

Rapportage milieuhygiënische risico's thermische vervuiling nabij geothermieputten

Auteurs: S.H.J. Peeters, H.F. Mijnlief en B.M.M. van Kempen

Princetonlaan 6
3584 CB Utrecht
Postbus 80015
3508 TA Utrecht

www.tno.nl

T +31 88 866 42 56

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Contactpersoon

MSc B.M.M. van Kempen

E-mail

bart.vankempen@tno.nl

Op opdrachten aan TNO zijn de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan TNO, zoals gedeponeerd bij de Griffie van de Rechtbank Den Haag en de Kamer van Koophandel Den Haag van toepassing. Deze algemene voorwaarden kunt u tevens vinden op www.tno.nl.
Op verzoek zenden wij u deze toe.

Handelsregisternummer 27376655.

Inhoudsopgave

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

2/32

Inhoudsopgave	2
1. Introductie	3
2. Thermisch gedreven stromingen	4
2.1 Fysische aard van het proces	4
2.2 Numerieke modellen door Van Lopik et al. (2015).....	5
2.3 Sensitiviteit van de controlerende parameters.....	6
3. Geochemische verstoringen in het grondwater	11
4. Microbiologische verstoringen in het grondwater	13
5. Opwarming rondom putten	15
6. Discussie & Integratie	18
6.1 Thermisch gedreven stromingen; numerieke modellen Van Lopik et al., (2015) vergeleken met de Nederlandse ondergrond.....	18
6.2 Microbiologische en geochemische risico's	23
6.3 Risicoanalyse voor thermische vervuiling	26
7. Conclusies	28
7.1 Conclusies m.b.t. milieuhygiënische risico's door thermische vervuiling.....	28
7.2 Conclusies m.b.t. de aard van de bestudeerde rapporten	29
8. Referenties	30

1. Introductie

Geothermische energie (aardwarmte) heeft zich reeds bewezen als duurzaam en doorgaans betrouwbaar alternatief voor fossiele brandstoffen. Aardwarmte voorziet op dit moment nog in beperkte mate in de totale Nederlandse warmtevraag (met 5,58 PJ voldeed aardwarmte in 2019 aan ca. 0,6% van de totale Nederlandse warmtevraag (TNO-AGE, 2019)). Echter, de sector heeft de ambitie uitgesproken om dit te laten doorgroeien tot 5% van de totale warmtevraag in 2030 en 23% van de totale warmtevraag in 2050 (Masterplan Aardwarmte in Nederland, 2018).

Naast of in plaats van de traditionele winning van delfstoffen (met name koolwaterstoffen en zout), zorgt de mogelijke opschaling van geothermie voor een veranderend gebruik van de Nederlandse ondergrond. Om de milieuhygiënische risico's te beperken en om de kwaliteit van het Nederlandse grondwater te kunnen waarborgen, is het derhalve van groot belang inzicht te hebben in alle mogelijke risico's die gepaard gaan met de winning van geothermie. Voldoende en schoon grondwater is voor de Nederlandse drinkwatervoorziening, alsmede de land-, en tuinbouw immers van groot belang.

De milieuhygiënische risico's die gepaard gaan met geothermie kunnen als volgt worden onderverdeeld;

1. Vervuiling als gevolg van putlekkage. Wanneer dit gebeurt ter plaatse van relatief ondiep gelegen aquifers, betekent dit de introductie van zout en warm, diep formatiewater in relatief zoet, dan wel minder zout en koud grondwater.
2. Thermische vervuiling als gevolg van warmteverlies van de geothermische put naar de omgeving rondom de put. Dergelijke thermische vervuiling heeft mogelijk de volgende drie typen vervuiling tot gevolg:
 - a. Het mengen, dan wel mobiliseren van grondwater met verschillende zoutgehalten middels door dichtheidsverschillen gedreven stroming, welke ontstaat ten gevolge van temperatuurverschillen tussen het putsysteem en het grondwater.
 - b. De mobilisatie van toxische (sporen)elementen door verhoogde oplosbaarheid, dan wel desorptie van het sorptiecomplex bij toenemende temperaturen.
 - c. Het toenemen van (schadelijke) microbiologische activiteit als gevolg van toenemende grondwater temperaturen.

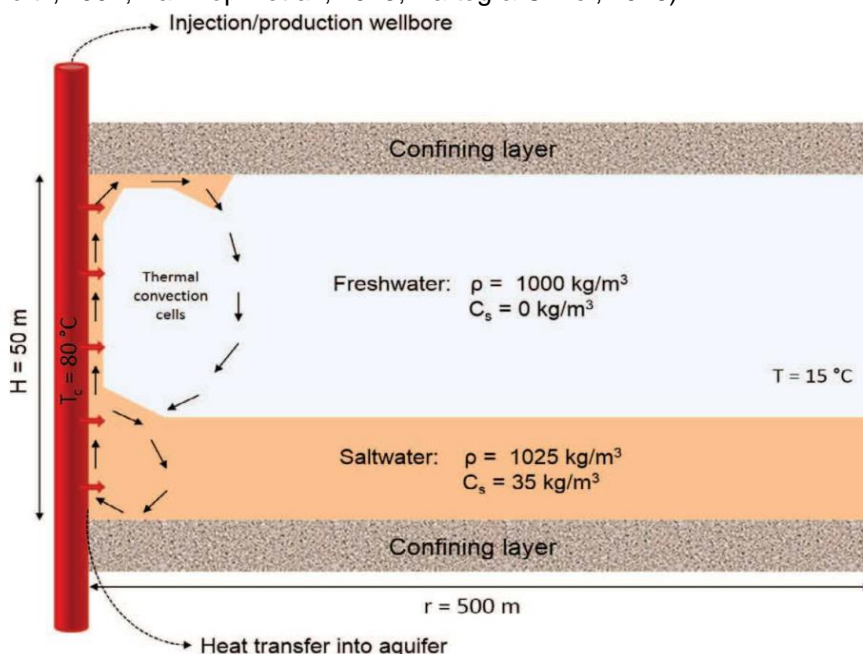
In deze rapportage zal worden ingegaan op de milieuhygiënische risico's van thermische vervuiling als gevolg van warmte uitstraling van de geothermische put (bovenstaande punt 2). Het doel van onderhavige rapportage is allereerst het op hoofdlijnen inzichtelijk maken van de drijvende fysische en chemische processen die leiden tot de drie typen thermische vervuiling (hoofdstukken 2, 3 en 4). Vervolgens wordt een inschatting gemaakt van de mogelijke milieuhygiënische risico's van de drie typen thermische vervuiling op de kwaliteit van het ondiepe grondwater (hoofdstukken 5 en 6). Om dit te bereiken is een literatuurstudie uitgevoerd waarbij de resultaten van relevante nationale en internationale onderzoeken zijn bestudeerd, beoordeeld en samengebracht.

2. Thermisch gedreven stromingen

2.1 Fysische aard van het proces

Bij de exploitatie van geothermische energie wordt warm formatiewater opgepompt naar het maaiveld, alwaar de warmte middels een warmtewisselaar wordt onttrokken. De temperatuur van het formatiewater is voornamelijk afhankelijk van de windiepte. Van hoe dieper het water wordt gewonnen, hoe warmer het onttrokken water is. Op weg naar het aardoppervlak kan het van oorsprong warme formatiewater ondiepere formaties opwarmen (Van Lopik et al., 2015; Hartog & Cirkel, 2016). Dit warmtetransport vindt met name plaats doordat de warmte via het opgewarmde putsysteem d.m.v. conductie naar het omliggende gesteente, dan wel sediment wordt afgegeven (Ramey, 1962; Van Lopik et al., 2015; Hartog & Cirkel, 2016). Dit effect treedt voornamelijk op nabij de productieputten en in mindere mate bij de injectieputten, aangezien de temperatuur van het water in de injectieput verlaagd is na de bovengrondse warmte-extractie (Hartog & Cirkel, 2016).

De opwarming van ondiepe formaties leidt tevens tot de opwarming van het aldaar aanwezige grondwater. Door de hierdoor ontstane temperatuurs- en dichtheidsgradiënt kan in de aquifer een convectieve stroming van grondwater op gang worden gebracht waardoor een eventueel aanwezige zout-zoet gradiënt kan worden beïnvloed (Holzbecher, 1997; Oldenburg & Pruess, 1999; Diersch & Kolditz, 2002; Van Lopik et al., 2015; Hartog & Cirkel, 2016).



Figuur 1: Numerieke model set-up, zoals gebruikt door Van Lopik et al. (2015). De figuur illustreert het concept van een thermische gedreven stroming die optreedt langs de warmte uitstralende put. Zodra het stijgende zoute water op de bovenliggende impermeabele laag stuit (in de figuur aangeduid met "confining layer"), beweegt het zich lateraal van de put af, totdat het voldoende is afgekoeld en weer zakt (Figuur uit Van Lopik et al., 2015).

2.2 Numerieke modellen door Van Lopik et al. (2015)

Om dit proces beter inzichtelijk te maken, analyseerden Van Lopik et al. (2015) op basis van numerieke modellen (hiervoor gebruikten ze SEAWATv4, dat gekoppeld is aan MODFLOW2000) thermische convectie in een gesloten aquifer, waarbij het grondwater verschillende zoutgehalten bevatte. De thermische convectie werd gedreven door een warmte uitstralende put met een constante temperatuur voor de duur van het model. Van Lopik et al. (2015) beschouwden een aquifer van 50 meter dik, welke zowel aan de boven-, als aan de onderkant is afgesloten door middel van een impermeabele laag (Figuur 1). Het grondwater in de aquifer bestaat uit 2 lagen; de bovenste 40 meter van de aquifer bestaat uit zoet water ($\rho_{\text{zoetwater}} = 1000 \text{ kg/m}^3$), de onderste 10 meter van de aquifer bestaat uit zout formatiewater met per model uitdraai wisselende dichtheden ($\rho_{\text{zoutwater}} = 1001 \text{ kg/m}^3 - 1027 \text{ kg/m}^3$). Voor de temperatuur-, en saliniteitsafhankelijke dichtheidsbepaling van het grondwater maakten Van Lopik et al. (2015) gebruik van een non-lineaire, empirisch bepaalde relatie (Isdale et al., 1972; Millero & Poison, 1981; Sharqawy et al., 2010).

Van Lopik et al. (2015) beschouwden in hun modellen verschillende temperaturen van de productieput (variërend van 40°C tot 100°C), alsmede verschillende zoutconcentraties (C_s) tussen het zoete-, en zoute grondwater (C_s variërend van 1 kg/m^3 tot 35 kg/m^3)¹. Op basis van hun numerieke modelstudie concluderen Van Lopik et al. (2015) dat thermisch gedreven stroming ten gevolge van warmteverlies van de put kan leiden tot het transport van significante hoeveelheden zout water binnen een aquifer. Hierbij kan het zoute water, nadat het omhoog is bewogen langs de put en daarbij op zeker moment op de impermeabele bovenlaag stuit, over een periode van 30 jaar lateraal een maximale afstand van 91 meter van de put afleggen, alvorens het zoute water voldoende is afgekoeld om zich weer neerwaarts in het reservoir te bewegen waarbij door dispersie en diffusie de saliniteitsconcentratie langzaam verder afneemt (Van Lopik et al., 2015). De hoeveelheid laterale verplaatsing van het zoute water, alsmede de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout water en de exacte configuratie van de convectiecellen hangt af van een aantal parameters. De parameters die directe invloed hebben op de hoeveelheid en snelheid van zoutwaterconvectie binnen een aquifer zijn (Van Lopik et al., 2015):

- De temperatuurgradiënt tussen het putsysteem en het grondwater. Dit hangt af van:
 - Het temperatuurverschil tussen het putsysteem en de omliggende aquifer.
 - De diameter en daarmee de oppervlakte van de putwand.
- Het verschil in zoutconcentratie tussen de onder- en bovenkant van de aquifer. Van belang hierbij is ook de exacte configuratie van het zoet-zoutwatercontact; is dit een scherpe overgang met een duidelijke halodine of is er sprake van een meer geleidelijke overgang.

¹ Een maximale zoutconcentratie van 35 kg/m^3 leidt hierbij tot een vloeistofdichtheid ($\rho_{\text{zoutwater}}$) van 1027 kg/m^3 , bij een temperatuur van 15°C. Eenzelfde zoutconcentratie van 35 kg/m^3 leidt bij een temperatuur van 71,5°C, welke dichtbij de putwand wordt bereikt, tot een vloeistofdichtheid ($\rho_{\text{zoutwater}}$) van 977 kg/m^3 .

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

6/32

- De mate van doorlatendheid en heterogeniteit van de aquifer. Een hoge doorlatendheid, met weinig interne heterogeniteit binnen de aquifer, werkt bevorderend voor het ontstaan van convectiecellen.
- De warmtecapaciteit van de aquifer. Klei heeft bijv. een hogere warmtecapaciteit dan zand (Van Lopik et al., 2015). Hierdoor wordt voor aquifers met relatief veel klei meer warmte geabsorbeerd door het korrelskelet. Dit leidt tot een snellere afkoeling van het zoute water, hetgeen resulteert in een kleinere maximale laterale afstand die het zoute water af kan leggen. Het effect is echter relatief beperkt. Bovendien heeft de factor doorlaatbaarheid een grotere invloed op de convectie van zout water wanneer er relatief veel klei in de aquifer aanwezig is (Zie ook paragraaf 2.3) (Van Lopik et al., 2015).
- De mate waarin grondwaterstroming en/of aanvulling van hemelwater optreedt binnen de aquifer. Een snelle grondwaterstroming zal de door de put gegenereerde warmte advectief afvoeren en verspreiden over een groter gebied, waardoor de temperatuurgradiënt (en daarmee de drijvende factor voor convectie) afneemt.

2.3 Gevoeligheid van de controlerende parameters

Om de gevoeligheid van de hierboven beschreven controlerende parameters op de configuratie van de convectiecellen te onderzoeken, hebben Van Lopik et al. (2015) verschillende situaties doorgerekend door de controlerende parameters te variëren. De geometrische opbouw van de aquifer (d.w.z. een homogene en gesloten aquifer met een dikte van 50 meter) is voor alle modeluitdraaien hetzelfde gebleven. In Figuur 2 zijn de verschillende modellen met de verschillende parameters weergegeven.

Met name de temperatuurs- en saliniteitsgradiënt van het formatiewater binnen de aquifer, alsmede de eigenschappen (met name de doorlatendheid) van de aquifer zijn sterk bepalend voor de hoeveelheid (d.w.z. de totale massa gemobiliseerd zout) en snelheid van zoutwaterconvectie (Van Lopik et al., 2015). Hoe groter de doorlaatbaarheid van de aquifer, hoe meer zout er gemobiliseerd kan worden en hoe sneller dit zal gaan. Indien de doorlatendheid met een factor 3 afneemt (zie k_h en k_v in case 4.1 t.o.v. referentie case 1 in Figuur 2), neemt ook de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout af met een factor 3 (Zie Figuur 3). De maximale afstand die het zoute water lateraal af kan leggen (de zogeheten R_{max}), neemt af met ongeveer een factor 1,3 (Zie Figuur 3).

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
7/32

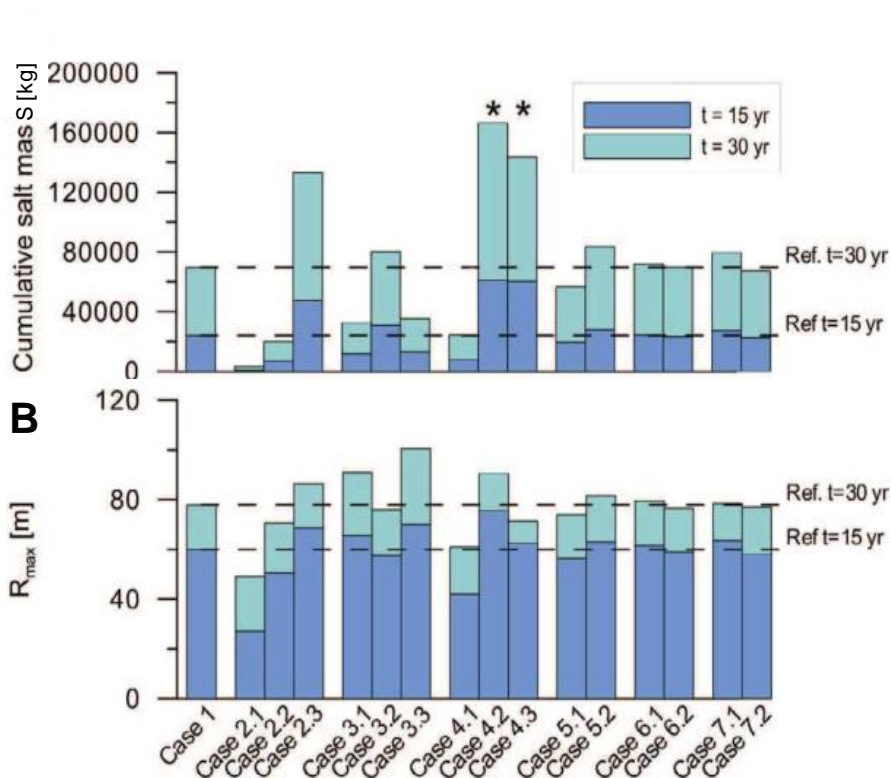
Case	Variation	T_c [°C]	C_s [kg/m ³]	k_h [m/d]	k_v [m/d]	λ_s [W/m °C]	c_{ps} [J/kg °C]	θ [dimensionless]
1	(Ref.)	80	35	15	1.5	3	800	0.35
2.1	$T_c = 0.5T_c^{ref}$	<u>40</u>	35	15	1.5	3	800	0.35
2.2	$T_c = 0.67T_c^{ref}$	<u>60</u>	35	15	1.5	3	800	0.35
2.3	$C_s = 1.33C_s^{ref}$	<u>100</u>	35	15	1.5	3	800	0.35
3.1	$C_s = 1/35C_s^{ref}$	80	<u>1</u>	15	1.5	3	800	0.35
3.2	$C_s = 10/35C_s^{ref}$	80	<u>10</u>	15	1.5	3	800	0.35
3.3 ^a	$C_{tr} = 1/35C_s^{ref}$	80	<u>1</u>	15	1.5	3	800	0.35
4.1	$k_h = 0.33k_h^{ref}$	80	35	<u>5</u>	<u>0.5</u>	3	800	0.35
4.2	$k_h = 3.0k_h^{ref}$	80	35	<u>45</u>	<u>4.5</u>	3	800	0.35
4.3	$k_v = 5k_v^{ref}$	80	35	15	<u>7.5</u>	3	800	0.35
5.1	$\lambda_s = 0.67\lambda_s^{ref}$	80	35	15	1.5	<u>2</u>	800	0.35
5.2	$\lambda_s = 1.33\lambda_s^{ref}$	80	35	15	1.5	<u>4</u>	800	0.35
6.1	$c_{ps} = 0.9c_{ps}^{ref}$	80	35	15	1.5	3	<u>720</u>	0.35
6.2	$c_{ps} = 1.1c_{ps}^{ref}$	80	35	15	1.5	3	<u>880</u>	0.35
7.1	$\theta = 0.6\theta^{ref}$	80	35	15	1.5	3	800	<u>0.21</u>
7.2	$\theta = 1.2\theta^{ref}$	80	35	15	1.5	3	800	<u>0.42</u>

Figuur 2: Parameterspecificaties voor de verschillende modellen uit Van Lopik et al. (2015). T_c is de temperatuur van de buitenkant van de well casing. C_s is de initiële zoutconcentratie in de onderste 10 meter van de aquifer. k_h is de horizontale doorlatendheid. k_v is de verticale doorlatendheid. λ_s is de thermische conductiviteit van het aquifer materiaal. c_{ps} is de warmtecapaciteit van het aquifer materiaal. θ is porositeit van de aquifer. C_{tr} is een zout "tracer concentratie". Deze is gebruikt voor de specifieke case 3.3 waarin de effecten van een kleine zoutconcentratie worden onderzocht op stroming en zoutmobilisatie. Figuur uit Van Lopik et al., (2015).

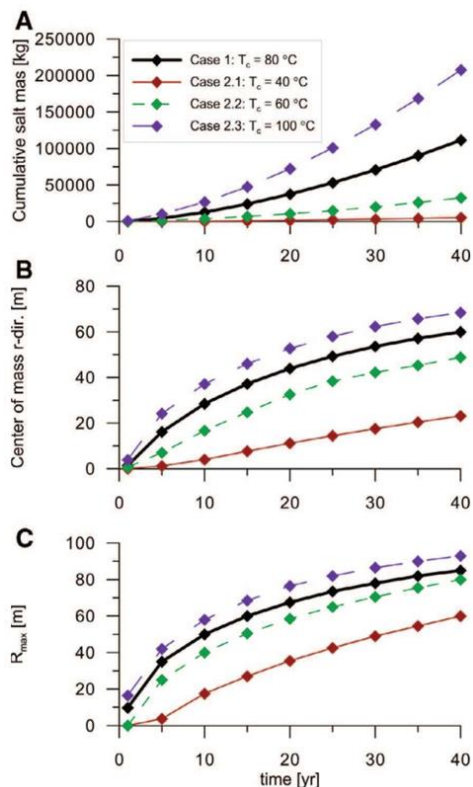
Een nog sterkere correlatie dan bij de doorlatendheid is te zien bij de temperatuurgradiënt tussen het putsysteem en het grondwater in de aquifer; hoe groter dit temperatuurverschil, hoe meer zout water er gemobiliseerd wordt en hoe verder dit zoute water lateraal van de put af kan bewegen (Zie Figuur 2, Figuur 3 & Figuur 4, vergelijk met name case 1, 2.1, 2.2 & 2.3).

De relatie tussen het saliniteitscontrast van het zoete-, en zoute grondwater enerzijds en de hoeveelheid en snelheid van zoutwaterconvectie anderzijds is complexer dan voor de hierboven beschreven relatie tussen de doorlatendheid en de temperatuur enerzijds en de hoeveelheid en snelheid van zoutwaterconvectie anderzijds. Uit de modellen van Van Lopik et al. (2015) blijkt dat de grootste afstand die het zoute water lateraal aflegde, noch de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout, niet bereikt werd bij het grootste saliniteitscontrast (Figuur 5, Van Lopik et al., 2015). Dit heeft te maken met het feit dat er bij een groter dichtheidscontrast een grotere opwaartse kracht nodig is om het zoute water aan de onderkant van de aquifer omhoog te stuwten (Van Lopik et al., 2015). Zo blijkt uit de studie van Van Lopik et al. (2015) dat bij een relatief groot saliniteitscontrast van 35 kg/m³ in eerste instantie twee convectiecellen ontstaan in de aquifer (Figuur 7, betreft case 1 (zie ook Figuur 2)). De eerste convectiecel bevindt zich in het zoute water aan de onderkant van de aquifer. De tweede convectiecel bevindt zich in het zoete water aan de bovenkant van de aquifer. Op het grensvlak tussen het zoete en zoute water in de aquifer treedt menging op door dispersie, waardoor in het gebied direct naast de put wel zout water omhoog kan stromen, ook als er twee aparte convectiecellen ontstaan. Echter, wanneer dit verschil in saliniteitscontrast kleiner is (zoals in de scenario's met een saliniteitscontrast van 1 kg/m³ en 10 kg/m³ (betreft cases 3.1, 3.2 & 3.3, zie Figuur 2 & Figuur 5)), is er

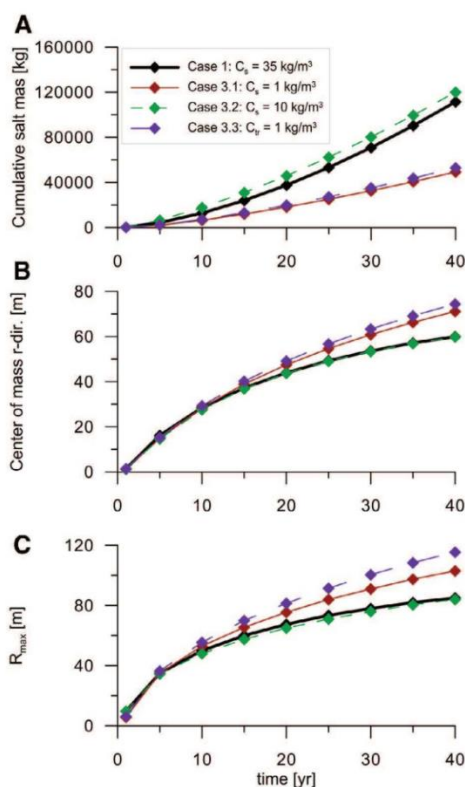
minder opwaartse kracht nodig om het zoute water aan de onderkant van de aquifer omhoog te laten bewegen. Hierdoor ontstaat slechts één convectiecel (Figuur 6, betreft case 3.1), hetgeen leidt tot een grotere laterale afstand voor het transport van zout water vanaf de put (Figuur 5), alsmede tot een (licht) hogere totale hoeveelheid gemobiliseerd zout over een periode van 30 jaar bij een initieel saliniteitscontrast van 10 kg/m^3 (Figuur 5).



Figuur 3: Resultaten van de gevoeligheidsanalyse met betrekking tot de cumulatieve hoeveelheid gemobiliseerde zoutmassa (A) en de maximale laterale afstand die het gemobiliseerde zout aflegt t.o.v. de put (B) volgens Van Lopik et al. (2015). Zie Figuur 2 voor de parameters die gebruikt zijn voor de verschillen modelberekeningen. Figuur uit Van Lopik et al. (2015).



Figuur 4: Modeluitkomsten voor een aantal modellen van Van Lopik et al. (2015), waarbij gevarieerd is met de temperatuur van het putsysteem. Zie Figuur 2 voor de overige parameter specificaties. A) Cumulatieve ontwikkeling van de getransporteerde zoutmassa. B) De laterale afstand van het zwaartepunt van de zoutmassa t.o.v. de put (zie de zwarte punt in de figuren 6 en 7 voor een visuele weergave). C) De maximale laterale afstand van het zoute water. Figuur uit Van Lopik et al., (2015).

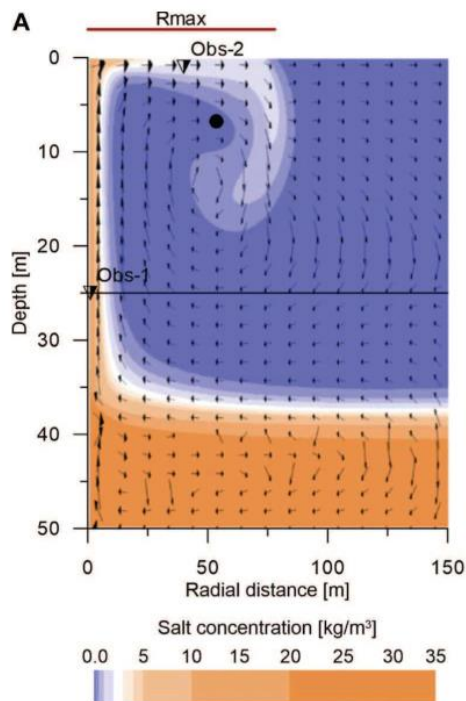


Figuur 5: Modeluitkomsten voor een aantal modellen van Van Lopik et al., (2015), waarbij gevarieerd is met het saliniteitscontrast van het grondwater tussen het onderste en het bovenste gedeelte van de aquifer. Zie Figuur 2 voor de overige parameter specificaties. A) Cumulatieve ontwikkeling van de getransporteerde zoutmassa. B) De laterale afstand van het zwaartepunt van de zoutmassa t.o.v. de put (zie de zwarte punt in de figuren 6 en 7 voor een visuele weergave). C) De maximale laterale afstand van het zoute water. Figuur uit Van Lopik et al., (2015).

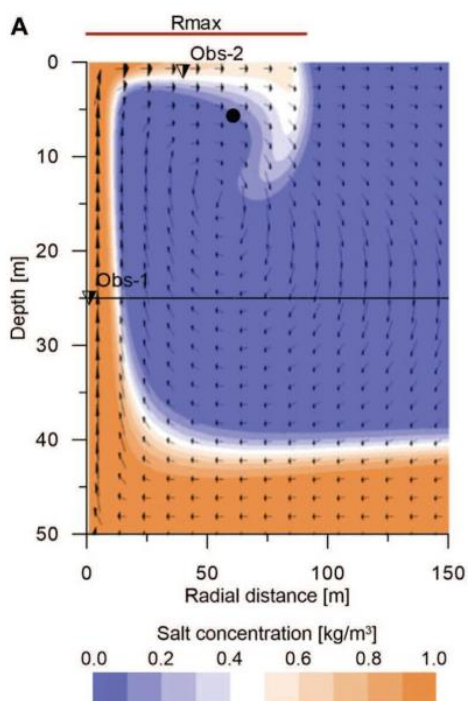
Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
10/32



Figuur 7: Saliniteitsgehalte voor Case 1 uit Van Lopik et al. (2015). Het saliniteitscontrast tussen het zoete formatiewater aan de bovenkant van de aquifer en het zoute formatiewater aan de onderkant van de aquifer bedraagt 35 kg/m^3 . Zie Figuur 2 voor de overige parameter specificaties. De zwarte punt geeft zwaartepunt van de zoutmassa aan. De pijlen geven de stromingsrichting aan. Opgemerkt wordt de aanwezigheid van twee convectiecellen; één cel binnen het zoute water, de andere cel in het zoete water met een pluim van zout water. Figuur uit Van Lopik et al., (2015).



Figuur 6: Saliniteitsgehalte voor Case 3.1 uit Van Lopik et al. (2015). Het saliniteitscontrast tussen het zoete formatiewater aan de bovenkant van de aquifer en het zoute formatiewater aan de onderkant van de aquifer bedraagt 1 kg/m^3 . Zie Figuur 2 voor de overige parameter specificaties. De zwarte punt geeft zwaartepunt van de zoutmassa aan. Opgemerkt wordt dat in deze situatie slechts sprake is van één convectiecel voor de gehele aquifer. Let op het feit dat de schaal bij Figuur 7 anders is dan de schaal bij Figuur 6. Figuur uit Van Lopik et al., (2015).

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

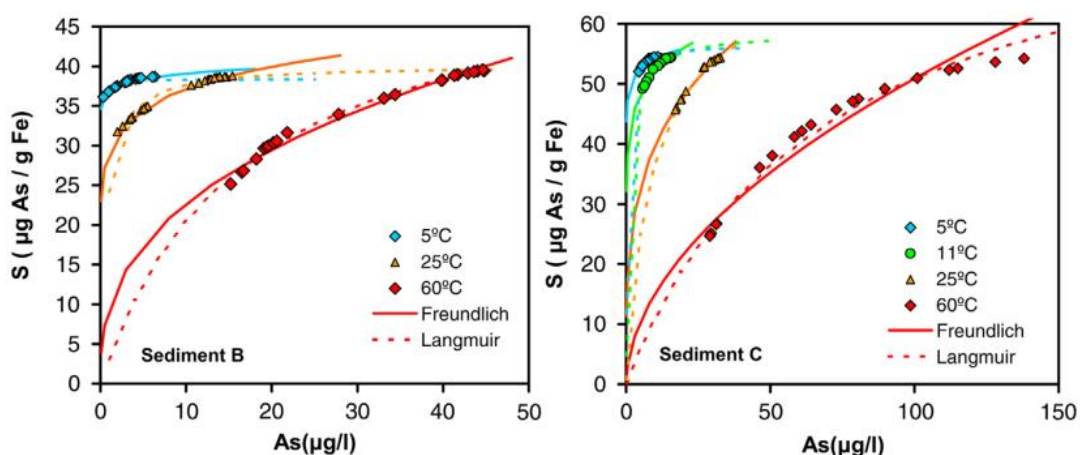
Blad
11/32

3. Geochemische verstoringen in het grondwater

Vanuit laboratorium studies (e.g. Bonte et al., 2013b; Jesušek et al., 2013b) en vanuit veldmonitoringsstudies rondom WKO-systemen (Bonte et al., 2011; Brielmann et al., 2011; Vienken et al., 2019) is bekend dat temperatuurverhogingen meetbare veranderingen van de grondwaterkwaliteit kunnen veroorzaken. Geochemische verstoringen die de grondwaterkwaliteit kunnen beïnvloeden, worden op hoofdlijnen als volgt onderverdeeld (Bonte, 2013):

- Veranderingen in redoxpotentiaal door verhoging van de temperatuur.
- Veranderingen in sorptie en oplosbaarheid van (toxische) elementen.

Laboratorium- en veldstudies laten zien dat redoxprocessen verschuiven bij stijgende temperatuur. De gemiddelde temperatuur van het ondiepe grondwater schommelt over het algemeen (afhankelijk van de exacte diepte en de seizoensinvloeden) tussen de 8 °C en 12 °C (KNMI, meetgegevens bodemtemperaturen). Bij een temperatuurverhoging naar 25°C vindt er echter een verschuiving plaats van een ijzerreducerend naar een meer sulfaatreducerend redoxmilieu voor ijzerhoudende sedimenten (Bonte et al., 2013a; Jesušek et al., 2013a). Laboratoriumexperimenten laten zien dat van nature in het sediment voorkomende redoxgevoelige metaaloxiden (waaronder Fe en Mn) vanaf 25°C hierdoor gereduceerd worden (Jesušek et al., 2013b). Er bestaat een risico dat hierbij zware metalen vrijkomen en opgelost worden in het grondwater (Jesušek et al., 2013b). Zowel Nederlands laboratorium-, als veldonderzoek heeft echter uitgewezen dat er geen significante veranderingen zijn gemeten in concentraties van de meeste metalen (zoals lood, koper en zink) in het grondwater (Bonte et al., 2013b). Hetzelfde laboratorium- en veldonderzoek heeft daarentegen wel uitgewezen dat arseenconcentraties toenemen in het grondwater bij een temperatuurverhoging van 11°C naar 60°C (Figuur 8; Bonte et al., 2013b).



Figuur 8: De gemeten arseenconcentraties voor uitgevoerde kolomexperimenten in [µg/L] geplot tegen de berekende geadsorbeerde hoeveelheid arseen aan ijzer [in µg As/g Fe]. De Langmuir en Freundlich isothermen zijn tevens geplot in de figuur. Opgemerkt wordt dat de arseenconcentratie voor beide sedimenttypen een sterk positieve correlatie laat zien met een toenemende temperatuur bij dezelfde hoeveelheid geadsorbeerd As. Figuur uit Bonte et al., 2013b)

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

12/32

De mobilisatie van arseen is voornamelijk te wijten aan desorptie en wordt mogelijk versterkt door het oplossen van arseenhoudende metaaloxiden in het grondwater bij verhoogde temperaturen (Bonte et al, 2013b; Jesušek et al., 2013b). Figuur 8 laat de resultaten zien van een kolomexperiment, waarbij de arseenconcentratie van het water in een kolom met sediment is onderzocht bij verschillende temperaturen (Bonte et al., 2013b). De experimenten zijn uitgevoerd voor een drietal sedimentmonsters (A, B en C) (Bonte et al., 2013b). Deze monsters bestaan uit ongeconsolideerd anoxisch zand uit de Sterksel Formatie, waaruit op verschillende plaatsen in Nederland drinkwater wordt gewonnen. De plaats van de monsterneming verschilt hierbij; sedimenttypen A & B zijn afkomstig uit Helvoirt (provincie Noord-Brabant) (Bonte et al., 2013b). Sedimenttype C is afkomstig uit Scherpenzeel (provincie Gelderland) (Bonte et al., 2013b). Voor sedimenttype B is de maximale arseenconcentratie: 7 µg/L bij 5 °C; 15 µg/L bij 25 °C en 45 µg/L bij 60 °C (Figuur 8, Bonte et al., 2013b). Voor sedimenttype C is de maximale arseenconcentratie: 10 µg/L bij 5 °C; 15 µg/L bij 11 °C; 30 µg/L bij 25 °C en 145 µg/L bij 60 °C (Figuur 8, Bonte et al., 2013b). Geconcludeerd wordt derhalve dat er een sterke positieve correlatie aanwezig is tussen een toenemende temperatuur en een toenemende arseenconcentratie, waarbij de drinkwaterriichtlijn van 10 µg/L voor beide sedimenttypen vanaf een temperatuur van 25 °C wordt overschreden (Bonte et al., 2013b).

Naast arseen werden vanaf 60 °C tevens verhoogde concentraties gemeten van opgelost organisch koolstof (DOC), fosfor, kalium, kiezelzuur, molybdeen, vanadium, borium, en fluoride ten opzichte van de referentiesituatie bij 11 °C (Bonte et al., 2013b). Bij temperaturen van 25 °C werden concentraties van deze stoffen nauwelijks in verhoogde mate gemeten ten opzichte van de referentiesituatie bij 11 °C (Bonte et al., 2013b). Opgemerkt wordt dat de sorptiecapaciteit naast de temperatuur van het grondwater, tevens afhankelijk is van de lokale chemische samenstelling van het grondwater en het type sediment (Bonte et al., 2013b; Jesušek et al., 2013b). De resultaten van Bonte et al., 2013 laten zien dat zelfs binnen eenzelfde formatie, afhankelijk van de plaats, grote verschillen in de mobilisatie van arseen kunnen optreden (Bonte et al., 2013b). In het algemeen geldt echter; hoe hoger de temperatuur van het grondwater; hoe meer de hierboven genoemde stoffen (met name arseen) gemobiliseerd kunnen worden (Bonte et al., 2013b; Jesušek et al., 2013b).

4. Microbiologische verstoringen in het grondwater

De verschuiving van een ijzerreducerend naar een sulfaatreducerend redoxmilieu, die plaatsvindt bij een temperatuur vanaf 25°C, veroorzaakt naast geochemische veranderingen in het grondwater ook veranderingen in microbiologische activiteit (Briemann et al., 2011; Bonte 2013; Jesušek et al., 2013a; Jesušek et al., 2013b). Deze verschuiving kan zowel negatieve- als positieve gevolgen hebben voor de grondwaterkwaliteit.

Een hogere temperatuur in de ondergrond leidt aan de ene kant tot meer sulfaatreducerende organismen, welke een belangrijke rol spelen bij het oxideren en afbreken van verschillende typen organische verbindingen zoals BTEX (vluchtige aromatische koolwaterstoffen; benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen) en VOCL (Bonte, 2013; Chambon et al., 2013; Jesušek et al., 2013a). Een verhoging van de grondwatertemperatuur kan daardoor een positief effect hebben op de afbraak van bodemverontreinigingen met dergelijke stoffen en derhalve een positief effect hebben op de grondwaterkwaliteit in met deze stoffen verontreinigde stedelijke en industriële gebieden (Johnson et al., 2009; Hiester et al., 2013; Jesušek et al., 2013a; Sommer et al., 2013).

Aan de andere kant bestaat de mogelijkheid dat een verhoogde temperatuur leidt tot een toename van de concentratie van organisch koolstof en andere nutriënten in het grondwater, hetgeen bevorderlijk kan zijn voor de activiteit en vermeerderingssnelheid van bepaalde micro-organismen, waaronder pathogene bacteriën (Briemann et al., 2011; Bonte, 2013; Sharaby et al., 2017). Zo hebben studies aangetoond dat *Vibrio Cholerae* en *E. Coli* zich konden voortplanten in rivier-, en vijverwater, waarbij de groeisnelheden een positieve correlatie vertoonden met de temperatuur tot 30 °C (Vital et al., 2007, 2008). Een vergelijkbaar beeld is te zien bij de *Legionella Pneumophila*, waarvan eveneens bekend is dat de soort gedijt in zowel zoet als zout (d.w.z. zeewater) oppervlaktewater en waarbij laboratorium-experimenten hebben aangetoond dat de groeisnelheden van de soort in zoet water hoger waren bij relatief hoge temperaturen van 37 °C – 42 °C, dan bij relatief lage temperaturen van 25 °C (Heller et al., 1998; Sharaby et al., 2017).

Wel wordt opgemerkt dat het overleven van *Legionella Pneumophila* in zout water mogelijk gerelateerd is aan de aanwezigheid van amoebes, waarbinnen *Legionella Pneumophila* gedijt (Gast et al., 2011). Zo hebben laboratoriumexperimenten aangetoond dat bij concentraties van 3% NaCl en een temperatuur vanaf 30-37°C, de aanwezigheid van *Legionella Pneumophila* sterk afnam (Heller et al., 1998). Wanneer het experiment echter werd uitgevoerd met zeewater uit de Noordzee (3% saliniteit), overleefde *Legionella Pneumophila* ook bij hogere temperaturen van 30-37°C (Heller et al., 1998).

Hoewel de groeisnelheden van sommige pathogene micro-organismen in laboratoria een positieve correlatie laten zien met een (beperkte) temperatuurverhoging (bij hogere temperaturen sterven de meeste micro-organismen, *Legionella Pneumophila* kan bijv. niet overleven bij temperaturen hoger dan 60 °C (Bartram et al., 2007)), geldt dat het merendeel van de micro-

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

14/32

organismen bij lage temperaturen gekenmerkt wordt door een lager basismetabolisme en derhalve langer in leven blijft (Bogosian et al., 1996; Rozen & Belkin, 2001; Brielmann et al., 2011). Daarnaast geldt dat de temperatuur waarbij micro-organismen het best gedijen sterk soortafhankelijk is en tevens sterk wordt beïnvloed door de aanwezigheid van mineralen, organische koolstof, overige nutriënten en (dikwijls) ook zuurstof (Brielmann et al., 2011). Zo wordt organisch materiaal bij temperaturen vanaf 55°C in sterkere mate chemisch afgebroken, hetgeen zal zorgen voor een afname van organisch materiaal dat beschikbaar is voor micro-organismen (Brons et al., 1991). De exacte samenhang tussen microbiologische activiteit en de controlerende parameters (soort, aanwezige nutriënten, temperatuur, saliniteit etc.) is complex en wordt voor het doel van onderhavige rapportage grotendeels buiten beschouwing gelaten.

Wel wordt opgemerkt dat er sinds de jaren 1990 een aantal monitoringen is uitgevoerd nabij WKO-systemen waarbij specifiek is gekeken naar microbiologische activiteit (Van de Weiden & Willemsen, 1991; Jollien et al., 1992; Winters, 1992; York et al., 1998; NVOE, 2004; Brielmann et al., 2009; Bonte et al., 2011). De meerderheid van deze systemen betreft open WKO-systemen (zie voor meer gebundelde informatie: Lieten et al., 2012). In geen van deze monitoringen is een toename in pathogene micro-organismen waargenomen. Fecale organismen zoals *E. Coli* zijn tijdens enkele monitoringen wel aangetroffen, maar niet in sterk verhoogde aantallen ten opzichte van referentiemetingen, welke gelegen waren buiten het beïnvloede gebied (Lieten et al., 2012). Wel is het voorgekomen dat fecale organismen door een WKO-systeem zijn geïntroduceerd in een voor drinkwater bestemde diepere aquifer (Bonte et al., 2011). Grenswaarden voor drinkwaterproductie werden voor het betreffende geval overigens niet overschreden (Bonte et al., 2011).

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
15/32

5. Opwarming rondom putten

In de hierboven beschreven hoofdstukken zijn de drijvende fysische en chemische processen die leiden tot de drie typen thermische vervuiling inzichtelijk gemaakt. Om de mogelijke risico's in te kunnen schatten betreffende geochemische en microbiologische verstoringen, is het tevens noodzakelijk dat inzicht wordt verkregen in het thermisch regime rondom opgewarmde putten.

De mate van opwarming rondom een geothermische put wordt, naast het temperatuurverschil tussen de put en de aquifer en de thermische conductiviteit van de sedimenten, tevens bepaald door de thermische weerstand van het gehele putsysteem bestaande uit de tubing wall, annulus, casing wall en cement sheets (TNO & IF Technology, 2016). Om de isolerende werking van twee verschillende typen omstortingsmateriaal inzichtelijk te maken, heeft een studie van TNO en IF voor een Hoge Temperatuur Opslag doublet de verschillen in warmteverliezen gemodelleerd tussen een putomstorting met spherliet beton (warmtegeleidingscoëfficiënt: $0,43 \text{ W}/(\text{m}\cdot\text{°C})$) en een putomstorting met kleikorrels (warmtegeleidingscoëfficiënt: $1,5 \text{ W}/(\text{m}\cdot\text{°C})$). In de studie is uitgegaan van een worst-case benadering, waarbij een temperatuur van 140°C is gehanteerd voor het water in de producerende put en een temperatuur van 65°C voor het water in de injecterende put. Voor de initiële bodemtemperatuur van de aquifers is 12°C opgegeven, hetgeen overeenkomt met de gemiddelde temperatuur in de bovenste 150 meter van de ondergrond (TNO & IF Technology, 2016). Vervolgens is het thermische regime gemodelleerd voor een periode van 20 jaar; waarbij de bodemopbouw en de doorlatendheid van het sediment is overgenomen uit REGIS. Tevens is een grondwaterstroming opgenomen in het model, met een stijghoogtegradiënt van $1,25 \text{ m}/\text{km}$ (TNO & IF Technology, 2016).

Bij de putomstorting met kleikorrels resulteert de warmte-uitstraling van het putsysteem na 20 jaar in een temperatuur van 40°C (verhoging van 28°C) tot op maximaal 23 meter van de warme put en in een temperatuur van 15°C (verhoging van 3°C) tot maximaal 400 meter van de warme put (Figuur 9). Bij de putomstorting met spherliet beton resulteert de warmte-uitstraling van het putsysteem na twintig jaar in een temperatuur van 40°C (verhoging van 28°C) tot op maximaal 8 meter van de warme put en in een temperatuur van 15°C (verhoging van 3°C) tot maximaal 300 meter van de warme put (Figuur 10). Een dergelijk temperatuurverloop illustreert de verhoogde isolatiewaarde van spherliet beton ten opzichte van kleikorrels. Door deze verhoogde isolatiewaarde treedt er minder warmteverlies van het putsysteem op en stijgt de temperatuur van het omliggende gesteente bij gebruik van spherliet beton minder dan bij het gebruik met kleikorrels. De verhoogde isolatiewaarde van spherliet beton resulteert tevens in een rendementstoename van 3% t.o.v. kleikorrels voor de geothermische installatie (TNO & IF Technology, 2016). Opgemerkt wordt dat de grondwaterstroming die in het model is ingevoerd, ertoe leidt dat warmte in aquifers met meer stroming zich meer stroomafwaarts verspreid (TNO & IF Technology, 2016). Tegelijk neemt de temperatuur in de directe omgeving van de

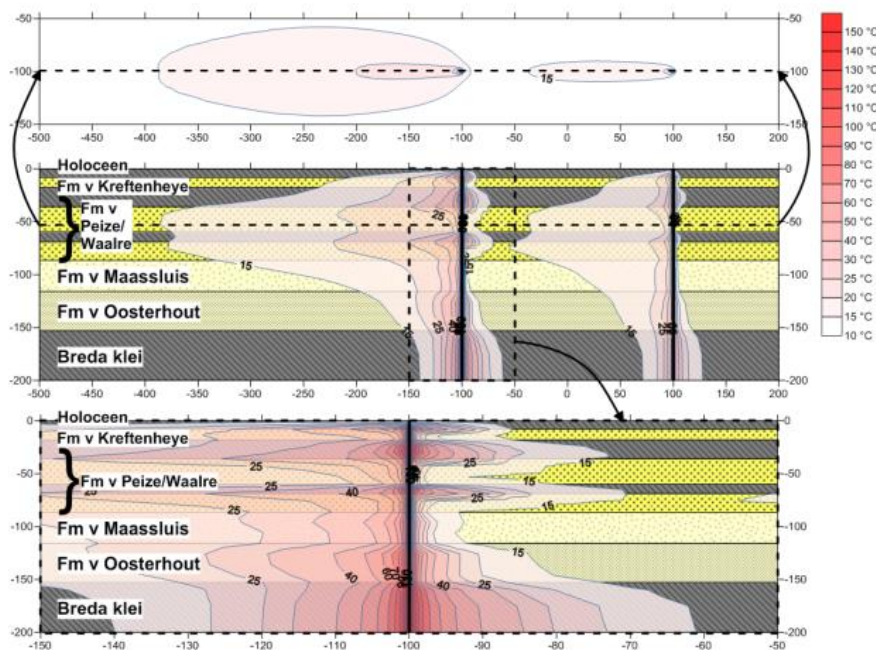
Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
16/32

put (<5 meter) sneller af in goed doorlaatbare formaties, doordat de warmte aldaar stroomafwaarts wordt afgevoerd (TNO & IF Technology, 2016).

De berekende temperatuurverlopen rondom een warmte uitstralende put die zijn uitgevoerd door TNO & IF Technology (2016) zijn qua orde van grootte in overeenstemming met de studie uitgevoerd door Van Lopik et al., (2015). Immers, hoewel niet expliciet benoemd, is uit de modelresultaten van Van Lopik et al. (2015) af te lezen dat een temperatuur van 80 °C aan de buitenkant van de casing, na 30 jaar leidt tot een temperatuur van 40 °C van het omliggende sediment tot op maximaal 15 meter afstand van de put (bij een initiële sediment temperatuur van 15 °C (Van Lopik et al., 2015)). Opgemerkt wordt wel dat Van Lopik et al. (2015) geen aandacht besteden aan verschillende typen omstorting met verschillende isolatiewaarden. Opgemerkt wordt ook dat uit de studie van TNO & IF Technology (2016) de exacte temperatuur aan de buitenkant van de casing niet op te maken is, aangezien deze studie rekent met watertemperaturen welke zich aan de binnenkant van het putsysteem bevinden. De resultaten van beide studies zijn derhalve niet één op één met elkaar te vergelijken.

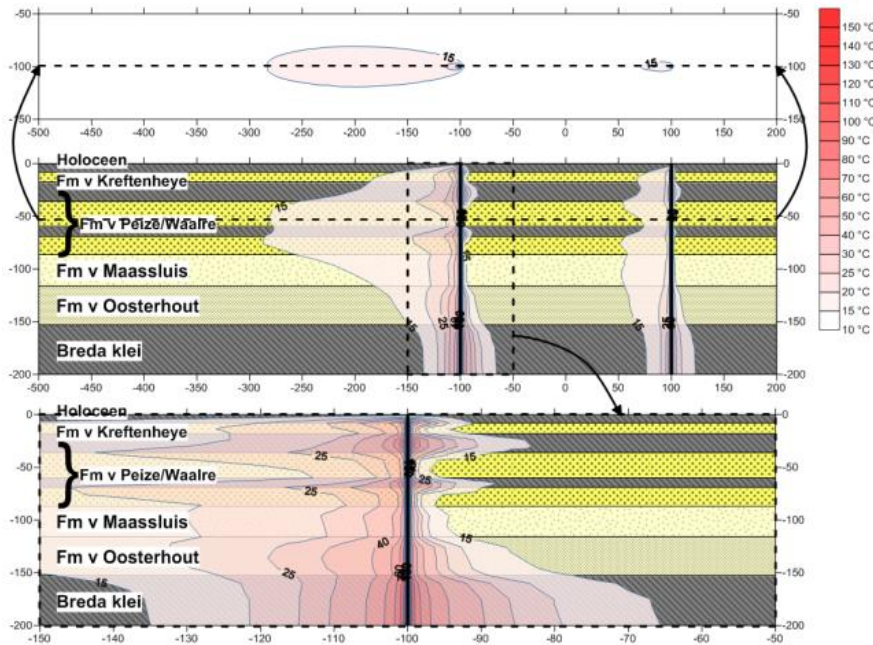


Figuur 9: Berekende temperaturen van de omliggende sedimenten in de ondiepe ondergrond na een periode van 20 jaar bij een omstorting met kleikorrels en een watertemperatuur van 140°C voor de producerende put en een watertemperatuur van 65°C voor de injecterende put. Het onderste temperatuurprofiel laat een uitvergroot beeld zien van het temperatuurprofiel rondom de producerende put. Afstanden langs de assen zijn in meters. Figuur uit TNO & IF Technology, 2016.

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
17/32



Figuur 10: Berekende temperaturen van de omliggende sedimenten in de ondiepe ondergrond na een periode van 20 jaar bij een omstorting met spherliet beton en een watertemperatuur van 140°C voor de producerende put en een watertemperatuur van 65°C voor de injecterende put. Het onderste temperatuurprofiel laat een uitvergroot beeld zien van het temperatuurprofiel rondom de producerende put. Afstanden langs de assen zijn in meters. Figuur uit TNO & IF Technology, 2016.

6. Discussie & Integratie

6.1 Thermisch gedreven stromingen; numerieke modellen Van Lopik et al., (2015) vergeleken met de Nederlandse ondergrond

Numerieke modellen van Van Lopik et al. (2015) laten zien dat onder invloed van een warmte uitstralende put thermisch gedreven stromingen op kunnen treden in ondiepe aquifers waardoor de positie van een eventueel aanwezig zout-zoet watercontact kan worden beïnvloed (Holzbecher, 1997; Oldenburg & Pruess, 1999; Diersch & Kolditz, 2002; Van Lopik et al., 2015; Hartog & Cirkel, 2016). Hierbij bestaat voor zowel de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout water, als voor de maximale laterale afstand die het zoute water kan afleggen t.o.v. de put, een positieve correlatie met de doorlatendheid van de aquifer en met de temperatuurgradiënt tussen het putsysteem en de aquifer (zie hoofdstuk 2). De maximale laterale verplaatsing van het gemobiliseerde zout bedraagt op basis van de in Van Lopik et al., (2015) gemodelleerde parameters circa 90 m.

In deze paragraaf (6.1) zullen de parameters waarmee Van Lopik et al. (2015) gemodelleerd hebben, worden vergeleken met de Nederlandse ondergrond om daarmee inzicht te krijgen in de toepasbaarheid van de resultaten van Van Lopik et al. (2015) op aquifers die voor de Nederlandse drinkwatervoorziening in gebruik zijn.

6.1.1 Doorlatendheid

De waarden voor hydraulische conductiviteit die gebruikt worden door Van Lopik et al. (2015) zijn representatief voor ongeconsolideerd zand in met name de fijne tot matig grove korrelfractie (Freeze & Cherry, 1979). Uit het ondergrondmodel van REGIS (Hummelman et al., 2019) kan bijvoorbeeld worden opgemaakt dat de Formaties van Sterksel en Beegden in Zuidoost Brabant en Limburg, welke bestaan uit grof zand tot matig grof grind, gekarakteriseerd worden door een horizontale hydraulische conductiviteit van circa 20-200 m/d, hetgeen ietwat hoger is dan de waarden waarmee de modellen van Van Lopik et al. (2015) zijn uitgevoerd (d.w.z. k_h in het bereik van 5 – 45 m/d). De Kiezeloëliet Formatie, welke eveneens in het zuidoosten van Nederland voorkomt en waaruit op diverse plaatsen grondwater wordt onttrokken, bestaat hoofdzakelijk uit fijn tot matig grof zand en heeft een hydraulische conductiviteit van circa 25-50 m/d (REGIS, TNO: Hummelman et al., 2019), hetgeen meer in overeenstemming is met de waarden uit Van Lopik et al. (2015). Deze waarden voor de hydraulische conductiviteit komen ruwweg ook overeen met ongeconsolideerde watervoerende pakketten richting het midden en westen van Nederland (REGIS, TNO: Hummelman et al., 2019). Zo hebben de zandige eenheden in de Formaties van Peize en Waalre bij de winning Linschoten in het westen van de provincie Utrecht, alwaar uit deze formaties grondwater wordt gewonnen, tevens een hydraulische conductiviteit die fluctueert tussen de 10-50 m/d (Vergouwen et al., 2013; REGIS, TNO: Hummelman et al., 2019, zie Figuur 11). Aquifers die bestaan uit matig tot grof grind en gekarakteriseerd worden door een hogere hydraulische conductiviteit dan 100 m/d komen, afgezien van het zuidoosten van Nederland, slechts in beperkte

Datum
19 maart 2021

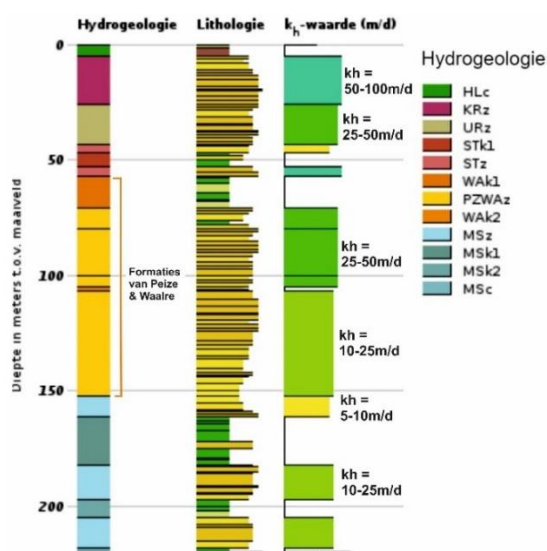
Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
19/32

mate voor in de Nederlandse ondergrond (REGIS, TNO: Hummelman et al., 2019).

In Nederland wordt grondwater voornamelijk gewonnen uit ongeconsolideerde Pleistocene sedimentpakketten in de bovenste 500 meter van de ondergrond, waarvan er hierboven een aantal zijn genoemd (KWR; Grondwater, drinkwater en mijnbouw, 2016). Uitzonderingen hierop vormen winningen in Twente en Zuid-Limburg, alwaar grondwater gewonnen wordt uit respectievelijk zandsteen uit het Onder-Krijt, en kalksteen uit het Boven-Krijt (KWR; Grondwater, drinkwater en mijnbouw, 2016, Gebiedsdossier drinkwaterwinningen Overijssel, Enschede-Losser, 2017). Gelithificeerde aquifers hebben door compactie en cementatie processen over het algemeen juist een lagere hydraulische conductiviteit (tenzij het gesteente erg verbreukt is) dan ongeconsolideerde aquifers. De Delft zandsteen bijvoorbeeld, een fluviatiele fijne- tot grove, incidenteel grindhoudende, zandsteen uit het Beneden Krijt, die in het West Nederland Bekken bekend staat als een goed reservoirgesteente, heeft bijv. een permeabiliteit van circa 1000 mD (Donselaar et al., 2015). Dit komt overeen met een hydraulische conductiviteit van ongeveer 0,75 m/d². Dit is dus een aantal orde van grootte lager dan de waarden waarmee gerekend is in Van Lopik et al. (2015).

Op basis van de in de hierboven gemaakte vergelijking met het REGIS model (Hummelman et al., 2019), wordt geconcludeerd dat de waarden voor de hydraulische conductiviteit die gebruikt zijn in Van Lopik et al. (2015) over het algemeen representatief zijn voor de aquifers die bestaan uit ongeconsolideerd fijn- tot matig grof zand. Voor aquifers die voornamelijk uit matig tot grof grind bestaan, zijn de waarden uit Van Lopik et al., (2015) aan de lage kant.



Figuur 11: Boring B31G0239 uit het geohydrologische TNO REGIS model, gelegen nabij de grondwaterwinning Linschoten (Provincie Utrecht). De oranje en gele kleuren komen overeen met de Peize & Waalre formaties. Zie REGIS (Hummelman et al., 2019) voor de overige geohydrologische afkortingen

² Voor diepere aquifers wordt voor eigenschappen omtrent doorlatendheid dikwijls gewerkt met permeabiliteit. De conversie van intrinsieke permeabiliteit (d.w.z. indien gesteente 100% verzadigd is met een enkfasisige vloeistof) naar hydraulische conductiviteit is als volgt: $k = \frac{K\mu}{\rho g}$, waarbij k = intrinsieke permeabiliteit in [m²], K = hydraulische conductiviteit in [m.s⁻¹], μ = viscositeit vloeistof in [kg.m⁻¹.s⁻¹], ρ = dichtheid vloeistof in [kg.m⁻³], g = graviteitsconstante in [m.s⁻²].

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

20/32

6.1.2 *Verspreidingsrisico thermisch gedreven stromingen*

Conform de modelgevoeligheid die Van Lopik et al. (2015) vonden voor de hydraulische conductiviteit kan de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout bij het optreden van thermische convectie (afhankelijk ook van de temperatuur-, en saliniteitsgradiënten binnen de aquifer) enkele ordes hoger uitvallen bij aquifers die voor een groot deel uit grind bestaan (vergelijk bijv. case 4.1 met case 4.2 uit Van Lopik et al. (2015) waarbij gerekend is met een hydraulische conductiviteit van respectievelijk 5 m/d en 45 m/d, zie Figuur 2 en 3). Voor de laterale afstand die het gemobiliseerde zout aflegt t.o.v. de put is ook een positieve correlatie te verwachten bij een hogere hydraulische conductiviteit, zij het in mindere mate dan bij de totale hoeveelheid gemobiliseerd zout. Zo legt het gemobiliseerde zoute water in case 4.1 van Van Lopik et al. (2015), bij een hydraulische conductiviteit van 5 m/d, een maximale laterale afstand af van circa 60 meter t.o.v. de put (Zie Figuren 2 & 3). In case 4.2 van Van Lopik et al. (2015) legt het gemobiliseerde zoute water, bij een hydraulische conductiviteit van 45 m/d, een maximale laterale afstand van circa 90 meter af t.o.v. de put (Zie Figuur 2 en 3). Een factor 9 verhoging in hydraulische conductiviteit leidt derhalve niet tot eenzelfde verhoging van die laterale afstand die het gemobiliseerde zout aflegt. Dit is te relateren aan het feit dat het gemobiliseerde zoute water op een zeker moment afkoelt en daarbij verticaal daalt in de aquifer (Van Lopik et al. (2015)). Daarnaast speelt mogelijk ook een rol dat het verspreidingsgebied waarover het zoute water zich kan verplaatsen exponentieel groter wordt bij een laterale afstandstoename t.o.v. de put, hierdoor zal de absolute afstand tot de put dus minder snel toenemen. Op basis van de resultaten van Van Lopik et al. (2015) is het dan ook niet te verwachten dat zelfs bij zeer goed doorlaatbare aquifers die voor een groot deel uit grind bestaan, het gemobiliseerde zout een afstand van meer dan enkele honderden meters, laat staan enkele kilometers, af zal leggen.

6.1.3 *Saliniteit*

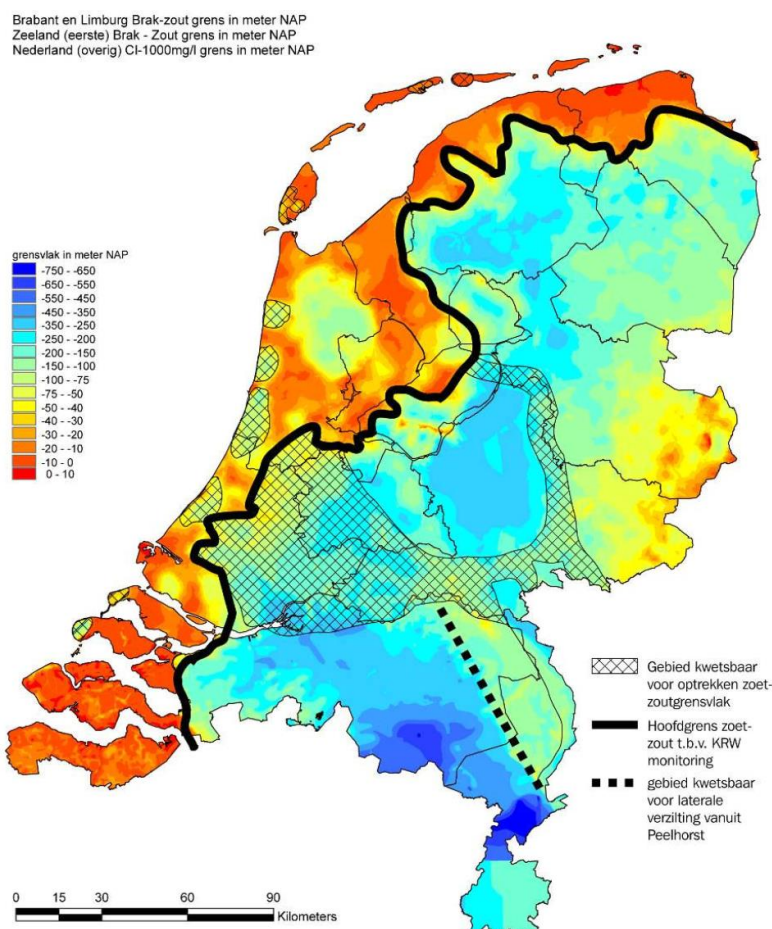
Alvorens een thermisch gedreven stroming überhaupt kan leiden tot significante verschillen in saliniteit, dient allereerst sprake te zijn van een saliniteitscontrast binnen een aquifer (of een serie van aquifers die met elkaar in hydraulische verbinding staan). Of dit contrast aanwezig is binnen aquifers in de Nederlandse ondergrond, is sterk plaats-, en diepte afhankelijk. In het algemeen bevindt de overgang tussen zoet en zout water zich in de oostelijke helft van Nederland op grotere diepten dan in de westelijke helft van Nederland (Figuur 12), alwaar het zoute water zich op sommige plekken binnen enkele meters vanaf het maaiveld bevindt (Stuurman et al., 2006; KWR; grondwater, drinkwater en mijnbouw, 2016). De overgang tussen zoet-, en zoutwater vertoont in dit deel van Nederland dikwijls een complex verdeling met zoet en zout water grondwater op korte horizontale afstand van elkaar (Stuurman et al., 2006). Wanneer in aquifers nabij bestaande grondwateronttrekkingen zoet-zoutwatercontacten reeds van nature dichtbij de daadwerkelijke onttrekking aanwezig zijn, zal het risico op verstoring van dit contact door thermisch gedreven stromingen in het algemeen groter zijn dan wanneer dit contact niet, of op relatief grote afstand van de winning aanwezig is. Daarnaast zijn gebieden die van nature gevoelig zijn voor kwel, of gelegen zijn in diepe polders en droogmakerijen mogelijk extra gevoelig voor het optrekken van het zoet-zoutwater grensvlak (Passier en Broers, 2004; Fraters et al., 2001). Ook

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
21/32

is het risico op de mobilisatie van zout water mogelijk groter in het gebied rondom de grote rivieren, alwaar regionaal opwaarts gerichte grondwaterstromingen leiden tot het op natuurlijke wijze optrekken van het zoet-zoutwater grensvlak (Stuurman et al., 2006). Echter, om exact in te kunnen schatten of binnen bepaalde aquifers die gebruikt worden voor drinkwateronttrekking een saliniteitscontrast aanwezig is, dient een geohydrologische inventarisatie te worden uitgevoerd. Dit valt niet binnen de scope van onderhavige rapportage. Daarnaast wordt opgemerkt dat indien sprake is van een saliniteitscontrast, onduidelijk is of de onderlinge verhouding tussen het zoute water aan de onderkant van de aquifer en het zoete water aan de bovenkant van de aquifer van invloed is op de configuratie van thermische convectiecellen. Van Lopik et al., (2015) hebben voor alle modellen een vaste verhouding beschouwd van 10 meter zout water aan de onderkant van de aquifer en 40 meter zoet water aan de bovenkant van de aquifer. Het mogelijke effect van andere dikteverhoudingen van de zoet / zout water zones binnen de aquifer (bijvoorbeeld 20 meter zout water aan de onderkant-, en 30 meter zoet water aan de bovenkant van de aquifer) wordt door Van Lopik et al., (2015) buiten beschouwing gelaten.



Figuur 12: Diepteligging in meter beneden NAP van het brak-zoute grensvlak (gedefinieerd als de Cl-1000 mg/l grens). Het gearceerde gebied geeft regio's aan die kwetsbaar zijn voor verzijting. Figuur uit Stuurman et al., 2006.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

22/32

6.1.4 Overige parameters

Naast de doorlatendheid van de aquifer, de temperatuurgradiënt tussen het putsysteem en de aquifer, het saliniteitscontrast binnen de aquifer en de overige parameters die worden beschreven in hoofdstuk 2, zijn tevens andere eigenschappen van de aquifer van belang bij het al dan niet optreden van thermisch gedreven convectiecellen en de exacte configuratie en grootte van deze cellen. Zo heeft de studie van Van Lopik et al. (2015) zich gericht op gesloten aquifers. Thermisch gedreven stromingen in open aquifers (d.w.z. waterhoudende lagen die aan het oppervlak niet begrensd worden door waterafsluitende lagen, maar in direct contact staan met de atmosfeer) zijn naar alle waarschijnlijkheid minder significant dan in een gesloten aquifer. De temperatuur in een open aquifer is immers afhankelijk van de atmosferische temperatuur en het feit dat warmte wordt afgegeven aan de atmosfeer, zorgt ervoor dat thermisch gedreven convectie minder sterk zal zijn in een open aquifer (Van Lopik et al., 2015). Daarnaast worden open aquifers aangevuld met zoet regenwater, waardoor het zoutgehalte wordt verdund (Van Lopik et al., 2015). De meeste grondwaterwinningen in freatische aquifers bevinden zich in het Midden en westen van Nederland (veelal geïnfiltreerd water in de duingebieden en winningen op stuwwalcomplexen zoals de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug) en in Oost-Nederland, alwaar dikke, sluitende kleipakketten zoals die te vinden zijn in Midden-Nederland en in de Roerdalslenk, ontbreken (Stuurman et al., 2006; Broers et al., 2014).

Lithologische heterogeniteit binnen de aquifer speelt ook een belangrijke rol. Van Lopik et al. (2015) gaan in hun model uit van een uniforme, homogene aquifer. Dit komt echter niet tot zelden overeen met de geologische werkelijkheid. Goed doorlaatbare lagen worden dikwijls afgewisseld door slecht doorlaatbare lagen, waarbij eventueel aanwezige kleilenzen binnen een aquifer zouden kunnen zorgen voor de verstoring van thermische convectiecellen of mogelijk ook voor de vorming van meerdere kleine convectiecellen binnen een aquifer (Van Lopik et al., 2015). Opgemerkt wordt ook dat onduidelijk is of de dikte van de aquifer van invloed is op het al dan niet optreden, en/of de exacte configuratie van thermische convectiecellen. Van Lopik et al., (2015) hebben voor alle modellen een uniforme aquiferdikte gebruikt van 50 meter. De eventuele invloed van diktevariaties is derhalve onbekend. Voor de Nederlandse ondergrond is overigens bekend dat aquifers dikker dan 50 meter regionaal voorkomen, met name in de Roerdalslenk (bijv. de van oorsprong fluviaatiele Kiezeloöliet Formatie, tot circa 200 m dik) en in delen van Midden- en Noord Nederland (bijv. de fluviaatiele Formatie van Peize-Waalre, tot circa 200 m dik en de Formatie van Peelo, welke in glaciële tunneldalen tot 400 m dik is). (Hummelman et al., 2019). Ook kan een stapeling van watervoerende pakketten behorende tot verschillende formaties, welbeschouwd leiden tot de aanwezigheid van één dikke aquifer.

6.1.5 Effect van meerdere warmte uitstralende putten & mogelijke interferentie met andere bodemenergiesystemen

Van Lopik et al. (2015) hebben slechts één warmte uitstralende put gemodelleerd. Opgemerkt wordt dat meerdere warmte uitstralende putten dichtbij elkaar kunnen leiden tot een gecombineerde warmte-uitstraling die significant groter kan zijn dan bij één warmte uitstralende put. Zo worden de twee putten van een geothermische doublet dikwijls vanaf een punt gedeveerd geboord. In de bovenste paar honderd meter van de ondergrond, alwaar zich de aquifers bevinden die gebruikt worden voor grondwateronttrekking, bevinden de putten zich derhalve relatief dicht bij elkaar. Eens te meer zou dit het geval zijn wanneer in het geval van toekomstige projecten meerdere geothermische doubletten vanaf één platform worden aangelegd. Het gecombineerde warmteverlies van een aantal putten zou daardoor mogelijk grotere thermische convectiecellen kunnen genereren waarbij meer zout over een grotere afstand gemobiliseerd zou kunnen worden dan nu op basis van de modellen van Van Lopik et al. (2015) wordt verwacht.

Tevens zouden verschillen in grondwaterkwaliteit veroorzaakt door thermische vervuiling mogelijk verder gemobiliseerd kunnen worden indien bodemenergiesystemen (met name Middelhoge- (30-60°C) (MTO), en Hoge temperatuur opslag (60-90°C) (HTO)) in de directe nabijheid van de warmte uitstralende put zouden zorgen voor interferentie. Wanneer deze door bodemenergiesysteem veroorzaakte verhoogde temperaturen samen zouden vallen met het gebied dat wordt beïnvloed door thermische vervuiling rondom een warmte uitstralende put, zouden de hierdoor veroorzaakte verschillen in grondwaterkwaliteit (zowel qua saliniteit, geochemie en microbiologie) mogelijk over een groter gebied verspreid kunnen worden.

6.2 Microbiologische en geochemische risico's

Laboratorium- en veldstudies gericht op WKO-systemen hebben aangetoond dat een temperatuurverhoging mogelijk leidt tot geochemische en microbiologische verstoringen van het grondwater (Briellmann et al., 2011; Bonte, 2013; Jesušek et al., 2013a; Sharaby et al., 2017). In deze paragraaf worden allereerst de verstoringen die mogelijk optreden kort samengevat en wordt vervolgens op basis van het gemodelleerde thermische regime rondom een warmte-uitstralend putsysteem (Van Lopik et al., 2015; TNO & IF Technology, 2016) een inschatting gemaakt met betrekking tot het gebied rondom het putsysteem dat gevoelig is voor het ontstaan van de mogelijke microbiologische en geochemische verstoringen.

6.2.1 Mogelijke effecten

Met betrekking tot de geochemische risico's die mogelijk ontstaan als gevolg van thermische vervuiling door een warmte uitstralend putsysteem, wordt het volgende geconcludeerd:

- Laboratorium-, en veldstudies hebben aangetoond dat veranderingen in desorptie en oplosbaarheid van (toxische) sporenelementen bij temperatuurverhogingen kunnen leiden tot een verhoogde mobilisatie van deze elementen (Bonte et al., 2011; Jesušek et al., 2013b; Bonte, 2013).

Met name arseen is hier al bij vrij lage temperaturen (vanaf 25°C) gevoelig voor (Bonte et al., 2013b).

- O.b.v. laboratoriumstudies is daarnaast aangetoond dat bij verhoging van aquifertemperatuur naar 60°C ook verhoogde concentraties van andere elementen in het grondwater ontstaan: opgelost organisch koolstof (DOC), fosfor, kalium, kiezelzuur, molybdeen, vanadium, borium, en fluoride (Bonte et al., 2013b).

Met betrekking tot de microbiologisch risico's die mogelijk ontstaan als gevolg van thermische vervuiling van een geothermisch putsysteem, wordt het volgende geconcludeerd:

- Laboratoriumstudies laten zien dat een verandering in redoxpotentiaal optreedt bij temperaturen vanaf 25 °C (Bonte, 2013; Jesušek et al., 2013b). Dit kan van invloed zijn op het type micro-organismen en ook op de microbiologische activiteit in de ondergrond (Brielmann et al., 2011; Jesušek et al., 2013a; Bonte, 2013). Een hogere temperatuur in de ondergrond leidt bijvoorbeeld tot meer sulfaatreducerende organismen, welke een belangrijke rol spelen bij het oxideren van organisch verbindingen, hetgeen een positief effect kan hebben op de afbraak van VOC's en BTEX vervuilingen in stedelijke gebieden in de ondiepe ondergrond (Jesušek et al., 2013a; Bonte, 2013).
- De mogelijkheid bestaat dat een verhoogde temperatuur leidt tot een toename organisch koolstof, hetgeen in combinatie met een verhoogde temperatuur bevorderlijk zou kunnen zijn voor bepaalde pathogene organismen en microben (Zie hoofdstuk 4, Brielmann et al., 2011; Bonte, 2013; Sharaby et al., 2017). Monitoring die sinds de jaren 1990 is uitgevoerd nabij een aantal WKO-systemen waarbij specifiek is gekeken naar de microbiologische activiteit, laten echter in geen van de systemen een toename zien van pathogene micro-organismen nabij de systemen (Van de Weiden & Willemsen, 1991; Jollien et al., 1992; Winters, 1992; York et al., 1998; NVOE, 2004; Brielman et al., 2009; Bonte et al., 2011; Lieten et al., 2012).

In zijn algemeenheid wordt opgemerkt dat microbiologische activiteit sterk soortafhankelijk is en dat de activiteit naast temperatuurafhankelijk, ook afhankelijk is van een groot aantal andere parameters waaronder het type sediment, afbreekbaar organisch materiaal, aanwezige nutriënten en (dikwijls ook) zuurstof. De meeste veldstudies die invloed van thermische verstoringen trachten te linken aan microbiologische activiteit hebben zich gericht op WKO-systemen (d.w.z. Lage temperatuur opslag: 15-30°C) in het freatisch grondwater (Lieten et al., 2012; Bonte, 2013). Het is overigens de vraag in hoeverre (pathogene) micro-organismen in staat zijn dieper gelegen, gesloten aquifers te bereiken. Mogelijk kan het boren van een put zorgen voor contaminatie, maar de kans dat (pathogene) micro-organismen doordringen tot diepe gesloten quifers en in een dergelijke zuurstofarme omgeving voor langere tijd overleven lijkt klein (Pedersen et al., 1997).

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

25/32

6.2.2 *Verbreiding van mogelijke geochemische en microbiologische risico's*

Uit een door TNO & IF (2016) modelmatig uitgevoerde studie blijkt dat een warmte-uitstralende put met een temperatuur van 140°C een thermische verstoring van maximaal +3°C veroorzaakt in een aangrenzende ondiepe aquifer, tot op maximaal 400 meter afstand van het putsysteem na enkele tientallen jaren (zie hoofdstuk 5 voor aannames en details). Bij een initiële aquifer temperatuur van 12°C leidt dit tot een temperatuur van 15°C na enkele tientallen jaren tot op maximaal 400 meter afstand van het putsysteem.

Bij een thermische verstoring van 12°C naar 15°C zullen geen tot weinig significante geochemische en microbiologische verstoringen optreden (Bonte, 2013, Jesušek et al., 2013a; Jesušek et al., 2013b). Dit is wel het geval bij temperaturen van 25°C, waarbij zowel door laboratorium-, als veldstudies is aangetoond dat met name de verhoogde mobilisatie van arseen een risico is (Bonte et al., 2013b; Jesušek et al., 2013b). Op basis van de door TNO & IF (2016) modelmatig uitgevoerde studie blijkt dat een temperatuur vanaf 25°C na enkele tientallen jaren tot op maximaal 50 meter afstand van het putsysteem aanwezig is. Een temperatuur van 40°C wordt na enkele tientallen jaren tot op maximaal 23 meter van het putsysteem verwacht. De resultaten van Van Lopik et al., (2015) geven eenzelfde orde van grootte.

Op basis hiervan wordt geconcludeerd dat als er microbiologische en geochemische verstoringen optreden door thermische vervuiling, deze effecten zeer waarschijnlijk beperkt blijven tot op een afstand van enkele tientallen meters van het putsysteem. Een mogelijke uitzondering hierop vormt de mobilisatie van het spoorelement arseen, waarvan is aangetoond dat het door middel van desorptie processen reeds bij relatief lage temperaturen (vanaf 25 °C) gemobiliseerd kan worden. Op basis van het te verwachten temperatuurprofiel, het optreden van thermisch gedreven stromingen, alsmede een eventuele natuurlijke stromingsrichting van het grondwater, zou dit element tot op grotere afstand (mogelijk enkele honderden meters) in verhoogde concentraties gemobiliseerd kunnen worden. Daarnaast wordt, in overeenstemming met het optreden van thermisch gedreven stromingen, opgemerkt dat het gecombineerde thermische effect van meerdere warmte-uitstralende putten en/of inferentie met bestaande bodemenergiesystemen zoals WKO's mogelijk tot een groter thermisch verstoord gebied kan leiden, waardoor mogelijke geochemische en/of microbiologische verstoringen van de grondwaterkwaliteit tot op grotere afstand van het putsysteem kunnen voorkomen. Wat er gebeurt wanneer door temperatuurverhoging ontstane verhoogde concentraties (toxische) sporenelementen weer worden blootgesteld aan lagere temperaturen is niet bestudeerd; het is te verwachten dat de elementen weer geadsorbeerd worden als het grondwater is afgekoeld tot de achtergrondtemperatuur mits de sorptiecapaciteit aanwezig is.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

26/32

6.3 Risicoanalyse voor thermische vervuiling

Op basis van de ons bekende gegevens in de onderhavige literatuurstudie is de verwachting dat de invloed van thermische vervuiling door geothermische putten op aquifers in de ondiepe ondergrond veelal beperkt zal blijven tot maximaal honderd meter vanaf het putsysteem. In specifieke gevallen waarbij de omstandigheden voor het ontstaan van thermische gedreven stromingen in het grondwater optimaal zijn, is de verwachting dat de verstoringen op kunnen treden tot mogelijk enkele honderden meters vanaf het putsysteem. Dergelijke specifieke gevallen zouden mogelijk kunnen ontstaan wanneer sprake is van:

- Gesloten aquifers die voornamelijk uit grind bestaan ($k_h > 50$ m/d).
- Meerdere dicht bij elkaar gelegen (zeer) warme putten (> 80 °C aan de buitenkant van putsysteem).
- Interferentie met bestaande open bodemenergiesystemen.
- Een van nature aanwezige grondwaterstroming, welke eventuele verstoringen stroomafwaarts verspreidt.

Opgemerkt wordt dat het hier een verwachting betreft welke gebaseerd is op een sensitiviteitsanalyse o.b.v. de uitkomsten van modelmatige studies (e.g. Van Lopik et al., 2015; TNO & IF, 2016). Daadwerkelijke observaties uit het veld die thermisch gedreven stromingen nabij warmte uitstralende putten aantonen ontbreken tot op heden en zeer specifieke omstandigheden zoals hierboven omschreven zijn modelmatig vooralsnog niet onderzocht.

Er is momenteel een onderzoeksproject gestart bij EBN onder het Kennis en Innovatie Roadmap Aardwarmte (KIRA) traject dat beoogt de temperatuurmonitoring in de nabijheid van een geothermieproject uit te voeren. De doelstellingen van dit project zijn o.a.:

- Het in de praktijk meten van warmteopbouw en -verplaatsing door geothermieputten in de bodem en het grondwater.
- Het leveren van een kalibratiedataset voor verdere modellering van warmte uitstraling door geothermieputten en daarmee mogelijk geïnitieerde thermische grondwaterconvectie.
- Het opdoen van ervaring met het maken en opereren van monitoringsputten nabij geothermie putten.

Vanwege de waarde van voldoende schoon grondwater voor de Nederlandse drinkwatervoorziening, is het van belang dat op basis van de huidige inzichten een inschatting wordt gemaakt van het risico op het mogelijke optreden van thermisch gedreven stromingen binnen voor grondwater gebruikte aquifers in de nabijheid van grondwateronttrekkingen. Op basis van onderhavige literatuurstudie kan hiervoor een tweetal vragen worden geformuleerd, welke kunnen dienen als een 1^e risico-inventarisatie:

1. Is er sprake van een grondwateronttrekking binnen 500 m van de warmte uitstralende put?
2. Is er sprake van significante verschillen in saliniteit, dan wel grondwaterkwaliteit binnen de voor grondwater gebruikte aquifer, ofwel een serie voor dit doel gebruikte aquifers waartussen enige stroming plaatsvindt?

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

27/32

Indien vraag 1 negatief wordt beantwoord, wordt het risico dat de eventuele mobilisatie van zout water de grondwaterkwaliteit ter plaatse van de onttrekking beïnvloedt o.b.v. onderhavige literatuurstudie verwaarloosbaar geacht. Opgemerkt wordt hierbij dat een voor drinkwater gebruikte grondwateronttrekking op grond van artikel 1.2 Wet Milieubeheer in de praktijk middels beschermingszones (d.w.z. waterwin-, grondwaterbeschermingsgebieden en/of boringsvrije zones) is gevrijwaard van booractiviteiten in de directe omgeving van de onttrekking. Geconcludeerd wordt derhalve dat er in de praktijk in verreweg de meeste gevallen geen risico bestaat dat thermisch gedreven stromingen de milieuhygiënische kwaliteit van het grondwater nabij grondwateronttrekkingen negatief beïnvloeden.

Mocht vraag 1 positief worden beantwoord, dan dient gekeken te worden naar vraag 2. Indien ook vraag 2 positief wordt beantwoord, of indien hier twijfels over zijn, dan is te overwegen een geohydrologische inventarisatie uit te voeren, ten einde te bepalen of de geothermiewinning een bedreiging vormt voor de grondwaterkwaliteit in de nabijheid van de onttrekking (e.g. Griffioen & Zaadnoordijk, 2017). Een onderdeel van een dergelijke inventarisatie zou een geohydrologische modelleerstudie kunnen zijn waarbij de in hoofdstuk 2 geïdentificeerde controlerende parameters worden toegespitst op de lokale geohydrologische situatie. Ook wanneer het vermoeden bestaat dat het gecombineerde thermische effect van meerdere warmte-uitstralende putten en/of interferentie met bestaande bodemenergiesystemen mogelijk tot meer gemobiliseerd zout water leidt, kan het wenselijk zijn een geohydrologische inventarisatie uit te voeren.

Datum
19 maart 2021

Onze referentie
AGE 21-10.017

Blad
28/32

7. Conclusies

De onderhavige literatuurstudie geeft op hoofdlijnen inzicht in de drijvende fysische en chemische processen die leiden tot de drie typen thermische vervuiling (hoofdstukken 2, 3 en 4):

1. Het mengen, dan wel mobiliseren van grondwater met verschillende zoutgehalten middels door dichtheidsverschillen gedreven stroming, welke ontstaat ten gevolge van temperatuurverschillen tussen het putsysteem en het grondwater.
2. Mobilisatie van toxische (sporen)elementen door verhoogde oplosbaarheid, dan wel desorptie van het sorptiecomplex bij toenemende temperaturen.
3. Het toenemen van (schadelijke) microbiologische activiteit als gevolg van toenemende grondwater temperaturen.

Daarnaast is geanalyseerd in welke mate deze drie typen thermische vervuiling invloed zouden kunnen hebben op de milieuhygiënische kwaliteit van het ondiepe grondwater nabij grondwateronttrekkingen (hoofdstukken 5 en 6). In dit laatste hoofdstuk komen de voornaamste conclusies omtrent deze risicoanalyse aan de orde en wordt een advies gegeven m.b.t. mogelijke vervolgstappen (paragraaf 7.1). Tevens worden enkele algemene conclusies getrokken omtrent de aard van de in onderhavige literatuurstudie bestudeerde rapporten (paragraaf 7.2).

7.1 Conclusies m.b.t. milieuhygiënische risico's door thermische vervuiling

Het volgende wordt geconcludeerd m.b.t. het voorkomen van milieuhygiënische risico's van thermische vervuiling op de kwaliteit van het ondiepe grondwater:

- Mogelijke thermisch gedreven stromingen blijven veelal beperkt tot circa 100 meter van het putsysteem en vormen in de praktijk geen bedreiging voor de milieuhygiënische kwaliteit van het grondwater in ondiepe aquifers nabij grondwateronttrekkingen, behalve mogelijk in specifieke gevallen.
- Mogelijke geochemische en microbiologische verstoringen blijven veelal beperkt tot enkele tientallen meters van het putsysteem en vormen in de praktijk geen bedreiging voor de milieuhygiënische kwaliteit van het grondwater in ondiepe aquifers nabij grondwateronttrekkingen, behalve mogelijk in specifieke gevallen.

De specifieke gevallen die hierboven worden genoemd betreffen een theoretische, voor het ontstaan van thermische vervuiling, bijzondere samenloop van omstandigheden zoals beschreven in paragraaf 6.3, die in de praktijk niet zou mogen voorkomen omdat middels wet- en regelgeving is geborgd dat er geen diepe boringen geplaatst mogen worden in de nabijheid van grondwateronttrekkingen t.b.v. drinkwater.

Om te beoordelen of het zinvol is een volgende modelleerstudie uit te voeren die zich richt op dergelijke specifieke gevallen (zie paragraaf 6.3), wordt geadviseerd de resultaten van een door EBN geleide monitoringsstudie (KIRA projectvoorstel Temperatuurmonitoring Grondwater nabij Geothermie) af te wachten. Indien het bestaan van thermisch gedreven stromingen door deze veldstudie wordt

bevestigd, kan een eventuele volgende modelleerstudie geoptimaliseerd worden aan de hand van inzichten uit deze monitoringsstudie, hetgeen bevorderlijk zou zijn voor de kwaliteit van een dergelijke studie.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

29/32

7.2 Conclusies m.b.t. de aard van de bestudeerde rapporten

Met betrekking tot de aard van de middels onderhavig literatuurstudie bestudeerde literatuur wordt in zijn algemeenheid het volgende geconcludeerd:

- Kwantitatieve studies m.b.t. thermisch gedreven convectiecellen zijn gebaseerd op numerieke modellen. Aquiferheterogeniteit is hierbij onder andere niet beschouwd. Het is mede hierdoor onduidelijk wat de zeggingskracht van de modelstudies is voor de praktijk.
- Tot op heden zijn er geen monitoringsstudies bekend die daadwerkelijk thermische gedreven convectiecellen hebben aangetoond in de ondiepe ondergrond nabij warmte uitstralende putsystemen. Directe observaties in het veld ontbreken derhalve. Opgemerkt wordt dat er wel monitoring gepland is in het kader van de milieuhygiënische impact van geothermie (Hartog et al., 2020; KIRA projectvoorstel Temperatuurmonitoring Grondwater nabij Geothermie).
- Er is geen aandacht besteed aan de lange-termijn effecten voor het opgewarmde grondwater dat weer afkoelt: treedt weer immobilisatie op van gemobiliseerde sporenelementen en treedt nivellering in zoutgehalte op?
- Kwantitatieve studies m.b.t. de mobilisatie van toxische (sporenelementen) en het toenemen van microbiologische activiteit zijn veelal gebaseerd op veldwaarnemingen/monitoringen van (met name open-, en lage temperatuur) WKO systemen, alsmede op laboratorium experimenten.
- Voor het inschatten van de milieuhygiënische risico's m.b.t. het optreden van thermisch gedreven convectiecellen is, vanwege het ontbreken van directe veldwaarnemingen, gekeken naar de resultaten van numerieke modellen en eigenschappen van aquifers waaruit in Nederland grondwater wordt gewonnen.
- Voor het inschatten van de milieuhygiënische risico's m.b.t. geochemische en microbiologische verstoringen in het grondwater is gekeken naar de resultaten van laboratoriumexperimenten en veldwaarnemingen nabij bestaande WKO-systemen en naar de te verwachte temperatuur rondom een warmte uitstralend putsysteem.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

30/32

8. Referenties

- Bartram, J., Chartier, U., Lee, J.V., Pond, K., Surman-Lee, S., 2007. Legionella and the prevention of legionellosis. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data.
- Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J., O'Neil, J.P., Heitkamp, M.A., Weber, D.B. 1996. Death of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water. Appl. Environ. Microbiol. 62(11), 4114-4120.
- Bonte, M., Stuyfzand, P.J., van den Berg, G.A., Hijnen, W.A., 2011. Effects of aquifer thermal energy storage on groundwater quality and the consequence for drinking water production: a case study from the Netherlands. Water Science & Technology. 63.9.
- Bonte, M., 2013. Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality. PhD thesis.
- Bonte, M., van Breukelen, B.M., Stuyfzand, P.J., 2013b. Temperature-induced impacts on groundwater quality and arsenic mobility in anoxic aquifer sediments used for both drinking water and shallow geothermal energy production. Water Research (47).
- Brielmann, H., 2009. Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. FEMS Microbiology Ecology, 68(3) 273-286.
- Brielmann, H., Lueders, T., Schreglmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P., Griebler. 2011. Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme. Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 16:77-91.
- Broers, H.P., Lijzen, J., van Beelen, P., Claessens, J., Griffioen, J., Klein, J., Kuijper, M., Lukacs, S., van der Meulen, S., Rutgers, M., Wuijts, S., 2014. Deltares, 1207762-016.
- 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 Resources. Vol. 25, 6, 729-736.
- Chambon, J.C., Bjerg, P.L., Scheutz, C., Baelum, J., Jakobsen, R., Bining, P.J., 2013. Review of reactive kinetic models describing reductive dechlorination of chlorinated ethenes in soil and groundwater 110 (1), 1-23. (not in pwp; not necessary; about chemical modelling of VOCL degradation).
- Cirkel, D.G., Hartog, N., 2017. Grondwatermonitoring bij Geothermieputten, BTO 2017.075.
- Diersch, H.J.G., Kolditz, O., 2002. Variable-density flow and transport in porous media: approaches and challenges. Adv. Water Resources; 25(8-12):899-944.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. Groundwater Textbook. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- Gast, R.J., Moran, D.M., Dennett, M.R., Wurtsbaugh, W.A., Amaral-Zettler, L.A., 2011. Amoebae and Legionella Pneumophila in saline environments. J. Water Health; 9(1): 37-52.
- Gebiedsdossiers drinkwaterwinningen Overijssel, Deel2: Gebiedsdossier Enschede-Losser, augustus 2017, ZL511-16, Witteveen+Bos, Vitens, Provincie Overijssel.

- Griffioen, J., Zaadnoordijk, W.J., 2017. Stappenplan met toelichting voor de geohydrologische toetsing van boorwerkprogramma's voor diepe putten. TNO-rapport, TNO 2017 R10853.
- Grondwater, drinkwater en mijnbouw, Achtergronddocument ten behoeve van de Structuurvisie Ondergrond, december 2016, KWR.
- Hartog, N., Cirkel, D.G., 2016. Risico's van Geothermie voor Grondwater. BTO rapport, KWR. BTO 2016.077.
- Hartog, N., Cirkel, G., Slangen, G.L.J., Vis, R., van de Watering, F., 2020. Grondwatermonitoring bij geothermiesystemen: een praktijkverkenning.
- Heller, R., Höller, C., Süßmuth, R., Gundermann, K.O., 1998. Effect of salt concentration and temperature on survival of Legionella Pneumophila. Letters in Applied Microbiology; 26(1):64-8.
- Hiester, U., Muller, M., Koschitzky, H. P., Trötschler, O., Roland, U., Holzer, F., 2013. Guidelines for in situ thermal treatment (ISTT) for source zone removal from soil and groundwater.
- Holzbecher, E., 1997., Numerical studies on thermal convection in cold groundwater. Int J. Heat Mass Transfer. 40(3):605-12.
- Hornstra, L, M., Bonte, M., Hijnen, W.A.M., van der Wielen, P.W.J.J., 2012. Microbiologische en chemische risico's van een WKO systeem bij Koppert Cress.
- Hummelman, J., Maljers, D., Menkovic, A., Reindersma, R., Vernes, R., Stafleu, J., 2019. Totstandkomingsrapport Hydrogeologisch Model (REGIS II) – TNO Rapport. TNO 2019 R11654. Zie voor het model: <https://www.dinoloket.nl/ondergrondmodellen>
- Isdale, J.D., Morris, R., 1972. Physical properties of sea water solutions: density. Desalination; 10(4):329-39.
- Jesušek, A., Köber, R., Grandel, S., Dahmke, A., 2013a. Aquifer heat storage: sulphate reduction with acetate at increased temperatures. Environmental Earth Sciences; 69:1763-1771
- Jesušek, A., Grandel, S., Dahmke, A., 2013b. Impacts of subsurface heat storage on aquifer hydrogeochemistry. Environmental Earth Sciences; 69:1999-2012
- Johnson, P., Dahlen, P., Triplett Kingston, J., 2009. State of the practice overview; critical evaluation of state of the art in situ thermal treatment technologies for DNAPL source zone treatment. ESTCP Project ER-0314
- Jollien, L., Remonnay, S., Miserez, F., 1992. Heat storage at SPEOS (swiss ATES pilot plant): Chemical and microbiological aspects and problems.
- KNMI, meetreeksen bodemtemperaturen; <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/bodemtemperaturen>
- Kennis- en Innovatie Roadmap Aardwarmte (KIRA); lopend onderzoek van EBN naar grondwatermonitoring.
- Lieten, S., De Vries, E., van Baaren, E., Bakr, M., Oude Essenk, G., Hartog, N., Meinderstma, W., Nieuwkerk, E., van Oostrom, N., Woning, M., Drijver, B., Krajenbrink, H., Mathijssen, H., Wennekes, R., 2012. Meer met bodemenergie, literatuuronderzoek., Rapportage door Bioclear, Deltares & IF Technology.
- Millero, F.J., Poisson, A., 1981. International one-atmosphere equation of state of seawater. Deep-Sea Res. 1981; 28A(6):625-9.
- Oldenburg, C.M., Pruess, K., 1999. Plume separation by transient thermohaline convection in porous media. Geophys. Res. Letters; 26(19): 2997-3000.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

31/32

- Pedersen, K., Hallbeck, L., Arlinger, J., Erlandson, A., Jahromi, N., 1997, Investigation of the potential for microbial contamination of deep granitic aquifers during drilling using 16S rRNA gene sequencing and culturing methods. *Journal of Microbiological Methods*, 30, 179-192.
- Ramey Jr. H.J., 1962. Wellbore heat transmission. *J Pet Tech.*; 14(4):427-35.
- Rozen, Y., Belkin, S., 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiol. Rev.* 25(5), 513-529.
- Sharaby, Y., Rodriguez-Martinez, S., Oks, O., Pecellin, M., Mizrahi, H., Peretz, A., Brettar, I., Höfle, M.F., Halpern, M., 2017. Temperature-Dependent Growth Modeling of Environmental and Clinical *Legionella Pneumophila* Multilocus Variable-Number Tandem-Repeat Analysis (MLVA) Genotypes. *Applied and Environmental Microbiology*; 83(8): e03295-16.
- Sharqawy, M.H., Lienhard, V.J.H., Zubair, S.M., 2010. Thermophysical properties of seawater: a review of existing correlations and data. *Desalin Water Treat*; 16(1-3):354-80.
- Sommer, W., Drijver, B., Verburg, R., Slenders, H., de Vries, E., Dinkla, I., Leusbrock, I., Grotenhuis, T., 2013. Combining shallow geothermal energy and groundwater remediation. *European Geothermal Congress 2013, Pisa, Italy*
- Stuurman, R.J., Oude Essink, G., Broers, H.P., Van der Grift, B., 2006. Monitoring zoutwaterintrusie naar aanleiding van de Kaderrichtlijn Water "verzilting door zoutwaterintrusie en chloridevervuiling. TNO rapport 2006-U-R0080/A.
- TNO & IF Technology, 2016. Analyse effecten van hoge Temperatuur Opslag op voorraad zoet grondwater. TNO 2016 R11192.
- TNO-AGE, 2019. Delfstoffen en aardwarmte in Nederland, jaarverslag 2019.
- Van Lopik, J.H., Hartog, N., Zaadnoordijk, W.J., Gijsbert Cirkel, D., Raouf, A., 2015, Salinization in a stratified aquifer induced by heat transfer from well casings. *Advances in Water Resources*; 85(partA):32-45.
- Vergouwen, L.A.A., Vissers, M.J.M., Rosenthal, I., den Engelsman, C., 2013. Gebiedsdossier Linschoten. Provincie Utrecht, 80EE118C.
- Vital, M., Fuchslin, H.P., Hammes, F., Egli, T., 2007. Growth of *Vibrio Cholerae* O1 Ogawa Eltor in freshwater. *Microbiology* 153, 1993-2001.
- Vital, M., Hammes, F., Egli, T., 2008. *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environmental Microbiology*. 10(9), 2387-2396.
- Van der Weiden, M.J.J., Willemsen, A., 1991. Meetresultaten warmte-opslag Bunnik, H2O (24), nr.20.
- Winters, A.L., 1992. Summary of research on microbiological processes. IEA subtask D, final report.
- York, K.O., Jahangir, Z.M.G.S., Solomon, T., Statford, L., 1998. Effects of a large scale geothermal heat pump installation on aquifer microbiota, *Ecstock proceedings*.

Datum

19 maart 2021

Onze referentie

AGE 21-10.017

Blad

32/32