerobic carbohydrate-fermenting bacterium from anaerobic sludge. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 64(Pt\_5), 1756–1762. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.060186-0>
- Lüders, K., Dahmke, A., Fiedler, M., & Köber, R. (2020). Temperature influence on mobilisation and (re)fixation of trace elements and heavy metals in column tests with aquifer sediments from 10 to 70 °C. *Water Research*, 169, 115266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115266>
- Lüders, K., Hornbruch, G., Zarrabi, N., Heldt, S., Dahmke, A., & Köber, R. (2021). Predictability of initial hydrogeochemical effects induced by short-term infiltration of ~75 °C hot water into a shallow glaciogenic aquifer. *Water Research X*, 13, 100121. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100121>
- Müller, D. R., & Regenspurg, S. (2017). The element-release mechanisms of two pyrite-bearing siliciclastic rocks from the North German Basin at temperatures up to 90 °C under oxic and anoxic conditions. *Geothermal Energy*, 5(1), 1–21. <https://doi.org/10.1186/s40517-017-0080-1>
- Oerlemans, P., & Drijver, B. (2021). Effects of HT-ATES on the subsurface—the NIOO case study An evaluation of the effects of a HT-ATES system (45 °C) on the subsurface. In *Heatstore: Vol. D5.2*. [www.heatstore.eu](http://www.heatstore.eu)
- Oerlemans, P., Drijver, B., Koenen, M., Koornneef, J., Dinkelman, D., & Godschalk, B. (2022). *First field results on the technical risks and effectiveness of mitigation measures for the full scale HT-ATES demonstration project in Middenmeer* First field results on the technical risks and effectiveness of mitigation measures for the full scale HT-AT. November.
- Paludibacter. (2015). In *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria* (pp. 1–2). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118960608.gbm00244>
- Perevalova, A. A., Kublanov, I. V., Baslerov, R. V., Zhang, G., & Bonch-Osmolovskaya, E. A. (2013). *Brockia lithotrophica* gen. nov., sp. nov., an anaerobic thermophilic bacterium from a terrestrial hot spring. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 63(Pt\_2), 479–483. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.041285-0>
- Schout, G., & Bloemendal, M. (2022). *Deltafact Effecten van bodemenergiesystemen op de grondwaterkwaliteit*.
- Schout, G., & Hartog, N. (2020). *Effecten van hoge temperatuur warmteopslag op grondwaterkwaliteit. WINDOW fase 1 (C3b)*.



- <https://www.warmingup.info/documenten/window-fase-1---c3---effecten-van-hoge-temperatuur-warmteopslag-op-grondwaterkwaliteit.pdf>
- Schout, G., & Hartog, N. (2021). Effecten van HTO op grondwaterkwaliteit. *Bodem*, 1, 23–25.
- Van der Grift, B., Hocking, A., van Vliet, M., Dijkstra, J. J., & Janssen, G. (2022). *KIWK 2022-27: Geochemisch buffervermogen van de ondergrond: beschikbare data, 3D modellen en trendanalyse*. <https://eindhoven.nazca4u.nl/atlas/>
- van Dooren, T., Beernink, S., Timmers, P., & Bloemendal, M. (2019). *Prestaties en effecten van ondergrondse warmteopslag - Een verkenning voor het P2X project*. <https://library.kwrwater.nl/publication/60827901/>
- Van Lopik, J. H., Hartog, N., Zaadnoordijk, W. J., Cirkel, D. G., & Raoof, A. (2015). Salinization in a stratified aquifer induced by heat transfer from well casings. *Advances in Water Resources*, 86, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.09.025>
- Wasserfallen, A., Nölling, J., Pfister, P., Reeve, J., & Conway de Macario, E. (2000). Phylogenetic analysis of 18 thermophilic Methanobacterium isolates supports the proposals to create a new genus, Methanothermobacter gen. nov., and to reclassify several isolates in three species, Methanothermobacter thermotrophicus comb. nov., Methano. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50(1), 43–53. <https://doi.org/10.1099/00207713-50-1-43>
- Wu, W.-J., Liu, Q.-Q., Chen, G.-J., & Du, Z.-J. (2015). Roseimarinus sediminis gen. nov., sp. nov., a facultatively anaerobic bacterium isolated from coastal sediment. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 65(Pt\_7), 2260–2264. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.000250>
- Yakimov, M. M., Timmis, K. N., & Golyshin, P. N. (2007). Obligate oil-degrading marine bacteria. *Current Opinion in Biotechnology*, 18(3), 257–266. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2007.04.006>
- Zaadnoordijk, W. J., Hornstra, L. M., & Bonte, M. (2013). *KWR 2013.085. Grondwaterbescherming en hoge-temperatuur opslagsystemen* (Issue September).

## Bijlage 1: Filterstellingen

Warme bron				
filter	ID	van (m-mv)	tot (m-mv)	aantal bemonsteringen
1	WB-F1			0
2	WB-F2			1
3	WB-F3			1
4	WB-F4			5
bron	WB	362,25	378,75	4

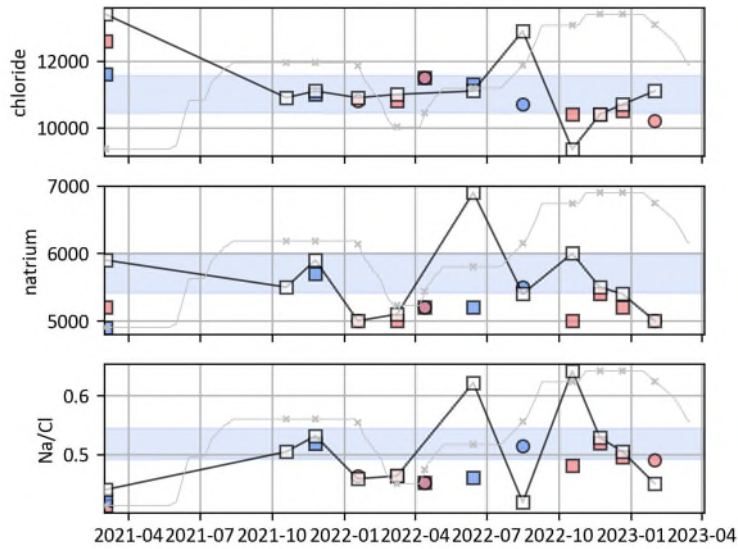
  

Koude bron				
filter	ID	van (m-mv)	tot (m-mv)	aantal bemonsteringen
1	KB-F1			0
2	KB-F2	82	84	0
3	KB-F3	225	227	0
4	KB-F4	363	365	4
bron	KB	362,5	379	1

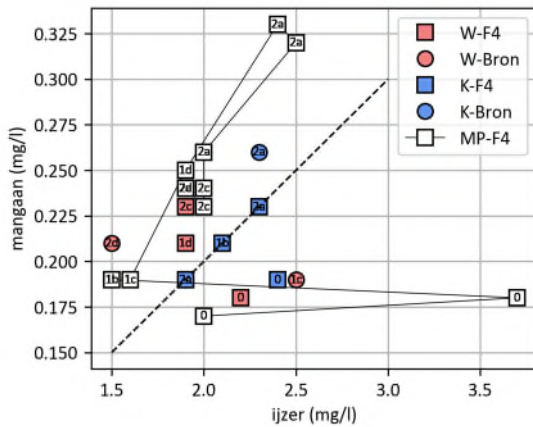
  

Monitoringsput				
filter	ID	van (m-mv)	tot (m-mv)	aantal bemonsteringen
1	W-F1	7	9	2
2	W-F2	76	78	2
3	W-F3	210	212	2
4	W-F4	365	367	13
5	W-F5	428	430	1
6	W-F6	456	458	1

## Bijlage 2: Overige figuren



Verandering in chloride en natrium concentratie, en het Na/Cl ratio. Na/Cl massa ratio in zeewater is 0.56.



Verhouding ijzer en mangaan

**Adres**

Princetonlaan 6  
3584 CB Utrecht

**Postadres**

Postbus 80015  
3508 TA Utrecht

**Telefoon**

088 866 42 56

**E-mail**

[contact@warmingup.info](mailto:contact@warmingup.info)

**Website**

[www.warmingup.info](http://www.warmingup.info)