Meer met Bodemenergie

Literatuuronderzoek

Overzicht van kennis en onderzoeksvragen rondom bodemenergie

if
Deltares
Enabling Delta Life
WAGENINGEN UNIVERSITY
WAGENINGEN UR
bioclear
skb
duurzame
ontwikkeling
ondergrond

Rapport 2 – Literatuuronderzoek

Overzicht van kennis en onderzoeksvragen rondom bodemenergie

Eindrapport

MMB 26.229/59108/MaK
30 maart 2012

Colofon

Dit is een gezamenlijk rapport van Bioclear, Deltares, IF Technology
en Wageningen Universiteit in het kader van het project Meer met Bodemenergie.

Opdrachtgever

SKB duurzame ontwikkeling ondergrond
Postbus 420
2800 AK GOUDA
T 0182 – 54 06 90
E info@skbodem.nl
Contactpersoon: Arno Peekel

Auteurs

Shakti Lieten, Bioclear
Erik de Vries, Bioclear
Esther van Baaren, Deltares
Mahmoud Bakr, Deltares
Gu Oude Essink, Deltares
Niels Hartog, Deltares
Wouter Meinderstma, Deltares
Eric van Nieuwkerk, Deltares
Niels van Oostrom, Deltares
Mike Woning, Deltares
Benno Drijver, IF Technology
Henk Krajenbrink, IF Technology
Hetty Mathijssen, IF Technology
Ronald Wennekes, IF Technology

Datum

30 maart 2012

Goedgekeurd door de Technische Commissie Meer met Bodemenergie

Maurice Henssen, Bioclear
Hans Gehrels, Deltares
Guido Bakema, IF Technology
Tim Grotenhuis, Wageningen Universiteit
Huub Rijnaarts, Wageningen Universiteit

Penvoerder

Marc Koenders, IF Technology

Secretariaat

Marion Hetterscheid, IF Technology

Website

www.meermetbodemenergie.nl

Copyright © cover Identim 2012

Copyright © MMB 2012
Delen uit dit rapport mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding:
'Meer met Bodemenergie (MMB), de titel van de publicatie en jaar van uitgave'.

Participanten

Agentschap NL / Bodem+
Arcadis
Brabant Water - Hydreco
Eneco
Essent
gemeente Almelo
gemeente Amersfoort
gemeente Apeldoorn
gemeente Den Bosch
gemeente Deventer
gemeente Haarlem
gemeente Hengelo
gemeente Tilburg
gemeente Utrecht
gemeente Zwolle
Havenbedrijf Rotterdam
NVOE
Productschap Tuinbouw
provincie Drenthe
provincie Flevoland
provincie Friesland
provincie Gelderland
provincie Groningen
provincie Limburg
provincie Noord-Brabant
provincie Noord-Holland
provincie Overijssel
provincie Utrecht
provincie Zeeland
provincie Zuid-Holland
SKB
Stichting Bodemsanering NS
Vewin
Vitens
Waterschap Groot Salland
Waterschap Regge en Dinkel

Voorwoord

Dit rapport is een gezamenlijk product van IF Technology, Bioclear, Deltares en Wageningen Universiteit in het kader van het project Meer met bodemenergie. Het toepassingsgericht onderzoek is gestart eind 2009 en zal nog doorlopen tot eind 2011. Deze literatuurstudie kan worden beschouwd als het fundament waarop in het verdere onderzoek zal worden voortgebouwd.

In deze literatuurstudie is gezocht naar de kennis die wereldwijd beschikbaar is over de effecten van warmte- en koudeopslag (WKO) en de mogelijkheden deze techniek te combineren met het beheersen van verontreinigingen in bodem en grondwater. Over een aantal aspecten is wereldwijd al consensus bereikt over hoe WKO ingrijpt op het grondwatersysteem. Een aantal aspecten zal echter nog verder onderzocht moeten worden. Waardeoordelen of beleidsaanpassingen zullen uiteindelijk door de maatschappij (en vooral de overheid) worden uitgesproken respectievelijk doorgevoerd moeten worden indien wenselijk.

De wijze waarop het project georganiseerd is met marktpartijen en onderzoeksinstellingen als uitvoerende partijen en de brede klankbordgroep vanuit overheden, belanghebbenden en marktpartijen biedt een goede kans om te komen tot een breed gedragen beoordeling over de beschreven effecten en de eventuele veranderingen in het beleid die daaraan gekoppeld zijn. Het uitgangspunt binnen het project is om zowel de benutting van de ondergrond voor maatschappelijke doelen als de bescherming van de ondergrond te bevorderen.

Leeswijzer
Meer Met Bodemenergie richt zich met name op de effecten van WKO op de kwaliteit van bodem en grondwater en op kansen voor nieuwe combinatieconcepten met WKO.

Hoofdstuk 1 vormt de inleiding op de literatuurstudie. De directe effecten van WKO op de ondergrond zijn hydrologische en thermische effecten, welke zijn beschreven in de hoofdstukken 2 en 4. Vanuit beide effecten kunnen afgeleide effecten optreden. Het gaat hierbij om zettingen (hoofdstuk 2), verzilting (hoofdstuk 3) en effecten op geochemie en microbiologie/ecologie (hoofdstukken 6 en 7). Niet alleen de effecten van WKO zijn van belang, maar ook de effecten die in de autonome situatie optreden. De autonome ontwikkeling van de bodemtemperatuur onder invloed van processen als klimaatverandering, inpoldering en verstedelijking zijn beschreven in hoofdstuk 5. De effecten van WKO systemen worden mede bepaald door de technische en juridische randvoorwaarden die aan WKO-systemen worden gesteld, welke zijn beschreven in de hoofdstukken 8 (richtlijnen voor WKO in de praktijk) en 9 (verstopping van bronnen).

De bestaande kennis over de (mogelijke) effecten van de gesloten WKO-systemen zijn in een apart hoofdstuk beschreven (hoofdstuk 10: bodemwarmtewisselaars).

Bij de combinatieconcepten is onderscheid gemaakt tussen de combinatie WKO en sanering (hoofdstuk 11) en de overige combinatieconcepten (hoofdstuk 15). Een aantal specifieke onderwerpen met betrekking tot de combinatie WKO en sanering zijn in aparte hoofdstukken uitgewerkt: effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van verontreinigingen (hoofdstuk 12), biologische afbraak van verontreinigingen (hoofdstuk 13) en gebiedsgericht grondwaterbeheer (hoofdstuk 14).

De belangrijkste bevindingen uit de verschillende hoofdstukken zijn opgenomen in de samenvatting, het eerstvolgende onderdeel van deze rapportage.

Literatuur

N. van Oostrom (ed.), B. Drijver, E. van Baaren, S. Lieten, E. van Nieuwkerk, E. de Vries, M. Bakr, N. Hartog, H. Krajenbrink, H. Mathijsen, W. Meindertsma, G. Oude Essink, R. Wennekes, M. Woning, Literatuurstudie Meer Met Bodemenergie, Overzicht van kennis en onderzoeksvragen rondom warmte- en koudeopslag, Bioclear, IF Technology, Deltares en Wageningen University, 2010

Samenvatting

Dit is de samenvatting van de literatuurstudie die uitgevoerd is binnen het project Meer Met Bodemenergie. In deze literatuurstudie zijn een groot aantal aspecten van WKO en de combinatie van WKO met bodemsanering bestudeerd. De directe invloed van WKO-installaties op de ondergrond omvat twee categorieën effecten: hydrologische en thermische effecten. Tevens kunnen vanuit beide effecten afgeleide effecten optreden.

Hydrologische effecten zijn het gevolg van het onttrekken en infiltreren van grondwater. Dit heeft invloed op de stijghoogte in de gebruikte bodemlaag en kan ook invloed hebben op de stijghoogte/grondwaterstand in andere bodemlagen. Gevolg van deze stijghoogteveranderingen is dat ook de grondwaterstroming in de omgeving van het systeem wordt beïnvloed. Daarnaast vindt menging plaats van water van verschillende dieptes uit de gebruikte bodemlaag. Deze directe effecten kunnen aanleiding zijn voor afgeleide effecten, zoals zettingen of verplaatsing van waterkwaliteitsgrenzen.

Thermische effecten zijn het gevolg van het doel van WKO: de opslag van warmte en/of koude, waarvoor beïnvloeding van de temperatuur nodig is. In de directe omgeving van de bronnen van WKO-systemen is dan ook sprake van beïnvloeding van de temperatuur. Deze temperatuurveranderingen kunnen vervolgens van invloed zijn op de chemische en microbiologische samenstelling van het grondwater. Grote temperatuurveranderingen kunnen leiden tot stroming onder invloed van dichtheidsverschillen.

Bij het combineren van WKO met sanering zijn het eveneens hydrologische en thermische effecten die kunnen bijdragen aan de afbraak van verontreinigingen, maar ook aan (wellicht ongewenste) verspreiding van verontreiniging. Bij hoge temperatuuropslag en/of bij een combinatie WKO-sanering kan het noodzakelijk of wenselijk zijn dat stoffen toegevoegd worden. Deze stoffen kunnen tot aanvullende effecten in de ondergrond leiden.

Gesloten systemen hebben alleen een temperatuureffect en geen direct stromingseffect (tenzij door grote temperatuurverschillen dichtheidsstromingen gaan ontstaan). Bij de onderstaande thema's wordt niet specifiek aangegeven of een bepaald effect alleen bij open systemen of ook bij gesloten systemen voorkomt. Als een effect alleen of voornamelijk het gevolg is van temperatuurverandering is dat eveneens van toepassing op gesloten systemen. Specifieke aandachtspunten bij gesloten systemen zijn beschreven in het hoofdstuk over de bodemwarmtewisselaars.

Hydrologische effecten
Bij het toepassen van WKO wordt grondwater onttrokken en na toevoeging van warmte of koude weer geretourneerd in hetzelfde watervoerende pakket als waaruit is onttrokken. Het onttrekken en infiltreren van grondwater veroorzaakt veranderingen van de stijghoogte in het watervoerende pakket. Hierdoor verandert de richting en snelheid van de grondwaterstroming in het watervoerende pakket en eventueel ook tussen watervoerende pakketten. Zodoende kan ook in andere watervoerende pakketten de stijghoogte (of grondwaterstand) worden beïnvloed.

Hydrologische effecten zijn directe effecten van het toepassen van WKO en kunnen verschillende indirecte effecten tot gevolg hebben. Directe effecten zijn stijghoogte- en grondwaterstandveranderingen. Indirecte effecten zijn zettingen en verplaatsing van waterkwaliteitsgrenzen. Hieronder is aangegeven welke belanghebbenden of processen kunnen worden beïnvloed door de verschillende effecten:

Stijghoogteveranderingen:
- andere grondwatergebruikers in de omgeving (bijvoorbeeld drinkwaterwinningen, andere WKO-systemen, industriële onttrekkingen of bronbemalingen);
- ondergrondse infrastructurele werken (berekend op een zeker regime van stijghoogten en grondwaterstanden).

Grondwaterstandveranderingen:
- bebouwing (wateroverlast of grondwateronderlast);
- landbouw (natschade of droogteschade);
- natuurwaarden/ecologie (verdroging/vernatting);
- archeologische waarden (grondwaterstandverlaging kan schadelijk zijn);
- andere grondwatergebruikers
- ondergrondse infrastructuur.

Zettingen:
- bebouwing en infrastructuur.

Verplaatsing waterkwaliteitsgrenzen:
- grondwaterverontreinigingen;
- zoet-/zout overgangen.

Bij het beoordelen van deze effecten zijn ook de achtergrondeffecten van belang. Achtergrondeffecten zijn autonome effecten die ook zonder het WKO-systeem optreden. Doordat het onttrokken grondwater bij WKO-systemen gelijktijdig in dezelfde bodemlaag wordt geretourneerd, wordt de verlaging als gevolg van de onttrekking deels gecompenseerd door de verhoging die wordt veroorzaakt door de infiltratie. Op grotere afstand is de invloed van de onttrekking (verlaging) nagenoeg gelijk aan de invloed van de infiltratie (verhoging), waardoor de netto invloed klein is. Voor WKO is het hydrolgisch invloedsgebied daardoor vaak relatief klein (effecten reiken vaak tot enkele honderden meters), in vergelijking met onttrekkingen van vergelijkbare omvang waarbij geen retournering van het onttrokken water plaatsvindt (effecten kunnen tot enkele kilometers reiken, zoals bij onttrekking voor drinkwaterbereiding).

De stijghoogte- en grondwaterstandveranderingen als gevolg van WKO-systemen zijn met de bestaande kennis over de hydrologie goed te voorspellen, mits de eigenschappen van de bodem en het onttrekkings- en infiltratiepatroon van de WKO bekend zijn. Om onderschatting van de te verwachten effecten te voorkomen wordt daarom in de praktijk vaak gebruik gemaakt van worst-case aannames voor de bodemeigenschappen en het onttrekkings- en infiltratiepatroon.

De belangrijkste nog resterende onderzoeksvraag heeft betrekking op interferentie. Als in een bepaald gebied langzaam maar zeker een steeds grotere concentratie aan WKO-systemen ontstaat, zal sprake zijn van toenemende hydrologische interactie. De vraag is wat dat betekent voor de gecombineerde hydrologische effecten en wat de invloed is van de nieuwe WKO-systemen op de al eerder gerealiseerde systemen. In hoeverre kunnen ongewenste effecten optreden bij een grotere concentratie WKO-systemen? In hoeverre zouden eisen moeten worden gesteld aan het ontwerp van WKO-systemen om tot een optimale benutting van de ondergrond te komen? In Meer Met Bodemenergie zal hierop worden ingegaan door verschillende scenario's te modelleren.

Zettingen

Als op de ondergrond een belasting wordt aangebracht, kunnen de betreffende bodemlagen worden samengedrukt. Deze samendrukking wordt zetting genoemd. De extra belasting kan worden veroorzaakt door extra gewicht aan maaiveld, zoals bijvoorbeeld het gewicht van een trekker die over een zachte ondergrond rijdt of het gewicht van een opgebrachte zandlaag. Ook een afname van de stijghoogte of grondwaterstand kan een extra belasting veroorzaken. De stijghoogte- en grondwaterstandveranderingen als gevolg van WKO-systemen kunnen daardoor een zekere zetting veroorzaken.

De mate waarin zetting optreedt, is niet alleen afhankelijk van de extra belasting, maar ook van de zettingsgevoeligheid en dikte van de betreffende bodemlaag. Zo zijn klei en veenlagen veel gevoeliger voor zettingen dan zand- en grindlagen. Daarnaast is belangrijk in hoeverre de bodemlaag in het verleden belast is geweest: de zogenaamde voorbelasting. De belastingen uit het verleden hebben een zekere mate van samendrukking veroorzaakt. Zolang de belasting niet groter wordt dan de maximale belasting uit het verleden, zal bodemlaag niet verder worden samengedrukt.

Als gevolg van voorbelastingen zijn de bodemlagen in grote delen van Nederland niet of nauwelijks zettingsgevoelig. In de noordelijke helft van Nederland zijn de bodemlagen van voor de voorlaatste ijstijd sterk samengedrukt door honderden meters dikke ijskappen. In het zuidoosten van het land zijn bodemlagen die voorheen aan de oppervlakte lagen, verdwenen door erosie waardoor de bovenbelasting is afgenomen. Daarnaast hebben de oudere lagen (Pleistoceen of ouder) die aan de oppervlakte liggen meer dan 10.000 jaar aan grondwaterstandsfluctuaties ondergaan (ook in de periode dat de zeespiegel meer dan 100 meter lager stond), zodat de laagste grondwaterstand uit het verleden niet snel zal worden onderschreden. Zettingen zijn daarom alleen te verwachten in gebieden met relatief jonge afzettingen (Holocene ouderdom) in het westen en noorden van het land en het rivierengebied.

Zettingen zijn relevant voor WKO, omdat grote zettingen schade aan gebouwen en infrastructuur kunnen veroorzaken. Zettingen zijn vooral schadelijk als sprake is van grote verschillen in zetting van plek tot plek. Gelijkmatige zetting leidt pas bij zeer grote zettingen tot schade. Zettingen die op grotere diepte optreden worden door de bovenliggende bodemlagen uitgedempt. De zettingen aan maaiveld worden zodoende over een groter gebied verdeeld en zijn daardoor veel kleiner en gelijkmatiger zijn dan op diepte. Bij ondiepe WKO-systemen is de kans op verschilzettingen aan maaiveld veel groter, doordat nauwelijks uitdemping kan plaatsvinden.
Voor zover bekend is in de praktijk nog nooit schade opgetreden als gevolg van zettingen door WKO. Wel is er een tiental WKO-projecten in Nederland bekend waarbij de berekende zettingen aanleiding zijn geweest om monitoring van de maaiveldhoogte voor te schrijven.

Zetting treedt niet alleen op als gevolg van WKO-systemen. De te verwachten autonome bodemdaling en -stijging in Nederland voor de periode tot 2050 is in 1997 geïnventariseerd door Rijkswaterstaat. Voor de autonome bodemdaling (of stijging) in Nederland bestaan drie hoofdoorzaken:

- Klink en oxidatie van als gevolg van ontwatering van klei- en veengebieden leidt tot een bodemdaling van 10 à 70 cm in 2050 in de betreffende gebieden.
- Aardgaswinning in Groningen en Friesland leidt tot bodemdalingen tussen de 25 en 36 cm in de periode tot 2050.
- Tektonische bewegingen van de aardkorst leiden tot een stijging van maximaal 5 cm in het zuidoosten en een maximale daling van 5 cm in het noordwesten in de periode tot 2050.

Bij grote temperatuurveranderingen in de bodem kan thermische zetting optreden door het uitzetten of krimpen van de bodemdeeltjes. Hierover is veel minder bekend in de literatuur en de praktijk. In laboratoriumproeven is een lineaire elastische spanningsvormingsrelatie gevonden in het temperatuurtraject van 0 tot 80 °C voor zowel klei als zand. Voor zand traden zettingen op tot 0,0014 %/°C en voor klei 0,03 %/°C. Metingen in de praktijk lijken aan te geven dat de werkelijke effecten geringer zijn.

Zettingen als gevolg van stijghoogteveranderingen zijn goed te voorspellen door middel van berekeningen met empirische formules. Over de zettingen die in Nederland te verwachten zijn als gevolg van temperatuurveranderingen is minder bekend.

Een openstaande onderzoeksvraag is hoe de gemeten zetting bij bestaande WKO-systemen zich verhoudt tot de berekende zetting (met specifieke aandacht voor de hoge temperatuur warmteopslag in verband met thermische zetting). Waterpassingen van maaiveldhoogtes die zijn uitgevoerd bij bestaande projecten kunnen hiervoor worden gebruikt. Aangezien zettingen alleen in een klein aantal specifieke situaties zouden kunnen optreden, is in het onderzoeksplan Meer Met Bodemenergie geen onderzoek naar zettingen voorzien.

Verzilting

Verzilting treedt op in gebieden met zout grondwater als gevolg van twee dominante oorzaken: grootschalige bemaling ten behoeve van de drooglegging van polders en een toename van grondwateronttrekkingen. Hierover is veel kennis beschikbaar.

Kernvraag met betrekking tot verzilting is onder welke omstandigheden (geologie, zoet-zout verdeling in het grondwater, onttrekkingsregime) en in welke mate één WKO-systeem de zoet-brak-zout verdeling van het grondwater zal beïnvloeden. Een belangrijke afgeleide vraag is wat het (cumulatieve) effect is van meerdere WKO's op verzilting van het grondwatersysteem

Er bestaat een redelijk beeld van de risico's van verzilting door onttrekkingen en in welke regio's in Nederland deze risico's optreden. Binnen de regio's is echter nog niet bepaald waar de grootste risico's optreden. Naar verwachting zal injectie van water door WKO-systemen een dempend effect op verzilting hebben, hoewel dit effect nog minder goed onderzocht is. Onduidelijk is wanneer verzilting van het grondwatersysteem als ongewenst wordt gezien: voor verzilting is geen norm vastgesteld.

Onttrekkingen zorgen voor een risico op verzilting. Ook als er netto geen grondwater wordt onttrokken (WKO) kan door menging de zoetwatervoorraad afnemen. In het westen en noorden van Nederland ligt het zoet-zout grensvlak van het grondwater zeer ondiep en is het risico op verzilting door WKO's groter dan in de rest van Nederland.

De eventuele afname van de zoetwatervoorraad van het grondwater is afhankelijk van de geohydrologische situatie (geologische opbouw en hydraulische doorlatendheden), de huidige zoet-zout situatie van het grondwater (ontstaansgeschiedenis), het onttrekkingsdebiet, de mate van water(on)balans en het type WKO-systeem.

Verzilting is een vrijwel irreversibel proces: als door een onttrekking eenmaal verzilting is ontstaan, zal het grondwatersysteem zich niet snel herstellen (in ieder geval niet binnen tientallen jaren). Als bij een WKO-systeem menging van zoet met zout water plaatsvindt zal de zoetwatervoorraad meestal afnemen. Toepassing van WKO in watervoerende pakketten met een overgang van zoet naar zout grondwater is daarom in veel gevallen niet toegestaan, tenzij kan worden aangetoond dat geen nadelige effecten optreden.

Uit een modelstudie voor Flevoland blijkt het dempende effect van infiltratie op de verzilting significant te zijn; een recirculatiesysteem heeft bij hetzelfde debiet en onder gelijke geohydrologische omstandigheden als een doubletsysteem een groter verziltingseffect. Niet bekend is echter hoe de configuratie (ontwerp en beheer) invloed heeft op de mogelijke verzilting bij een WKO-installatie. Concreet gaat dit over o.a. putafstanden, water(on)balans en debieten.

Onderzoek binnen MMB
In het onderzoeksprogramma van MMB zijn waterkwaliteitsmetingen opgenomen. Op basis van deze gegens kan worden beoordeeld of het verpompte grondwater bij de betreffende pilot zouter is dan de referentiebuis, wat een aanwijzing kan zijn voor het optreden van verzilting. Hierbij zal ook gebruik worden gemaakt van meetreeksen uit het verleden. Daarnaast zal met behulp van modellen de invloed van WKO op verzilting worden onderzocht, zowel voor enkele individuele WKO-projecten als voor meerdere wko-systemen tezamen.

Temperatuurveranderingen door WKO's
De bestaande kennis over warmtetransport en dichtheidstroming in de ondergrond is goed ontwikkeld. Temperatuurveranderingen als gevolg van WKO-systemen zijn dan ook goed te voorspellen als de eigenschappen van de ondergrond op de betreffende locatie bekend zijn. Deze eigenschappen van de ondergrond zijn echter behept met onzekerheden. Het combineren van deze theoretische kennis met een onzekerheidsanalyse en met metingen uit de praktijk zou meer uitsluitsel moeten geven over het belang ervan.

De grootste onzekerheid bij het voorspellen van de temperatuureffecten is het werkelijke gebruikspatroon van het WKO-systeem. In de praktijk wijken de infiltratietemperaturen en de verplaatste waterhoeveelheden vaak af van het ontwerp. Om zeker te zijn dat de vergunning Waterwet voldoende ruimte biedt, worden vaak ruime waterhoeveelheden en infiltratietemperaturen opgegeven bij de vergunningaanvraag. In de praktijk zijn de thermische effecten daardoor vaak kleiner dan berekend bij de aanvraag van de vergunning (zolang wordt voldaan aan de vergunningvoorschriften). Vooral bij systemen met een (aanzienlijke) energie-onbalans kunnen grotere thermische effecten ontstaan, doordat de warme dan wel de koude bel ieder jaar groter wordt.

Een van de grootste fysische onzekerheden met mogelijk invloed op de thermische effecten is de opbouw van de ondergrond. Vaak wordt bij modelberekeningen uitgegaan van een homogene bodemopbouw, terwijl in de praktijk in meer of mindere mate sprake is van heterogeniteit van de ondergrond. Naar de invloed van heterogeniteit op de verdeling van de warmte en koude in de ondergrond en het rendement van WKO-systemen is nog relatief weinig onderzoek gedaan. Mogelijk compenseren de infiltratie en onttrekking elkaar grotendeels, maar de vraag of heterogeniteit significant invloed zal hebben op het rendement en mogelijke interferentie binnen 1 WKO en tussen meerdere WKO's is niet eenduidig te beantwoorden. Opgemerkt wordt dat de gevoeligheid van het rendement van WKO-systemen voor heterogeniteit vooral afhankelijk zal zijn van de afstand(en) tussen de koude en warme bron(nen).

Door grote temperatuursverschillen kunnen verschillen in dichtheid en viscositeit voor grondwaterstroming zorgen en daarmee invloed hebben op de thermische effecten van een WKO systeem. Voor de gangbare systemen, waarbij sprake is van slechts enkele graden temperatuursverschil kunnen deze effecten verwaarloosd worden. Bij WKO systemen met grote temperatuursverschillen (> tientallen graden verschil) zou wel rekening gehouden moeten worden met dit effect.

Uit literatuurbronnen blijkt dat de invloed van temperatuur op de soortelijke warmte (specific heat capacity) c_p van vloeistoffen en vaste stoffen erg klein is. Aangezien de gemiddelde waarde voor de warmtecapaciteit van zand en van klei gelijk zijn, is de invloed van heterogeniteit op de verdeling van de warmtecapaciteit in de ondergrond beperkt. De thermische geleidbaarheid (thermal conductivity k_T) lijkt onafhankelijk te zijn van temperatuur en dichtheid. De waarde is wel verschillend voor de verschillende grondsoorten. Beide parameters hebben invloed op de thermische effecten van een WKO systeem. Over deze parameters is in de literatuur vrij veel bekend, maar over het plaatsen van deze theorie naast praktijkvoorbeelden lijkt nog niet veel bekend te zijn.

Het onderzoek binnen MMB is volgens het onderzoeksprogramma:
- Modelleren invloed van heterogeniteit op het rendement van 1 WKO systeem en de invloed op mogelijke interferentie van systemen.
- Metingen van bodemtemperatuurprofielen rond de geselecteerde pilot-locaties, onderzoeken van de invloed van de fysische parameters op de thermische effecten en modelleren van de thermische effecten van een praktijkvoorbeeld met toetsing aan de metingen;
- Modelleren van het temperatuurverloop in de ondergrond na het staken van een WKO-systeem;
- Onderzoeken van de thermische verliezen in de praktijk en wat daarmee gebeurt bij grootschalige toepassing;
- Uitvoeren van een analyse van bestaande bodemtemperatuurmetingen (eventueel aangevuld met nieuwe metingen) in gebieden die niet zijn verstoord door WKO-systemen (hoort bij achtergrondeffecten op de bodemtemperatuur).

Aanvullende vragen naar aanleiding van dit hoofdstuk:
- Onderzoeken van de gevoeligheid van het overall rendement van WKO-systemen voor de onttrekkingstemperatuur;
- In hoeverre en wanneer is een energiebalans nuttig/nodig. Deze vraag wordt al in een ander kader binnen het Samenwerkingsprogramma WKO onderzocht.

Temperatuurveranderingen in het verleden
Temperatuurveranderingen die optreden als gevolg van WKO-systemen zijn vaak in de orde van enkele graden ten opzichte van de oorspronkelijke bodemtemperatuur. Bij warmteopslagprojecten is het verschil met de natuurlijke bodemtemperatuur vaak veel groter. Om de invloed van opgeslagen temperaturen en energiehoeveelheden door WKO in perspectief te kunnen plaatsen is het van belang om ook de autonome ontwikkeling van de temperatuur in de ondergrond te onderzoeken: de temperatuurveranderingen die onafhankelijk van WKO optreden.

De temperatuur in de ondergrond is afhankelijk van vele factoren. De meeste van deze factoren zijn stabiel in de tijd. Dit geldt bijvoorbeeld voor de warmteflux vanuit de kern van de aarde en de warmtecapaciteit van de bodemlagen.

In Nederland is verandering van de temperatuur van de ondergrond door warmtewinning uit diepe bodemlagen op dit moment verwaarloosbaar. Veranderingen van de temperatuur treden vooral op door wijzigingen aan de oppervlakte, zoals veranderingen in de temperatuur aan de oppervlakte (bijvoorbeeld door klimaatverandering of verandering van landgebruik) en de waterhuishouding (bijvoorbeeld inpoldering).

De temperatuur aan het aardoppervlak is een belangrijke randvoorwaarde voor de temperatuur in de ondergrond. Doordat voor de opwarming van de ondergrond veel warmte nodig is, reageert de ondergrond traag op temperatuurveranderingen. De dagelijkse temperatuurcyclus is daardoor alleen in de bovenste meter van de ondergrond merkbaar en de jaarlijkse temperatuurcyclus tot ongeveer 15 m diepte. Dieper dan 20 m (waar WKO plaatsvindt) zijn alleen de invloeden van langjarige temperatuurveranderingen merkbaar, zoals klimaatverandering of verandering van landgebruik. Doordat de effecten van temperatuurveranderingen aan de oppervlakte traag doorwerken in de diepte, kan aan de hand van bodemtemperatuurmetingen inzicht worden verkregen in langjarige trends in de gemiddelde oppervlaktetemperatuur.

De langjarige gemiddelde temperatuur aan de oppervlakte wordt niet alleen door het klimaat bepaald, maar ook door het landgebruik. Zo is bekend dat in bosgebieden de gemiddelde temperatuur ongeveer 1,5 ºC lager ligt dan in gebieden met voornamelijk landbouwgronden.
WKO wordt vooral toegepast in stedelijk gebied. Uit diverse onderzoeken is gebleken dat de luchttemperatuur in een stad in Nederland tot 2,5 °C hoger kan zijn dan in het omringende niet-stedelijke gebied.
Diverse studies hebben aangetoond dat dit effect ook merkbaar is in de ondergrond. De omvang van dit stedelijk warmte eiland effect in Nederland is voor zover bekend nog niet onderzocht.

Ook de grondwaterstroming is van invloed op de temperatuurverdeling in de ondergrond. De verwachting is dat met name de grootschalige grondwateronttrekking voor het waterbeheer in laag Nederland (drooghouden polders) van invloed is op de bodemtemperatuur: niet alleen vanwege de invloed op de grondwaterstroming, maar ook vanwege de wijziging van de gemiddelde oppervlakte-temperatuur door de drooglegging. De omvang van deze invloed is, voor zover bekend, niet onderzocht.

Binnen Meer Met Bodemenergie zal worden aangegeven welke ontwikkeling van de bodemtemperatuur in de afgelopen 50 jaar heeft plaatsgevonden en de komende 30 jaar verwacht mag worden. Omdat WKO voor een belangrijk deel in stedelijk gebied plaatsvindt, is vooral het kwantificeren van de autonome opwarming van de ondergrond in stedelijk gebied relevant. Een netto afkoeling door een WKO zou deze opwarming van de ondergrond bijvoorbeeld geheel of gedeeltelijk kunnen compenseren. De opwarming onder stedelijk gebied wordt onderzocht in het promotieonderzoek van Philip Visser en komt beschikbaar voor MMB. Dit promotieonderzoek wordt uitgevoerd aan de VU met steun van TTIW Wetsus. Het onderzoek gaat in op de lange-termijn invloed van WKO op de temperatuur van de ondergrond en beschouwt ook andere processen die effect hebben op bodemtemperaturen.

Effecten op geochemie

De mate waarin geochemische processen leiden tot een significante grondwaterkwaliteitsverandering, zal afhangen van het WKO systeem (bv. temperatuurverschillen) en de biogeochemische eigenschappen van het grondwatersysteem (bv. redox toestand). Specifiek voor WKO zijn effecten van temperatuursverschillen op de grondwaterkwaliteit, maar veel van de andere geochemische processen die kunnen optreden bij WKO zijn bekend uit onderzoek naar bijvoorbeeld het gedrag van verontreinigingen of naar grondwaterkwaliteit ten behoeve van drinkwaterproductie. Voor WKO is het meeste onderzoek gedaan in de relatie chemie – temperatuur, vooral bij hogere temperaturen (>50 °C), gericht op de neerslag van kalk (CaCO3) en silica (SiO2), reacties die putverstopping kunnen veroorzaken. Naast Ca en Si zijn, hierbij meestal ook de overige macrochemische parameters onderzocht. Naast dit effect van temperatuur op mineraalevenwicht heeft temperatuur ook invloed op de snelheid waarmee geochemische reacties plaatsvinden en op de mate waarin stoffen absorberen aan aquifersediment. Deze laatste twee effecten zijn tot nu toe onderbelicht in het onderzoek naar de effecten van WKO.

Naast het directe effect van temperatuur op geochemische processen binnen een WKO systeem, zijn met name de volgende fysische en geochemische processen van invloed op de grondwaterkwaliteit:

- Menging;
- Gasdruk variatie;
- Aquifer-grondwater interactie;
- Interactie met grondwater buiten het WKO systeem.

Deze processen zijn niet specifiek voor WKO, maar kunnen mogelijk wel belangrijk zijn voor de te verwachten grondwaterkwaliteitverandering. De effecten van deze processen zijn naar verwachting groter naar mate in het grondwater met de diepte sterkere concentratiegradiënten (bv. pH of redox) en het aquifersediment heterogener en reactiever is.

De effecten op de geochemische kwaliteit van grondwater kunnen, afhankelijk van het beschouwde proces en de locatie, op specifieke momenten en plaatsen binnen het WKO systeem plaatsvinden. Daarom is het van belang dat de locatie en timing van monitoring zo veel mogelijk af te stemmen op waar en wanneer tijdens de injectie cycli de effecten te verwachten zijn. Op basis van de beschouwde literatuur lijkt er nauwelijks effect te zijn op de macrochemie van het grondwater door temperatuursveranderingen in WKO systemen met lage temperatuur (<25 °C). In deze literatuur is echter het effect op sporenelementen onderbelicht gebleven. Voor het beschouwen van het effect van temperatuursveranderingen kunnen naar verwachting vooral de hoge temperatuur (HT) systemen inzicht geven in welke processen daar het meest gevoelig voor zijn.
Bij lage temperaturen zullen vooral effecten door menging te verwachten zijn, met name als de oorspronkelijke grondwatersamenstelling een sterke vertikale variatie laat zien. Naast menging van verschillende grondwaterkwaliteiten in de ontrekkingsput vindt er ook langs de randen van de geïnjecteerde watervolumes menging plaats van de gradienten tussen het van samenstelling veranderde gemengde grondwater binnen het WKO systeem en het grondwater buiten het WKO systeem. Naar verwachting kunnen er bij de injectie tussen het gemengde grondwater en het aquifer sediment sterkere afwijkingen voor mineraalevenwichten en grotere redoxcontrasten ontstaan.

De belangrijkste kennishiaten op het gebied van de geochemie zijn:

- De invloed van WKO op sporenelementen is nog onvoldoende onderzocht. Binnen MMB worden bij de pilotprojecten metingen uitgevoerd, waarbij ook de op sporenelementen zal worden geanalyseerd;
- Menging van grondwater van verschillende dieptes kan aanleiding geven tot reacties tussen het gemengde water en het bodemmateriaal, met name als sprake is van sterke verticale variatie van de grondwaterkwaliteit. Dit aspect is tot op heden onderbelicht gebleven. In het onderzoeksprogramma van MMB is vooralsnog geen rekening gehouden met dit aspect. Wel wordt hier aandacht aan besteed in het BTO-project Effecten van Bodemenergie, waarbij metingen worden verricht bij 3 WKO-systemen. De onderzoekers van MMB en van het BTO-porject hebben afgesproken onderzoeksgegevens uit te wisselen.

Effecten op de ondergrondse microbiologie

De bodemecologie is verantwoordelijk voor het uitvoeren van verschillende functies van de bodem die belangrijk zijn voor mens en milieu. De bodemecologie heeft onder andere een bufferende werking om de natuurlijke condities te herstellen en een zuiverende werking ten aanzien van anthropogene stoffen (afbraak van verontreiniging) en ziekteverwekkers. Het beïnvloeden van de bodemecologie door WKO kan gevolgen hebben voor deze functies en is daarom een maatschappelijk relevant thema om te onderzoeken.

De literatuurstudie laat zien dat een toename in temperatuur zelden resulteert in een toename van het totale aantal micro-organismen in het grondwater. Belangrijkste reden hiervoor is dat in het diepe grondwater onder de daar normaal heersende omstandigheden niet of nauwelijks assimileerbaar organisch koolstof aanwezig is wat micro-organismen kunnen gebruiken om te groeien. Beschikbaarheid van een geschikte koolstofbron is dus vaak de beperkende factor. In het geval waarin met het grondwater nutriënten worden verplaatst of worden aangevoerd kan ook een toename van de totale hoeveelheid micro-organismen optreden. Er ontstaat competitie tussen de verschillende soorten micro-organismen en micro-organismen die zijn aangepast aan de omstandigheden zullen beter overleven, er ontstaan niches.

Door een verandering in temperatuur en andere effecten van WKO (mengen van grondwater) kan de samenstelling van de microbiële populaties in het grondwater worden beïnvloedt. Wat het effect van deze veranderingen zijn is tot op heden nog niet goed onderzocht. Tot nu toe richt microbiologisch onderzoek van bodems en grondwater zich vooral op het aantonen van de aanwezigheid van specifieke groepen en soorten van micro-organismen. In enkele onderzoeken richt men zich ook meer op detectie van specifieke bodemfuncties (nitraatreductie, ijzeroxidatie, etc). Het Meer Met Bodemenergie onderzoek zal zich richten op het monitoren van veranderingen in bodemfuncties en microbiële samenstelling. Dit gebeurt zowel in het veld als op het laboratorium (afbraaktesten en kolomproeven).

In alle WKO-projecten die in het verleden zijn gemonitoord, is geen toename in ziekteverwekkers waargenomen. Fecale organismen zoals *E. coli* zijn op een enkele locatie wel aangetroffen maar niet in sterk verhoogde aantallen. Het blijkt zelfs dat de ziekteverwekkers in WKO-systemen in aantallen kunnen afnemen. Ziekteverwekkers die niet van nature in de bodem voorkomen hebben weinig kans op overleving. In de ondergrond worden pathogenen weggeconcurreerd door de van nature aanwezige micro-organismen. De pathogenen zijn namelijk onvoldoende aangepast aan de omstandigheden in de ondergrond.

Indien WKOs buiten de grondwaterbeschermingsgebieden worden geplaatst (zones van minimaal 25 jaar) is er geen risico met betrekking tot pathogenen. Reeds na een verblijftijd van circa 60 dagen worden de pathogenen in de ondergrond weggeconcurreerd of gedeactiveerd, de maximale gevonden verblijftijd van pathogenen bleek in ongunstige omstandigheden op te lopen tot 1 à 2 jaar.

WKO-systemen zorgen voor zover bekend niet voor een toename in pathogenen maar aangezien het in de toekomst onvermijdelijk is dat WKOs in de buurt van drinkwaterwinningen geplaatst worden is het van belang om de kennis over het effect van WKO op pathogenen compleet te maken. In het Meer Met Bodemenergie project wordt daarom onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid en proliferatie van pathogene micro-organismen ten gevolge van de toename in grondwatertemperatuur en andere effecten veroorzaakt door het in bedrijf zijn van een WKO-installatie. Er wordt geen onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid en proliferatie van virussen, dit gebeurd wel in het kader van het onderzoek uitgevoerd door KWR. Het gaat om het BTO Project Effecten van Bodemenergie, dat tot eind 2011 loopt en het daaraan gekoppelde promotieonderzoek door Matthijs Bonte (promotieonderzoek aan de VU naar de effecten van open WKO-systemen op de ondergrond, looptijd 4 jaar en opgestart in januari 2009).

Verder is nog meer onderzoek nodig om vast te stellen wat de indirecte effecten van het toepassen van WKO systemen zijn op de bodemecologie. In veld en labtesten wordt daarom gekeken naar het effect van temperatuur op het vrijkomen van assimileerbaar organisch koolstof en nutriënten. Ook wordt gekeken naar het effect van het opmengen van grondwater (homogeniseren) op de bodemecologie.

Richtlijnen voor WKO in de praktijk
Voor bodemenergiesystemen bestaan richtlijnen en protocollen voor het ontwerp en realisatie en wettelijke voorschriften uit de vergunning Waterwet. De richtlijnen en voorschriften zijn bedoeld om te zorgen voor kwalitatief goede systemen en het voorkomen/beperken van nadelige milieueffecten. De belangrijkste bestaande richtlijnen en protocollen zijn:

- NVOE-richtlijnen:

Bedoeld om de kwaliteit van ontwerp, realisatie, beheer en beëindiging van open WKO-systemen te waarborgen. Het systeem is opgezet door de markt voor ondergrondse energieopslag zelf. Er is geen verplichting om de richtlijnen op te volgen.

- SIKB-protocol “Mechanisch Boren”

Bedoeld om de kwaliteit van grondboringen te waarborgen. Alle boorbedrijven moeten vanaf 2011 gecertificeerd zijn op grond van dit protocol.

Daarnaast is in het kader van het Samenwerkingsprogramma WKO een traject in gang gezet om te komen tot een integrale en zoveel mogelijk wettelijk verankerde kwaliteitsborging van alle facetten van WKO. Hierbij komen niet alleen de boringen, maar bijvoorbeeld ook het werkelijke energetisch rendement aan de orde.

Voor het verkrijgen van een vergunning Waterwet voor een open systeem, moet worden voldaan aan het landelijke en provinciale beleid. In de vergunning worden eisen gesteld aan de aanleg van het betreffende WKO-systeem, de te verrichten en te rapporteren metingen, randvoorwaarden tijdens gebruik en de beëindiging/afsluiting van het systeem. Een deel van deze richtlijnen komt overeen met de NVOE-richtlijnen en het SIKB-protocol. Andere belangrijke en veel gestelde eisen zijn:

- Een WKO dient over een zekere periode te voldoen aan een energiebalans. Netto opwarming of afkoeling van de ondergrond is niet toegestaan.
- De infiltratietemperatuur bedraagt minimaal 5 °C en maximaal 25 °C (30 °C in Zuid-Holland).
- WKO mag in een aantal provincies niet worden toegepast in bepaalde (diepe) watervoerende pakketten.

Deze laatste eisen zorgen voor beperkingen voor WKO-systemen en staan daarom ter discussie. Het herstellen van een energiebalans kan voor een hoger energieverbruik zorgen en tot extra investeringskosten leiden. IPO is voornemens om binnen het Samenwerkingsprogramma WKO een uitgebreid onderzoek te laten uitvoeren naar het nut en de noodzaak van het voorschrijven van een energiebalans. In dit onderzoek zullen scenario's worden doorgerekend, waarin zowel de bodemzijdige als de gebouwzijdige aspecten worden meegenomen. Naar verwachting komen de resultaten van dit onderzoek eind 2010/begin 2011 beschikbaar. Dit onderdeel is daarom niet opgenomen in het onderzoeksprogramma van Meer Met Bodemenergie.

De opslag van warmte bij hoge temperaturen kan het energieverbruik van de warmtepomp sterk beperken of de warmtepomp zelfs overbodig maken. Het verder verruimen van de maximale infiltratietemperatuur kan de duurzaamheid van WKO-systemen nog verder verbeteren en extra energiebesparing opleveren. Het belangrijkste bezwaar is echter de mogelijk nadelige invloed van de hoge temperaturen op bodem en grondwater. In Meer Met Bodemenergie worden de effecten van hogere infiltratie temperaturen onderzocht door het uitvoeren van proeven in het laboratorium en metingen bij bestaande hoge temperatuursystemen.

De gereserveerde watervoerende pakketten zijn in veel gevallen geschikt voor WKO. Als de andere watervoerende pakketten niet gebruikt kunnen worden of onvoldoende geschikt zijn, wordt door deze reservering geen WKO toegepast terwijl dat wel mogelijk is. Het belangrijkste bezwaar tegen het vrijgeven van deze pakketten is de mogelijk nadelige invloed op de grondwaterkwaliteit. De noodzaak van het blokkeren van bepaalde watervoerende pakketten voor WKO wordt in Meer Met Bodemenergie indirect onderzocht door extra kennis te vergaren over de effecten van WKO op de grondwaterkwaliteit.

Uitgangspunt van het huidige beleid is dat degene die het eerst een vergunning heeft, het eerste recht heeft. Het komt echter steeds vaker voor, dat nieuwe WKO-initiatieven hinder ondervinden van bestaande WKO-systemen. In verband hiermee leeft de vraag of en wanneer regie op de ondergrond nodig is om tot een eerlijke en optimale benutting van de ondergrondse ruimte te komen. Een mogelijke oplossing is het toepassen van gebiedsplannen.

Onderzoek naar de beschikbare ondergrondse ruimte enerzijds en de benodigde ondergrondse ruimte (bij volledige toepassing van WKO) anderzijds kan inzicht geven in de gebieden waarvoor deze vragen van belang zijn. Op dit moment wordt door SKB samen met een consortium van adviesbureau's een handreiking Masterplannen opgesteld. Deze handreiking geeft richtlijnen onder welke voorwaarden een Masterplan moet/kan worden gemaakt en op welke wijze. Het project is in juni 2010 opgestart en zal naar verwachting in de eerste helft van 2011 worden opgeleverd. Dit onderzoek is daarom niet in het onderzoeksprogramma opgenomen. Wel zal in de beleidsdiscussie worden ingegaan op de juridische verankering van gebiedsplannen.

Verstopping van bronnen

Vanwege de lange levensduur van WKO-systemen is het van groot belang om te waarborgen dat de verstopping van de bronnen tot een minimum beperkt blijft. Volgens onderzoek uit 2008 heeft 5 à 10% van de WKO-systemen op enig moment met putverstopping te maken. In de meeste gevallen kan het probleem snel worden verholpen. Serieuze problemen met bronverstopping komen daardoor slechts in beperkte mate voor. Gezien de verwachte toename van het aantal systemen in de komende jaren en de komst van nieuwe marktpartijen (die minder kennis en ervaring hebben), blijft putverstopping een belangrijk punt van aandacht. Bovendien zal bij de combinatie van WKO en sanering sprake zijn van verhoogde risico's op putverstopping, doordat vaker verschillende waterkwaliteiten worden gemengd.

Putverstopping door deeltjes is bij elk WKO-systeem in meer of mindere mate van toepassing. Dit type verstopping is uitgebreid onderzocht in het kader van het Bedrijfsgerichte Technologische Samenwerkingsprogramma (BTS). Belangrijkste conclusie is dat frequent schakelen deeltjesverstopping beperkt. Daarnaast kan de verstopping worden beheerst door preventief onderhoud aan de bronnen.

Chemische/biologische putverstopping treedt meestal op door menging van water met verschillende samenstellingen. De meest voorkomende chemische/biologische verstopping bij WKO-systemen is verstopping van bronnen door ijzer(hydr)oxiden. Het voorkomen van de menging van verschillende watertypen is de meest voor de hand liggende oplossing. Dit betekent dat in het vooronderzoek aandacht nodig is voor de grondwaterkwaliteit.

Bij de combinatie van WKO met sanering neemt het risico op putverstopping aanzienlijk toe, door grotere verschillen in waterkwaliteit en verhoogde gehaltes aan afbreekbare stoffen. Aangezien er nog nauwelijks ervaring is met deze combinatie is onbekend of en wanneer het voorkomen of beheersen van de verstoppingsproblematiek haalbaar is. In het kader van een SKB onderzoek naar de combinatie van WKO met sanering in Apeldoorn, zijn mogelijke oplossingen aangedragen om het optreden van verstopping te beperken of de problematiek beheersbaar te krijgen. Tevens is daarbij een ontwerp gemaakt voor een pilot-installatie voor een eerste project met de daaraan gekoppelde voorzieningen die nader onderzoek mogelijk maken.

Bij hoge temperatuur warmteopslag kan verstopping optreden door de neerslag van carbonaten en kan waterbehandeling nodig zijn om dit te voorkomen.

Gasverstopping kan effectief worden voorkomen door ervoor te zorgen dat het water onder voldoende druk blijft. Als sprake is van een hoge gasdruk in ondiep grondwater kan het handhaven van voldoende druk niet altijd garandeerd worden en is het beter om energieopslag in een dieper watervoerend pakket toe te passen. Ontgassing is ook mogelijk, maar niet gewenst als daarbij methaan (een sterk broeikasgas) in de atmosfeer terecht komt.

Thermische putverstopping en putverstopping door kleizwelling spelen normaalgesproken geen rol van betekenis.

De belangrijkste onderzoeksvraag die speelt bij het functioneren van bronnen in de praktijk ligt bij de combinatie van WKO en sanering: in hoeverre zal verstopping gaan optreden, kan de verstoppingsproblematiek worden voorkomen of beheerst en hoe kan dit worden uitgevoerd? Op basis van aanvullend literatuuronderzoek en praktijkgegevens van zowel saneringen als WKO-systemen in verontreinigd grondwater, zal binnen Meer Met Bodemenergie geïnventariseerd worden welke effecten optreden en welke tegenmaatregelen mogelijk zijn.

Bodemwarmtewisselaars

De voorgaande hoofdstukken gaan vooral in op open WKO-systemen. Dit hoofdstuk beschrijft specifiek bodemwarmtewisselaars. Dit zijn gesloten systemen waarbij water in een buis (ook wel bodemlus genoemd) door de bodem wordt geleid en daarbij niet in contact komt met het grondwater.

Voor bodemwarmtewisselaars zijn verschillende wettelijke eisen van toepassing. In Provinciale milieuverordeningen en de Keur (waterschappen kunnen nabij dijken beperkingen aan boringen opleggen) zijn restrictiegebieden bepaald voor het toepassen van bodemwarmtewisselaars. Een vergunning in het kader van de Wet Milieubeheer is van toepassing voor systemen groter dan 1,5 kW en de Wet bodembescherming voorziet in een zorgplicht voor de bodem. Omdat geen grondwater wordt onttrokken of geïnfiltreerd, is geen vergunning Waterwet nodig.

Het huidige beleid voor bodemwarmtewisselaars voorziet niet in een toetsing van de effecten van deze systemen. Bovendien vindt er op dit moment geen registratie van de systemen plaats. Daardoor is er weinig zicht op de ontwikkelingen in het aantal systemen en de effecten daarvan. De meest recente informatie over aantallen heeft betrekking op 2007: naar inschatting van het CBS waren er in dat jaar in Nederland 20.000 boorgaten voor bodemwarmtewisselaar aanwezig.

Voor bodemwarmtewisselaars zijn de volgende risico's specifiek of in verhoogde mate van belang:
- Afdichting van doorboorde kleilagen (natuurlijk barrières die grondwater met verschillende kwaliteit gescheiden kunnen houden en onder meer verspreiding van verontreinigingen naar andere watervoerende pakketten hinderen);
- Lekkage van bodemvreemde stoffen zoals glycol;
- Nadelige thermische effecten op bestaande WKO's;
- Het buiten gebruik stellen van de systemen is niet gebonden aan regels.
- Het te dicht bij elkaar plaatsen van BWW's waardoor systemen elkaar onderling sterk gaan beïnvloeden (afkoelende bodem)
- Bevriezing van de bodem bij sterke afkoeling van de bodem.

De afdichting van doorboorde weerstandslagen moet vanaf 2011 worden uitgevoerd volgens het "Protocol Mechanisch Boren", waarmee dit risico wettelijk is afgedekt. Met de komst van de AMvB Bodemenergie (momenteel, 17 augustus 2010, voorzien voor 2012) zal voor de gesloten systemen een meldingsplicht dan wel vergunningplicht van kracht worden, zodat meer zicht ontstaat op de ontwikkelingen.

Hoewel het risico op lekkage klein is, kan lekkage niet volledig worden uitgesloten. Er zijn verschillende maatregelen denkbaar om de risico's weg te nemen of te beperken:
- bij de realisatie uitgebreide testen uitvoeren om lekkage op te sporen;.
- systemen voor lekdetectie;
- stellen van randvoorwaarden aan de toe te passen materialen (b.v. duurzaamheid van de leidingen en aanvullen van het boorgat met slecht doorlatend materiaal)
- stellen van randvoorwaarden aan de vloeistoffen in de bodemwarmtewisselaars (b.v. niet toestaan van bepaalde toevoegingen).

De verschillende maatregelen hebben in meer of in mindere mate consequenties voor de systemen en beïnvloeden daarmee zowel de haalbaarheid (kosten) als de milieueffecten (b.v. als door een bepaalde maatregel de energieopbrengst per bodemlus afneemt en zodoende meer boorgaten nodig zijn) van de systemen. Het is daarom belangrijk om een goede afweging te maken tussen de gevolgen van de verschillende maatregelen en de effecten die hiermee worden voorkomen of beperkt.

Op de vraag hoe de bodem kan worden hersteld na het buiten gebruik stellen van een gesloten systeem is vooralsnog geen antwoord gevonden. Het vervangen van de gebruikte vloeistoffen door schoon water ligt hierbij voor de hand als gedeeltelijke oplossing, waarbij zorg moet worden gedragen voor een correcte afvoer van de vrijgekomen vloeistoffen.

Samenvattend bestaan de volgende onderzoeksvragen:
- Welke eisen moeten worden gesteld om de risico's op lekkage van de vloeistoffen in bodemwarmtewisselaars en de gevolgen daarvan te beperken?

- Hoe kan interferentie tussen een gesloten systeem en een reeds aanwezig (open of gesloten) WKO-systeem worden voorkomen?
- Hoe moet worden omgegaan met de beëindiging van gesloten systemen?

Naast het in beeld brengen van de risico's omtrent het toepassen van antivriesmiddelen in gesloten bodemenergiesystemen (de bestaande kennis is in het literatuuronderzoek in beeld gebracht), is in het onderzoeksprogramma van MMB geen aanvullend onderzoek opgenomen dat specifiek gericht is op de gesloten systemen. In de klankbordbijeenkomst van februari 2010 hebben de participanten echter aangegeven het belangrijk te vinden om extra aandacht te besteden aan de gesloten systemen. Op dit punt zal nog worden bepaald of en zo ja welk onderzoek gaat plaatsvinden binnen MMB.

Mogelijkheden combinatie WKO en bodemsanering
Omdat verplaatsing van een grondwaterverontreiniging door een WKO-systeem niet is toegestaan worden, WKO systemen in verontreinigde gebieden vaak zodanig ontworpen dat geen interactie met de verontreiniging optreedt. Door de groeiende vraag naar WKO systemen wordt de druk om WKOs in verontreinigde grondwaterpakketten toe te laten echter steeds groter. Combinatieconcepten zouden een win-win situatie kunnen opleveren omdat het hiermee mogelijk wordt WKO systemen toe te kunnen passen in verontreinigde gebieden en dit tegelijkertijd kansen biedt om de stagnatie in grondwatersaneringen vlot te trekken.

Over WKO installaties en saneringen afzonderlijk is veel kennis aanwezig. De kennis over de combinatie van beide technieken is echter schaars. Het enige voorbeeld uit de praktijk is het Sanergy project in Eindhoven waarbij een WKO systeem wordt ingezet om een verontreiniging te beheersen en te saneren. Aangezien Sanergy recent is gestart, is nog onbekend wat de resultaten van het combinatieconcept zijn.

Daarnaast zijn voor verschillende verontreinigde locaties binnen Nederland combinatieconcepten uitgewerkt op papier. De uitwerking van deze combinatieconcepten bevat vaak één of meer van de onderstaande elementen:
- grondwater uit het WKO systeem deels zuiveren en lozen;
- de verontreiniging beheersen door een slim grondwaterrecirculatiesysteem;
- stimuleren van natuurlijke afbraak door grondwatertransport;
- stimuleren van natuurlijke afbraak door verwarming van de bodem;
- stimuleren van natuurlijke afbraak door het toevoegen van hulpstoffen.

Naast de bovenstaande opties zijn reactieve omstorting van WKO putten en/of ondergrondse beluchting (ook wel bekend als ondergrondse ontijzering of Vyredox) mogelijk interessant. Bij beide technieken wordt een actieve zone rondom de WKO putten aangelegd waarin chemische of biologische afbraak van de verontreiniging plaats kan vinden.

In de uitwerking van de bovenstaande concepten blijkt dat de toegepaste debieten bij WKO systemen vaak vele malen groter zijn dan bij saneringen. Het bovengronds zuiveren van de totale verpompte waterstroom aan verontreinigd water is daardoor onbetaalbaar. Omgekeerd geldt dat het leveren van koude en warmte uit het water dat vrij komt bij een sanering vaak niet rendabel is. Wel kan worden gekozen voor een tussenvorm, waarbij een klein deel van het onttrokken grondwater wordt gezuiverd en geloosd.

WKO-systemen worden meestal in diepere bodemlagen geplaatst (vanaf 20-150 meter onder maaiveld). Grondwaterverontreinigingen bevinden zich vaak ook nog in ondiepere bodemlagen (0-20 m –mv), waardoor enerzijds de combinatie met WKO moeilijker te maken is, en anderzijds verschillen in grondwaterkwaliteit grotere risico's met zich meebrengen. Daar waar verontreiniging – vaak gechloreerde koolwaterstoffen – ook op grotere diepte (20-100 m –mv) worden aangetroffen zijn combinaties interessant. Een belangrijk aandachtspunt bij de combinatie van WKO en sanering is het verhoogde risico op verstopping van de WKO-putten.

Om het tekort aan praktijkervaring op het gebied van combinatieconcepten aan te vullen worden binnen het project Meer Met Bodemenergie lab- en praktijktesten uitgevoerd naar de effectiviteit van de combinatieconcepten en de duurzaamheid ervan. Verder wordt de kennis die beschikbaar is over combinatiesystemen gebundeld en uitgewerkt in combinatieconcepten die als praktische basis kunnen dienen voor toekomstige projecten. In de uitgewerkte combinatieconcepten wordt onder andere aandacht besteed aan het financieel en milieutechnisch rendement.

Effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van verontreinigingen
Het gedrag van verontreinigingen verandert door temperatuurveranderingen als gevolg van WKO installaties. Om dit gedrag te kunnen voorspellen dient aandacht besteed te worden aan de effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van de meest voorkomende verontreinigingen BTEX en VOCl.

De vluchtigheid, oplosbaarheid en het verspreidingsgedrag van de verontreinigingen BTEXN en VOCl zijn temperatuursafhankelijk.

Voor VOCl geldt ongeveer het volgende: bij een temperatuurtoename van 50°C wordt de evenwichtsconcentratie in de gasfase (bij gelijkblijvende concentratie in de waterfase) 10 keer zo groot, en ontwijkt VOCl dus sneller naar de gasfase. Bij benzeen en naftaleen neemt de evenwichtsconcentratie bij een temperatuurstoename van 50 °C toe met ongeveer een factor 6.

De maximale oplosbaarheid van PER en TRI blijft van 0 tot 60 °C stabiel, maar bij hogere temperaturen neemt de oplosbaarheid exponentieel toe. Voor p-xyleen, één van de componenten van BTEXN, neemt de oplosbaarheid als functie van de temperatuur al vanaf 25 °C exponentieel toe. Van de overige BTEXN is een dergelijke relatie niet bekend.

Met VOCl in puur product-vorm bestaat de kans dat bij hogere temperaturen puur product versneld naar grotere diepte zakt.

Bij de temperatuurverschillen die optreden bij de meeste WKO-systemen (enkele graden temperatuurverhoging of -verlaging) zijn de effecten op de fysische eigenschappen van de verontreiniging verwaarloosbaar. Hoge temperatuur WKO systemen hebben naar verwachting wel een significante invloed op de fysische eigenschappen van de verontreiniging. Het effect van hoge temperatuur WKO systemen op de verspreiding van VOCl zaklagen is nog onbekend.

Saneringstechnieken waarmee de bodem wordt opgewarmd om verontreiniging te verwijderen, zijn onder andere electroreclamatie en stoomextractie. Met deze technieken wordt de bodem tot wel 100 °C opgewarmd. Door het opwarmen wordt de verontreiniging mobieler gemaakt of verdampt een deel van de verontreiniging. De effecten die deze technieken op de verontreiniging hebben kunnen mogelijk worden vergeleken met de effecten van hoge temperatuur WKO systemen op een verontreiniging.

Voordat een hoge temperatuur WKO systeem in een gebied met VOCl zaklagen geplaatst kan worden, zal er meer onderzoek plaats moeten vinden naar het verspreidingsgedrag van VOCl zaklagen bij hoge temperaturen. Binnen het project Meer Met Bodemenergie worden stoftransportmodellen gebruikt om het effect van een WKO systeem op VOCl zaklagen beter in beeld te brengen. Bekeken zal worden in de uitwerking van nieuwe concepten in hoeverre deze fysische effecten ook juist (tijdelijk) kunnen worden benut voor versnelde verwijdering van verontreinigingen in combinatieconcepten.

Biologische afbraak van verontreinigingen
Binnen Meer Met Bodemenergie worden de mogelijkheden onderzocht om WKO en sanering te combineren (zie hoofdstuk 11). Om combinatieconcepten te ontwikkelen is het van belangrijk om kennis te hebben van de randvoorwaarden voor het optreden van de biologische afbraak van verontreinigingen. Daarbij wordt gefocust op de twee meest voorkomende en mobiele grondwaterverontreinigingen: gechloreerde ethenen (PER, TRI, DCE en VC) en BTEXN.

Tetrachlooretheen (PER) en trichlooretheen (TRI) kunnen door middel van anaerobe reductieve dechlorering, via DCE (dichlooretheen) en VC (vinylchloride), worden afgebroken tot de onschadelijke afbraakproducten etheen en/of ethaan. Voor het optreden van reductieve dechlorering moet in de bodem gelijktijdig aan de volgende randvoorwaarden worden voldaan:
- sterk gereduceerde redoxomstandigheden (bij voorkeur methanogeen);
- voldoende electrondonor;
- aanwezigheid van de juiste, specifiek VOCl afbrekende micro-organismen.

Cis-DCE en VC kunnen ook via aerobe oxidatie of anaerobe oxidatie afgebroken worden. Anaerobe oxidatie is in het bijzonder interessant omdat afbraak via deze route plaats kan vinden onder bodemcondities die ook vaak heersen in de goeddoorlatende bodempakketten waarin WKO systemen worden aangelegd. De maximaal aangetoonde omzettingssnelheid van anaerobe oxidatie is zeer laag vergeleken met de snelheden via aerobe afbraak of anaerobe reductieve dechlorering. Over het anaerobe oxidatie proces is nog relatief weinig bekend.

Onder aerobe condities kunnen TRI, CIS en VC ook co-metabool worden afgebroken in aanwezigheid van co-substraten zoals tolueen, propaan of methaan.

Vluchtige aromaten als benzeen, tolueen, ethylbenzeen,xylenen en naftaleen (beter bekend als BTEXN) kunnen onder aerobe omstandigheden snel worden afgebroken tot koolstofdioxide en water. De afbraak van BTEXN is ook onder anaerobe omstandigheden mogelijk, maar gaat in de regel veel langzamer. Anaerobe afbraak van benzeen en naftaleen blijkt niet in alle gevallen anaeroob op te treden en gaat soms erg langzaam. De anaerobe afbraak van benzeen kan tevens beïnvloed worden door de aanwezigheid van TEX. Afbraak van benzeen en naftaleen treedt pas op nadat TEX afgebroken zijn.

Uit onderzoek is gebleken dat de optimale temperatuur voor biologische afbraak rond de 10-30°C ligt. Uit een onderzoek waarin de afbraak via anaerobe reductieve dechlorering van VOCl bij verschillende temperaturen is onderzocht bleek de afbraak van DCE te stagneren bij temperaturen lager dan 4 à 10 °C. Bij een temperatuur hoger dan 60 °C werd TRI niet meer afgebroken en bij 40 à 50 °C stagneerde de afbraak van DCE en VC. Uit de resultaten van een electrobioreclamatie sanering, waarbij de bodem is opgewamd tot 40 ºC zijn toenamen van de eerste orde afbraakconstanten met een factor 4 voor VC en een factor 100 voor PER waargenomen. Ook bleek de verontreiniging die geadsorbeerd was aan organisch materiaal sneller vrij te komen.

Alle WKO projecten tezamen creëren landelijk gezien een vrijwel sluitende energiebalans. Dit betekent dat bij veel projecten een warme zone en een evenredig grote koude zone aanwezig is. Mogelijk wordt de afbraak gestimuleerd in de warme bron en neemt de afbraaksnelheid juist af in de koude bron. Onbekend is welk netto resultaat dit voor de biologische afbraak heeft.

Er is weinig praktijkkennis beschikbaar over het effect van WKO op de afbraaksnelheid van VOCl en BTEX. Er zijn alleen laboratorium proeven uitgevoerd (en geen veldproeven), waarbij de biologische processen slechts summier zijn gevolgd. Door middel van veld- en labmetingen wordt in het project Meer Met Bodemenergie specifiek de aandacht gelegd op deze biologische afbraakprocessen. Zie ook het hoofdstuk ‘Mogelijkheden combinatie WKO en bodemsanering’.

Gebiedsgericht grondwaterbeheer
In veel stedelijke en industriële gebieden in Nederland is de bodem en het grondwater op grote schaal verontreinigd geraakt door verschillende bedrijfsactiviteiten. In de praktijk blijkt het lastig te zijn om gebieden met grootschalige diepere bodem- en grondwaterverontreinigingen in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb) effectief aan te pakken. Enerzijds blijkt het moeilijk om de aard en omvang van de verontreiniging in beeld te brengen en is de veroorzaker vaak niet traceerbaar of niet meer aansprakelijk te stellen.

Anderzijds blijken de (maatschappelijke) kosten voor het volledig opruimen extreem hoog te zijn, terwijl de drijfveer om diepere grondwaterverontreinigingen snel aan te pakken vaak niet groot is. Tegelijkertijd neemt momenteel de behoefte om de diepere ondergrond voor meerdere functies te gebruiken sterk toe. Verontreinigingen in het grondwater hebben een stagnerende invloed op de ontwikkeling van deze nieuwe gebruiksfuncties. Ook zijn er, zeker voor de langere termijn, risico's voor duurzaam bodemgebruik, de kwaliteit van de grondwatervoorraden en het oppervlaktewater. Dit is de reden dat verschillende partijen de afgelopen 10 jaar de mogelijkheden hebben onderzocht voor het gebiedsgericht aanpakken van de grootschalige grondwaterverontreinigingsproblematiek.

Er zijn globaal drie manieren waarop WKO een gunstig effect kan hebben op de verontreinigingsvracht in het diepe grondwater. Door verhoging van de temperatuur kan de natuurlijke afbraak van (natuurlijk afbreekbare) verontreinigingen gestimuleerd worden. Ook het rondpompen van (verontreinigd) grondwater zou gunstig kunnen zijn voor de natuurlijke afbraak in een WKO systeem door het mengen van verontreinigingen, hulpstoffen en bacteriën. Een derde manier is dat WKO systemen zouden kunnen worden gebruikt om grondwaterverontreinigingen te beheersen. In Nederland wordt het concept gebiedsgericht grondwaterbeheer in enkele gebieden (o.a. Rotterdam, het Gooi, Utrecht Centrum, Apeldoorn) toegepast .

Gebiedsgericht grondwaterbeheer omvat een aantal aspecten die aandacht verdienen: technisch-inhoudelijk, bestuurlijk-beleidsmatig, financieel, organisatorisch en de ruimtelijke inpassing. Uit de uitgevoerde pilots komen enkele belangrijke discussiepunten naar voren. De eerste vraag is of de identificatie van grootschalig verontreinigde gebieden (potentieel voor gebiedsgericht grondwaterbeheer) compleet is. Het gunstige effect van WKO op grondwaterverontreinigingen is nog steeds een hypothese die nader onderzocht zou moeten worden. Het modelleren van de verontreiniging in een dergelijke setting vereist aanpassing van de bestaande modelcodes en aanpak. De monitoring van de grondwaterstroming en de verspreiding van puntbronnen en/of pluimen dient goed onderbouwd te worden, rekening houdend met het fysieke systeem en de bestuurlijke grenzen. De toetsing van de meetgegevens dient te gebeuren volgens een helder en (landelijk) geaccepteerd toetsingskader, welke nu nog ontbreekt.

Rondom gebiedsgericht grondwaterbeheer is door de initiatiefnemers, beleidsmakers en consultants vooral veel aandacht gegeven aan de juridische en beleidsmatige aspecten en in mindere mate de organisatorische en financiële aspecten. Ook is in SKB kader geïdentificeerd welke gebieden in potentie in aanmerking zouden komen voor een gebiedsgerichte aanpak. De volgende vragen staan open:

- Hoe wordt het takenpakket van de gebiedbeheerder precies ingevuld? Welke bevoegdheden zal die krijgen? Over welke (financiële) middelen zal die partij kunnen beschikken? Wat mag verwacht worden van de 'vervuilers' in het gebied?
- Hoe betrouwbaar zijn de gehanteerde kostenmodellen, op basis waarvan de meerwaarde van de gebiedsgerichte aanpak wordt afgewogen?
- Wanneer en op welke wijze wordt vastgesteld of men aan de beoogde doelstellingen van de gebiedsgerichte aanpak voldoet? Meer concreet: hoe wordt er gemonitoord en hoe zal het bevoegde gezag toetsen? Welk beschermingsniveau van mogelijke bedreigde objecten binnen en buiten het gebied van de gebiedsgerichte aanpak worden gehanteerd?

Over de technische en ruimtelijke implicaties bij het toepassen van WKO-systemen in grootschalig verontreinigde gebieden is nog weinig bekend. Veel van de openstaande technische vragen spitsen zich toe op het enerzijds faciliteren van het gebruik van de (verontreinigde) ondergrond voor WKO en anderzijds het benutten van de mogelijk beheersende en sanerende functie van WKO systemen.

Werkpakket 3 van Meer Met Bodemenergie zal grotendeels de technische vragen behandelen. Specifiek voor de inzet van WKO bij gebiedsgericht grondwaterbeheer zal Meer met bodemenergie de volgende nog openstaande vragen behandelen:

- Is het reëel om te verwachten dat WKO in grootschalig verontreinigd gebied substantieel kan bijdragen aan het verbeteren van de grondwaterkwaliteit?
- Biedt WKO een mogelijkheid om de verontreinigingslast te beheersen?
- Welke technische, procesmatige en beleidsmatige aandachtspunten zijn er? Welke criteria moeten worden gehanteerd?
- Hoe kan grondwatermonitoring optimaal worden ingezet?

Combinatiemogelijkheden WKO met andere toepassingen

Warmte- en koudeopslag biedt in potentie mogelijkheden voor het combineren van doelstellingen. Het verpompen van relatief grote hoeveelheden grondwater en het toevoegen of onttrekken van thermische energie biedt aanknopingspunten voor combinaties met andere processen in de waterkringloop en de energiehuishouding. De vele voorbeelden van nieuwe mogelijkheden met WKO die zijn gevonden, zijn in te delen in twee categorieën.

De eerste categorie betreft (relatief) nieuwe toepassingsgebieden van WKO (b.v. WKO in de glastuinbouw, veeteelt of voor het ijsvrij houden van wegen/start- en landingsbanen) en nieuwe manieren om warmte dan wel koude in te vangen (b.v. gebruik van oppervlaktewater, asfalt, riolering/afvalwater of semi-gesloten kassen). De tweede categorie betreft toepassingsgebieden waarbij het niet om de thermische energie gaat, zoals de combinatie van WKO met sanering, brandblusvoorziening of (drink)waterwinning.

In deze studie is een overzicht gemaakt van de verschillende innovatieve toepassingen van combinaties met WKO in Nederland. Daarnaast wordt een aantal voorbeelden genoemd van hoe deze in de praktijk worden toegepast. De meeste innovatieve combinaties hebben betrekking op productie en gebruik van duurzame energie. De gevonden voorbeelden verkeren alle nog in conceptstadium. De conclusie is daarmee dat WKO kan worden toegepast in velerlei situaties, maar dat er uiteindelijk nog weinig vernieuwende ‘win-win situaties’ zijn gecreëerd met andere thema’s dan energie, terwijl hier wellicht wel kansen liggen.

In werkpakket 4 van Meer Met Bodemenergie zal dan ook toegewerkt worden naar het nader identificeren en uitwerken van kansrijke concepten die in principe toegepast zouden kunnen worden in bepaalde gebieden of omstandigheden.

Inhoudsopgave

Voorwoord 4

Samenvatting 6

1 Inleiding 32
1.1 Doelstelling 32
1.2 Focus en indeling 33

2 Stijghoogte-effecten en zettingen 34
2.1 Introductie 34
2.2 Het grondwatersysteem (stroming, grondwaterstanden en stijghoogtes) 34
2.3 Grondwaterregio's in Nederland 38
2.4 Natuurlijke variatie in de stijghoogte en grondwaterstand 42
2.5 Onzekerheden in de geohydrologie 45
2.6 Invloed van WKO-systemen op de stijghoogte en grondwaterstand 46
2.7 Autonome bodemdaling in Nederland 51
2.7.1 Zettingen door stijghoogteverlagingen 52
2.7.2 Zettingen door temperatuurveranderingen 55
2.8 Discussie en conclusies 56
2.9 Literatuur 57

3 Verzilting 59
3.1 Introductie 59
3.2 Literatuuroverzicht 64
3.3 Discussie 73
3.4 Conclusies 74
3.5 Literatuur 74

4 Temperatuurveranderingen door WKO's 77
4.1 Introductie 77
4.2 Vraagstelling en Hyphothese 77
4.3 Warmtetransport 79
4.3.1 Inleiding 79
4.3.2 Warmtecapaciteit 79
4.3.3 Retardatie 79
4.3.4 Warmtegeleiding 80
4.3.5 Warmtetransportvergelijking 81
4.3.6 Thermische straal en praktische normen 82
4.3.7 Thermisch invloedsgebied 83
4.4 Dichtheidsstroming en doorlatendheid 84
4.4.1 Dichtheid, viscositeit en doorlatendheid 84
4.4.2 Dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming 87
4.5 Onzekerheden 88
4.5.1 Ondergrond en heterogeniteit 88
4.5.2 Warmtetransportparameters 90

4.5.3 Energiebalans en ontwerp ... 92
4.6 Meten en Modelleren ... 93
4.6.1 Monitoringstechnieken ... 93
4.6.2 Modelleren ... 98
4.7 Discussie en conclusies ... 99
4.8 Literatuur ... 100

5 Temperatuurveranderingen in het verleden ... 104
5.1 Introductie ... 104
5.2 Literatuuroverzicht ... 104
5.2.1 Warmteflux en warmtegeleiding ... 104
5.2.2 Warmtecapaciteit ... 107
5.2.3 Oppervlaktetemperatuur ... 108
5.2.4 Stedelijk warmte-eiland ... 112
5.2.5 Invloed grondwaterstroming ... 113
5.2.6 Rekenen aan bodemtemperaturen ... 114
5.3 Discussie en conclusies ... 114
5.4 Literatuur ... 116

6 Effecten op geochemie ... 118
6.1 Introductie ... 118
6.1.1 Effect van temperatuur op mineraalevenwicht ... 118
6.1.2 Effect van temperatuur op de kinetiek van reacties ... 122
6.1.3 Effect van temperatuur op adsorptie ... 123
6.2 Effect van andere factoren op de geochemische processen bij WKO ... 124
6.3 Conclusies en Aanbevelingen ... 127
6.4 Literatuur ... 129

7 Effecten op ondergrondse microbiologie ... 131
7.1 Introductie ... 131
7.2 Huidige kennis ... 132
7.2.1 Algemene biodiversiteit in de bodem ... 132
7.2.2 Effect op totale hoeveelheid biomassa en biologische activiteit gemeten in WKO-projecten ... 135
7.2.3 Effect op microbiële diversiteit in WKO projecten ... 138
7.2.4 Effect op pathogenen ... 140
7.2.5 Effect door plaatsing van het systeem ... 142
7.3 Conclusie ... 142
7.4 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek ... 142
7.5 Literatuur ... 143

8 Richtlijnen voor WKO in de praktijk ... 147
8.1 Ontwerprichtlijnen ... 147
8.1.1 Voldoen aan de energievraag ... 147
8.1.2 Technisch en economisch haalbaar ... 149
8.1.3 Acceptabele invloed op de omgeving ... 150
8.2 Richtlijnen vanuit wet- en regelgeving ... 151
8.2.1 Vergunningprocedure ... 151

8.2.2 Effecten 152
8.2.3 Interferentie 152
8.3 Richtlijnen bij de realisatie 155
8.3.1 Realisatie van de bronnen 156
8.3.2 Afwerking van het boorgat 157
8.3.3 Beleid 158
8.4 Discussie en conclusies 158
8.5 Literatuur 159

9 Verstopping van bronnen 161
9.1 Inleiding 161
9.2 Literatuuroverzicht 161
9.2.1 Putverstopping door deeltjes 162
9.2.2 Chemische/biologische putverstopping 163
9.2.3 Gasverstopping 170
9.2.4 Thermische verstopping 174
9.2.5 Putverstopping door kleizwelling 175
9.3 Discussie en conclusies 175
9.4 Literatuur 176

10 Bodemwarmtewisselaarsystemen 179
10.1 Literatuuroverzicht 180
10.1.1 De werking van bodemwarmtewisselaars 180
10.1.2 Samenstelling en installatie 182
10.1.3 Energieoverdracht 183
10.1.4 Bodemgeschiktheid 185
10.2 Systeemconcept en dimensionering 188
10.2.1 Systeemconcept 188
10.2.2 Dimensionering 188
10.3 Richtlijnen 189
10.3.1 Ontwerp 190
10.3.2 Realisatie 191
10.3.3 Wet- en regelgeving 193
10.4 Risico's van circulatiemedium lekkage 195
10.4.1 Kans op lekkage 195
10.4.2 Toxiciteit en afbreekbaarheid van bestanddelen circulatiemedium 196
10.4.3 Voorkomen van lekkage 201
10.5 Discussie en conclusies 201
10.6 Literatuur 203

11 Mogelijkheden combinatie WKO en bodemsanering 206
11.1 Introductie 206
11.2 Combinatieconcepten 207
11.2.1 Strijp-S, Eindhoven (Arcadis, Philips) 207
11.2.2 Kanaalzone, Apeldoorn (Bioclear, IF technology) 208
11.2.3 IJsbaan, Hoogezand-Sappemeer (Bioclear, Royal Haskoning) 209

11.2.4 Spoorzone, Tilburg (TTE) 209
11.2.5 Biowasmachine, Utrecht (Provincie en Gemeente Utrecht) 209
11.2.6 Kanaaloever, Alkmaar (Bioclear, IF technology) 210
11.2.7 Spoorzone Woerden (TTE) 210
11.2.8 Visies op de ondergrond van Zwolle, Arnhem, Wageningen en Almelo (TTE) 210
11.2.9 Internationale projecten 210
11.3 Potentieel te gebruiken technieken bij de combinatie van WKO en saneren. 211
11.3.1 Reactieve omstorting van putten 211
11.3.2 Ondergrondse ontijzering 211
11.4 Conclusies 212
11.5 Aanbevelingen voor vervolg onderzoek 213
11.6 Literatuur 213

12 Effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van verontreinigingen 214
12.1 Introductie 214
12.2 Literatuuroverzicht 214
12.2.1 Vluchtigheid 214
12.2.2 Maximale oplosbaarheid 215
12.2.3 Verspreiding van puur product 215
12.2.4 Praktijkervaringen met opwarming van de bodemverontreinigingen 216
12.3 Conclusies 216
12.4 Aanbevelingen voor vervolg onderzoek 216
12.5 Literatuur 216

13 Biologische afbraak van verontreinigingen 218
13.1 Introductie 218
13.2 Literatuuroverzicht 218
13.2.1 Afbraak van chloorkoolwaterstoffen (VOCl) 218
13.2.2 Anaerobe reductieve dechlorering 220
13.2.3 Anaerobe oxidatie van cis-DCE en VC 221
13.2.4 Aerobe afbraak van cis-DCE en VC 222
13.2.5 Afbraak van BTEX(N) en minerale olie 222
13.2.6 Het meten van (VOCl) verontreiniging afbrekende bacteriën 223
13.2.7 Samenstelling en activiteit van verontreinigingafbrekende bacteriën als gevolg van mengen van water en door temperatuurverandering 224
13.3 Conclusie 225
13.4 Aanbeveling voor vervolg onderzoek 225

14 Gebiedsgericht grondwaterbeheer 226
14.1 Introductie 226
14.2 Lopende initiatieven gebiedsgericht grondwaterbeheer 227
14.2.1 Kanaalzone Apeldoorn 229
14.2.2 Biowasmachine Utrecht CS gebied 229

14.3 Technische aspecten 230
14.3.1 In beeld brengen gunstige effecten door menging en temperatuursverhoging bij WKO 231
14.3.2 Scenario-onderzoek en modelleringen 231
14.3.3 Verspreiding, systeemgrenzen en monitoring 232
14.3.4 Maatregelen in het kader van de gebiedsgerichte aanpak 234
14.4 Ruimtelijke inpassing 235
14.5 Organisatorische en beleidsmatige aspecten 235
14.6 Financiële aspecten 238
14.7 Discussie 239
14.8 Conclusies en noodzaak vervolgonderzoek 240
14.9 Literatuur 241

15 Combinatiemogelijkheden WKO 243
15.1 Inleiding 243
15.2 Vernieuwende WKO toepassingen en regeneratieconcepten 244
15.2.1 WKO gecombineerd met zoutwinning 244
15.2.2 WKO als hulpmiddel bij CCS 244
15.2.3 WKO gecombineerd met thermische zonne-energie 244
15.2.4 WKO als onderdeel van het 'Watersysteem als Energieleverancier' 245
15.2.5 De gesloten kas – WKO en warmtepompen toegepast in de glastuinbouw 245
15.2.6 WKO en geothermie in oude mijngangen 246
15.2.7 WKO in combinatie met afvalwater 246
15.2.8 Opslaan van Warmte en Koude uit de zee 246
15.2.9 WKO toegepast in nieuwe bedrijfstakken 246
15.3 Vernieuwende WKO combinaties met andere bodemfuncties 247
15.3.1 WKO in combinatie met waterkwaliteit 247
15.3.2 WKO in combinatie met bodemsanering 247
15.3.3 WKO in combinatie met het reduceren van de thermische belasting oppervlaktewater 248
15.3.4 WKO als energievoorziening in gesloten kassen 248
15.3.5 WKO in combinatie met autowegen, spoorwegen en vliegvelden 249
15.3.6 WKO in combinatie met drinkwaterwinning 250
15.3.7 WKO in combinatie met grondwateroverlast voorkomen 250
15.3.8 WKO in combinatie met de brandblusvoorziening 250
15.4 Conclusies 250
15.5 Literatuur 251
15.6 Websites 252

1 Inleiding

Dit is het eerste rapport van het project Meer met bodemenergie (MMB). De doelstelling van dit project is beschreven in het onderzoeksplan en luidt als volgt:

- inhoudelijke kennis te vergroten ten aanzien van de relatie tussen bodemenergie en grondwaterkwaliteit;
- risico's en kansen in beeld brengen ten aanzien van de verwachte sterke groei van bodemenergie in Nederland;
- ondersteuning bieden bij het beantwoorden van beleidsmatige en operationele vraagstukken rondom bodemenergie.

Meer informatie over het onderzoeksprogramma zelf is te vinden op www.meermetbodemenergie.nl.

De eerste stap die hierbij gezet wordt, is het bepalen van de huidige stand van de kennis over WKO en aanverwante kennisgebieden waaruit conclusies getrokken kunnen worden die het onderzoek verder kunnen helpen. Vanuit een breed geselecteerd aantal aandachtspunten is gewerkt aan het op een rij zetten van de kennis en onderzoeksvragen. Deze kennis wordt gebruikt om het onderzoeksplan waar nodig aan te passen.

1.1 Doelstelling

Uit de in het verleden gepubliceerde onderzoeksresultaten is al veel kennis te achterhalen over de effecten die WKO's kunnen hebben. Bij het uitvoeren van een dergelijk groot onderzoek zoals het project MMB is, is het zeer verstandig om te starten met een literatuuronderzoek om te voorkomen dat er onderzoeken nodeloos herhaald worden. Tevens is het wenselijk om alle betrokken partijen te voorzien van basisinformatie over de interactie tussen WKO's en het grondwatersysteem (inclusief eventuele verontreinigingen) en de procedures daaromheen.

De doelstelling van dit rapport is dan ook om een overzicht te geven wat bekend is van WKO's en waar de onderzoeksvragen precies liggen. De literatuurstudie heeft daarmee een startpunt bepalende functie voor het praktijkgerichte onderzoek binnen MMB. Daarom wordt in de hoofdstukken van deze studie aangegeven wat de gevolgen voor het onderzoek binnen MMB zijn. Voor het goed kunnen aangeven van de kennisvragen is het noodzakelijk om een gedegen beschrijving te geven hoe WKO interacteert met het natuurlijk grondwatersysteem, antropogene verontreinigingen en/of wat de mogelijkheden voor functiecombinaties zijn.

1.2 Focus en indeling

Dit literatuuronderzoek is het startpunt voor bijna alle werkpakketten van het project MMB. Daarmee ligt de focus van dit rapport heel breed. In de thema's is duidelijk terug te vinden dat er aandacht is voor de ondergrondse effecten van WKO (werkpakket 2), de combinatiemogelijkheden en gevolgen bij interactie met antropogene verontreinigingen (werkpakket 3) en de mogelijkheden voor combinaties tussen WKO en andere functies (werkpakket 4).

Onderstaande thema's zijn gebruikt voor het ordenen van de informatie. De nummers geven de betreffende hoofdstukken weer. De thema's 2 tot 9 gaan over de effecten van een WKO-installatie op de directe omgeving. Omdat veel van deze thema's vooral benaderd worden vanuit de open systemen, zal in hoofdstuk 10 meer specifiek ingegaan worden op de gesloten systemen. De hoofdstukken 11 t/m 14 gaan over de interactie tussen WKO's en bodemverontreinigingen. Hoofdstuk 15 geeft een overzicht van (toegepaste) mogelijkheden om WKO te combineren met andere doelstellingen in een gebied.

2. Stijghoogte-effecten en zettingen
3. Verzilting
4. Temperatuurveranderingen door WKO's
5. Temperatuurveranderingen in het verleden
6. Effecten op geochemie
7. Effecten op ecologie
8. Richtlijnen voor WKO in de praktijk
9. Functioneren bronnen van WKO's
10. Bodemwarmtewisselaars
11. Mogelijkheden combinatie WKO en bodemsanering
12. Effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van verontreinigingen
13. Biologische afbraak van verontreinigingen
14. Gebiedsgericht grondwaterbeheer
15. Combinatiemogelijkheden WKO

2 Stijghoogte-effecten en zettingen

Hetty Mathijsen en Benno Drijver

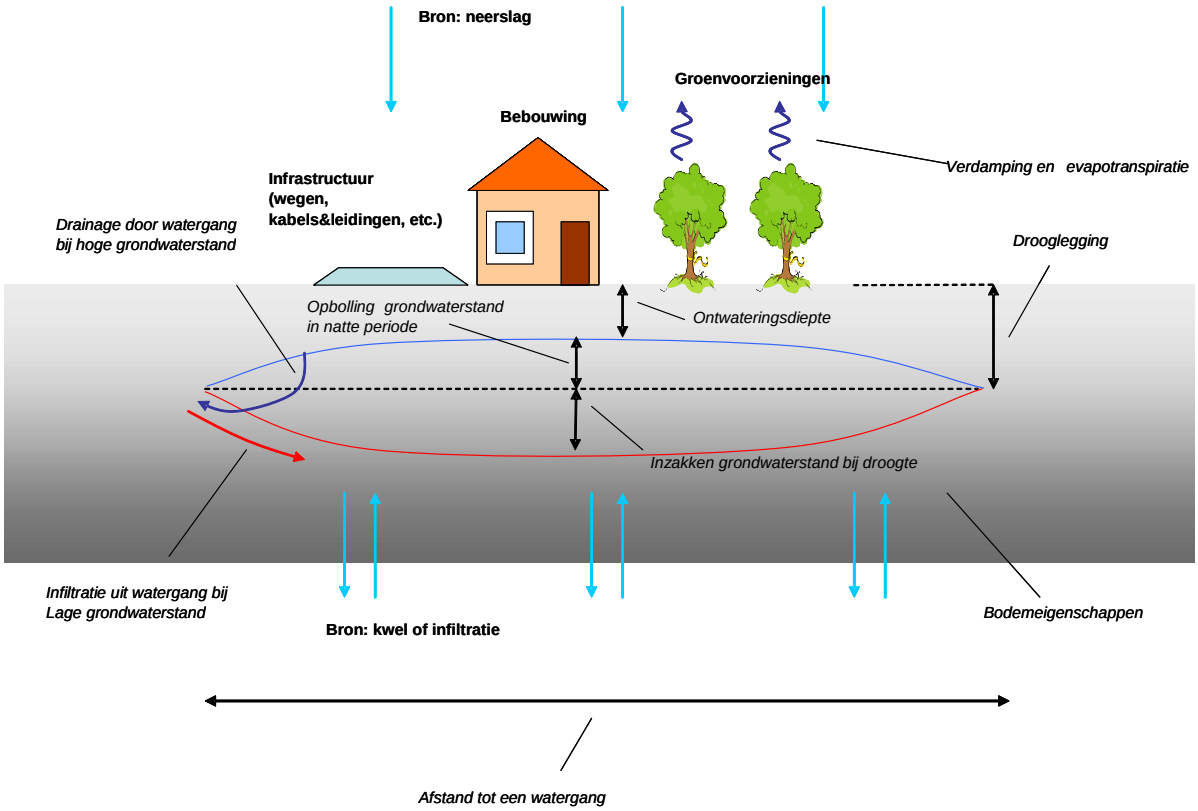
2.1 Introductie

Bij toepassing van WKO wordt de stijghoogte in een watervoerend pakket ter plaatse van de putten verhoogd en verlaagd. Dit heeft tot gevolg dat het grondwater rond de putten gaat stromen, waardoor de stijghoogten in de omgeving van de putten worden beïnvloed. Niet alleen op de diepte van de onttrekking en infiltratie wordt de stijghoogte beïnvloed, maar ook in andere bodemlagen kunnen effecten op de stijghoogten optreden. De stijghoogte effecten zijn, samen met de temperatuurseffecten, de belangrijkste directe invloeden in de ondergrond van (open) WKO-systemen.

Een indirect gevolg van de stijghoogte- en temperatuurveranderingen is het optreden van zettingen (inklinking van bodemlagen). Aangezien grote zettingen schade aan bebouwing en infrastructuur kunnen veroorzaken, dienen deze effecten vooraf in beeld te worden gebracht.

2.2 Het grondwatersysteem (stroming, grondwaterstanden en stijghoogtes)

De ondiepe (of 'freatische') grondwaterstand 'bolt' van nature op tussen ontwateringsmiddelen (watergangen of drainagemiddelen) doordat infiltrerend regenwater onder vertraging afstroomt naar de ontwateringsmiddelen. In natte periodes zal deze opbolling groter zijn dan gemiddeld en in droge periodes kan de grondwaterstand geheel uitzakken doordat er sprake is van een neerslagtekort onder invloed van de verdamping en evapotranspiratie door beplanting. De grondwaterstand fluctueert dus door het jaar heen waarbij het effect van seizoenale verschillen en op sommige locaties zelfs het effect van individuele neerslagbuien in de grondwaterstandstijdreeksen tot uiting komen.



figuur2.1 Ondiepe grondwatersysteem

De factoren die maatgevend zijn voor de mate van opbolling of juist inzakken van de ondiepe grondwaterstand op een bepaalde plaats zijn de volgende:

- *Grondwateraanvulling:* het landgebruik bepaald in grote mate hoeveel hemelwater kan infiltreren en het grondwater kan aanvullen dan wel hoeveel grondwater wordt onttrokken door verdamping. Van belang zijn zaken als de hoeveelheid verhard oppervlak (vooral in stedelijk gebied), het landbouwgewastype of het type bos (loofbos of naaldbos). Over het algemeen geldt dat het uitzakken van de grondwaterstand bij droogte een geleidelijk proces is dat zich in de loop van weken voltrekt. Individuele neerslagbuien zorgen echter vrijwel direct voor stijging van de ondiepe grondwaterstand.

- *Optreden van kwel of infiltratie:* aan de randen van poldergebieden en droogmakerijen en in de beekdalen op de zandgronden kan kwel optreden uit de ondergrond. Daardoor zal er netto meer water moet worden afgevoerd.

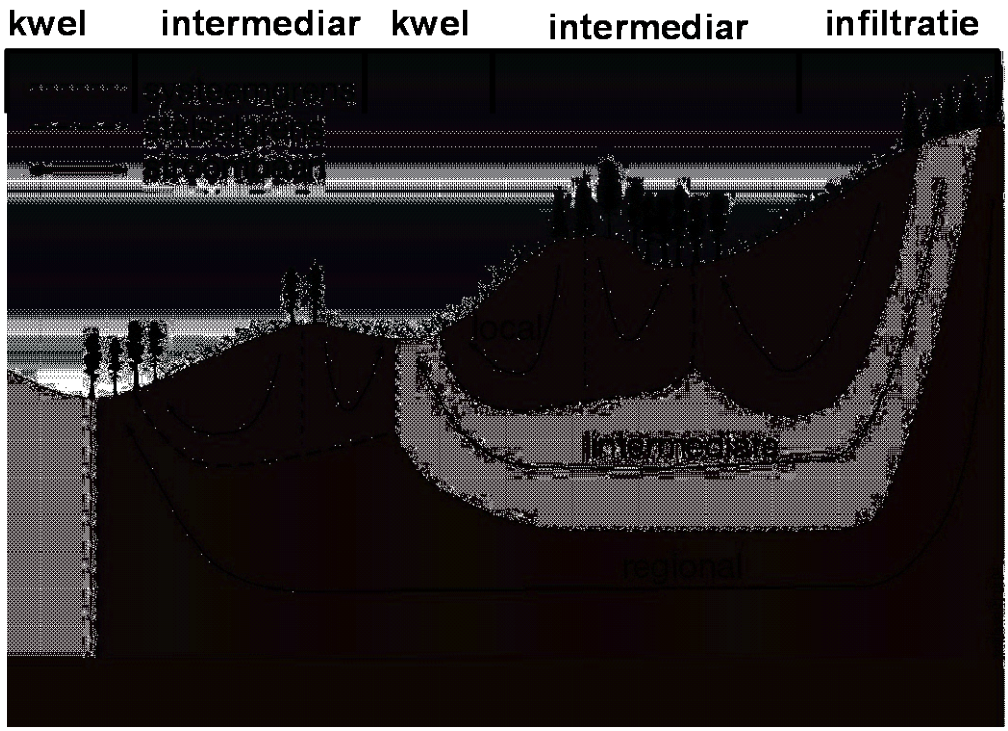
- *Stijghoogte in het eerste watervoerende pakket*: de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket beïnvloed de ondiepe (freatische) grondwaterstand. Bij hoge stijghoogtes zal minder hemelwater kunnen infiltreren of treedt er juist meer kwel op, waardoor de ondiepe grondwaterstand meer zal opbollen. Dit speelt in gebieden waar sprake is van een slechtdoorlatende lagen in de bovengrond, die het eerste watervoerende pakket afsluit. In zandgebieden zonder slechtdoorlatende lagen is de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket feitelijk de grondwaterstand.

- *Bodemeigenschappen:* een slechtdoorlatende bodem bestaande uit klei, leem en/of veen is in de regel moeilijker te ontwateren dan een zeer zandige bodem. Verder zijn klei- en veenbodems zettingsgevoelig.

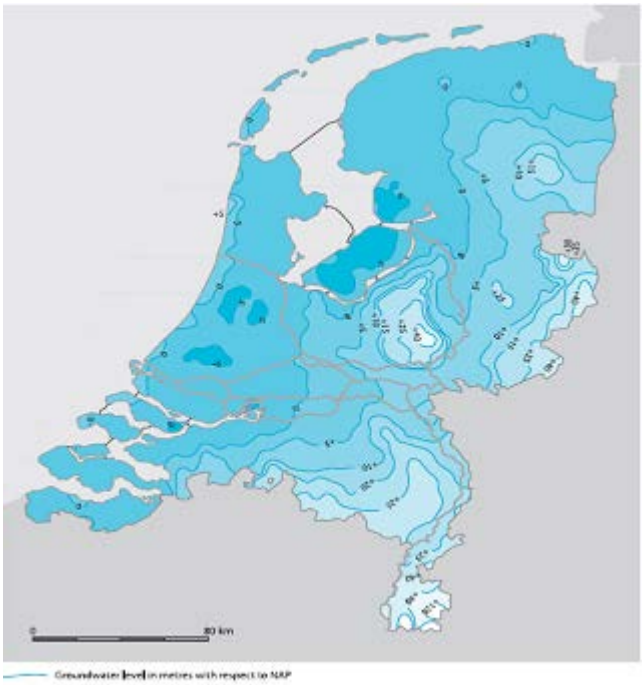
- *Afstand tot een ontwateringsmiddel:* secundaire en tertiaire watergangen dienen veelal als ontwateringsmiddel, hoewel in stedelijk gebied het watersysteem vaak alleen wordt gedimensioneerd op de afwatering van verharde oppervlaktes. Vaak wordt tevens gebruik gemaakt van ondergrondse drainagemiddelen (buisdrainage) om een gebied te ontwateren. Hoe groter de afstand tot een ontwateringsmiddel, hoe meer de opbolling van de freatische grondwaterstand zal zijn. Boezemwatergangen, kanalen en de grote rivieren hebben veelal een peil dat hoger is dan het slootpeil in de omringende polders en hebben een infiltrerende werking. Langs de waterkeringen treedt daar kwel op, die ‘dijkse kwel’ wordt genoemd.

- *Drooglegging:* dit is het verschil tussen het oppervlaktewaterpeil en de hoogte van het maaiveld. Een hoger peil zorgt voor een hogere opbolling van de grondwaterstand. In de peilbeheerste gebieden in het westen van Nederland en langs de grote rivieren wordt het peil in de watergangen kunstmatig beheerst door stuwen, duikers en gemalen. In de regel wordt het peil elk seizoen aangepast afhankelijk van wat wenselijk is voor de bovengrondse functie van het gebied (landbouw, natuur, stedelijk gebied, etc.).

In infiltratiegebieden zal het ondiepe grondwater grotendeels afstromen naar de diepte. Het grondwater zal dan terechtkomen in lokale of regionale grondwaterstromingsystemen (figuur 2.2), die grotendeels samenhangen met de aanwezigheid van regionale slechtdoorlatende lagen en watervoerende pakketten in de diepe ondergrond en van de het oppervlaktewatersysteem.



figuur 2.2 **Lokale en regionale grondwaterstromingssystemen**



figuur 2.3 **Grondwaterstand in meters t.o.v. NAP volgens metingen op 9 februari 1996 [Bron: Dufour, 1998]**

Uit figuur 2.3 volgt dat het freatische grondwater nationaal gezien stroomt richting de rivieren, en de laaggelegen gebieden (polders) in het noorden en westen van het land. Stroomsnelheden en stijghoogteverschillen zijn in de watervoerende lagen (aquifers) vaak kleiner en de verblijftijden van het grondwater veel groter (het water is daardoor ouder) dan het ondiepe freatische grondwater.

2.3 Grondwaterregio's in Nederland

Het grondwatersysteem in Nederland kan sterk verschillen van plaats tot plaats, maar er zijn daarbij duidelijke geohydrologische regio's te onderscheiden. In figuur 2.4 zijn de regio's opgenomen, die hieronder verder beschreven zijn.

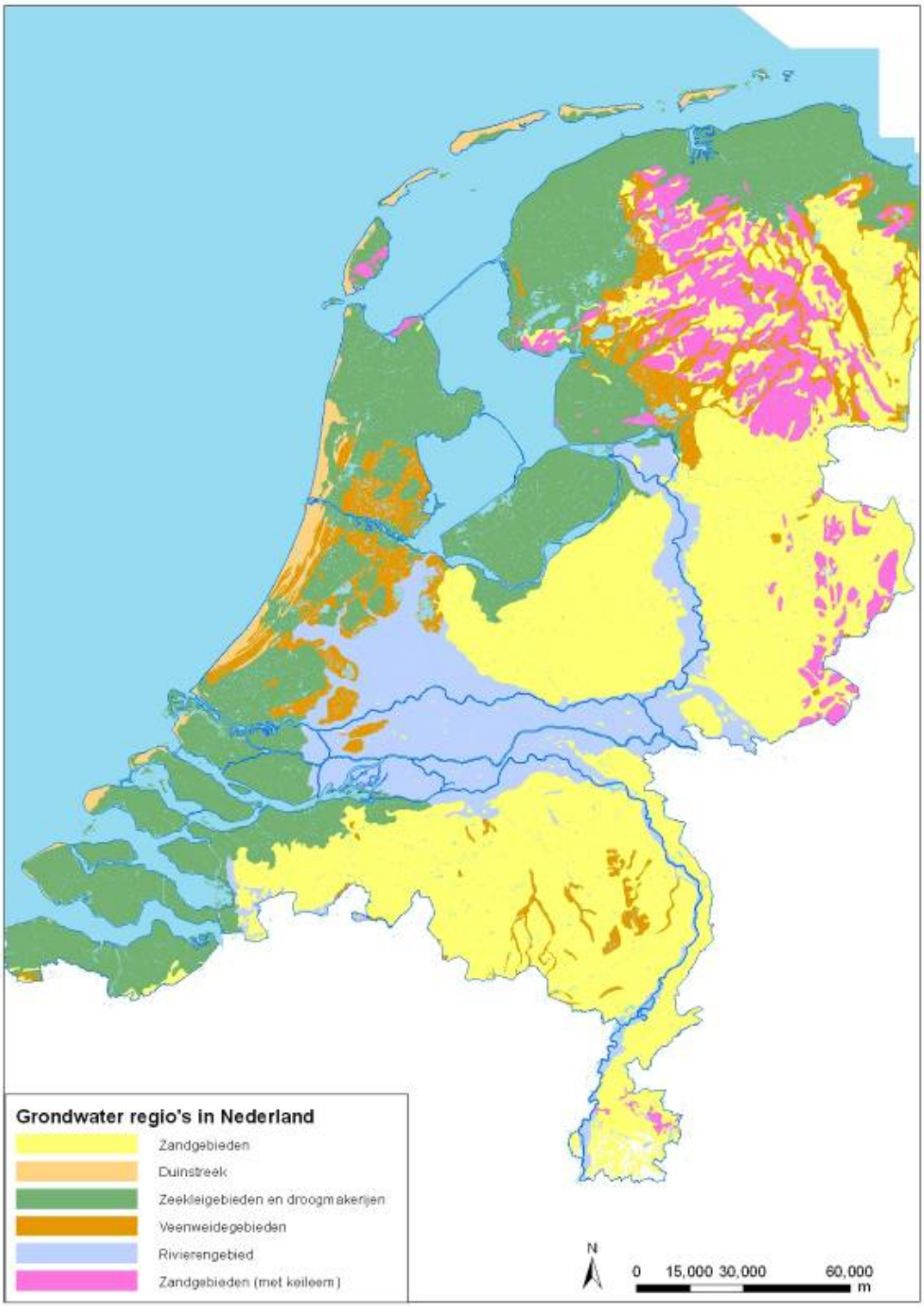
1. *Duinstreek (duinen en strandwallen):* de duinen bestaan uit een dik matigfijn zandpakket van enkele meters tot tientallen meters dik, dat door de wind is afgezet. Als gevolg van het jaarlijkse neerslagoverschot vindt in de duinen opbolling van de ondiepe freatische grondwaterstand plaats en is er een zoetwaterbel ontstaan, die bovenop fossiel zout water drijft. Midden in de duinen ligt een grondwaterscheiding. Hierdoor vindt er een oostelijke en westelijke afstroming van zoet water plaats. Aan de randen van deze infiltratiegebieden treedt het geïnfiltreerde zoete regenwater uit. Deze zone (binnenduinrand) heeft een breedte van enkele tientallen tot enkele honderden meters. Dit grondwater wordt middels sloten of duinrellen afgevoerd. Aan de zeezijde treedt dit zoete grondwater uit in de kuststrook (SBR, 2007). Grote delen van de Hollandse duinen worden gebruikt voor drinkwaterwinning en de bijbehorende waterhuishoudkundige systemen hebben plaatselijk veel invloed op de grondwaterhuishouding.

2. *Veenweidegebied:* de laaggelegen veengebieden in het westen en noorden van Nederland ontwateren van nature slecht. De mens heeft in de loop der eeuwen het gebied kunstmatig ontwaterd om het geschikt te maken voor de landbouw. Ten gevolge van deze ontwatering trad inklinking van klei en veen op. Deze inklinking, tezamen met zeespiegelrijzing, bracht het maaiveld tot beneden het niveau van de ontwateringsmiddelen (SBR, 2007). De ontwateringsbasis moest worden bedijkt waardoor polders ontstonden. Het overtollige water werd aanvankelijk via windmolens en later via gemalen uit het gebied gemalen naar het boezemwaterstelsel. Vanuit het boezemstelsel wordt het water afgevoerd naar de grote rivieren en naar de zee. Bebouwing in veenweidegebied wordt meestal op palen gefundeerd om schade te voorkomen als gevolg van de maaivelddaling door de inklinking van de klei en veenlagen.

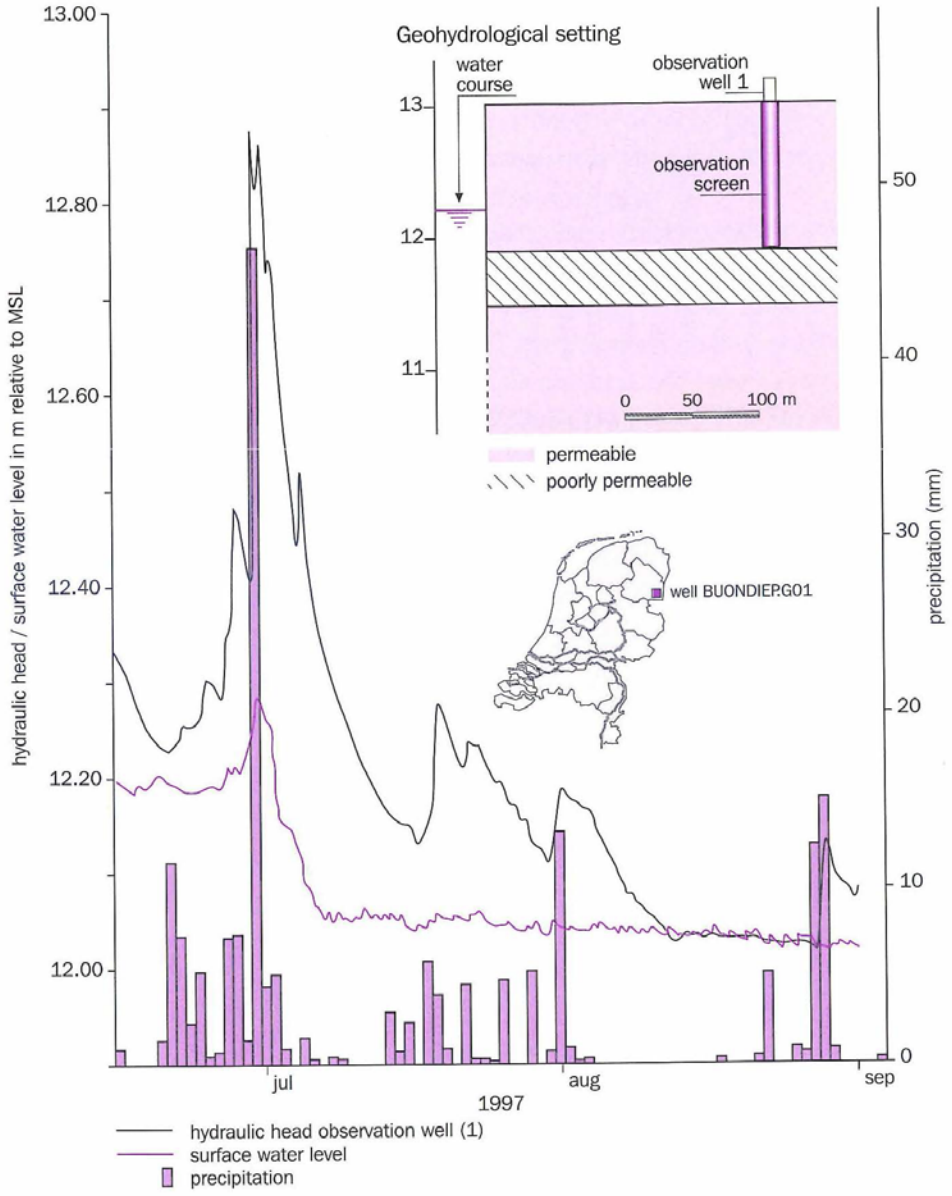
3. *Zeekleigebieden en droogmakerijen*: deze gebieden liggen in de regel lager dan de omgeving en zijn nu nog vooral in gebruik voor land- en akkerbouw, hoewel deze gebieden juist worden gezien als uitbreidingsmogelijkheden voor het stedelijke gebied (Almere, Haarlemmermeer, Zoetermeer, Zuidplaspolder, etc.). Deze gebieden zijn volledig afhankelijk van drainage en worden dan ook geheel kunstmatig ontwaterd door middel van sloten, greppels en buisdrainage. Ook in deze gebieden treedt bodemdaling op, vooral in zones met restanten veen of veel organisch materiaal in de bodem.

4. *Rivierengebied:* dit gebied onderscheidt zich door de aanwezigheid van de grote hoofdzakelijk infiltrerende rivieren. De bodemopbouw bestaat veelal uit een ondiep klei/veendek dat zeer grove goeddoorlatende zanden en grinden afdekt. Deels is het klei/veendek doorsneden waardoor hogere rivierstanden leiden tot een sterke verhoging van de grondwaterstanden en dus een toename aan de kweldruk direct landinwaarts (TNO, 2009).

5. *Zandgebieden:* het zwak golvend hellende zandlandschap in het zuiden, midden en oosten van Nederland bestaan uit redelijk tot goed doorlatende zandgronden met een grote infiltratiecapaciteit (SBR, 2007). Deze gebieden liggen hoger dan het veenweidegebied en rivierenland. De ondergrond is overwegend opgebouwd uit zandig materiaal tot grote diepte. Hydrologisch gezien kan onderscheid worden gemaakt tussen de hoger gelegen infiltratiegebieden, de intermediaire gebieden en de kwelgebieden. In de infiltratiegebieden is nauwelijks oppervlaktewater. Het infiltrerende hemelwater vult het grondwater aan, waarna het afstroomt naar de lagergelegen beekdalen. Daar kwelt het water op in de beken, die uitkomen in de grote rivieren.



figuur 2.4 Grondwaterregio's in Nederland



figuur 2.5 **Fluctuatie van de grondwaterstand en variaties in de neerslag, gemeten in een polder in de provincie Drenthe. De grafiek laat een snelle stijging van de grondwaterstand zien, ten gevolge van een intense regenbui in de maand juli. De grootte en de snelheid van de reactie van de grondwaterstand is niet alleen te verklaren door de grote hoeveelheid neerslag, maar ook door de lage drainageweerstand en de ondiepe grondwaterstand**

2.4 Natuurlijke variatie in de stijghoogte en grondwaterstand

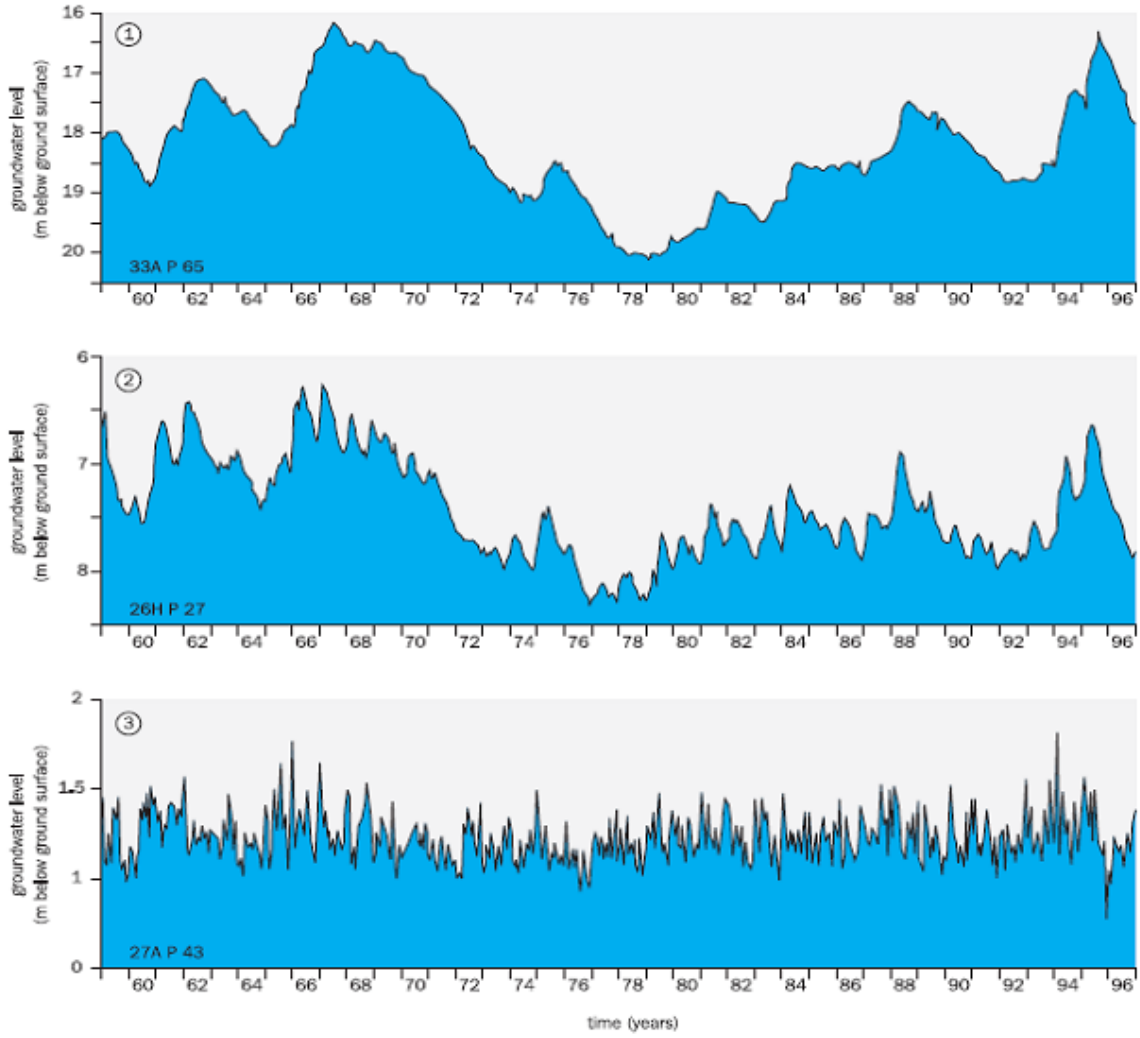
De natuurlijke fluctuatie van stijghoogtes in freatische en afgesloten watervoerende pakketten is afhankelijk van ruimtelijke en tijdsafhankelijke factoren, zoals topografische hoogteverschillen, variatie in de grondwateraanvulling en menselijke ingrepen zoals grondwateronttrekkingen.

In Nederland is de neerslag de belangrijkste variabele die fluctuaties veroorzaakt van de freatische grondwaterstand, omdat de neerslag een bepalende factor is voor de grondwateraanvulling. Dit is duidelijk terug te zien in figuur 2.5 (van Bracht, 2001), waarin de fluctuatie van de grondwaterstand en de variatie in de neerslag zijn weergegeven. In Nederland is over het algemeen sprake van een neerslagtekort in de periode april tot en met augustus en een neerslagoverschot in de periode september tot en met maart. Als gevolg daarvan is de grondwaterstand aan het einde van de winter vaak relatief hoog en aan het einde van de zomer relatief laag.

De fluctuatie van de grondwaterstand voor drie locaties op de Veluwe wordt getoond in figuur 2.6. De grondwaterstanden zijn gemeten over een periode van 30 jaar, met een meetinterval van 14 dagen. De peilbuizen liggen op verschillende plaatsen op de Veluwe. Peilbuis 1 is gelegen op een zandige stuwwal en bevindt zich op grote afstand van belangrijk oppervlaktewater. Het maaiveld ligt meer dan 50 m boven NAP. De grondwaterstand ligt diep ten opzichte van het maaiveldniveau (ca. 20 m-mv), maar hoog ten opzichte van zeeniveau (> 30 m boven NAP).

De bodem heeft een groot bergingsvermogen. Hierdoor is een demping en vertraging waar te nemen ten opzichte van de grondwateraanvulling. In peilbuis 1 zijn daardoor geen dagelijkse, seizoensmatige of zelfs jaarlijkse fluctuaties waar te nemen. Alleen de klimatologische fluctuaties van droge en natte jaren/perioden zijn zichtbaar. In dit soort gebieden reageert de grondwaterstand zeer traag op een natte periode, in dit geval duurt dat circa 10 maanden.

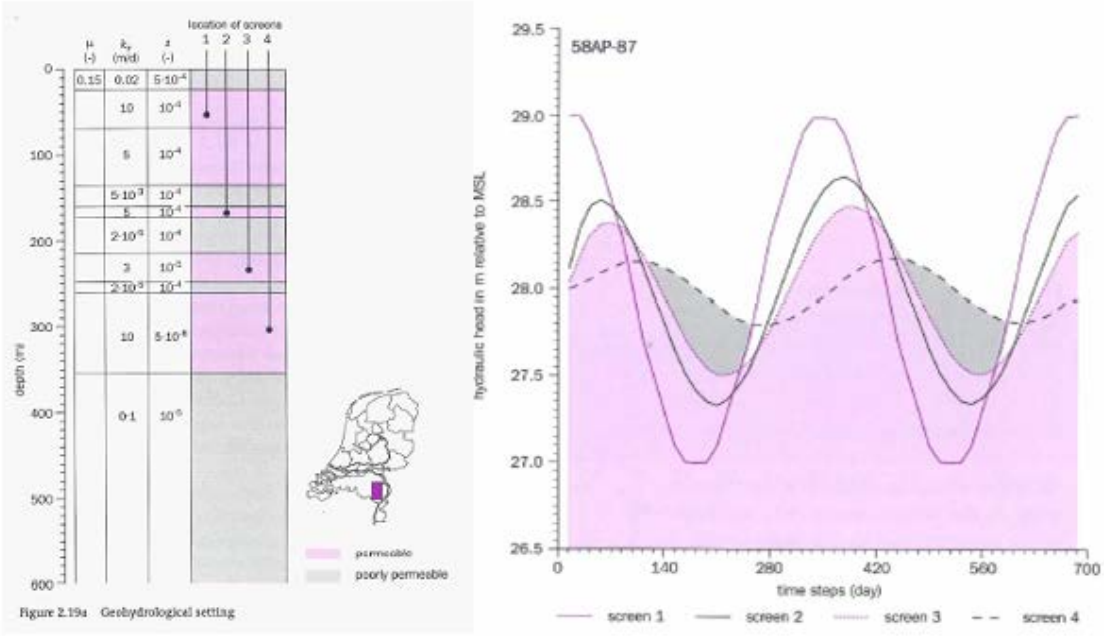
Peilbuis 3 is gelegen in een laaggelegen deel van de Veluwe aan de rand van het Veluwemeer. Het maaiveld ligt ongeveer 2 m boven NAP en de grondwaterstand ligt direct onder maaiveld (minder dan 2 m-mv). De bergingscapaciteit en de drainageweerstand zijn hier klein. Hierdoor reageert de grondwaterstand snel op fluctuaties van het neerslagoverschot. Seizoensvariaties en zelfs maandelijkse variaties zijn duidelijk zichtbaar in figuur 2.6.



figuur 2.6 **Variatie in grondwaterstanden voor drie peilbuizen op de Veluwe (bron: KNAW, 2003 en van Bracht, 2001)**

Peilbuis 2 bevindt zich op een ongeveer 5 km van de randmeren. Het maaiveld ligt op ongeveer 15 m boven NAP. De grondwaterstand ligt tussen die van peilbuis 1 en 3. Deze middeling zie je ook terug in de fluctuaties. De maandelijkse fluctuaties zijn weggevallen, maar de jaarlijkse fluctuaties zijn nog zichtbaar. De reactie op een neerslagoverschot vertraagt in dit geval circa 3 maanden.

Veranderingen in de grondwaterstand en de stijghoogte in ondiepe bodemlagen kunnen zich door de lage bergingscoëfficiënten van (semi)gesloten watervoerende pakketten makkelijk doorvertalen naar dieper gelegen watervoerende pakketten. De stijghoogteveranderingen plant zich voornamelijk voort via de hydraulische druk, zodat nauwelijks verplaatsing/stroming van water nodig is. Wel is sprake van een zekere uitdemping van de fluctuatie en een zekere vertraging. De uitdemping en vertraging van de reactie van de stijghoogte in dieper gelegen bodemlagen, zoals deze is berekend voor een locatie in zuidoost Brabant, is getoond in figuur 2.7.

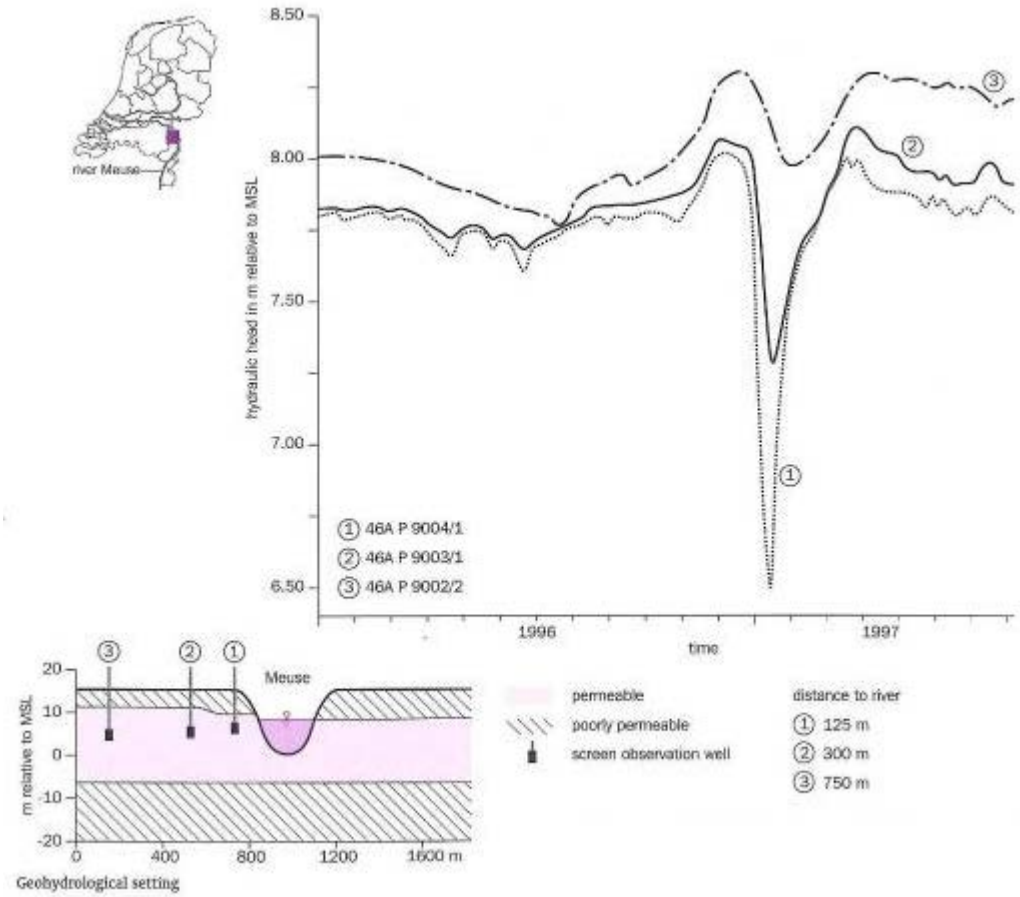


figuur 2.7 **De uitdemping en vertraging van de stijghoogtefluctuatie naar de diepte. De weerstand van elke scheidende laag heeft een dempend effect op de voortplanting van het drukverschil. Links zijn de diepten van de peilbuizen (screens) weergegeven en rechts de berekende fluctuatie van de stijghoogte (bron: van Bracht, 2001)**

Als een grondwaterstandverandering lokaal optreedt en ergens anders niet, kan deze grondwaterstandveranderingen zich in horizontale richting doorvertalen. Bekende voorbeeldsituaties zijn de voortplanting van getijdengolven en fluctuaties van het peil van een rivier. Ook in horizontale richting treedt een vertraging en uitdemping op, figuur 2.8 illustreert dit effect aan de hand fluctuaties in het peil van de Maas.

Dit fenomeen is van belang voor de effecten van open WKO-systemen, omdat bij deze systemen sprake is van variaties in het debiet van het systeem onder invloed van de koude- en warmtevraag. Fluctuaties in debieten zullen in het watervoerende pakket direct naast de bron vrijwel direct reageren op veranderingen in het debiet, maar op grote afstanden (zowel in horizontale als in verticale richting) zal sprake zijn van vertraging en uitdemping.

Vooral bij systemen met kortdurende fluctuaties kan dat grote invloed hebben op de effecten naar de omgeving. Als een WKO-systeem bijvoorbeeld iedere dag 12 uur op volle capaciteit draait en vervolgens 12 uur stil staat (als een gebouw bijvoorbeeld overdag koeling nodig heeft en 's nachts niet), dan zal de stijghoogte bij de bronnen sterk fluctueren. Op grotere (horizontale en verticale) afstand zal het effect echter dat van de gemiddelde onttrekking benaderen: het lijkt net alsof de hele dag op halve capaciteit wordt onttrokken en geïnfiltreerd. In de praktijk halveren in dit geval de effecten op grotere afstand.



figuur 2.8 **Uitdemping van drukverschillen in de horizontale richting. De tijdelijke stijghoogte verlaging wordt veroorzaakt door het weghalen van een dam in de Maas (bron: van Bracht, 2001)**

2.5 Onzekerheden in de geohydrologie

In Nederland houdt men zich al honderd jaar bezig met grondwaterstroming, met name in relatie tot menselijke ingrepen in het grondwater, zoals grondwateronttrekkingen, drainage en water(peil)beheer in polders. Dit heeft geresulteerd in uitgebreide kennis over het gedrag van grondwater. Een gedegen overzicht van de kennis over putstromingen wordt gegeven door Kruseman en De Ridder (2000). Deze kennis kan worden beschouwd als volledig en nauwkeurig.

De onzekerheden in de hydrologie zijn dan ook niet te wijten aan een gebrek aan kennis over de theoretische achtergrond, maar aan de kennis over de exacte opbouw en eigenschappen van de ondergrond. Belangrijke onzekerheden kunnen bijvoorbeeld zijn:

- of een bepaalde scheidende laag continu aanwezig is;
- wat de doorlatendheid van een zandlaag is;
- wat de bruikbare dikte van een watervoerend pakket is (in verband met heterogeniteiten).

Voor de te verwachten hydrologische effecten van WKO-systemen, is daarnaast ook van belang dat het gebruikspatroon van WKO-systemen vaak niet goed bekend is.

Om deze onzekerheden te ondervangen worden vaak worst-case aannames gedaan, zoals een lage weerstandswaarde voor een scheidende laag, een laag doorlaatvermogen voor een watervoerend pakket en een extreem gebruikspatroon voor de WKO (b.v. dat de WKO continu op maximale capaciteit draait). Als deze worst-case inschatting van de hydrologische effecten acceptabel is, dan zullen de werkelijke effecten (die kleiner zullen zijn) ook acceptabel zijn.

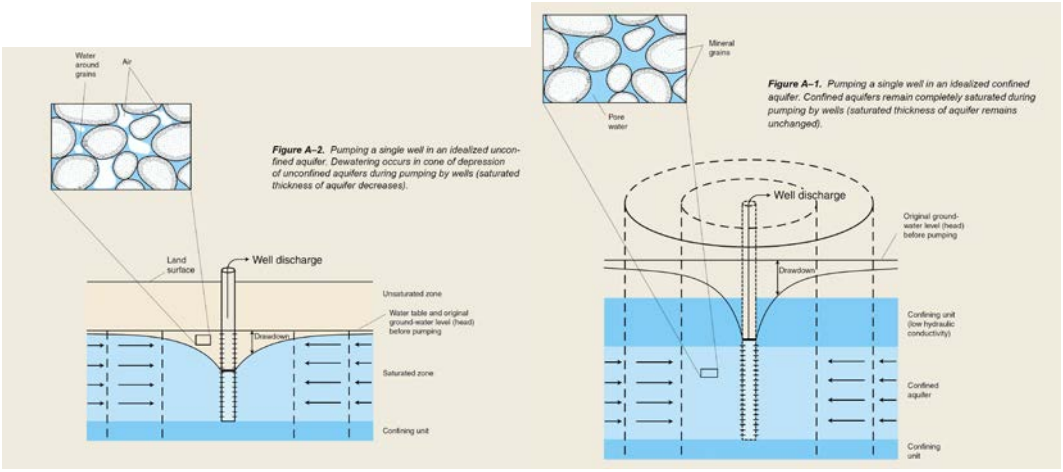
Als de effecten van een voorgenomen WKO-systeem niet acceptabel worden bevonden, dan bestaan verschillende opties. Allereerst is het van belang om te beoordelen in hoeverre de onacceptabele effecten het gevolg zijn van worst-case aannamen. Als dit het geval is, dan kan nader onderzoek worden verricht om meer zekerheid te verkrijgen over onzekere parameters die bepalend zijn voor de effecten. Een ander mogelijkheid is om te kiezen voor gebruik van een dieper gelegen watervoerend pakket. De stijghoogte-effecten door WKO-systemen treden namelijk vooral op in de watervoerende pakketten waarin de onttrekking en infiltratie plaatsvindt. Overigens kunnen, afhankelijk van de bodemopbouw, ook stijghoogteveranderingen optreden in bovenliggende watervoerende pakketten. Een derde mogelijkheid is om de effecten van een WKO-systeem bij te sturen door aanpassing van het ontwerp (zie figuur 2.5). Tenslotte kan door omwisselen van de koude en warme bronnen het moment van optreden van de invloed worden gestuurd: er kan bijvoorbeeld voor worden gezorgd dat de grondwaterstand in de winter wordt verlaagd en in de zomer wordt verhoogd in plaats van omgekeerd.

2.6 Invloed van WKO-systemen op de stijghoogte en grondwaterstand

Bij een WKO-systeem wordt een put gemaakt tot in het gewenste watervoerende pakket. Uit de put wordt afhankelijk van de vraag (warmte- dan wel koudevraag) water onttrokken of geïnfiltreerd. Als water wordt onttrokken, dan moet dit water via het watervoerend pakket naar de put stromen. Deze toestroming wordt aangedreven door de pomp, die grondwater onttrekt en de stijghoogte in de put verlaagt. Dit zorgt voor een stijghoogteverlaging ten opzichte van de omgeving van de put, waardoor water zal komen toestromen. Rond een onttrekkingsput ontstaat een zogenaamde onttrekkingskegel (zie figuur 2.7). De volumestroom in de richting van de put is constant, maar door de radiale toestroming neemt de doorstroomde oppervlakte in de richting van de put af.

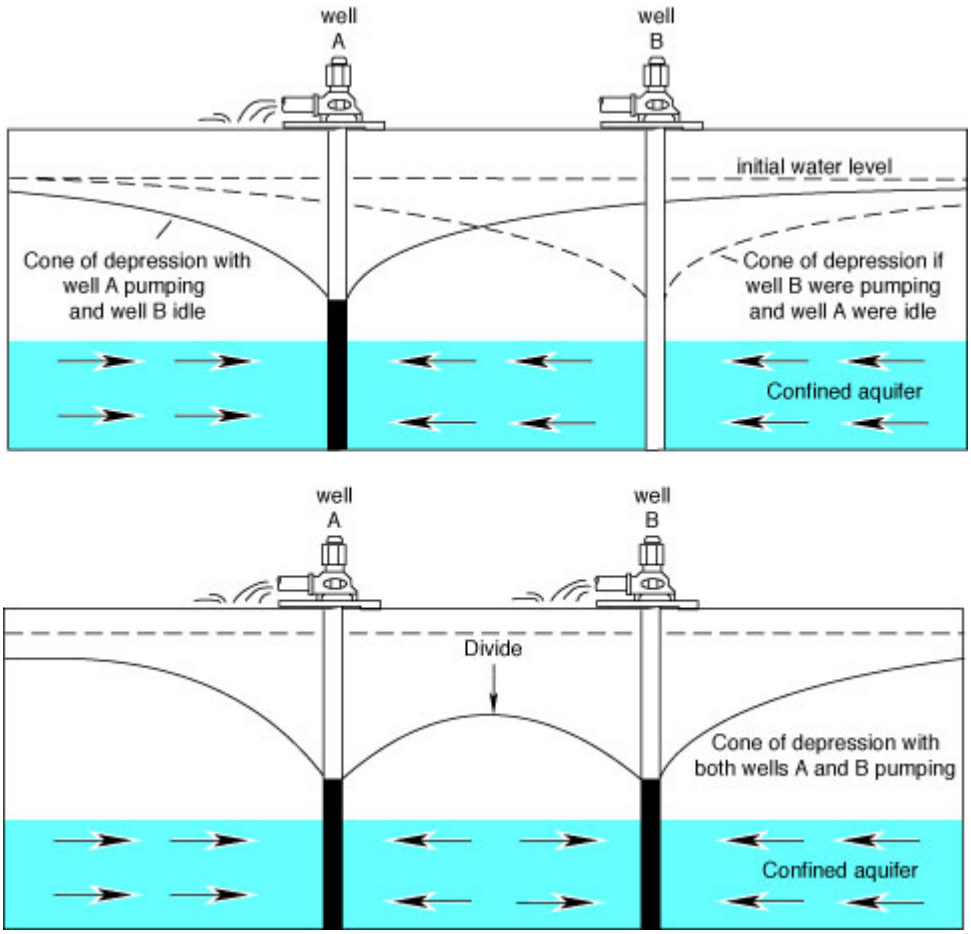
Door de afname van de doorstroomde oppervlakte, is een steeds sterkere afname van de stijghoogte nodig om dezelfde volumestroom te behalen: de gradiënt ((h1-h2)/dx) wordt steeds groter.

Voor een lineair grondwaterstromingsysteem geldt het superpositiebeginsel. Dit houdt in dat de effecten van verschillende ingrepen bij elkaar opgeteld mogen worden. Als bijvoorbeeld 2 onttrekkingsputten op korte afstand van elkaar worden geplaatst, dan mogen de veroorzaakte verlagingen bij elkaar worden opgeteld en neemt de totale verlaging toe (zie figuur 2.9). Een afgesloten watervoerend pakket onder spanning gedraagt zich als een lineair systeem.

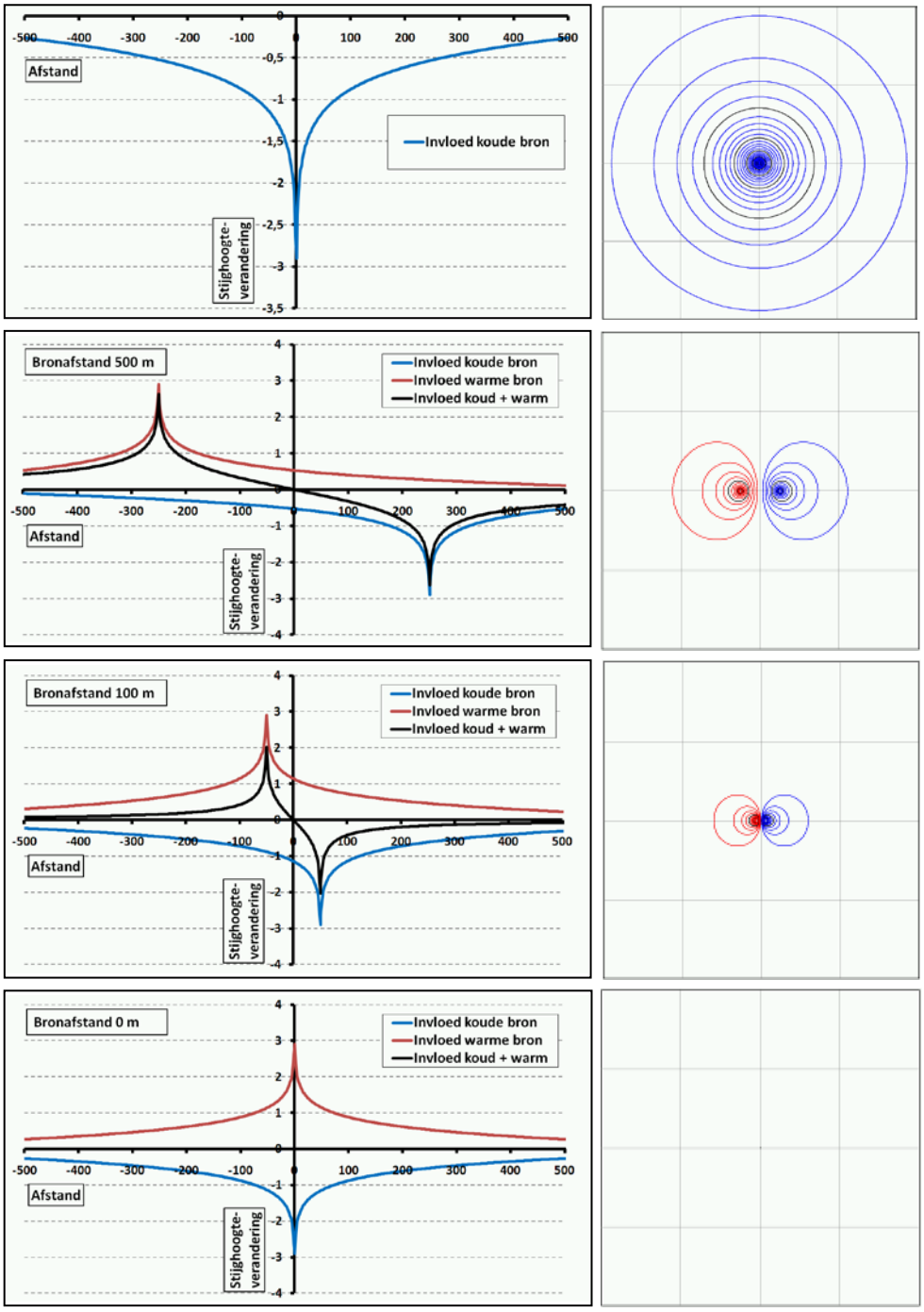


figuur 2.9 **Schematische weergave van de onttrekkingskegel in een gespannen (links) en een freatisch watervoerend pakket (rechts). De gradiënt is bij de put stijl en neemt af met de afstand tot de put, doordat het doorstroomde oppervlak met toenemende afstand tot de put steeds groter wordt (Bron: USGS)**

Bij WKO-systemen zijn altijd meerdere putten aanwezig op relatief korte afstand van elkaar en speelt het superpositiebeginsel een belangrijke rol. Bij WKO-systemen is sprake van gelijktijdig onttrekken en infiltreren. De verlaging als gevolg van de onttrekking, wordt daardoor deels gecompenseerd door de verhoging die wordt veroorzaakt door de infiltratie. De mate waarin de verlaging en de verhoging elkaar opheffen wordt bepaald door de afstand tussen de onttrekkingsbron en de infiltratiebron. In het hypothetische geval dat deze afstand nul is, compenseren de effecten elkaar volledig en treedt geen stijghoogteverandering op. Een te kleine afstand tussen de koude en warme bronnen heeft echter een sterk nadelige invloed op het rendement van de WKO: de koude en warmte komen in dat geval in de ondergrond met elkaar in aanrakingen en gaan beide grotendeels verloren. In de praktijk is daardoor een zekere minimale afstand tussen de koude en warme bronnen nodig. In figuur 2.11 is de invloed van de uitdemping van de effecten bij WKO-systemen in beeld gebracht, inclusief de invloed van de afstand tussen de koude en de warme bron(nen).



figuur 2.10 **Het superpositiebeginsel: de totale verlaging als gevolg van twee onttrekkingen is gelijk aan de som van de verlaging door onttrekking A en onttrekking B (Bron: KGS)**



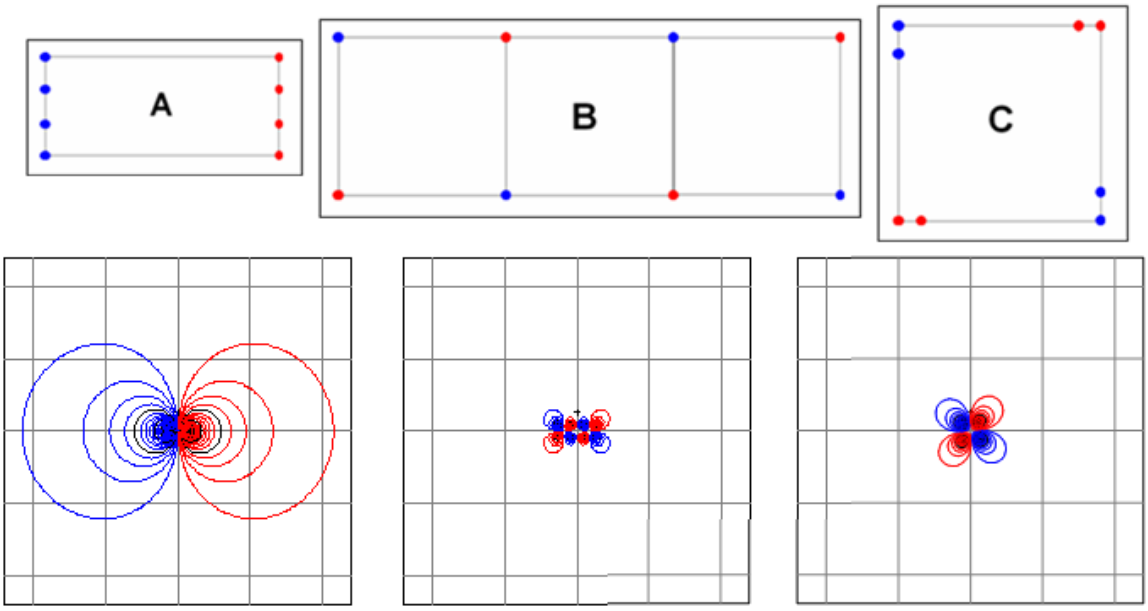
figuur 2.11 Invloed van uitdemping op de effecten van WKO-systemen. Links: Dwarsdoorprofielen van de stijghoogteveranderingen veroorzaakt door de koude bron, de warme bron en de gezamenlijke invloed. Rechts: Contouren (om de 5 cm) van de veroorzaakte stijghoogteveranderingen in bovenaanzicht. Bovenaan de situatie van dezelfde onttrekking zonder herinfiltratie van het onttrokken grondwater

Als de onttrekkingsbron en de infiltratiebron zeer ver van elkaar staan, dan is nagenoeg geen uitdemping merkbaar. Een te grote afstand tussen de koude en warme bron is niet gewenst, door de extra kosten die dat oplevert voor het leidingwerk. Bovendien willen eigenaren van WKO-systemen de bronnen het liefst op het eigen terrein realiseren. In de praktijk worden de koude en warme bronnen daarom zo dicht mogelijk bij elkaar geplaatst zonder dat dat een te grote nadelige invloed heeft op het thermisch rendement (zie ook het hoofdstuk over richtlijnen).

Bij grote WKO-systemen zijn meerdere koude en meerdere warme bronnen nodig om de gewenste koeling en verwarming te kunnen leveren. Bij een groot aantal koude en warme bronnen zijn er vele mogelijkheden om de bronnen te plaatsen. De hydrologische effecten bij verschillende configuraties van 4 warme bronnen en 4 koude bronnen zijn te zien in figuur 2.12:

a. geclusterd: 4 koude bronnen bij elkaar en 4 warme bronnen bij elkaar;
b. kruislings: losse bronnen die afwisselend worden geplaatst;
c. tussenvorm: 4 groepen van 2 bronnen, die kruislings worden geplaatst.

De hydrologische effecten van deze opties verschillen sterk. De positionering van de bronnen is dus een bepalende factor voor de hydrologische effecten van een WKO-systeem. Optie a) heeft de grootste hydrologische effecten en optie b) de kleinste. De hydrologische effecten van optie c) liggen hier tussenin. Het bij elkaar plaatsen van de bronnen (optie A) is thermisch en economisch gunstiger dan het los plaatsen van de putten (optie B). In de praktijk wordt vaak gekozen voor een tussenvorm (optie C).

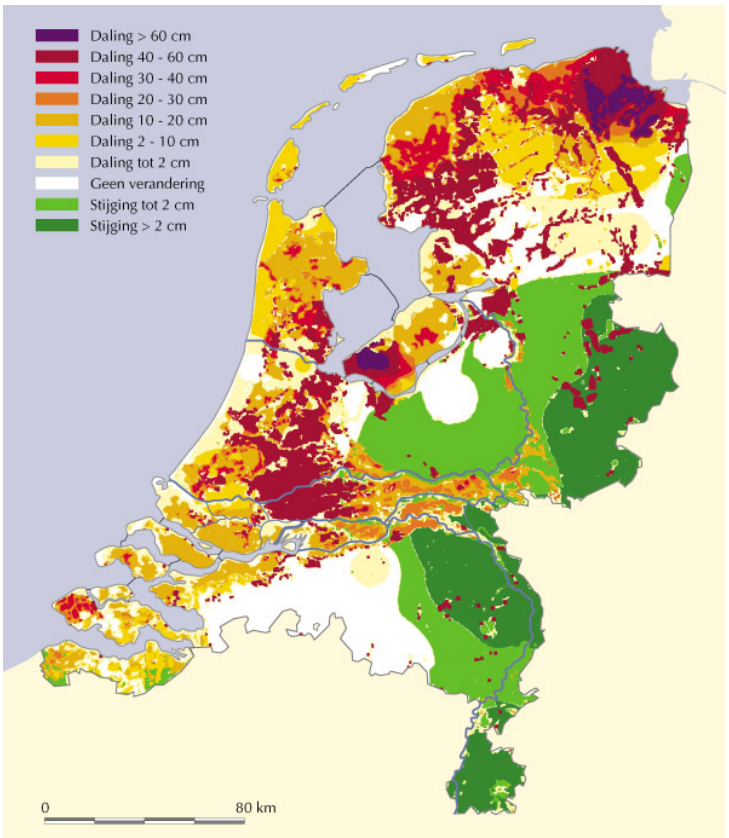


figuur 2.12 **Invloed van het ontwerp op de hydrologische effecten van een WKO-systeem (contourplaatjes hebben dezelfde schaal)**

2.7 Autonome bodemdaling in Nederland

De te verwachten autonome bodemdaling in Nederland voor de periode tot 2050 is in 1997 in kaart gebracht door Rijkswaterstaat (zie figuur 2.13). Voor de bodemdaling (of stijging) worden drie hoofdoorzaken genoemd (Rijkswaterstaat, 1997):

1. Klink en oxidatie van als gevolg van ontwatering van klei- en veengebieden. Dit leidt in de betreffende gebieden tot een bodemdaling van 10 à 45 cm in 2050. In zuidelijk Flevoland worden dalingen tussen 10 en 70 cm verwacht in de periode tot 2050;
2. Aardgaswinning in Groningen en Friesland. Dit leidt tot bodemdalingen tussen de 25 en 36 cm in de periode tot 2050;
3. Tektonische bewegingen van de aardkorst leiden tot een stijging van maximaal 5 cm in het zuidoosten en een maximale daling van 5 cm in het noordwesten in de periode tot 2050.

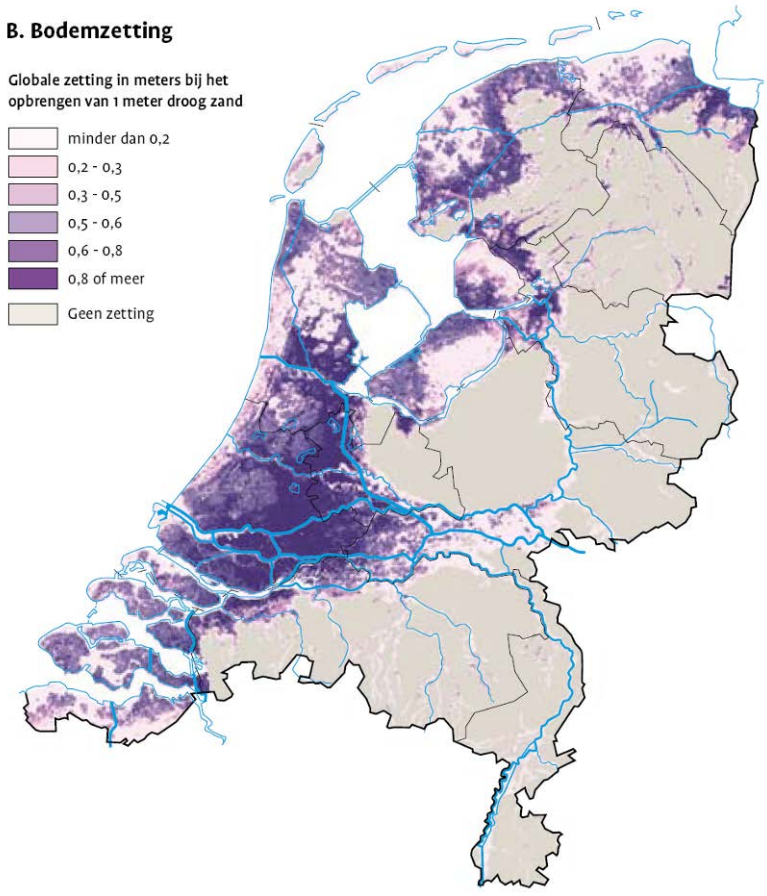


figuur 2.13 Verwachte daling en stijging van het oppervlak van Nederland voor het jaar 2050 ten opzichte van 1997 [Bron: Rijkswaterstaat, 1997]

2.7.1 Zettingen door stijghoogteverlagingen

Zettingen treden op onder invloed van een toename van de druk op een bodemlaag. Zo is bijvoorbeeld bekend dat de porositeit van jonge Holocene klei in West-Nederland tot wel 90% kan zijn, terwijl die van kleisteen slechts 10% is (Dufour, 1998). Bij het geologische proces waarbij klei steeds dieper in de ondergrond komt te liggen en wordt overdekt met jongere afzettingen, zal de porositeit door de toename van de druk steeds verder afnemen. Dit betekent dat de dikte van een kleilaag die steeds dieper komt te liggen sterk afneemt doordat deze in elkaar gedrukt wordt. Bij dit proces moet zeer veel water uit de poriën worden gedreven. Door de slechte waterdoorlatendheid van zettingsgevoelige lagen is een zekere tijd nodig om de waterspanning te verlagen tot de eindsituatie of evenwichtssituatie te bereiken. Er kan daardoor veel tijd nodig zijn voordat de eindzetting bereikt wordt.

De totale gronddruk die op een bepaalde diepte heerst is gelijk aan de som van de korrelspanning en de waterspanning. Zetting wordt veroorzaakt door een toename van de korrelspanning. Aangenomen dat de massa van de bovenliggende lagen niet verandert, blijft de gronddruk bij een verlaging van de stijghoogte gelijk. De toename van de korrelspanning is dan gelijk aan de afname van de waterspanning (stijghoogte). Een verlaging van de stijghoogte (afname van de waterspanning) in een bodemlaag kan daarom zetting van de betreffende laag tot gevolg hebben.



Bronnen: TNO (A, B); Alterra (C)

figuur 2.14 **Zettingsgevoeligheid van de bodem in Nederland [Bron: Noordhoff, 2009]. Voor deze kaart is de zetting bepaald die kan optreden bij het opbrengen van 1 meter zand. Dit proces is niet hetzelfde als bij stijghoogteveranderingen, maar geeft wel een indruk van de gevoeligheid van de ondergrond voor zettingen**

Voorbelasting

Zetting treedt alleen op als de maximale belasting die in het verleden is opgetreden wordt overschreden of als de tijdsduur van een in het verleden opgetreden belasting wordt overschreden. Met name de oudere sedimenten zijn in de geologische geschiedenis vaak al in hoge mate voorbelast en daardoor niet of nauwelijks gevoelig voor zettingen. In het noordelijk deel van Nederland is hierbij de belasting door het landijs in de voorlaatste ijstijd van belang. Het landijs was in Nederland enkele honderden meters dik en in het noorden van het land mogelijk zelfs meer dan 2 km [www.geologievannederland.nl]. In gebieden waar erosie is opgetreden is de druk verdwenen van de lagen die door erosie zijn verwijderd. In andere gebieden kan sprake zijn van voorbelastingen door historisch lage grondwaterstanden gedurende de laatste tienduizenden jaren.

De zettingsgevoeligheid van de Nederlandse ondergrond is door TNO/Deltares in kaart gebracht en gepresenteerd in de Bosatlas van ondergronds Nederland (zie figuur 2.14). Uit deze kaart kan worden afgeleid dat in Nederland alleen zetting te verwachten is in de gebieden waar na de laatste ijstijd nog bodemmateriaal is afgezet (Holocene sedimenten). Daar waar bodemlagen van Pleistocene ouderdom (of ouder) aan de oppervlakte liggen is de opgetreden voorbelasting dusdanig, dat deze gebieden niet zettingsgevoelig zijn. In Nederland zijn de zandgronden in het midden, zuiden en oosten van het land daardoor niet zettingsgevoelig.

Zettingsberekening
De te verwachten zetting wordt vaak berekend met de formule van Koppejan:

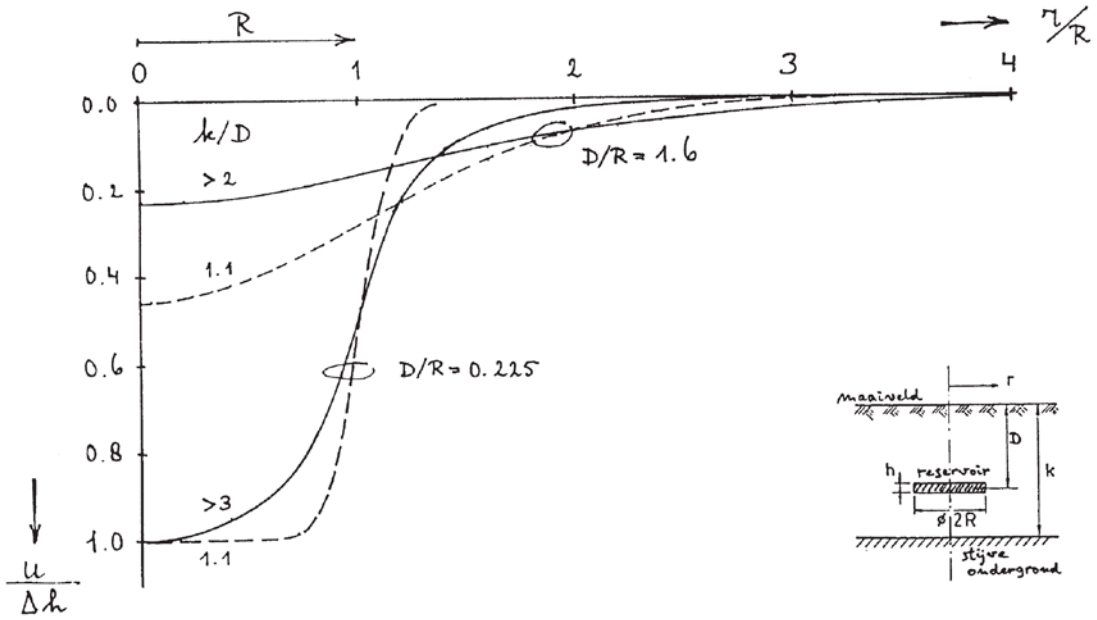
$$z = D\left\{\frac{1}{C_p} + \frac{1}{C_s}\log(t)\right\}\ln\frac{\sigma_k + \Delta\sigma_k}{\sigma_k}$$

Waarbij:

z:	zetting van de betreffende bodemlaag
D:	dikte van de van de betreffende bodemlaag [m]
C_p:	Primaire zettingsconstante van het bodemmateriaal [-]
C_s:	Seculaire zettingsconstante van het bodemmateriaal [-]
t:	tijd van de belasting [d]
σ_k:	(initiële) korrelspanning in de bodemlaag [kN/m²]
$\Delta\sigma_k$:	toename van de korrelspanning in de bodemlaag als gevolg van de stijghoogteverlaging [kN/m²]

De waarden voor de zettingsconstanten zijn sterk afhankelijk van het bodemmateriaal. Veen is relatief gevoelig voor zetting en zand nauwelijks. Op basis van de berekende stijghoogteveranderingen en de eigenschappen van de verschillende bodemlagen kan per laag worden berekend wat de eindzetting is (hiervoor wordt voor de tijd vaak 10.000 dagen aangehouden). Door de zetting van de verschillende bodemlagen bij elkaar op te tellen wordt een totale zetting verkregen.

De maximale zetting die op deze manier wordt verkregen is echter een worst-case inschatting. Ten eerste, omdat hier geen rekening gehouden wordt met het feit dat voor de verlaging van de waterspanning in een kleilaag veel tijd nodig kan zijn. Ten tweede, omdat zettingen op grotere diepte worden uitgesmeerd over een grotere oppervlakte aan maaiveld. Als bijvoorbeeld op een bepaalde diepte een schijfvormig deel van de ondergrond (met een gegeven straal en dikte) wordt verwijderd, dan zal dit aan maaiveld resulteren in een relatief kleine daling die is uitgesmeerd over een veel grotere oppervlakte (Geertsma, 1973). Grofweg kan worden gesteld dat de straal van het dalingsgebied aan maaiveld gelijk is aan de straal op diepte plus de diepte waarop de schijf is verwijderd (Barends et al., 2001). Dit fenomeen is gevisualiseerd in figuur 2.15.



figuur 2.15 **Spreiding van de bodemdaling naar het maaiveld bij verwijdering van een schijfvormig lichaam op een zekere diepte uit de ondergrond (Barends et al., 2001)**

Samenvattend kan gesteld worden dat:

- Grote delen van het land zijn niet gevoelig voor zettingen door voorbelastingen die in het verleden zijn opgetreden;
- Zettingen door verlagingen van de stijghoogte/grondwaterstand treden alleen op als de stijghoogte/grondwaterstand daardoor onder het historisch minimum komt;
- Als de verlagingen die optreden door de WKO leiden tot een overschrijding van de maximale korrelspanning uit het verleden, dan hangt de mate waarin deze zettingen daadwerkelijk optreden af van de zettingsgevoeligheid van de aanwezige bodemlagen en de grootte van de stijghoogteveranderingen;
- Zettingsricico's door WKO worden meestal globaal berekend op basis van de theorie van Koppejan, waarbij geen rekening wordt gehouden met uitdemping naar maaiveld of voorbelasting (worst-case benadering).

Bij tientallen projecten in Nederland is naar aanleiding van de theoretische overschrijdingen van zettingsnormen besloten om maaiveldhoogtes te meten. Voor zover bekend zijn hierbij geen zettingen waargenomen, die tot overschrijdingen van de normen voor schade leiden.

2.7.2 Zettingen door temperatuurveranderingen

Naast zettingen door stijghoogte-effecten kunnen ook zettingen optreden door temperatuurveranderingen. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen reversibele zetting en thermische consolidatie.

Zwelling en krimp treedt op als een elastisch verschijnsel in zandlagen, waarbij de bodemlagen zwellen bij opwarming en krimpen bij afkoeling. Bij klei treedt, met name de eerste keer, blijvende vervorming op bij opwarming tot boven de natuurlijke grondwatertemperatuur. Bij zand en grindlagen treedt geen blijvende vervorming op.

Informatie over thermische zetting in laboratoriumproeven is te vinden in een rapport van Heidemij Adviesbureau (1987). Het thermische zettingsgedrag volgt bij zand- en grindlagen binnen het traject van 0 tot 80 °C een lineaire elastische spanningsvervormingsrelatie. Binnen dit traject wordt de verticale rek en krimp voor zand en grind geschat op maximaal 0,0014% per °C. Een toename van de temperatuur leidt hierbij tot een toename van het volume en een afname van de temperatuur tot een afname van het volume. Dit betekent dat bij een 50 m dikke zandlaag die 5 °C wordt opgewarmd en toename van de dikte van de zandlaag met 3,5 mm mag worden verwacht.

Bij kleilagen treedt bij een toename van de temperatuur juist krimp op en bij een afname van de temperatuur is sprake van een toename van het volume. Voor klei zijn plastische vervormingen door thermische zetting gevonden tot 0,03% per °C. Deze relatie geldt echter alleen voor de eerste gebruikscyclus. Bij de volgende cycli traden blijvende fysisch-chemische vervormingen op van ca. 0,005% per °C. Als boven de 50 m dikke zandlaag een 10 m dikke kleilaag aanwezig is en deze kleilaag gemiddeld 2 °C opwarmt, dan is een afname van de dikte te verwachten van 6 mm. De netto zetting zou dan uitkomen op 2,5 mm.

In het rapport van Heidemij (1987) wordt opgemerkt dat de waargenomen effecten bij warmteopslagsystemen in de praktijk geringer lijken dan op grond van de laboratoriumproeven werd verwacht.

2.8 Discussie en conclusies

Veranderingen van de stijghoogte en grondwaterstanden zijn met de bestaande kennis over de hydrologie goed te voorspellen, als de eigenschappen van de bodem op de betreffende locatie bekend zijn. In de praktijk worden vaak maximaal te verwachten effecten berekend, waarbij worst-case aannamen worden gedaan voor de relevante geohydrologische parameters en het gebruikspatroon van WKO-systemen. Als deze worst-case inschatting van de hydrologische effecten acceptabel is, dan zullen de werkelijke effecten (die kleiner zullen zijn) ook acceptabel zijn.

Als in een bepaald gebied langzaam maar zeker een steeds grotere concentratie aan WKO-sytemen ontstaat, dan is de vraag relevant wat dat betekent voor de gecombineerde hydrologische effecten en wat de invloed is van de nieuWKOmers op de al eerder gerealiseerde systemen. In hoeverre is het bijvoorbeeld nodig om cumulatieve effecten te berekenen? In hoeverre zouden eisen moeten worden gesteld aan het ontwerp van WKO-systemen om tot een optimale benutting van de ondergrond te komen? Wat is de invloed van de worst-case aannamen op de cumulatieve effecten?

Zettingen als gevolg van stijghoogteveranderingen zijn goed te berekenen met de bestaande kennis. Over de zettingen die in Nederland te verwachten zijn als gevolg van temperatuurveranderingen is minder bekend. Uit de praktijk blijkt dat de gemeten zettingen niet tot overschreiding van de normen voor schade leiden. Voor zover bekend is nooit schade opgetreden als gevolg van zettingen door WKO-systemen.

Samenvattend bestaan de volgende onderzoeksvragen:

- In hoeverre kan de cumulatie van de hydrologische effecten tot beperkingen leiden en is beleid nodig om tot een optimale benutting van de ondergrondse ruimte te komen?
- Hoe verhouden de uitgevoerde zettingsmetingen bij bestaande WKO-systemen zich tot de berekende zettingen (met specifieke aandacht voor de hoge temperatuur warmteopslagsystemen in verband met thermische zetting).

2.9 Literatuur

Adolfsson, K., Lindblom, U en Rhen, I., 1983. Geotechnical and geological consequences of heating/cooling and freezing/thawing of clay. Swedish Council for building Research, no. 16, pp. 148-160. Stockholm, Sweden.

Barends, F.B.J., Kenselaar, F. en Schröder, F.H., 2001. Bodemdaling meten in Nederland - Hoe precies moet het? Hoe moet het precies? Inleidingen van de themadag Monitoring van bodemdaling in Nederland. NCG Nederlandse Commissie voor Geodesie, Subcommissie Bodembeweging en Zeespiegelvariatie, Delft, 27 november 2001.

Campanella, R.G. en J. K. Mitchell, 1968. Influence of temperature variations on soil behavior. A.S.C.E., J . Soil Mechanics and Foundation Divisions p. 709-734 .

Deltares, 2008. Evaluatie monitoringsvoorschriften WKO van de provincie Flevoland, rapport 2008-U-R0885/A. In opdracht van provincie Flevoland.

Dufour, F.C., 1998. Grondwater in Nederland. TNO-Delft

Geertsma, J., 1973. Land subsidence above compacting oil and gas reservoirs. Journal of Petroleum Technology.

Heidemij Adviesbureau, 1987. Positieve en negatieve milieu-aspecten van warmteopslag in ondiepe aquifers. PEO-overeenkomst 23.14-029. Arnhem.

KNAW, 2003. Geology of the Netherlands. Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, Amsterdam, Netherlands.

Kruseman, G.P. en De Ridder, N.A., 2000. Analysis and evaluation of pumping test data. Second Edition. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen.

IF Technology, 1998. Meetprogramma warmteopslag Heuvel Galerie (Ondergrondse deel), Meet- en evaluatierapportage. Arnhem.

Ingenieursbureau Amsterdam, 2007. Warmte- en KoudeOpslag, Wie het eerst komt, het eerst pompt? Amsterdam.

Rijkswaterstaat directie IJsselmeergebied, Werkgroep Klimaatverandering en bodemdaling. 1997. Klimaatveranderingen en bodemdaling: gevolgen voor waterhuishouding van Nederland. Den Haag.

Sanner, B. en Knoblich, K., 1990. Geochemical and Geotechnical Aspects of high temperature thermal energy storage in soil. Z. Angew. Geowiss. 9, pp. 93-108, Giessen.

Van de Weerdhof, B., 2005. Meervoudige ontwerp- en effectenstudie van koude-warmteopslagsystemen in de binnenstad van Den Haag. Afstudeerrapport TU Delft en Witteveen en Bos.

TNO, 2007, Schetsen van het Nederlandse grondwatersysteem in 2050, TNO-rapport 2007-U-R0225/B

SBR, 2007, Ontwatering in stedelijk gebied, GD112-7 Publicatie in kader Beter Bouw- en Woonrijpmaken

3 Verzilting

Esther van Baaren en Gu Oude Essink

3.1 Introductie

Inleiding verzilting

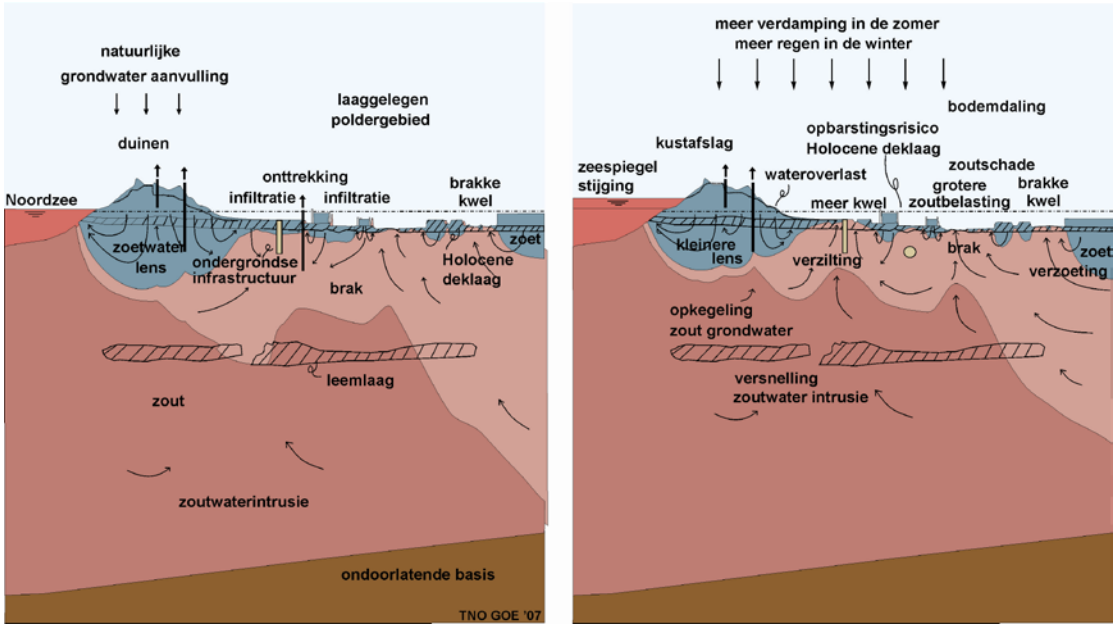
Zoet grondwater wordt via onttrekkingen voor veel doelen gebruikt; drinkwater, landbouw en industrie zijn hier de belangrijkste van. De kwaliteit van het grondwater is niet alleen van belang voor deze grondwatergebruikers, maar ook voor de kwaliteit van het water in de onverzadigde zone en de kwaliteit van het oppervlaktewater. Als het grondwater verzilt kan dit bijvoorbeeld gevolgen hebben voor aquatische natuur (aantasting natuur bij sterk variërende chlorideconcentraties van het water (Weterings *et al*., 2008)) en voor landbouw (zoutschade door beregening met zout oppervlaktewater eventueel in combinatie met zoutschade door verzilting wortelzone bij verdwijnen regenwaterlenzen (Roest *et al.*, 2003; Stuyt *et al,* 2006; Paulissen *et al.*, 2007; Oude Essink *et al., 2009*)), maar ook voor industrie (corrosie leidingen) en drinkwater (gezondheidsrisico's of hoge kosten voor ontzilting).

Aan de verzilting van het grondwater in Nederland liggen twee dominante oorzaken ten grondslag (figuur 3.1) (Van Dijk *et al.*, 2009; Oude Essink, 2007):

1. *Grootschalige grondwateronttrekking voor het drooghouden van polders gedurende de afgelopen eeuwen.* Het grote peilverschil tussen het zeeniveau en het waterpeil in het achterliggende polderland heeft tot gevolg dat zout water opkwelt vanuit diepe (mariene) watervoerende pakketten. Deze autonome verzilting van de ondergrond wordt veroorzaakt door de continue daling van het waterpeil en daaraan gelieerd het maaiveld. Vooral de aanleg van de laaggelegen droogmakerijen heeft hieraan bijgedragen. Zelfs bij een constant peilverschil zal het autonome verziltingsproces nog een aantal eeuwen duren (Oude Essink, 1996; Oude Essink *et al*., 2010). Door bijvoorbeeld zeespiegelstijging of bodemdaling zal het peilverschil tussen zeeniveau en het waterpeil in de polders toenemen waardoor de kweldruk zal toenemen en meer zout grondwater uit de (mariene) watervoerende pakketten in het ondiepere grondwater terecht zal komen. Door het peilverschil zal ook zeewater de watervoerende pakketten binnendringen (zeewaterintrusie), deze verzilting is echter beperkt tot een kleine strook langs de kust.
2. *Toename van grondwateronttrekkingen.* De bevolkingsgroei en de toename aan economische activiteiten heeft de afgelopen eeuw geleid tot een toename van grondwateronttrekkingen. Op vele locaties is het grensvlak tussen zoet en zout grondwater ter plaatse van onttrekkingen meters omhoog gekomen (Stuyfzand, 1993).

Definities van zoet-brak-zout grondwater

Er zijn verschillende klasse indelingen van zoet, brak en zout grondwater in omloop, afhankelijk van o.a. het gebruiksdoel. Zo heeft de term zoet grondwater voor een bloembollenkweker een andere betekenis dan voor een agrariër die suikerbieten verbouwt. Gangbaar in Nederland voor de drinkwatervoorziening is de klasse indeling van Stuyfzand[1] (1993). In de Zeeuwse Delta, waar van nature het grondwater brak tot zout is, komen nauwelijks chloride concentraties lager dan 150 mg Cl-/l voor, en wordt derhalve een andere indeling gebruikt. In Zeeland is de term landbouwkundig zoet geïntroduceerd, zijnde 1000 mg Cl-/l als de grens tussen zoet en brak grondwater. Deze grens wordt overigens ook in het buitenland veel gebruikt (Davis & De Weist, 1980; Todd, 1980).



figuur 3.1 **Vereenvoudiging van het regionale grondwatersysteem in het kustgebied: a. huidige situatie, inclusief grondwateronttrekkingen en b. toekomstige situatie, met de processen die mogelijke zullen optreden. Zoutwater intrusie vindt op regionale schaal plaats omdat het gemiddeld polderpeil enkele meters lager ligt dan het gemiddeld zeeniveau, terwijl op lokale schaal verzoeting kan optreden op de overgang van hooggelegen gebieden waar infiltratie plaatsvindt en laaggelegen droogmakerijen**

Vraagstelling en hypothese

Van “normale” onttrekkingen is bekend dat zij in gebieden met zout grondwater in meer of mindere mate zorgen voor verzilting van het grondwater (Venhuizen, 1971; Schuurmans, 1983). Zo waren in 2004 al 20 drinkwateronttrekkingsputten zodanig verzilt dat de putten verlaten zijn, en wordt 20% van de 220 putten bedreigd door verzilting (Stuyfzand *et al.*, 2004). Deze verzilting is een irreversibel proces.

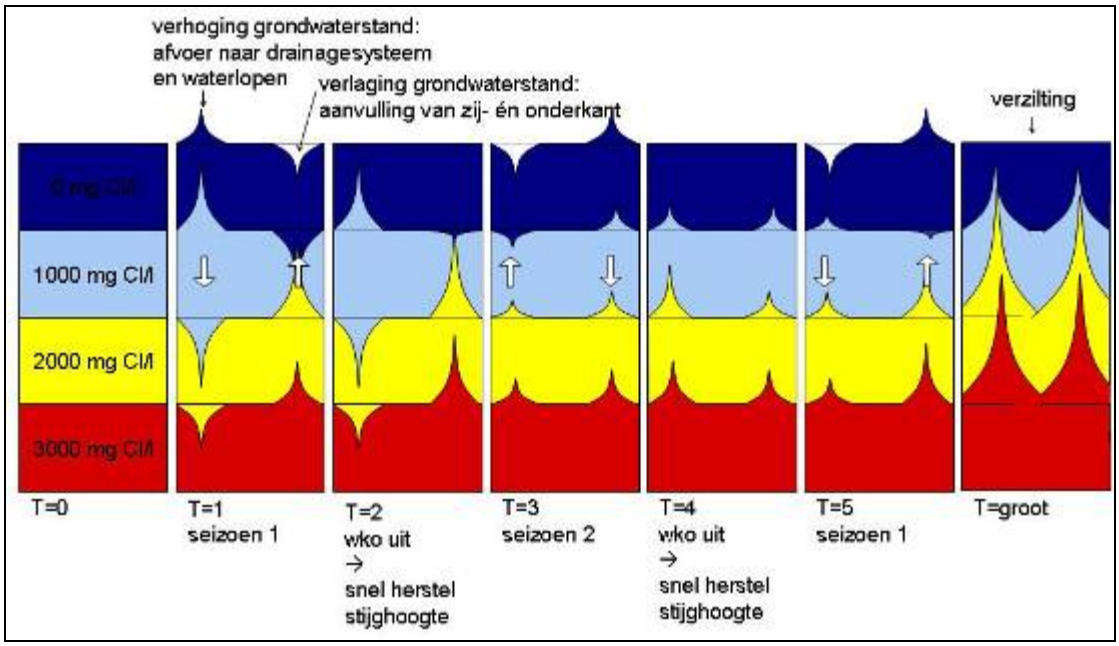
[1] Volgens de definitie van bijvoorbeeld Stuyfzand (1993) bevat zoet water minder dan 150 mg Cl/l; brak water ligt tussen 150 – 1000 mg Cl/l en zout water bevat meer dan 1000 mg Cl/l.

Een WKO systeem onttrekt echter niet alleen water maar injecteert het onttrokken water ook weer. Doordat WKO systemen netto geen grondwater onttrekken (afgezien van een beperkte hoeveelheid voor onderhoud van de bronnen) is de invloed op de verdeling van zoet en zout grondwater in de ondergrond merkbaar kleiner dan bij “normale” onttrekkingen. De WKO zorgt voor menging van grondwater van verschillende dieptes (zowel boven als onder het filtertraject). In de praktijk is daarom het gebruik van watervoerende pakketten waarin een overgang van zoet naar brak en/of zout grondwater voorkomt vaak beleidsmatig niet toegestaan. In de gevallen waarin wel WKO wordt toegestaan in watervoerende pakketten met een overgang van zoet naar brak en/of zout grondwater is meestal sprake van zoet grondwater dat niet winbaar is, bijvoorbeeld omdat bij de winning daarvan al snel zout water wordt aangetrokken. Grote, vooraf bekende, nadelige effecten worden zodoende voorkomen.

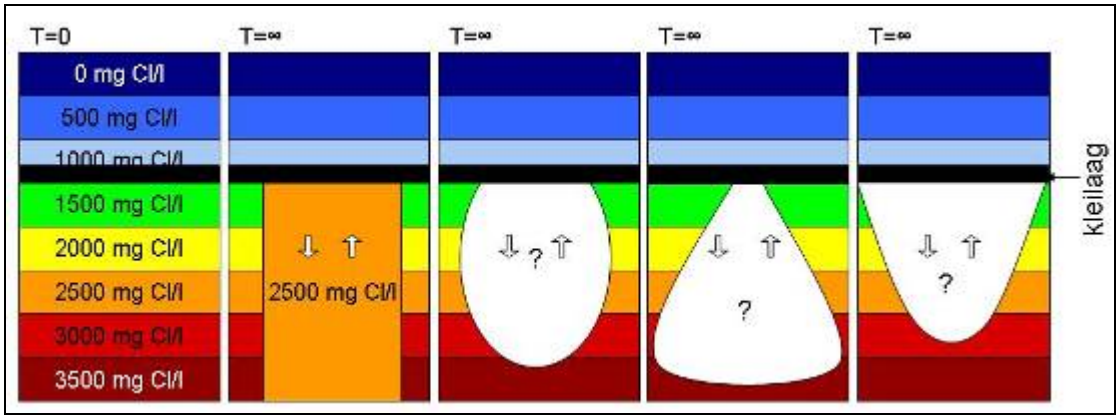
Kernvraag in dit onderzoek is in welke mate één WKO systeem (of een cluster van WKO systemen) in welke situaties (geologie, zoet-zout verdeling grondwater, onttrekkingsregime) de zoet-brak-zout verdeling van het grondwater zal beïnvloeden. Een belangrijke vraag is ook wat het (cumulatieve) effect is van meerdere WKO’s op verzilting van het grondwatersysteem.
De te onderzoeken vragen zijn:

1. *Wat is de invloed van de geologie op de verzilting van het grondwater?* Als er weinig weerstand in de bodem aanwezig is boven de WKO zal door injectie van water de grondwaterstand toenemen en zal het ondiepe zoete water afgevoerd worden via het drainage- en waterlopensysteem (die in principe hetzelfde effect hebben als kleine (diffuse) onttrekkingen). Daar staat tegenover dat aan de zijde van de onttrekking sprake is van een verlaging, waardoor gelijktijdig sprake is van een afname van de drainage van het ondiepe zoete grondwater. Deze effecten kunnen elkaar vaak compenseren, maar er kan ook sprake zijn van een netto verzilting van het watervoerende pakket (figuur 3.2). Ook in situaties, waarbij wel ondoorlatende weerstandslagen in het grondwater aanwezig zijn, kan verzilting optreden. Dit is afhankelijk van het invloedsgebied van de onttrekking en dus o.a. ook van de geologie (figuur 3.3).
2. *Wat is de invloed van de zoet-brak-zout verdeling van het grondwater op de verzilting van het grondwater?* Als er geen brak of zout grondwater aanwezig is, is het duidelijk dat verzilting niet kan optreden. Indien sprake is van een lineaire verdeling van de zoutconcentratie naar de diepte toe (bijvoorbeeld zoals figuur 3.3a) kan mogelijk verzilting én verzoeting optreden (figuur 3.4). Er wordt hier zowel zoet water van boven de WKO als zout water van onder de WKO aangetrokken en met elkaar gemengd. Indien de verhoudingen tussen aanvoer- en afvoer van het grondwater van boven en onder de WKO geheel gelijk worden verondersteld is dit het geval. Echter is nog niet onderzocht of o.a. stijghoogteveranderingen en dichtheidsverschillen inderdaad geen invloed hebben op deze verhoudingen. Tot slot, vaak verloopt de zoutconcentratie niet lineair naar de diepte toe (Zoutzout REGIS; Bader, 2005; en chloridemetingen grondwater Flevoland in ‘Zoet-zout studie Provincie Flevoland’, Oude Essink *et al.*, 2008) en kan een groter deel van het watervoerende pakket verzilten dan verzoeten (figuur 3.5).

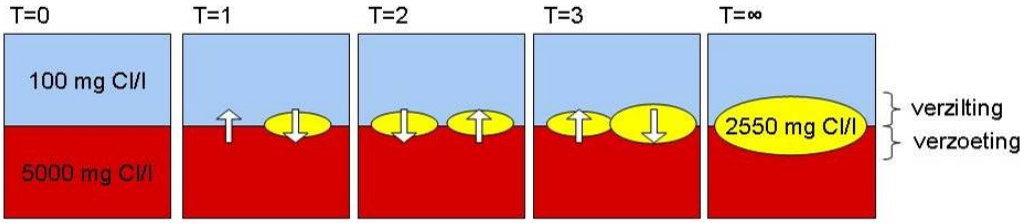
3. *Ontstaat verzilting door een ongelijk onttrekkingsregime?* Er zijn WKO systemen waarbij het winterdebiet ongelijk is aan het zomerdebiet. Dat betekent dat je bij 1 filter meer onttrekt dan injecteert en bij een ander filter meer injecteert dan onttrekt. Netto wordt dus bij 1 filter water onttrokken. Dit kan in gebieden met zout grondwater voor verzilting zorgen.
4. *Wat wordt precies bedoeld met 'verzilting'?* Het begrip verzilting is niet volledig gedefinieerd, wat een discussie over de beoordeling van de effecten bemoeilijkt. Voor sommigen is verzilting het toenemen van de chlorideconcentratie en voor anderen is het het afnemen van de hoeveelheid water met een chlorideconcentratie onder een bepaalde norm. Bijvoorbeeld in figuur 3.4: zoet water van 100 mg Cl/l mengt met zout water van 5000 mg Cl/l en het water krijgt dus de gemiddelde waarde van 2550 mg Cl/l. Vanuit het eerste perspectief is er net zoveel water zoeter geworden als zouter geworden, en is er netto geen zout toegevoegd aan het grondwater. Vanuit het tweede perspectief is er minder zoetwater beschikbaar en is sprake van verzilting. Nog niet eenduidig is wanneer we de verzilting van het grondwater erg vinden, er is nog geen bruikbare en reële norm vastgesteld. Desalniettemin bestaan er wel normen voor drinkwater (150 mg Cl/l) en regionale oppervlaktewater (200 mg Cl/l), maar dat hangt af van de verschillende gebruiksdoelen zoals tuinbouw, landbouw en mogelijkheden om te kunnen ontzilten bij waterbereiding.
5. *Welke processen zijn dominant voor veranderingen in de temperatuursverdeling en chlorideverdeling in het grondwater en hoe kunnen deze processen (inclusief heterogeniteit van de ondergrond) en temperatuur invloed hebben op verzilting van het grondwater?*



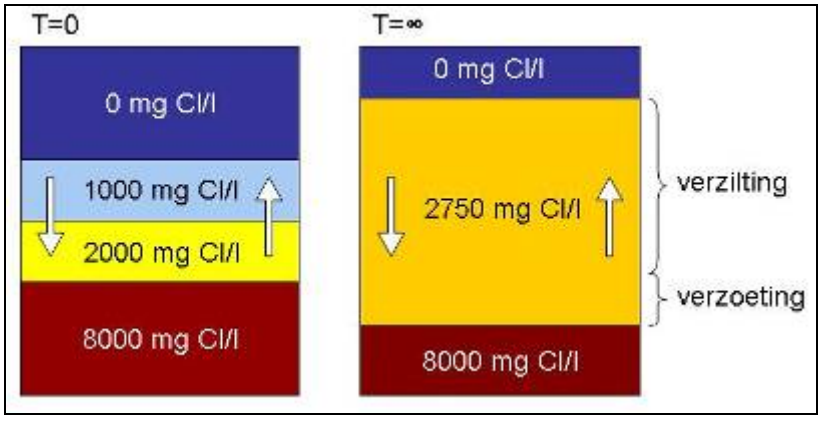
figuur 3.2 **In een watervoerend pakket zonder weerstandslaag boven de WKO kan verzilting optreden doordat het ondiepe zoete water afgevoerd wordt via drainage en waterlopen. Dat er zo hoog opkegeling plaatsvindt komt door de drainage naar de waterlopen en drains. De aanname is in het figuur dat de aanvulling van opzij komt en niet van boven (regen)**



figuur 3.3 **Lineaire chlorideverdeling in het grondwater met een weerstandslaag boven het 1500 mg Cl/l grensvlak. De vraag is nog in welke mate het grondwater verzilt, dit is o.a. afhankelijk van het invloedsgebied van de WKO onttrekking en infiltratie (en dit is weer afhankelijk van de geologie)**



figuur 3.4 **Verzilting en verzoeting van het grondwater indien evenveel zoet als zout water wordt aangetrokken door de WKO. In dit voorbeeld neemt de zoetwatervoorraad van het grondwater af**

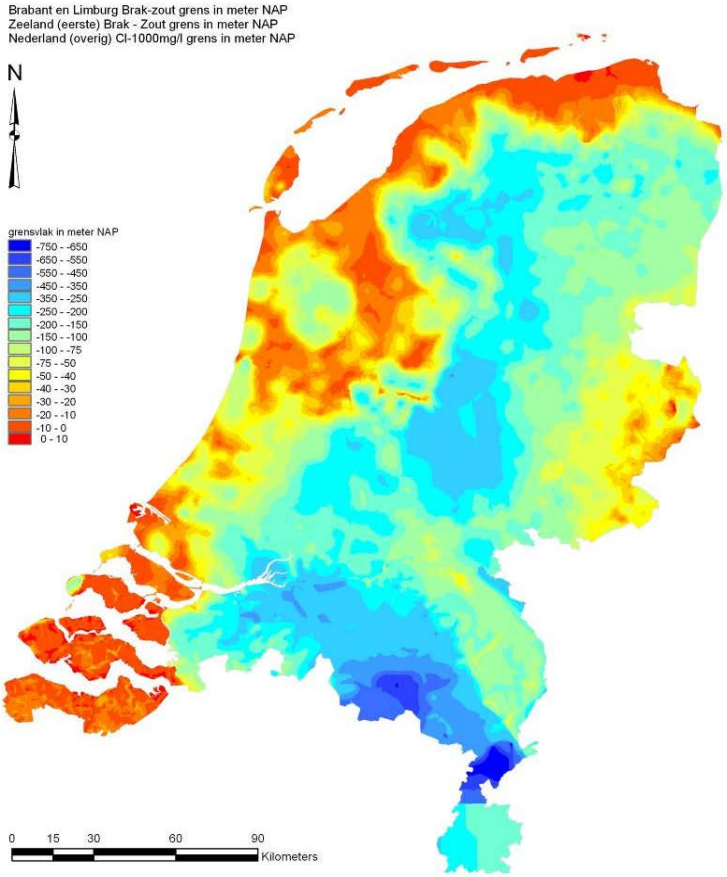


figuur 3.5 **Conceptueel voorbeeld van het effect van volledige menging bij een niet-lineaire chlorideverdeling van het grondwater: indien evenveel water van boven als onder de WKO aangetrokken wordt zal in een groot deel van het watervoerend pakket de chlorideconcentratie toenemen. Daarnaast neemt hier de zoetwatervoorraad af. De getoonde situatie zal meestal niet vergunbaar zijn en de mate van volledige menging (en dus de verzilting) kan beïnvloed worden door de filterstelling**

3.2 Literatuuroverzicht

Zoetzout grondwater: Nederland

De kaart met de diepteligging van het 1000 mg Cl/l chloride vlak, wat overeen komt met het grensvlak tussen brak en zout grondwater (Stuurman et al., 2006) is getoond in figuur 3.6. Met uitzondering van de duinen en de 'zoetwaterbel van Hoorn' komt zout grondwater in West- en Noord-Nederland zeer ondiep voor. De ligging van dit grensvlak heeft hier een sterke relatie met de Holocene kustontwikkeling. In de rest van Nederland ligt het brak-/zoutgrensvlak veel dieper. Alleen in het oostelijk deel van Nederland ligt het grensvlak relatief ondiep. Dit wordt veroorzaakt door de ondiepe ligging van slecht doorlatende kleilagen uit het Tertiair die door de zee zijn afgezet.



figuur 3.6 **De diepteligging van het brak-zout grensvlak (1000 mg/l chloride). Bron: Stuurman et al 2006 op basis van zoet-zout REGIS data**

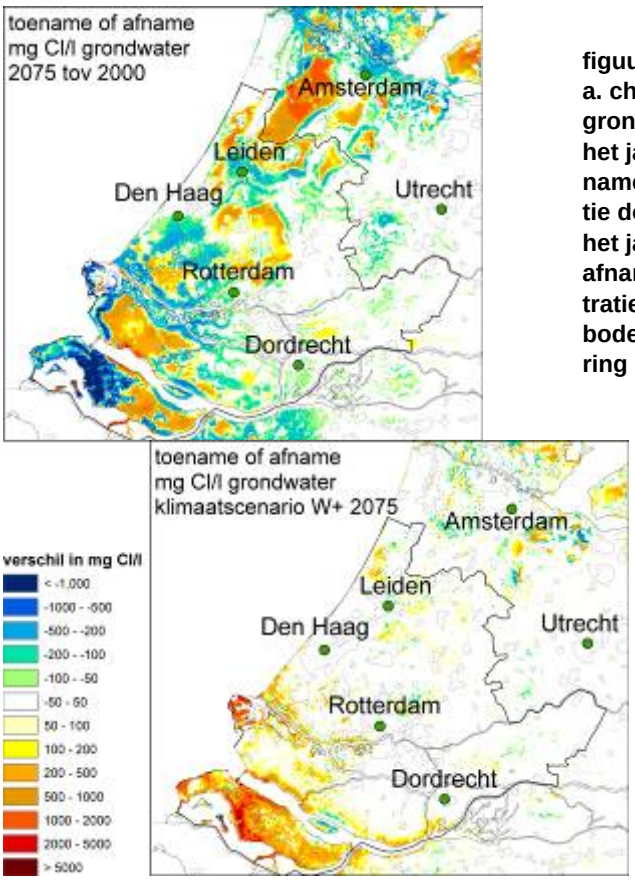
Studie zoet-zout grondwater: Zuid-Holland

Voor de provincie Zuid-Holland is een 3D dichtheidsafhankelijk grondwatermodel ontwikkeld waarmee de verzilting en verzoeting van het grondwater inzichtelijk is gemaakt (Oude Essink, van Baaren en van Vliet, 2008). De resolutie van dit model is 250*250 m^2 en dus alleen geschikt voor regionale processen.

De consequenties van verzilting van het grondwatersysteem zijn verzilting van het oppervlaktewatersysteem en afname van de zoetwatervoorraad waardoor nadelige gevolgen kunnen optreden voor landbouw, natuur, industrie en de drinkwatervoorziening. In figuur 3.7a is de huidige chlorideconcentratie van het grondwater op 12,5 m beneden NAP te zien voor dit studiegebied. De gebruikte grenzen voor zoet, brak en zout grondwater zijn:

Zoet grondwater	< 150 mg Cl/l
Brak grondwater	150 ≤ mg Cl/l ≤1000
Zout grondwater	> 1000 mg Cl/l

Verzilting kan ontstaan door autonome processen (de huidige kweldruk die het zoute grondwater richting het maaiveld verplaatst), bodemdaling (daardoor kan het verlagen van het waterpeil nodig zijn, wat tot meer kwel leidt), klimaatverandering (zeespiegelstijging en veranderingen in grondwateraanvulling) en menselijk ingrijpen (o.a. grondwateronttrekkingen, waterbeheer, inpolderen van gebied). In figuur 3.7b is de verzoeting en verzilting van het grondwater op 12,5 m beneden NAP te zien door autonome processen en in figuur 3.3c de verzilting door een combinatie van bodemdaling (scenario WB21) en klimaatverandering (KNMI klimaatscenario W+). Door autonome processen zullen vooral de laaggelegen poldergebieden verzilten, zeespiegelstijging zorgt alleen in een strook langs de kust voor extra verzilting op deze diepte.



figuur 3.7
a. chlorideconcentratie van het grondwater op 12.5 m -NAP voor het jaar 2000, b. toename of afname van de chlorideconcentratie door autonome processen in het jaar 2075 en c. toename of afname van de chlorideconcentratie door een combinatie van bodemdaling en klimaatverandering

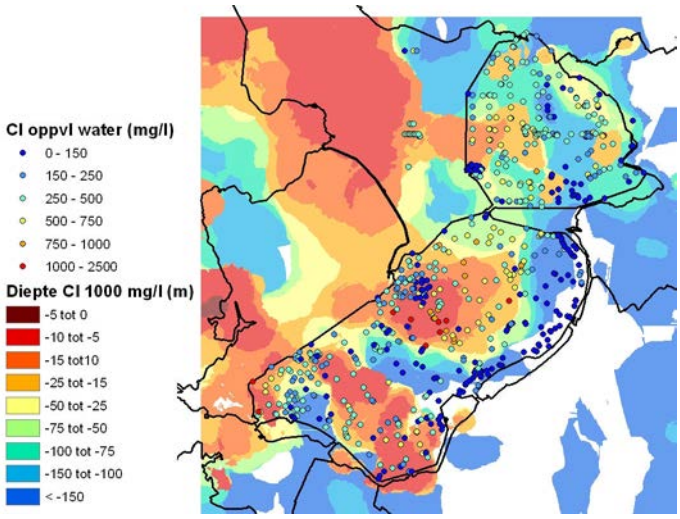
Onder invloed van een WKO-systeem zal menging optreden van zoeter grondwater met zouter grondwater, waardoor het zoetere grondwater (meestal het ondiepere grondwater) verzilt en het zoutere grondwater (meestal het diepere grondwater) verzoet. Lokale processen, zoals WKO's, kunnen zodoende zorgen voor lokale verzilting van het grondwatersysteem. Verwacht kan worden dat veel lokale processen in een regio (veel WKO's) een regionaal effect zouden kunnen hebben op de verzilting. De vraag is hoe het effect van een groot aantal WKO's zich verhoudt tot de autonome ontwikkeling (inclusief bodemdaling en klimaatverandering).

Deze studie kan gebruikt worden om de nog te berekenen verzilting door WKO's in bovenstaand studiegebied (Zuid-Holland) te vergelijken met de verzilting door autonome processen en klimaatverandering.

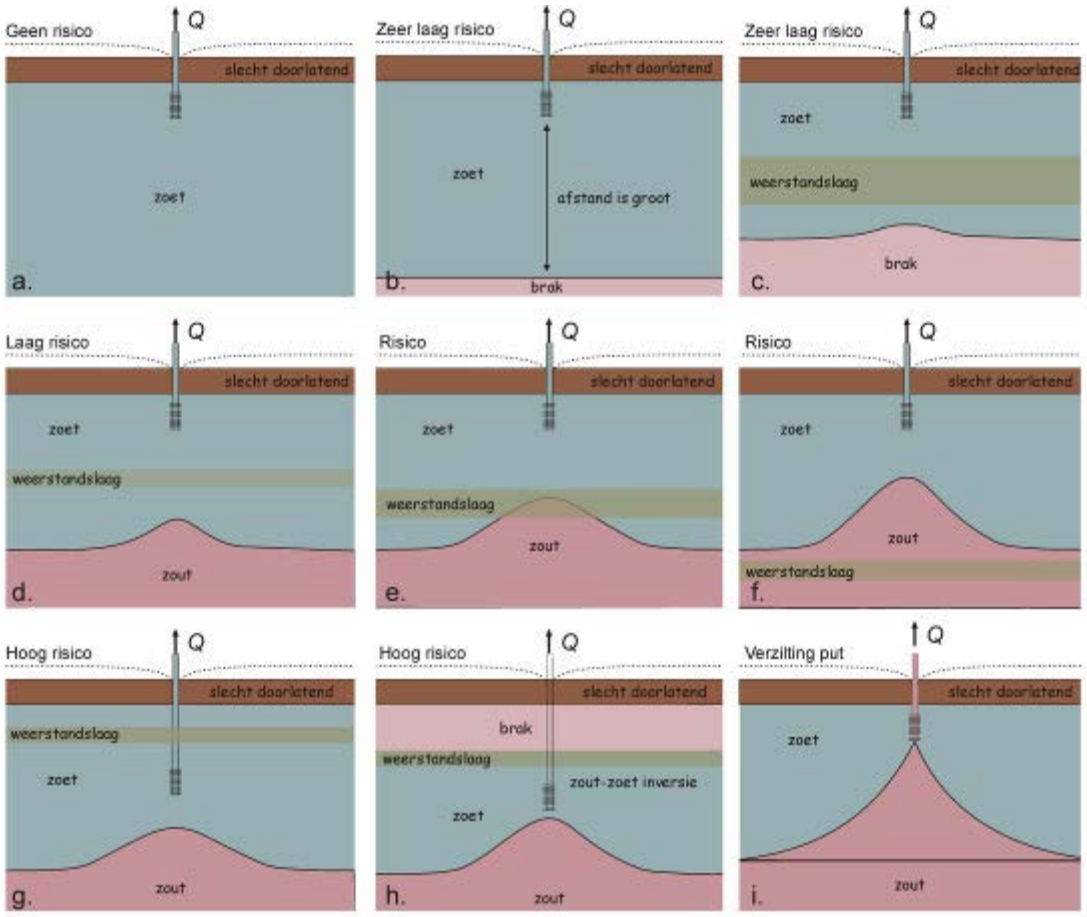
Studie zoet-zout grondwater: Flevoland
In 2008 is in opdracht van de provincie Flevoland een onderzoek uitgevoerd naar de verdeling van zoet en zout grondwater in de ondergrond en de te verwachten ontwikkelingen hierin (Oude Essink et al., 2008). Het doel van deze studie is het beschikbaar maken en stellen van kennis ten behoeve van strategieontwikkeling voor duurzame exploitatie van het zoete grondwater, het grondwaterbeleid en -beheer, ruimtelijke ordeningsprocessen en afstemming tussen grondwatergebruik en oppervlaktewatergebruik in de provincie Flevoland. Hiervoor heeft een inventarisatie van de chloride concentratie metingen, een watersysteemanalyse, een zoet-brak-zout kartering, een meetcampagne en een modellering van de effecten van grondwateronttrekkingen op het grondwatersysteem plaatsgevonden.

De chloride concentratie in de ondergrond van de provincie Flevoland lijkt een grote variatie te hebben in ruimte en diepte. Het grondwater onder het IJsselmeer en in het middendeel van Zuidelijk en Oostelijk Flevoland is grotendeels brak tot matig zout tot een diepte van ongeveer 40m -NAP. Op een grotere diepte (40 − 60m -NAP) is het grondwater onder het IJsselmeer matig zout tot zout en is vooral rond Almere een groot zout tot zeer zout gebied te vinden. In de Noordoostpolder bevindt zich al op zo'n 15 meter diepte brak grondwater onder de driehoek Emmeloord-Urk-Espel en op de provinciegrens met Friesland en Overijssel. Op grotere diepte zijn in de Noordoostpolder de zoutgehalten echter lager dan zoutgehalten bij Almere en Lelystad/Dronten (zie figuur 3.8).
De chloride concentratie in de ondergrond van de Provincie Flevoland heeft een grote variatie in ruimte en diepte, maar veel minder in de tijd. Er treedt verzoeting op in meerdere gebieden van de Provincie Flevoland, vooral in de bovenste 20 meter in het noordwestelijk deel van de Noordoostpolder en het westelijk deel van Zuidelijk Flevoland. Omdat de grondwaterstroming en het daaraan gekoppelde transport in de ondergrond van zouten (chloride) een traag proces is (in de orde van maximaal tientallen meters per jaar in natuurlijke systemen), zijn de veranderingen in de voorraad niet snel zichtbaar.

Voor de provincie Flevoland zijn de risico's op verzilting van het grondwatersysteem door grondwateronttrekkingen in kaart gebracht (zie figuur 3.9). Onder verschillende omstandigheden stijgt de zoet-zout grens in meer of mindere mate door "opkegeling" (upconing). Deze opkegeling treedt lokaal op onder de onttrekkingsbron.



figuur 3.8 Diepte grensvlak chloride 1000 mg/l en gemiddeld chloride gehalte oppervlakte water over periode 1987-2007



figuur 3.9 Resultaat risicoanalyse voor verzilting pompputten in Flevoland (Oude Essink et al., 2008). Deze effecten zijn niet representatief voor de opslagsystemen waarbij het onttrokken water weer geretourneerd wordt: de waterkwaliteitsgrenzen worden daardoor veel minder sterk aangetrokken dan bij eenzelfde onttrekking zonder retournering na een half jaar. Bij recirculatiesystemen zijn de effecten bij de onttrekkingsbron vergelijkbaar met dit figuur

Zoet-zout Nationaal Hydrologisch Instrumentarium

Eind 2009 is een casco NHI zoet-zout modelinstrumentarium (250*250m^2) ontwikkeld waarmee de gevolgen van klimaatverandering (KNMI'06 scenario's), bodemdaling en zeespiegelstijging worden gekwantificeerd. Naast de effecten van bovenstaande processen kunnen ook de mogelijke effecten worden ingeschat van peilbeheer (bijv. IJsselmeer) en de haalbaarheid van grootschalige oplossingsstrategieen.

Studie verzilting en WKO's in Flevoland
Uit de geohydrologie van Flevoland, de dossiers van enkele WKO-installaties en 3D simulaties van verzilting blijkt dat het risico van verzilting van grondwaterlichamen in bepaalde gevallen reëel is (Van Oostrom et al., 2008). In de studie zijn modelberekeningen uitgevoerd voor verschillende situaties, waarbij is gevarieerd in de initiële chlorideverdelingen in de ondergrond, de geologische opbouw en de eigenschappen van de WKO. In de onderstaande tabel zijn de resultaten van de berekeningen samengevat.

Uit de resultaten blijkt dat het chloridegehalte van het grondwater in de bronnen van de WKO in een aantal gevallen niet toeneemt (bij chlorideverdeling 1: een scherpe chloridegrens op diepte) en in andere gevallen wel. De toename is berekend over een periode van 30 jaar en is klein bij een kleine WKO, wat groter bij een grote WKO en het grootst bij recirculatie.

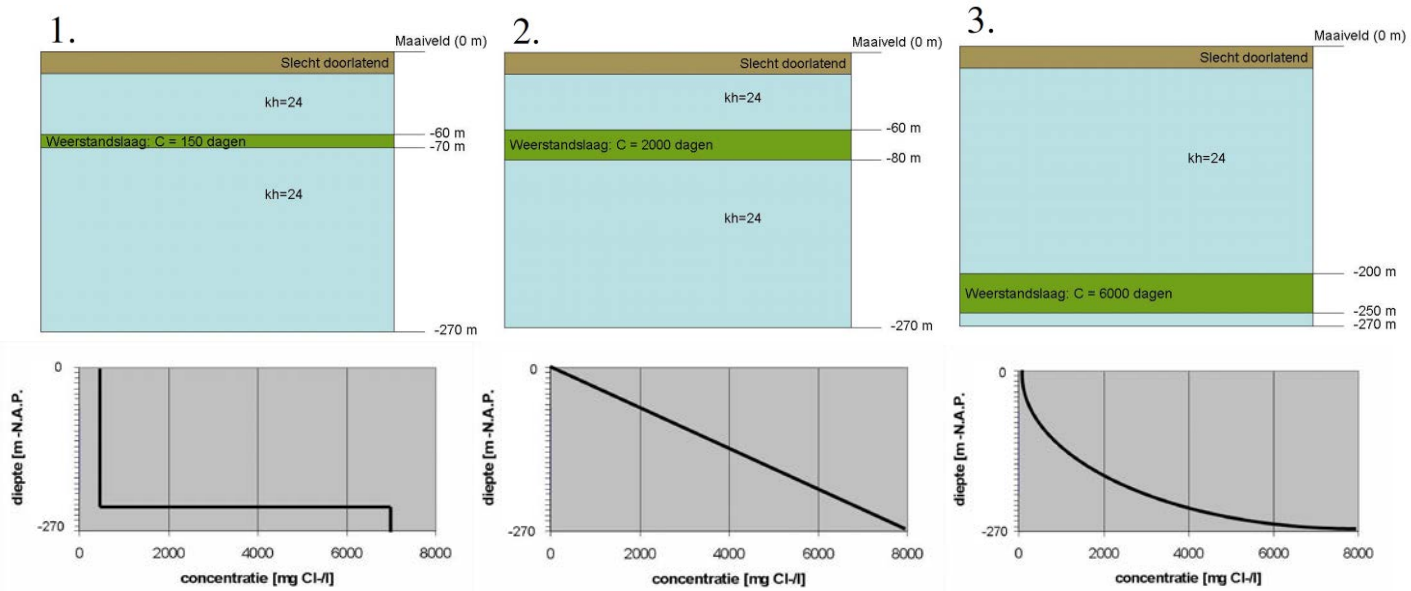
In alle berekeningen is in enige mate sprake van een onbalans in de waterhoeveelheden: er wordt jaarlijks meer water van de ene bron naar de andere bron gepompt dat omgekeerd. Dit zou een verklaring kunnen zijn voor de verschillende uitkomsten: bij de kleine WKO wordt netto 14.400 m³ per jaar (6% van de waterverplaatsing) van de koude naar de warme put gepompt, bij de grote WKO is dat 43.200 m³ per jaar (6% van de waterverplaatsing) en bij het recirculatiesysteem wordt per jaar 233.600 m³ (100% van de waterverplaatsing) van de onttrekkingsbron naar de infiltratiebron gepompt. In de studie zijn geen berekeningen gepresenteerd voor een WKO met een waterbalans (waterverplaatsing in de winter en de zomer gelijk, waardoor de effecten elkaar kunnen compenseren). Op dit moment kan dan ook nog niet bepaald worden of de gemodelleerde verzilting (onder enkele omstandigheden) het gevolg is van de wateronbalans of van de absolute omvang van de onttrekking.

In het rapport is ook een analyse gemaakt van de gegevens die zijn voortgekomen uit de monitoring bij WKO-projecten in de provincie Flevoland. Er waren maar zeer weinig systemen waarbij een reeks van de chlorideconcentraties gemaakt kon worden. Uit de gegevens blijkt dat het chloridegehalte in de bronnen bij 1 recirculatieproject beduidend hoger is dan in een monitoringsput, wat overeenkomt met het beeld van de modeluitkomsten.

tabel 3.1 **Samenvatting resultaten modelberekeningen bij WKO met een filtertraject op 80-110 m diepte en een afstand van 125 m tussen de bronnen (gebaseerd op: Van Oostrom et al., 2008)**

situatie	geologische opbouw *	chloride-verdeling *	chloridegehalte in de bronnen [mg/l]	
			bij aanvang	na 30 jaar
WKO klein (water-verplaatsing in de winter 117.600 m³ en in de zomer 132.000 m³)	1	1 (scherp)	500	500
	1	2 (lineair)	3.350	3.520
	1	3 (exponentieel)	400	485
	2	1	500	500
	2	2	3.350	3.780
	2	3	400	560
	3	1	500	500
	3	2	3.350	3.350
	3	3	400	460
WKO groot (water-verplaatsing 3x zo groot: in de winter 352.800 m³ en in de zomer 396.000 m³)	1	1	500	500
	1	2	3.350	3.600
	1	3	400	500
	2	1	500	500
	2	2	3.350	3.800
	2	3	400	560
	3	1	500	500
	3	2	3.350	3.350
	3	3	400	460 (na 20 j)
Recirculatie (water-verplaatsing 233.600 m³ per jaar)	1	1	500	500
	1	2	3.350	3.800
	1	3	400	720
	2	1	500	500
	2	2	3.350	4.600
	2	3	400	1.000
	3	1	500	500
	3	2	3.350	3.350
	3	3	400	550

* Type geologische opbouw: zie onderstaande figuren (bovenste rij);
Chlorideverdeling (initieel): zie onderstaande figuren (onderste rij).



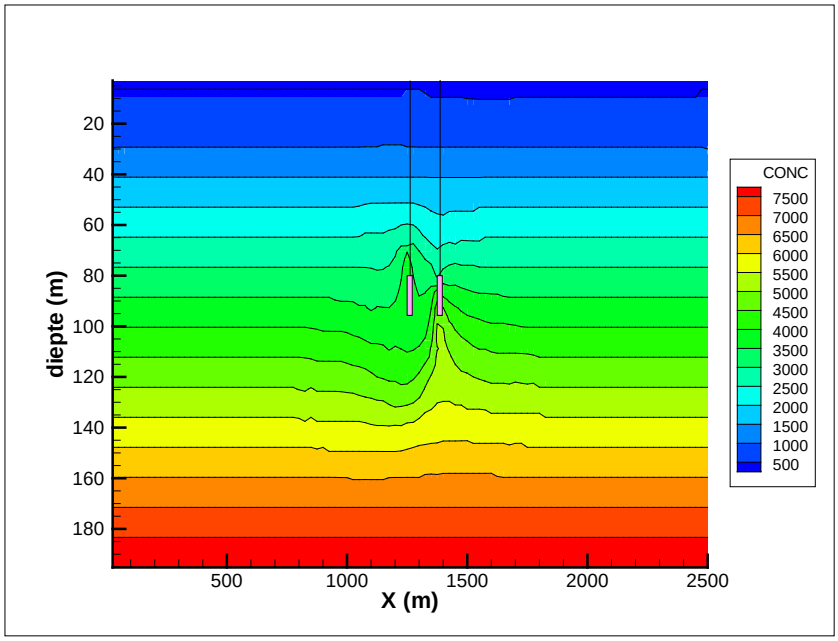
Uit de modelsimulaties wordt geconcludeerd dat een recirculatiesysteem bij hetzelfde debiet en onder gelijke geohydrologische omstandigheden als een opslagsysteem een groter verziltingseffect heeft. Het dempende effect van het halfjaarlijks omkeren van de pomprichting is dus significant. Ook wordt geconcludeerd dat de verzilting op de hoogte van de onttrekkingen een irreversibel karakter heeft; de chlorideconcentratie zakt binnen 30 jaar niet of nauwelijks terug naar het oorspronkelijke niveau. Ook mag verwacht worden dat in gebieden waar zich meerdere WKO's bevinden en de zoet-brak-zout overgang zich in het zelfde watervoerende pakket bevindt, bovenlokale verzilting ontstaat. Dit is echter niet nader onderzocht in deze (Van Oostrom et al., 2008) studie uit 2008.

Het doel van deze (Van Oostrom et al., 2008) studie was een externe beoordeling van het nut en de noodzaak van monitoringseisen bij vergunningen voor WKO's. In het rapport is geadviseerd om in risicogebieden een circa 20 meter dieper peilfilter te plaatsen om de verzilting van het grondwater te kunnen meten, indien haalbaar bij de installatie. Daarnaast zouden berekeningen opgenomen kunnen worden in de effectrapportage zodat er een referentie geboden wordt hoe groot de verzilting kan worden en in welke mate verzilting dan ook geaccepteerd wordt bij de vergunningverlening. Onduidelijk is welke mate van verzilting beleidsmatig acceptabel is. In het rapport is daarom aanbevolen om een grenswaarde voor verzilting aan te geven. Als referenties voor de chloridenorm worden genoemd: 1. de drinkwaternorm (150 mg/l), vaak is het diepe grondwater in Flevoland echter al zouter, 2. het principe van geen achteruitgang van de KRW, de WKO's zullen echter altijd in meer of mindere mate voor verzilting zorgen, 3. het koppelen van de waarde van het grondwater aan mogelijke gebruiksdoelen bij de chlorideconcentraties voor en na ingebruikname van de WKO.
Monobronnen en gesloten systemen zijn in deze studie niet onderzocht op mogelijke verziltende effecten. Hoe de verzilting plaatsvindt is nog niet volledig onderzocht en staat in deze literatuurstudie beschreven bij de vraagstelling.

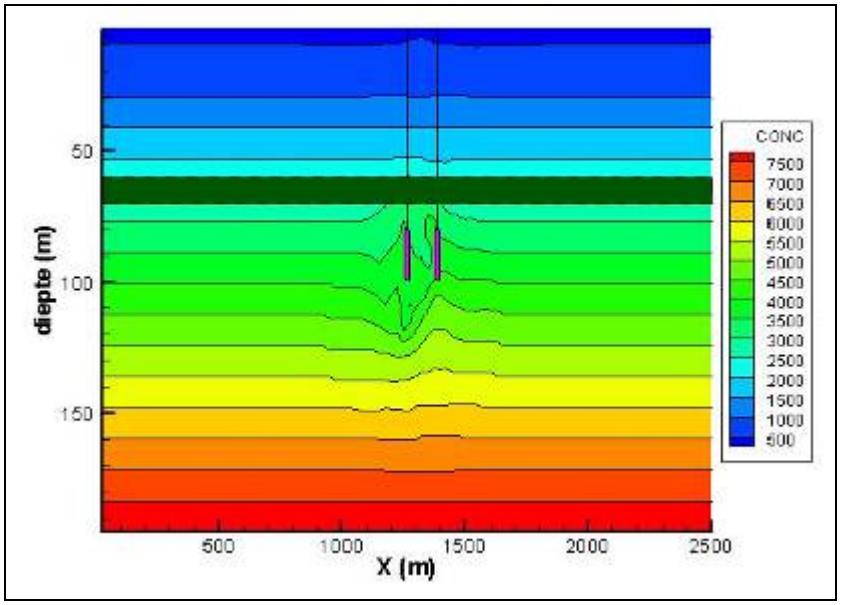
In deze studie is aangenomen dat de chlorideconcentratie van het opgepompte grondwater één-op-één doorgegeven wordt aan de injectieput. Een WKO-systeem is bij het ontwerp vaak debietneutraal (in de praktijk kan er een scheve verhouding tussen de seizoenen zijn). In het ene seizoen wordt de hoeveelheid onttrokken water uit put 1 in put 2 geïnjecteerd en in het andere seizoen omgekeerd. Onderstaande figuren tonen berekende chloridegehaltes na 10 jaar voor een recirculatiesysteem (figuur 3.10) en voor een opslagsysteem (figuur 3.11). In de ondergrond is een constante "chloridegradiënt" aanwezig (lineair verloop van de chlorideconcentratie). Bij het recirculatiesysteem is in en onder de onttrekkingsbron sprake van verzilting door upconing van zout grondwater. Dit zoute grondwater wordt in de infiltratiebron geïnjecteerd en zorgt ook boven de infiltratiebron voor verzilting. Tegelijkertijd treedt boven de onttrekkingsbron verzoeting op door "downconing" van relatief zoet water en is ook onder de infiltratiebron sprake van verzoeting. Bij een recirculatiesysteem is in deze situatie dus tegelijkertijd sprake van verlaging van de chlorideconcentratie op de ene plek en verhoging op de andere plek. De zoetwatervoorraad kan echter wel afnemen waardoor toch sprake kan zijn van verzilting door deze WKO.

Bij het opslagsysteem zijn de effecten kleiner dan bij het recirculatiesysteem. Hier treedt verzoeting aan de bovenzijde niet of nauwelijks op. Doordat zich boven de bronfilters een weerstandbiedende laag bevindt, kan namelijk geen zoeter water van boven worden aangetrokken en wordt vooral zouter water van beneden aangetrokken. Onder de rechter bron in het plaatje (op dat moment de onttrekkingsbron) wordt zouter water opgetrokken en onder de linker bron (op dat moment de infiltratiebron) wordt het zoute water naar beneden geduwd.

Door een onttrekking kan in sommige gevallen ook verzoeting optreden. Indien de put direct boven een weerstandslaag ligt en het water dus van boven de onttrekking in het filter terecht komt kan op de locatie van onttrekking verzoeting optreden. Dit zoetere water wordt ook geïnjecteerd waardoor ook op de locatie van injectie verzoeting op zal treden.



figuur 3.10 **Recirculatiesysteem (rechts onttrekken, links injecteren) na 10 jaar. Initiele zoet/zoutconcentratie was zoals die aan de randen nog te zien is**



figuur 3.11 **Opslagsysteem na 10 jaar functioneren en op het moment dat rechts een seizoen lang onttrokken heeft en links injecteert. Zelfde geohydrologische omstandigheden (de donkergroene laag is een waterscheidende laag en is in het bovenste figuur ook in de schematisatie aanwezig) en dezelfde initiële chlorideconcentratie. Deze schematisatie lijkt het meest op figuur G in figuur 3.9**

3.3 Discussie

We hebben een redelijk beeld van de risico's van verzilting door onttrekkingen en in welke regio's in Nederland deze risico's optreden. Binnen de regio's is echter nog niet bepaald waar de grootste risico's optreden. Het dempende effect van injectie in de praktijk is minder goed onderzocht. Een andere belangrijke vraag die we nog niet kunnen beantwoorden is wanneer we verzilting van het grondwatersysteem erg vinden, er is geen norm vastgesteld voor verzilting.
De vraag is hoe de grondwaterstroming en zoet-zout concentraties veranderen door een combinatie van (grote) temperatuursverschillen, verschillen in zoutconcentraties, geologie en infiltratie- en onttrekkingsdebieten van de WKO's. Met name bij hoge temperatuur warmteopslagprojecten kan ook sprake zijn van verzilting onder invloed van dichtheidsstroming. De invloed van temperatuursverschillen op grondwaterstroming wordt in het hoofdstuk 'Temperatuur' besproken. Het ligt voor de hand om dit vast te stellen aan de hand van meetreeksen bij bestaande systemen. Het is hierbij belangrijk om ook de verzilting onder invloed van de autonome processen vast te stellen.
Verwacht wordt dat veel lokale processen in een regio (veel WKO's) een regionaal effect zouden kunnen hebben op de verzilting van het grondwatersysteem. Binnen MMB zal dit proces verder onderzocht worden.

3.4 Conclusies

Onttrekkingen zorgen voor een risico op verzilting. Ook als er netto geen grondwater wordt onttrokken (WKO) kan door menging de zoetwatervoorraad afnemen. In het westen en noorden van Nederland ligt het zoet-zout grensvlak van het grondwater zeer ondiep en is het risico op verzilting door WKO's groter dan in de rest van Nederland.

De eventuele afname van de zoetwatervoorraad van het grondwater is afhankelijk van de geohydrologische situatie (geologische lagen en doorlatendheden), de huidige zoet-zout situatie van het grondwater (ontstaansgeschiedenis), het onttrekkingsdebiet en de mate van water(on)balans en het type WKO-systeem.

Verzilting is een irreversibel proces; indien verzilting is ontstaan door een onttrekking zal het grondwatersysteem zich niet snel herstellen (in ieder geval niet binnen tientallen jaren). Als bij een WKO systeem menging van zoet met zout water plaatsvindt zal de zoetwatervoorraad meestal afnemen. Toepassing van WKO in watervoerende pakketten met een overgang van zoet naar zout grondwater is daarom in veel gevallen niet toegestaan, tenzij kan worden aangetoond dat geen nadelige effecten optreden.

Uit de modelstudie blijkt het dempende effect van infiltratie op de verzilting significant te zijn; een recirculatiesysteem heeft bij hetzelfde debiet en onder gelijke geohydrologische omstandigheden als een opslagsysteem een groter verziltingseffect. Tegelijk is nog niet bekend hoe de configuratie (ontwerp en beheer) invloed heeft op de mogelijke verzilting bij een WKO-installatie. Concreet gaat dit over o.a. putafstanden, water(on)balans en debieten.

Onderzoek binnen MMB:
In het onderzoeksprogramma van MMB zijn waterkwaliteitsmetingen opgenomen. Op basis van deze gegens kan worden beoordeeld of het verpompte grondwater bij de betreffende pilot zouter is dan de referentiebuis, wat een aanwijzing kan zijn voor het optreden van verzilting. Hierbij zal ook gebruik worden gemaakt van meetreeksen uit het verleden. Daarnaast zal met behulp van modellen de invloed van WKO op verzilting worden onderzocht, zowel voor enkele individuele WKO-projecten als voor meerdere wko-systemen tezamen.

3.5 Literatuur

Bader, E. 2005. Verziltings- en verzoetingsprocessen in Nederland, met speciale aandacht voor de Wieringermeerpolder, Bachelorafsluiting Aardwetenschappen, TNO Bouw en Ondergrond (supervisie V.E.A. Post en G.H.P. Oude Essink), p. 61.

Davis, S.N. & DeWiest, R.J.M., 1980, Hydrogeology, John Wiley & Sons, New York. 463 p.
Todd, D.K., 1980, Groundwater Hydrology, John Wiley & Sons, New York.

Oude Essink, G.H.P. 1996. Impact of sea level rise on groundwater flow regimes, A sensitivity analysis for the Netherlands, Delft University of Technology, 411 pp.

Oude Essink, G.H.P., 2007, Effect zeespiegelstijging op het grondwatersysteem in het kustgebied, H2O, nr 19, 60-64.

Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S. en van Vliet, M, 2008. Verkennende studie klimaatverandering en verzilting grondwater in Zuid-Holland. Deltares-rapport 2008-U-R0322/A.

Oude Essink, G.H.P., de Louw, P., van Baaren, E., van Vliet, M., et al. 2008, Zoet-zout studie Provincie Flevoland, Deltares-rapport 2008-U-R0546/A, 160 p.

Oude Essink, G.H.P., Louw, de, P., Stevens, S., de Veen, B., de, Prevo, C., Marconi, V. en Goes, B. 2009, Meetcampagne naar het voorkomen van regenwaterlenzen in de Provincie Zeeland, 2007-U-R0925/A, 132p.

Oude Essink, G.H.P., Baaren, E.S., van, De Louw, P.G.B., Effects of climate change on coastal groundwater systems: a modeling study in the Netherlands, Water Resour. Res. (accepted 2010).

Paulissen M.P.C.P., Schouwenberg E.P.A.G., Wamelink G.W.W., 2007. Zouttolerantie van zoetwatergevoede natuurdoeltypen; verkenning en kennislacunes. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1545, 76p.

Roest C.W.J. Bakel P.J.T. van, Smit A.A.M.F.R., 2003. Actualisering van de zouttolerantie van land- en tuinbouwgewassen ten behoeve van de berekening van de zoutschade in Nederland met het RIZA-instrumentarium.

Schuurmans, R.A. 1983. Restoring a briny catchment area. Proc. 8th Salt Water Intrusion Meeting, Bari. Geologia Applicata e Idrogeologia. Vol. XVIII, Parte II: 169-182.

Stuurman et al 2006. Monitoring zoutwaterintrusie naar aanleiding van de Kaderrichtlijn Water ‘verzilting door zoutwaterintrusie en chloridevervuiling’. TNO rapport 2006-U-R0080/A.

Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Amsterdam, The Netherlands, Vrije Universiteit: 366.

Stuyfzand, P.J., Maas, K., Kappelhof, J., Kooiman, J.W. 2004, Pumping brackish groundwater to prepare drinking water and keep salinized wells fresh, 18th SWIM, Cartagena, Spain.

Stuyt, L.C.P.M., P.J.T. van Bakel, J.G. Kroes, E.J. Bos, M. van der Elst, B. Pronk, B.J. Rijk, O.A. Clevering, A.J.G. Dekking, M.P.J van der Voort, M. de Wolf & W.A. Brandenburg, 2006. Transitie en toekomst van Deltalandbouw; indicatoren voor de ontwikkeling van de land- en tuinbouw in de Zuidwestelijke Delta van Nederland. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1132.

Oostrom et al 2008. Evaluatie monitoringsvoorschriften WKO van de provincie Flevoland. Deltares rapport 2008-U-R0885/A

Leven met Zout Water 2009. Overzicht huidige kennis omtrent interne verzilting.

Van Dijk, J., Koenders, M., Rebel K., Schaap M., Wassen, M. State of the art of the impact of climate change on environmental quality in The Netherlands; A framework for adaptation, KfC report number KfC 006/09, ISBN 978-94-90070-06-9, 56 p.

Venhuizen, K.D. 1971. Zoutwaterintrusies ten gevolge van wateronttrekking langs de Nederlandse kust. Stichting Postakademische Vorming Gezondheidstechniek. Cursus Zout Grondwater in Nederland deel II. 1970-1971.

Weterings-Schonck, S., van Essen, E., Zoete, C. 2008. Verzilting wordt door agrarische sector niet als probleem ervaren, H2O, 22, p. 22-24.

4 Temperatuurveranderingen door WKO's

Esther van Baaren en Mahmoud Bakr

4.1 Introductie

Om in staat te zijn om thermische energie te kunnen opslaan en terug te winnen is het veranderen van de grondwatertemperatuur noodzakelijk. Deze temperatuurverschillen kunnen rond enkele graden liggen ten opzichte van de natuurlijke temperatuur bij de meest gangbare systemen, maar kunnen bij de hoge temperatuursystemen oplopen tot tientallen graden. Bij bodemwarmtewisselaars kan de temperatuur van het circulatiemedium vrij sterk oplopen of teruglopen, waardoor er in een (geringere) invloedszone relatief grotere temperatuurveranderingen kunnen optreden.

Het geïnjecteerde water zal koude of warmte in de ondergrond introduceren dat met de grondwaterstroming deels meegevoerd wordt. Ook zal een deel van de energie afgegeven worden aan het bodemmateriaal. Potentieel kan een andere temperatuur ook leiden tot invloeden op de grondwaterstroming.

In dit hoofdstuk zal ingegaan worden op de fysische transportverschijnselen waarlangs overdracht van thermische energie van water en bodemmateriaal plaatsvindt. Vervolgens komen de verschijnselen aan de orde waarmee een verandering van temperatuur de grondwaterstroming zou kunnen beïnvloeden. Beide bovenstaande paragrafen gaan in op de theorie, maar in de praktijk moet rekening gehouden worden met variaties in parameters, heterogeniteit in de bodem en een ander gedrag van de wko-installatie dan het ontwerp. Veel kennis over de vorming van warme en koude zones komt voort uit modellering en deels door uitgebreide veldmetingen. In het laatste deel zal daarop ingegaan worden. Het hoofdstuk wordt afgesloten met conclusies.

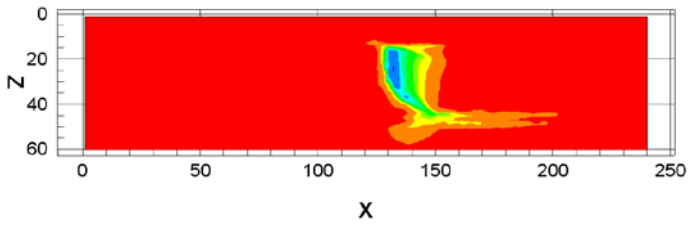
4.2 Vraagstelling en Hyphothese

De grootste onzekerheid bij het voorspellen van de temperatuureffecten bij WKO systemen lijkt in de praktijk het werkelijke gebruikspatroon van het WKO-systeem te zijn. De infiltratietemperaturen en de verplaatste waterhoeveelheden wijken vaak af van het ontwerp. Om zeker te zijn dat de vergunning Waterwet voldoende ruimte biedt, worden vaak ruime waterhoeveelheden en infiltratietemperaturen opgegeven bij de vergunningaanvraag. In de praktijk zijn de thermische effecten daardoor vaak kleiner dan berekend bij de aanvraag van de vergunning (zolang wordt voldaan aan de vergunningvoorschriften).

Systemen die niet voldoen aan de vergunningvoorschriften kunnen grotere temperatuureffecten hebben. Vooral bij systemen met een (aanzienlijke) energie-onbalans kunnen grotere thermische effecten ontstaan, doordat de warme dan wel de koude bel ieder jaar groter wordt. In het huidige beleid wordt daarom meestal een energiebalans geëist, een eis die nog aan discussie onderhevig is. In de praktijk blijkt een groot deel van de systemen niet aan de eisen van een energiebalans te voldoen. Een onderzoek naar het nut en de noodzaak van deze energiebalans wordt in een ander kader uitgevoerd binnen het Samenwerkingsprogramma WKO.

Naast deze menselijke invloed op de WKO systemen hebben ook fysische parameters invloed op het verspreiden en terugwinnen van warmte of koude in de ondergrond. Belangrijke fysische parameters voor het warmtetransport zijn de warmtecapaciteit en warmtegeleiding van het grondwater en de ondergrond. Vanuit de geohydrologie bepalen de doorlatendheid en de porositeit van de ondergrond maar ook de dispersiviteit en verschillen in dichtheid en viscositeit van het water door temperatuursverschillen het rendement van een WKO systeem. Sommige van deze parameters zijn goed bekend uit de literatuur en praktijk.

De invloed van met name heterogeniteit van de ondergrond is nog niet uitgebreid onderzocht. In Van Baaren en Stuurman (2009) is een modelstudie uitgevoerd waarbij zoet grondwater in een zout heterogeen watervoerend pakket is geïnjecteerd. De heterogeniteiten zorgden hier voor een veel grotere verspreiding van het zoete water dan in een homogene situatie verwacht mag worden (figuur 4.1). Bij injectie van warm water in een koud watervoerend pakket of andersom kunnen vergelijkbare gevolgen worden verwacht. Ten eerste kan heterogeniteit voor een lager rendement zorgen. Warm of koud water dat meer verspreid is door de ondergrond is immers lastiger terug te winnen. Daarnaast zal verspreiding sneller kunnen zorgen voor interferentie van WKO systemen. De vraag is hoe ver deze systemen uit elkaar moeten liggen indien er een (kleine) zeer goed doorlatende laag in het watervoerend pakket blijkt te liggen.



figuur 4.1 **Concept van verspreiding van zoet water in een heterogeen zout watervoerend pakket**

Een andere openstaande vraag gaat over de thermische effecten van WKO systemen. Hoe groot is nu de invloed van alle fysische en menselijke parameters en is met dit begrip ook een verklaring te vinden voor metingen aan draaiende WKO systemen? Apart zou dan gekeken moeten worden naar WKO systemen met grote temperatuursverschillen (waar dichtheidsverschillen en viscositeitsverschillen mogelijk wel invloed hebben op de grondwaterstroming). Vervolgens zou dan mogelijk ook voorspeld kunnen worden wat er met het temperatuurverloop gebeurt na het staken van een WKO-systeem of bij een onbalans in het systeem.

4.3 Warmtetransport

4.3.1 Inleiding

De warmtetransportvergelijking is vergelijkbaar met de advectie-dispersie vergelijking voor stoftransport in het grondwater. *Convectie* is transport van warmte door stroming van grondwater ontstaan door verschillen in druk. Dit is mathematisch hetzelfde proces als *advectie* van stoffen in het grondwater. *Conductie* is de overdracht van warmte binnen een materiaal en wordt beschreven door de Wet van Fourier. Dit is mathematisch hetzelfde proces als *dispersie* van stoffen in het grondwater (de wet van Darcy voor dispersie is vergelijkbaar met de Wet van Fourier voor conductie).

Bij wko systemen wordt koude ook als positieve 'energie' gezien, terwijl het feitelijk het vermogen is om juist thermische energie te absorberen.

4.3.2 Warmtecapaciteit

Een belangrijke parameter voor warmtetransport is de *warmtecapaciteit* (Engels: specific heat). De warmtecapaciteit is een grootheid die de hoeveelheid warmte beschrijft die nodig is om de temperatuur van een eenheidsmaat massa met een temperatuursinterval te verhogen. De soortelijke warmte kan uitgedrukt worden in $Jkg^{-1}K^{-1}$ en is dan de benodigde hoeveelheid warmte-energie (in J) om één kg stof één graad in temperatuur te doen stijgen. De warmtecapaciteit is een eigenschap van zowel het grondwater als van het materiaal van de ondergrond en wordt meestal experimenteel bepaald. Elk medium heeft een eigen warmtecapaciteit.

Op basis van warmtecapaciteiten per medium kan m.b.v. de volgende formule de *warmtecapaciteit van de bodemlaag* worden bepaald:

$$c_a = \theta c_{Pfluid} + (1-\theta) c_{Psolid} \qquad (1)$$

c_a = warmtecapaciteit aquifer [$J/m^3\,^oC$]

c_{Pfluid} = warmtecapaciteit water [$J/m^3\,^oC$]

c_{Psolid} = warmtecapaciteit ondergrond/korrelskelet [$J/m^3\,^oC$]

θ = porositeit [-]

4.3.3 Retardatie

Bij de infiltratie van water met een afwijkende temperatuur (bijvoorbeeld warmer water) in de ondergrond, zal de warmte worden overgedragen aan de bodemdeeltjes. De warmteoverdracht van water naar bodemdeeltjes verloopt zodanig snel dat bij wko-systemen de overdracht als instantaan beschouwd mag worden. Zo is de benodigde tijd voor het opwarmen van zandkorrels in de ordegrootte van seconden en voor grind zijn dat minuten. Het water raakt daardoor zijn warmte kwijt (of absorbeert het vanuit de bodemdeeltjes), zodat de verspreiding van warmte (of koude) trager verloopt dan de verspreiding van het water zelf. Op basis van de warmtecapaciteiten kan de verhouding worden bepaald tussen de snelheid van het thermische front (v_{th}) en de snelheid van het water in de aquifer (v_w).

De verhouding wordt als volgt weergegeven:

$$\frac{v_{th}}{v_w} = \frac{\theta c_w}{\theta c_w + (1-\theta)c_r} \quad (2)$$

Bij een porositeit van 0,35, een warmtecapaciteit van water van 4,19 MJ/(m³ °C) en een warmtecapaciteit van met water verzadigd zand van ongeveer 2,5 MJ/(m³ °C) is de verhouding circa 0,5. Dit betekent dat warmte zich in een zandlaag verplaatst met ongeveer de helft van de snelheid van de grondwaterstroming. De warmtecapaciteit is dan ook één van de factoren die bepaalt tot hoe ver de warme en de koude bel zich uitstrekken vanaf de bronnen.

De mate waarin de warmte wordt vertraagd ten opzichte van het water, wordt vaak uitgedrukt in de zogenaamde retardatiefactor: bij een retardatiefactor van 2 is de snelheid van het grondwater 2 keer zo hoog als de snelheid van de warmte. Ook de vertraging van andere stoffen/parameters (bijvoorbeeld de verplaatsing van verontreinigingen) ten opzichte van het water wordt retardatie genoemd.

4.3.4 Warmtegeleiding

Warmte verplaatst zich in de ondergrond niet alleen via de grondwaterstroming maar ook via geleiding. Bij bodemenergiesystemen wordt warmte dan wel koude in de bodem opgeslagen met een temperatuur die afwijkt van de natuurlijke bodemtemperatuur. Onder invloed van deze temperatuursverschillen zal warmtegeleiding optreden en kan een deel van de opgeslagen thermische energie verloren gaan. De *thermische geleidbaarheid* of *warmtegeleiding* (Engels: thermal conductivity) is een materiaalconstante die aangeeft hoe goed het materiaal warmte geleidt.

Op basis van informatie over de warmtegeleiding per medium kan m.b.v. de volgende formule de warmtegeleiding van de bodemlaag worden bepaald:

$k_{Tbulk} = \theta k_{Tfluid} + (1-\theta)k_{Tsolid}$ (Arithmetic mean weighted by volume). (3)

Om deze waarde te kunnen bepalen moet de warmtegeleiding van het water en de ondergrond bepaald worden.

De warmtestroom als gevolg van warmtegeleiding kan als volgt worden berekend:

$$q_g = -k_{Tbulk}\frac{dT}{dx} \quad (4)$$

q_g = warmteflux door geleiding [W/m^2]

k_{Tbulk} = warmtegeleidingscoefficient [W/(m ^{o}C)]

dT = temperatuursverschil [^{o}C]

dx = afstand waarover het temperatuursverschil optreedt [m]

Bij WKO-systemen speelt warmtetransport door geleiding in het algemeen binnen het gebruikte watervoerende pakket een ondergeschikte rol: het warmtetransport wordt hier bepaald door de grondwaterstroming. De verliezen naar boven- en onderliggende lagen worden wel vooral bepaald door de warmtegeleiding. Doordat de ondergrond een slechte geleider is (goede isolator) zijn de verliezen door geleiding in de praktijk relatief klein (Drijver, 2010). Dit is ook de reden dat ondergronds opgeslagen warmte en koude goed bewaard blijft.

4.3.5 Warmtetransportvergelijking

De parameters die van belang zijn voor de temperatuurverdeling in de ondergrond kunnen worden afgeleid uit de warmtetransportvergelijking (SEAWAT v4 2008):

$$\left(1+\frac{1-\theta}{\theta}\frac{\rho_s}{\rho}\frac{c_{Psolid}}{c_{Pfluid}}\right)\frac{\partial(\theta T)}{\partial t}=\nabla\cdot\left[\theta\left(\frac{k_{Tbulk}}{\theta\rho c_{Pfluid}}+\alpha\frac{q}{\theta}\right)\cdot\nabla T\right]-\nabla\cdot(qT)-q'_s T_s \quad (5)$$

Met:
T =temperatuur [°C]
θ = porositeit [-]
ρ = dichtheid van de ondergrond [kg/m^3]
c_{Psolid} = warmtecapaciteit ondergrond [J/(m³ °C)]
c_{Pfluid} = warmtecapaciteit water [J/ (m³ °C)]
k_{Tbulk} = warmtegeleiding watervoerend pakket [W/(m °C)]
T_s = temperatuur van de bron [°C]
q = snelheid [m/s]
α = dispersiviteitstensor [m]
q'_s = put of bron [1/s]

In deze vergelijking is de eerste term van het rechterlid de conductie, de tweede term de convectie en de derde term is voor putten en bronnen mbt temperatuur. Het linkerlid geeft de tijdsafhankelijkheid aan van de temperatuur en de coëfficiënt werkt als een vertragingscoëfficiënt (retardatie coëfficiënt). De temperatuur T wordt door deze warmtevergelijking berekend, de snelheid q is berekend in de grondwaterstromingsvergelijking en de porositeit θ is al bepaald voor de grondwaterstromingsvergelijking. De dichtheid ρ moet initieel bepaald worden op basis van chlorideconcentratie en temperatuur en wordt in volgende koppelingen tussen grondwaterstroming en transport berekend.

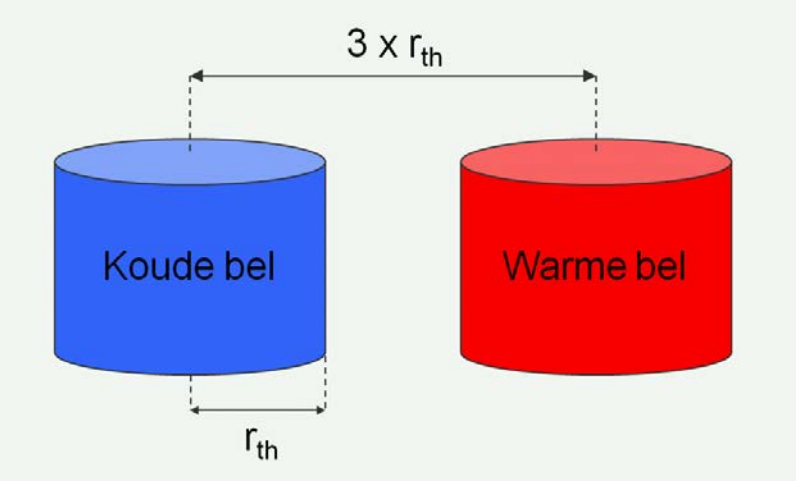
Al deze parameters hebben invloed op de temperatuurverdeling in het grondwater en de ondergrond en daarmee op de werking van een wko systeem. Binnen MMB zal beantwoordt moeten worden welke invloed deze parameters hebben.

4.3.6 Thermische straal en praktische normen

Bij WKO-systemen wordt zowel koude als warmte opgeslagen in de ondergrond. Als de koude en warme bronnen te dicht bij elkaar liggen komen de bel met koud water en de bel met warm water in de ondergrond met elkaar in aanraking en gaan beiden geheel of gedeeltelijk verloren. Om deze reden moet bij het ontwerp een voldoende grote afstand worden aangehouden tussen de koude en de warme bronnen. In de praktijk wordt de afstand hierbij bepaald aan de hand van de thermische straal. Deze kan als volgt worden berekend (Drijver, 2010):

$$r_{th} = \sqrt{(Q*c_w/(c_a*\pi*H))} \qquad (6)$$

Met
r_{th} = thermische straal [m]
Q = waterverplaatsing per seizoen [m³]
c_w = warmtecapaciteit van het water [J/(m³ °C)]
c_a = warmtecapaciteit van de aquifer [J/(m³ °C)]
H = gemiddelde hoogte van de koude of warme bel [m]



figuur 4.2 **De afstand tussen de koude en de warme bron dient volgens de NVOE-normen tenminste 3 maal de thermische straal te zijn. Bron: Drijver, 2010**

Als meerdere bronnen bij elkaar geplaatst worden, dan zal de thermische straal per bron wat groter worden. In de ontwerpnormen van de NVOE is aangegeven dat voor de afstand tussen de warme en koude bronnen tenminste 3 maal de thermische straal aangehouden dient te worden. Een kleinere afstand leidt tot grotere verliezen van koude en warmte. Onder bepaalde omstandigheden kan van deze vuistregel worden afgeweken (Drijver, 2010):

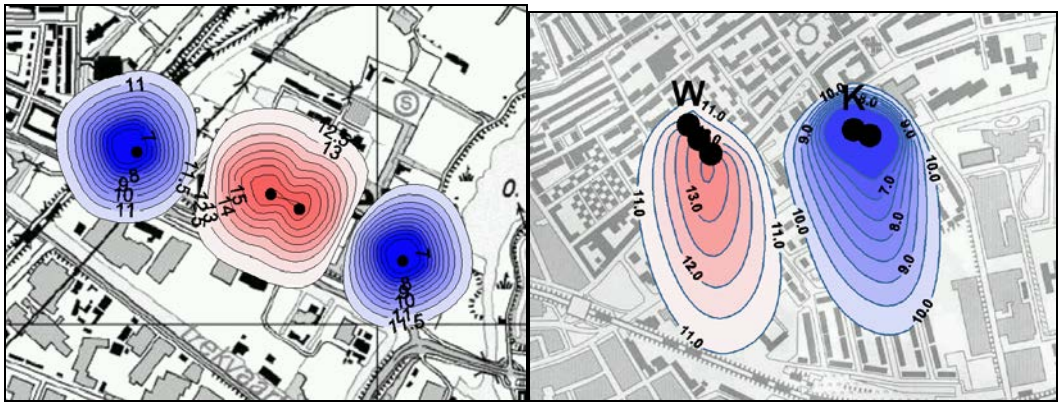
1 In de situatie dat de gemiddelde infiltratietemperaturen van de koude en warme bron beide onder of beide boven de natuurlijke grondwatertemperatuur liggen, kan een kleinere afstand tussen de bronnen voordelig zijn. In dat geval kan worden volstaan met een bronafstand van ongeveer 1 à 2 keer de thermische straal.

2 Wanneer alleen koude of alleen warmte gewenst is (bij koudeopslag respectievelijk warmteopslag) is een bronafstand kleiner dan 3 keer thermische straal mogelijk, mits de bron die de gewenste energievorm moet leveren bovenstrooms van de andere bron wordt geplaatst.
3 Als de beschikbare ruimte voor de bronnen onvoldoende is (bijvoorbeeld in centra van grote steden), zal de afstand tussen de bronnen noodgedwongen kleiner zijn dan 3 keer de thermische straal waardoor de thermische verliezen zullen toenemen. De gewenste hoeveelheid energie (koude of warmte) kan dan toch worden geleverd door in het voorafgaande seizoen meer koude of warmte op te slaan dan bij voldoende bronafstand nodig is. Als bovendien de grondwaterstroming groot is dan is het belangrijk om de bron die de gewenste energievorm moet leveren bovenstrooms van de andere bron te plaatsten. De invloed van de benedenstrooms gelegen bron op de bovenstrooms gelegen bron zal dan kleiner zijn door de invloed van de grondwaterstroming, terwijl de invloed van de bovenstrooms gelegen bron op de benedenstrooms gelegen bron juist groter wordt.

4.3.7 Thermisch invloedsgebied

Door de opslag van koude en warmte in de ondergrond zal de temperatuur in de omgeving van de bronnen van een WKO-systeem veranderen. De afstand tot waar de temperatuur met 0,5 °C wordt beïnvloed wordt het thermisch invloedsgebied genoemd. Op basis van de thermische straal kan een eerste inschatting worden verkregen van de grootte van het thermisch invloedsgebied.

Elk jaar zal een klein deel van opgeslagen warmte en koude in de ondergrond achterblijven en met de grondwaterstroming worden meegevoerd. Na enige jaren zal het thermisch invloedsgebied zich daardoor langzaam maar zeker in stroomafwaartse richting verspreiden. Doordat de snelheid van de grondwaterstroming in Nederland vaak zeer beperkt is, zal ook de afstroming van warmte en koude slechts langzaam verlopen. Bovendien zal ook sprake zijn van verliezen naar boven- en onderliggende lagen, waardoor de uitbreiding van het thermisch invloedsgebied verder vertraagd wordt. Na verloop van tijd kan dan een stabiele eindsituatie ontstaan, waarbij de warmteverliezen (of koudeverliezen) uit het bodemenergiesysteem gelijk zijn aan de verliezen vanuit het watervoerend pakket naar de boven- en onderliggende lagen. Het thermisch invloedsgebied in het gebruikte watervoerende pakket breidt zich dan niet meer uit.



figuur 4.3 **Voorbeelden van thermische effecten bij een lage (links) en een hoge (rechts) stroomsnelheid van het grondwater (situatie na 20 jaar). Bron: Drijver, 2010**

4.4 Dichtheidsstroming en doorlatendheid

4.4.1 Dichtheid, viscositeit en doorlatendheid

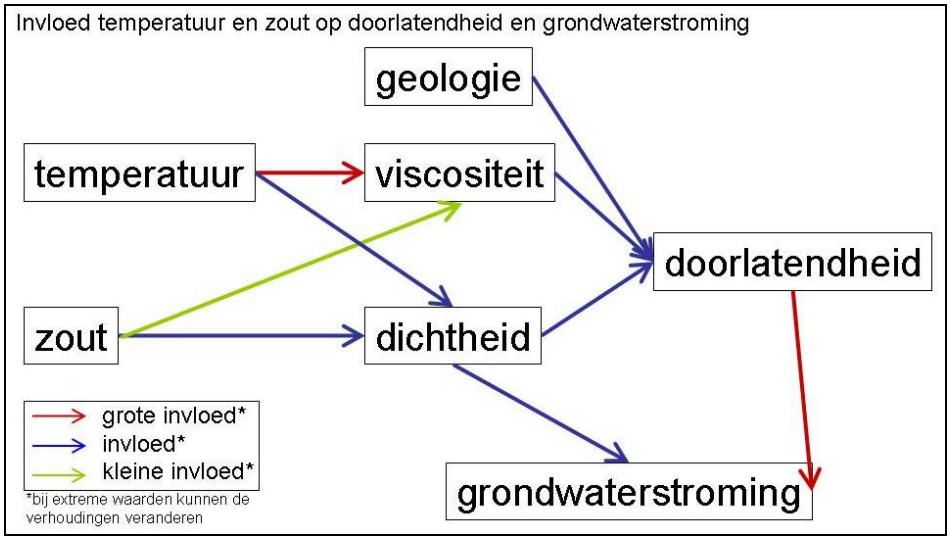
Bij grote verschillen in temperatuur (tientallen graden Celsius) of zoutconcentratie (duizenden mg Cl/l) kunnen dichtheidsverschillen en verschillen in viscositeit ('stroperigheid') ontstaan, die invloed hebben op de grondwaterstroming en daarmee op het rendement van de wko systemen. Verschillen in dichtheid van het grondwater ontstaan onder andere door verschillen in temperatuur en zoutconcentratie van het grondwater. De viscositeit van het grondwater rond een wko hangt hoofdzakelijk af van de temperatuur van het grondwater. Zowel dichtheid als viscositeit heeft invloed op de hydraulische doorlatendheid van het grondwater en dus op de stroming van het grondwater. Daarnaast heeft de dichtheid ook een directe invloed op de stroming van het grondwater (figuur 4.3).

Voor dichtheidsafhankelijk grondwaterstroming wordt de doorlatendheid *k* van het grondwater als volgt bepaald (i=x,y,z):

$$k_i = \frac{\kappa_i \rho g}{\mu}, \text{ met} \qquad (7)$$

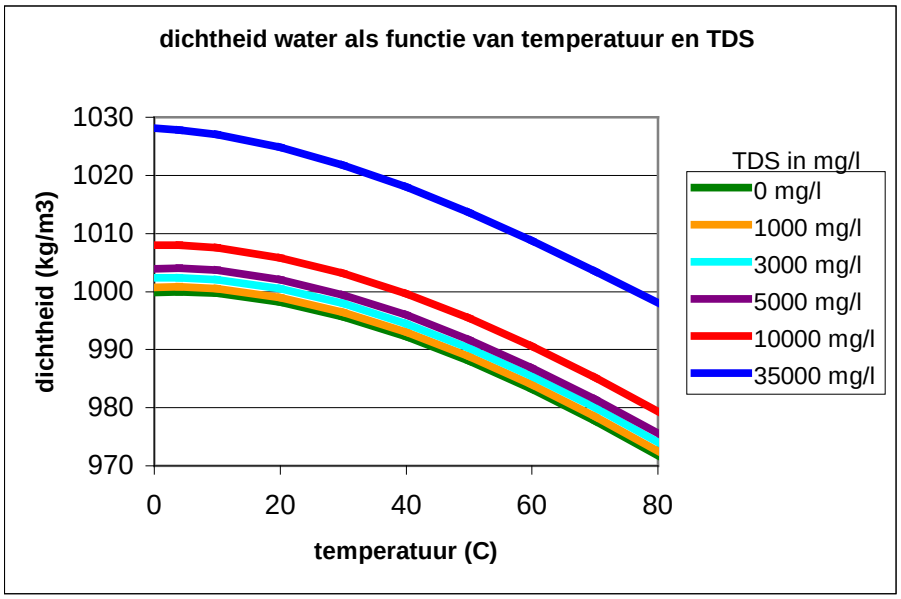
κ_i = intrinsieke permeabiliteit richting i [m^2]
ρ = dichtheid grondwater [kg/m^3]
g = zwaartekrachtsversnelling [m/s^2]
μ = dynamische viscositeit [kg/(m s)]

Hierin is g constant en κ_i alleen ruimteafhankelijk. De dichtheid ρ en de dynamische viscositeit μ zijn afhankelijk van de chlorideconcentratie van het grondwater en de temperatuur van het grondwater. Dat betekent dat de temperatuur en chlorideconcentratie van invloed zijn op het doorlaatvermogen van water in de ondergrond en dus op de stroming van het grondwater.



figuur 4.4 Invloed temperatuur en zout op doorlatendheid en grondwaterstroming

De dichtheid van water neemt af als de temperatuur toeneemt en deze dichtheidsverschillen zullen voor stroming zorgen. Bij kleine temperatuurverschillen is de stroming ontstaan door dichtheidsverschillen erg klein. Zo is de dichtheid van zoet water bij 12°C 1000.307 kg/m^3 en bij 14°C 1000.049 kg/m^3; de stroming ontstaan door deze dichtheidsverschillen is erg klein. In figuur 4.4 is de dichtheid van het grondwater weergegeven als functie van temperatuur en het zoutgehalte, uitgedrukt in TDS (Total Dissolved Solutes). Van de TDS in het Nederlandse grondwatersysteem is chloride het hoofdbestanddeel; een TDS van 35000 mg/l komt overeen met een chlorideconcentratie van ongeveer 18600 mg/l (zeewater). Het verschil in dichtheid tussen zoet (TDS<1000 mg/l) en zout (TDS 35000 mg/l) water is ongeveer 25 mg/l bij een constante temperatuur. Ditzelfde verschil in dichtheid treedt op tussen water met een temperatuur van 10°C en van 75°C.



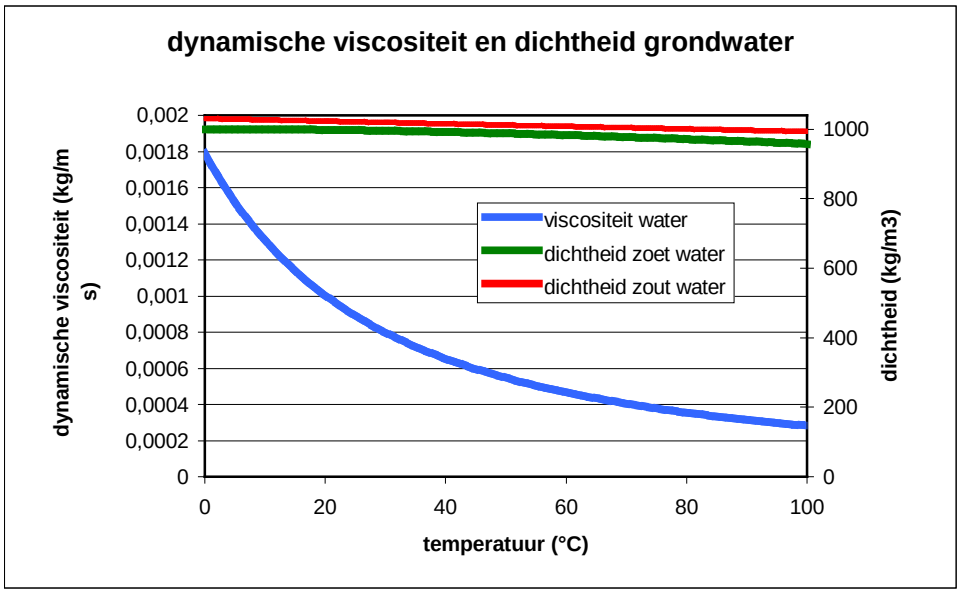
figuur 4.5 **Dichtheid van het grondwater als functie van temperatuur en Total Dissolved Solids (chloride is hiervan het hoofdonderdeel in het Nederlandse grondwater). http://www.csgnetwork.com/h2odenscalc.html**

De vergelijking tussen de invloed van chloride en temperatuur op de dichtheid en daarmee op de stroming door dichtheidsverschillen is echter niet zo eenvoudig te maken. Ook de dynamische viscositeit speelt namelijk een rol. De dynamische viscositeit is (nagenoeg) constant voor de verschillende chlorideconcentraties die voorkomen in het grondwater maar sterk afhankelijk van temperatuur. Voor T< 100 °C geldt de volgende relatie (Huyakorn & Pinder, 1977):

$$\mu \cong \left(2.394 \cdot 10^{-5}\right) \cdot 10^{\frac{248.37}{T+133.15}} \text{, [kg/m s]} \qquad (8)$$

Dus voor T=10°C: $\mu \cong 1.30 \cdot 10^{-3}$ kg/m s en voor T=70°C: $\mu \cong 0.40 \cdot 10^{-3}$ kg/m s, een afname van bijna 70%.

De relatieve verschillen tussen de dynamische viscositeit van koud water en warm water zijn groter dan de relatieve verschillen tussen de dichtheid van warm water en koud water (figuur 4.5). Als de temperatuur verandert zal de verandering in dynamische viscositeit dus een grotere invloed hebben op de grondwaterstroming dan de verandering in dichtheid (zie vergelijking 7). Opgemerkt moet worden dat de invloed van dichtheidsverschillen en verschillen in dynamische viscositeit op de grondwaterstroming alleen een rol speelt bij grote temperatuursverschillen, bij verschillen van enkele graden kan deze invloed verwaarloosd worden.

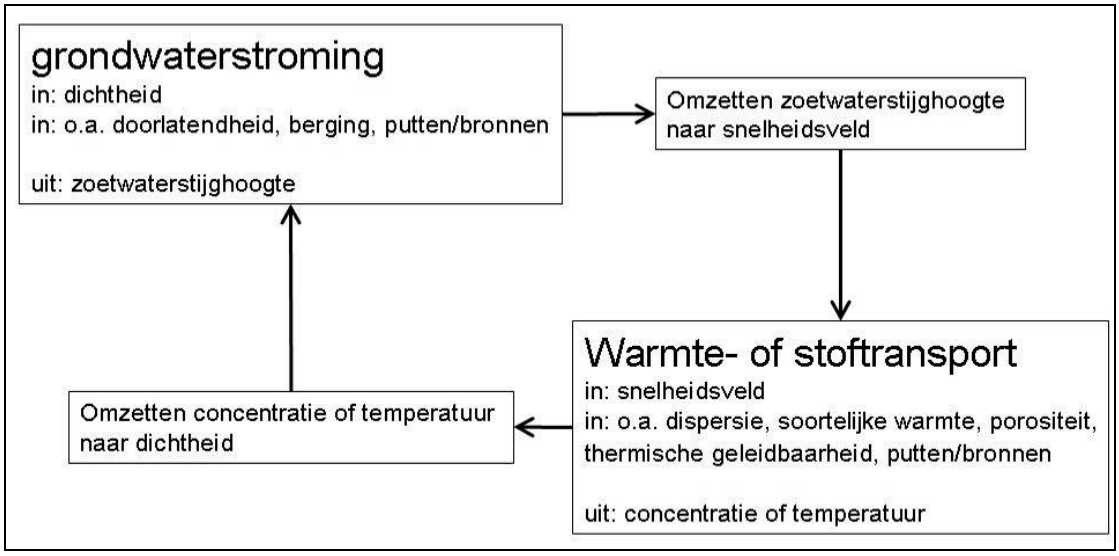


figuur 4.6 **Dynamische viscositeit en dichtheid van het grondwater als functie van temperatuur**

4.4.2 Dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming

Grondwaterstroming is dus afhankelijk van de dichtheid en de viscositeit van het grondwater. Door de stroming van het grondwater ontstaat een snelheidsveld waarmee warmte en zout getransporteerd wordt. Bij deze nieuwe verdeling van warmte en zout in het grondwater hoort een nieuwe verdeling van viscositeit en dichtheid. En hierdoor verandert de grondwaterstroming weer. Grondwaterstroming en warmte- of zouttransport zijn dus gekoppelde processen (figuur 4.6). Voor het modelleren van warmte in het grondwater is een koppeling nodig tussen de grondwaterstroming en het warmtetransport. Bij kleine temperatuursverschillen (bv enkele graden Celsius) en kleine verschillen in zoutgehalte (bv < 1.000 mg/l, zie figuur 4.4) afwezigheid van brak/zout grondwater kan deze dichtheidsafhankelijke koppeling verwaarloosd worden.

De mate waarin dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming kan optreden, wordt niet alleen bepaald door het dichtheidsverschil, maar ook door de (verticale) doorlatendheid van de betreffende bodemlaag. In een bodemlaag met een lage doorlatendheid zal veel minder snel dichtheidsstroming plaatsvinden dan in een goed doorlatende laag. Dit is de reden dat bij hoge temperatuur warmteopslag de voorkeur uit gaat naar fijnzandige bodemlagen.



figuur 4.7 Schematisatie van dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming

4.5 Onzekerheden

4.5.1 Ondergrond en heterogeniteit

Het ontwerp van wko-systemen wordt bemoeilijkt door onze mogelijkheden om betrouwbaar de respons van de aquifer op stromingen en thermische fluxen te voorspellen door heterogeniteit van de bodemopbouw. Het overdimensioneren van het systeem om te compenseren voor deze onzekerheden reduceert de potentiele economische en energetische voordelen van een wko-systeem.

De rol van heterogeniteit in advectief-conductief warmtetransport heeft relatief weinig aandacht gekregen. Vergelijkbaar met wat is gerapporteerd in literatuur over massatransport (bv. Dagan, 1994), draagt heterogeniteit in hydraulische en menging parameters bij aan onzekerheid bij het modelleren van advectief-conductief warmtetransport in watervoerende lagen. Bovenop de onzekerheid door heterogeniteit komt de hydrodynamische dispersie (Dagan, 1994; Anderson, 2005). De koppeling tussen de onzekerheid bij heterogeniteit en hydrodynamische dispersie is bij stoftransport goed gelegd, maar wel bestaat er nog enige discussie over het belang van thermische dispersie bij het gehele warmtetransport (Anderson, 2005).

Macrodispersie is het hydrodynamisch verspreiden van stoffen (of in dit geval warmte) in een aquifer, dat wordt veroorzaakt door lokale variaties in de grondwaterstroomsnelheid. Deze variaties zijn meestal veroorzaakt door kleinschalige variaties in de hydraulische eigenschappen (voornamelijk hydraulische doorlatendheid) binnen een aquifer. Verscheidene stochastische transportvergelijkingen zijn ontwikkeld die macrodispersie relateren aan aquiferheterogeniteit (in het bijzonder ruimtelijke variaties van hydraulische doorlatendheid) (bv. Neuman et al., 1987; Gelhar and Axness, 1983; Dagan, 1982).

De hydrodynamische component van warmtedispersie wordt vaak genegeerd aangezien thermische diffusie enkele malen groter is dan de moleculaire diffusie (Bear, 1972). Een vergelijkbare observatie is ook gerapporteerd door De Marsily (1986). Hij stelt dat de thermische dispersiviteit en de hydrodynamische dispersiviteit vergelijkbaar kunnen zijn, maar de thermische diffusie coëfficiënt enkele malen groter is dan de moleculaire diffusie coëfficiënt. Diffusie is het proces waarbij ionen of moleculaire stoffen zich verspreiden onder invloed van hun kinetische energie in de richting van hun concentratie- (of bij warmte de temperatuur-) gradiënt. Diffusie treedt onder alle omstandigheden op. Bij afwezigheid van een duidelijke bulkstroming van een oplossing (bv bij lage stroomsnelheden) is diffusie het belangrijkste proces dat voor menging zorgt. Als het grondwater stroomt treedt diffusie ook op, maar is de invloed daarvan ondergeschikt aan die van de mechanische hydrodynamische dispersie. Als de concentratie (of temperatuur) gradiënten opgeheven zijn, dan heeft diffusie geen merkbare invloed doordat de concentraties (of temperaturen) van het water dat wordt gemengd gelijk zijn.

Analyses van warmtetransport onder natuurlijke gradienten hebben hydrodynamische dispersie vaak genegeerd; slechts enkele studies hebben dit aspect wel meegenomen (bv. Sauty et al., 1982; Molson et al., 1992). Sauty et al., 1982 stelt dat er een correlatie bestaat tussen de optredende warmtegeleiding en de Darcy snelheid, waarmee een sterk argument opkomt om de hydrodynamische dispersie mee te nemen in studies naar advectief-conductief transport. Gebaseerd op een veldexperiment van wko in een watervoerende laag, concluderen Molz et al. (1979) dat de hydrodynamische thermische dispersie in de watervoerende laag vermoedelijk een belangrijk verspreidingsproces is. Daarnaast constateerden zij dat menging door het terugspoelen van de put (dit was nodig in verband met verstopping van de put door kleizwelling, zie hoofdstuk 9) van de formatie ook een belangrijke rol kan spelen. Tevens hebben Shen et al., 1995 de effecten van variaties in thermische parameters onderzocht en geconstateerd dat deze variaties een belangrijke rol spelen in het conductieve warmtetransport.

Met behulp van een stochastich modelleertechniek heeft Ferguson (2007) de effecten van heterogeniteit op warmtetransport onderzocht. De auteur gebruikte geostatistische methoden voor 2 aquifers met weinig en veel heterogeniteit. De resultaten geven aan dat er aanzienlijke onzekerheid in de verspreiding van de warmte als gevolg van de injectie van warm water ontstaat door de heterogeniteit. Deze heterogeniteit (in de hydraulische doorlatendheid) bleek de mogelijkheden om de geïnjecteerde warmte terug te winnen, licht te reduceren. De auteur heeft ook laten zien dat hydrodynamische macrodispersie belangrijk is om mee te nemen bij sommige opgaven in warmtetransport.

Caljé (2010) heeft een case-study van het WKO systeem van het Stopera gebouw in Amsterdam gedaan. Er wordt hierin een numeriek model (SEAWAT) gebruikt met zowel zoutconcentraties (tot 10.000 mg zout/l) als temperatuur (tussen 9°C en 17°C). Er is o.a. gekeken naar heterogeniteit, menging van zout en warmteverontreiniging in relatie tot het WKO systeem. Er zijn twee heterogeniteitscenario's doorgerekend: 1. een grindlaag en 2. door het geostatistisch genereren van horizontale heterogeniteit. Geconcludeerd wordt dat in dit specifieke geval met de gebruikte methode de teruggewonnen energie uit het WKO systeem tot 10% afneemt indien een grindlaag aanwezig is ten opzichte van de efficiënte van een WKO systeem in een homogeen watervoerend pakket.

Ook wordt geconcludeerd dat de teruggewonnen energie onafhankelijk is van de statistisch gegenereerde horizontale heterogeniteit, de efficiëntie voor deze scenario's neemt maximaal 3% af.
Het onderzoek van Caljé (2010) geeft aan dat de invloed van heterogeniteit op het rendement van WKO-systemen in het onderzochte geval niet zo groot is. Bij het onderzochte systeem staan de koude en de warme bron voldoende ver uit elkaar. Als de koude en warme bron(nen) relatief dicht bij elkaar staan (bijvoorbeeld een afstand van 2 keer de thermische straal uit elkaar), zal de invloed van heterogeniteit op het rendement van het WKO-systeem veel groter zijn dan wanneer de bronnen verder uit elkaar staan (bijvoorbeeld 3 keer de thermische straal). Daarnaast zal ook de gradiënt van het grondwater van belang zijn: in een grindlaag is de stroomsnelheid van het grondwater veel hoger en zijn de afstoomverliezen hoger.

In Stuurman et al. (2010) is onder andere een modelschematisatie gemaakt van een hypothetische situatie waarin een doubletsysteem grondwater rondpompt. Het betreft hier een volledig homogeen watervoerend pakket met een filterstelling van de wko over de gehele diepte van het pakket. Het bovengrondse beheer van de wko is versimpeld tot de aanname van een volledig constant en continu debiet over de beide seizoenen en een constante injectietemperatuur. Binnen deze omstandigheden zijn een aantal scenario's doorgerekend waarin gevarieerd is met de bronafstand, onttrekkingsdebiet, injectietemperatuur van het warme water, achtergrondstijghoogtegradiënt, wel of geen warmte-uitwisseling tussen water en zand.
Diffusie en een lage achtergrondstroming leiden slechts tot relatief zeer kleine energieverliezen bij grote energiesystemen. Bij kleine systemen leiden dezelfde omstandigheden wel tot merkbare verliezen. Systemen waarvan de bronnen te dicht bij elkaar geplaatst zijn, hebben een merkbaar hoger energieverlies in de ondergrond. Ten aanzien van het energieverlies als gevolg van interferentie wordt ter overweging meegegeven dat het beleidsmatig benaderen van interferentie afhankelijk kan zijn van de relatieve bijdrage van interferentie aan energieverliezen in de ondergrond. Meer praktijkgericht inzicht in interferentie en de gevolgen daarvan is daarvoor gewenst.

4.5.2 Warmtetransportparameters

4.5.2.1 Warmtecapaciteit

De warmtecapaciteit van vloeistoffen en vaste stoffen wordt onafhankelijk verondersteld van de temperatuur (er is wel een kleine afhankelijkheid). Holzbecher (1998) zegt dat de warmtecapaciteit voor water $c_{Pfluid} \approx 4.2$ J/kg ^{o}C voor water van minder dan 100 ^{0}C.
Ook de engineeringtoolbox zegt dat er slechts kleine verschillen zijn in de warmtecapaciteit van zoet water voor verschillende temperaturen (c_{Pfluid} = 4204 J/kg°C voor 5 °C en c_{Pfluid} = 4181 J/kg°C voor 25°C). Physics.info toont ook waarden rond 4200 J/kg°C. De warmtecapaciteit is in water echter wel afhankelijk van de chlorideconcentratie.

In vaste stoffen is de warmtecapaciteit afhankelijk van de lithologie (klei, zand, veen en combinaties). Voor een grove indeling van de ondergrond (zand, veen, klei) zijn waarden voor deze parameter te vinden in de literatuur. Vaak bestaat de ondergrond niet uit gewoon klei of zand, maar is het een mengsel.

De typische warmtecapaciteiten van met water verzadigde klei en zand liggen beiden rond de 2,5 MJ/(m^3 °C) (zie tabel 4.2). Daarom hoeft een andere samenstelling van de ondergrond niet direct te leiden tot een andere warmtecapaciteit. Bij een lagere warmtecapaciteit is de thermische straal groter (zie vergelijking 6). Een 15% lagere warmtecapaciteit geeft bijvoorbeeld een 7% grotere thermische straal.

tabel 4.1 Warmtecapaciteit voor water en vaste stoffen in de ondergrond (Engineering Tool Box (2007), physics.info)

materiaal	warmtecapaciteit [J/kg°K]
zoet water	4186
zeewater	3850 – 3930
klei	920
zandige klei	1381
quartz zand	830
natte modder	2512
hout	1700
zand	800 - 835
natte grond	1480
veen	1880

tabel 4.2 Warmtecapaciteit van het bodemmaterialen inclusief water (NVOE, 2006)

bodemmateriaal	c_a [MJ/(m³ °C)]
met water verzadigd zand	2,2 - 2,9
met water verzadigd kleiig zand (80 % zand en 20 % klei)*	2,1 - 3,0
met water verzadigde zandige klei (80 % klei en 20 % zand)*	1,7 - 3,3
met water verzadigde klei	1,6 - 3,4
klei met veenlagen (80 % klei en 20 % veen)*	1,4 - 3,5
veen	0,5 - 3,8
water	4,19

* De verdeling van klei en zand of klei en veen zijn aannames

4.5.2.2 Warmtegeleiding

De warmtegeleidingscoëfficiënt is een temperatuursafhankelijke materiaalconstante, de invloed van temperatuur is echter zodanig klein dat deze voor de toepassing grondwaterstroming en warmtetransport verwaarloosd wordt. Zo geldt k_T =0.57 W/(m ºK) voor water van 0 °C en k_T =0.62 voor water van 30 °C (Denny 1993). Hierin wordt de warmtegeleidingscoëfficiënt ook onafhankelijk verondersteld van de chlorideconcentratie van het grondwater.

De warmtegeleiding verschilt wel per grondsoort. De waarde van deze parameter wordt met vrij grote onzekerheid aangegeven in de literatuur; zo ligt de waarde van klei tussen 0.6 – 2.5 W/m ºK en voor zand tussen de 2 – 4 W/m ºK. Revil (2000) legt een analytisch verband tussen de porositeit en de thermische geleidbaarheid van schoon zand (zie hoofdstuk 5).

tabel 4.3 Warmtegeleidingscoëfficiënt per materiaal (Bron: engineeringtoolbox 2007, Marble Institute of America 2007, Domenio 1998, Kujala 2008, Heiskanen)

materiaal	k_T **[W/(m ºC)]**
zoet water	0.46 - 0.58
zeewater	Gelijk aan zoet water
klei	0.6 – 2.5
zand	2 – 4
veen	0.23 – 0.50

tabel 4.4 Warmtegeleidingscoëfficiënt van bodemmaterialen inclusief water (NVOE, 2006)

Bodemmateriaal	**Warmtegeleidingscoefficient (λ) [W/(m °C)]**
met water verzadigd zand	2,4
met water verzadigd kleiig zand (80 % zand en 20 % klei)*	2,3
met water verzadigde zandige klei (80 % klei en 20 % zand)*	1,8
met water verzadigde klei	1,7
klei met veenlagen (80 % klei en 20 % veen)*	1,4
veen	0,4
water	0,6

* De verdeling van klei en zand of klei en veen zijn aannames.

4.5.3 Energiebalans en ontwerp

Bij het ontwerpen van een WKO-installatie moet een inschatting gemaakt worden van de warmte- en koudebehoefte van een gebouw. Ook wordt daar een benodigde hoeveelheid grondwater berekend voor de seizoenen en tijdens een piekbelasting. Bij heel veel verleende vergunningen voor WKO wordt een eis gesteld dat de hoeveelheid onttrokken energie gelijk moet zijn aan de geïnjecteerde energie gemeten over 1 tot enkele jaren (afhankelijk van de provinciale regels).

De jaarlijkse energiebalans is in de praktijk gedefinieerd als:

$$Energiebalans(\%) = \frac{E_{warm} - E_{koud}}{E_{warm} + E_{koud}} \cdot 100\% \qquad (9)$$

Deze definitie is wel wijd verspreid, maar geldt niet universeel. Dit betekent dat bij een systeem waar meer warmte geïnjecteerd wordt dan aan koude onttrokken een positieve energiebalans ontstaat. De hoeveelheid onttrokken en geïnjecteerde energie wordt bepaald door het debiet per tijdseenheid te vermenigvuldigen met het temperatuurverschil over de warmtewisselaar en dat te sommeren voor 1 of meerdere jaren. De energiebalans volgens de vergunningvoorschriften is dus gebaseerd op de ondergrond.

De energiebalans is een samenspel van debiet en temperatuurverschil. Door verschillen in het koel- of verwarmingsproces hoeft het niet zo te zijn dat het temperatuurverschil bij koelen gemiddeld even groot is als bij het verwarmen. Indien er dan toch een energiebalans zou zijn, betekent dit dat het verplaatste volume water van koud naar warm niet gelijk is aan warm naar koud. Dergelijke kleine verschillen hoeven geen bezwaar te zijn voor het functioneren van de WKO, maar betekenen wel dat het debiet en daarmee in potentie de omvang van de warme en koude zones niet gelijk hoeven te zijn. Uit de evaluatie van 67 systemen (Koenders et al, 2007) komen onderstaande totaalwaardes naar voren (tabel 4.5).

tabel 4.5 **Cumulatieve waarden van verplaatst grondwater en bijbehorende grondwatertemperatuurverandering tijdens het verwarmen en koelen van een aantal gebouwen e.d. (Koenders et al., 2007)**

	Warmtelevering	Koudelevering	Totaal
Volume (m^3)	27.374.169	37.473.965	64.848.134
Temperatuurverschil	-4,3	+3,8	
Energie (MWh_{th})	135.219	165.127	300.347

Uit bovenstaande tabel volgt dat zowel de debieten als de temperatuurverandering niet gelijk is tijdens warmte- en koudelevering. De gevolgen van een dergelijke afwijking zijn niet nader bepaald. Overigens wordt bij het ontwerpen ook niet altijd uitgegaan van een gelijk temperatuurverschil, dus zou dit verschil al in de effectenstudie zichtbaar moeten zijn voor zover dat tot een merkbaar verschil leidt.

4.6 Meten en Modelleren

4.6.1 Monitoringstechnieken

Met in het achterhoofd de invloed van heterogeniteit op advectief-conductief transport, is een zorgvuldige karakterisatie van de ondergrond belangrijk om hiermee samenhangende onzekerheden te reduceren. In deze paragraaf wordt een overzicht van beschikbare methoden gegeven.

Karakterisatie van een aquifer voor WKO is een cruciale stap richting een succesvol WKO-systeem. De capaciteit van een aquifer voor het onttrekken of injecteren van water bepaalt de maximale beschikbare debieten voor een WKO-systeem. De effectieve porositeit van een aquifer bepaalt het ondergrondse ruimtebeslag om een hoeveelheid warm of koud water te kunnen opslaan. De stroomrichting en –snelheid van de grondwaterstroming bepaalt, naast de thermische eigenschappen van water en de bodem de omvang en de vorm van de thermische zones.

In de literatuur worden methods genoemd die de conventionele hydrologische testen combineren met geochemische tracertesten. Hall and Raymond, 1992, gebruikten een pompproef met constant debiet om de hydraulische doorlatendheid en opslagcapaciteit te bepalen. Zij combineerden dit met een bron-verspreidingstest om de grondwatersnelheid te schatten. Hiervoor gebruikten zij bromide dat werd geinjecteerd in 1 van de bronnen terwijl op verschillende diepte de concentratie gemonitord werd om een verdeling van de stroomsnelheid te verkrijgen.

Ghergut et al., 2007 gebruikten tracer tests om stroomsnelheid, warmte- en stoftransport in geothermische lagen in Duitsland te onderzoeken. De tracer tests kunnen theoretisch gezien informatie verschaffen over transportparameters (vloeistof verblijftijden, warmte-uitwisselingzones) die niet goed bepaald kunnen worden door hydraulische of geofysische methoden. Zij stellen dat het meten van de vloeistoftemperatuur in het veld een zeer waardevolle tracer kan zijn (voor warmtetransport en niet zozeer voor vloeistofstroming) aangezien de diffusie van warmte in slechtdoorlatend gesteente meerdere malen hoger ligt dan de diffusie van stoffen. Kortom, temperatuursignalen geven informatie over midden- en grootschalige verschijnselen in de ondergrond (zelfs in relatief kortdurende tests) volgens de auteurs.

Cox et al., 2007, gebruikte temperatuur, geleidbaarheid en chloride als tracers met verschillende frequenties in een waterloop en aangrenzende bronnen om de waterloop-grondwater interactie te bestuderen door de doorlatendheid van de aquifer en de weerstand van de waterbodem te bepalen. In deze studie leidde gecombineerde analyse van deze tracers in een verbeterde kwantificatie van de variabiliteit in ruimte en tijd van de uitwisseling tussen oppervlaktewater en het ondiepe grondwater.

Kalbus, 2009, combineerde 2 methoden om de water en stoffluxen tussen het oppervlakte- en grondwater te bepalen bij de Schachtgraben in Zwitserland. Het meten van de waterbodemtemperatuur voor het bepalen van de ruimtelijke variabiliteit en de omvang van de grondwatertoestroming is gecombineerd met pompproeven om de hoeveelheid toestromende verontreiniging (concentratie en massa) te bepalen. De waterstromen tussen grondwater en oppervlaktewater toonden substantiële heterogeniteit aan, welke normaliter toegeschreven wordt aan variaties in de hydraulische doorlatendheid in de aquifer. In deze studie zijn de temperatuurmetingen alleen gebruikt om de ruimtelijke verdeling van de doorlatendheid van de aquifer te bepalen en niet om de thermische eigenschappen van de aquifer vast te stellen.

Vandenbohede et al., 2008 bestudeerde het gedrag van warmte- en stoftransportverschijnselen in het veld door 2 onttrekking-injectieproeven uit te voeren. In beide tests is chloride gebruikt als tracer en is water met een lagere temperatuur geïnjecteerd in het grondwater met verschillende debieten. Geconcludeerd wordt dat longitudinale stofdispersie en thermische diffusie hiermee accuraat afgeleid kunnen worden. In combinatie met aanvullende data uit een observatiepeilbuis was het mogelijk om de effectieve porositeit uit de chloridedata af te leiden en de thermische retardatie uit de temperatuurdata af te leiden.

Tevens is afgeleid dat longitudinale stofdispersie schaalafhankelijk is. Thermische diffusie daarentegen lijkt dat niet te zijn. Dit is een indicatie dat de overgangszones bij stoftransport zich anders ontwikkelen dan bij thermisch transport. Geconcludeerd werd ook dat conductief warmtetransport veel belangrijker is dan effecten van snelheidsveranderingen door de poriën.

Li et al., 2009 gebruikte een thermische tracer om de hydraulische en thermische parameters van een aquifer nabij Tübingen (Duitsland) te bepalen. In deze test werd 16 m3 warm water (22 graden) geïnjecteerd in de aquifer met een gemiddelde temperatuur van 11 graden. De temperatuurveranderingen werden gemeten in peilbuizen in de stroomrichting van het grondwater op circa 10 meter afstand. De verkregen data werd gebruikt om een analytische en numerieke schatting te maken van de thermische parameters. Zij lieten door middel van een gevoeligheidsanalyse op de analytische uitkomsten zien dat de warmtetransportprocessen in de aquifer sterk afhankelijk zijn van de hydraulische parameters. De thermische geleidbaarheid had onder deze omstandigheden een beperkte invloed doordat de ondergrond relatief homogeen is. De studie toonde aan dat de afgeleide thermische longitudinale dispersie niet significant schaalafhankelijk is in vergelijking tot eerdere studies over stoftransport die vaak wel wijzen op schaalafhankelijkheid. Verdere studie is nodig om de hypothese te testen dat de thermische longitudinale dispersiviteit af kan wijken van de longitudinale dispersiviteit bij stoftransport op verschillende schalen of andere aspecten.

Lowry et al., 2007, identificeerde verschillende zones van grondwaterafvoer in een waterloop in een veenmoeras op basis van variaties in de waterbodemtemperatuur door gebruik te maken van een distributed temperature sensor (DTS). Dit systeem gebruikt glasvezelkabels om de temperatuur te meten over de lengte van de kabel. De temperatuur rondom de kabel is van invloed op enkele eigenschappen van het teruggekaatste licht. Hiermee is het mogelijk om met een hoge ruimtelijke dichtheid en een hoge frequentie de temperatuur van de bodem en het grondwater te meten. De auteurs concluderen dat deze metingen in combinatie met andere technieken betere inschattingen kunnen geven van de grondwaterstromen in moeras-oppervlaktewatersystemen.

Buik et al. (2003) presenteert modelberekeningen van de grondwatertemperatuur voor twee WKO-sytemen, waarbij metingen zijn uitgevoerd in meetputten op enige afstand van de WKO-putten. Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van het HSTWin (HST staat voor Heat and Solute Transport). Dit softwarepakket is gemaakt voor het modelleren van warmte- en stoftransport en is geschikt voor het modelleren van processen waarbij dichtheidsafhankelijke stroming een rol speelt (zoals thermisch transport of zoet-/zoutstroming). De meetresultaten blijken goed te kunnen worden benaderd met het model, mits de benodigde invoergegevens bekend zijn. Om een goede benadering van de metingen te verkrijgen, bleek vooral het opgeven van snelheid en richting van de grondwaterstroming en de juiste dispersiviteit belangrijk. Een ander belangrijk gegeven is dat de verpompte waterhoeveelheden en infiltratietemperaturen in de praktijk vaak anders uitpakken dan de uitgangspunten bij de vergunningaanvraag, waardoor de werkelijke thermische effecten afwijken van de effecten die bij de vergunningaanvraag gepresenteerd zijn.

Als wordt voldaan aan de vergunningvoorschriften zijn de thermische effecten in de praktijk meestal kleiner, doordat de waterhoeveelheden vaak kleiner zijn dan de vergunde hoeveelheden (als dat niet zo is, dan is een uitbreiding van de vergunning nodig) en de infiltratietemperaturen in de praktijk vaak dichter bij de natuurlijke grondwatertemperatuur liggen (Koenders et al, 2007). Ondanks het kleinere temperatuurverschil tussen het onttrokken en het geïnfiltreerde water, blijken de rendementen van de WKO systemen in de praktijk iets beter dan in het ontwerp is aangenomen (Koenders et al, 2007). De verklaring hiervoor is dat maar een klein deel van het water bij ontwerpdebiet wordt verpompt en het overige deel bij lagere debieten (het energieverbruik van de pompen neemt kwadratisch toe met het debiet). Verder is de toename van het energieverbruik van de warmtepomp (wordt tegenwoordig in de meeste WKO-systemen toegepast) bij een kleine afname van de onttrekkingstemperatuur beperkt.

Bij grote afwijkingen in de energiebalans kunnen de thermische effecten echter ook aanzienlijk groter zijn dan voorspeld, doordat de warme dan wel koude bel ieder jaar groter wordt. Om deze reden wordt tegenwoordig in de vergunning meestal een (nagenoeg) sluitende energiebalans voorgeschreven. De eis van een energiebalans is echter aan discussie onderhevig, mede omdat een groot deel van de systemen in de praktijk niet aan de eisen van een energiebalans blijkt te voldoen (Koenders et al, 2007). IPO is daarom van plan om binnen het samenwerkingsprogramma WKO een uitgebreid onderzoek te laten uitvoeren naar het nut en de noodzaak van het voorschrijven van een energiebalans (zie voor meer informatie het hoofdstuk “richtlijnen”.
In het algemeen kan gesteld worden dat de belangrijkste factor die de nauwkeurigheid van de voorspelling van de thermische effecten bepaalt, de mate is waarin het energiegebruik van het gebouw nauwkeurig voorspeld kan worden (Buik et al., 2003). Aangezien dit mede afhangt van het klimaat en van de wisselende eisen van de gebruikers van de gebouwen, is dit de minst eenvoudig te voorspellen parameter. In de praktijk wordt vaak een veilige aanname gedaan (relatief grote energievraag) om te voorkomen dat achteraf een te kleine vergunning wordt aangevraagd.

In andere toepassingen zijn in situ Thermische Respons Tests (TRT) gebruikt om de thermische geleidbaarheid van grondformaties te bepalen alsook de thermische isolatie (bv. Esen and Inalli, 2009; Gehlin and Nordell, 1997; Sharqawya et al., 2009). De belangrijkste motivatie voor deze testen is dat de thermische eigenschappen zoals die bepaald zijn in een laboratorium niet overeenkomen met data van in situ omstandigheden. Bij een TRT-test worden metingen gedaan om de warmteoverdracht tussen de bodem en de bodemwarmtewisselaars te bepalen. Deze gegevens worden dan vervolgens gebruikt voor het ontwerp van het bodemwarmtewisselaarsysteem.

Uit de evaluatie van de metingen die gedaan zijn in het kader van de vergunningverlening bij de provincie Flevoland [Van Oostrom, 2008] blijkt dat temperatuurprofielen over de diepte meerwaarde kunnen vertegenwoordigen, maar dat het interpreteren van de metingen soms moeilijk kan zijn.

tabel 4.6 **Overzicht van de genoemde artikelen en de gebruikte technieken voor het bepalen van enkele ondergrondparameters**

Artikel	Veldtest	Geschatte parameters	Opmerkingen
Hall and Raymond, 1992	Constant debiet pompproef en tracer test	Hydraulische doorlatendheid en berging	Conventionele veldmethodes om een aquifer te karakteriseren voor een WKO
Ghergut et al., 2007	Enkele onttrekking-injectieproef en tussen bronnen	Verblijftijden en vloeistof-gesteente contactoppervlak	Karakterisatie voor een diep geothermisch systeem
Cox et al., 2007	Tracer tests m.b.v. temperatuur, specifieke geleiding en chloride	Hydraulische doorlatendheid en waterbodemweerstand	Interactie tussen groundwater en oppervlaktewater.
Kalbus, 2009	Waterbodemtemperatuurmetingen en pompproeven.	Hydraulische doorlatendheid en waterbodemweerstand	Interactie tussen groundwater en oppervlaktewater.
Vandenbohede et al., 2008	Onttrekking-injectie testen met chloride en temperatuur als tracers.	Longitudinale stof dispersie en thermische diffusie en effectieve porositeit	Longitudinale stofdispersie en thermsiche diffusie kunnen accuraat afgeleid worden uit chloride en temperatuurdata.
Li et al., 2009	Thermische tracer test	Hydraulische en thermische parameters.	Afgeleide thermische longitudinale dispersie is niet significant schaalafhankelijk.
Lowry et al., 2007	Waterbodemtemperatuur metingen met behulp van een distributed temperature sensor (DTS) (glasvezelkabel)	Onderscheiden zones met grondwater-oppervlaktewaterinteractie	Grondwaterstroming van en naar een oppervlaktewater in een veenmoeras.
Esen and Inalli, 2009; Gehlin and Nordell, 1997; Sharqawya et al., 2009	Thermal Response Test (TRT) Thermische respons test	Thermische geleidbaarheid en thermische weerstand.	TRT is in situ meten van de warmteoverdrachtcapaciteit van bodemwarmtewisselaars.

4.6.2 Modelleren

4.6.2.1 Modelcode

Om tegelijk warmtetransport en zouttransport in het grondwater dichtheidsafhankelijk te kunnen modelleren kan SEAWAT gebruikt worden. SEAWAT is ontwikkeld door de USGS en is op dit moment het meest gebruikte dichtheidsafhankelijke grondwatermodel. De stroming van grondwater wordt berekend door MODFLOW en het transport van warmte of andere stoffen door MT3DMS. Voor het berekenen van dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming vindt een koppeling plaats tussen MODFLOW en MT3DMS; dit gekoppelde programma is SEAWAT. SEAWAT kan tegelijkertijd stijghoogte, chloride concentratie en temperatuur van het grondwater berekenen. De voordelen van SEAWAT zijn:

1. het tegelijk berekenen van transport van chloride en warmte en de mogelijkheid om verschillende diffusie coëfficiënten te gebruiken;
2. emperatuursverschillen en verschillen in chloride concentratie hebben invloed of de dichtheid van het grondwater en op de viscositeit en deze dichtheidsverschillen hebben invloed op de stroming van het grondwater. Door de koppeling van grondwaterstroming en transport wordt rekening gehouden met dit proces.

De snelheid van stroming van het grondwater ontstaan door dichtheidsverschillen is klein ten opzichte van de snelheid ontstaan door onttrekkingen of infiltraties. Bij kleine verschillen in temperatuur of chloride volstaat een combinatie van MODFLOW en MT3DMS zonder de koppeling die SEAWAT biedt. Echter in kustgebieden (globaal de provincies Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland, Flevoland, Friesland en Groningen) kunnen de verschillen in chlorideconcentratie significant worden en is het aan te raden een dichtheidsafhankelijk model als SEAWAT te gebruiken. Dit geldt ook voor grote verschillen in temperatuur.

Een ander programma met vergelijkbare mogelijkheden is HSTWin. Dit programma wordt in de praktijk veel gebruikt voor berekeningen aan WKO-systemen.

Warmtegeleiding

Om de geleiding van warmte mee te nemen in de simulaties met SEAWAT moet de bulk thermal diffusivity D_{m_temp} opgegeven worden:

$D_{m_temp} = k_{Tbulk} / (\theta \rho c_{Pfluid})$ [m^2/s] , met (10)

$k_{Tbulk} = \theta k_{Tfluid} + (1-\theta) k_{Tsolid}$ (Arithmetic mean weighted by volume).

Omdat de thermische geleidbaarheid onafhankelijk verondersteld kan worden van temperatuur en chlorideconcentratie kan deze parameter initieel per modelcel, dus afhankelijk van de grondsoort, gekozen worden.

Een ander programma met vergelijkbare mogelijkheden is HSTWin. Dit programma wordt in de praktijk veel gebruikt voor berekeningen aan WKO-systemen.

Warmtecapaciteit
De *warmtedistributiefactor* K_{d_temp} [m^3/kg] (Engels: thermal distribution factor) kan als volgt bepaald worden voor het thermische evenwicht tussen het grondwater en de ondergrond (SEAWAT, 2008):

$$K_{d_temp} = \frac{c_{Psolid}}{\rho c_{Pfluid}} \quad (11)$$

De warmtedistributiefactor is constant in de tijd in de huidige versie van SEAWAT (v4) en moet als invoerparameter opgegeven worden. Dat betekent dat de initieel gekozen waarde van de soortelijke warmte van het grondwater gedurende de hele simulatie constant blijft, ook als de chlorideconcentratie verandert in een modelcel. Initieel kan wel per cel een waarde opgegeven worden, dus de soortelijke warmte van de ondergrond (de vaste stof) kan wel per modelcel opgegeven worden.

4.7 Discussie en conclusies

De bestaande kennis over warmtetransport en dichtheidstroming in de ondergrond is goed ontwikkeld. Temperatuurveranderingen als gevolg van WKO-systemen zijn dan ook goed te voorspellen als de eigenschappen van de ondergrond op de betreffende locatie bekend zijn. Deze eigenschappen van de ondergrond zijn echter behept met onzekerheden. Het combineren van deze theoretische kennis met een onzekerheidsanalyse en met metingen uit de praktijk zou meer uitsluitsel moeten geven over het belang ervan.

De grootste onzekerheid bij het voorspellen van de temperatuureffecten is het werkelijke gebruikspatroon van het WKO-systeem. In de praktijk wijken de infiltratietemperaturen en de verplaatste waterhoeveelheden vaak af van het ontwerp. Om zeker te zijn dat de vergunning Waterwet voldoende ruimte biedt, worden vaak ruime waterhoeveelheden en infiltratietemperaturen opgegeven bij de vergunningaanvraag. In de praktijk zijn de thermische effecten daardoor vaak kleiner dan berekend bij de aanvraag van de vergunning (zolang wordt voldaan aan de vergunningvoorschriften). Vooral bij systemen met een (aanzienlijke) energie-onbalans kunnen grotere thermische effecten ontstaan, doordat de warme dan wel de koude bel ieder jaar groter wordt.

Een van de grootste fysische onzekerheden met mogelijk invloed op de thermische effecten is de opbouw van de ondergrond. Vaak wordt bij modelberekeningen uitgegaan van een homogene bodemopbouw, terwijl in de praktijk in meer of mindere mate sprake is van heterogeniteit van de ondergrond. Naar de invloed van heterogeniteit op de verdeling van de warmte en koude in de ondergrond en het rendement van WKO-systemen is nog relatief weinig onderzoek gedaan. Mogelijk compenseren de infiltratie en onttrekking elkaar grotendeels, maar de vraag of heterogeniteit significant invloed zal hebben op het rendement en mogelijke interferentie binnen 1 WKO en tussen meerdere WKO's is niet eenduidig te beantwoorden. Opgemerkt wordt dat de gevoeligheid van het rendement van WKO-systemen voor heterogeniteit vooral afhankelijk zal zijn van de afstand(en) tussen de koude en warme bron(nen).

Door grote temperatuursverschillen kunnen verschillen in dichtheid en viscositeit voor grondwaterstroming zorgen en daarmee invloed hebben op de thermische effecten van een WKO systeem. Voor de gangbare systemen, waarbij sprake is van slechts enkele graden temperatuursverschil kunnen deze effecten verwaarloosd worden. Bij WKO systemen met grote temperatuursverschillen (> tientallen graden verschil) zou wel rekening gehouden moeten worden met dit effect.

Uit literatuurbronnen blijkt dat de invloed van temperatuur op de soortelijke warmte (specific heat capacity) c_p van vloeistoffen en vaste stoffen erg klein is. Aangezien de gemiddelde waarde voor de warmtecapaciteit van zand en van klei gelijk zijn, is de invloed van heterogeniteit op de verdeling van de warmtecapaciteit in de ondergrond beperkt. De thermische geleidbaarheid (thermal conductivity k_T) lijkt onafhankelijk te zijn van temperatuur en dichtheid. De waarde is wel verschillend voor de verschillende grondsoorten. Beide parameters hebben invloed op de thermische effecten van een WKO systeem. Over deze parameters is in de literatuur vrij veel bekend, maar over het plaatsen van deze theorie naast praktijkvoorbeelden lijkt nog niet veel bekend te zijn.

Het onderzoek binnen MMB is volgens het onderzoeksprogramma:
- Modelleren invloed van heterogeniteit op het rendement van 1 WKO systeem en de invloed op mogelijke interferentie van systemen.
- Metingen van bodemtemperatuurprofielen rond de geselecteerde pilot-locaties, onderzoeken van de invloed van de fysische parameters op de thermische effecten en modelleren van de thermische effecten van een praktijkvoorbeeld met toetsing aan de metingen;
- Modelleren van het temperatuurverloop in de ondergrond na het staken van een WKO-systeem;
- Onderzoeken van de thermische verliezen in de praktijk en wat daarmee gebeurt bij grootschalige toepassing;
- Uitvoeren van een analyse van bestaande bodemtemperatuurmetingen (eventueel aangevuld met nieuwe metingen) in gebieden die niet zijn verstoord door WKO-systemen (hoort bij achtergrondeffecten op de bodemtemperatuur).

Aanvullende vragen naar aanleiding van dit hoofdstuk:
- Onderzoeken van de gevoeligheid van het overall rendement van WKO-systemen voor de onttrekkingstemperatuur;
- In hoeverre en wanneer is een energiebalans nuttig/nodig. Deze vraag wordt al in een ander kader binnen het Samenwerkingsprogramma WKO onderzocht.

4.8 Literatuur

Anderson, M.P., (2005). Heat as a ground water tracer. Ground Water 43, 951–968.

Bear, J., (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. Mineola, New York: Dover.

Bear, J. and Y. Bachmat. Introduction to Modeling of Transport Phenomena in Porous Media. Kluwer, Dordrecht, 1991.

Buik, N., Willemsen, A. en Verbeek, C., 2003. Effecten van thermische opslagsystemen, Berekeningen en metingen. Stromingen 9 (2004), nr. 2.

Caljé, R.J., Future use of Aquifer Thermal Energy Storage below the historic centre of Amsterdam, thesis report TUDelft 2010

Cox, M H., G. W. Su, and J. Constanz, (2007). Heat, Chrloride, and Conductance as Ground Water Tracers near Streams, GROUND WATER, Vol(45)-2, oo 187-195.

Dagan, G., (1982). Stochastic modeling of groundwater flow by unconditional and conditional probailities; 2. The solute transport, Water Resources Research, 18, 835-848.

Denny, M.W., Air and Water, The biology and Physics of Life's Media, Princeton University Press 1993

Domenico, P.A., Franklin W. Schwartz, Physical and Chemical Hydrogeology, second edition John Wiley & Sonc, inc 1998.

Drijver, B., 2010. Schriftelijke cursus bodemenergie, Les 2: Ondergrond – Geologie – Geohydrologie. Euroforum Uitgeverij BV.

Esen, H., and M. Inalli, (2009). In-situ thermal response test for ground source heat pump system in Elazig, Turkey., Energy and Buildings 41, pp395–401.

Ferguson, G., (2007). Heterogeneity and Thermal Modeling of Ground Water, Ground Water, 45(4), pp 485-490

Gehlin, S., B. Nordell (1997). Thermal Response Test – a Mobile Equipment for Determining Thermal Resistance of Borehole. Proceeding 7th International Conference on Thermal Energy Storage, Megastock'97, Sapporo., Japan, 18-20 June 1997.

Gelhar, L.W., and Axness, C. L., (1983). Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. Water Resources Research, 19, 161-180.

Ghergut, I., M. Sauter, H. Behrens, T. Licha, C.I. McDermott, M. Herfort, P. Rose, G. Zimmermann, J. Orzol, R. Jung, E. Huenges, O. Kolditz, M. Lodemann, S. Fischer, U. Wittig, F. Güthoff, and M. Kühr, (2007). Tracer Tests Evaluating Hydraulic Stimulation At Deep Geothermal Reservoirs In Germany, Proceedings, Thirty-Second Workshop on Geothermal Reservoir Engineering Stanford University, Stanford, California, January 22-24, 2007, SGP-TR-183.

Hall, S. and H., J. R. Raymond, (1992). Geohydrologic Characterization for Aquifer Thermal Energy Storage, the 1992 Intersociety Energy Conversion Engineer Conference, San Diego, California.

Heiskanen, Thermal conductivity of low-decomposes Sphagnum peat used as growth medium, CABI abstract

Holzbecher, E., 1998. Modeling Density-Driven Flow in Porous Media: Principles, Numerics, Software, Springer, Berlin, Heidelberg, 286 pp.

Koenders, M.J.B., B. de Zwart, Koude-/warmteopslag in de praktijk, IF Technology, 2007

Kujala e.a., Physical properties of peat and palsa formations, in: Cold regions science and technology, 2008

Klabus, E., (2009). Spotlight on Heterogeneity: Measuring and Modelling Stream – Aquifer Interactions, Ph.D. Thesis, Neuchatel University, Switzerland.

Li , T., C. Leven, P. Dietrich , P. Grathwohl, and P. Blum, (2009). Evaluation of a thermal tracer test in a porous aquifer. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-923, 2009; EGU General Assembly 2009.

Lowry, C. S., J. F. Walker, R. J. Hunt, and M. P. Anderson, (2007). Identifying spatial variability of groundwater discharge in a wetland stream using a distributed temperature sensor, Water Resour. Res., 43, W10408, doi:10.1029/2007WR006145.
Marsily, G. de, (1986). Quantitative Hydrogeology. Groundwater Hydrology for Engineers, Academic Press, New-York.

Marble Institute of America (2007)

Molson, J.W., E.O. Frind, and C.D. Palmer, (1992). Thermal energy storage in an unconfined aquifer 2. Model development, validation and application. Water Resour.
Res., 28, no. 10: 2857–2867.

Molz, F., J., A.D. Parr, P. F. Andersen, and V. D. Lucido, (1979). Thermal Energy Storage in a Confined Aquifer: Experimental Results, Water Resour. Res., 15, no. 6, 1509-1514.

Neuman, S. P., Winter, C. L., and Newman, C. M., (1987). Stochastic theory of field-scale fickian dispersion in anisotropic porous media. Water Resources Research, 29, 453-466.

Sauty, J.P., A.C. Gringarten, H. Fabris, D. Thiery, A. Menjoz, and P.A. Landel, (1982). Sensible energy storage in aquifers 2. Field experiments and comparison with theoretical results. Water Resour. Res., 18, no. 2: 253–265.

Sharqawy, M.H. , S.A. Said, E.M. Mokheimer, M.A. Habib, H.M. Badr and N.A. Al-Shayea, (2009). First in situ determination of the ground thermal conductivity for borehole heat exchanger, Renewable Energy 34 (10), pp. 2218–2223.

Shen, P.Y., H.N. Pollack, S. Huang, and K. Wang, (1995). Effects of subsurface heterogeneity on the inference of climate change from borehole temperature data: Model studies and field examples from Canada. Journal of Geophysical Research 100, no. 4: 6383–6396.

Stuurman, R., N. van Oostrom, R. van Schrojenstein Lantman, N. Goorden, M. Bakr, P. Doornenbal, N. Hartog, Effecten van WKO op de grondwaterkwantiteit, Deltares i.o.v. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, maart 2010

U.S.G.S, SEAWAT Version 4: A computer Program for Simulation of Multi-Species and Heat Transport, 2008

Vandenbohede, A., A. Louwyck, L. Lebbe, (2008). Conservative solute versus heat transport in porous media during push-pull tests. Transport Porous Media. Transport in Porous Media.

Zheng, C., and G.D. Bennett. Applied Contaminant Transport Modeling.Wiley-interscience, United States of America, 2002.

www.engineeringtoolbox.com

http://physics.info/

http://www.csgnetwork.com/h2odenscalc.html

5 Temperatuurveranderingen in het verleden

Benno Drijver

5.1 Introductie

De temperatuurveranderingen die optreden als gevolg van WKO-projecten zijn vaak in de orde van enkele graden ten opzichte van de oorspronkelijke bodemtemperatuur. Ook andere processen hebben invloed op de temperatuur in de ondergrond. In het bovenste deel van de ondergrond (< 10 m) zijn vooral de dagelijkse en seizoenale temperatuurfluctuaties van belang. Processen die de temperatuur aan de oppervlakte over langere perioden beïnvloeden werken tot grotere diepte door (> 10 m). Belangrijke “lange termijn” invloeden zijn de klimaatverandering, wijzigingen in landgebruik en wijzigingen in de grondwaterstroming. Aangezien de autonome ontwikkeling van de bodemtemperatuur van belang is om de effecten van WKO-projecten in perspectief te kunnen plaatsen, is dit onderwerp relevant voor het project Meer Met Bodemenergie.

5.2 Literatuuroverzicht

De temperatuur in het gedeelte van de Nederlandse ondergrond waarin WKO plaatsvindt (tot circa 250 m-mv) wordt door bepaald door (Stolk, 2000; Buik et al., 2004):

- De warmteflux vanuit de diepte (> 250 m);
- De warmtecapaciteit en het warmtegeleidingsvermogen van de ondergrond;
- De gemiddelde temperatuur aan de oppervlakte;
- De grondwaterstroming;
- Eventuele warmtebronnen in de bodem < 250 m (de invloed van natuurlijke warmtebronnen is in Nederland verwaarloosbaar).

5.2.1 Warmteflux en warmtegeleiding

In de kern van de aarde komt warmte vrij door radioactief verval. Deze warmte wordt via de aardkorst afgevoerd naar de oppervlakte door geleiding. De warmtestroom vanuit de kern van de aarde naar de oppervlakte is wereldwijd ongeveer $3*10^{13}$ W (Stolk, 2000), hetgeen overeen komt met een gemiddelde warmtestroom van 0,05 W/m². In subductiegebieden (gebieden waar de ene aardplaat onder de andere aardplaat duikt) en gebieden met een actieve spreiding is deze warmteflux hoger en in gebieden met een dikke aardkorst (b.v. bij gebergtes) kleiner. In Nederland varieert de warmtestroom van ongeveer 0,06 tot 0,11 W/m² bij een gemiddelde van ongeveer 0,075 W/m².

Als de warmteflux vanuit de diepte de enige warmtebron is en geen wartmetransport door grondwaterstroming plaatsvindt, dan is de temperatuurgradiënt alleen afhankelijk van de warmteflux en het warmtegeleidingsvermogen van de ondergrond. De ondergrond in Nederland bestaat voornamelijk uit sedimenten met een warmtegeleidingcoëfficiënt van 2 à 3 W/(m °C). De geothermische gradiënt kan dan worden berekend met de vergelijking voor warmtetransport door geleiding in één dimensie:

$$q_g = - \lambda \, dT / dx \qquad (3.1)$$

q_g = warmteflux door geleiding [W/m^2]
λ = warmtegeleidingscoëfficiënt [W/(m °C)]

Dit levert voor Nederland een dT/dx op van ongeveer 0,03 °C/m. Dit betekent dat de temperatuur in de diepte met ongeveer 3 °C toeneemt per 100 m. Dit komt goed overeen met de resultaten van bodemtemperatuurmetingen die in de jaren ’70 zijn uitgevoerd. Deze bodemtemperatuurmetingen zijn onder andere gebruikt om kaarten te vervaardigen met de bodemtemperatuur op verschillende diepten in Nederland (om de 25 m, tot een maximale diepte van 250 m) (TNO, 1981).

Warmte stroomt makkelijker in een bodemsoort met een goed geleidend vermogen, zoals bijvoorbeeld klei of zout ($\lambda \approx 5{,}4$ W/(m °C)). Als zo'n goed geleidende bodemsoort plaatselijk extra dik is (b.v. bij de aanwezigheid van een zoutkoepel), dan zal de warmtestroom zich concentreren in de goede geleider en 'weggetrokken' worden uit de minder goed geleidende omgeving. Daardoor zal de warmteflux in de geleider groter zijn dan gemiddeld en rondom de geleider kleiner.

De waarden voor de warmtegeleidingcoëfficiënt zijn te vinden in de VDI-richtlijnen (2000), maar vertonen een relatief grote spreiding (zie ook Witte et al., 2002). Voor zand is de waarde voor de warmtegeleidingcoëfficiënt bijvoorbeeld minimaal 1,7 W/(m °C) en maximaal 5,0 W/(m °C). De VDI-richtlijnen geven ook een typische waarde, die vaak als uitgangspunt wordt gekozen (voor zand is dat 2,4 W/(m °C)).

Ook kan gebruik worden gemaakt van het werk van Revil (2000). Revil geeft analytische oplossingen, die een goede benadering geven van de warmtegeleidingcoëfficiënt voor niet geconsolideerd zand, klei en mengsels daarvan. De oplossingen zijn zowel bruikbaar voor met vloeistof verzadigd sediment als voor onverzadigd sediment. Bepalende factoren voor de warmtegeleidingcoëfficiënt zijn de porositeit, de sedimentsamenstelling, de mate waarin de korrels met elkaar in contact staan en de eigenschappen van het medium in de poriën. De relatie tussen de warmtegeleidingcoëfficiënt en de porositeit voor waterverzadigd, schoon zand is te zien in figuur 5.1 (Revil, 2000). De belangrijkste bodemlagen voor de geohydrologie van Nederland bestaan uit een losse stapeling van zand- en grindkorrels.

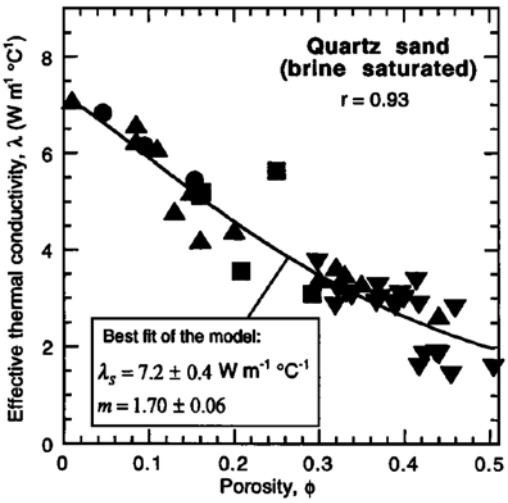


Figure 9. Effect of porosity on the thermal conductivity of brine-saturated clean sands and sandstones. Fluid conductivity used is $\lambda_f = 0.59$ W m^{-1} °C^{-1}. The best fit of the model (plain line) leads to a cementation exponent of 1.70 in agreement with cementation exponent of clean sands determined from electrical conductivity measurements. Experimental data from *Zamora et al.* [1993], circles; *Somerton* [1992, Table B1], squares; *Brigaud and Vasseur* [1989], triangles; and *Somerton* [1992, Table B3], inverted triangles.

figuur 5.1 **Warmtegeleidingcoëfficiënt van schoon zand als functie van de porositeit (Bron: Revil, 2000)**

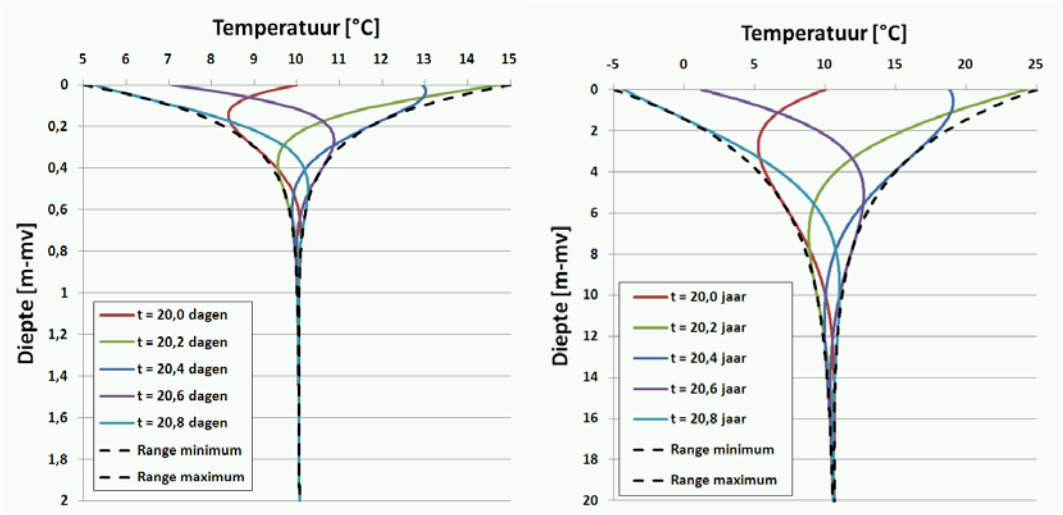
Uit onderzoek is gebleken dat de porositeit van de zand- en grindlagen waaruit zoet water wordt onttrokken binnen zeer nauwe grenzen varieert rond de 38% (Olsthoorn, 1977). Dit komt overeen met de porositeit van een laag met korrels van vergelijkbare grootte. Bij deze porositeit zou de warmtegeleidingscoëfficiënt van schoon zand ongeveer 2,7 W/(m °C) zijn

Om een nauwkeurig beeld van de warmtegeleiding te verkrijgen kunnen metingen worden gedaan in het veld: een thermische respons test. Deze in-situ metingen worden veel toegepast voor het ontwerp van bodemwarmtewisselaarsystemen (zie hoofdstuk bodemwarmtewisselaars), omdat daarbij de geleiding een bepalende factor is. Bij open WKO-systemen is de warmtegeleiding veel minder belangrijk, omdat de warmte en koude niet via geleiding komt toestromen, maar via het onttrokken grondwater. Bij WKO-systemen blijkt de onzekerheid over de exacte geologische opbouw, grondwaterstroming en de dispersiviteit belangrijker dan de onzekerheid over de warmtegeleidingcoëfficiënt en de warmtecapaciteit (Buik et al., 2003). In de praktijk zijn de thermische effecten bovendien vaak anders dan bij de vergunningaanvraag. De belangrijkste redenen zijn (1) dat de hoeveelheid water die per seizoen wordt verplaatst afwijkt van de hoeveelheid die in bij de aanvraag van de vergunning is aangehouden en (2) dat het bijbehorende temperatuurverschil afwijkt (vaak kleiner dan aangenomen bij de vergunningaanvraag).

De gemiddelde temperatuur aan de oppervlakte is een vaste randvoorwaarde aan de bovenzijde. Bij een constante warmteflux vanuit de diepte is sprake van een vaste temperatuurgradiënt, zodat de temperatuur in de ondergrond kan worden berekend uit de gemiddelde temperatuur aan de oppervlakte en de diepte. Bij een wereldwijde temperatuurstijging van 5 °C zal de temperatuur in de ondergrond daarom (uiteindelijk) ook met 5 °C toenemen.

5.2.2 Warmtecapaciteit

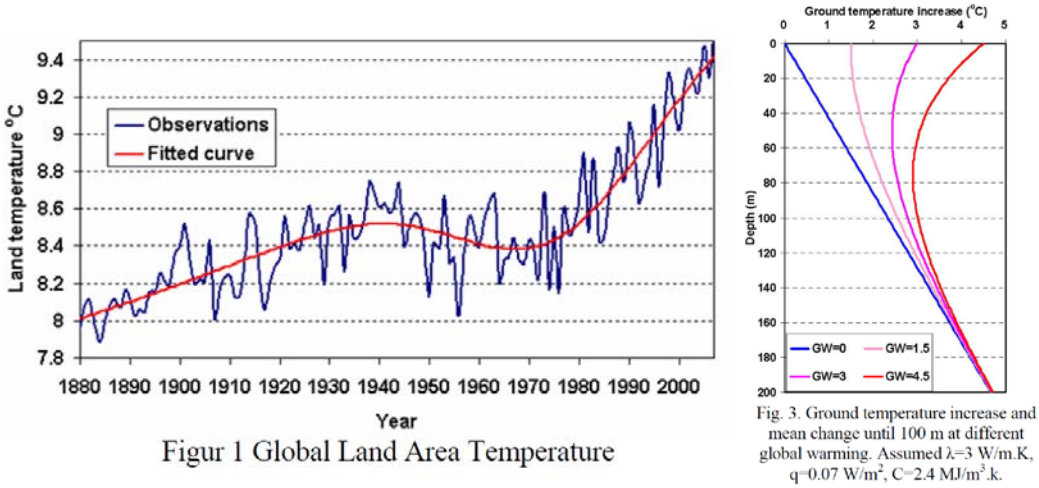
Doordat de bodem een zekere warmtecapaciteit heeft, is bij een plotselinge verandering van de gemiddelde temperatuur aan de oppervlakte tijd nodig voordat deze temperatuurverandering ook op grotere diepte effect heeft. De dagelijkse temperatuurfluctuatie is hierdoor slechts tot 1 m diepte merkbaar in de bodemtemperatuur en de jaarlijkse fluctuatie tot ongeveer 15 m diepte (zie figuur 5.2).



figuur 5.2 **Berekende temperaturen in de ondergrond onder invloed van de dagelijkse (links; 10 ± 5 °C) en de jaarlijkse (rechts; 10 ± 15 °C) sinusvormige temperatuurfluctuatie. In de berekening is uitgegaan van een warmtegeleidingscoëfficiënt van 3 W/(m °C) en een warmtecapaciteit van 2,4 MJ/(m³ °C)**

Bij een blijvende temperatuurverandering aan de oppervlakte (bijvoorbeeld door klimaatverandering of door een wijziging in het landgebruik) zal deze temperatuurverandering langzaam maar zeker tot steeds grotere diepte van invloed zijn. De snelheid waarmee de temperatuurtoename zich voortplant, wordt bepaald door de vereffeningscoëfficiënt: de verhouding tussen de warmtegeleidingcoëfficiënt en de warmtecapaciteit. Uit de vereffeningcoëfficiënten van verschillende bodemmaterialen kan worden afgeleid dat een plotselinge temperatuurstijging zich in een zandlaag relatief snel zal voortplanten en in een veenlaag relatief langzaam. In kleilagen ligt de snelheid van voorplanting tussen die van zand en die van veen.

Voor waterverzadigd zand is de onzekerheid in de warmtecapaciteit veel kleiner dan de onzekerheid in de warmtegeleidingscoëfficiënt: de minimale waarde is 2,2*10^6 J/(m³ °C), de maximale waarde 2,9*10^6 J/(m³ °C) en de typische waarde 2,5*10^6 J/(m³ °C) (VDI, 2000).



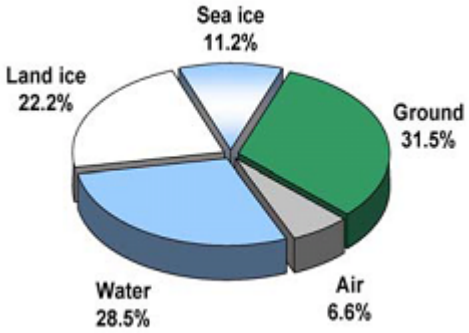
figuur 5.3 **Historisch verloop wereldwijde gemiddelde temperatuur aan het landoppervlak (links) en de berekende invloed op de bodemtemperatuur als wordt uitgegaan van een lineaire temperatuur toename met 0 tot 4,5 °C, λ = 3 W/(m °C), warmtestroom = 0,07 W/m² en warmtecapaciteit = 2,4*10^6 J/(m³ °C) (Bron: Kharseh et al., 2009)**

De temperatuurtoename die optreedt als gevolg van klimaatverandering heeft niet alleen gevolgen voor de temperatuur van de atmosfeer en het oppervlaktewater, maar ook van de ondergrond (Kooi, 2008 en Kharseh et al., 2009). In een publicatie van Kharseh et al. (2009) wordt in beeld gebracht wat de invloed is van een lineaire temperatuurstijging sinds 1880 van respectievelijk 1,5; 3,0 en 4,5 °C op de bodemtemperatuur (zie figuur 5.2: de werkelijke stijging van de wereldwijde gemiddelde land temperatuur is ongeveer 1,4 °C) en wat dat betekent voor het rendement van bodemwarmtewisselaar-systemen. Het onderzoek van Karseh et al. is uitgevoerd voor een gebouw waarvan de warmtevraag veel groter is dan de koudevraag. In dat geval is een stijging van de bodemtemperatuur gunstig: het rendement van de bodemwarmtewisselaars neemt toe, zodat minder bodemlussen nodig zijn.

5.2.3 Oppervlaktetemperatuur

De temperatuur aan het aardoppervlak wordt bepaald door de balans tussen de ingaande en uitgaande straling. Bij gelijkblijvende temperatuur over een meerjarige periode is de som van de inkomende straling nagenoeg gelijk aan de som van de uitgaande straling. In de praktijk is de uitgaande straling net iets groter dan de inkomende straling, omdat sprake is van netto warmtebronnen.

Voor 1880 kan worden aangenomen dat de geothermische warmtestroom (volgens het onderzoek van Nordell is dat wereldwijd gemiddeld ca. 0,07 W/m²) de enige relevante netto warmtebron was. Sinds de grootschalige energie opwekking door de mens (onder ander door de verbranding van fossiele brandstoffen, maar bijvoorbeeld ook door kernenergie) is ook de daarbij horende warmteproductie van belang. In 1999 lag het wereldwijde een energieverbruik op ongeveer 10^{14} kWh. Als deze energie over het gehele aardoppervlak wordt verdeeld, komt dit overeen met 0,02 W/m².
Berekeningen geven aan dat de netto uitgaande straling van de aarde sinds 1880 met 0,006 W/m² is toegenomen (Nordell, 2005). In de evenwichtssituatie zal de extra warmteproductie exact gelijk zijn aan de extra netto uitstraling. De constatering dat de extra netto uitgaande straling nog maar 1/3 is van de netto warmteproductie (alle verbruikte energie wordt uiteindelijk omgezet in warmte) betekent dat nog geen evenwicht is bereikt. De opwarming wordt geremd doordat een groot deel van de extra warmte wordt opgenomen door bodem, water en het smelten van ijs. Dit betekent ook dat bij gelijkblijvend (niet duurzaam) energieverbruik de opwarming van de aarde zich zal doorzetten, doordat de warmteopname door bodem, water en ijs steeds verder zal afnemen en uiteindelijk totdat de evenwichtssituatie is bereikt. Hierbij moet worden opgemerkt dat bij de huidige warmteproductie voor het smelten van de gletsjers en ijsvelden 30.000 jaar nodig is (Nordell, 2005).

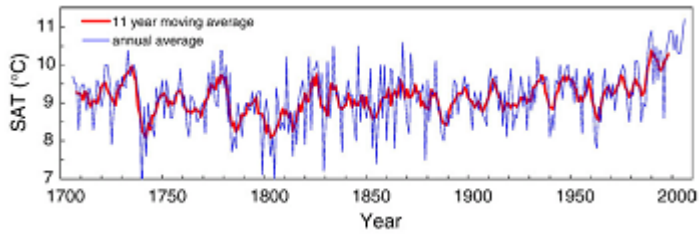


figuur 5.4 **Verdeling van de extra warmte door klimaatverandering over lucht, water, smelten van ijs en de ondergrond (Bron: Nordell, 2009)**

De versnelde opwarming van de atmosfeer aan het aardoppervlak heeft op veel plaatsen in de wereld al tot opwarming van de ondergrond tot een diepte van 100-200 m geleid (Kooi, 2008). De opwarming van de aarde door klimaatverandering sinds 1880 is voor slechts 6,6% terug te vinden in de toename van de lucht-temperatuur (zie figuur 5.4). De rest van de warmte is verdeeld over de ondergrond (31,5%), het smelten van ijs (33,4%) en de opwarming van zeewater (28,5%). De uitstoot van warmte verklaart 74% van de totale opwarming van de aarde en de overige 26% heeft andere oorzaken, zoals de toename van broeikasgassen in de atmosfeer (Nordell, 2009). Vanwege de omvang van de opname van warmte door de ondergrond is dit een belangrijk onderdeel van klimaatmodellen. De opwarming van de ondergrond door de opwarming van de aarde kan in feite worden gezien als warmteopslag op zeer grote schaal.

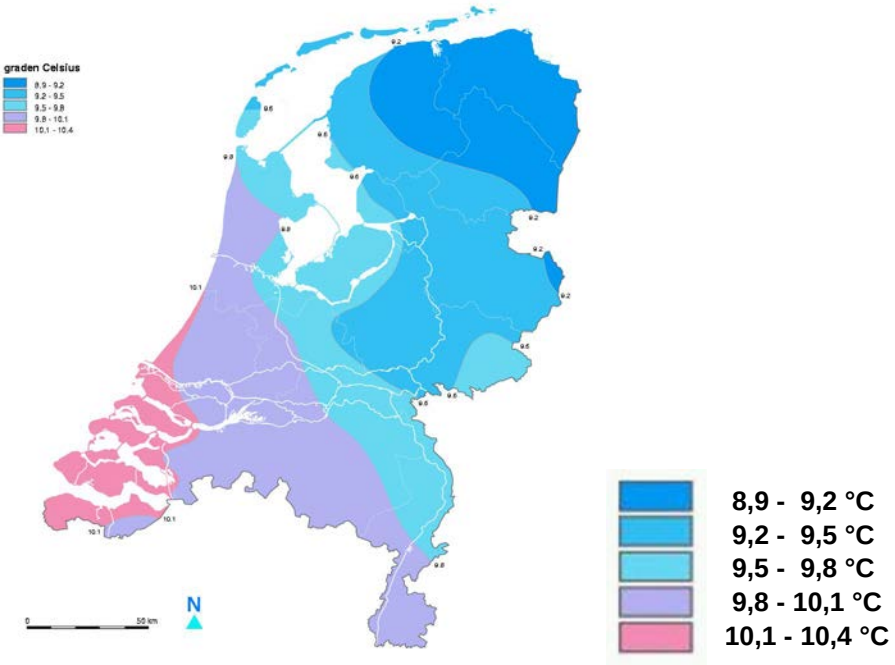
De wereldwijd gemiddelde warmteproductie door de mens van 0,02 W/m² is niet evenredig verdeeld over de aarde. Zo kan voor Nederland (op basis van het totale energieverbuik in 2008) een gemiddelde warmteproductie van 3,1 W per m² landoppervlak worden berekend. In Nederland zal de opwarming daardoor wat groter zijn dan het wereldwijde gemiddelde.

Zie voor een reconstructie van de gemiddelde jaartemperatuur in De Bilt over de afgelopen 300 jaar figuur 5.5 (Bron: Kooi, 2008). Ook hier is een duidelijke toename van de gemiddelde temperatuur sinds 1880 te zien.



figuur 5.5 **Gemiddelde jaartemperatuur in De Bilt (Bron: Kooi, 2008)**

Niet alleen in de tijd, maar ook ruimtelijk is sprake van temperatuurverschillen. Binnen Nederland neemt de gemiddelde oppervlaktetemperatuur toe van ca. 9,0 °C in het noordoosten tot ca. 10,2 °C in het zuidwesten (zie figuur 5.6, Bron: Klimaatatlas KNMI, 1995). Hierbij moet worden opgemerkt dat de oppervlaktetemperatuur van plek tot plek behoorlijk kan variëren door verschillen in vegetatie en landgebruik: de aangegeven temperaturen in figuur 5.6moeten dan ook worden gezien als een regionaal gemiddelde.



figuur 5.6 **Gemiddelde oppervlaktetemperatuur in Nederland over de periode 1971-2000 [Bron: Klimaatatlas KNMI, http://www.knmi.nl/klimatologie]**

Voor overzicht van de meetresultaten uit een onderzoek door Kooi (2008) in midden Nederland zie figuur 5.7. Uit de metingen blijkt dat de gemiddelde oppervlakte-temperatuur in gebieden met voornamelijk landbouwgronden (vooral grasland) ongeveer 1,5 °C hoger ligt dan in bosgebieden (Kooi, 2008). Dit fenomeen is ook bekend uit het buitenland (zie onder andere Taniguchi et al, 1999a). Dit wordt veroorzaakt doordat de verdamping in een bos relatief groot is en doordat in een bos minder straling het aardoppervlak bereikt.

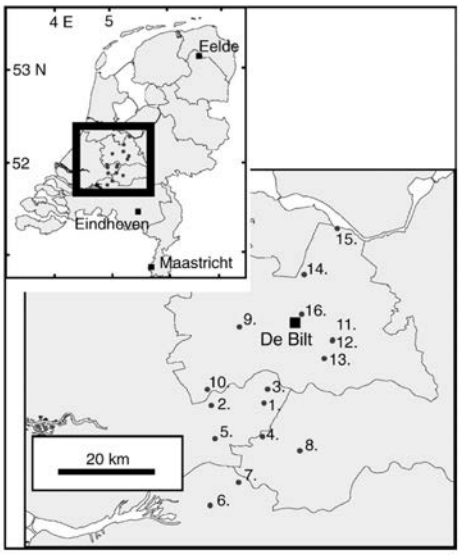


Fig. 1. Locations of well sites (dots) and meteorological stations (squares). Well numbering refers to listing given in Table 1.

Well data and estimated ground surface temperature (change)

Well nr	Well code	Old log	New log in 2006	Current land use	GST old (°C)	GST new (°C)	ΔGST (°C)
1	B38F0503	23 Aug. 1979	27 Apr.	Agr.	10.6 (0.1)	11.3 (0.1)	0.7
2	B38E0121	17 Aug. 1979	28 Apr.	Agr./urb.	10.7 (0.1)	11.2 (0.1)	0.5
3	B38F0504	23 Aug. 1979	8 May	Agr.	10.3 (0.1)	10.8 (0.1)	0.5
4	B38H0178	24 July 1979	9 May	Agr.	10.6 (0.1)	11.0 (0.1)	0.4
5	B38G0304	20 Jul. 1979	9 May	Urb.[b]	10.8 (0.1)	11.9 (0.1)	1.1
6	B44E0118	8 Sept. 1978	10 May	Agr.	10.3 (0.2)	11.0 (0.2)	0.7
7	B44E0119	8 Sept. 1978	11 May	Agr.	10.5 (0.1)	11.0 (0.1)	0.5
8	B39C0104	21 Jan. 1977	15 May	Agr.	10.5 (0.2)	11.4 (0.1)	0.9
9	B31G0147	24 Jun. 1977	16 May	Urb.[b]	10.9 (0.1)	12.8 (0.2)	1.9
10	B38E0098	9 Dec. 1976	16 May	Agr.	10.7 (0.1)	11.4 (0.1)	0.7
11	B32C0233	11 Jan. 1977	17 May	Forest[a]	9.0 (0.1)	9.8 (0.1)	0.8
12	B32C0230	4 Feb. 1977	17 May	Forest/urb.[a,b]	10.3 (0.2)	9.8 (0.2)	−0.5
13	B39A0210	2 Dec. 1976	17 May	Agr.	9.8 (0.1)	10.6 (0.1)	0.8
14	B32A0335	4 Mar. 1977	18 May	Forest	9.0 (0.1)	9.8 (0.1)	0.8
15	B26D0005	12 Sept. 1978	18 May	Agr.	10.4 (0.1)	10.7 (0.1)	0.3
16	B32C0336	5 Mar. 1977	19 May	Forest	8.9 (0.1)	10.3 (0.1)	1.4

[a]Close to groundwater pumping station.
[b]Land cover change within radius of 100 m.

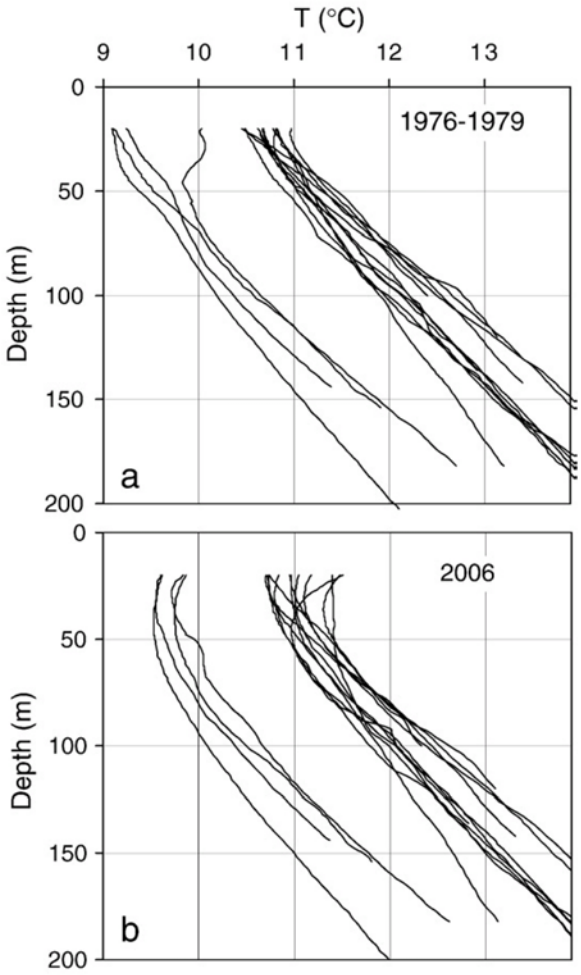


Fig. 2. Borehole temperature logs from locations shown in Fig. 1. (a) Old logs measu in the period 1976–1979, (b) New logs measured in April 2006. Depths are given v respect to ground surface.

figuur 5.7 Overzicht gegevens uit artikel Kooi (2008)

Tevens blijkt dat uit een vergelijking tussen de metingen van de bodemtemperatuur uit de periode 1976-1979 en die uit 2006, dat de oppervlakte-temperatuur in het studiegebied de afgelopen 30 jaar is toegenomen (zie figuur 5.7). Deze opwarming is tot een diepte van ongeveer 60 meter te zien in (de wijziging van) de bodemtemperatuur. Slechts één meetput laat een afkoeling zien, die vermoedelijk het gevolg is van het herstel van het bos na boskap in 1972-1973.

5.2.4 Stedelijk warmte-eiland

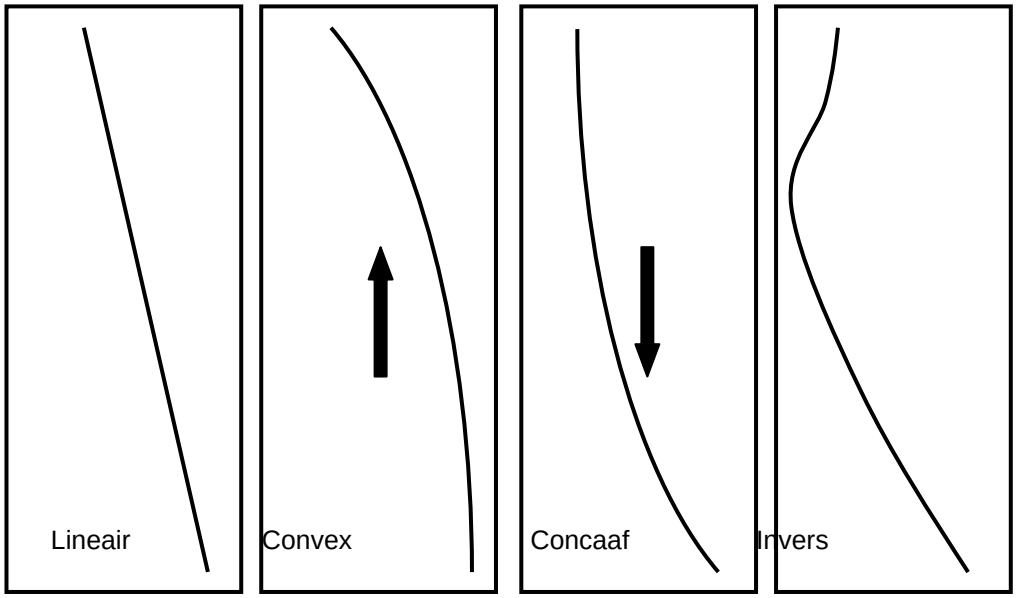
Bebouwing kan de oppervlaktetemperatuur doen toenemen, doordat het warmte langer vast kan houden. Hierdoor is de stad 's nachts warmer dan het omringende platteland, terwijl de stad 's ochtends koeler is. Als de zon opkomt warmt de stad echter weer sneller op, mede ook doordat door reflectie via de (rechthoekige) gebouwen meer straling het oppervlak bereikt.

Stolk (2000) noemt verschillende onderzoeken waaruit is gebleken dat de gemiddelde luchttemperatuur in stedelijk gebied hoger is dan daarbuiten. Vooral in het buitenland is veel gepubliceerd over dit zogenaamde 'urban heat islan effect', waarbij vaak wordt verwezen naar een artikel van Taniguchi (1999b). De grootte van het effect is afhankelijk van de hoeveelheid zon, de windsnelheid en van de bebouwing. Uit de onderzoeken is gebleken dat de luchttemperatuur in een stad in Nederland tot 2,5 °C hoger kan zijn dan die op het omringende niet-stedelijke gebied. In het stadscentrum is dit effect vaak het grootst. Als verklaringen worden genoemd:

- meer warmteproductie/verliezen door transport, industrie, wonen en werken.
- relatief hoge warmtecapaciteit van stedelijk bouwmateriaal, waardoor warmte langer wordt vastgehouden;
- minder afkoeling door verdamping dan in een natuurlijke omgeving doordat minder vegetatie aanwezig is;
- meer straling bereikt de bodem (straling die op de bebouwing valt wordt deels gereflecteerd door verticale wanden en bereikt alsnog de grond);
- infiltratie van relatief warm stedelijk oppervlaktewater (eventueel extra warm door koelwaterlozing).

Voor een stad als Tokio is berekend dat de warmteproductie door de mens op een warme dag (verkeer, energieverbruik airconditioning, etc.) overeen komt met ongeveer 140 W/m², wat resulteert in een temperatuurstijging van ongeveer 3 °C (Nordell, 2005). Een vergelijkbare schatting voor Stockholm geeft een gemiddelde warmteproductie van 70 W/m² (Nordell, 2005).

Deze hogere temperatuur in de stad kan leiden tot opwarming van de ondergrond. Opwarming met meer dan 1 °C aan de oppervlakte kan leiden tot een inversie in het temperatuurprofiel (Stolk, 2000): de temperatuur in het gedeelte van de bodem dat niet meer wordt beïnvloed door seizoensfluctuaties (> 20 m-mv) neemt eerst af (invloed opwarming aan de oppervlakte) en vervolgens weer toe (natuurlijke temperatuurgradiënt).



figuur 5.8 Schematische weergave van de verschillende typen temperatuurprofielen

De diepte waarop de temperatuur de minimale waarde bereikt zegt iets over de historie van het temperatuurverloop aan de oppervlakte: een diepe ligging van het temperatuur-minimimum geeft aan dat de stijging van de oppervlakte-temperatuur lang geleden is opgetreden. Afgezien van de invloed van WKO-systemen zijn ook andere aspecten van invloed, zoals de grondwaterstroming en de thermische eigenschappen van de ondergrond.

5.2.5 Invloed grondwaterstroming

In de situatie zonder grondwaterstroming is de temperatuurgradiënt in de diepte lineair. Bij een opwaarts gerichte grondwaterstroming wordt de warmte vanuit de diepte versneld naar de oppervlakte verplaatst. Doordat de oppervlaktetemperatuur een vaste bovenrandvoorwaarde vormt, ontstaat bij een opwaartse grondwaterstroming een convex temperatuurprofiel (zie figuur 5.8). Bij een neerwaarts gerichte grondwaterstroming ontstaat, om vergelijkbare reden, een concaaf profiel. Een invers profiel ontstaat als aan de oppervlakte (langdurige) opwarming is opgetreden: die zich nog niet tot grote diepte heeft kunnen voortplanten bijvoorbeeld na het realiseren van stedelijke bebouwing in een voormalig landbouwgebied.

Ook horizontale grondwaterstroming kan het temperatuurprofiel beïnvloeden. Aan de randen van de stuwwallen (Utrechtse Heuvelrug, Veluwe) worden concave profielen gevonden die vermoedelijk veroorzaakt zijn door horizontale toestroming van relatief koud water dat in de bosgebieden is geïnfiltreerd.

5.2.6 Rekenen aan bodemtemperaturen

In Stolk (2000) wordt een overzicht gegeven van de verschillende analytische oplossingen uit de literatuur om de voortplanting van de temperatuurverandering aan de oppervlakte naar de diepte te berekenen:

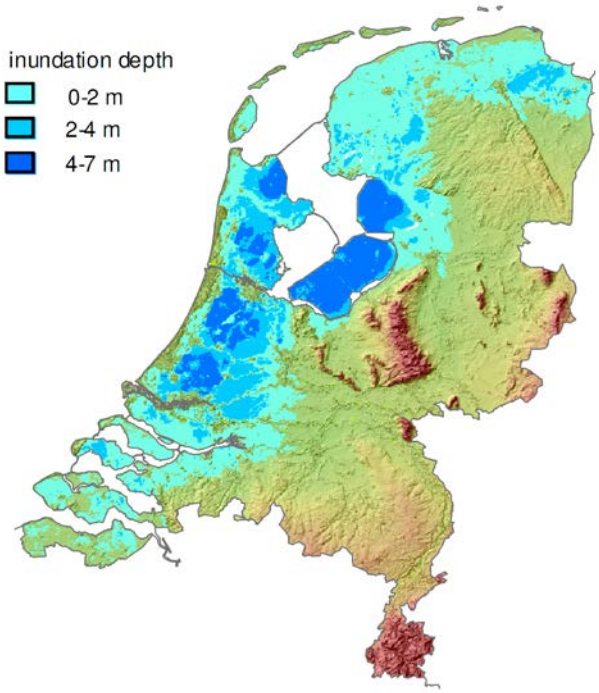
- sinusvormige temperatuurgolf aan de oppervlakte (zoals de dagelijkse of de jaarlijkse temperatuurfluctuatie);
- plotselinge temperatuurstijging aan de oppervlakte;
- lineaire temperatuurstijging aan de oppervlakte;
- situatie met stationaire verticale grondwaterstroming en een plotselinge verandering van de oppervlakte-temperatuur;
- situatie met stationaire verticale grondwaterstroming en een lineaire stijging van de oppervlaktetemperatuur.

Voor meer complexe situaties zijn modelberekeningen nodig. In het onderzoek van Stolk is hiertoe gebruik gemaakt van HST2D.

5.3 Discussie en conclusies

De temperaturen in de Nederlandse ondergrond worden vooral bepaald door de temperatuur aan de oppervlakte, de afvoer van warmte vanuit de aardkern naar de oppervlakte, de thermische eigenschappen van de bodemlagen en de grondwaterstroming. De warmtestroom vanuit de aardkern en de thermische eigenschappen van de ondergrond veranderen niet of nauwelijks in de tijd. Veranderingen in de temperatuur in de ondergrond treden daarom vooral op door wijzigingen in de grondwaterstroming en de oppervlaktetemperatuur.

De grondwaterstroming kan veranderen door ingrepen in de waterhuishouding (b.v. inpoldering of grondwateronttrekking) en door de gevolgen van klimaatverandering (b.v. zeespiegelstijging of wijzigingen in de neerslag en verdamping). Vanwege de ligging van grote delen van Nederland onder de zeespiegel (zie figuur 5.8) wordt verwacht dat met name de grootschalige bemaling van polders van invloed is op de bodemtemperatuur: niet alleen vanwege de invloed op de grondwaterstroming, maar ook vanwege de wijziging van de gemiddelde oppervlakte-temperatuur bij drooglegging. De omvang van deze invloed is, voor zover bekend, niet onderzocht.



figuur 5.9 **Hoogteligging van Nederland ten opzichte van gemiddeld zeeniveau. De blauwe gebieden zouden zonder waterbeheer onder water staan (Bron: Hoes, 2006)**

Veranderingen van de temperatuur aan het aardoppervlak hebben op grote schaal effect op de temperatuur in de ondergrond. Alleen in de bovenste meters van de ondergrond is de invloed van de dagelijkse (tot 1 m diepte) en de jaarlijkse temperatuurcyclus (tot 15 m diepte) merkbaar. Dieper dan 20 m zijn alleen de invloeden van langjarige temperatuurveranderingen merkbaar, zoals klimaatverandering of verandering van landgebruik (ingrepen in de ondergrond, zoals WKO-systemen, buiten beschouwing gelaten). Aangezien WKO vaak in stedelijk gebied wordt toegepast is de opwarming die het gevolg is van verstedelijking relevant (een beperkte netto warmteonttrekking zou bijvoorbeeld de autonome opwarming van de ondergrond geheel of gedeeltelijk kunnen compenseren). Daarnaast is de invloed van de klimaatverandering relevant. Ook de invloed van ontbossing is wellicht nog merkbaar in de temperatuur van de ondergrond.

Samengevat zou nader onderzoek gewenst zijn naar:
- de invloed van de grootschalige drooglegging en bemaling van de laaggelegen gebieden in Nederland op de bodemtemperatuur;
- de invloed van klimaatverandering en verstedelijking op de bodemtemperatuur.

5.4 Literatuur

Buik, N., Willemsen, A. en Verbeek, C., 2003. Effecten van thermische opslagsystemen, Berekeningen en metingen. Stromingen 9 (2004), nr. 2.

Buik, N., Stolk, P. en Willemsen, A., 2004. Analyse van temperatuurmetingen in de Nederlandse ondergrond. Stromingen 10 (2004), nr. 4.

Hoes, O., 2006. Aanpak Wateroverlast in Polders op basis van risicobeheer. Proefschrift, TU Delft.

Kharseh et al., 2009. The Effect of Global Warming on BTES Systems. Proceedings Effstock2009, Stockholm, Sweden.

Klimaatatlas KNMI, 1995. *http://www.knmi.nl/klimatologie/.*

Kooi, H., 2008. Spatial variability in subsurface warming over the last three decades; insight from repeated borehole temperature measurements in The Netherlands. Earth and Planetary Science Letters 270 (2008) 86–94.

Nordell, 2005. Global warming is large-scale thermal energy storage. Proceedings Thermal Energy Storage for Sustainable Energy Consumption - Fundamentals, Case Studies and Design. Izmir, Turkey, 6–17 June 2005.

Nordell, 2009. It is all about thermal energy storage. Proceedings Effstock2009, Stockholm, Sweden.

Olsthoorn, T., 1977. In Nederlandse zandformaties zijn het doorstroomde en het totale poriënvolume aan elkaar gelijk. H_2O (10) 1977, nr. 5.

Revil, A., 2000. Thermal conductivity of unconsolidated sediments with geophysical applications. J. Geophys. Res.-Solid Earth 105 (B7), 16749–16768.

Stolk, P., 2000 - Analyse van temperatuurmetingen in de Nederlandse ondergrond (20-300 m beneden maaiveld) in relatie tot hydrologische en meteorologische omstandigheden in heden en verleden. IF Technology/Vrije Universiteit. Arnhem en Amsterdam.

Taniguchi, M., Shimada, J., Tanaka, T., Kayane, I., Sakura, Y., Shimano, Y., DapaahSiakwan, S. en Kawashima, S., 1999b. Disturbances of temperature-depth profiles due to surface climate change and subsurface water flow: 1. An effect of linear increase in surface temperature caused by global warming and urbanization in the Tokyo metropolitan area, Japan. Water resources research, vol. 35, no. 5, p. 1507-1517.

Taniguchi, M., Williamson, D.R. en Peck, A.J., 1999a. Disturbances of temperature-depth profiles due to surface climate change and subsurface water flow: 2. An effect of step increase in surface temperature caused by forest clearing in southwest Western Australia. Water resources research, vol. 35, no. 5, p. 1519-1529.

TNO, 1981. Geothermal investigation in shallow observation Wells - The shallow subsurface field in The Netherlands. Delft.

VDI, 2000 - VDI-Richtlinien. Thermische Nutzung des Untergrundes. Grundlagen, Genehmigungen, Umweltaspekte. Düsseldorf.

Witte, H.L., Van Gelder, G.J., Spitler, J.D., 2002. In situ measurement of ground thermal conductivity: a Dutch perspective. ASHRAE Trans. 108 (1), 263–272.

6 Effecten op geochemie

Niels Hartog

6.1 Introductie

In dit hoofdstuk worden de geochemische processen die op kunnen treden tijdens WKO onder de loep genomen, die mogelijk een sterk effect hebben op de kwaliteit van het grondwater en de werking van een WKO-systeem. De mate waarin geochemische processen leiden tot een significante kwaliteitsverandering, zal afhangen van het WKO systeem (bv. temperatuurverschillen) en de biogeochemische eigenschappen van het grondwatersysteem (bv. redox toestand). Specifiek voor WKO zijn effecten van temperatuursverschillen op de grondwaterkwaliteit, maar veel van de andere geochemische processen die kunnen optreden bij WKO zijn bekend uit onderzoek naar bijvoorbeeld het gedrag van verontreinigingen of naar grondwaterkwaliteit ten behoeve van drinkwaterproductie. Deze processen zijn dan ook al uitgebreid beschreven in diverse handboeken (bv. (Appelo and Postma, 1993; Stumm and Morgan, 1970)).

Onderzoek naar de effecten van warmteopslag bij hogere temperaturen vindt zijn oorsprong reeds eind jaren 70. Wat betreft WKO zijn het met name de geochemische processen onderzocht die operationele problemen (verstopping) voor het functioneren van een WKO systeem kunnen veroorzaken. Deze studies hebben het belang van locatiespecifieke beschouwing van geochemische condities onderstreept (Parr et al., 1983). In (NVOE/IF Technology, 2004) wordt een bruikbaar overzicht gegeven van de resultaten van een groot internationaal onderzoeksprogramma (“Annex VI”) dat van 1987 tot 1996 liep en waar in ondermeer het effect van geochemische processen werd onderzocht. In dit hoofdstuk wordt een geactualiseerd overzicht met aanvullende onderzoeksresultaten over de rol van geochemische processen bij WKO verschaft, waarbij ten eerste in gegaan zal worden op de effecten van temperatuurverschillen op mineraalevenwichten, de kinetiek van reacties en sorptieprocessen.

6.1.1 Effect van temperatuur op mineraalevenwicht

Het wetenschappelijk onderzoek naar de geochemische effecten van verhoogde temperaturen in aquifers en grondwater, is hoofdzakelijk uitgevoerd voor warmteopslag systemen die bij hoge temperatuur opereren (50–150 °C). Het doel van deze onderzoeken was met name het voorspellen en waar mogelijk voorkomen van verstoppingsproblemen (zie ook Hoofdstuk 9), die werden veroorzaakt door het effect van veranderende temperatuur op het verschuiven van mineraal evenwichten. Onderzoek naar de effecten van temperatuur op de oplosbaarheid van mineralen in aquifers heeft zich daarmee vooral gericht op de mineralen die voor verstopping verantwoordelijk kunnen zijn.

Voor het beschrijven van het chemisch evenwicht (bv. (Appelo and Postma, 1993)) tussen de chemische componenten A, B, S en T geldt dat:

$$\alpha A + \beta B... \rightleftharpoons \sigma S + \tau T...$$

En dat de evenwichtsconstante voor dit evenwicht gegeven kan worden door:

$$K = \frac{\{S\}^{\sigma}\{T\}^{\tau}...}{\{A\}^{\alpha}\{B\}^{\beta}...}$$

Waarbij {S} de activiteit is voor chemische component S, en σ de stoichiometrsche coefficient is voor component S is in de evenwichtsreactie. Zo kan de evenwichtsconstante voor calciet (CaCO3, “kalk”), gegeven worden door:

$$K = \frac{\{Ca^{2+}\}\{CO_3^{2-}\}}{\{CaCO_3\}}$$

waarbij de activiteit voor de vaste stof $CaCO_3$ gelijk aan 1 gesteld is. Aangezien de activiteit van opgeloste componenten ook afhankelijk is van het zoutgehalte (“ionsterkte”) van de oplossing kan bij eventuele verzilting van een zoete grondwatersystem (Hoofdstuk 3), de chemische activiteiten afnemen wat bv. tot het oplossen van meer kalk kan leiden.

Voor het beschouwen van het effect op het evenwicht van verschillende mineralen in aquifersediment door de temperatuurverschillen binnen een WKO systeem kan gebruik worden gemaakt van de Van ’t Hoff vergelijking:

$$\ln\left(\frac{K_2}{K_1}\right) = \frac{\Delta H^{\ominus}}{R}\left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}\right)$$

waarbij K_1 de evenwichtsconstante voor een mineraal is bij temperatuur T1 in kelvin (K = °C + 273,15K) en K_2 bij temperatuur T_2. $\Delta H^{\ominus}$ is de standaard enthalpie verandering en R is de gas constante. Voor het in water oplossen van de meeste mineralen (zoals gips of kwarts) is energie nodig, deze reacties zijn endotherm en hebben dus een positieve enthalpieverandering. Deze mineralen lossen dus beter op bij hogere temperaturen. Voor mineralen zoals calciet, waarbij tijdens het oplossen in water energie vrijkomt (exotherm zijn) en dus een negatieve enthalpie verandering hebben, betekent een temperatuursverhoging juist een verlaging van de oplosbaarheid (tabel 6.1). Zo blijkt uit tabel 6.1 dat voor calciet de oplosbaarheid bij 25°C nog maar 76% is van de oplosbaarheid bij 10°C. In de praktijk blijkt echter vaak kalkneerslag wordt gehinderd (inhibitie) door de aanwezigheid van stoffen als magnesium of fosfaat wat tot oververzadiging voor kalk leidt. Hierdoor wordt vaak pas bij temperaturen boven de 40 °C kalkneerslag opgemerkt (zie ook Hoofdstuk 9). Bij grotere temperatuursverschillen neemt namelijk het verschil in oplosbaarheid verder toe, met als gevolg een grotere potentie voor het neerslaan, dan wel oplossen van mineralen.

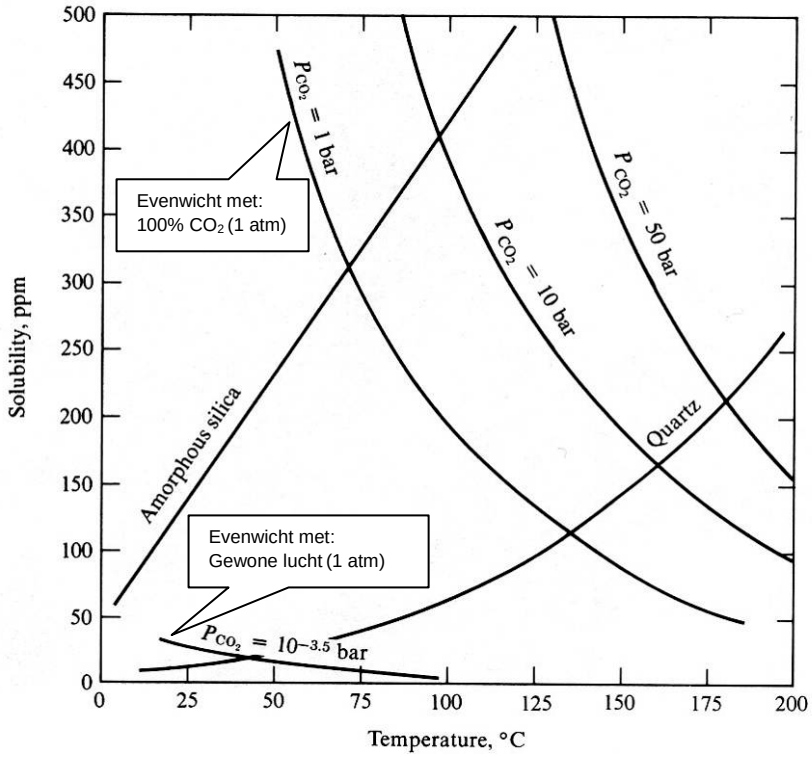
tabel 6.1 **Effect van temperatuur op de oplosbaarheid van de mineralen calciet en gips (Deutsch, 1998)**

EFFECT OF TEMPERATURE ON GYPSUM AND CALCITE SOLUBILITY (PH = 7.5)

Temperature (Degrees C)	Gypsum solubility (mg/L)	Calcite solubility (mg/L)
10	1460	250
25	1570	190
50	1720	120
75	1920	76

Bij een WKO systeem dat thermisch in balans kan er zo mogelijk ook van een “mineralenpomp” gesproken worden. Zo lost er bijvoorbeeld kalk op in de koude bron en slaat deze neer in de warme bron. Hierdoor kunnen er bij hoge temperaturen (> 50 °C) verstoppingsverschijnselen (Hoofdstuk 9) optreden in de warme bron. Voor hogere temperaturen (>50 °C) zijn dat voornamelijk silica (SiO_2) en carbonaten (waaronder $CaCO_3$, $FeCO_3$ en mengvormen) (Brons et al., 1991; Griffioen and Appelo, 1993; Holm, 1986; Holm et al., 1987; Hoyer et al., 1994; Jenne et al., 1992; Perlinger et al., 1987). Door silica oplossing in de warme bron worden daar hogere Si concentraties verwacht. Voor kalk (CaCO3) wordt bij de warme bron juist neerslag en bij de koude bron oplossing van kalk verwacht (figuur 6.1). Naast verstopping door het neerslaan van mineralen bij de putten, is bij hoge temperaturen (tot 150°C) ook opgemerkt dat het oplossen van mineralen tot verschuivingen in het korrelskelet en daarmee lagere permeabiliteiten kan leiden (Blair et al., 1984).

Voor WKO systemen bij lagere temperaturen is het effect op mineraalevenwichten kleiner. Uit een uitgebreide geochemische modelstudie (Palmer and Cherry, 1984) naar de effecten van opwarmen en afkoelen (10–50 °C) voor een systeem voor warmte opslag in aquifers, blijkt echter dat ook bij deze lagere temperaturen de cumulatieve vermindering van porositeit en permeabiliteit door temperatuursafhankelijke kalkneerslag significant kan zijn. Echter binnen het temperatuurbereik van de meeste huidige WKO systemen (8–20°C) lijkt het effect van temperatuurverschillen nauwelijks van invloed op de chemie van het grondwater. Zo geeft een recente studie naar het effect van het lozen van koelwater naar grondwater aan dat verschillen in grondwatertemperatuur (8.7 – 17.8°C) niet tot waarneembare veranderingen van de grondwatersamenstelling leiden en in ieder geval kleiner waren dan seizoenale veranderingen in het ondiepe grondwater (Brielmann et al., 2009). In een studie naar het effect van oplopende grondwatertemperatuur (van 10°C naar 20°C in 10 jaar) door een thermische onbalans bij een lage temperatuur WKO systeem, werden geen significante veranderingen gevonden voor pH, geleidbaarheid en een beperkte set anion en cation concentraties (Sowers et al., 2006).



figuur 6.1 **Relatie tussen oplosbaarheid en temperatuur voor kwarts, amorfe silica en calciet (kalk) in zeewater. Het effect van de CO_2 spanning (P_{CO2}) op de oplosbaarheid van calciet is ook weergegeven**

De resultaten van het bestudeerde onderzoek naar het effect van temperatuurverandering op mineraalevenwichten geeft aan dat de invloed op de bulkchemie van lage temperatuur WKO systemen (<25°C) naar verwachting beperkt zal zijn. Een belangrijke observatie is dat, vanwege de focus op verstoppingsrisicos daarbij tot nu toe hoofdzakelijk de hoofdelementen geanalyseerd zijn en niet de componenten die in veel lagere concentraties voorkomen zoals sporenelementen (bv. Sr, Ba, As) of metalen (bv. Zn, Ni). (NVOE/IF Technology, 2004) maakt melding van een meetprogramma voor een hoge temperatuuropslag (90°C) bij de Universiteit Utrecht waar een beperkte set van sporenelementen en metalen gemeten werd, maar maakt geen melding van een verandering van de concentratie van deze elementen. Voor deze elementen kan echter gelden dat zelfs bij kleine veranderingen in het mineraalevenwicht er disproportioneel veranderingen in concentraties plaats kunnen vinden, aangezien deze elementen vaak geconcentreerd aanwezig zijn in specifieke mineralen als carbonaten en silicaten (bv. (Appelo and Postma, 1993)). Ook als een mineraal oplost in de warme bel en neerslaat in de koude bel (of vice versa) kan dat voor veranderingen zorgen aangezien deze elementen niet noodzakelijker wijs in dezelfde concentratie worden ingebouwd bij het weer neerslaan van het mineraal waar deze uit opgelost zijn. Bij kinetische (irreversibele niet-evenwichts) reacties zoals pyrietoxidatie of veldspaatverwering is de potentie voor het vrijkomen van sporenelementen groter.

6.1.2 Effect van temperatuur op de kinetiek van reacties

Veel van de reacties die plaatsvinden in grondwatersystemen worden niet bepaald door chemisch evenwicht maar worden gedreven door een thermodynamische onbalans (bv. (Appelo and Postma, 1993)). De range in snelheden waarmee deze kinetisch gecontroleerde reacties plaatsvinden bestrijkt vele orden van grootte en is op verschillende manieren te beschrijven. Een bekende manier om de snelheid van een reactie te beschrijven is de Arhhenius vergelijking waarin de snelheidsconstante *k* gerelateerd wordt aan de activeringsenergie E_a en de temperatuur T (in Kelvins):

$$k = Ae^{-E_a/RT}$$

waar *A* de reactie afhankelijke *prefactor* is and *R* de gasconstante. De theorie achter deze vergelijking is dat bij toenemende temperatuur de kinetische energie van en de kans dat reactanten botsen groter wordt. Hierdoor wordt de activeringsenergie die nodig is om een bepaalde reactie te laten plaatsvinden, steeds vaker overwonnen en de reactiesnelheid daarmee hoger. Voor zowel oplossings- en neerslagreacties als biologisch gedreven reacties zijn de reactiesnelheden bij benadering 2,5 keer hoger bij 20°C dan bij 10°C (tabel 6.2).

tabel 6.2 **Typische waarden en ranges voor activeringsenergieën voor chemische en transport reacties en indicatie van de relatieve toename van de reactieconstante *k* van 10°C naar 20°C op basis van de Arhhenius vergelijking (Appelo and Postma, 1993)**

Process	E_a (kJ/mol)	$k_{20°C}/k_{10°C}$
Photochemical reactions	15 (10–30)[a]	1.24
Diffusion in water	20 (Equation 3.42)	1.34
Dissolution/Precipitation	60 (20–80)[b]	2.4
Biochemical reactions	63 (50–75)	2.5
Solid state diffusion	500 (200–650)[b]	1400

[a]Schwarzenbach et al., 1993. [b]Lasaga, 1998.

Voorbeelden van kinetisch gecontroleerde reacties in grondwatersystemen zijn redox reacties (bv. denitrificatie of dechlorering van Per) en verweringsreacties van silicaten (bv. veldspaatverwering). Deze reacties zullen zowel dus zowel in de koude als de warme bel plaatsvinden, alleen zullen die reacties naar verwachting sneller verlopen in de warme bel. Zo wezen de resultaten van WKO veldtests bij hoge temperaturen (40–100°C) uit dat K-veldspaat verwering sneller verliep in de warme bel (Holm et al., 1987; Perlinger et al., 1987). Dat ook redoxreacties in grondwater beïnvloed worden door temperatuursverschillen bij lagere temperaturen bleek uit een onderzoek waarin gedurende een kleine 2 jaar oppervlaktewater met variabele temperatuur (2–14°C) geïnjecteerd werd (Prommer and Stuyfzand, 2005). Verschillen in de doorbraak in monitoringsputten gaven aan dat de oxidatie van pyriet en organisch materiaal door zuurstof en nitraat, aantoonbaar sneller verliepen bij de hogere temperaturen.

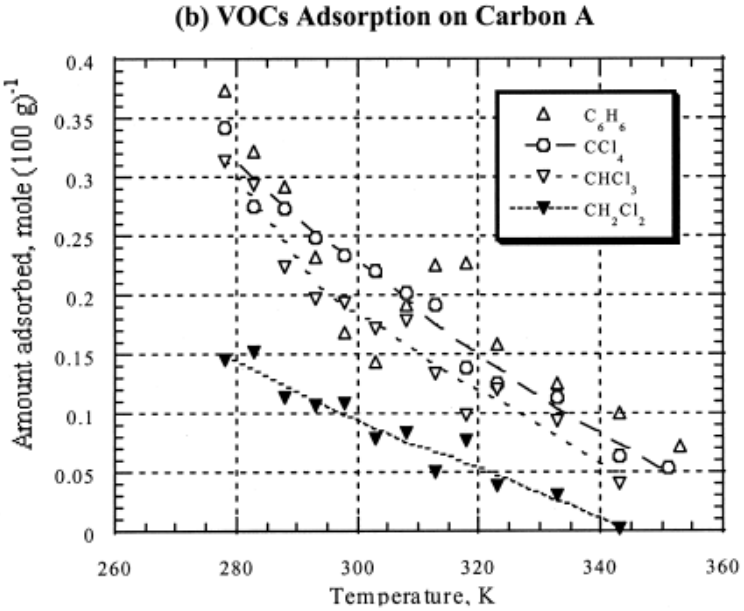
Verder is gebleken uit labonderzoek naar het effect van temperatuur op organisch materiaal in aquifers dat bij temperaturen boven de 25 °C de microbiële afbraak versnelt (Brons et al., 1991). De chemische oxidatie versnelt eveneens en mogelijk zelfs meer dan de microbiële afbraak. Bij temperaturen boven de 45 °C worden fulvozuren uit het organisch materiaal gemobiliseerd waardoor onder meer het opgelost organisch koolstof (DOC) en chemisch zuurstof gebruik (COD) in het grondwater toeneemt. Het vermogen van het resterende organisch materiaal om organische microverontreinigingen of sporenelement te adsorberen neemt hierdoor mogelijk af (TCB, 2009).

6.1.3 Effect van temperatuur op adsorptie

Natuurlijke of verontreinigende organische componenten in grondwater kunnen adsorberen aan sedimentaire componenten, met name organisch materiaal. Daarnaast is kationuitwisseling aan kleimineralen en oxides een belangrijk proces dat de samenstelling van grondwater beïnvloedt. De verhouding tussen de concentratie in grondwater en geadsorbeerd aan het sediment is temperatuur afhankelijk en, wordt de distributiecoëfficient K'_d genoemd (Appelo and Postma, 1993). De distributiecoëfficient voor kation uitwisseling wordt meestal beschreven met een Langmuir- of Freundlich-isotherm, waarbij K'_d afhankelijk is van de concentratie in oplossing. Een lineair verband (waarbij K'_d constant is) wordt meestal aangenoem voor organische verontreinigingen.

De effecten van de temperatuur op sorptie in het temperatuursbereik van WKO-systemen zijn niet goed bekend. Volgens Chiang et al. (2001, figuur 2.8) hangt sorptie van gechloreerde methanen (CCl_4, $CHCl_3$, CH_2Cl_2) af van temperatuur. Sorptie van deze VOCls neemt af bij een toename van temperatuur. In het interval 281 tot 289 K (ca 8 tot 16^oC) betreft het een afname van ongeveer 10%.

Aangezien kationuitwisseling in grondwatersystemen competitief plaats vindt aan meerdere op kleimineralen, oxiden en organisch materiaal, met ieder weer andere uitwisselingseigenschappen maakt het per kation afleiden van thermodynamische constanten voor aquifers lastig. Uit onderzoek blijkt dat K+, Cs+ en NH_4^+ bij kamertemperatuur sterker geadsorbeerd zijn dan Ca, Mg en Na, maar bij hogere temperatuur neemt dit verschil af. Ook blijkt dat tweewaardige kationen met toenemende temperatuur relatief steeds sterker adsorberen ten opzichte van eenwaardig Na (NVOE/IF Technology, 2004). Doordat Ca bij toenemende temperatuur sterker adsorbeert zal de neerslag van calciet bij hogere temperaturen enigszins beperkt worden (Willemsen, 1990). Daarnaast is in een andere studie ook opgemerkt dat ammonium (NH_4^+) en tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) preferent desorberen bij verhoging van de temperatuur (Griffioen and Appelo, 1993).



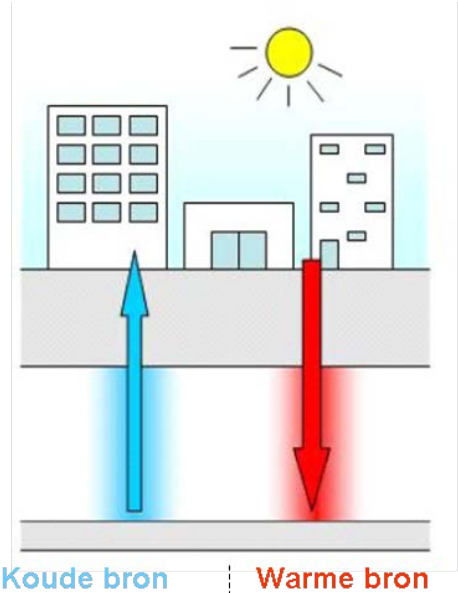
figuur 6.2 **Invloed van temperatuur op sorptie van gechloreerde methanen aan actieve kool (Chiang et al., 2001)**

6.2 Effect van andere factoren op de geochemische processen bij WKO

Naast het directe effect van temperatuur op geochemische processen binnen een WKO systeem, zijn er ook fysische en geochemische processen (figuur 6.3) die van invloed kunnen zijn, met name:

- Menging;
- Gasdruk variatie;
- Aquifer-grondwater interactie;
- Interactie met grondwater buiten het WKO systeem .

Deze processen zijn niet specifiek voor WKO, maar kunnen mogelijk wel belangrijk zijn voor de te verwachten grondwaterkwaliteitverandering.



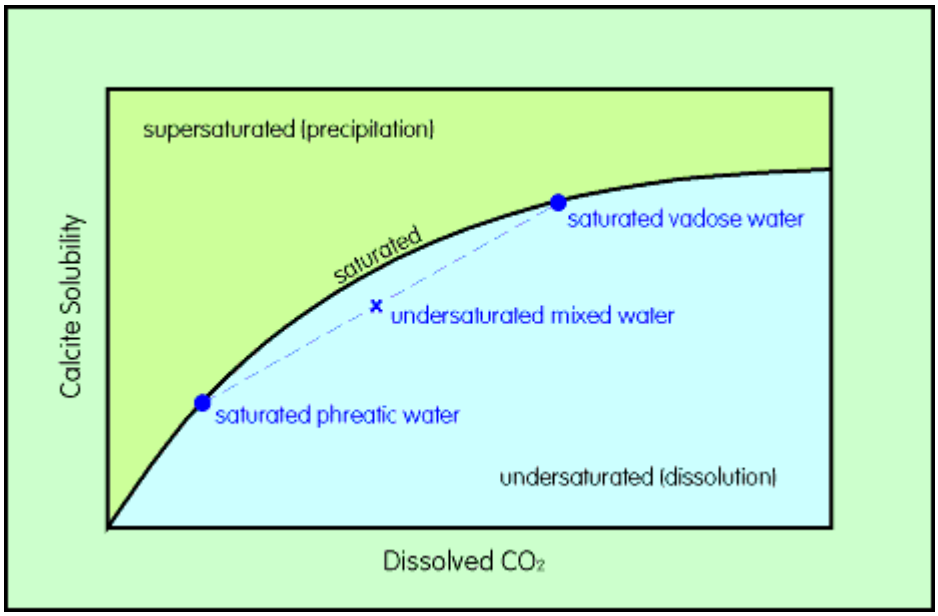
figuur 6.3 **Overzicht van voornaamste geochemische processen in WKO systemen die de grondwatersamenstelling beïnvloeden op basis van eerdere onderzoeken. Oplossing en neerslag van kalk en silica treden vooral bij opslag in systemen met hoge temperaturen (>50 °C)**

In grondwater zijn met de diepte vaak concentratiegradiënten aanwezig, ook binnen eenzelfde watervoerend pakket. Naar mate een aquifer heterogener is en het sediment reactiever (bv. (Hartog et al., 2002)) zal dit tot een uitgesprokener stratificatie van het grondwater leiden. Afhankelijk van het type gradient waarover wordt gemengd zijn er verschillende geochemische reacties te verwachten. De mate waarin WKO-systemen verschillende watertypen mengen hangt zowel af van de filterlengte waarover gemengd wordt als van de reactiviteit van de aquifer sedimenten. In een recent advies van de Technische Commissie Bodembescherming werden er een aantal verschillende type gradienten benoemd (TCB, 2009):

1. redoxgradiënten
2. antropogeen veroorzaakte verontreinigingen
3. chloridegradiënten (zoet-zout menging)
4. pH- en hardheidgradiënten.

Daar waar natuurlijke concentratiegradiënten in bodem en grondwater over een filterlengte gemengd worden, kunnen geochemische reacties leiden tot verandering van de samenstelling van het grondwater in de WKO. De effecten van het mengen van water in ontrekkingsputten in WKO systemen zijn vergelijkbaar met de effecten die worden waargenomen bij drinkwaterwinningsputten, inclusief verstoppingseffecten (Hoofdstuk 9). WKO systemen onderscheiden zich door het feit dat het opgepompte gemengde grondwater vervolgens nabij weer geïnjecteerd wordt. Naar de injectie van water tijdens ondergrondse wateropslag (Aquifer Storage and Recovery, ASR) is al veel meer onderzoek specifiek gericht op de geochemische kwaliteitsveranderingen (bv. Descourvières et al., 2010; Prommer and Stuyfzand, 2005). Hierbij wordt vaak oxisch water geïnjecteerd in anoxische aquifers en zijn de geochemische effecten daardoor groter dan bij WKO systemen waarin gemengd systeem-eigen grondwater geïnjecteerd wordt. Het mengen van grondwater over de genoemde gradienten wordt hieronder beschouwd op mogelijke geochemische effecten op de grondwatersamenstelling:

1. Redoxgradiënten
   Redoxreacties kunnen plaatsvinden in grondwater en in de interactie met sediment. In de praktijk probeert men te voorkomen dat ondiep nitraathoudend en dieper ijzerhoudend grondwater gemengd wordt (TCB, 2009). Menging over deze en andere contrasterende redoxcondities kan resulteren in de vorming van gasfasen (N_2, CO_2), biomassa en de neerslag van oxiden (MnOOH, FeOOH) die allen tot putverstopping kunnen leiden en dus technisch ongewenst zijn (Hoofdstuk 9). Daarnaast kunnen door de verschuiving van redoxcondities gereduceerde mineralen (bv. pyriet) gaan oxideren of mineraaloxides (bv. ijzeroxides) reduceren, waarbij sporeelementen en metalen gemobiliseerd kunnen worden (bv. (Descourvières et al., 2010)).
2. Verontreinigingsgradienten
   Verontreinigingen worden door menging versneld diep in het grondwatersysteem gebracht. Voor verontreinigingen waarvan de afbraak afhankelijk is van het aanwezig zijn van bepaalde redoxcondities (Hoofdstuk 13), kunnen door menging gunstiger dan wel minder gunstige redoxcondities voor afbraak ontstaan.
3. Chloridegradiënten (zoet-zout)
   Naast het intrinsieke effect van verzilting (Hoofdstuk 3) op onder andere de gebruikswaarde van grondwater en het effect van verhoogde ionsterkte op mineraalevenwichten (zoals eerder beschreven) kan de verhoogde sulfaatconcentratie die met verzilting gepaard gaat, leiden tot verschuiving van de redoxtoestand richting sulfaatreductie. Daarnaast kunnen er kationen gedesorbeerd worden van uitwisselingsplaatsen door de hogere natriumgehaltes in zout/brak water.
4. pH- en hardheidgradiënten
   Menging van grondwater met verschillende hardheden kan leiden tot het neerslaan of oplossen van kalk. Zoals eerder beschreven, heeft een hogere temperatuur hierop een versterkend effect. Naast de aanwezigheid van kalk in aquifersediment is met name ook de CO_2 spanning in grondwater van invloed op de pH en hardheid van grondwater. Daarnaast zijn in grondwater vaak variable, maar hoger dan atmosferische CO_2 spanningen aanwezig. (Appelo and Postma, 1993). Bij menging van grondwaters met verschillende CO_2 spanning en gelijke temperatuur treed er netto altijd een onderverzadiging van kalk op (figuur 6.4).



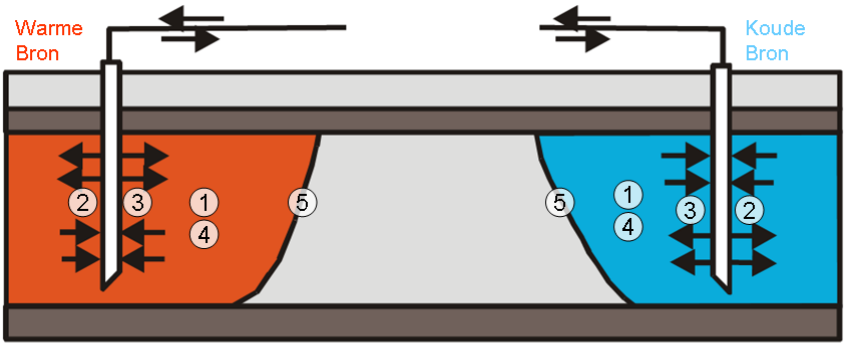
figuur 6.4 Illustratie van de relatie tussen oplosbaarheid van calciet en CO_2 spanning, waar het optreden van netto onderverzadiging voor calciet bij menging uit blijkt

In de modelstudie van (Palmer et al., 1992) worden in detail de mogelijke effecten van CO_2 gasdrukveranderingen in WKO systemen op het kalkevenwicht beschreven. In figuur 6.1 is te zien dat verlaging van de CO_2 spanning bij gelijkblijvende temperatuur tot kalkneerslag leidt. Deze effecten worden ook door (Willemsen and Appelo, 1985) beschreven voor labexperimenten met veertien Nederlandse grondwaters. Gasdruk verlaging met name te verwachten bij de ontrekkingsput. In de praktijk wordt dan ook getracht dit te voorkomen door aanpassing van het ontwerp en is het optreden van putverstopping (Hoofdstuk 9) door ontgassing niet als zodanig geconstateerd.

6.3 Conclusies en Aanbevelingen

Hierboven zijn de factoren beschreven die tot beïnvloeding van geochemische processen tijdens WKO leiden. Voor de monitoring van de effecten van geochemische processen op veldlocaties is het van belang dat de locatie en timing van monitoring wordt afgestemd op waar en wanneer tijdens de injectie cycli de effecten te verwachten zijn. Figuur 6.5 geeft een schematisch beeld van waar verschillende factoren tot geochemische reacties kunnen leiden.
Op basis van de beschouwde literatuur lijkt er nauwelijks effect te zijn op de macrochemie van het grondwater door temperatuursveranderingen in WKO systemen met lage temperatuur (<25 °C). In deze literatuur is echter het effect op sporenelementen onderbelicht gebleven. Bij lage temperaturen zullen vooral effecten door menging te verwachten zijn. Naast menging van verschillende grondwaterkwaliteiten in de ontrekkingsput vindt er ook langs de randen van de geïnjecteerde watervolumes menging plaats van de gradienten tussen het van samenstelling veranderde gemengde grondwater binnen het WKO systeem en het grondwater buiten het WKO systeem.

Als in de oorspronkelijke grondwatersamenstelling sprake is van een significante verticale variatie, dan kunnen er bij de injectie tussen het gemengde grondwater en het aquifer sediment afwijkingen in mineraalevenwichten en verschillen in redoxcondities ontstaan met geochemische processen tot gevolg. Het effect van mengen van grondwater met vertikale gradienten kan beschouwd worden door het modelleren van reactief transport. Om effecten van geochemische processen op de grondwatersamenstelling bij WKO milieukundig te kunnen beschouwen horen naast hoofdelementen ook sporenelementen en metalen in het analysepakket opgenomen te worden.



1. Temperatuur
2. Menging
3. Gasdruk variatie
4. Aquifer-Grondwater interactie
5. Interactie met grondwater buiten WKO

figuur 6.5 **Schematisch beeld van factoren die tijdens WKO tot geochemische kwaliteitsveranderingen in grondwater kunnen leiden**

De belangrijkste kennishiaten op het gebied van de geochemie zijn:

- De invloed van WKO op sporenelementen is nog onvoldoende onderzocht. Binnen MMB worden bij de pilotprojecten metingen uitgevoerd, waarbij ook de op sporenelementen zal worden geanalyseerd;
- Menging van grondwater van verschillende dieptes kan aanleiding geven tot reacties tussen het gemengde water en het bodemmateriaal, met name als sprake is van sterke verticale variatie van de grondwaterkwaliteit. Dit aspect is tot op heden onderbelicht gebleven. In het onderzoeksprogramma van MMB is vooralsnog geen rekening gehouden met dit aspect. Wel wordt hier aandacht aan besteed in het BTO-project Effecten van Bodemenergie, waarbij metingen worden verricht bij 3 WKO-systemen. De onderzoekers van MMB en van het BTO-porject hebben afgesproken onderzoeksgegevens uit te wisselen.

6.4 Literatuur

Appelo, C.A.J. and Postma, D., 1993. Geochemistry, Groundwater and Pollution. Balkema, Rotterdam, 536 pp.

Blair, S.C., Kannberg, L.D. and Deutsch, W.J., 1984. Laboratory permeability measurements in support of an aquifer thermal energy storage site in Minnesota, US symposium on rock mechanics, Evanston, IL, USA, pp. 9.

Brielmann, H., Griebler, C., Schmidt, S.I., Michel, R. and Lueders, T., 2009. Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. Fems Microbiology Ecology, 68(3): 273-286.

Brons, H.J., Griffioen, J., Appelo, C.A.J. and Zehnder, A.J.B., 1991. (Bio)Geochemical Reactions in Aquifer Material from a Thermal-Energy Storage Site. Water Research, 25(6): 729-736.

Chiang, Y.-C., Chiang, P.-C. and Huang, C.-P., 2001. Effects of pore structure and temperature on VOC adsorption on activated carbon. Carbon, 39(4): 523-534.
Descourvières, C., Hartog, N., Patterson, B.M., Oldham, C. and Prommer, H., 2010. Geochemical controls on sediment reactivity and buffering processes in a heterogeneous aquifer. Applied Geochemistry, 25(2): 261-275.

Deutsch, W.J.W.-C., Seattle, WA (United States)], 1998. Groundwater geochemistry: Fundamentals and applications to contamination. Other Information: PBD: 1998. Lewis Publishers, Boca Raton, FL (United States), Medium: X; Size: 232 p. pp.

Griffioen, J. and Appelo, C.A.J., 1993. Nature and extent of carbonate precipitation during aquifer thermal energy storage. Applied Geochemistry, 8(2): 161-176.

Hartog, N., Griffioen, J. and Van der Weijden, C.H., 2002. Distribution and reactivity of O_2-reducing components in sediments from a layered aquifer. Environmental Science and Technology, 36(11): 2338–2344.

Holm, T.R., 1986. Groundwater Geochemistry of Aquifer Thermal-Energy Storage. Abstracts of Papers of the American Chemical Society, 192: 77-GEOC.

Holm, T.R., Eisenreich, S.J., Rosenberg, H.L. and Holm, N.P., 1987. Groundwater Geochemistry of Short-Term Aquifer Thermal Energy Storage Test Cycles. Water Resources Research, 23(6): 1005–1019.

Hoyer, M., Hallgren, J., Eisenreich, S. and Sterling, R., 1994. Field-Test Results of Aquifer Thermal-Energy Storage at St-Paul, Minnesota. Journal of Energy Engineering-Asce, 120(2): 67-85.

Jenne, E.A.P.N.L., Richland, WA (United States)), Andersson, O.V.V.A., Malmo (Sweden)) and Willemsen, A.I.T., Arnhem, (Netherlands)), 1992. Well, hydrology, and geochemistry problems encountered in ATES systems and their solutions, Intersociety energy conversion engineering conference, San Diego, CA (United States), pp. Medium: ED; Size: Pages: (20 p).

NVOE/IF Technology, 2004. Temperatuureffecten op grondwaterkwaliteit. Samenvatting bestaande kennis., Rapport in opdracht van NOVEM.

Palmer, C.D., Blowes, D.W., Frind, E.O. and Molson, J.W., 1992. Thermal Energy Storage in an Unconfined Aquifer 1. Field Injection Experiment. Water Resources Research, 28(10): 2845–2856.

Palmer, C.D. and Cherry, J.A., 1984. Geochemical reactions associated with low-temperature thermal energy storage in aquifers. Canadian Geotechnical Journal, 21: 475-488.

Parr, A.D., Molz, F.J. and Melville, J.G., 1983. Field Determination of Aquifer Thermal-Energy Storage Parameters. Ground Water, 21(1): 22-35.

Perlinger, J.A., Almendinger, J.E., Urban, N.R. and Eisenreich, S.J., 1987. Groundwater Geochemistry of Aquifer Thermal Energy Storage: Long-Term Test Cycle. Water Resources Research, 23(12): 2215-2226.
Prommer, H. and Stuyfzand, P.J., 2005. Identification of Temperature-Dependent Water Quality Changes during a Deep Well Injection Experiment in a Pyritic Aquifer. Environmental Science & Technology, 39(7): 2200-2209.

Sowers, L., York, K.P. and Stiles, L., 2006. Impact of Thermal Buildup on Groundwater Chemistry and Aquifer Microbes, EC STOCK2006-The Tenth International Conference on Thermal Energy Storage.

Stumm, W. and Morgan, J.J., 1970. Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience, New York, 853 pp.

TCB, 2009. Advies Duurzaam gebruik van de bodem voor warmte- koudeopslag. In: R.O.e.M. Minister van Volkshuisvesting (Editor). Technische commissie bodem.

Willemsen, A., 1990. Geochemistry and environmental effects of heat storage in aquifers. In: J.C. Hooghart and C.W.S. Posthumus (Editors), Hydrochemistry and energy storage in aquifers: Technical meeting 48. TNO, Ede, The Netherlands, pp. 31 - 45.

Willemsen, A. and Appelo, C.A., 1985. Chemical reactions during heat storage in shallow aquifers in the Netherlands: laboratory experiments and geochemical modelling, Hydrogeology in the Service of Man. IAHS, Cambridge, pp. 68-78.

7 Effecten op ondergrondse microbiologie

Shakti Lieten

7.1 Introductie

In dit hoofdstuk ligt de nadruk op het effect van het toepassen van warmte en koude opslagsystemen (WKO) op de ondergrondse microbiologie (bodemecologie). De bodemecologie is verantwoordelijk voor het uitvoeren van verschillende functies van de bodem die belangrijk zijn voor mens en milieu. Het beïnvloeden van de bodemecologie door WKO kan gevolgen hebben voor deze functies en is daarom een maatschappelijk relevant thema om te onderzoeken.

Met betrekking tot gebieden waar WKOs toegepast (gaan) worden zijn de volgende ecologische aspecten van belang:

- Bufferende werking van de ecologie om de natuurlijke condities te herstellen;
- Zuiverende werking ten aanzien van anthropogene stoffen (afbraak van verontreiniging);
- Nadelige effecten zoals biofouling (putverstopping tijdens het combineren van saneren en putverstopping);
- Aanwezigheid van pathogenen en mogelijke risico's op pathogenen verspreiding door toepassing WKO.

Het toepassen van WKOs kan een effect hebben op de bodemecologie wat zijn weerslag kan hebben op de grondwaterkwaliteit en werking van het WKO systeem zelf. Het effect van het toepassen van een WKO wordt mogelijk veroorzaakt door verandering in temperatuur van het grondwater, verandering in grondwaterstroming resulterend in menging van verschillende grondwaterlagen, verzilting en effecten door toevoeging van hulpstoffen aan bodem bij putregeneratie. In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op de effecten van verandering in temperatuur en grondwaterstroming. Effecten door verzilting komen in hoofdstuk 3 aan bod. Effecten op de afbraak van verontreinigingen worden in hoofdstuk 13 besproken. De groei van bacteriën nabij/in onttrekking- en infiltratieputten worden in hier niet behandeld maar de oorzaken van putverstopping worden in hoofdstuk 9 beschreven.

Het grootste gedeelte van de WKO systemen in Nederland opereert tussen 6 en 30°C. Bij deze systemen zijn de afgelopen jaren veel fysische en chemische metingen uitgevoerd. In relatie tot het effect van WKO op de biologie/ecologie zijn hierin op beperkte schaal metingen uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt een samenvatting van de huidige kennis gegeven. De daadwerkelijk gemeten temperatuursverschillen tussen de warme- en koudebronnen van open WKO systemen overschrijden zelden de 10°C. Uit meetgegevens van 67 WKO projecten in Nederland blijkt dat in de praktijk gemiddeld 3,8°C temperatuursverschil wordt gehaald tussen de warme en koudebronnen tijdens koudelevering en 4,3°C tijdens warmtelevering (Koenders, 2007). Het gaat hierbij om temperaturen net boven en net onder de natuurlijk grondwatertemperatuur. In Nederland zijn slechts een paar systemen aanwezig waar hoge temperaturen worden opgeslagen. In gesloten WKO systemen komen direct naast de bodemlussen grotere temperatuurveranderingen voor dan bij de meeste open WKO systemen. Voor de open WKO systemen wordt tot op heden beleidsmatig de temperatuursgrens van 25°C tot maximaal 30°C aangehouden. Door het toepassen van hogere temperatuuropslagsystemen is een hogere energierendement haalbaar. Daarom is het belangrijk om het effect op de ecologie door grote verschillen in temperatuur van het grondwater te onderzoeken.

De vraagstelling is dan ook wat de effecten zijn op de microbiële ecologie (samenstelling populaties, activiteit, voorkomen van pathogenen) als gevolg van de verandering in temperatuur en eventueel transport door de bodem als gevolg van menging.

7.2 Huidige kennis

In dit hoofdstuk worden de algemene effecten van temperatuur op bacteriën in de bodem en het effect van diepte op de microbiële biodiversiteit besproken. In diverse onderzoeken is het effect van de temperatuur (tijdens het in bedrijf zijn van WKO systemen) op de microbiële samenstelling van het grondwater op praktijklocaties onderzocht. Hier volgt een samenvatting van de belangrijkste informatie uit de literatuur. Verder is in de literatuur aangegeven dat laboratoriumresultaten aanzienlijk kunnen afwijken van de praktijksituatie in het veld. In een experiment van Matthes en Pekdeger blijkt dat bacteriën die normaalgesproken bij 120°C kunnen groeien in het laboratorium slechts tot 70°C konden overleven (Matthes en Pekdeger 1981). Het is van belang om dit aspect in het achterhoofd te houden bij het vertalen van laboratoriumresultaten naar de praktijk.

7.2.1 Algemene biodiversiteit in de bodem

Als men de term bodemleven gebruikt bedoelt men vaak de organismen in eerste paar centimeter van de bodem. Hier bevindt zich de grootste dichtheid aan bodemleven (Notenboom & Van Beelen 1991). Meer Met Bodemenergie is vooral geïnteresseerd in de diepere ondergrond, omdat vrijwel alle WKO-systemen dieper dan 20 m-mv worden geplaatst.

In de bodem neemt de biomassa dichtheid (Dinkla 2008) en activiteit (Nadelhoffer *et al.* 1991) meestal sterk af met toename in diepte. Deze afname is sterk gecorreleerd aan afname in beschikbaar koolstof met toenemende diepte (Allison *et al*. 2007, Fierer *et al.* 2003) en de lagere C:N verhouding van de beschikbare substraten (Nadelhoffer *et al.* 1991). Volgens diverse onderzoekers hebben vooral aspecten als hoeveelheid assimileerbaar koolstof en aanwezigheid van nutriënten een groot effect op de hoeveelheid biomassa en de biodiversiteit (Van de Weiden & Willemsen 1991, Fierer *et al.* 2003, Haak 1984). Volgens Brons is slechts 1% van de totale hoeveelheid organische koolstof biologisch beschikbaar (van der Weiden&Willemsen 1991, Brons 1992). Hicks en Stewart geven aan dat de groei en activiteit van bodem micro-organismen afhankelijk is van de porositeit van de bodem, beschikbaarheid van nutriënten, redoxcondities, pH, temperatuur en binding van bacteriën aan bodemdeeltjes. Indien dynamiek wordt aangebracht in de bodem kan dit leiden tot verandering in bovengenoemde omstandigheden (Hicks&Stewart 1988). Een vermindering van nutriënten in het grondwater leidt echter niet onmiddellijk tot een vermindering van het aantal vrije bacteriën in het grondwater (Heidemij 1986).

Zhou *et al.* (2002) hebben onderzoek uitgevoerd waarbij de microbiële populatiesamenstelling (op basis van RFLP) in 29 verschillende bodemmonsters van vier geografisch verschillende gebieden met elkaar werd vergeleken. Uit de resultaten bleek dat in koolstofarme bodemlagen meer competitie optreedt tussen de verschillende micro-organismen terwijl in koolstofrijke bodemlagen een hoge diversiteit werd waargenomen die niet door competitie tot stand komt. Dit beeld was onafhankelijk van diepte of waterverzadigingsgraad. De mate van diversiteit wordt mogelijk veroorzaakt door ruimtelijke isolatie (aanwezigheid van niches) en de heterogene aanwezigheid van verschillende substraten (Zhou *et al.* 2002, Hansel *et al.* 2008). Dit betekent dat mengen van grondwater, zoals dat in open WKO-systemen gebeurt, kan leiden tot een verstoring van heterogeniteit en diversiteit van microbiële populaties. Hansel geeft in zijn onderzoek ook aan dat er duidelijke verschillen zijn in microbiële diversiteit en aanwezigheid van functionele genen in verschillende lagen van de bodem. De functionele eigenschappen van de verschillende lagen van het bodemprofiel zoals ijzerreductie of ammonium oxidatie verschillen daardoor sterk (Hansel *et al.* 2008).

Opgeloste kationen verminderen de afstotingskrachten van de korreloppervlakken. Bacteriën zijn negatief geladen. In lemige bodems met hoge kationenconcentraties kunnen bacteriën daarom sterk aan de bodem adsorberen en daardoor mogelijk met een factor 500 vertraagd worden ten opzichte van de grondwaterstroming (Haak 1984). In het proefschrift van Foppen wordt aangetoond dat door de aanwezigheid van opgelost organisch materiaal (van bijvoorbeeld een afvalwaterzuivering) de hechting van *E. coli* en virussen veel minder is dan wanneer er geen opgelost organisch materiaal aanwezig is. Het betreft een verminderde hechting van 2 tot 80 keer, afhankelijk van de verdere chemische samenstelling van het water (Foppen 2007). Volgens Haak zijn er *E. coli* stammen waargenomen die tot meer dan 120 dagen in een betreffende aquifer in leven blijven. De variatie in hechtingsefficiency kan binnen een bepaalde *E. coli* populatie met een factor 100 verschillen, doordat er zowel langzaam als snel hechtende *E. coli* aanwezig zijn (Foppen 2007).

Theoretisch gezien leidt een verhoging van elke 10°C tot een factor 2 toename van de biologische activiteit (Arrhenius plot, Schlegel 1986). Onderzoeken in de praktijk laten echter zien dat deze theoretische waarden niet worden gerealiseerd. De reden is dat de temperatuur in de praktijk vaak niet de beperkende factor is voor de microbiologische groei maar de beschikbaarheid van organisch koolstof dat voor de micro-organismen bruikbaar is. Wel kunnen bij hogere temperaturen (>45°C) organische stoffen worden vrijgemaakt uit de bodemmatrix, wat de microbiologische groei zou kunnen stimuleren (Brons et al. 1991). Bij kolomexperimenten in het temperatuur bereik 10-30°C kon extra mobilisatie van organische stof niet worden aangetoond (Brons, 2009, persoonlijke communicatie). Elke bacterie heeft zijn eigen optimumtemperatuur en temperatuurrange waarbinnen deze kan groeien/overleven. De bacteriën kunnen ingedeeld worden in psychrofielen (groeioptimum bij 10-15°C), mesofielen (groeioptimum bij 20-40°C) en thermofielen (groeioptimum >50°C). Hoewel bacteriën binnen een grote temperatuursrange kunnen leven is voor veel bodembacteriën een verandering in temperatuur van 14°C naar 23°C een kritische (Sowers *et al.* 2006). Verandering in temperatuur heeft daarom meer effect op de bacteriële samenstelling dan op de totale hoeveelheid biomassa (Hoj *et al.* 2008). Hoj toont middels DGGE aan dat de relatieve hoeveelheid en diversiteit van de methanogene archeae toe neemt met een verandering in temperatuur. Er treedt een verschuiving van de populatie op. Op sommige groepen (*Methanoseata*) was er een direct effect van de toename in temperatuur terwijl er bij andere soorten (*Methanosarcina*) geen effect was of juist een indirect effect ten gevolge van andere parameters zoals de aan- of afwezigheid van substraat of nutriënten. Deze andere parameters controleerden in deze gevallen de verschuiving in populatie (Hoj *et al.* 2008). In een veen monster met lage pH uit Noord Finland bleek echter geen verandering in de populatie archaea op te treden (Hoj *et al.* 2008). Het effect is dus onder meer afhankelijk van de samenstelling van het bodemtype.

Brielman *et al.* (2009) toonden geen significante effecten aan in de totale hoeveelheid en activiteit van de aanwezige bacteriën wanneer de grondwatertemperatuur werd gevarieerd tussen 8,5°C en 18°C. In de biodiversiteit werden echter wel veel verschillen gemeten (zowel afname als toename), tussen de verschillende monitoringsfilters waar sprake was van een verschil in temperatuur (Brielman *et al.* 2009). De biodiversiteitsmetingen werden uitgevoerd middels TRFLP (terminal restriction fragment length polymorphism). In onderzoek uitgevoerd door Blume bij koude opslag (Blume *et al.* 2002) blijkt dat de microbiële activiteit met 83% toenam tijdens de zomermaanden bij een temperatuurstijging van 3°C naar 20°C, de temperatuursverandering had geen effect op de totale hoeveelheid biomassa. In onderzoek uitgevoerd door Norris op bodem uit Yellowstone National park zijn verschuivingen in DGGE patronen waargenomen bij verandering in temperatuur (temperatuursverandering van 35°C tot 65°C). Deze sterke verandering in DGGE patroon (afname in diversiteit) was bij bijvoorbeeld 50°C na een week zichtbaar en stabiliseerde zich na drie weken (Norris *et al.* 2002).

Het is vaak niet één bacteriesoort die verandert (toe of afneemt) maar een veranderende bacteriesamenstelling die de stress van opwarming of afkoeling kan weerstaan (Haak 1984). Bacteriën kunnen hun lipidestructuur (tot op zekere hoogte) zodanig aanpassen dat ze hoge of lage temperaturen kunnen doorstaan (Haak 1984, Zogg *et al.* 1997).

Het binnendringen van nutriëntenrijk water in het (warmte of koude) opslaggebied kan ook leiden tot groei van micro-organismen. Volgens Ayuso heeft een lekstroming tussen het oppervlaktewater en het freatisch water een groot effect op de samenstelling van microbiële populaties in het diepere grondwater. Analyses zijn uitgevoerd op basis van DAPI (een kleurtechniek voor microscopie) en BART groeianalyses (activiteitstesten) (Ayuso et al. 2009). Verder heeft Ayuso onderzoek gedaan naar het effect op aantallen en samenstelling van de bacteriële populatie ten aanzien van de diepte en verandering in seizoen. Er is geen correlatie vastgesteld tussen de totale hoeveelheid bacteriën en de diepte (bodemlaag) of het seizoen. Alleen voor de sulfaat reducerende bacteriën (SRB) bleek er een significante toename in aantallen in de zomer en winter van 2004 in vergelijking met de zomer en winter van 2003. Daarnaast bleek er een duidelijke correlatie tussen de neerslag twee maanden voor monstername en de verandering in microbiële populatiesamenstelling en de totale hoeveelheid bacteriën (Ayuso et al. 2009).

Uit het bovenstaande blijkt dat er vooral verandering in bacteriële populatiesamenstelling is waargenomen als gevolg van verandering in temperatuur. Deze verandering treedt snel op en stabiliseert vervolgens. De theoretische toename van de bacteriële activiteit met een factor twee met elke 10°C temperatuur toename is in de praktijk niet vaak aangetoond, doordat niet de temperatuur maar de beschikbaarheid van (bruikbaar) organisch koolstof beperkend is.

7.2.2 Effect op totale hoeveelheid biomassa en biologische activiteit gemeten in WKO-projecten

De soorten bacteriën die in een WKO-systeem worden aangetroffen zijn sterk afhankelijk van de (redox)omstandigheden van het watervoerend pakket. Daarom is kennis van de chemie van het systeem belangrijk om een uitspraak te doen over de aanwezige bacteriën en het effect van verandering in de chemische samenstelling van het grondwater (Haak 1984).

Een zeer interessante studie is de langdurige monitoring van een WKO-project bij het Richard Stockton College in New Jersey. Het onderzoek is de loop der jaren onder andere uitgevoerd door Sowers, York en Stiles (Sowers *et al.* 2006). Dit gesloten WKO-systeem (warmtewisselaar) is in 1993 geplaatst en sinds 1994 in bedrijf. Het systeem reikt tot een diepte van 130 m-mv. Het is een gesloten systeem dus het effect dat in het grondwater waargenomen wordt is het effect van temperatuursverandering en niet van menging van verschillende waterlagen er van uitgaande dat de doorboorde slecht doorlatende bodemlagen goed zijn afgedicht. Het WKO-systeem doorkruist drie verschillende watervoerende lagen (Upper Cohansey, Lower Cohansey en Rio Grande water bearing zone).

In het Stockton project zijn tussen 1995 en 2005 metingen verricht waarbij het effect op de bacteriële populatie is vastgelegd. De totale hoeveelheid bacteriën is bepaald op basis van microscopie en de microbiële diversiteit is bepaald op basis van kweek bij 14°C, 23°C en 37°C en op basis van de morfologie. Uit de resultaten van 1995 (York *et al.* 1998) blijkt dat er bij een toename in temperatuur een (geringe) toename in totale hoeveelheid bacteriën (biomassa) plaatsvindt, de resultaten zijn vergeleken met controle monsters van peilbuizen gelegen buiten het beïnvloedde / thermisch gebied.

De toename in temperatuur vanwege de WKO-installatie (verandering in temperatuur van 12°C tot 28°C) was groter dan de toename als gevolg van de seizoenen. Dit geldt zowel voor de zomer als voor de winter. Opvallend was dat er in de diepere waterlagen (Rio Grande water bearing zone) nagenoeg geen toename in totale hoeveelheid bacteriën werd waargenomen maar er toch een verandering in de kweekbare bacteriepopulatiesamenstelling optrad. Vooral in de diepere waterlaag (Rio Grande bearing zone) was er geen significante toename in totale hoeveelheid biomassa. Wel was er een duidelijke toename in het aantal kweekbare bacteriën (York et al. 1998). In deze laag was het totale aantal bacteriën hoger dan in de ondiepere waterlaag (Upper Cohansey). De onderzoekers verwachten dat de toename in aantallen een plaatselijk effect is. Dit baseren ze op soortgelijk onderzoek van Sowers (Sowers *et al.* 1997) waarbij is aangetoond dat het thermisch effect een lokaal effect is en dat het effect afneemt naarmate men verder van het thermisch beïnvloede veld komt. Dat er geen toename in totale biomassa en activiteit optreedt wordt mogelijk veroorzaakt doordat in het grondwater niet of nauwelijks assimileerbaar organisch koolstof aanwezig is waardoor de bacteriën zich niet kunnen ontwikkelen (York *et al.* 1998). Dit effect is ook in andere studies vastgesteld (Van der Weiden&Willemsen 1991).

De temperatuur van het grondwater in Stockton is ongeveer met 1°C per jaar toegenomen. In 10 jaar tijd heeft een opwarming van 11°C plaatsgevonden (Sowers *et al.* 2006). De dichtheid aan/hoeveelheid biomassa in de Upper Cohansey gemeten in 2004 was lager dan de aantallen gemeten in 1996 (York *et al.* 1997). Opvallend is dat er in 2004 tussen de monitoringspunten onderling geen verschil in totale hoeveelheid biomassa is waargenomen (wel verschil in temperatuur), dit was in 1995 wel het geval, na opstart van het systeem, (zie bovenstaande alinea voor meer informatie). Wel is er in 2004 een verandering in populatiesamenstelling tussen de warme en de koude zones waargenomen (Sowers *et al.* 2006). Na verloop van tijd (Sowers *et al.* 2006) vindt er in de Stockton WKO installatie dus geen toename plaats van de dichtheid aan biomassa, op basis van metingen uit dezelfde peilbuizen in de loop der tijd, wel is er een verandering in bacteriële populatiesamenstelling.

Schaetzle en onderzoekers hebben in hun onderzoek in de koude WKO-installatie in Alabama aangetoond dat de totale hoeveelheid bacteriën afnam met een afname in temperatuur en dat het aantal weer toenam wanneer de temperatuur weer werd verhoogd (Winters 1992; Schaetzle *et al.* 1989).

Theoretisch gezien leidt een toename van elke 10°C tot een factor 2 in toename van de biologische activiteit. Maar de meetresultaten van een warmte-opslag in Bunnik toont geen verhoogde microbiële activiteit ondanks dat het grondwater tot 30°C is verwarmd (Heidemij 1987). Dit komt doordat er geen/nagenoeg geen assimileerbaar koolstof aanwezig is, wat geldt voor de meeste Nederlandse bodems waar een WKO-systeem wordt geplaatst (Van der Weiden&Willemsen, 1991).

In een studie in een gesloten experimentele opstelling van een recirculatiesysteem (MBB project Duitsland), uitgevoerd door onder andere Adinolfi en Ruck, blijkt geen biofouling, geen groei van pathogenen noch een sterke toename in totale biomassa op te treden. Adinolfi draagt als reden een tekort aan nutriënten aan, het rondegepompte grondwater wordt namelijk niet ververst. Indien het grondwater wel ververst zou worden en het grondwater veel nutriënten bevat is het wel mogelijk dat (ongewenste) bacteriële groei optreedt, dit hebben ze echter niet in de praktijk kunnen testen (Adinolfi&Ruck 1992).

Blume heeft grond en grondwater bij 3°C en 20°C geïncubeerd, voor de betreffende WKO respectievelijk de winter en zomer temperatuur van het grondwater. Middels incorporatie van 3H gelabeld acetaat is vastgesteld dat een lage temperatuur leidde tot een afname in activiteit. Middels PLFA is vastgesteld dat een lagere temperatuur geen effect had op de totale hoeveelheid biomassa (Blume *et al.* 2002).

- Stockton, New Jersey, Verenigde staten (Sowers, York, Stiles)
  Gesloten systeem (warmtewisselaar). In een periode van 10 jaar een toename in temperatuur van 11°C. Meetpunten: referentie (14°C), nabij warme bron (37°C) en op enige afstand van warme bron (23°C)

- Messerschmitt-BolkowBlohm (MBB), Universiteit Stuttgart, Duitsland (Adinolfi, Ruck)
  Grootschalige pilot (gebied van 1.050 m^3) koude/warmteopslag systeem in een afgesloten kunstmatige aquifer (grind met korrelgrootte van 8-16 mm). Metingen zijn uitgevoerd van 1985 tot 1991. Verandering in de temperatuur gedurende het experiment was van 3°C tot 55°C. Verschil in temperatuur tussen de twee meetpunten was meestal 1,2°C. Analyses zijn uitgevoerd op oa. coliformen.

  Gedurende 15 weken is een grootschalig kolomexperiment uitgevoerd met water uit de MBB pilot. De temperatuur is opgevoerd van 18°C tot 70°C (1e 15 weken 23°C daarna 2 weken 40°C en vervolgens 50°C en als laatste test 70°C. Het uittredend water was in alle gevallen 20°C). Analyses zijn uitgevoerd op o.a. *Pseudomonas*, *Flavobacter*, *Acinetobacter*, *Spirillum*, *Vibrio*, *Arthobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Actinomycetes*.

- SPEOS-Dorigny, Laussane, Zwitserland (Miserez, Jollien)
  Warmteopslag pilot in een zandige aquifer waarbij in de1e fase op 6 m-mv en 2e fase 26 m-mv het experiment is uitgevoerd. In een periode van 4 dagen is de temperatuur opgevoerd van 25°C tot 60°C. Er is *Legionella (pneumophila*) aan het grondwater toegevoegd. Er zijn microscopische analyses op kolonievormende eenheden en totale biomassa uitgevoerd. Bacteriën zijn gemeten in het grondwater en gehecht aan glasplaten gehangen in het grondwater.

- University of Alabama, Alabama, Verenigde staten (Hicks, Stewart, Schaetzle)
  Koudeopslag sinds 1982 met gemiddelde temperatuur van 6°C. Analyses uitgevoerd op pathogenen (*Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Campylobacter*, *Pseudomonas* aeroginosa, *Micobacterium* en *Legionella*). Ook analyses uitgevoerd op heterotrofen, denitrificeerders, sulfaat reducerende bacteriën en sulfaat oxiderende bacteriën.

- Beijum, Nederland (Heijdemij)
  Bodemwarmtewisselaar gerealiseerd in1983. Systeem geplaatst in 1e WVP (zeer fijn tot matig fijn leemarm zand). Warmte wordt geleverd door zonnecollectoren. In Beijum zijn glasplaten in het grondwater gehangen, deze zijn vervolgens bemonsterd. Metingen hebben plaatsgevonden tussen 1983 en 1986. Analyses uitgevoerd op *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio* en *Leptospira*. MPN (most probable number) en plate-count analyses uitgevoerd.

- Bunnik, Nederland (Van der Weiden en Willemsen)
  WKO-systeem gerealiseerd in 1984. Aquifer (1e WVP) bestaat overwegend uit grof zand. Voorafgaand aan de warmteopslag is drinkwater geïnfiltreerd (om neerslag van kalk bij verwarming tegen te gaan). Analyses zijn uitgevoerd op oa. *Bacillus*, *Flavobaterium*, *Arthobacterium*, *Acinetobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* en *Xantomonas*.

- Drie locaties in Nederland: Utrecht-Uithof, Utrecht-Jaarbeurs en Lelystad (Gerritse, Hannes, Van Oostrom, Hoekstra, Stuurman)
  Grondwater onderzocht van drie verschillende locaties waar WKO systemen zijn toegepast. Bemonstering van warmtebron, koudebron en referentiebron en uitvoeren van moleculaire analyses om specifieke groepen micro-organismen en functionele genen aan te tonen.

7.2.3 Effect op microbiële diversiteit in WKO projecten

In laboratoriumexperimenten in Duitsland bij Messerschmitt-BolkowBlohm (MBB) en een pilot in Zwitserland bij SPEOS-Dorigny is bij een toename in temperatuur (respectievelijk van 23°C naar 70°C en van 25°C naar 60°C) een verschuiving in samenstelling van bacteriële populaties aangetoond. In beide pilots bleef de totale hoeveelheid biomassa gelijk maar namen thermofiele bacteriën toe. In de koude zone zijn voornamelijk gram negatieven aangetroffen en in de warme omgeving waren 2 van de 8 aangetroffen thermofielen gram positief (Winters 1992, NVOE 2004, Adinolfi *et. al.* 1990, Miserez 1994, Schaetzle *et. al.* 1989, Heidemij 1983). Er is in deze projecten niet bepaald welke organismen precies voorkwamen (denitrificeerders, sulfaatreduceerders etc). In het onlangs door TNO gepubliceerd rapport (Gerritse *et. al.* 2010) is wel gekeken naar de verschillende functionele bacteriegroepen.

In Beijum in Groningen (Heidemij 1986) heeft ook veel onderzoek plaatsgevonden aan een gesloten WKO-systeem. Dit systeem was in 1983 geplaatst en warmt op tot 60°C in de nazomer en koelt af tot 25°C in het voorjaar. Microbiologische analyses zijn uitgevoerd door glasplaatjes in monitoringsfilters te hangen. Na de eerste periode van opwarming waren verschillen zichtbaar bijvoorbeeld de ontwikkeling van een kleine thermofiele populatie in nabij de warme zone. Daarnaast was er in de referentie veel biomassa en een grote diversiteit waargenomen terwijl in de andere twee monitoringsfilters in de warme zone (37°C en 46°C) er vooral een anorganische neerslag en slechts enkele bacteriën werden aangetroffen. Na de eerste koelperiode was de biomassa in de referentie (11°C) veel lager dan in twee filters in de warme zone.

In de filters in de warme zone waren thermofielen aanwezig en in de referentie niet. De diversiteit in het referentiefilter verschilde, na de afkoelperiode, weinig van de eerste meting. In de warme zone (46°C) waren meer bacteriën gegroeid dan in het verder stroomafwaarts gelegen filter (37°C).

In het Stockton project is een verandering in de microbiële populatiesamenstelling ten gevolge van het toepassen van het WKO systeem waargenomen, zie de vorige paragraaf. In dit project zijn gedurende 11 jaar metingen uitgevoerd. Gedurende deze 11 jaar is de temperatuur met ongeveer 1°C per jaar toegenomen. Uit de resultaten blijkt dat in 2005 nabij de warme bron meer kweekbare bacteriën voorkwamen. De bacteriën zijn opgekweekt bij 14°C, 23°C en 37°C. Van de gekweekte bacteriën was het merendeel van de bacteriën kweekbaar bij 23°C en 37°C. Ook zijn er in totaal 33 van deze kweekbare micro-organismen geïdentificeerd op basis van 16S Q-PCR. De microbiële populatiesamenstelling van 2005 verschilt met de samenstelling van 1997, zie onderstaande tabel. In 1997 zijn 20 soorten aangetoond en in 2005 zijn 13 soorten aangetoond. Vijf soorten bacteriën zijn zowel in 1997 als in 2005 aangetoond: Ralstonia, Pandoraea, Pseudomonas, Acidovorax en Arthrobacter. Er zijn ook soorten die of alleen in 1997 zijn aangetroffen of alleen in 2005. Er zijn drie soorten die alleen in 1997 zijn aangetroffen: Flavobacterium, Rhodococcus en Micrococcus. Terwijl de soorten Microbacterium en Cryptococcus alleen in 2005 zijn aangetroffen (Sowers *et al.* 2006).

tabel 7.1 Soorten bacteriën aangetroffen in de Stockton WKO installatie

Soorten bacteriën	Aantal in 1997	Aantal in 2005
Ralstonia	5	5
Pandoraea	3	1
Pseudomonas	2	2
Acidovorax	6	1
Arthrobacter	1	1
Flavobacterium	1	-
Rhodococcus	1	-
Micrococcus	1	-
Microbacterium	-	2
Cryptococcus (schimmel)	-	1

Bij een aardwarmte project in Cergy Pontoise is een symbiose aangetroffen tussen ijzer- en sulfaat-reducerende bacteriën bij 56°C en in een zoutmilieu (chloride concentratie 8.830 mg/l) waarbij sulfaatreducerende bacteriën sulfaat reduceren tot sulfide. Sulfide kan samen met ijzer (Fe^{2+}) neerslaan als FeS en FeS_2. Sulfide vorming kan in de praktijk leiden tot corrosie en neerslag van ijzersulfide (Haak 1984).

In het onderzoek uitgevoerd door Deltares in 2010 is, in tegenstelling tot eerder uitgevoerde projecten, wel gekeken naar de verschuiving in de aanwezigheid van functionele genen op locaties waar WKO installaties in bedrijf zijn (Gerritse *et al.* 2010). In dit onderzoek is het grondwater van drie verschillende WKO locaties in Nederland onderzocht: Provinciehuis Flevoland te Lelystad, Utrecht-Uithof en Utrecht-Jaarbeurs. Uit de resultaten blijkt dat de functionele bacteriegroepen (nitraat-reduceerders, ijzer-reduceerders en sulfaat-reduceerders) op alle locaties aanwezig zijn.

De diversiteit van de micro-organismen bij de WKO in Lelystad en Utrecht-Uithof lijkt in de referentiepeilbuizen het grootst. Zowel in de warme- als in de koudezones zijn weinig micro-organismen aangetroffen (Gerritse *et al.* 2010). Dit is mogelijk het effect van activiteiten zoals het regenereren van infiltratie- en onttrekkingsputten bij de WKOs waarbij chemicaliën worden gebruikt. Op basis van vervolg monitoringen (worden uitgevoerd in het kader van het Meer Met Bodemenergie project) kan meer inzicht verkregen worden in de correlatie tussen de groepen micro-organismen en de redoxomstandigheden.

7.2.4 Effect op pathogenen

In alle WKO-projecten die in het verleden zijn gemonitoord, is geen (toename in) pathogenen waargenomen (York *et al.* 1998, winters 1992, Brielman *et al.* 2009, Van de Weiden & Willemsen 1991, NVOE 2004). Hierbij is onder andere gedetecteerd op *Legionella*, *E. coli*, thermotolerante bacteriën, fecale streptokokken, *Salmonella* en *Shigella*. Dit geldt ook voor koude opslag systemen (Haak 1984, Hicks *et al.* 1989). Fecale organismen zoals *E. coli* zijn wel aangetroffen maar niet in sterk verhoogde aantallen ten opzichte van referentiemetingen gelegen buiten het beïnvloedde gebied. In Stockton zijn weinig bacteriën aangetroffen die optimaal groeien bij 37°C en er zijn geen fecale coliformen aangetroffen (York *et al.* 1998). Het blijkt zelfs dat de pathogenen in WKO-systemen in aantallen kunnen afnemen (Miserez 1994). Pathogenen die niet van nature ter plaatse in de bodem voorkomen hebben weinig kans op overleving. Ze worden weg geconcurreerd door de van nature aanwezige bacteriën (Haak 1984, Hicks *et al.* 1989, NVOE 2004).

Er is veel aandacht geweest voor het effect van WKO op de overleving van *Legionella*. Overleving en groei van *Legionella* wordt bij koude WKO-systemen vooral verwacht in de koelinstallaties (koeltorens). In het project in Alabama wordt opgemerkt dat in de overige koeltorens op het Universiteitscomplex (waar geen WKO-systeem aanwezig is) wel *Legionella* is aangetoond, maar dat in de koeltorens van het WKO-systeem juist geen groei van *Legionella* plaatsvond. Volgens Hicks komt dit door de lagere temperatuur en de kortere verblijftijd van het water in deze systemen (Hicks *et al.* 1989). In vergelijkbare systemen (warmtewisselaar, irrigatiesystemen) is tot op heden geen toename van *Legionella* aangetoond (Hicks & Stewart 1988). In het SPEOS experiment (Jollien *et al.* 1992) waarbij *Legionella* aan water uit het WKO-systeem was toegevoegd bleek het aantal *Legionella* binnen twee weken met een factor 10 af te nemen (incubatie bij 37°C) terwijl het aantal overige micro-organismen fors toenam (factor 3.000). *Legionella* kan dus niet goed concurreren met bacteriën die van nature voorkomen in grondwatersystemen (NVOE 2004, Winters 1992, Haak 1984, Hicks *et al.* 1989). In laboratoriumexperimenten bleek *Legionella* vooral bij 30°C-50°C goed te kunnen overleven. Deze experimenten zijn uitgevoerd met zowel gesteriliseerd als niet gesteriliseerd SPEOS water (Jollien *et al.* 1992, Miserez 1994). De groei van *Legionella* wordt verwacht bij temperaturen van 37°C. Jollien verwacht dat bij deze temperatuur *Legionella* mogelijk wel succesvol kan concurreren met de overige bacteriën en geeft aan dat onderzoek hiernaar belangrijk is. Ook is onderzoek naar de mogelijke desinfectie methodes nodig (Jollien *et al.* 1992). Echter zoals hierboven is aangegeven zijn tot op heden in de meeste WKO-projecten waarbij op pathogenen is gemonitoord geen toename in pathogenen waargenomen.

In Messerschmitt-BolkowBlohm is wel een toename in coliformen waargenomen met toename in temperatuur tot 37°C (NVOE 2004, Winter 1992, Adinolfi & Ruck 1990) waarbij moet worden opgemerkt dat het onderzoek is uitgevoerd in een kunstmatige aquifer gevuld met matig grof grind. In Nederland worden WKO-systemen vaak toegepast in zandige bodems, dit is in het algemeen vrij van pathogenen vanwege de filtrerende werking van het zandpakket (NVOE 2004, Heidemij 1987, Wuijts *et al.* 2008). Er zijn geen indicaties gevonden dat de warmteopslag in Beijum aanleiding geeft tot de groei van pathogene bacteriën in de aquifer (Heidemij 1986). Als oppervlaktewater snel naar de ondergrond door kan dringen is het wel mogelijk dat besmetting optreedt (Wuijts *et al.* 2008). Bij temperaturen van 40°C-45°C duurt het hooguit een maand voordat de meeste pathogenen gedood zijn, bij 60°C gebeurt dit binnen een dag (Zehnder 1982, Heidemij 1983).

Naast *Legionella* kan tijdens onderhoud van een WKO-systeem ook Aeromonas als potentieel risico aanwezig zijn. Aeromonas kan zich gedurende 4 jaar in een WKO-systeem handhaven (NVOE 2004). Naast bovengenoemde bacteriën kunnen er ook ziekteverwekkers aanwezig zijn die sporen vormen en zich daardoor gedurende een langere periode in het WKO-systeem handhaven, bijvoorbeeld Bacillus en Clostridia. In de meeste WKO-systemen is het onttrokken water anoxisch. Vooral Clostridia zijn aangepast aan een dergelijk anoxisch milieu.

In waterwingebieden wordt gebruik gemaakt van de natuurlijke verwijdering van pathogene micro-organismen tijdens de bodempassage (filtrerende werking). Voor dit doel wordt een minimale verblijftijd van 60 dagen met een minimum van 30 meter afstand vanaf de individuele waterwinputten aangehouden (Wuijts *et al.* 2008). Binnen het waterwingebied geldt in principe een algemeen verbod op het uitvoeren van activiteiten die niet direct gerelateerd zijn aan de drinkwaterproductie (Wuijts *et al.* 2008). Elke provincie stelt andere eisen aan het grondwaterbeschermingsgebied, het gebied waar het grondwater x-jaar verblijft voordat het wordt opgepompt bij de drinkwaterwinning. Het grondwaterbeschermingsgebied voor de provincie Noord-Holland is bijvoorbeeld de 25-jaarszone terwijl de provincie Zuid-Holland de grens bij de 50-jaarzone legt (Bonte *et al.* 2008). In het onderzoek van Wuijts is ook gekeken naar de aanwezigheid van virussen van humane of animale oorsprong, deze zijn in het grondwater van waterwinputten in Nederland niet aangetroffen (Wuijts *et al.* 2008). Onder bepaalde bodemomstandigheden kunnen ziekteverwekkende bacteriën en virussen zodanig persistent zijn dat de periode van 60 dagen onvoldoende is om het infectierisico weg te nemen (Wuijts *et al.* 2008). In onderzoek uitgevoerd door het RIVM blijkt dat virusinactivatie en hechting van virussen aan bodemdeeltjes de belangrijkste parameters zijn die de grootte van de benodigde beschermingsgebied bepalen (Schijven *et al.* 2006). Schijven geeft aan dat een reistijd van 1-2 jaar voldoende moet zijn om pathogene virussen te deactiveren/verwijderen. Deze reistijd geldt voor ongunstige omstandigheden als bijvoorbeeld lekkage van water met hoge concentraties aan pathogenen uit rioolpijpen en/of persistente en mobiele pathogenen (bijvoorbeeld virussen) en/of lage temperatuur van het grondwater (5-12°C). Bij hogere temperaturen worden zowel virussen als bacteriën sneller gedeactiveerd (Pedley et al. 2004 en Schijven en Hassanizadeh 2000).

7.2.5 Effect door plaatsing van het systeem

Door verschillende onderzoekers is een tijdelijke groei van bacteriën waargenomen na plaatsing van bronnen, warmtewisselaars, buizen of monitoringsfilters (Van der Weiden&Willemsen 1991, Heidemij 1986, Kim 2003, Dijkhuis 2002). Het stimuleren van de groei werd veroorzaakt door verstoringen in de bodemmatrix door het plaatsen van de bronnen, onder andere door het gebruik van boorspoelmiddelen. Dit laatste komt doordat er koolstofrijke boorvloeistof wordt gebruikt die door bacteriën kan worden gebruikt als voedsel. Na ongeveer een jaar wordt weer een evenwicht met het omliggende grondwater bereikt (Van der Weiden&Willemsen 1991, Heidemij 1986). In een koolstofarm pakket zal dit grotere gevolgen hebben voor de bacteriële samenstelling dan in koolstofrijke pakketen (Zhou *et al.* 2002, Haak 1984).

7.3 Conclusie

Deze literatuurstudie laat zien dat een toename in temperatuur zelden resulteert in een toename van het totale aantal micro-organismen in het grondwater. Belangrijkste reden hiervoor is dat in het diepe grondwater niet of nauwelijks assimileerbaar organisch koolstof aanwezig is wat nodig is voor de groei van de bacteriën. In het geval waarin met het grondwater nutriënten worden verplaatst of aangevoerd kan wel een toename van de totale hoeveelheid bacteriën optreden. Wel wordt door een verandering in temperatuur en andere effecten van WKO (mengen van grondwater) de samenstelling van de microbiële populaties in het grondwater beïnvloedt. Wat het effect van deze veranderingen zijn, is tot op heden nog niet goed onderzocht. Dit komt doordat de microbiologische analyses die in de meeste onderzoeken zijn uitgevoerd, behalve het onderzoek van Gerritse (Gerritse *et. al.* 2010), niet gericht zijn geweest op de detectie van specifieke bodemfuncties (nitraatreductie, ijzeroxidatie, etc) maar op het aantonen van bepaalde groepen en soorten micro-organismen (coliformen, enterococcen, thermofielen, mesofielen, heterotrofen etc). Er zijn verschillende soorten bacteriën die dezelfde bodemfunctie kunnen vervullen. Het aantonen van slechts soorten bacteriën is daarom niet voldoende. Het is belangrijk om te weten of de bodemfuncties, zoals genoemd in de eerste paragraaf van dit hoofdstuk, worden verstoord. Detectie van de micro-organismen die verantwoordelijk zijn voor deze bodemfuncties, geeft veel meer informatie over het effect van de WKO installatie op het functioneren van de bodem.

7.4 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Aanbevolen wordt om het vervolg onderzoek met name te richten op veranderingen in bodemfuncties en niet alleen op soorten bacteriën. Er zijn namelijk verschillende soorten bacteriën die dezelfde bodemfunctie kunnen vervullen. Deze worden in het Meer Met Bodemenergie onderzoeksproject gemeten door zowel soort- als functie-analyses. Het gaat erom om vast stellen of het in bedrijf zijn van een WKO negatieve effecten heeft op de bodemkwaliteit ter plaatse. Daarnaast dient de totale biodiversiteit ook in de beschouwing meegenomen te worden. Dit gebeurd in het Meer Met Bodemenergie onderzoeksproject middels DGGE analyses.

Verder is nog meer onderzoek nodig om vast te stellen wat de indirecte effecten van temperatuursverandering en andere gevolgen van WKO systemen zijn op de microbiële populaties. Komen er bijvoorbeeld door een toename in temperatuur meer of andere substraten vrij die door andere bacteriën dan de dominante soorten gebruikt kunnen worden (selectie op basis van concurrentie). Of komen er juist meer nutriënten beschikbaar wat positief effect kan hebben op de aanwezige bacteriepopulatie waardoor een toename in biomassa plaatsvindt. Het opmengen van het grondwater waardoor de heterogeniteit van de bodem afneemt en de daarmee samenhangende niches ook verdwijnen kan leiden tot verandering in de microbiële populatie ter plaatse. Het herstellen van evenwicht in de bodem en wat voor effect dit op de bodemecologie heeft is ook een belangrijk aspect om te onderzoeken.

Indien er op termijn meerdere WKOs in de ondergrond geplaatst gaan worden zullen deze ook in de buurt van drinkwaterwinningen geplaatst worden. Aangezien (het verwijderen van) pathogenen een belangrijke rol speelt bij drinkwaterwinning blijft het van belang om het effect van WKO op pathogenen vast te stellen. In het Meer Met Bodemenergie project wordt daarom onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid en proliferatie van pathogene bacteriën ten gevolge van de toename in grondwatertemperatuur en andere effecten veroorzaakt door het in bedrijf zijn van een WKO-installatie. Er wordt geen onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid en proliferatie van virussen, dit gebeurd wel in het kader van het onderzoek uitgevoerd door KWR.

7.5 Literatuur

Adinolfi, M. and Ruck, W. Microbiological and environmental effects of aquifer thermal energy storage, studies of the Stuttgart Man-made aquifer and a large scale model system, 1992

Allison, V.J., Z. Yermakov, R.M. Miller, J.D. Jastrow, R. Matamala. Using landscape and depth gradients to decouple the impact of correlated environmental variables on soil microbial community composition. Soil Biology & Biochemistry 39 (2007) 505–516

Blume E., M. Bischoff, J.M. Reichert, T. Moorman, A. Konopka, R.F. Turco. Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season. Applied Soil Ecology 20 (2002) 171–181

Brielman, H., Griebler, C., Schmidt, S.I., Michel, R. and Lueders, T. Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. FEMS microbial ecology, vol 68, pg. 273-286, 2009

Brons, H.J., J. Griffioen, C.A.J. Appelo and A.J.B. Zehnder. (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. Water Research Volume 25, Issue 6, June 1991, Pages 729-736

Brons, H. J. and A. J. B. Zehnder, Biogeochemical aspects of aquifer thermal energy storage. In: J. C. Hooghart and C.W.S. Posthumus (eds.) Hydrochemistry and energy storage in aquifers. Proceedings and Information no. 43, Den Haag 1990, pp. 73-80

Deltares. Effecten WKO op de grondwaterkwaliteit/ecologie, rapport iov VROM, 2010

Dinkla, I., Biodiversiteit en ecosysteemdiensten als parameters voor verantwoord ondergronds gebruik. Bodem nummer 4, augustus 2008

Dijkhuis, J.E. Evaluatie pilotproef biologische in situ sanering Uden-centrum. Bioclear, referentienummer 2000,1389, d.d. 13 november 2002

Fierer, Noah, Joshua P. Schimela, Patricia A. Holden. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. Soil Biology & Biochemistry 35, pg 167–176, 2003

Foppen, J.W.A., Transport of Escherichia coli in saturated porous media. Proefschrift 2007

Haak, A.M. De chemische, fysische en biologische aspecten van ATES, 1984

Hansel, C.M., Fendorf, S., Jardine, P.M. and Francis, C.A. Changes in bacterial and archaeal community and functional diversity along a geochemically variable soil profile. Applied and environmental microbiology, vol 74, no 5, pg. 1620-1633, 2008

Heidemij (A. Willemsen). Verkennend onderzoek naar hydrogeochemische gevolgen van warmte-opslag in ondiepe acquifers. Rapport Beop samenwerkingsovereenkomst nr. 54202-20.10-I.4.7, 1984

Heidemij/WUR Beheersing microbiologische activiteiten bij warmte-opslag in ondiepe acquifers. Rapport Peo samenwerkingsovereenkomst no. 23.14-021.10, 1987
Bonte, M., G. van den Berg, A. van Wezel, Bodemenergiesystemen in relatie tot grondwaterbescherming, Bodem nummer 5, oktober 2008

Heidemij, Literatuurstudie microbiologische aspecten van de toepassing van warmteopslag in aquifers. Beop-samenwerkingsovereenkomst nr. 54202-20.8-1.4.8, 1983

Heidemij. Onderzoek naar de veranderingen in chemische en bacteriologische grondwatersamenstelling van de warmte-opslag Groningen. peo-samenwerkingsovereenkomst nr.54202-20.5-1.7.16, 1986

Hicks, R.J., Thompson, T.E., Brett, C.E., Allison, F.S., Neville, J.A. and Shea, C. Microbiological features of aquifer thermal energy storage systems. Proceedings STES research activities US, 1989

Hicks, R.J. and Stewart, D.L. Environmental assessment of the potential effects of aquifer thermal energy storage on microorganisms in the groundwater in opdracht van de US department of energy, contract no. DE-AC06-76RLo-1830, 1988

HØj, L., Olsen, R.A., Torsvik, V.L. Effects of temperature on the diversity and community structure of known methanogenic groups and other archaea in high Arctic peat. The ISME journal, 2008

International Energy Agency (C. Appelo, J. Griffioen, M. van der Weiden (ed)). (Bio)geochemical reactions - (Environmental and chemical aspects of thermal energy storage in acquifers and research and development of water treatment methods, 1990

Jollien, L., Remonnay, S. and Miserez, F. Heat storage at SPEOS (swiss ATES pilot plant): Chemical and microbiological aspects and problems, 1992

Kim, K. Long-term disturbance of ground water chemistry following well installation. Groundwater, vol 41, no 6, pg 780-789, 2008

Koenders, M.J.B., B. de Zwart, Koude-/warmteopslag in de praktijk - Meetgegevens van 67 projecten, IF Technology, 2007.

Miserez, F. Water treatment methods at SPEOS (swiss ATES pilot plant) chemical and microbiological aspects and problems. Proceedings Calorstock, 1994

Nadelhoffer, K.J., A. E. Giblin, G. R. Shaver, J. A. Laundre. Effects of Temperature and Substrate Quality on Element Mineralization in Six Arctic Soils. Ecology, Vol. 72, No. 1, pp. 242-253,1991

Norris, T.B., Wraith, J.M., Castenholz, R.W. and McDermott, T.R. Soil microbial community structure across a thermal gradient following a geothermal heating event. Applied and evironmental microbiology, vol 68, no 12, pg 6300 – 6309, 2002

Notenboom, J. en Van Beelen, P. Het grondwater als ecosysteem H2O, vol 23, nr 4, 1990

NVOE/IF Technology, Temperatuureffecten op grondwaterkwaliteit. Samenvatting bestaande kennis. Rapport in opdracht van NOVEM, 2004

Seppanen, H.T., 1994. Microbes and ATES, illusions and facts. Proceeding Calorstock ’94 - 6th international conference on thermal energy storage, Espoo, Finland.

Sowers L.S., Epstein, C., York, K.P., VanGuilder, B., Jahangir, S., Steinberg, A., Stafford L., Pierce, J. Impact of large scale geothermal project on its surface and subterranean environment Proceedings of the 7th International conference on TES MEGASTOCK: vol 1: 85-90, 1990

Sowers, L., K.P. York, L. Stiles. Impact of thermal buildup on groundwater chemistry and aquifer microbes, Ecostock proceedings 2006

Winters, A.L. Summary of research on microbiological processes. IEA subtask D, final report, 1992

Verstraete, W., T. van de Wiele, N. Boon De job-markt voor bodembacterien, Microbiele biodiversiteit in de bodem. Bodem nummer 4, augustus 2008

Velasco Ayuso, Sergio & Pablo Acebes & Ana Isabel López-Archilla & Carlos Montes & María del Carmen Guerrero. Environmental factors controlling the spatiotemporal distribution of microbial communities in a coastal, sandy aquifer system (Doñana, southwest Spain), 2008

Weiden M.J.J, van der, A. Willemsen, Meetresultaten warmte-opslag Bunnik, H2O (24), 1991, nr 20

Wuijts, Susanne, Saskia Rutjes, Monique van der Aa, Ana Maria de Roda Husman. Invloed humane en animale bronnen op de microbiologische kwaliteit van grondwaterwinningen, H2O 20 -2008

York, K.O., Jahangir, Z.M.G.S., Solomon, T., Stafford, L. Effects of a large scale geothermal heat pump installation on aquifer microbiota, Ecostock proceedings 1998

Zhou, J. Xia, B., Treves, D.S., Wu, L.-Y, Marsh, T.L., O'neil R.V., Palumbo, A.V. and Tiedje J.M. Spatial and resource factors influencing high microbial diversity in soil. Applied and evironmental microbiology, vol 68, 1, pg. 326-334, 2002

Zogg, G.P., Zak, D.R., Ringelberg, D.R., MacDonald, N.W., Pregitzer, K.S. and White D.C., Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. Amercan journal Soil Science society, vol 61, pg. 475-481, 1997

8 Richtlijnen voor WKO in de praktijk

Benno Drijver

De milieueffecten van bodemenergiesystemen worden mede bepaald door de richtlijnen in de praktijk. Het gaat hierbij om richtlijnen die gelden voor het ontwerp, richtlijnen vanuit het beleid en de regelgeving van de overheid en richtlijnen voor de realisatie.

8.1 Ontwerprichtlijnen

Bij het ontwerp van bodemenergiesystemen gelden drie randvoorwaarden, namelijk (1) voldoen aan de energievraag, (2) een technisch en economisch haalbaar systeem en (3) een acceptabele invloed op de omgeving.

8.1.1 Voldoen aan de energievraag

Om de gevraagde koeling en verwarming te kunnen leveren is een zekere capaciteit nodig en moet per seizoen een zekere hoeveelheid water worden verplaatst. Deze kunnen als volgt worden berekend:

$$P_t = q_v * \Delta T * c_w$$
$$Q_t = V * \Delta T * c_w$$

, waarin:
Pt = vermogen [J/s]
q_v = debiet [m³/s]
ΔT = temperatuurverschil tussen het onttrokken en het geïnfiltreerde water [°C]
c_w = warmtecapaciteit van water = $4{,}19*10^6$ J/(m³ °C)
Q_t = verplaatste hoeveelheid energie [J]
V = verplaatste hoeveelheid water [m³]

Uit bovenstaande vergelijking kan worden afgeleid, dat bij een grotere ΔT minder grondwater verpompt hoeft te worden voor dezelfde energiehoeveelheid. In de praktijk blijkt de ΔT gemiddeld ongeveer 4 °C te bedragen (IF Technology, 2007). De ΔT die geldt voor de berekening van het vermogen is vaak groter dan de ΔT die geldt voor de berekening van de verplaatste hoeveelheid energie in een heel seizoen, omdat een het grootste koelvermogen nodig is op extra warme dagen (het voor koeling gebruikte water zal dan extra opwarmen).

Afstand tussen de koude en warme bron(nen)
De afstand tussen de koude en de warme bronnen moet groot genoeg zijn om te voorkomen dat de opgeslagen koude en warmte ondergronds met elkaar in aanraking komen en verloren gaan. Voor de benodigde afstand tussen de koude en warme bronnen dient volgens de NVOE-richtlijnen (2006) 3 maal de thermische straal te worden aangehouden, waarbij de thermische straal als volgt kan worden berekend (uitgaande van één warme en één koude bron: als meerdere bronnen bij elkaar worden geplaatst is dit complexer):

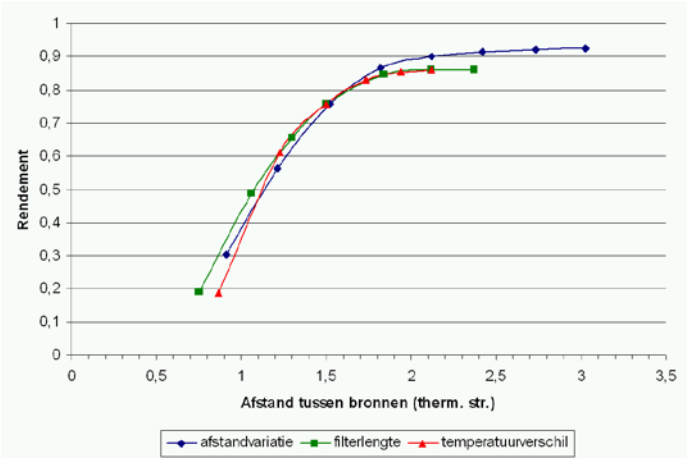
$$r_{th} = \sqrt{\{(c_w * V) / (c_a * H * \pi)\}}$$

, waarin

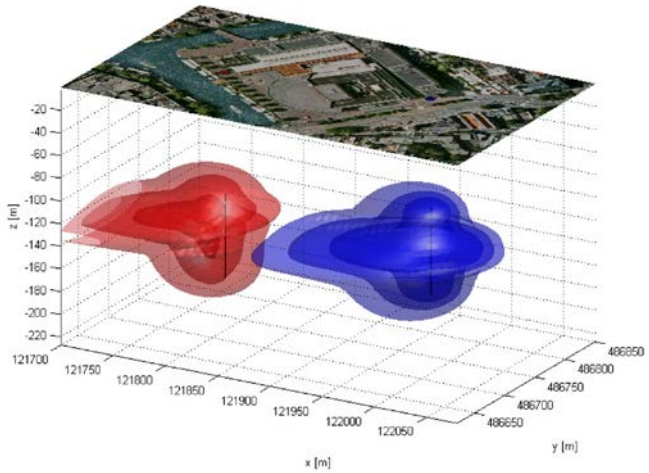
r_{th} = thermische straal van de opgeslagen koude of warmte [m]
c_w = warmtecapaciteit van water [J/(m³ °C)]
V = de onttrokken of geïnjecteerde hoeveelheid water per seizoen [m³]
c_a = $n*c_w + (1-n)*c_k$ = warmtecapaciteit van de aquifer [J/(m³ °C)]
H = effectieve dikte van de warme of koude bel in de ondergrond [m]. In de praktijk ligt deze waarde tussen de effectieve filterlengte en de dikte van de aquifer.

Sommer (2007) geeft aan dat het aanhouden van 3 maal de thermische straal als minimale afstand tussen de koude en de warme bron ruim is (zie figuur 8.1): een afstand van 2 maal de thermische straal zou voldoende zijn. Argumenten om toch te kiezen voor een wat grotere thermische straal zijn:

- in de praktijk zal (uitgaande van een energiebalans over meerdere jaren) het ene jaar sprake zijn van een zeker warmteoverschot en in het andere jaar van een koudeoverschot. Een wat grotere afstand tussen de bronnen beperkt de nadelige gevolgen daarvan;
- heterogeniteit in de ondergrond zorgt voor een ongelijkmatige verdeling van de warmte en koude in de diepte (zie figuur 8.2). Een wat grotere afstand tussen de bronnen beperkt de nadelige gevolgen;
- als het verschil tussen de onttrekkingstemperatuur en infiltratietemperatuur in de praktijk kleiner blijkt dan in het ontwerp (dat is vaak het geval), dan zal bij gelijkblijvende energielevering de interactie toenemen. Bij een wat grotere bronafstand is er een grotere marge om dit op te vangen.



figuur 8.1 **Verband tussen het rendement van een WKO-systeem en de afstand tussen de koude en warme bron, uitgedrukt in het aantal maal de thermische straal (Bron: Sommer, 2007)**



figuur 8.2 **Ruimtelijke verbreiding van de koude en warme bel in een homogeen watervoerend pakket, met een grindlaag in het filtertraject (Bron: Caljé, 2010)**

8.1.2 Technisch en economisch haalbaar

De technische haalbaarheid hangt vooral af van de opbouw van de ondergrond en de samenstelling van het grondwater. Er zijn geschikte bodemlagen nodig waaraan grondwater kan worden onttrokken en waarin het water ook weer geïnfiltreerd kan worden, na de afgifte van warmte of koude. In verband met het risico op zandlevering wordt bij open systemen geen gebruik gemaakt van zeer fijnzandige lagen.

Voor het ontwerp van de bronnen moet worden voldaan aan normen die de maximale stroomsnelheid op de boorgatwand begrenzen, namelijk de onttrekkingsnorm en de infiltratienorm (NVOE, 2006; Buik en Willemsen, 2002). De onttrekkingsnorm is alleen afhankelijk van de doorlatendheid: hoe hoger de doorlatendheid, hoe hoger de toegestane stroomsnelheid. De infiltratienorm is naast de doorlatendheid ook afhankelijk van de specifieke verstoppingssnelheid (hoe snel de bron mag verstoppen), de verstoppingspotentie van het water en de belastingsduur.

Daarnaast is de opbarstnorm van toepassing. Deze norm is bedoeld om bodemsplijting door te hoge injectiedrukken te voorkomen. Een te hoge injectiedruk kan optreden door fouten in het ontwerp en/of door een te grote mate van verstopping van de put. Door putverstopping neemt de injectiedruk bij eenzelfde debiet namelijk toe. Opbarsting kan worden voorkomen door een goede bewaking van de injectiedrukken en het tijdig plegen van onderhoudt aan de bronnen. Als in de praktijk bodemsplijting optreedt, dan is dat vrijwel altijd het gevolg van verstopping van de bronnen in combinatie met een niet goed werkende beveiliging.

De ontwerpnormen zijn niet alleen van belang voor de technische haalbaarheid, maar zijn ook bepalend voor de investeringskosten en dus voor de economische haalbaarheid. Bij WKO-systemen zijn de investeringskosten over het algemeen groter dan bij een conventionele installatie. Deze meerkosten moeten worden terugverdiend door de lagere exploitatiekosten (lager energieverbruik en dus lagere kosten voor energie). De mate waarin een systeem economisch haalbaar is, wordt vaak uitgedrukt in de terugverdientijd: het aantal jaren dat nodig is om de meerinvestering terug te verdienen door de besparing in exploitatiekosten.
De kosten voor een WKO-systeem zijn vooral afhankelijk van:
- het aantal bronnen;
- de diepte en diameter van de bronnen;
- de positionering van de bronnen.

Daarnaast kan de waterkwaliteit (redoxgrenzen, zie hoofdstuk 9) en het beleid van de overheid van belang zijn voor het ontwerp.

8.1.3 Acceptabele invloed op de omgeving

Hiervoor wordt verwezen naar paragraaf over richtlijnen vanuit het beleid en de regelgeving van de overheid en de andere hoofdstukken die hierbij relevant zijn.

8.2 Richtlijnen vanuit wet- en regelgeving

Het belangrijkste doel van de wet- en regelgeving rond bodemenergiesystemen is het voorkomen van nadelige effecten op het milieu en op belangen in de omgeving. Gesloten systemen zijn momenteel niet gereguleerd, open systemen wel. In het advies van de Taskforce WKO (2009) wordt regulering van de gesloten systemen aanbevolen. Door de wijzigingen in de Wet Bodembescherming (Wbb) die in het kader van de Crisis- en herstelwet worden doorgevoerd, worden gesloten bodemenergiesystemen in de toekomst gereguleerd en vallen ze onder de Wbb. Naast de bescherming van de bodem is één van de doelen om interferentie tussen (zowel open als gesloten) bodemenergiesystemen te voorkomen.

8.2.1 Vergunningprocedure

Bij de aanvraag van een vergunning Waterwet voor een open systeem moeten de effecten (en de gevolgen daarvan) van het voorgenomen WKO-systeem in beeld worden gebracht. Het bevoegd gezag (de betreffende provincie) toetst vervolgens of deze effecten acceptabel zijn en brengt een ontwerpbeschikking (voorgenomen besluit) uit. Alle relevante stukken gaan vervolgens ter inzage, waarbij de gelegenheid bestaat om zienswijzen/bezwaren in te brengen. Op basis van de ingekomen reacties brengt de Provincie vervolgens een definitieve beschikking uit (definitief besluit). Ook deze gaat ter inzage. Eventuele bezwaren worden in dit stadium behandeld door de Raad van State. In het overgrote deel van de gevallen is het definitieve besluit na de inzageperiode van kracht: de gevraagde vergunning gaat dan in en de vergunningaanvrager mag hiervan gebruik maken.
Volgens de huidige planning moet voor januari 2012 de AMVB Bodemenergie van kracht worden. In deze AMVB wordt de vergunningprocedure in veel gevallen aanzienlijk ingekort. Doel is om de toepassing van bodemenergiesystemen te stimuleren.

In de vergunning zijn op het beleid gebaseerde voorschriften opgenomen, waaraan de vergunninghouder moet voldoen. Het gaat hierbij om voorschriften die betrekking hebben op de eisen aan het systeem, de aanleg en ingebruikname daarvan, de te verrichten en te rapporteren metingen, randvoorwaarden tijdens gebruik en voorschriften bij beëindiging/afsluiting van het systeem.

Enkele van de voorschriften uit de vergunning kunnen worden gezien als richtlijnen voor het ontwerp van de WKO. Het betreft onder meer de toegestane infiltratietemperaturen en het handhaven van een energiebalans. Het bereik van de toegestane infiltratietemperatuur hangt samen met de mogelijke invloeden op de grondwaterkwaliteit. Argumenten om deze maximale infiltratietemperatuur te verruimen zijn dat efficiënter gebruik kan worden gemaakt van de beschikbare ondergrondse ruimte (bij de opslag van hogere temperaturen kan meer energie uit dezelfde hoeveelheid water worden geleverd) en dat de energiebesparing verder opgeschroefd kan worden (als warmte met een hogere temperatuur beschikbaar is, dan kan rechtstreeks worden verwarmd met het onttrokken warme grondwater: de inzet van de warmtepomp is dan niet meer nodig en het elektriciteitsverbruik van de WKO neemt daardoor aanzienlijk af).

Ook het loslaten van de eis van een energiebalans of het verruimen van de bandbreedte kan extra energiebesparing opleveren, omdat minder energie gestoken hoeft te worden in het herstellen van de energiebalans. In hoeverre het afwijken van een energiebalans acceptabel is, zou kunnen worden afgewogen op basis van de bijbehorende voordelen (afname energieverbruik en kosten; eventuele positieve gevolgen voor omgevingsbelangen) en nadelen (nadelige gevolgen voor technisch functioneren van het bodemenergiesysteem en de huidige en toekomstige belangen in de omgeving). IPO is voornemens om binnen het samenwerkingsprogramma WKO een uitgebreid onderzoek te laten uitvoeren naar het nut en de noodzaak van het voorschrijven van een energiebalans. In dit onderzoek zullen scenario's worden doorgerekend, waarin zowel de bodemzijdige als de gebouwzijdige aspecten worden meegenomen. Naar verwachting komen de resultaten van dit onderzoek eind 2010/begin 2011 beschikbaar.

8.2.2 Effecten

WKO-systemen hebben zowel invloed op de stijghoogten en grondwaterstanden, als op de temperatuur van het grondwater en kunnen daardoor invloed hebben op belangen in de omgeving. De invloed op de temperatuur blijft normaalgesproken beperkt tot de direct omgeving van de bronnen. Interactie met nabijgelegen WKO-systemen treedt daardoor niet snel op (zie “interferentie” voor meer informatie). Voor de gevolgen voor de chemie en microbiologie van het grondwater wordt verwezen naar de hoofdstukken 3 (verzilting), 6 (effecten op geochemie) en 7 (effecten op ecologie). In de hoofdstukken 10-13 wordt ingegaan op de invloed op verontreinigingen (combinatie WKO en sanering).

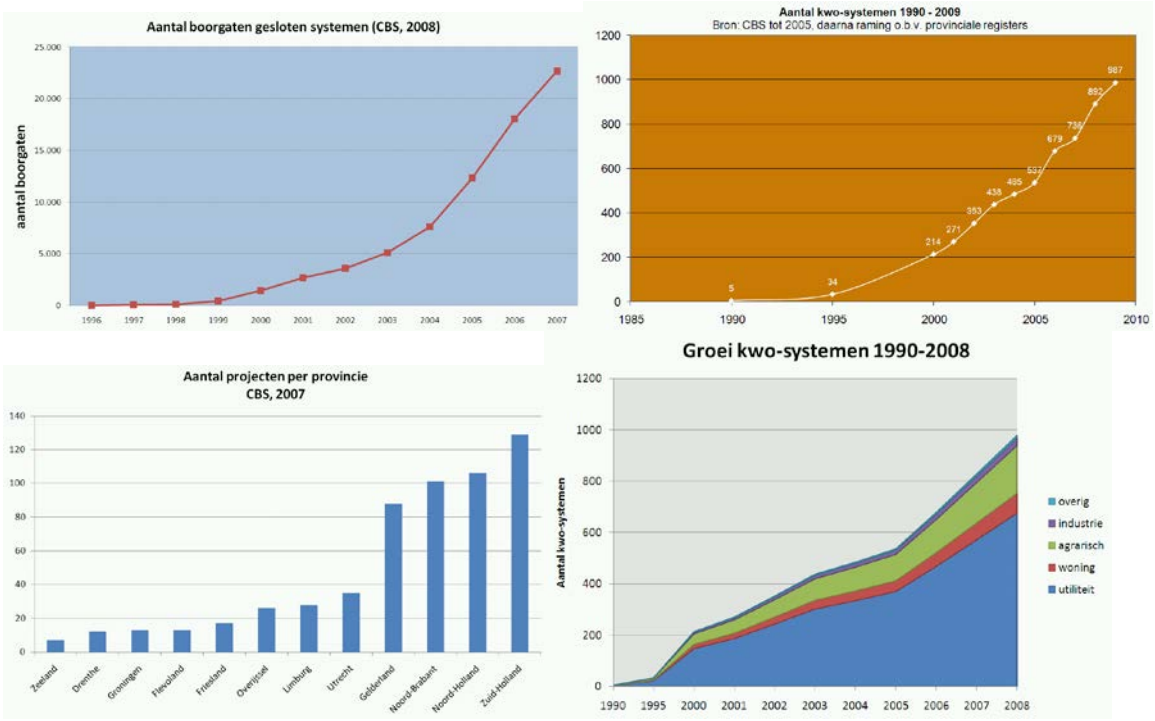
De veroorzaakte stijghoogte- en grondwaterstandveranderingen kunnen zowel directe als indirecte gevolgen hebben. De belangrijkste aspecten die kunnen worden beïnvloed zijn:
- andere grondwatergebruikers (b.v. drinkwaterwinningen, industriële onttrekkingen, grondwatersaneringen of WKO-systemen);
- ligging van waterkwaliteitsovergangen (zoals zoet/zoutgrenzen of verontreinigingen);
- ondergrondse infrastructuur (onder andere tunnels, kelders, kruipruimtes)
- funderingen (b.v. houten palen);
- landbouw en natuurgebieden (via invloed op grondwaterstand en kwel/infiltratie).

Bij de vergunningaanvraag dienen de effecten op al deze belangen in beeld gebracht te worden.

8.2.3 Interferentie

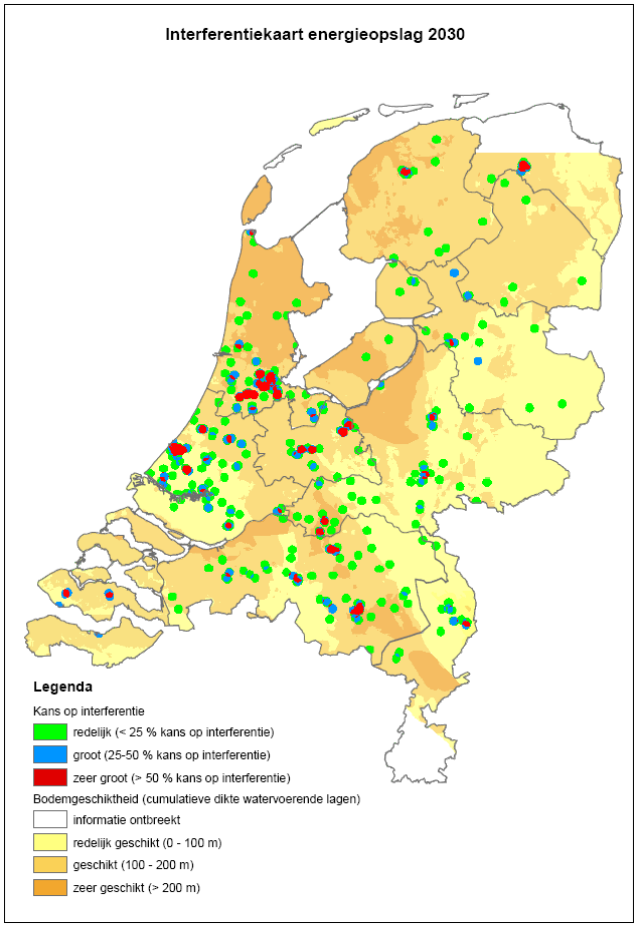
Bodemenergie is in Nederland geïntroduceerd in de jaren ’80. In de eerste jaren moest de techniek zich nog bewijzen en was het aantal projecten beperkt. Na verloop van tijd bleek de techniek technisch haalbaar en rendabel, wat het begin was van een exponentiele groei van bodemenergie (zie figuur 8.3).

Het aantal gesloten systemen is niet bekend, maar er bestaat wel een schatting van het aantal boorgaten voor gesloten systemen: dit lag in 2007 al boven de 20.000. Het aantal (open) WKO-systemen in bedrijf bedroeg in 2009 ongeveer 1.000. Het aantal projecten dat per jaar wordt gerealiseerd neemt steeds verder toe en gezien de doelstellingen van de overheid, zoals verwoord in het rapport “Groen Licht voor bodemenergie” (Taskforce WKO, 2009), is de verwachting dat deze trend zich zal voortzetten. Het aantal open WKO-systemen in 2020 wordt door de Taskforce WKO (2009) op basis van verschillende groeiscenario’s ingeschat op respectievelijk 3.500 (autonoom scenario), 7.500 (beperkt versneld scenario) en 18.000 (versneld scenario).



figuur 8.3
- linksboven: aantal boorgaten voor gesloten systemen;
- rechtsboven: aantal open WKO-systemen in bedrijf;
- linksonder: aantal open WKO-systemen per provincie in 2007;
- rechtsonder: toepassingsgebieden WKO.

Door de toename van het aantal bodemenergiesystemen neemt ook de kans op interferentie toe (rendementverlies, kostenstijging en waardevermindering van het WKO-systeem voor de gebruiker). In 2006 is in opdracht van het ministerie van VROM, in het kader van het InnovatieProgramma Stedelijke Vernieuwing (IPSV), een onderzoek uitgevoerd naar interferentie bij WKO-systemen. Figuur 8.4 toont een kaart uit deelrapport 1 van dit onderzoek, waarin de kans op interferentie is aangegeven bij 2.250 WKO-systemen (toenmalige inschatting voor 2030). Op basis van de huidige stand van zaken en de ramingen door de Taskforce WKO (2009) wordt verwacht dat dit aantal van 2.250 WKO-systemen ruim voor 2020 bereikt zal zijn.



figuur 8.4 **Kans op interferentie tussen WKO-systemen bij een groei naar 2.250 systemen: dat was destijds de inschatting voor 2030 (Bron: IF Technology, 2006)**

De mate waarin interferentie optreedt is afhankelijk van een aantal factoren:

a. Vraag naar warmte en koude per oppervlakte-eenheid
   Afgezien van de weersomstandigheden is dit met name afhankelijk van het type bebouwing (bijvoorbeeld woningen of kantoren), de eigenschappen daarvan (mate van isolatie, interne warmtelast, etc.), de toepassingsgraad van WKO (welk deel van de bebouwing maakt gebruik van WKO en welk deel van de vraag wordt gedekt door WKO?) en de bebouwingsdichtheid. De bebouwingsdichtheid kan worden uitgedrukt in de Floor Space Index (FSI): het aantal m² vloeroppervlak per m² grondoppervlak in een gebied. In het kader van onderzoek door Caljé (2010) is informatie verzameld over de FSI in Amsterdam. De gemiddelde FSI in het centrum van Amsterdam bedraagt 0,8 en in het gebied rond de Dam 1,3. Bij de Zuidas zal de FSI uiteindelijk tussen 4 en 6 uit komen: de hoogste FSI van Nederland;
b. De energie die wordt geleverd per m³ grondwater die wordt verpompt (zie paragraaf 8.2.1).

c. Beschikbare dikte van de bodemlagen die voor WKO kunnen worden gebruikt
Uit a) en b) volgt een benodigde waterverplaatsing om aan de energievraag te kunnen voldoen. Hieruit kan worden afgeleid welk bodemvolume nodig is om deze waterverplaatsing mogelijk te maken. Randvoorwaarden zijn de benodigde afstand tussen de koude en warme bronnen (zie paragraaf 8.2.1) en de mogelijkheden aan het maaiveld om de bronnen te plaatsen.

Uit het bovenstaande kan worden afgeleid dat een grote kans op interferentie ontstaat als sprake is van een hoge bebouwingsdichtheid, een beperkte dikte van de bodemlagen die kunnen worden gebruikt en een lage ΔT (opgemerkt wordt dat een lage ΔT de ernst van de thermische interactie beperkt doordat de temperatuurverschillen tussen de bellen klein zijn). In Amsterdam is de dikte van de bruikbare bodemlagen relatief groot, waardoor interferentie met name een rol speelt in gebieden zoals de Zuidas (Caljé, 2010). In het centrum van Amsterdam kan echter ook de praktische inpasbaarheid van bronnen beperkingen opleveren. Vertaald naar de schaal van heel Nederland levert interferentie in potentie beperkingen op in stedelijk gebied met een hoge FSI en/of in gebieden met een beperkte dikte van de bodemlagen die gebruikt kunnen/mogen worden. Welke gebieden dit precies zijn is niet bekend.

Het huidige beleid ten aanzien van WKO-systemen houdt geen rekening met de ontwikkelingen in de toekomst. Er geldt “wie het eerst komt, het eerst pompt”, ofwel: degene die als eerste een vergunning heeft (en deze gebruikt), heeft het eerste recht (zie ook IBA, 2007). Degene die later komt, mag het bestaande WKO-systeem niet nadelig beïnvloeden. Om de nadelige gevolgen van dit principe te beperken wordt sinds enkele jaren in drukke gebieden soms gewerkt met zogenaamde “Masterplannen”: vooraf wordt een plan gemaakt om tot een optimaal gebruik van de ondergrondse ruimte te komen.

Doordat momenteel geen vergunning nodig is voor bodemwarmtewisselaars, kunnen deze systemen worden aangelegd op plaatsen waar zich al open WKO-systemen bevinden. Inmiddels heeft dit in enkele gevallen tot discussie/conflicten geleid. De Taskforce WKO (2009) adviseert daarom regulering van gesloten systemen. Via de crisis en herstelwet en de AMVB Bodemenergie wordt deze regulering doorgevoerd.

8.3 Richtlijnen bij de realisatie

Het installeren van een WKO-systeem vereist in vrijwel alle gevallen het boren van één of meer bronnen tot maximaal enkele honderden meters diepte. Hierbij worden veelal meerdere watervoerende pakketten en scheidende lagen doorboord. In kwaliteitsboringen worden de boorgaten ter hoogte van scheidende lagen afgedicht om te voorkomen dat kortsluitstromingen ontstaan tussen watervoerende pakketten met een soms sterk verschillende grondwaterkwaliteit.

Deze paragraaf gaat in op de richtlijnen bij de daadwerkelijke realisatie van WKO-systemen en de effecten daarvan op de omgeving. De beschrijving is hoofdzakelijk gebaseerd op de NVOE-richtlijnen voor ondergrondse energieopslag (NVOE, 2006) en het SIKB-protocol Mechanisch Boren (SIKB, 2006).

8.3.1 Realisatie van de bronnen

Voordat de daadwerkelijke booractiviteit kan plaatshebben, dient te worden uitzocht of er geen kabel- of leidingwerk op de locatie ligt dat schade kan oplopen. Daarnaast moet de overlast voor de omgeving tot een minimum worden beperkt. Bij het openbreken van openbare weg is een opbreekvergunning benodigd in het kader van de Algemene Politieverordening.

Bij de aanleg van een WKO-systeem is kennis van de ondergrond van groot belang. Inzicht in de ligging van watervoerende pakketten en scheidende lagen is noodzakelijk bij het bepalen van de boordiepte en om te zorgen dat het gehele filter in grondwater van dezelfde kwaliteit wordt geplaatst.
Wanneer onvoldoende duidelijkheid bestaat over de bodemopbouw op de locatie, kan voorafgaande aan het ontwerp van het systeem een proefboring worden geplaatst. Na het boren van de proefboring dient het boorgat conform de aangetroffen bodemopbouw te worden aangevuld (zie “Afwerking van het boorgat”)..

Het boren van een stabiel en vormvast boorgat is noodzakelijk om het boorgat naderhand met voldoende nauwkeurigheid te kunnen aanvullen. Om te voorkomen dat de boorgatwand instort, moet worden gezorgd voor voldoende tegendruk tijdens het proces van de realisatie. Hiervoor wordt vaak water gebruikt (werkwater). Door de waterstand in het boorgat op een hoger niveau te houden dan de stijghoogte in de doorboorde formaties, wordt een overdruk gecreëerd. Indien het werkwater wordt verkregen uit oppervlaktewater, dient dit te worden gemeld bij de beheerder van het oppervlaktewater. Voor het gebruik van leidingwater is toestemming vereist van de waterleverende instantie.

Een andere methode om de stabiliteit van de boorgatwand te verhogen is het gebruik van een boorspoeling. Hiertoe worden spoelingsadditieven (ook wel boorspoelingen genoemd) toegevoegd aan het werkwater. Dit kunnen zowel organische als anorganische additieven zijn. Veel gebruikte toevoegingen zijn antisol en bentoniet. Het gebruik van additieven is niet onomstreden, omdat op deze wijze gebiedsvreemde stoffen worden geïntroduceerd. De kans bestaat bovendien dat zij zodanig in de boorgatwand dringen, dat ze vervolgens moeilijk te verwijderen zijn. Een mogelijke oplossing is om het gebruik van spoelingsadditieven zoveel mogelijk te beperken. In de gevallen dat dit toch noodzakelijk is, kan gebruik worden gemaakt van organische stoffen die biologisch afbreekbaar zijn.

Wanneer wordt geboord in verontreinigd gebied, is het van belang dat de verontreinigingen niet in de diepte worden verspreid. Bij gebruik van veel werkwater wordt de kwaliteit van de bodem rondom het boorgat en de uitkomende grond zelf sterk beïnvloed. Het kan zelfs gebeuren dat verontreinigingen worden veroorzaakt in andere bodemlagen. In geval van verontreiniging mag het verontreinigde profiel niet worden verstoord. Dit kan worden gerealiseerd door boortechnieken te gebruiken waarbij geen wateroverdruk wordt toegepast. Het gebruik van een casing (verbuisd boorgat) in het verontreinigde deel van de ondergrond is hier een oplossing.

Overigens zal ook bij een wateroverdruk relatief weinig verontreiniging in het boorwater terecht komen: de verontreiniging komt door de overdruk niet naar het boorgat toe, maar stroomt juist van het boorgat weg. Als aanvullende maatregel kan het boorwater worden ververst nadat de verontreinigde zone volledig is doorboord.

Het boren nabij funderingspalen of andere constructiewerken kan een ontspanning van de bodem rondom de werken veroorzaken, waardoor de draagkracht nadelig kan worden beïnvloed. Om deze invloed zoveel mogelijk te beperken, dient de afstand tussen het boorgat en de funderingswerken zo groot mogelijk te zijn. In de praktijk wordt hiervoor vaak een afstand van minimaal tien maal de boordiameter aangehouden.

Na het aanbrengen van de bron- en peilfilters en het afdichten van het boorgat moet de bron worden ontwikkeld. Hierbij worden verschillende technieken gebruikt om het vuil uit de bron te verwijderen en wordt water aan de bron onttrokken. Het werkwater en grondwater dat hierbij vrijkomt, kan worden geloosd op het riool of op het oppervlaktewater. In beide gevallen is een vergunning nodig van de desbetreffende bevoegde instantie. Hierbij is het van belang dat het water zo min mogelijk verontreinigingen of slib bevat.
Voor het afvoeren van de opgeboorde grond is in sommige gevallen een vergunning nodig. Vrijkomende grond moet worden verzameld en tijdelijk worden opgeslagen. Als na analyse blijkt dat de grond verontreinigd is, dient overleg te worden gevoerd met de opdrachtgever. De eigenaar van de grond is in alle gevallen verantwoordelijk voor een juiste afvoer van de grond.

8.3.2 Afwerking van het boorgat

Het is van groot belang dat na plaatsing van de filters het boorgat weer zorgvuldig wordt afgedicht. De belangrijkste reden hiervoor is het herstellen van de scheidende lagen in de bodem. Als dit niet (zorgvuldig) gebeurt, kunnen ondiepe verontreinigingen naar grotere diepten percoleren (of omgekeerd in geval van kwelstroming) of kan grondwater van verschillende kwaliteit (bijvoorbeeld zoet en zout) van het ene naar het andere watervoerende pakket worden verspreid.

Als het filter in het boorgat is geplaatst, wordt de ruimte rondom het filter opgevuld met filtergrind. Deze zogenaamde omstorting mag niet te dun zijn, omdat dat een verhoogd risico geeft op instorten van de boorgatwand. De omstorting met filtergrind begint meestal minimaal één meter boven het filter en eindigt meestal minimaal één meter onder het filter.

De doorboorde kleilagen worden doorgaans afgedicht door (sterk) zwellende kleikorrels. Wanneer deze korrels in aanraking komen met water, zwellen ze op en dichten zodoende het geboorde gat in de scheidende laag.

Wanneer een systeem buiten gebruik wordt gesteld, moeten de bronnen en peilbuizen voldoende worden afgedicht ter hoogte van scheidende lagen. Meestal wordt hiervoor een mengsel met cement gebruikt, maar als alternatief kunnen ook (sterk) zwellende kleikorrels worden gebruikt. De afdichting moet minimaal twee meter dik en in ieder geval even dik zijn als de scheidende laag.

8.3.3 Beleid

Om ervoor te zorgen dat mechanisch boren altijd tot bronnen van voldoende kwaliteit leidt, moeten de boorbedrijven, die de boringen voor bodemenergiesystemen uitvoeren, per januari 2011 gecertificeerd zijn op grond van het SIKB-protocol 'Mechanisch Boren'. Alleen erkende gecertificeerde bedrijven mogen vanaf dat moment nog mechanische boringen uitvoeren voor bodemenergiesystemen. De ontwikkeling van het protocol vond plaats in opdracht van het ministerie van VROM en in samenspraak met de belanghebbende partijen vanuit de markt en de overheid.

Met de kwaliteitsborging van boringen is een belangrijk milieurisico van WKO afgedekt. Het duurzaam gebruiken van de schaarse ruimte in de ondergrond betekent echter ook het streven naar een zo goed mogelijk energetisch rendement van een WKO-installatie, niet alleen op papier, maar ook in de praktijk. Daarom wordt ook gestreefd naar een kwaliteitsimpuls voor de andere facetten die bij het ontwerp, de aanleg en het gebruik van WKO-systemen komen kijken. Ook hierbij zal zoveel mogelijk worden aangestuurd op verplichte certificering, zodat een gelijk speelveld voor alle (markt)partijen ontstaat.

Voor open systemen bestaat momenteel al een vrijwillig systeem van kwaliteitsborging voor ontwerp, realisatie, beheer en verwijdering op basis van de NVOE-Richtlijnen. Deze richtlijnen worden echter niet door alle partijen toegepast, mede omdat de wettelijke verankering ontbreekt.

In het kader van het Samenwerkingsprogramma WKO wordt momenteel een traject in gang gezet om tot een integrale en zoveel mogelijk wettelijk verankerde kwaliteitsborging te komen van alle facetten van WKO. In dit traject zullen overheden en marktpartijen aan tafel worden gevraagd om mee te denken over de op te stellen kwaliteitsdocumenten.

8.4 Discussie en conclusies

Voor bodemenergiesystemen bestaan richtlijnen die gelden voor het ontwerp, richtlijnen vanuit het beleid en de regelgeving van de overheid en richtlijnen voor de realisatie.

Het ontwerp van bodemenergiesystemen is gericht op de technische, economische en juridische haalbaarheid. Voor ontwerp, realisatie, beheer en verwijdering van open WKO-systemen bestaat een vrijwillig systeem van kwaliteitsborging op basis van de NVOE-Richtlijnen. Voor het ontwerp is ook bepalend of de gekozen opzet vergunbaar is, hetgeen wordt bepaald door de aanvaardbaarheid van de veroorzaakte effecten op het milieu en op belangen in de omgeving.

Uit het beleid komen, naast de randvoorwaarden aan de veroorzaakte effecten, ook vergunningvoorschriften voort. In de voorschriften worden eisen gesteld aan aan het systeem, de aanleg en ingebruikname daarvan, de te verrichten en te rapporteren metingen, randvoorwaarden tijdens gebruik en de beëindiging/afsluiting van het systeem. Beleidsvragen die momenteel spelen, zijn de toegestane infiltratietemperaturen, het handhaven van een energiebalans en interferentie.

Meer Met Bodemenergie moet een beter inzicht geven in de gevolgen van hoge temperatuur warmteopslag. Daarnaast loopt een initiatief voor onderzoek naar het nut en de noodzaak van de energiebalans. De gebieden waar mag worden verwacht dat interferentie tot beperkingen leidt zijn nog niet vastgesteld.

Om de kwaliteit van de boringen voor bodemenergiesystemen te waarborgen, moeten de betreffende boorbedrijven vanaf 2011 voldoen aan gecertificeerd zijn op grond van het SIKB-protocol 'Mechanisch Boren'. Daarnaast lopen, in het kader van het Samenwerkingsprogramma WKO, initiatieven om te komen tot een integrale en zoveel mogelijk wettelijk verankerde kwaliteitsborging van alle facetten van WKO.

Onderzoeksbehoefte
De belangrijkste beleidsgerelateerde onderwerpen waarvoor een onderzoeksbehoefte bestaat zijn:

- De toegestane maximale infiltratietemperatuur. Meer Met Bodemenergie draagt hieraan bij door meer inzicht te geven in de effecten die optreden bij hogere temperaturen."
- Energiebalans. Het nut en de noodzaak van het voorschrijven van een energiebalans. Aangezien dit onderzoek binnen het samenwerkingsprogramma WKO door IPO geïnitieerd wordt en eind 2010/begin 2011 gereed moet zijn, is dit onderdeel niet opgenomen in het onderzoeksprogramma van Meer Met Bodemenergie.
- Interferentie. Voor gebieden waar interferentie te verwachten is, worden momenteel vaak Masterplannen opgesteld om de ondergrond zo optimaal mogelijk te benutten en eerlijk te verdelen. Op dit moment wordt door SKB samen met een consortium van adviesbureau's een handreiking Masterplannen opgesteld. Deze handreiking bevat richtlijnen die aangeven onder welke voorwaarden een Masterplan moet/kan worden gemaakt en op welke wijze. Het project zal naar verwachting in de eerste helft van 2011 worden opgeleverd. Dit onderzoek is daarom niet in het onderzoeksprogramma opgenomen. Wel zal in de beleidsdiscussie worden ingegaan op de juridische verankering van gebiedsplannen.

8.5 Literatuur

Buik, N. en Willemsen, A., 2002. Clogging rate of recharge wells in porous media. Proceedings ISAR-4, Adelaide, South-Australia.

Caljé, R., 2010. Future use of Aquifer Thermal Energy Storage below the historic centre of Amsterdam. Final Thesis, Waternet - TU Delft.

IBA, 2007. Warmte- en Koudeopslag "Wie het eerst komt, het eerst pompt?"

IF Technology, 2006. Interferentie Ondergrondse Energieopslag, Deel 1 - Technische Analyse. Onderzoek in opdracht van het ministerie van VROM, IPSV-nummer 31117. Kenmerk 1/54266/GB.

IF Technology, 2007. Koude/warmteopslag in de praktijk - Meetgegevens van 67 projecten. Onderzoek in opdracht van SenterNovem, kenmerk 2/56280/MaK.

Snijders, A. en Wennekes, R.,1997. Vertikale bodemwarmtewisselaars voor warmtepompen - Deel 1 : Energetische aspecten. Verwarming&Ventilatie, november 1997, nr. 11.

Sommer, W., 2007. Het effect van ruimtelijke dimensionering op het rendement van warmte-koude opslagsystemen. Stageverslag, Witteveen en Bos - Universiteit Utrecht.

Taskforce WKO, 2009. Groen licht voor bodemenergie.

9 Verstopping van bronnen

Benno Drijver

9.1 Inleiding

WKO-systemen worden ontworpen voor een levensduur van tenminste 20 jaar. De systemen kunnen alleen goed blijven presteren als de bronnen in goede conditie blijven. Dit betekent dat het van groot belang is om de verstopping van de bronnen tot een minimum te beperken.

In het kader van het IEA (International Energy Agency) onderzoeksprogramma “ECES IA Annex 13: Design, Construction and Maintenance of UTES Wells and Boreholes” is internationaal onderzoek uitgevoerd naar problemen met bronnen bij WKO-projecten. Uit dit onderzoek (Bakema, 2001) volgt dat bij 10 van de 50 geïnventariseerde projecten in Nederland (20%) verstoppingsproblemen zijn opgetreden. In 2008 is nogmaals onderzoek gedaan naar het optreden van verstopping bij WKO-systemen (Vermaas, 2008): van de 350 systemen die op dat moment gerealiseerd waren, had naar schatting 5 à 10% met verstopping te maken gehad. Blijkbaar is de markt, door de toegenomen kennis over de oorzaken van putverstopping, beter in staat om deze problematiek te vermijden. Overigens blijkt de oorzaak van de verstoppingen relatief eenvoudig op te sporen en kan het probleem in het overgrote deel van de gevallen worden verholpen. Hardnekkige of onoplosbare problemen komen nauwelijks voor.

Hoewel het percentage van de systemen met verstopping is afgenomen, blijft putverstopping een belangrijk punt van aandacht bij het ontwerp van WKO-systemen. De komst van nieuwe marktpartijen (minder kennis en ervaring) kan de kans op putverstopping doen toenemen. Ook bij de initiatieven op het gebied van de combinatie van WKO en sanering zal sprake zijn van een verhoogde kans op putverstopping, omdat daarbij veel vaker sprake zal zijn van verschillen in de kwaliteit van het onttrokken grondwater.

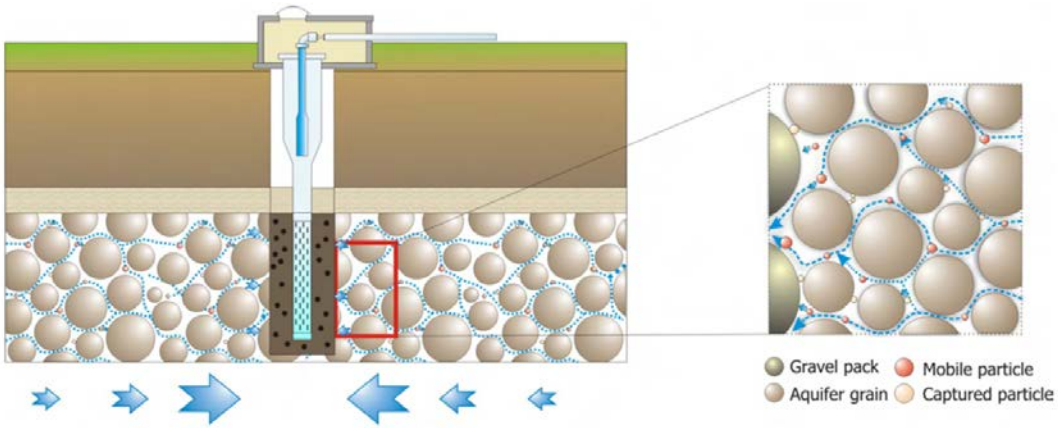
9.2 Literatuuroverzicht

Putverstopping kan worden onderverdeeld in de volgende categorieën:
- Putverstopping door deeltjes;
- Chemische/biologische putverstopping;
- Gasverstopping;
- Thermische verstopping;
- Putverstopping door kleizwelling.

De onderstaande paragrafen behandelen de verschillende typen putverstopping.

9.2.1 Putverstopping door deeltjes

In het grondwater zijn deeltjes aanwezig, die zowel bij onttrekking als bij infiltratie tot putverstopping kunnen leiden (zie figuur 9.1). Putverstopping door deeltjes is uitgebreid onderzocht in het kader van het programma Bedrijfsgerichte Technologische Samenwerkingprojecten (BTS) bij Senter (thans SenterNovem). Ook voor WKO-systemen is de verstopping door deeltjes onderzocht en vertaald in ontwerpnormen (Buik en Willemsen, 2002; NVOE, 2006).



figuur 9.1 **Schematische weergave van putverstopping door deeltjes (Bron: de Zwart, 2007)**

Veel kennis over putverstopping is opgedaan in de drinkwaterwereld (KIWA, 1982; KIWA, 2000). Bronnen van WKO-systemen zijn echter minder gevoelig voor verstopping dan bronnen van drinkwaterbedrijven (zie ook Vermaas, 2008). De belangrijkste oorzaken voor dit verschil zijn:

- de hogere dynamiek van WKO-bronnen

Uit onderzoek in het kader van het programma Bedrijfsgerichte Technologische Samenwerkingprojecten (BTS) (van Beek et al., 2004; BTS, 2006; de Zwart, 2007), is gebleken dat frequent schakelen mechanische putverstopping beperkt.
Bij drinkwaterbedrijven wordt veel gewerkt met pompen met een vast debiet: deze pompen staan aan of uit. Bij WKO-bronnen wordt gebruik gemaakt van bronpompen waarvan het debiet kan worden geregeld (frequentiegestuurde pompen), zodat sprake is van meer variatie in het debiet. Bovendien zal de variatie in de vraag naar warmte dan wel koude groter zijn dan de variatie in de watervraag bij een drinkwaterbedrijf, zodat de bronpompen van WKO-systemen vaker aan- en uitgeschakeld worden dan drinkwaterbronnen.
Belangrijk is ook dat bij de meeste WKO-systemen de pomprichting bij verwarming en bij koeling tegengesteld is (dit geldt niet voor recirculatiesystemen).

- netto onttrekking (vrijwel) nul

WKO-systemen verpompen in het zomerseizoen grondwater van de koude naar de warme bron(nen) en in het winterseizoen in omgekeerde richting (geldt niet voor recirculatiesystemen). Netto wordt geen grondwater onttrokken, behoudens een beperkte hoeveelheid voor (preventief) onderhoud. Doordat jaarlijks vaak een vergelijkbare hoeveelheid water van de warme naar de koude bron(nen) wordt verpompt als omgekeerd, wordt voor het overgrote deel steeds “hetzelfde water” verplaatst. Als nogmaals hetzelfde water wordt verpompt zal dit niet of nauwelijks nog verstopping veroorzaken: de eventuele deeltjes en waterkwaliteitsverschillen zullen de eerste keer tot verstopping leiden en de volgende keren niet of nauwelijks meer. Dit wordt bevestigd door het feit dat verstoppingsproblemen bij WKO-systemen meestal in het eerste jaar optreden (Bakema, 2001).
Bij onttrekkingen zonder herinfiltratie (zoals bij drinkwaterbedrijven) wordt steeds nieuw grondwater (met verstoppingspotentie) aangetrokken, waardoor de putverstopping zich steeds verder kan opbouwen. Ook kunnen waterkwaliteitsgrenzen worden aangetrokken, bijvoorbeeld als een onttrekking in ijzerhoudend (anoxisch) grondwater op termijn zuurstofhoudend (oxisch) grondwater aantrekt (zie paragraaf 9.2.4 en figuur 9.3).

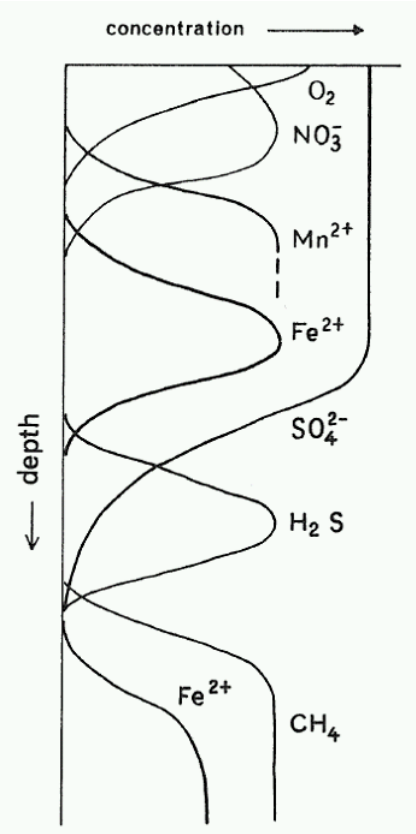
Om verstopping door deeltjes beperkt te houden, wordt bij WKO-systemen vaak enkele keren per jaar enige tijd grondwater onttrokken uit de infiltratiebron (in de zomer is dat de warme bron en in de winter de koude bron) en geloosd op de riolering of het oppervlaktewater. De opgehoopte deeltjes worden op die manier periodiek verwijderd. Dit wordt ook wel preventief spuien genoemd.

9.2.2 Chemische/biologische putverstopping

Chemische putverstopping wordt veroorzaakt door chemische reacties/processen, waarbij vaste stoffen worden gevormd. Bij WKO-systemen kan chemische putverstopping optreden door menging van grondwater met verschillende samenstellingen of door een afname van de oplosbaarheid door een temperatuurverandering.
Biologische putverstopping treedt vaak op in combinatie met chemische putverstopping. De reacties die optreden worden daarbij biologisch bevorderd. Micro-organismen kunnen de chemische reacties die tot neerslagvorming leiden vele malen versnellen (zie onder andere Stuyfzand, 2007 en van Beek et al, 1998). Naast het reactieproduct wordt in dat geval slijm gevormd, wat een verstoppende werking heeft. Vaak bestaat een gedeelte van de verstopping dan ook uit organisch materiaal/biomassa (BTS, 2006). Om biomassa te kunnen vormen is de aanwezigheid van biologisch afbreekbare organische stoffen een belangrijke voorwaarde. Uit onderzoek door KIWA is afgeleid, dat biologische verstopping bij infiltratieputten mogelijk is bij een AOC-belasting (belasting met Assimileerbaar Organisch Koolstof) van meer dan 10 mg per uur per m² oppervlakte van de boorgatwand (KIWA, 1989). Door de hogere stroomsnelheid neemt het voedselaanbod toe, wat tot extra bacteriegroei kan leiden. Met name bij sulfaatreductie is dit proces van belang (van Beek et al., 1998). Ook een toename van de stroomsnelheid van het grondwater door WKO kan zodoende leiden tot een verhoogde microbiologische activiteit.

Putverstopping door menging

Water dat in de bodem infiltreert heeft in contact gestaan met de atmosfeer en bevat daardoor opgelost zuurstof. Stikstof dat aan de bodem wordt toegevoegd via atmosferische depositie en bemesting, wordt onder invloed van atmosferische zuurstof omgezet in nitraat (Van Beek, C., van den Berg, G. en Hesen, P., 2005). Het water dat na infiltratie de grondwaterspiegel bereikt bevat daardoor zowel zuurstof als nitraat, beide oxiderende stoffen. Ook sulfaat kan optreden als oxiderende stof. In de ondergrond worden deze oxiderende stoffen verbruikt door reacties met reducerende stoffen (zoals organisch materiaal en pyriet) en verandert de watersamenstelling. Zuurstof is de sterkste oxidator en zal als eerste worden verbruikt, gevolg door nitraat en sulfaat. Figuur 9.2 toont de typische ontwikkeling van de samenstelling van water dat in de diepte steeds verder gereduceerd raakt.

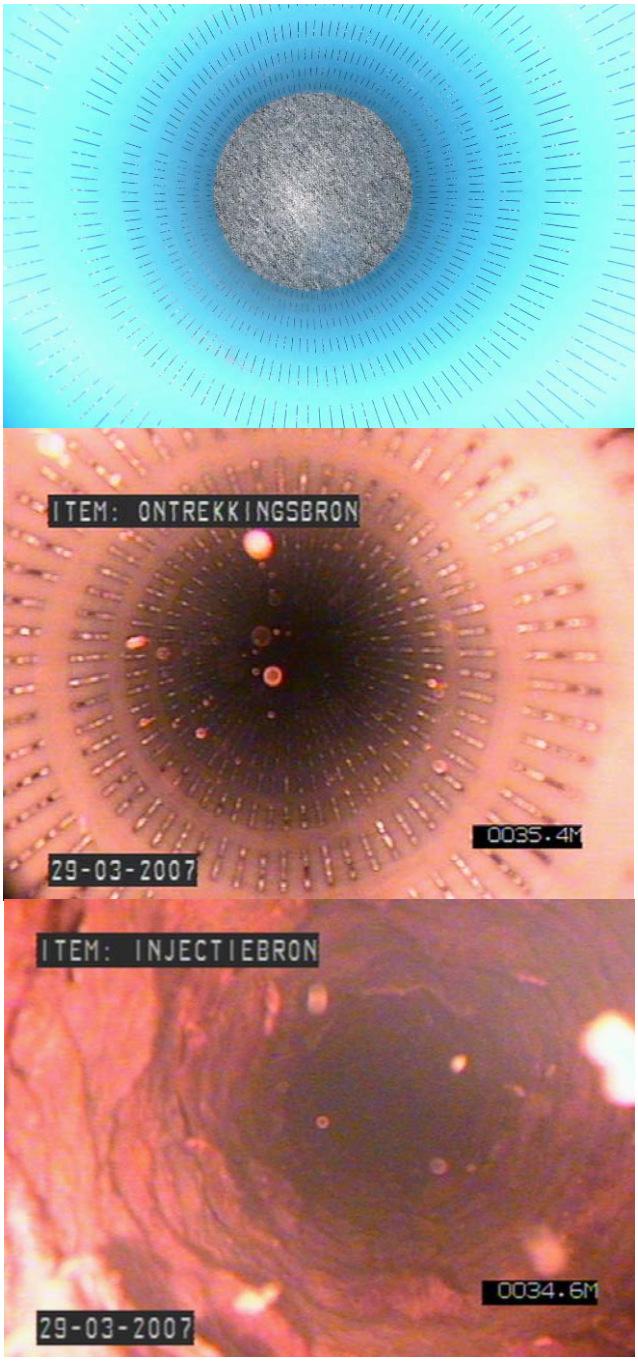


figuur 9.2 **Schematische weergave van de ontwikkeling van de watersamenstelling in de diepte als het water steeds verder gereduceerd wordt (Bron: Appelo en Postma, 1998)**

Uit de figuur komt duidelijk naar voren dat bepaalde stoffen niet naast elkaar voorkomen in hetzelfde grondwater:

- Zuurstof en ijzer(II)
  Beide stoffen komen (normaalgesproken) niet naast elkaar voor, omdat ze met elkaar reageren totdat één van beiden is uitgeput. Bij deze reactie wordt ijzer(hydr)oxide gevormd, een vaste stof die tot verstopping van de bronnen leidt (zie figuur 9.3).

Menging van ijzer(II)-houdend grondwater en zuufstofhoudend grondwater dient daarom te worden voorkomen. Opgemerkt wordt, dat bij lage pH-waarden deze reactie zeer langzaam verloopt en daardoor minder snel tot problemen leidt.



figuur 9.3 **Filterbuis voor installatie (boven), met enige ijzeraanslag (midden) en met een zeer sterke ijzerverstopping (onder)**

- Nitraat en ijzer(II)
  Ook nitraat en ijzer(II) komen niet/nauwelijks naast elkaar voor. Waarschijnlijk kunnen beide stoffen met elkaar reageren, met ijzer(hydr)oxide als reactieproduct. Ook menging van ijzer(II)-houdend grondwater en nitraathoudend grondwater dient daarom te worden voorkomen.

- H_2S en ijzer(II)
  Daar waar H_2S voorkomt in het grondwater, bevat het grondwater geen ijzer(II). Als deze stoffen met elkaar in aanraking komen ontstaat ijzersulfide, eveneens een vaste stof. Menging van ijzer(II)-houdend grondwater met H_2S-houdend grondwater kan daardoor ook verstopping veroorzaken.

- Methaan en sulfaat
  De vorming van methaan kan alleen optreden als het grondwater geen zuurstof, nitraat of sulfaat meer bevat. Sulfaat en methaan reageren niet rechtstreeks met elkaar. Als sulfaathoudend water wordt geïnfiltreerd in een laag waar methaanvorming optreedt, dan zal de methaanvorming daarom stoppen. In plaats daarvan zal sulfaatreductie optreden, waarbij vorming van H_2S optreedt. Als het gevormde H_2S in aanraking komt met ijzer(II), ontstaat ijzersulfideneerslag.

- Methaan en zuurstof
  Bij de oxidatie van methaan door zuurstof ontstaan, naast water en CO_2, grote hoeveelheden slijm/biomassa (van Beek et al., 1998). In dit geval is de verstopping puur biologisch van aard. Dit type verstopping is bij WKO-systemen, voor zover bekend, nooit opgetreden.

Preventie en aanpak

De meest voorkomende chemische/biologische verstopping bij WKO-systemen is verstopping van bronnen door ijzer(hydr)oxiden. Algemeen kan worden gesteld dat door het voorkomen van menging van de genoemde verschillende watertypen, ook de bijbehorende verstopping goed kan worden voorkomen. Bij WKO-systemen in ijzer(II)houdend grondwater dient daarnaast voorkomen te worden dat toetreding van (lucht)zuurstof optreedt: het systeem moet volledig luchtdicht worden uitgevoerd. Tenslotte moeten de toegepaste materialen zijn aangepast aan de grondwaterkwaliteit, zodat corrosie wordt voorkomen.

Voor het aanpakken van een ijzerverstopping wordt meestal eerst een oxidator gebruikt (b.v. chloorbleekloog of waterstofperoxide) om de organische component van de verstopping aan te pakken, vervolgens zuur (oplossen van de ijzerhydroxiden) in combinatie met mechanische technieken (verwijderen van het losgemaakte materiaal en de chemische middelen). Het onjuist uitvoeren van chemische regeneratiemethoden kan gevaarlijk zijn. Het is dan ook van groot belang dat hierbij de nodige veiligheids-/voorzorgsmaatregelen worden getroffen.

Van verstopping van WKO-systemen door ijzersulfiden zijn slechts enkele gevallen bekend. Dit type verstopping wordt vaak met behulp van een oxidator aangepakt (in combinatie met mechanische technieken), zodat zowel de neerslag als de organische stof/biomassa wordt aangepakt.

Combinatie WKO en sanering
Uit het bovenstaande blijkt dat putverstopping bij WKO-systemen in beperkte mate optreedt en in veel gevallen oplosbaar is. Eén van de redenen is dat bekend is onder welke omstandigheden putverstopping optreedt en deze problematiek bij een zorgvuldig ontwerp meestal wordt voorkomen. Dit betekent met name dat de onttrekking van water van verschillende kwaliteiten wordt vermeden door het systeem op een diepte te realiseren waar de waterkwaliteitsverschillen klein zijn (of geen aanleiding vormen voor verstopping).

Hoewel KWO en sanering beide bewezen technieken zijn, levert de combinatie van beide nieuwe problematiek op. Vanuit het oogpunt van WKO is verstopping van de bronnen de belangrijkste problematiek en vanuit het oogpunt van de sanering is dit de effectiviteit van de sanering. Als een combinatie wordt gezocht tussen WKO en sanering, dan ligt het voor de hand om de bronnen op de diepte van de verontreiniging aan te brengen en is de keuze van de diepte waarop het systeem wordt aangebracht niet meer vrij. In dat geval zal meestal sprake zijn van waterkwaliteitsverschillen en is sprake van een verhoogd risico op verstopping van de bronnen. Bij saneringen komt putverstopping dan ook regelmatig voor. Omdat de duur van een sanering (1 of 2 jaar is al lang) veel korter is dan de levensduur van WKO-systemen (ontworpen voor > 20 jaar levensduur), zijn de consequenties van putverstopping bij saneringen minder groot dan bij WKO-systemen. Specifiek kunnen drie typen verstopping extra risico's opleveren:

- IJzerverstopping
  Meestal worden de bronfilters van WKO-systemen in ijzerhoudend grondwater geplaatst op voldoende afstand van de overgang tussen het ijzerhoudende water en het zuurstof/nitraathoudende water (deze overgang wordt vaak aangeduid als de redoxgrens). In gebieden waar verontreinigingen tot grotere diepten kunnen doordringen is, kan ook zuurstof/nitraathoudend water aanwezig zijn op grotere diepte. Bij een combinatie van KWO en sanering kan daardoor niet altijd voldoende afstand tot de redoxgrens worden aangehouden en bestaat dus een verhoogd risico op ijzerverstopping.

- Biologische verstopping
  Doel van de sanering is het (zo veel mogelijk) verwijderen van de verontreiniging. Als in het diepere grondwater, waar WKO kan worden toegepast, sprake is van verontreinigingen, dan betreft het vaak VOCl-verontreinigingen. Een veel gebruikte techniek om VOCl-verontreinigingen aan te pakken is een in-situ sanering met behulp van gestimuleerde biologische afbraak. Hierbij worden voedingstoffen (koolstofbron en nutriënten) aan het grondwater toegevoegd, die enerzijds bedoeld zijn voor de bacteriën die de afbraak van de verontreiniging moeten verzorgen en anderzijds zorgen voor de juiste omstandigheden voor het afbraakproces.

Bij deze biologische afbraak is sprake van verhoogde biologische activiteit en vorming van biomassa. Deze biomassa kan verstopping van de bronnen veroorzaken.

Ook zonder het stimuleren van de biologische afbraak is bij grondwaterverontreinigingen sprake van een verhoogd risico op verstopping van de WKO. De verontreiniging zelf (organisch materiaal) kan dienen als koolstofbron voor de bacteriën en zodoende zorgen voor een verhoogde biologische activiteit. De verontreiniging heeft ook invloed op de redoxcondities, waardoor in verontreinigd gebied de kans op verschillende redox-omstandigheden in het grondwater groter is en daarmee ook de kans op verstopping.

Tenslotte zorgt de verhoogde stroomsnelheid van het grondwater in de omgeving van de WKO voor een groter voedselaanbod voor de bacteriën. Vooral op plaatsen waar organisch materiaal, elektronacceptoren en een hoge dynamiek samenkomen, mag biologische verstopping worden verwacht. Omdat bij de processen die leiden tot de neerslag van ijzersulfiden en ijzer(hydr)oxiden vaak ook bacteriën betrokken zijn op deze plaatsen ook deze neerslagtypen te verwachten.

- Gasverstopping
  In verontreinigingspluimen kan sprake zijn van verhoogde gasgehaltes (met name methaan). Het ontwerp van WKO systemen wordt normaalgesproken zodanig gekozen dat de gasdruk in het grondwater beduidend lager is dan de waterdruk in de gebruikte bodemlaag. Door ervoor te zorgen dat de waterdruk in het KWO-systeem boven de gasdruk blijft wordt ontgassing voorkomen en treedt gasverstopping niet op. Bij de combinatie van KWO en sanering zal de KWO relatief ondiep geplaatst moeten worden en kan sprake zijn van verhoogde risicos op gasverstopping.

De belangrijkste onderzoeksvraag op dit vlak is hoe verstopping kan worden voorkomen of beheersbaar kan worden gemaakt, zonder de aanpak van de verontreiniging te veel te verstoren: het separaat uitvoeren van sanering en WKO (WKO in een dieper watervoerend pakket toepassen) is dan geen optie, omdat dan geen sprake meer is van een combinatie. In het kader van een SKB-onderzoek naar de combinatie van bodemenergie en saneren in Apeldoorn (SKB, 2009) is een inventarisatie gemaakt van de risico's die een rol spelen bij de combinatie. Op het gebied van verstopping is een gezocht naar mogelijke oplossingen om het optreden van verstopping te beperken of de problematiek beheersbaar te krijgen.

Er is een aantal oplossingsrichtingen denkbaar:

a. Regeneratietechnieken, waarmee de verstopping kan worden beheerst (b.v. hoogfrequent schoonmaken van de bronnen);
b. Gebruik maken van terugspoelbare of eenvoudig vervangbare filters om het infiltratiewater voorafgaande aan de infiltratie te filteren en daarmee verstopping van de bronnen te beperken;
c. Voor de stimulering van de biologische afbraak gebruik maken van andere putten op enige afstand, zodat biologische verstopping bij de KWO bronnen wordt geminimaliseerd;

d. Ontgassen van het grondwater om gasverstopping tegen te gaan. Vervolgvraag is wat te doen met de vrijgekomen gassen. Methaan naar de atmosfeer afvoeren is niet gewenst (sterk broeikasgas). Nuttig inzetten van methaan zou mooi zijn, maar is vermoedelijk economisch niet haalbaar op deze schaal;
e. Aangepast ontwerp gericht op het minimaliseren van de problematiek, bijvoorbeeld overdimensionering of gescheiden onttrekking door gebruik te maken van separate filters op verschillende dieptes.

In het kader van het genoemde SKB-project (SKB, 2009) is ook een ontwerp gemaakt van een pilot-installatie die gebruikt kan worden voor het eerste project en gelijktijdig geschikt is voor nader (praktijk)onderzoek.

Hoge temperatuur warmteopslag
Specifiek voor hoge temperatuur warmteopslag is de neerslag van carbonaten. Dit probleem is bekend vanuit de dagelijkse praktijk: ketelsteen in de fluitketel en kalkaanslag bij het verwarmingselement van de wasmachine. De oplosbaarheid van kalk neemt af bij toenemende temperatuur. In de praktijk blijkt een oververzadiging van kalk niet direct tot neerslag te leiden: Snijders (1991) geeft aan dat een verzadigingsindex tot 1 kan voorkomen zonder dat kalkneerslag optreedt. Dit kan worden verklaard uit hoge concentraties opgeloste organische stof, die calcium complexeren, en fosfaat en magnesium, die de kristallisatie van calciet tegenwerken: inhibitie (Stuyfzand en Raat, 2010). Bij de meeste WKO-systemen zijn de temperatuurverschillen relatief klein en is kalkneerslag niet aan de orde. Bij hoge temperatuur warmteopslag is kalkneerslag een belangrijk aandachtspunt.

In de literatuur worden verschillende temperaturen genoemd, waarbij de neerslag van carbonaten begint op te treden:
- Heidemij (1987) concludeert dat waterbehandeling om kalkneerslag te voorkomen bij warmte-opslag op lage temperatuur (< 50 °C) in veel gevallen niet nodig is;
- Snijders (1991, 1994) geeft aan dat bij warmteopslag bij lagere temperaturen (afhankelijk van de watersamenstelling tot 40 à 60 °C) vaak geen waterbehandeling nodig is door de aanwezigheid van inhibitoren;
- Knoche et. al (2003) hebben experimenten uitgevoerd met verschillende watertypen en geven aan dat zoet water kan worden verwarmd tot 60 °C en zout water tot 70 °C, zonder dat kalkneerslag optreedt. Bij opwarming tot boven 60 °C wordt beproeving aanbevolen.

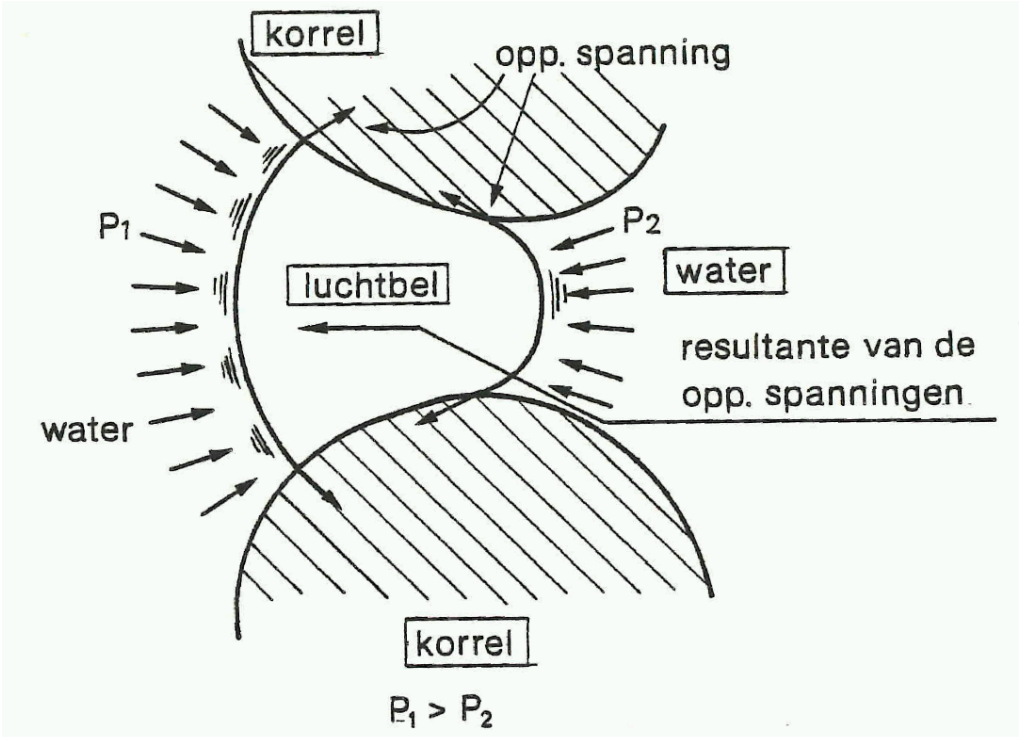
Als carbonaatneerslag verwacht wordt, dan is waterbehandeling nodig om dit te voorkomen. Hierbij kan worden gedacht aan ionenwisseling, zuurdosering of toevoeging van inhibitors.

9.2.3 Gasverstopping

Gassen zijn tot op zekere hoogte oplosbaar in water. Deze oplosbaarheid is in hoofdzaak afhankelijk van de druk en in mindere mate van de temperatuur. Doordat de oplosbaarheid afneemt af bij een afname van de druk (en bij een toename van de temperatuur), kunnen door een drukafname opgeloste gassen vrijkomen. Dit is eenvoudig uit te leggen aan de hand van een fles koolzuurhoudende frisdrank (bevat opgelost CO_2), bijvoorbeeld cola. De fles staat onder druk zolang de dop op de fles gedraaid is en daardoor kan relatief veel CO_2 in oplossing blijven. Als de dop van de fles af gedraaid wordt, dan neemt de druk plotseling af en ontstaan gasbellen (er treedt ontgassing op). De cola kan daarbij zelfs spontaan uit de fles gaan stromen.

Ditzelfde fenomeen is van toepassing op grondwater. Bij een open WKO-systeem wordt grondwater onttrokken. Bij de onttrekking neemt de waterdruk (stijghoogte) in het watervoerend pakket en in de onttrekkingsput af. Het water stroomt vervolgens via de stijgbuis van de bron naar boven richting de bronpomp, waarbij de hydrostatische druk snel afneemt. De bronpomp brengt het water weer op druk om het door het systeem te kunnen pompen en te kunnen infiltreren in de infiltratiebron. Ook na de bronpomp, in het leidingwerk van het systeem, neemt de hydrostatische druk af door transport naar boven en gaat druk verloren door stromingsweerstand in het leidingwerk. In de infiltratiebron wordt het water weer naar de diepte getransporteerd en neemt de druk weer toe. De druk op de uiteindelijke diepte komt uiteindelijk wat hoger uit dan de oorspronkelijke druk in het watervoerend pakket, doordat voor de infiltratie van het water een zekere injectiedruk nodig is. Het water dat door een WKO-systeem wordt verpompt ondervindt dus achtereenvolgens:

- een drukverlaging in het watervoerend pakket en de onttrekkingsbron;
- een drukverhoging door de bronpomp;
- een drukafname in het leidingwerk;
- een druktoename tot boven de oorspronkelijke druk in de infiltratiebron.



figuur 9.4 **De oppervlaktespanning van een vastgelopen gasbel zorgt voor een weerstandbiedende kracht, waardoor de porie verstopt raakt (Bron: Kiwa, 1982)**

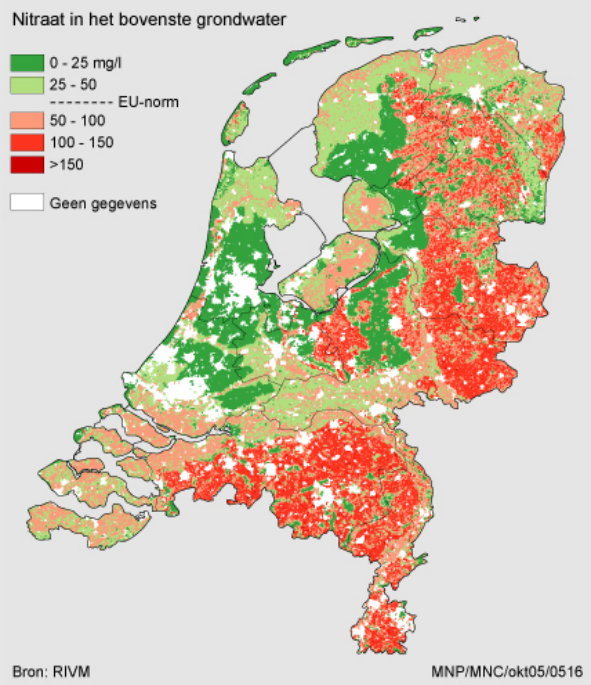
Omdat het ontstaan van gasbellen veel sneller gaat dan het weer oplossen van gasbellen, zullen de eventuele gasbellen die ontstaan aan de onttrekkingszijde of in het leidingwerk van een WKO-systeem niet volledig zijn opgelost op einddiepte in de infiltratiebron. Gasbellen in het te infiltreren water kunnen in de infiltratieput voor verstopping zorgen doordat ze de poriën blokkeren (zie figuur 9.4). Van gasbellen is bekend dat ze voor een bijzonder snelle en drastische verstopping van infiltratiebronnen kunnen zorgen (Kiwa, 1982; Fortuin en Willemsen, 2005). Opvallend aan dit type verstopping is dat onttrekking uit een met gas verstopte bron goed mogelijk blijft (Bakema, 2001).

Gasgehalte van het grondwater

Water van 11 °C dat in evenwicht is met de atmosfeer bevat per liter ongeveer 11 mg zuurstof (O_2) en 18 mg stikstof (N_2). In de onverzadigde zone wordt zuurstof geheel of gedeeltelijk afgebroken. De bodemlucht kan daardoor bijna volledig uit stikstof bestaan, waardoor het stikstofgehalte in het water kan oplopen tot maximaal 23 mg/l. Een ander mechanisme om tot hogere stikstofgehaltes in het grondwater te komen is de insluiting en daaropvolgende oplossing van gasbellen onder invloed van grondwaterstandsfluctuaties.

Naarmate het grondwater een steeds grotere diepte bereikt, neemt de oplosbaarheid van de gassen toe. Tegelijkertijd treden processen op, die van invloed zijn op het gehalte aan opgeloste gassen in het grondwater. In het grondwater zal eerst het eventueel nog resterende zuurstof worden afgebroken. Vervolgens vindt de afbraak van nitraat plaats (ook wel denitrificatie genoemd), waarbij stikstof wordt gevormd.

Het stikstofgehalte in het grondwater loopt daardoor verder op. De hoogste stikstofgehaltes die zijn gevonden liggen in de orde grootte van 60 mg/l. Uitgaande van een uitgangsconcentratie van 23 mg/l in het infiltratiewater, zou hiervoor tenminste een initiële nitraatconcentratie van ruim 160 mg/l nodig zijn. Hoge stikstofgehaltes kunnen dan ook alleen voorkomen in gebieden met zeer hoge nitraatgehaltes in ondiepe grondwater, zoals in het zuiden en oosten van het land (zie figuur 9.5).



figuur 9.5 **Nitraatgehalte van het ondiepe grondwater in Nederland. Nitraatgehalten hoger dan 150 mg/l komen vrijwel niet voor.**
Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Onder sterk gereduceerde omstandigheden (geen zuurstof, nitraat en sulfaat aanwezig) kan methaan (CH_4) gevormd worden door microbiologische omzetting van organisch materiaal (ook wel methanogenese genoemd). Met name in gebieden waar veel reactief organisch materiaal in de ondergrond aanwezig is, komen hoge methaangehaltes voor. De hoogste methaangehaltes die zijn gevonden liggen rond 70 mg/l.

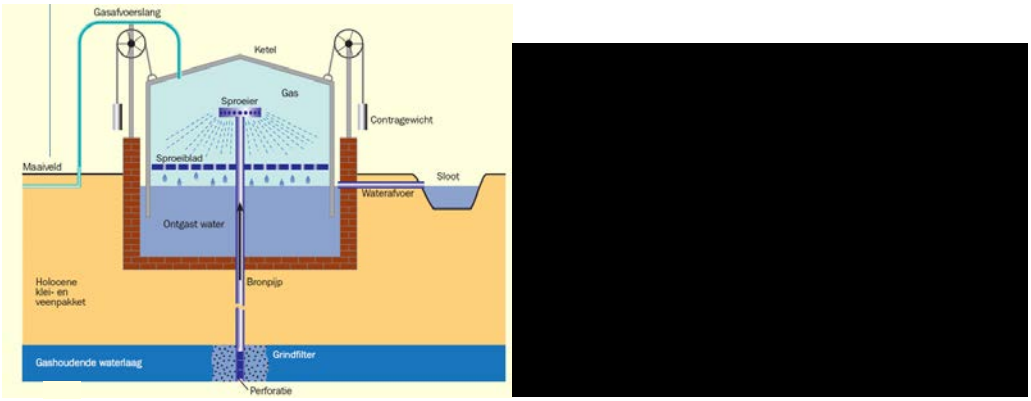
Als door de vorming van stikstof en/of methaan in de ondergrond de oplosbaarheid van de gassen in het grondwater wordt overschreden, dan zal ontgassing optreden. Bij deze ontgassing gaat niet alleen het gas dat wordt gevormd verloren, maar ook een deel van de andere gassen uit de oplossing. Daardoor zal bij ontgassing door methaanvorming het stikstofgehalte afnemen en het methaangehalte toenemen. In hoeverre ontgassing heeft plaatsgevonden kan worden afgeleid uit het argongehalte van het grondwater. Dit gas wordt namelijk niet afgebroken of gevormd in de ondergrond, maar de concentratie kan wel worden verlaagd door ontgassing (Fortuin en Willemsen, 2005). Bij 10 °C is het argongehalte in het water in evenwicht met de atmosfeer ongeveer 0,7 mg/l. Als het argongehalte duidelijk lager is dan 0,7 mg/l, dan is dat een aanwijzing dat ontgassing heeft plaatsgevonden.

Dat ontgassing van het grondwater in de praktijk optreedt, blijkt uit praktijkervaringen. In Friesland zijn gebieden bekend, waar zich onder de deklaag bellen methaangas hebben opgehoopt: ondiep aardgas. Bij het uitvoeren van een boring door de deklaag kan het gas dan plotseling ontsnappen, wat hoog opspuitende waterkolommen kan opleveren (Dufour, 1998). Stuurman (2001) schrijft hierover:

"Al heel lang is bekend, dat er in het westen en noorden van Nederland op geringe diepte aardgas in de ondergrond voorkomt. De eerste berichten daarover stammen uit het begin van onze jaartelling en komen uit Friesland. Daar zouden in de jaren 4, 155 en 230 spontane uitbarstingen van gas hebben plaatsgevonden. Deze gingen gepaard met grote vuren die een paar dagen bleven branden. Dit brongas ontstaat door de bacteriële afbraak van organisch materiaal, zoals planten en algen, in de zandige pakketten onder de Holocene veen- en kleilagen. Het brongas bevat ongeveer tachtig procent methaan en twintig procent stikstof en kooldioxide."

In veel polders in Noord-Holland en in mindere mate in andere provincies wordt dit methaan vanaf het einde van de 19^{e} eeuw gewonnen met behulp van brongasinstallaties en gebruikt voor verwarming en verlichting (Bartstra, 2003; Obdam en Cleveringa, 2001; Stuurman, 2001, Drijver et al., 2007). Brongaswinning werd vooral toegepast in diepe polders, zoals de Beemster en de Purmer. Door een put te maken, stroomde het grondwater door de kweldruk vanzelf toe. Bij het opkwellen neemt de druk in het methaanrijke grondwater af, waardoor (methaan)gasbellen ontstaan. Aan de bovenzijde van de put werd een ketel geplaatst waarmee het vrijkomende gas werd opgevangen. Het kwelwater werd geloosd op het oppervlaktewater. Volgens berekeningen uit de gas- en waterlevering komen bij gasbronnen methaangehaltes van 60-90 mg/l voor (Drijver et al., 2007).

In de hoogtijdagen van de brongaswinning zijn in Noord-Holland vermoedelijk meer dan 4.000 gasbronnen in bedrijf geweest. Tegenwoordig zijn nog maar 150-200 brongasinstallaties in gebruik in deze provincie. Deze terugloop heeft vooral te maken met de komst van aardgas en het aan banden leggen van brongaswinning door de waterschappen in verband met de kwaliteit van het geloosde water.



figuur 9.6 **Schematische weergave van het principe van de brongasinstallatie (Bron: Stuurman, 2001) en een foto van de ketel**

Voorkomen van ontgassing

Om te voorkomen dat putverstopping optreedt door ontgassing van het verpompte grondwater, moet ervoor worden gezorgd dat de druk in het grondwatersysteem overal boven de gasdruk van het grondwater blijft. Kennis van het gasgehalte van het grondwater is nodig om deze minimale gasdruk te kunnen vaststellen. Bij het ontwerp van het grondwatersysteem moet rekening gehouden worden met de gasdruk bij de maximale temperatuur die in het systeem optreedt.

In bepaalde gebieden in het westen van Nederland kunnen in het ondiepe grondwater hoge gasdrukken voorkomen. Zo is bekend dat in de omgeving van Rotterdam/Delft op een diepte van 30 tot 40 m-mv methaangehaltes voorkomen van ongeveer 50 mg/l. Bij deze hoge gasgehaltes ontgast het grondwater al (bijna) in het watervoerende pakket. In die gevallen is het niet mogelijk om overal voldoende druk te garanderen en is het beter om energieopslag in een dieper watervoerend pakket toe te passen.

9.2.4 Thermische verstopping

De doorlatendheid van een zandlaag is niet alleen afhankelijk van de eigenschappen van het zand, maar ook van de eigenschappen van de vloeistof die er doorheen moet stromen. Voor de doorlatendheid is hierbij de viscositeit van water van belang. Bij een afname van de temperatuur met 10 °C neemt de doorlatendheid met ongeveer 25% af, als gevolg van een toename van de viscositeit. Vooral bij grote verschillen tussen de natuurlijke grondwatertemperatuur en de infiltratietemperatuur is deze thermische verstopping een factor om rekening mee te houden. Thermische verstopping is in Nederland normaalgesproken niet van grote invloed, doordat de infiltratietemperaturen meestal niet veel meer dan 6 graden onder de natuurlijke grondwatertemperatuur liggen.

9.2.5 Putverstopping door kleizwelling

Bij infiltratie van zoet water in een watervoerend pakket met zout water kan sterke zwelling van kleimineralen optreden, waardoor de doorlatendheid van het watervoerende pakket sterk afneemt. In een extreem geval, waarbij gedestilleerd water werd geïnfiltreerd in een zeewaterbevattende zandsteenlaag, nam de doorlatendheid zelfs praktisch onmiddellijk af met 99% (Kiwa, 1982). Omdat de onttrekking en de infiltratie bij WKO-systemen plaatsvindt in hetzelfde watervoerende pakket, zijn de verschillen in zoutgehalte normaalgesproken gering en speelt dit type putverstopping geen rol.

9.3 Discussie en conclusies

Vanwege de lange levensduur van WKO-systemen is het van groot belang om te waarborgen dat de verstopping van de bronnen tot een minimum beperkt blijft. Volgens onderzoek uit 2008 heeft 5 à 10% van de WKO-systemen op enig moment met putverstopping te maken. In de meeste gevallen kan het probleem snel worden verholpen. Serieuze problemen met bronverstopping komen daardoor slechts in beperkte mate voor. Gezien de verwachte toename van het aantal systemen in de komende jaren en de komst van nieuwe marktpartijen (die minder kennis en ervaring hebben), blijft putverstopping een belangrijk punt van aandacht. Bovendien zal bij de combinatie van WKO en sanering sprake zijn van verhoogde risico's op putverstopping, doordat vaker verschillende waterkwaliteiten worden gemengd.
Putverstopping door deeltjes is uitgebreid onderzocht in het kader van het BTS onderzoek. Belangrijkste conclusie is dat frequent schakelen mechanische putverstopping beperkt. Daarnaast kan de verstopping worden beheerst door preventief onderhoud aan de bronnen.

Chemische/biologische putverstopping treedt meestal op door menging van water met verschillende samenstellingen. Het voorkomen van de menging van verschillende watertypen is de meest voor de hand liggende oplossing. Dit betekent dat in het vooronderzoek aandacht nodig is voor de grondwaterkwaliteit. De meest voorkomende chemische/biologische verstopping bij WKO-systemen is verstopping van bronnen door ijzer(hydr)oxiden.
Bij de combinatie van WKO met sanering neemt het risico op putverstopping aanzienlijk toe, door verschillende waterkwaliteiten en verhoogde gehaltes aan afbreekbare stoffen. Aangezien nog nauwelijks ervaring is met deze combinatie is onbekend of en wanneer het voorkomen of beheersen van de verstoppingsproblematiek haalbaar is. In het kader van een SKB onderzoek naar de combinatie van WKO met sanering in Apeldoorn zijn mogelijke oplossingen aangedragen om het optreden van verstopping te beperken of de problematiek beheersbaar te krijgen. Tevens is daarbij een ontwerp gemaakt voor een pilot-installatie voor een eerste project met de daaraan gekoppelde voorzieningen die nader onderzoek mogelijk maken.

Bij hoge temperatuur warmteopslag kan verstopping optreden door de neerslag van carbonaten en kan waterbehandeling nodig zijn om dit te voorkomen.

Gasverstopping kan effectief worden voorkomen door ervoor te zorgen dat het water onder voldoende druk blijft. Als sprake is van een hoge gasdruk in ondiep grondwater kan het handhaven van voldoende druk niet altijd garandeerd worden en is het beter om energieopslag in een dieper watervoerend pakket toe te passen.

Thermische putverstopping en putverstopping door kleizwelling spelen normaalgesproken geen rol van betekenis.

Onderzoeksbehoefte
Resumerend blijkt dat de belangrijkste onderzoeksvraag die speelt bij het functioneren van bronnen in de praktijk ligt bij de combinatie van WKO en sanering: in hoeverre is hierbij het voorkomen of beheersen van de verstoppingsproblematiek haalbaar en hoe kan dit worden uitgevoerd.

9.4 Literatuur

Appelo, C.A.J. en Postma, D., 1999 - Geochemistry, groundwater and pollution. Editie: Fourth corrected print. ISBN-nummer: 90 5410 106 7. Uitgever: A.A. Balkema. Rotterdam/Brookfield.

Bartstra D. (2003). Gasbronnen in Noord-Holland van 1895 tot heden. Drukkerij Keizer en van Straten.

BTS (2006). Voorkomen en verwijderen van putverstopping door deeltjes op de boorgatwand - Richtlijnen voor ontwerp, realisatie, bedrijfsvoering en regeneratie van pompputten.

Buik, N. en Willemsen, A., 2002. Clogging rate of recharge wells in porous media. Proceedings ISAR-4, Adelaide, South-Australia.

De Zwart, A. (2007). Investigation of Clogging Processes in Unconsolidated Aquifers near Water Supply Wells. Proefschrift, TU-Delft.

Drijver, B., Kappelhof, J., Polman, E. en van Breukelen, B., 2007. Methaanwinning uit grondwater - duurzaam alternatief met economisch perspectief. H2O / 19 - 2007.

Dufour, F.C., 1998. Grondwater in Nederland: Onzichtbaar water waarop wij lopen. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO (Delft): 265 pp.

Fortuin, N.P.M. en Willemsen, A., 2005. Exsolution of nitrogen and argon by methanogenesis in Dutch ground water. Journal of Hydrology 301 (2005) 1-13.

Heidemij, 1987. Putverstopping bij warmte-opslag in ondiepe aquifers. Beopsamenwerkingsovereenkomst no. 54202-20.13-I.4.18.

KIWA, 1982. Verstopping van persputten. Rapport samengesteld binnen het programma speurwerk van de VEWIN.

KIWA, 1989. Diepinfiltratie, de praktijk - Een bundeling van Nederlandse ervaringen met diepinfiltratie. KIWA mededeling nr. 105.

KIWA, 2000. Kennisdocument putten(velden) - Ontwerp, aanleg en exploitatie van pomp-putten. Rapportnr. BTO 2000-110(C), september 2000.

Knoche, G., et al, 2003. Scaling-tests on Groundwater for Use in High-Temperature-ATES in Respect to Calcite Precipitates in Heat Exchangers. Proceedings Futurestock 2003, Warsaw, Poland.

NVOE, 2006. NVOE-richtlijnen Ondergrondse Energieopslag. In opdracht van NOVEM (thans SenterNovem).

Obdam A. en P. Cleveringa (2001). Gas in de ondiepe ondergrond. Stromingen nr. 2, pag. 35-46.

SKB, 2009. Combinatie van bodemenergie en saneren in Apeldoorn - Inventarisatie en onderzoek naar risico's en oplossingen voor combinatiesystemen van bodemenergie en bodemsanering - Kanaalzone Apeldoorn. Onderzoek uitgevoerd door Bioclear en IF Technology, samen met de gemeente Apeldoorn.

Snijders, A., 1991. IEA energy storage programme - Annex VI: "Environmental and chemical aspects of ATES and research and development of water treatment methods". Proceedings Thermastock '91, Scheveningen, The Netherlands.

Snijders, A., 1994. ATES: water treatment and environmental impacts. Proceedings Calorstock '94. Espoo, Finland.

Stuurman, 2001. Brongaswinning op traditionele wijze. TNO-NITG – INFORMATIE, September 2001.

Stuyfzand, P., 2007. Naar een effectievere diagnose, therapie en preventie van chemische put- en drainverstopping. H_2O 2007, nr. 8.

Stuyfzand,P.J. en Raat,K.J., 2010. Benefits and hurdles of using brackish groundwater as a drinking water source in the Netherlands. Hydrogeology Journal (2010) 18: 117-130.

Van Beek, K. et al. (2004). Frequent schakelen voorkomt mechanische putverstopping. H2O 37 (2004), nr. 18.

Van Beek, C. et. al, 1998. Ontwerp en onderhoud van infiltratie- en onttrekkingsmiddelen. NOBIS-project 96-3-06.

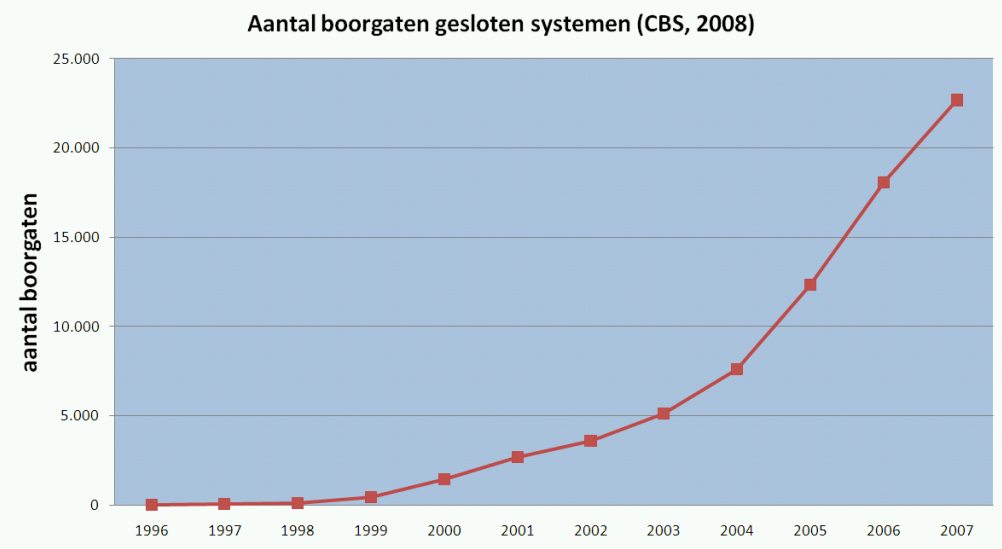
Van Beek, C., van den Berg, G. en Hesen, P., 2005. Geohydrochemische typologie als hulpmiddel bij grondwaterkwaliteitsbeheer. Bodem nr 5, oktober 2005.

Vermaas, D., 2008. Inventarisatie van mogelijke knelpunten in koude-/warmteopslag. Stageverslag, Witteveen+Bos - Wageningen Universiteit.

10 Bodemwarmtewisselaarsystemen

Henk Krajenbrink, Ronald Wennekes, Erik de Vries en Benno Drijver

In de andere hoofdstukken van dit rapport is hoofdzakelijk energieopslag door middel van open grondwatersystemen aan de orde geweest. In open systemen wordt grondwater aan de bodem onttrokken en in de bodem geïnfiltreerd. Dit hoofdstuk beschrijft het concept van bodemwarmtewisselaarsystemen. Dit zijn gesloten systemen met als kenmerk dat water in een buis (ook wel bodemlus genoemd) door de bodem wordt geleid en daarbij niet in contact komt met het grondwater. Er wordt geen water in de bodem geïnfiltreerd en ook geen grondwater onttrokken.
Sinds de eerste projecten in Nederland in het begin van de jaren ’80 heeft het aantal systemen in Nederland een hoge vlucht genomen. Het precieze aantal is niet bekend, maar volgens een schatting lag het aantal boorgaten voor gesloten systemen in 2007 al boven de 20.000 (zie figuur 10.1).



figuur 10.1 Aantal boorgaten voor gesloten systemen in Nederland

Buiten Nederland worden bodemwarmtewisselaars al meer dan 40 jaar toegepast, in veel gevallen voor individuele woningen. In Zweden zijn tot op heden naar schatting ruim 300.000 systemen gerealiseerd, die tezamen ruim 20% van de totale gebouwverwarming voor hun rekening nemen (Nordell en Ahlström, 2005). Niet alleen in Zweden, maar in zijn algemeenheid is internationaal gezien sprake van een groeimarkt voor bodemwarmtewisselaarsystemen (onder andere in Duitsland, Turkije, Spanje, Oostenrijk en de Verenigde Staten).

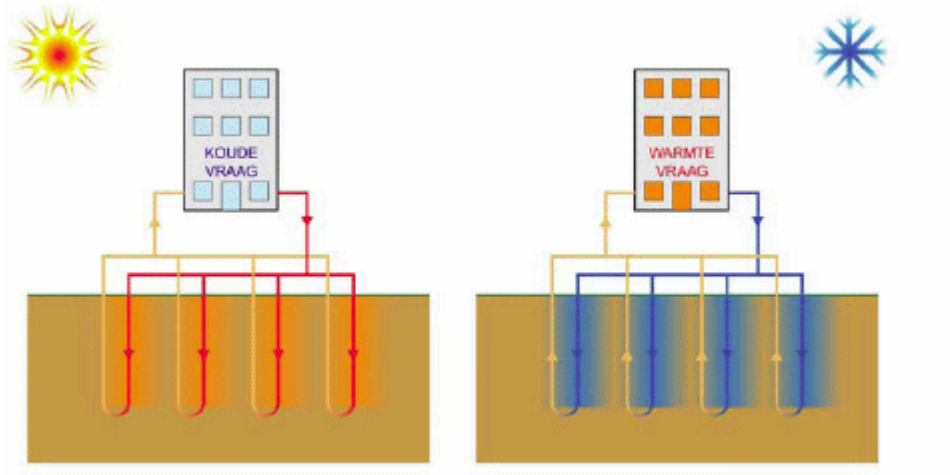
10.1 Literatuuroverzicht

Dit hoofdstuk beschrijft achtereenvolgens de werking, het systeemconcept, de dimensionering van bodemwarmtewisselaars en de geldende richtlijnen. Voor een meer gedetailleerde beschrijvingen van de werking en installatie van verticale bodemwarmtewisselaars, wordt verwezen naar van Gelder en Witte (2007), Geelen et al. (2006), ISSO (2005), Snijders en Wennekes (1997) en Snijders, Wennekes en van Gelder (1998).

10.1.1 De werking van bodemwarmtewisselaars

Een bodemwarmtewisselaar kan als volgt worden gedefinieerd: “een gesloten leiding of leidingsysteem waardoor een vloeistof stroomt die warmte met de bodem uitwisselt” (zie figuur 10.2). Een bodemwarmtewisselaarsysteem is een zogenaamd gesloten systeem, waarbij geen grondwater daadwerkelijk wordt geïnfiltreerd en onttrokken. In veel gevallen wordt de onttrokken warmte via een warmtepomp opgewaardeerd naar een hoger temperatuurniveau, zodat het bruikbaar is voor de verwarming van het aangesloten gebouw. Ook kan de warmtepomp worden ingezet om koude te genereren, zodat extra koelcapaciteit beschikbaar komt. In dat geval brengt de warmtepomp de temperatuur juist naar een lager niveau.

Als behoefte bestaat aan warmte, dan wordt warmte onttrokken aan de vloeistof die zich in de bodemlussen bevindt en geleverd aan de afnemer. De afgekoelde vloeistof wordt via de bodemlussen door de ondergrond geleid. Doordat de ondergrond een hogere temperatuur heeft dan de afgekoelde vloeistof, zal de vloeistof warmte opnemen. Deze warmte wordt via geleiding aangevoerd naar de bodemlussen. De opgenomen warmte kan vervolgens weer worden onttrokken en geleverd. De temperatuur rond de bodemlussen zal in de achtereenvolgende cycli afnemen, totdat de warmteonttrekking in evenwicht is met de warmteaanvoer door geleiding. Aan het einde van de periode van warmteonttrekking (winterseizoen) is de bodem rond de wisselaars zodoende afgekoeld: er is tegelijkertijd warmte geleverd en koude opgeslagen, net als dat bij open systemen het geval is. Op een vergelijkbare manier kan ook koeling worden geleverd en warmte worden opgeslagen met de bodemwarmtewisselaars. Voor meer informatie wordt verwezen naar de paragraaf “Energieoverdracht”.



figuur 10.2 Schematische weergave van een bodemwarmtewisselaarsysteem

Bodemwarmtewisselaarsystemen zijn globaal in te delen in drie verschillende typen (Snijders en Wennekes, 1997):

- Verticale bodemwarmtewisselaars worden in de bodem getrild of in boorgaten geplaatst. De diepte hangt af van onder andere de jaarlijks te onttrekken hoeveelheid energie en de bodemopbouw en varieert doorgaans tussen de 10 en 200 meter.
- Horizontale bodemwarmtewisselaars liggen ongeveer één tot vijf meter onder het maaiveld. Door de grote totale lengte van bodemlussen die nodig is, kunnen horizontale systemen doorgaans alleen worden toegepast als een groot maaiveldoppervlak beschikbaar is.
- Energiepalen zijn verticale bodemwarmtewisselaars die in heipalen zijn aangebracht. Een nadeel van dit systeem is dat de heipalen vaak staan in sedimenten met een slechtere warmtegeleiding, zoals klei, waardoor de energieopbrengst van de lussen relatief laag is.

De verschillende typen hebben allen hun eigen voor- en nadelen. Afhankelijk van de omstandigheden zal het ene type daardoor gunstiger zijn dan het andere type. De keuze voor het toe te passen type hangt af van vele aspecten, zoals kosten, efficiëntie en lokale bodemeigenschappen. Naar schatting bestaat ruim 95% van de gerealiseerde bodemwarmtewisselaarsystemen in Nederland uit verticale bodemwarmtewisselaars. In dit hoofdstuk worden daarom alleen de verticale bodemwarmtewisselaar behandeld.

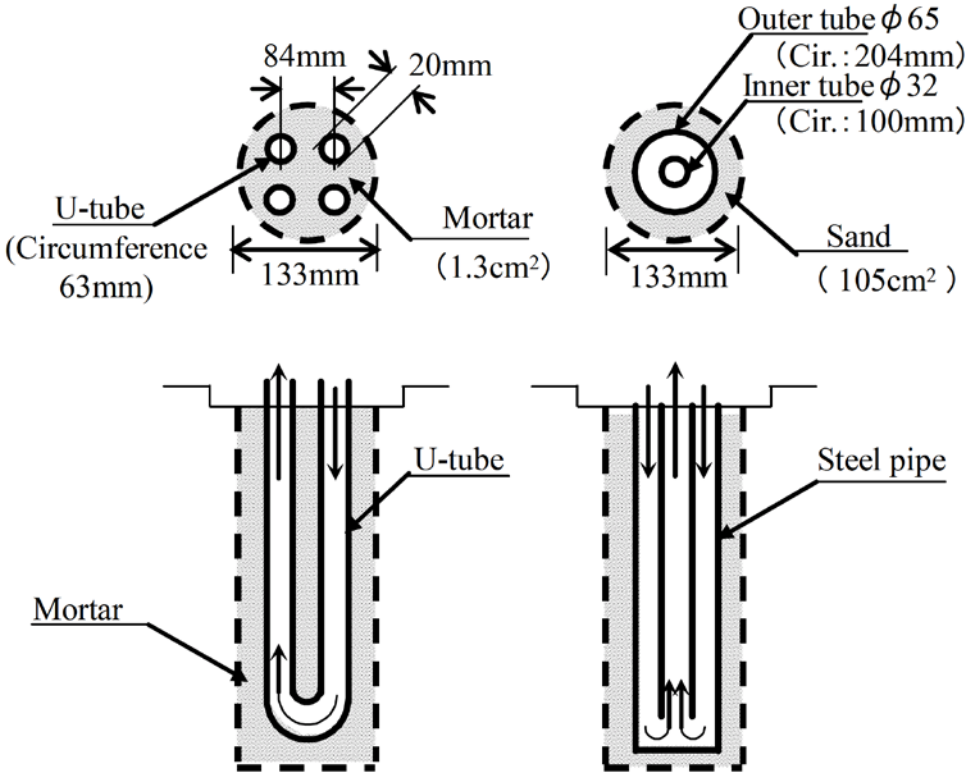
Verticale bodemwarmtewisselaarsystemen worden voornamelijk toegepast bij:

- één of meerdere nieuwbouwwoningen in een woonwijk;
- appartementen;
- woningbouw, zowel klein- als grootschalig (projectomvang tot > 1.000 woningen);
- kleine utiliteitsgebouwen (scholen en kantoren).

Er zijn concepten waarbij zowel de bodemwarmtewisselaars als de warmtepompen een collectief systeem vormen (veel toegepast in de utiliteit en gestapelde bouw). In andere concepten zijn de warmtepompen individueel of zowel de bodemwarmtewisselaars als de warmtepompen individueel (veel toegespast in de seriematige woningbouw: woningen en appartementen).

10.1.2 Samenstelling en installatie

Het aantal boorgaten dat nodig is, wordt onder meer bepaald door de uitvoeringsvorm die wordt gekozen. Verticale bodemwarmtewisselaars zijn er in vele uitvoeringsvormen, waaronder: een enkele U-lus, een dubbele U-lus en een concentrische buis (Snijders, Wennekes en van Gelder, 1998). In geval van een enkele U-lus bevat een boorgat twee buizen, waarbij de buizen zich op een bepaalde afstand van elkaar bevinden en onder in het boorgat door middel van een “U” met elkaar zijn verbonden. U-lussen worden doorgaans vervaardigd van HDPE (hogedichtheidpolyetheen), onder andere omdat dit materiaal sterk, flexibel, licht in gewicht, en niet corrosiegevoelig is en een lange levensduur heeft (> 50 jaar). Dankzij de flexibiliteit kunnen de lussen in één lengte worden vervoerd (opgerold), hetgeen niet mogelijk is bij metaal. Een nadeel in vergelijking met metalen lussen is dat HDPE een lagere warmtegeleidingcoëfficiënt heeft.



figuur 10.3 **Uitvoeringsvormen van bodemwarmtewisselaarsystemen. Links de dubbele U-lus en rechts de concentrische buis (Bron: Yoon en Okumiya, 2006). Stalen pijpen worden in Nederland overigens niet of nauwelijks toegepast**

Bij een dubbele U-lus worden twee enkele U-lussen in één boorgat geplaatst, met tussen beide lussen enige afstand. Per boorgat kan met een dubbele U-lus een ongeveer 20% hoger specifiek vermogen worden behaald ten opzichte van een enkele lus (Snijders, Wennekes en van Gelder, 1998). Overigens hangt de meeropbrengst van vele factoren af en kan niet zomaar worden uitgegaan van de genoemde 20%. Daar staat tegenover dat een dubbele hoeveelheid materiaal in het boorgat moet worden aangebracht. Bij het toepassen van dubbele lussen dient terdege rekening gehouden te worden met het lagere debiet per individuele pijp, waardoor het thermisch vermogen van een dubbele U-lus in een ongunstige geval zelfs lager kan zijn dan bij een enkele U-lus.

Een concentrische buis bestaat uit twee in elkaar geplaatste buizen van verschillende diameter. De vloeistof stroomt tussen de buiten- en binnenbuis naar beneden en stroomt in de binnenbuis weer omhoog (zie figuur 10.3). Ook de omgekeerde stroomrichting komt echter voor.

De bodemwarmtewisselaars zijn gevuld met een circulatiemedium dat de warmte of koude kan transporteren. In de meeste gevallen is dit water, waaraan een antivriesmiddel is toegevoegd, bijvoorbeeld glycol. Voor meer informatie over het circulatiemedium wordt verwezen naar de paragraaf “Richtlijnen” in dit hoofdstuk.

Er bestaan verschillende manieren om bodemwarmtewisselaars in de bodem aan te brengen. Ondiepe systemen (minder dan 50 m-mv) kunnen in de bodem worden gedrukt met behulp van een sondeerwagen. Diepere systemen worden doorgaans geplaatst met behulp van een boorwagen. Nadat het boorgat is geboord, wordt de bodemwarmtewisselaar in het gat aangebracht, waarna het boorgat wordt afgedicht. Met deze techniek worden bodemwarmtewisselaars geplaatst tot diepten van circa 200 m. Het zorgvuldig afdichten van de doorboorde scheidende lagen is van belang om kortsluitstroming tussen verschillende watervoerende pakketten te voorkomen. Mede daarom moet vanaf 2011 worden voldaan aan het SIKB Protocol Mechanisch Boren (zie voor meer informatie de paragraaf “Wet- en regelgeving”).

10.1.3 Energieoverdracht

Wanneer de temperatuur van het circulatiemedium in de lussen van de bodemwarmtewisselaar lager is dan de temperatuur van de bodem, zal door geleiding warmte worden overgedragen van de bodem aan het circulatiemedium. Op deze manier onttrekt de bodemwarmtewisselaar warmte aan de bodem en treedt een temperatuurdaling op in de grond. De onttrokken warmte wordt in de bodem op verschillende manieren weer aangevuld (Snijders en Wennekes, 1997):

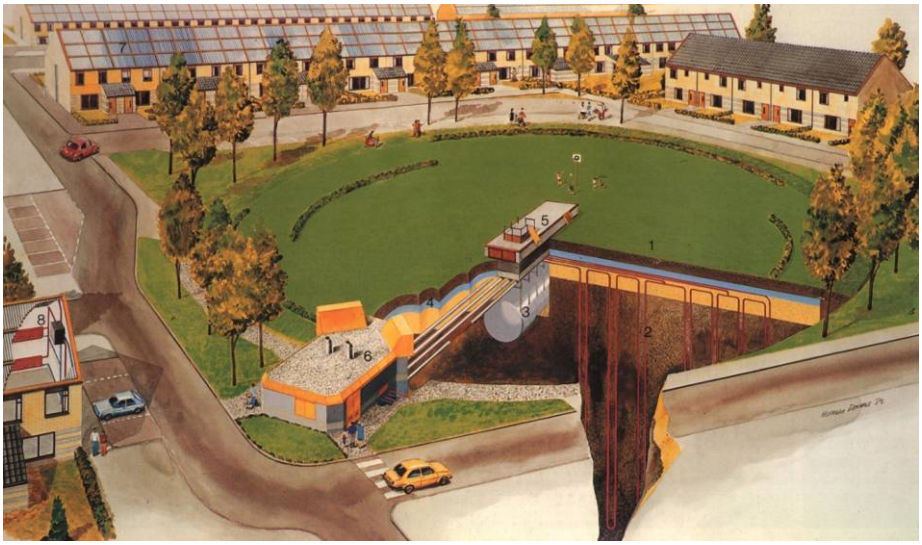
- Warmtegeleiding vanuit de omringende en dieper gelegen bodem;
- Aanvoer van warm grondwater en afvoer van afgekoeld grondwater door de grondwaterstroming;
- Warmteoverdracht tussen de atmosfeer en het maaiveld en vervolgens warmtegeleiding vanaf het maaiveld naar de diepere bodem.

Naarmate de bodemtemperatuur door warmteonttrekking verder daalt, zal de warmtetoevoer als gevolg van warmtegeleiding toenemen. Het gebied rondom de wisselaar dat in temperatuur daalt, neemt hierdoor in volume toe. Na lange tijd geeft de bodem rondom de wisselaar geen warmte meer af en wordt alleen nog warmte aangevoerd vanuit de diepere ondergrond of vanaf het maaiveld. De bodem rondom de wisselaar kan dan als thermisch uitgeput worden beschouwd. Bij een goed ontwerp wordt thermische uitputting van de bodem voorkomen. Bovendien wordt een systeem ontworpen op een minimale retourtemperatuur uit de bodem. Te lage retourtemperaturen uit de bodem zorgen namelijk voor een te laag energetisch rendement bij warmtelevering: de warmtepomp moet dan veel moeite doen om nog warmte uit het koude water te halen met als gevolg en toenemend elektriciteitsverbruik.
In Nederland worden de systemen, voor zover bekend, zodanig ontworpen dat de temperatuur in de bodem boven het vriespunt blijft. Toch zijn er gevallen bekend, waarbij de bodem tot onder het vriespunt is afgekoeld. In dat geval kan veel warmte worden onttrokken, zonder dat de retourtemperatuur van de vloeistof die uit de bodem terug komt noemenswaardig (verder) daalt. Dit is te verklaren uit het feit dat voor het bevriezen van het grondwater veel koude nodig is en hierbij dus veel warmte vrij komt. Bij bevriezing nemen echter ook de risico's op schade aan de bodemwarmtewisselaars toe.

Bodemwarmtewisselaars kunnen ook worden ingezet om gebouwen te koelen. Wanneer de temperatuur van het circulatiemedium hoger is dan de temperatuur van de bodem, wordt de warmte van het medium afgegeven aan de bodem. Als gevolg hiervan neemt de bodemtemperatuur langzaam toe. Als dit proces voor lange tijd doorgaat, zal de bodemtemperatuur steeds verder stijgen. Bij een niet goed ontworpen systeem, wordt uiteindelijk het punt bereikt waarop de bodemtemperatuur te hoog is om nog rendabel te kunnen koelen. Het ontwerp dient dan ook rekening te houden met een zekere maximale retourtemperatuur uit de bodem.

Thermische uitputting van de bodem, zowel door opwarming als door afkoeling, is niet gewenst. Uitputting kan worden voorkomen door bij het ontwerp het benodigde aantal bodemlussen en de diepte daarvan te bepalen. Vooral bij grootschalige projecten kan interferentie tussen de verschillende bodemlussen beperkingen opleveren. Bij een grote energieonbalans is alleen het plaatsen van extra bodemlussen niet voldoende. Om de energetische onbalans tegen te gaan of te verkleinen, kan (bij een grotere warmtevraag) extra koeling of regeneratie worden toegepast. Met regeneratie wordt bedoeld het kunstmatig toevoeren van extra warmte in geval van netto warmteonttrekking, of het toevoeren van koude in geval van netto koudeonttrekking. Dit betekent vaak wel dat hiervoor extra energie nodig is, waardoor het project minder duurzaam is. In veel gevallen is alleen het toepassen van koeling voldoende om thermische uitputting te voorkomen.

Tegenwoordig worden bodemwarmtewisselaars steeds vaker ingezet om zowel koude te leveren in de zomer als warmte te leveren in de winter. Het voordeel hiervan is dat de energiebalans in de bodem beter wordt behouden en het systeem langer rendabel en dus duurzamer is. Daarnaast worden bodemwarmtewisselaars soms gebruikt voor warmteopslagprojecten (zie figuur 10.4). Bij deze projecten wordt in de zomer warmte opgeslagen die bijvoorbeeld is opgewekt met zonnecollectoren. In de winter wordt de warmte gebruikt voor verwarming. Om warmteverliezen aan maaiveld te beperken kan de bodem bij hoge temperatuur warmteopslagsytemen worden afgedekt met een isolerende materiaal.



figuur 10.4 **Bij het project Froukemaheerd in Groningen wordt warmte opgeslagen die met behulp van zonnecollectoren wordt ingevangen**

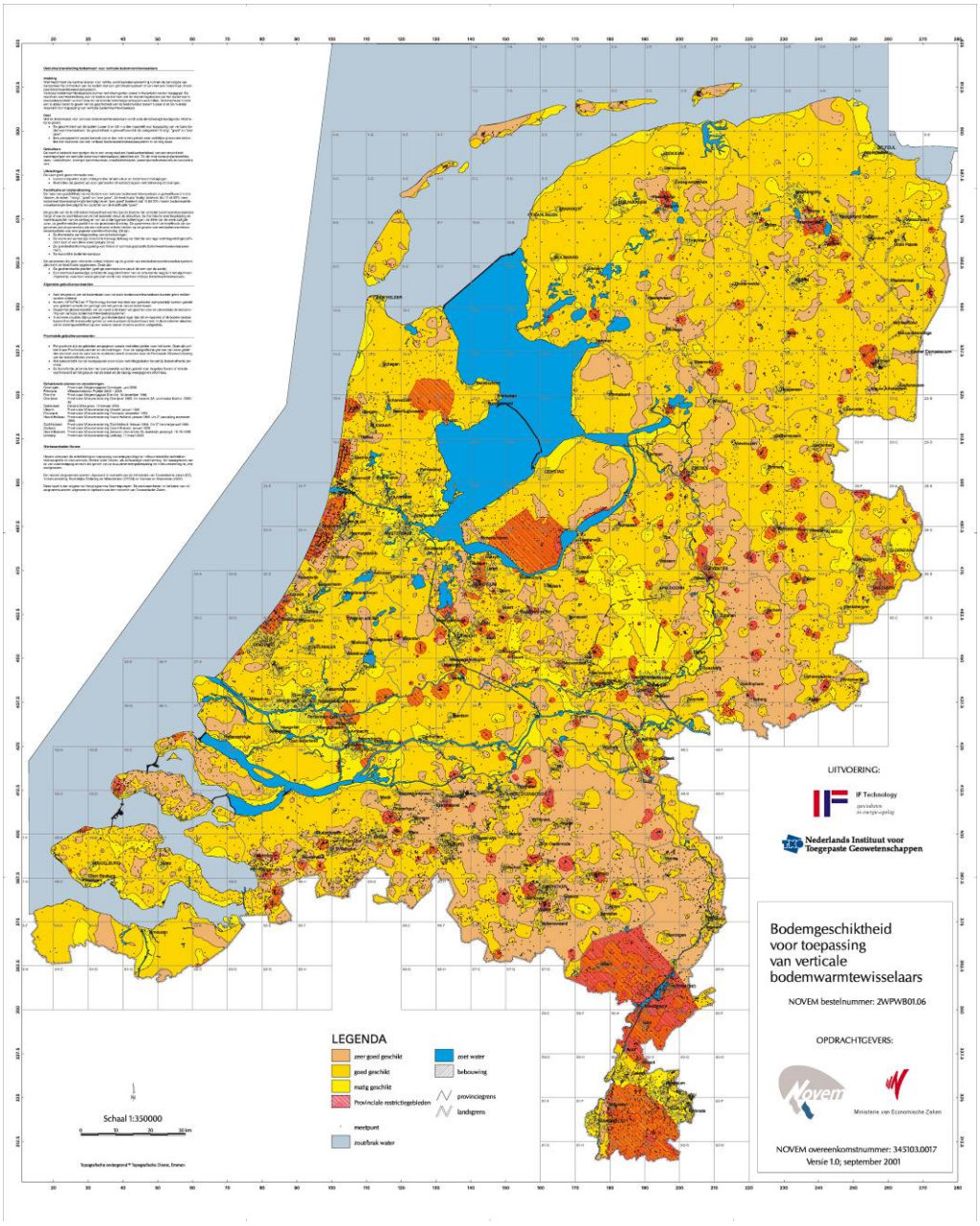
10.1.4 Bodemgeschiktheid

De bodemopbouw in Nederland is over het algemeen geschikt voor het toepassen van bodemwarmtewisselaars. Doordat de bodemopbouw echter ruimtelijk verschilt, is de bodem de ene locatie geschikter voor verticale bodemwarmtewisselaars dan op de andere. Hierbij geldt: hoe beter de bodem, hoe minder bodemwarmtewisselaarlengte nodig is. Belangrijke kanttekening hierbij is dat niet alleen de bodemopbouw de mogelijkheden bepaalt. Ook aspecten zoals de mate van energiebalans en de belasting van het systeem (relatie tussen basislast en pieklast) zijn bepalend. In bepaalde zijn de bodemeigenschappen zelfs van ondergeschikt belang. De bodemgeschiktheid voor bodemwarmtewisselaars tot 50 m en tot 150 m is in het verleden inzichtelijk gemaakt met behulp van bodemgeschiktheidskaarten (Wennekes en Hehenkamp, 2001; Noordhoff, 2009). Deze kaart geeft een induk van de regionale bodemgeschiktheid.

Er zijn verschillende bodemeigenschappen die het ontwerp van bodemwarmtewisselaars beïnvloeden:

- *Warmtegeleiding*: de warmtegeleidingcoëfficiënt is een maat voor het gemak en de snelheid waarmee warmte aan de bodem kan worden onttrokken of naar de bodem kan worden toegevoerd. Deze coëfficiënt is voor waterverzadigd zand hoger dan voor waterverzadigde klei.

- *Warmtecapaciteit*: dit is de hoeveelheid energie die nodig is om een temperatuurverandering van één graad Celsius teweeg te brengen in één kubieke meter bodem. Voor waterverzadigd zand en waterverzadigde klei is die nagenoeg gelijk.
- *Bodemtemperatuur*: de gemiddelde bodemtemperatuur aan maaiveld bedraagt in Nederland circa 10 °C (varieert tussen 8 en 13 ºC, zie hoofdstuk 5 voor meer informatie hierover) en neemt op grotere dieptes (> 50 à 100 m) toe met circa 3,0 °C per 100 m. De gemiddelde temperatuur die door de bodemwarmtewisselaar kan worden onttrokken hangt daarom mede af van de diepte waarop hij wordt geplaatst.
- *Grondwaterstand*: de diepte van de grondwaterstand is van belang in verband met warmtegeleiding. De warmtegeleidingcoëfficiënt van de onverzadigde zone (de bodem boven de grondwaterspiegel) is namelijk veel lager dan van de verzadigde zone. Vanwege de slechte warmtegeleiding van de onverzadigde zone, moeten de bodemlussen in gebieden met een lage grondwaterstand dieper soms worden geplaatst om dezelfde energieopbrengst te behalen.
- *Stroomsnelheid en stromingsrichting van het grondwater*: een hoge stroomsnelheid van het grondwater is gunstig indien bodemwarmtewisselaars worden gebruikt voor enkel warmteonttrekking. De toestroming van grondwater waaraan nog geen warmte is onttrokken, zorgt ervoor dat uitputting van de bodem minder snel optreedt. Omgekeerd geldt dit ook in geval van enkel warmtetoevoer (warmte die vrijkomt bij koeling). Daarbij is het wel belangrijk dat de configuratie van bodemlussen loodrecht op de stromingsrichting van het grondwater staat.
  Wanneer de bodemwarmtewisselaars worden gebruikt voor warmteopslag (zoals bij het project Froukemaheerd in Groningen: zie figuur 10.4), is een hoge stroomsnelheid juist ongunstig. De toegevoerde warmte wordt na afgifte te snel afgevoerd en kan vervolgens niet meer worden onttrokken in het koude seizoen.



figuur 10.5 **Bodemgeschiktheidskaart verticale bodemwarmtewisselaars tot 50 m (zie ook www.iftechnology.nl/iftechnology.nl/files/doc/publicaties/bodemgeschiktheidskaart.pdf)**

Doorgaans worden de bodemparameters ingeschat op basis van de bodemopbouw, die wordt verkregen uit databases, boringen uit de omgeving of uit literatuur. Soms wordt echter een praktijktest uitgevoerd, een zogenaamde Thermische Respons Test. In deze test wordt aan een bodemwarmtewisselaar een constant vermogen toegevoerd of onttrokken. Hierdoor stijgt of daalt de temperatuur van de omringende bodem. De temperatuurveranderingen in het boorgat worden gemeten en geïnterpreteerd, waarmee de gemiddelde warmtegeleiding van de bodem op de locatie en de warmteoverdracht tussen de vloeistof in de bodemwarmtewisselaars de omringende bodem worden verkregen. Voor meer informatie over Thermal Response Tests wordt verwezen naar Gehlin en Nordell (1997), Gehlin (1998) en Witte (2001).

10.2 Systeemconcept en dimensionering

10.2.1 Systeemconcept

Om de door de bodem overgedragen warmte of koude goed te kunnen gebruiken voor de verwarming of koeling van gebouwen, worden bodemwarmtewisselaars in de meeste gevallen gekoppeld aan een elektrisch aangedreven warmtepomp. Een warmtepomp is een apparaat dat warmte op een laag temperatuurniveau opwaardeert naar een temperatuurniveau dat bruikbaar is voor ruimteverwarming. In de zomer kunnen de bodemwarmtewisselaars worden aangewend voor directe koeling met behulp van bodemenergie. Bij de koeling is de inzet van de warmtepomp niet nodig.

Voor grotere projecten zoals een appartementencomplex of utiliteitsgebouwen (scholen, kleine kantoren) wordt veelal gekozen voor een bivalent warmtepompsysteem. Een bivalent systeem houdt in dat de warmtelevering door de bodemwarmtewisselaars in geval van lage buitentemperaturen wordt aangevuld met behulp van gasgestookte ketels. Dit heeft als voordeel dat het bodemwarmtewisselaarsysteem kleiner kan worden uitgevoerd. In geval van een appartementencomplex wordt het tapwater doorgaans verwarmd door de ketels. In de zomer kan net als in individuele woningen op duurzame wijze worden gekoeld. In utiliteitsgebouwen is de koelingscapaciteit die kan worden geleverd vanuit de bodem meestal niet voldoende. In dat geval kan de warmtepomp in de zomer worden ingezet als koelmachine. In dit koelconcept ligt het elektriciteitsverbruik duidelijk hoger dan bij bodemwarmtewisselaarsystemen die rechtstreeks koelen (zonder inzet van de warmtepomp als koelmachine), maar veel lager dan bij gebruik van conventionele koelmachines.

10.2.2 Dimensionering

Bij bodemwarmtewisselaars wordt aan de koude- en/of warmtevraag voldaan door een voldoende groot aantal bodemlussen te plaatsen. Naast de lengte van de bodemlussen zijn bij de dimensionering van een bodemwarmtewisselaarsysteem, uitgaande van gebruik voor verwarming, met name de volgende aspecten van belang (Snijders en Wennekes, 1997):

- de jaarlijkse warmtevraag aan het bodemwarmtewisselaarsysteem en de verdeling van de warmtevraag over het jaar (bijvoorbeeld wel of geen warmte-onttrekking voor tapwater);

- het maximale vermogen dat moet worden geleverd door het bodemwarmtewisselaarsysteem en de tijdsduur waarover dit vermogen moet worden geleverd;
- de opbouw en de thermische eigenschappen van de bodem (warmtegeleidingcoëfficiënt en warmtecapaciteit);
- de grondwaterstand en de grootte en richting van de grondwaterstroming;
- de configuratie en dimensies van de lussen in een boorgat en de plaatsing van de bodemwarmtewisselaars onderling;
- de samenstelling en de stroomsnelheid van het circulatiemedium dat door de bodemwarmtewisselaar stroomt;
- de aanwezigheid van eventuele andere bodemwarmtewisselaarsystemen of WKO-systemen;
- de aanwezigheid van mogelijkheden om de bodemtemperatuur te regenereren tijdens de zomerperiode.

In 2005 is de ISSO-publicatie 73 getiteld “Ontwerp en uitvoering van verticale bodemwarmtewisselaars” (ISSO, 2005) verschenen. Deze publicatie bevat de belangrijkste aspecten van het ontwerp en de realisatie van verticale bodemwarmtewisselaars. Het document dient om een aantal belangrijke valkuilen in de realisatie te voorkomen:
- Te grote thermische belasting van het bodemwarmtewisselaarsysteem;
- Bevriezing van de bodem rondom de lussen;
- Te grote thermische interactie tussen naburige systemen;
- Energetisch niet goed functioneren van het bodemwarmtewisselaarsysteem.

In de ISSO 73 staan tevens aanwijzingen voor het dimensioneren van een bodemwarmtewisselaarsysteem. Kleine systemen (tot 100 KW_t) kunnen met behulp van rekenregels en correctiefactoren worden gedimensioneerd.
ISSO 73 adviseert om voor projecten met een vermogen groter dan 100 kW_t simulatieberekeningen uit te voeren. Dergelijke berekeningen worden uitgevoerd met programma’s zoals Earth Energy Designer (EED), TRNSYS of HST. Wanneer het bodemwarmtewisselaarsysteem wordt gebruikt voor enkel warmteonttrekking, dient het systeem zo te worden gedimensioneerd dat de bodemtemperatuur rondom de bodemlussen na 25 jaar niet onder het vriespunt komt (Snijders en Wennekes, 1997).

10.3 Richtlijnen

In tegenstelling tot bij open grondwatersystemen spelen technische beperkingen bij bodemwarmtewisselaars niet of nauwelijks een rol. Bodemwarmtewisselaars zijn zowel in zand- als in kleilagen (bij vrijwel elke bodemopbouw en onder alle geologische omstandigheden) toepasbaar en de grondwaterkwaliteit is over het algemeen niet relevant. Bovendien is geen vergunning nodig in het kader van de Waterwet. Bij gesloten systemen gaat het daarom vooral om de economische haalbaarheid, welke onder meer afhankelijk is van de warmteopbrengst per bodemlus en de diepte van de lussen. Over het algemeen worden gesloten systemen toegepast bij een relatief kleine warmte- dan wel koudevraag en open systemen bij grotere energievraag.

Belangrijk is dat de bodemwarmtewisselaar een lange levensduur heeft. Bodemwarmtewisselaars zijn immers in de meeste gevallen niet (of met zeer veel moeite) verwijderbaar (dit geldt overigens niet alleen voor de gesloten, maar ook voor de open systemen: die worden op kortere levensduur ontworpen, orde grootte 20 jaar, dan bodemwarmtewisselaars, > 50 jaar). Om die reden zijn voor bodemwarmtewisselaarsystemen richtlijnen opgesteld. Deze paragraaf behandelt een aantal richtlijnen die gelden voor het ontwerp en de realisatie van bodemwarmtewisselaarsystemen. Voorts wordt aandacht besteed aan enige richtlijnen met betrekking tot wet- en regelgeving.

10.3.1 Ontwerp

Een bodemwarmtewisselaarsysteem wordt zodanig ontworpen dat het aan de energiebehoefte (verwarming en koeling) voldoet, een lange levensduur heeft en kostenefficiënt is. Vooraf wordt een inventarisatie gemaakt met betrekking tot de volgende gegevens (Groenholland, 2003):

- *Informatie over de locatie*: o.a. globale positie van het lussenveld, horizontaal verbindend leidingwerk, reeds aanwezige ondergrondse infrastructuur;
- *Projectinformatie*;
- *Energieprofiel van het gebouw*: vaststellen van de maandelijkse energievraag, pieklast, draaiuren van de warmtepomp;
- *Warmtepomp*: o.a. vermogen en COP bij verschillende temperaturen, gegevens over de bronpomp;
- *Bodemeigenschappen*: bodemopbouw, grondwaterkwaliteit, aanwezigheid kwel, thermische bodemeigenschappen;
- *Techniek van inbrengen van de wisselaars*: keuze inbrengtechniek, diameter en afwerking van boorgaten;
- *Type warmtewisselaar*: o.a. materiaalkeuze, type wisselaar (concentrisch / U-lus), antivriesmengsel;
- *Oplevering*: o.a. sterkte- en druktesten, voorspoelen en vullen van het systeem;
- *Nazorg*.

Hieronder zijn enkele aspecten uit de ontwerpfase beschreven die van belang zijn voor de duurzaamheid van de systemen.

Leidingwerk en verbindingen

Bodemwarmtewisselaars worden meestal gefabriceerd uit Polyethyleenbuis (PE100). Onder normale omstandigheden heeft dit materiaal een levensduur van tenminste 50 jaar. Ook het horizontaal verbindend leidingwerk wordt doorgaans uitgevoerd in PE100. Dit leidingwerk wordt aangelegd op een diepte van minimaal 0,8 m-mv (ISSO, 2005).

Circulatiemedium
Het circulatiemedium in de bodemwarmtewisselaars bestaat uit een oplossing met antvriesmiddel. Hiervoor wordt bij voorkeur mono-propyleenglycol gebruikt met een volumepercentage tussen de 25 en 35% (ISSO, 2005). Het gebruik van ethyleenglycol wordt afgeraden vanwege de schadelijke eigenschappen (ISSO, 2005; Deltares, 2008). Voor het ontwerp wordt een minimale temperatuur van het medium aangehouden van -3°C. Naast antivriesmiddelen kunnen de vloeistoffen die in bodemwarmtewisselaars worden toegepast ook toevoegingen bevatten om bio-fouling (vervuiling door biologische aangroei)en corrosie tegen te gaan (Klotzbücher et al., 2007). De exacte samenstelling van het circulatiemedium wordt vaak geheim gehouden (bedrijfsgeheim) (Deltares, 2008; Jouleconsult, 1998). Hierbij moet worden opgemerkt dat voldoende hoge concentraties glycol (> 25%, persoonlijke communicatie Henk Witte, Groenholland BV) toxisch zijn voor bacteriën, waardoor geen biologische aangroei optreedt. Corrosie is alleen aan de orde als materialen worden toegepast die daarvoor gevoelig zijn.

Een belangrijk aandachtspunt ten aanzien van het circulatiemedium is het risico van een eventuele lekkage naar het grondwater. Voor meer informatie over het risico van een circulatiemedium lekkage wordt verwezen naar de paragraaf “risico’s van circulatiemedium lekkage” in dit hoofdstuk.

10.3.2 Realisatie

Het doel van kwaliteitszorg bij de realisatie van bodemwarmtewisselaarsystemen is om de warmteuitwisseling met de bodem te optimaliseren, eventuele nadelige milieueffecten te voorkomen en de werkzaamheden goed te kunnen coördineren en in te passen binnen het bedrijfsproces. In het proces worden doorgaans verschillende fasen onderscheiden (Groenholland, 2003), die hieronder afzonderlijk worden behandeld.

Voorbereiding
In de voorbereidingsfase vindt een bijeenkomst plaats tussen de opdrachtgever en de uitvoerende partij over het werkproces en de coördinatie van de werkzaamheden. Zaken die hierbij aan de orde komen zijn o.a. de toegankelijkheid van de projectlocatie, eventuele aanwezigheid van ondergronds leidingwerk en de afvoer van grond.

Installatie van bodemwarmtewisselaars en horizontaal leidingwerk
Voorafgaand wordt bepaald op welke manier de bodemwarmtewisselaars worden ingebracht. Voor drukken en boren dienen verschillende procedures te worden gehanteerd. Het gebruikte werkwater en de vrijkomende grond moeten op een juiste manier worden verwerkt.

De bodemwarmtewisselaars worden voor aanvang van de plaatsing visueel gecontroleerd. Hierbij wordt gekeken of het materiaal schoon en onbeschadigd is. Tijdens het plaatsen van de bodemlussen moeten beschadigingen zoals knikken of krassen worden voorkomen.

Nadat de bodemwarmtewisselaars zijn geplaatst, dient het boorgat te worden aangevuld met schoon vulmateriaal met een voldoende hoge warmtegeleidingcoëfficiënt. Hiervoor kan grof zand, fijn grind of goed geleidende zwelklei worden gebruikt. Een belangrijk risico bij onjuist afdichten van doorboorde scheidende lagen is dat grondwater van verschillende kwaliteit kan worden gemengd. Om kortsluiting tussen verschillende watervoerende pakketten te voorkomen, moeten waterscheidende lagen volgens ISSO 73 goed worden afgedicht met zwellende kleikorrels (ISSO, 2005). Daarbij wordt bovendien een veiligheidsmarge aangehouden van drie meter aan de boven- en onderzijde van de scheidende laag.

Testen
Na het inbrengen van de bodemwarmtewisselaars worden de lussen schoongespoeld met schoon water. Het doorspoelen van het systeem is van belang om eventuele verontreinigingen te verwijderen. De belangrijkste vormen van verontreiniging zijn aanslag van in water opgeloste stoffen (zouten), corrosie (in geval van metalen onderdelen) en bacteriële verontreinigingen.

Op de bodemlussen wordt een overdruk (2-3 bar) aangebracht. Vervolgens worden de lussen in het bodem gebracht. De druk voor en na het inbrengen wordt gecontroleerd en mag niet meer dan 10% zijn gedaald tijdens de installatie. De overdruk wordt minimaal één uur gehandhaafd om eventuele lekken te signaleren. Na het inbrengen van de lussen wordt de dichtheidstest nogmaals uitgevoerd.

Tot slot wordt nog een mechanische sterktetest uitgevoerd op het hele bodemwarmtewisselaarsysteem om eventuele slechte verbindingen of beschadigde leidingen op te sporen. Als alle testen goed zijn verlopen, wordt het systeem afgevuld met het circulatiemedium en op bedrijfsdruk gebracht (ISSO, 2005).

Oplevering en overdracht
Het bodemwarmtewisselaarsysteem wordt onder druk opgeleverd. Na uitvoering van de werkzaamheden wordt een overdrachtsrapport opgemaakt. Hierin worden zaken beschreven als:
- Boorbeschrijvingen;
- Tekeningen van de locaties en diepte van de wisselaars en het horizontale leidingwerk;
- Documentatie en specificatie van het systeem en de uitgevoerde testen.

Wanneer een antivriesmengsel als circulatiemedium wordt toegepast is het aan te bevelen om op reguliere basis (bijvoorbeeld eens in de twee jaar) het antivriesgehalte te controleren en indien nodig bij te vullen.

10.3.3 Wet- en regelgeving

Voor bodemwarmtewisselaars zijn verschillende wettelijke eisen van toepassing (ISSO, 2005):

- In het kader van de Wet Milieubeheer (WM) is een systeem vergunningplichtig indien het totaal opgesteld vermogen van elektromotoren groter is dan 1,5 kW_e;
- In het kader van de Wet Bodembescherming geldt een zorgplicht. Schade aan het milieu door onzorgvuldig handelen kan strafbaar worden gesteld;
- Bij plaatsing in boringsvrije zones en milieubeschermingsgebieden geldt de Provinciale Milieuverordening (PMV) in het kader van de Wet Bodembescherming. Er dient in dit geval een ontheffing te worden aangevraagd;
- In gebieden waar voor boringen een Keur geldt, dient een Keurontheffing bij het waterschap te worden aangevraagd wanneer waterscheidende lagen worden doorboord of wanneer dicht bij waterkeringen wordt geboord;
- Bij werkzaamheden bij spoorlijnen kan een vergunning Spoorwegwet nodig zijn.

Het huidige beleid ten aanzien van bodemwarmtewisselaars voorziet niet in een toetsing van de effecten op bestaande belangen in de ondergrond. Dit betekent dat deze systemen kunnen worden aangelegd op plaatsen waar zich al open grondwatersystemen bevinden (en op dezelfde diepte). In Amsterdam en Delft zijn gevallen bekend waarbij hierover discussie is ontstaan. Aan de ene kant is er het mogelijke energieverlies voor het bestaande systeem. Aan de andere kant bevindt de warmte of koude van het bestaande (open) systeem zich onder het (kadastrale) perceel van de partij die bodemwarmtewisselaars wil toepassen: dit rechtvaardigt de vraag wie in dat geval de meeste rechten heeft. Omdat voor bodemwarmtewisselaars momenteel nog geen vergunnings- of meldingsplicht geldt, is niet bekend waar zich bodemwarmtewisselaarsystemen bevinden en worden bodemwarmtewisselaars niet beschermd tegen de invloeden van andere ingrepen (zoals andere open of gesloten WKO-systemen). De Taskforce WKO (2009) adviseert mede daarom regulering van gesloten systemen.

Op dit moment is een Algemene Maatregel van bestuur (AMvB) voor bodemenergie in ontwikkeling. Deze AMvB wordt opgesteld door de ministeries van VROM en van Verkeer & Waterstaat. Binnen deze AMvB worden op nationaal niveau regels gesteld voor de open en de gesloten systemen, waarmee de gesloten systemen worden gereguleerd. Op basis van de huidige inzichten zal dit betekenen dat gesloten systemen minimaal een meldingsplicht zullen krijgen. Deze meldingsplicht zal waarschijnlijk ook gaan gelden voor bestaande systemen. Via de crisis- en herstelwet wordt deze regulering doorgevoerd. Naar verwachting zal de AMvB in 2011 van kracht zijn.

Om de kwaliteit van de boringen voor bodemwarmtewisselaarsystemen te waarborgen, moeten de desbetreffende boorbedrijven vanaf 2011 gecertificeerd zijn op grond van het SIKB-protocol ‘Mechanisch Boren’ (SIKB, 2006) en de certificeringsrichtlijn BRL SIKB 2000 (veldwerk milieuhygiënisch bodem- en waterbodemonderzoek). Daarnaast lopen, in het kader van het Samenwerkingsprogramma WKO, initiatieven om te komen tot een integrale en zoveel mogelijk wettelijk verankerde kwaliteitsborging van alle facetten van WKO, waaronder ook bodemwarmtewisselaarsystemen.

Relevant voor de ontwikkeling van nieuw beleid zijn de effecten/risico's die horen bij de betreffende techniek. In 2003 zijn de nadelige effecten die kunnen optreden in kaart gebracht in het kader van het project "Bodem als Energiebron en Buffer" (BEB) (IWACO en IF Technology, 2003). De volgende effecten zijn specifiek (of en verhoogde mate) voor de bodemwarmtewisselaars van belang:

1. Immissies in de bodem ten gevolge van lekkages en calamiteiten;
2. Onttrekking uit de bodem:
   a. uitgeboorde grond;
   b. boor-/werkwater.
3. Ingebrachte stoffen en materialen, anders dan ten gevolge van calamiteiten of lekkage;
4. Milieugevolgen van boringen zoals menging van grondwater uit verschillende watervoerende pakketten en het optreden van stijghoogteveranderingen in het grondwaterpeil.

In de BEB-studie is ook een aantal mogelijke maatregelen voorgesteld om de mogelijk nadelige effecten te voorkomen/beperken of de effecten daarvan te minimaliseren (Royal Haskoning en IF Technology, 2003):

a. Een energetische balans in de bodem toepassen;
b. Het maximale vermogen per bodemlus verminderen;
c. Geen antivries gebruiken in de bodemlussen;
d. Het boorgat gecontroleerd afdichten (geldt niet voor bodemwarmtewisselaars die in de bodem gedrukt worden);
e. Propyleenglycol of een ander antivriesmiddel gebruiken;
f. Lekdetectie toepassen;
g. Eén van de boorgaten afwerken als bron zodat deze kan worden ingezet om de water- en bodemkwaliteit te herstellen.

Deltares (2008) noemt nog een extra mogelijkheid:

h. Het omsluiten van de leidingen in de boorgaten voor het bodemwarmtewisselaarsysteem met een slecht doorlatend materiaal zoals bentoniet.

Veel van deze maatregelen zijn bedoeld om de gevolgen van een eventuele lekkage te beperken (c,e, f, g, h en ook a en b omdat hiermee het gebruik van antivriesmiddelen overbodig kan worden gemaakt). Daarnaast gaat het om de zorgvuldige afdichting van het boorgat (d). Hierbij is van belang om te melden dat de genoemde maatregelen vaak gevolgen hebben voor de kosten en voor andere effecten. Het toepassen van een energiebalans kan bijvoorbeeld extra energieverbruik opleveren, omdat energie moet worden gestoken in regeneratie.

De Technische Commissie Bodem (TCB, 2009) ziet, naast de effecten uit de BEB-studie, nog als bezwaar dat onduidelijk is hoe gesloten systemen kunnen worden afgedicht/verwijderd nadat deze buiten gebruik zijn gesteld. Denkbare maatregelen om systemen af te dichten of risico's weg te nemen zijn het vervangen van de vloeistoffen door (drink)water en het vullen van de leidingen met een groutachtig mengsel.

10.4 Risico's van circulatiemedium lekkage

Een belangrijk aandachtspunt ten aanzien van het circulatiemedium is het risico van een eventuele lekkage naar het grondwater.

10.4.1 Kans op lekkage

Naar de kans op lekkage bij bodemwarmtewisselaars is voor zover bekend geen onderzoek gedaan. Wel is in het kader van de milieueffectrapportage voor het bodemwarmtewisselaarsysteem voor de woonwijk Nesselande in Rotterdam (Jouleconsult, 1998; Gemeentewerken Rotterdam, IF Technology en Groenholland, 1997) de kans op schade aan het leidingwerk ingeschat op basis van informatie van de drinkwaterbedrijven. Het gaat hierbij om beschadigingen aan het ondiep gelegen (horizontale) leidingwerk als gevolg van graafwerk, het plaatsen van hekwerken (palen) en mogelijke diepere doorworteling (bomen). Voor bodemwarmtewisselaarsystemen is destijds afgeleid dat de jaarlijkse storingsfrequentie tussen één en negen lekkages per jaar op 10.000 aansluitingen ligt. Inmiddels is er veel meer ervaring met bodemwarmtewisselaars en is er geen sprake van significante aantallen lekkages. De lekkages beperken zich tot aangraven van horizontaal leidingwerk, vrijwel altijd tijdens het bouwproces en voor het systeem met glycol gevuld is, of door niet uitgevoerde lassen die bij het testen gevonden worden. Lekkages bij in gebruik zijnde systemen (gemaakt met juiste materialen en methoden) zijn nihil. Toch kan het optreden van een lekkage niet volledig worden uitgesloten.

Ervaringen in Zweden geven aan dat zelfs bevriezing van de bodem normaalgesproken geen probleem is: slechts bij 1 op de 10.000 systemen leidt bevriezing tot problemen door vervorming van de leidingen (Nordell en Ahlström, 2005), waarbij het afknellen van de leiding als voornaamste probleem wordt genoemd.

De te verwachten volumes koelvloeistof die vrij kunnen komen in de bodem zijn voornamelijk afhankelijk van de lengte aan leidingen en de gebruikte leidingdiameter en eventuele buffers boven het grondwaterniveau. Typische diameters zijn 25mm of 32mm voor enkele of dubbele U-lussen en een combinatie 25-40mm of 32-50mm voor een coaxiale uitvoering. Zo varieert het volume dat maximaal kan vrijkomen bij lekkage van 0,2 tot 0,8 liter per meter leiding. Voor een gesloten WKO systeem met één lus tot 80 meter diep van 32 mm HDPE leiding (inwendige diameter 26 mm) is het volume aan vloeistof in de leiding 85 liter, wat voor het overgrote deel uit water bestaat. Bij een eventuele lekkage lekt alleen het gedeelte weg dat zich boven de grondwaterspiegel bevindt. Een lek kan onder meer aan het licht komen doordat bij lekkage de circulatiepomp niet meer werkt (droogvalt) en de warmtepomp in storing gaat. Bij kleine systemen is de hoeveelheid vloeistof die vrij kan komen zeer gering. In de praktijk kan alleen bij grote systemen (b.v. met bovengrondse grote buffers) bij lekkage veel vloeistof weglekken. Door de toepassing van een actieve lekdetectie met afsluiters kan dit risico worden aangepakt.

10.4.2 Toxiciteit en afbreekbaarheid van bestanddelen circulatiemedium

Glycol

De twee meest gebruikte antivriesmiddelen in bodemwarmtewisselaarsystemen zijn ethyleenglycol en propyleenglycol. Ethyleenglycol en propyleenglycol zijn toxisch bij inname in grote hoeveelheden. Hierbij is propyleenglycol minder toxisch dan ethyleenglycol (zie o.a. Klotzbücher et al., 2007). Propyleenglycol wordt in voedingsmiddelen en cosmetica gebruikt, inname in geringe hoeveelheden is niet toxisch. Monopropyleenglycol wordt zelfs gebruikt in levensmiddelen, medicijnen en cosmetica (persoonlijke communicatie Henk Witte, Groenholland BV). Omdat glycolen ook worden gebruikt voor het ijsvrij houden van vliegtuigvleugels, komen grote glycol verontreinigingen voor rondom vliegvelden. In dit verband is dan ook veel onderzoek gedaan naar het gedrag van deze stoffen in de ondergrond, zoals transport, effecten, afbraak en risico's van deze stoffen (bijvoorbeeld Jaesche et al., 2006, Staples et al. 2001 en Bielefeldt et al. 1999). Ethyleenglycol komt ook op grote schaal vrij via ruitensproeiervloeistof voor auto's.

De Amerikaanse milieubeschermingsorganisatie EPA beoordeelt ethyleenglycol en propyleenglycol als 'fairly nontoxic' voor het water milieu. Ethyleenglycol in pure vorm, of door mens of dier opgenomen in grote hoeveelheden, is toxisch. Propyleenglycol wordt in voedingsmiddelen gebruikt, inname in geringe hoeveelheden is niet toxisch (EPA 2000). Glycol is een alcohol en heeft bij hoge concentraties een ontsmettende werking. Dit betekent dat glycol bij hoge concentraties toxisch is voor micro-organismen. Bij lage concentraties is glycol echter goed afbreekbaar en kan het juist dienen als voedingsbron voor micro-organismen. De grens ligt ongeveer bij een gehalte van 25%: bij hogere concentraties is sprake van een remmende werking op de groei van micro-organismen en bij lagere concentraties een stimulerende werking (mondelinge communicatie Henk Witte, Groenholland BV).

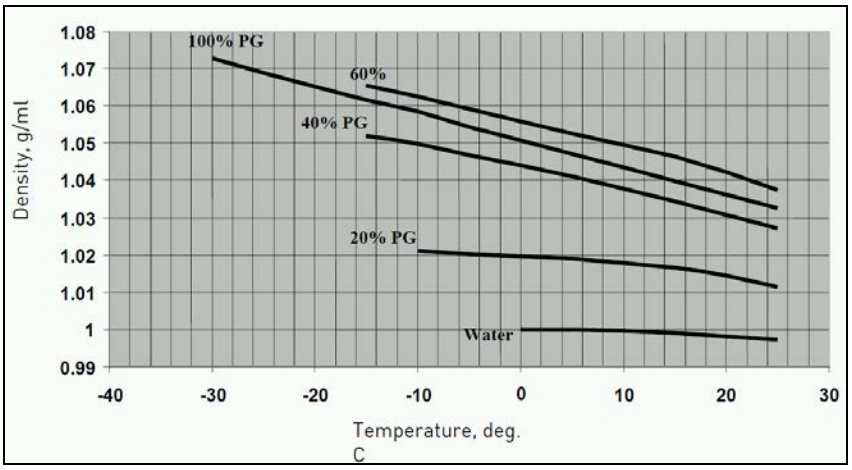
Het onderzoek door EPA (2000) geeft informatie over de afbreekbaarheid van glycol dat bij vliegvelden in het milieu terecht komt. Het gaat hierbij om glycol dat in het oppervlaktewater of in de bodem (bovengrond) terecht komt. De halfwaardetijden uit het EPA-rapport zijn gegeven in de onderstaande tabel. Het EPA-rapport geeft geen informatie over de omstandigheden in de bodem die horen bij de genoemde halfwaardetijden.

tabel 10.1 Halfwaardetijd van glycol (EPA 2000)

Type glycol	Halfwaardetijd		
	In (oppervlakte)water		In de Bodem
	Aeroob	Anaeroob	
Ethyleenglycol	2 tot 12 dagen	4 tot 48 dagen	0,2 tot 0,9 dagen (5 tot 22 uur)
Propyleenglycol	1 tot 4 dagen	3 tot 5 dagen	Gelijk of iets lager dan in water

Het EPA-rapport geeft verder aan dat bij de anaerobe afbraak van glycolen toxische tussenproducten kunnen ontstaan (die ook afbreekbaar zijn). Verder wordt aangegeven dat onder invloed van de afbraak van glycol zuurstofarme condities kunnen ontstaan. Jeasche et al. (2006) geven aan dat onder invloed van glycolafbraak zelfs methanogene omstandigheden kunnen ontstaan. Deze verschuiving in redoxcondities kan weer andere processen tot gevolg hebben, die ook weer effecten hebben.

Staples et al. (2001) hebben de milieurisico's van ethyleenglycol onderzocht en concluderen dat deze stof niet persistent is in de bodem en het grondwater. Volgens het artikel liggen de halfwaardetijden voor grondwater tussen 4 en 24 dagen. De bijbehorende omstandigheden zijn echter niet duidelijk aangegeven. Ook wordt gewezen op de dichtheid van ethyleenglycol, die ongeveer 10% hoger is dan die van water. Ook propyleenglycol heeft een dichtheid die enkele procenten boven die van water ligt (zie figuur 10.6). Dit betekent dat glycol bij lekkage onder invloed van de hogere dichtheid naar beneden kan zakken.



figuur 10.6 **Dichtheid van mengsels van Propyleenglycol (PG) en water bij verschillende temperaturen (Bron: www.lyondellbasell.com)**

Bielefeldt et al. (2002) hebben laboratoriumonderzoek gedaan naar de afbraak van propyleenglycol in 15-cm diepe waterverzadigde kolomen gevuld met zand. Uit de experimenten blijkt dat propyleenglycol vrijwel volledig wordt afgebroken onder de onderzochte omstandigheden (de maximale belasting van de kolom was 1.200 mg propyleenglycol per dag). Hierbij wordt aangegeven dat deze afbraak optreedt ondanks het gebrek aan voldoende electronacceptoren (zuurstof, nitraat en sulfaat). De mineralogische samenstelling van het gebruikte zand is echter niet beschreven: dit kan relevant omdat bepaalde mineralen ook als electronacceptor kunnen fungeren (ijzeroxides of mangaanoxides, zie ook Jaesche et al., 2006).

Jaesche et al. (2006) hebben onderzoek gedaan naar de afbraak van propyleenglycol in de bodem. Het onderzoek wijst uit dat snelle afbraak alleen in de toplaag optreedt die rijk is aan organisch materiaal en bij 20 ºC. Bij 4 ºC is geen significante afbraak waargenomen. In de bodemlaag onder de toplaag was de afbraak van propyleenglycol traag en onvolledig. Bij de afbraak worden de minder stabiele ijzer(III) en mangaan(IV) oxides/hydroxides gebruikt als electronacceptor.

Volgens de canadese bodemkwaliteitsrichtlijn voor propyleenglycol (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007) is de afbraaksnelheid in de bodem boven een concentratie van 100 mg/l onafhankelijk van de concentratie en sterk temperatuurafhankelijk:
- Bij 25 ºC: Afbraak van 66 tot 93 mg per kg bodem per dag
- Bij 8 ºC: Afbraak van 20 tot 27 mg per kg bodem per dag
- Bij -2 ºC: Afbraak van 2,3 tot 4,5 mg per kg bodem per dag

Hierbij wordt voor een bodem met een hoge aanvangsconcentratie (3300 mg/l) een afname van 76% in 111 dagen genoemd, bij 8 ºC. Als dit wordt omgerekend naar een halfwaardetijd is dat ongeveer 55 dagen (in feite is geen sprake van een halfwaardetijd: de afbraaksnelheid is volgens dit rapport namelijk onafhankelijk van de concentratie). Voor het grondwater wordt een halfwaardetijd van 10 dagen aangehouden, maar ontbreekt een goede onderbouwing.

Klotzbücher et al. (2007) hebben een evaluatie gemaakt van de potentie voor grondwaterverontreiniging van de antivriesmiddelen die in bodemwarmtewisselaars worden gebruikt. Aangegeven wordt dat in zeer uiteenlopende habitats micro-organismen zijn aangetroffen die in staat zijn om ethyleenglycol en propyleenglycol af te breken. Op basis hiervan is de verwachting dat in oxische milieus en de meeste anoxische milieus de capaciteit aanwezig is om deze glycolen af te breken.
Tevens worden in het artikel afbraakproeven beschreven voor ethyleenglycol en propyleenglycol onder anoxische omstandigheden, waarbij bodemmateriaal van 80 en van 100 m diepte is gebruikt. Bij de proeven met het bodemmateriaal van 80 m diepte werd in de meeste experimenten meer dan 90% afbraak bereikt na 8-10 weken. Bij de proeven met het bodemmateriaal van 100 m diepte werd voor ethyleenglycol goed afgebroken, maar bij propyleenglycol was in 5 van de 12 experimenten na 8-10 weken nog meer dan 90% aanwezig. Blijkbaar is niet onder alle omstandigheden sprake van een goede afbraak. Als mogelijke verklaring wordt onder andere de aanwezige bacteriënpopulatie genoemd. Geconcludeerd wordt dat zowel ethyleenglycol als propyleenglycol in oxische milieus en in de meeste anoxische milieus goed afbreekbaar zijn. Ook wordt aangegeven dat geen accumulatie van toxische of moeilijk afbreekbare tussenproducten optreedt.

Uit onderzoek door Veltman et al. (1998) blijkt dat afbraak van propyleenglycol ook onder methanogene omstandigheden kan optreden. In het experiment, dat bij 35 ºC is uitgevoerd, was alle propyleenglycol na 48 uur omgezet in afbraakproducten. Voor de volledige omzetting van propyleenglycol, inclusief tussenproducten, naar methaan was 1.100 uur (46 dagen) nodig. Hierbij moet worden vermeld dat bij het experiment gebruik is gemaakt van een gemengde methanoge bacteriepopulatie, die voorafgaande aan de proeven geacclimatiseerd was aan de afbraak van propyleenglycol. Veltman haalt ook onderzoek aan waarin ethyleenglycol onder methanogene omstandigheden volledig wordt afgebroken.

Op basis van het bovenstaande onderzoek kan worden geconcludeerd dat de veel gebruikte antivriesmiddelenethyleenglycol en propyleenglycol onder vrijwel alle omstandigheden volledig afbreekbaar zijn. De snelheid waarmee de afbraak plaatsvindt is echter sterk afhankelijk van de redoxtoestand en temperatuur en mogelijk ook afhankelijk van de in de ondergrond aanwezige bacteriepopulatie.

Hoewel de primaire risico's van deze stoffen vanwege de afbreekbaarheid en beperkte toxiciteit klein zijn, kunnen wel secundaire effecten optreden. Glycol is een stof waar bacteriën zeer goed op groeien. Deze biologische omzetting van glycol zorgt voor de afname van zuurstof, nitraat en sulfaat in het grondwater, waardoor een verschuiving richting sterker gereduceerde omstandigheden plaatsvindt. De biologische omzetting kan zodoende verschillende gevolgen hebben, zoals het oplossen van mineralen, afname van de doorlatendheid van de bodem door biomassa groei en mogelijk het mobiliseren van zware metalen.

Overige toevoegingen
Om corrosie en biologische groei te voorkomen worden vaak extra componenten aan antivries toegevoegd. Deze toevoegingen vormen een groter risico dan ethyleenglycol en propyleenglycol in geval van lekkage van gesloten WKO-systemen (EPA 2000). Er is echter nog weinig bekend over welke additieven dit precies zijn, aangezien antivriesfabrikanten dit als bedrijfsgeheim beschouwen. De effecten op bodem en grondwater door het vrijkomen van deze additieven uit een lekkende bodemwarmtewisselaar zijn daarom momenteel nog onbekend (Deltares 2008).

In de vliegtuigindustrie worden ook toevoegingen gebruikt en hier is wel informatie beschikbaar over welke toevoegingen dat zijn. Om corrosie tegen te gaan wordt in de vliegtuigindustrie Benzotriazool toegevoegd aan antivries. De hoeveelheid benzotriazool verschilt per type antivries maar kan oplopen tot 0,6 % (Breedveld 2001). De stof is irriterend voor de ogen. Herhaald of langdurig contact kan de huid gevoelig maken. Op de lange termijn kan de stof schadelijk zijn voor in het water levende organismen. Uit onderzoek blijkt dat, van alle toevoegingen aan antivries, deze stof de grootste impact heeft in microtox testen (Corsi 2003). Benzotriazol breekt biologisch slechts langzaam af en blijft mogelijk enkele jaren in de bodem aanwezig (Breedveld 2001). In concentraties boven de 500 mg/kg (0,05 %) remt benzotriazool de afbraak van propyleenglycol (Bleckmann 1999 en Burke 1999).

Voor Benzotriazool zijn in de internationale wetgeving geen maximaal aanvaardbare concentraties gevonden. In de Duits regelgeving is de stof op een schaal van 3 ingedeeld in schaal 2, 'wassergefährdend' (VwVwS, 1999). Naast Benzotriazool wordt ook tolyltriazool gebruikt. De toxiciteit van tolyltriazool is te vergelijken met die van Benzotriazool met het verschil dat de toxische bijwerkingen sneller tot uiting komen (EPA 2000).

Ook fosfaatesters, natriumnitriet, natrium benzoaat en borax kunnen gebruikt worden als toevoeging om corrosie tegen te gaan. Over het algemeen worden anticorrosie-stoffen gekenmerkt als toxisch omdat het zeer reactieve stoffen zijn.

Alkylphenol ethoxylaten worden toegevoegd aan antivries in de vliegtuigindustrie als oplosmiddel. De stof breekt af naar lagere ethoxylaten en nonylphenol die milieu toxisch zijn. Nonylphenol is schadelijk voor de voortplanting voor mens en dier, en bovendien ook bioaccumuleerbaar; daarom mag deze stof vanaf januari 2005 in de Europese Unie niet meer verkocht of gebruikt worden (Wikipedia en Corsi 2003). Nonylphenol en ethoxylaten zijn in riviersediment onder zowel zuurstofhoudende (oxische) als zuurstofloze (anoxische) condities goed afbreekbaar. De halfwaardetijd voor nonylphenol en ethoxylaten in riviersediment is 2 dagen in een oxisch milieu en 3,5 dagen in een anoxisch milieu (Lu, 2009).

Aan antivries wordt eventueel ook een pH buffer en kleurstof toegevoegd. Een algemeen voorkomend pH buffer is Kalium hydroxide. Kalium hydroxide is in pure vorm toxisch en zeer corrosief. Vanwege de grote variëteit aan kleurstoffen is in dit rapport geen oordeel gegeven over de toxiciteit en de afbreekbaarheid van kleurstoffen.

Antivries uit de vliegtuigindustrie bevat over het algemeen 2% aan additieven (EPA 2000). Dit betekent dat bij een lekkage per liter antivries 0,02 liter additieven in de bodem terecht komt. Voor een gesloten WKO systeem met een lus tot 80 meter diep van 32mm HDPE leiding kan bijvoorbeeld maximaal 85 liter vloeistof vrijkomen, waarvan een deel uit antivries bestaat (bijvoorbeeld 25% = 21,25 liter) en daarvan weer 2% additieven zijn (bij 25% antivries komt dat overeen met 0,425 liter).

Indien antivries met additieven uit bodemwarmtewisselaarsystemen vergelijkbaar is met antivries uit de vliegtuigindustrie kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Het hoofdbestanddeel van antivries is ethyleenglycol of propyleenglycol. Deze stoffen zijn licht toxisch voor waterorganismen. Voor mens en dier zijn ze toxisch in hoge concentraties. Deze stoffen breken makkelijk af in de bodem. Bij vliegvelden is juist de snelle afbreekbaarheid een probleem, omdat dat kan zorgen voor zuurstofarme omstandigheden en daardoor sterfte bij hogere dieren;
- Tot 0,6 % van antivries kan uit benzotriazool bestaan. In potentie kunnen door deze stof voor langere tijd humane en ecologische risico's ontstaan op de locatie van de lekkage. Deze stof breekt in de bodem traag af. Indien aanwezig in hoge concentraties remt het de afbraak van glycol.
- Anticorrosie additieven zijn in het algemeen toxisch vanwege de hoge reactiviteit.
- Alkylphenol ethoxylaten breken relatief makkelijk in de bodem af. Het afbraakproduct nonylphenol is schadelijk voor de voortplanting voor mens en dier, en bovendien ook bioaccumuleerbaar.
- De pH buffer die mogelijk wordt gebruikt in antivries is in pure vorm toxisch.
- Het is onbekend in hoeverre toegevoegde kleurstoffen toxisch zijn.

10.4.3 Voorkomen van lekkage

In koude klimaten is het gebruik van antivries (en geassocieerde toevoegingen) in gesloten WKO-systemen gebruikelijk. In gematigde klimaten zoals in Nederland, is het toedienen van antivriesmiddelen niet nodig of kan worden volstaan met lagere concentraties. Het risico op lekkage van een individueel, gesloten WKO systeem is klein. Echter met de huidige sterke toename van gesloten WKO systemen in het stedelijk gebied neemt ook het risico op lekkage van één of meerdere gesloten WKO-systemen toe. Dit kan plaatsvinden na de verwachte levensduur van gesloten WKO systemen, of eerder door gebrekkige installatie (zie bijvoorbeeld Sanner et al., 2003). Het is mogelijk om dit risico te verkleinen. Zo kan door het omsluiten van de leidingen in de boorgaten voor het WKO-systeem met een slecht doorlatend materiaal zoals bentoniet, bij juiste installatie, het risico richting bodem en grondwater bij lekraken van een gesloten WKO-systeem aanzienlijk worden verminderd (Mehnert, 2004). Dit kan echter als nadeel hebben dat de warmtegeleiding afneemt (waardoor meer luslengte nodig is voor dezelfde opbrengst) en/of de kosten toenemen (speciaal aanvulmateriaal met hogere kosten). Een goede afweging van de risico's versus de meerkosten is hierbij gewenst.

10.5 Discussie en conclusies

Doordat voor de bodemwarmtewisselaarsystemen momenteel geen vergunningplicht geldt, heeft de overheid weinig zicht op de ontwikkelingen. Met de komst van de AMvB Bodemenergie moet dit worden verholpen.

De belangrijkste risico's die bij de gesloten systemen worden gezien, zijn:

Niet goed afdichten van afsluitende kleilagen die zijn doorboord
Om te garanderen dat mechanisch boren altijd tot bronnen van voldoende kwaliteit leidt, geldt per januari 2011 de verplichting om hiervoor gecertificeerd te zijn op grond van SIKB protocol "Mechanisch Boren" (Protocol 2006). Alleen erkende gecertificeerde bedrijven mogen vanaf dat moment nog mechanische boringen uitvoeren. In dit protocol wordt onder andere de afdichting van doorboorde kleilagen geregeld.

Risico's ten aanzien van lekkage van de vloeistoffen die in de bodemwarmtewisselaars worden gebruikt
De vloeistoffen in bodemwarmtewisselaars bevatten vaak glycol als antivriesmiddel. Van de twee veel gebruikte types glycol in antivriesmiddelen, wordt propyleenglycol gezien als het minder humaan-toxische alternatief voor ethyleenglycol. Beide glycolen vallen onder de alcoholen en zijn alleen in hoge concentraties toxisch. Propyleenglycol wordt in lage concentraties toegepast in voedingsmiddelen. In de bodem en in water zijn beide glycolen onder vrijwel alle omstandigheden afbreekbaar. De afbraaksnelheid is sterk afhankelijk van de temperatuur en de redoxtoestand en mogelijk ook afhankelijk van de in de ondergrond aanwezige bacteriepopulatie.

Bij lage temperaturen verloopt de afbraak aanzienlijk langzamer dan bij hogere temperaturen. Onder aerobe omstandigheden verloopt de afbraak snel (enkele uren tot 12 dagen). Onder sterk gereduceerde omstandigheden (methanogeen) is voor de volledige afbraak waarschijnlijk veel tijd nodig (maanden tot jaren).
Om onder andere corrosie en bacteriegroei tegen te gaan, worden naast glycol ook wel extra toevoegingen gebruikt. Welke toevoegingen dat zijn is vaak niet bekend, omdat fabrikanten dit als bedrijfsgeheim beschouwen. Uitgaande van de informatie over de gebruikte toevoegingen in een andere bedrijfstak (de vliegtuigindustrie), hebben de additieven een hogere toxiciteit dan glycol. Informatie over de afbreekbaarheid van de toevoegingen is slechts deels beschikbaar.
Hoewel de kans op het ontstaan van lekkage na ingebruikname zeer klein is, kan lekkage niet volledig worden uitgesloten. Bij lekkage komen de gebruikte toevoegingen in de bodem terecht. Er zijn verschillende mogelijkheden om het risico voor mens en milieu bij lekkages te beperken. Eén van de mogelijkheden is het niet of zo min mogelijk toepassen van de toevoegingen. Gevolg is wel dat bodemwarmtewisselaars moeten worden uitgevoerd met materiaal dat niet corrosie gevoelig is zoals kunststof leidingen, RVS warmtewisselaars en rubber en koperen/bronzen componenten. Andere mogelijkheden zijn het uitvoeren van uitgebreide testen bij de realisatie van het systeem om lekkage op te sporen, systemen voor lekdetectie, het aanbrengen van een slecht doorlatende omstorting rond de bodemlussen en het stellen van randvoorwaarden aan de toe te passen materialen en vloeistoffen. Al deze randvoorwaarden brengen in meer of mindere mate extra kosten met zich mee en kunnen daardoor de haalbaarheid van deze systemen beïnvloeden. Het is daarom van belang om een goede afweging te maken tussen de extra kosten van de eisen/maatregelen en de risico's die daarmee worden voorkomen of beperkt.

Nadelige interactie met bestaande WKO-systemen
Met de komst van de AMvB Bodemenergie zal voor de gesloten systemen een meldingsplicht dan wel vergunningplicht van kracht worden. Hiermee wordt in ieder geval inzichtelijk in hoeverre verschillende systemen kort op elkaar liggen en risico's op nadelige interactie optreden. Afhankelijk van de uiteindelijke inhoud van de AMvB kan nadelige interactie mogelijk worden voorkomen.

Onduidelijkheid over hoe de bodem kan worden hersteld nadat een systeem buiten gebruik is gesteld
Op de vraag hoe de bodem kan worden hersteld na het buiten gebruik stellen van een gesloten systeem is vooralsnog geen antwoord gevonden. Het vervangen van de gebruikte vloeistoffen door schoon water ligt hierbij voor de hand als gedeeltelijke oplossing, waarbij zorg moet worden gedragen voor een correcte afvoer van deze vloeistoffen. Ook het vullen van de leidingen met een groutachtig mengsel lijkt een mogelijkheid.

Samenvattend bestaan de volgende onderzoeksvragen:
- Welke eisen moeten worden gesteld om de risico's op lekkage van de vloeistoffen in bodemwarmtewisselaars en de gevolgen daarvan te beperken?
- Hoe kan interferentie tussen een gesloten systeem en een reeds aanwezige open of gesloten systeem worden voorkomen?
- Hoe moet worden omgegaan met de gesloten systemen nadat deze buiten gebruik zijn gesteld?

10.6 Literatuur

Bielefeldt, A.R., Illangasekare, T., Grant, M., 1999. biodegradation of de-icing compounds in columns simulating a range of natural conditions. Proceedings of the 1999 Conference on Hazardous Waste Research.

Bielefeldt, A, Illangasekare, T. Uttecht, M., en LaPlante, R., 2002. Biodegradation of propylene glycol and associated hvdrodvnamic effects in sand. Water research 36(2002) 1707-1714

Bleckmann, C. A. Johnson, L. M., Halterman-O'Malley, A.M., Burke, B.W., Kellner, D. L., Goltz M.N. and Heyse, E.C., 1999. Biodegradation of Aircraft Deicing Agent in Soils: Laboratory Studies. Proceedings of conference San Diego 1999.

Burke B.W. Kellner, D.L. Bleckmann, C. A., Heyse, E . C. and Goltz, M.N. 1999. Aircraft Deicing Agent Soil Biodegradation: Laboratory studies, Proceedings of conference Setac 1999.

Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007. Canadian Soil Quality Guidelines for Propylene Glycol: Environmental and Human Health - Discussion Document.

Corsi, S.R., Zitomer, D.H., Field, J.A., Cancilla, D.A., 2003. Nonylphenol Ethoxylates and Other Additives in Aircraft Deicers, Antiicers, and Waters Receiving Airport Runoff. Environ. Sci. Technol. 2003, 37, 4031-4037

Deltares, 2008. Beschouwing risico's van warmte-koude opslag (WKO) toepassing in de gemeente 's-Hertogenbosch. Briefrapportage.

EPA, 2000, Preliminary Data Summary: Airport Deicing Operations. Office of Water (4303) Washington, DC 20460, referentienummer EPA 821-R-00-001.

Geelen, C.P.J.M., Witte, H.J.L. en Arkesteijn, C.A.M., 2006. Toepassing van verticale bodemwarmtewisselaars - Isso-publicatie 73 handleiding voor ontwerp en uitvoering. Verwarming en Ventillatie Plus, 2006-4: blz. 468-473.

Gemeentewerken Rotterdam, IF Technology en Groenholland, 1997. Milieu Effecten van de toepassing van individuele warmtepompen met verticale bodemwarmtewisselaars in woningbouwlocaties. Onderzoek in opdracht van NOVEM.

Gehlin, S. en Nordell, B, 1997. Thermal response test - A mobile equipment for determining thermal resistance of boreholes. Proceedings Megastock '97, Saporro, Japan. June 18-21, 1997. blz. 103-108.

Gehlin, S., 1998. Thermal response test - In situ measurement of thermal properties in hardrock. Licentiate thesis, Lulea University of Technology, October 1998.

van Gelder, G. en Witte, H., 2007. Gesloten, verticale bodemwarmtewisselaars - Ontwerp en implementatie bodemwarmtewisselaar. Verwarming en Ventillatie Plus, 2007-7: blz. 468-473.

Groenholland, 2003. Kwaliteitsrichtlijn verticale bodemwarmtewisselaars. Onderzoek in opdracht van NOVEM, mei 2003.

Hartog, N., 2010. Bijlage C: Risico's van gesloten bodemwarmtesystemen voor het grondwatersysteem. In: R. Stuurman et al., Effecten van WKO op de grondwatekwantiteit. 092.81170 Deltares, pp. 32.
ISSO, 2005. ISSO publicatie 73 - Ontwerp en uitvoering van verticale bodemwarmtewisselaars. Stichting IS-SO, Rotterdam, maart 2005, ISBN 90-5044-128-9.

IWACO en IF Technology, 2003. Definitiestudie Milieueffecten en -afweging energieopslag en warmtepompsystemen. Project uitgevoerd voor Novem, in opdracht van de ministeries van Economische Zaken en VROM.

Jaesche, P., Totsche, K.U.,Kögel-Knabner, I., 2006. Transport and anaerobic biodegradation of propylene glycol in gravel-rich soil materials. Journal of Contaminant Hydrology 85 (2006) 271–286.

Jouleconsult, 1998. Milieu Effecten van de toepassing van individuele warmtepompen met verticale bodemwarmtewisselaars in woningbouwlocaties - Samenvatting rapporten. Onderdeel van het VINEX MER Nesselande - Rotterdam. Onderzoek in opdracht van NOVEM.

Klotzbücher, T., Kappler, A., Straub, K.L. and Haderlein, S.B., 2007. Biodegradability and groundwater pollutant potential of organic anti-freeze liquids used in borehole heat exchangers. Geothermics, 36(4): 348-361.

Lu, J., He, Y., Wu, J. Jin, Q., 2009. Aerobic and anaerobic biodegradation of nonylphenol ethoxylates in estuary sediment of Yangtze River, China. Environmental Geology, Volume 57, Number 1 / March, 2009.

Noordhoff Atlasproducties, 2009. Bosatlas van ondergronds Nederland.

Nordell, B. en Ahlström, A.K., 2005. Freezing problems in borehole heat exchangers. Proceedings Thermal Energy Storage for Sustainable Energy Consumption - Fundamentals, Case Studies and Design. Izmir, Turkey, 6–17 June 2005.

Royal Haskoning en IF Technology, 2003. Milieu-effecten en -afweging, fase 3, afweging van preventieve maatregelen voor de milieueffecten als gevolg van de toepassing van grondwatersystemen en bodemwarmtewisselaars. Project uitgevoerd voor Novem, in opdracht van de ministeries van Economische Zaken en VROM.

SIKB, 2006. Mechanisch boren - VKB Protocol 2006.

Snijders, A. en Wennekes, R.,1997. Vertikale bodemwarmtewisselaars voor warmtepompen - Deel 1 : Energetische aspecten. Verwarming&Ventilatie, november 1997, nr. 11.

Snijders, A., Wennekes, R. en van Gelder, A.,1998. Vertikale bodemwarmtewisselaars voor warmtepompen - Deel 2: Uitvoeringswijze en kosten. Verwarming&Ventilatie, februari 1998, nr. 11.

Staples, C.A., Williams, J.B., Craig, G.R., Roberts, K.M., 2001. Fate effects and potential environmental risks of ethylene glycol - a review. Chemosphere 43 (2001), 377-383.

TCB, 2009. Advies Duurzaam gebruik bodem voor WKO. Rapportnr. A050(2009).

Veltman S, Schoenberg T, Switzenbaum MS, 1998. Alcohol and acid formation during the anaerobic decomposition of propylene glycol under methanogenic conditions. Biodegradation 9 (1998), 113–118.

VwVwS, 1999,
http://www.umwelt-online.de/recht/wasser/whg/wgk_vwv/wgkk_ges.htm, bezocht op 24 juni 2010.

Wikipedia, www.wikipedia.nl, bezocht op 23-juni 2010.

Wennekes, R. en Hehenkamp, M., 2001. Bodemgeschiktheidskaart voor verticale bodemwarmtewisselaars. Verwarming&Ventilatie, december 2001.

Witte, H., 2001. Geothermal response tests with heat extraction and heat injection: Examples of application in research and design of geothermal ground heat exchangers. Europaischer workshop uber Geothermische Respons Tests, Lausanne, 2001.

Witte, H. 2010. Bedrijf Groenholland. Persoonlijk contact op 16 maart 2010.

Yoon, G. en Okumiya, M., 2006. Development and validation of numerical models of borehole heat exchanger for GSHP (Double U-tube type and concentric tube type). Proceedings Ecostock 2006.

11 Mogelijkheden combinatie WKO en bodemsanering

Erik de Vries en Benno Drijver

11.1 Introductie

Tot op heden is verplaatsing van een grondwaterverontreiniging door een WKO juridisch niet toegestaan. Als in de praktijk toch verplaatsing optreedt, dan kan de eigenaar van de WKO aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die daar het gevolg van is. Hierbij moet bijvoorbeeld worden gedacht aan hogere kosten voor de sanering van de verontreiniging. WKO-systemen in verontreinigd gebied worden daarom zodanig ontworpen dat geen interactie met verontreiniging optreedt. Dit betekent bijvoorbeeld dat de keuze valt op een dieper gelegen bodemlaag, waar geen verontreiniging meer aanwezig is. Ook zijn vele projecten afgeketst, omdat de initiatiefnemer de risico's niet wilde nemen of de betreffende overheid geen toestemming gaf. Gevolg is dat in Nederland nauwelijks WKO-systemen te vinden zijn, waarbij verontreinigd grondwater wordt verpompt.

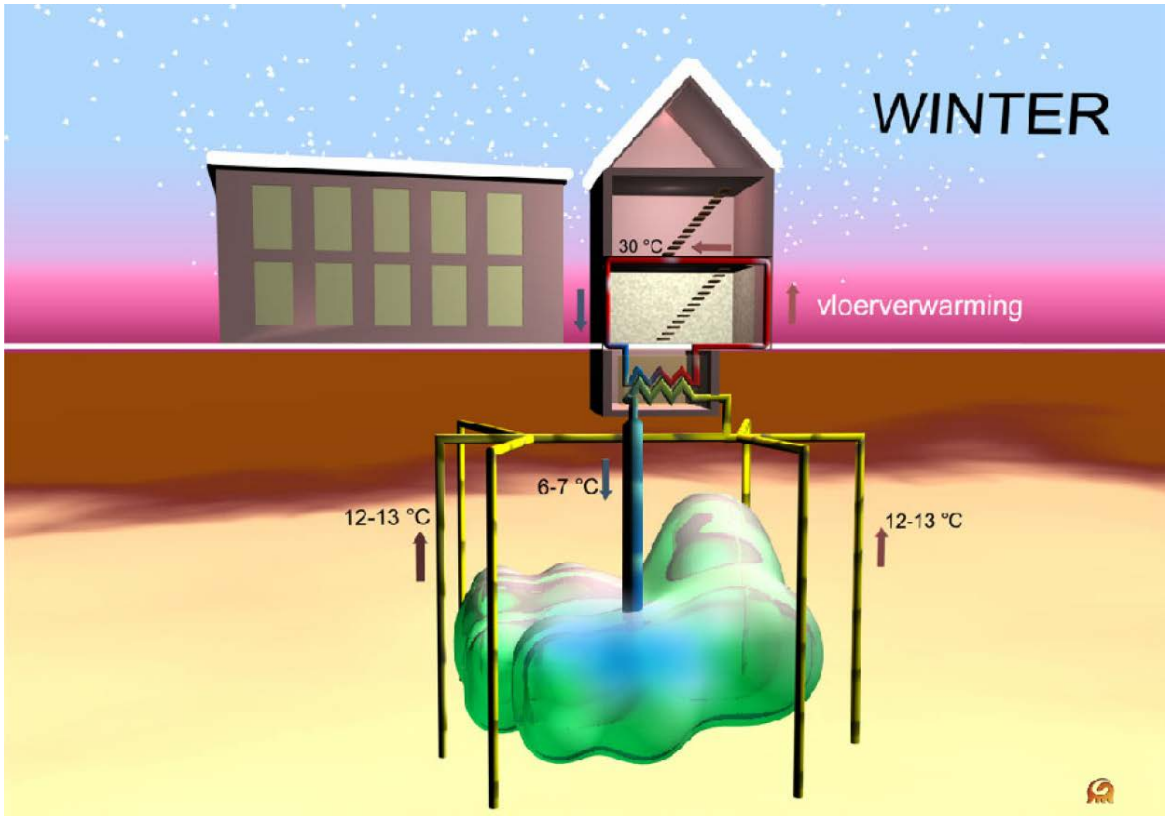
Momenteel is een beweging gaande richting het gebiedsgericht aanpakken van verontreinigingen. Deze gebiedsgerichte aanpak betekent dat het betreffende gebied als verontreinigd wordt bestempeld en als één geheel wordt aangepakt. Door deze wijziging wordt het eenvoudiger om binnen dergelijke gebieden een WKO te realiseren in de verontreinigde bodemlaag.

Als een WKO in verontreinigd grondwater gerealiseerd wordt, ligt het voor de hand om ook te kijken naar de kansen om gelijktijdig de verontreiniging aan te pakken. Zelfs zonder aanvullende maatregelen zou een WKO een positief effect op de afbraak van verontreinigingen kunnen hebben. De toegenomen temperatuur (rond de warme bronnen) en de verhoogde stroomsnelheden rond de WKO kunnen namelijk de biologische afbraak van de verontreiniging bevorderen (zie verder hoofdstuk 13) . Mocht dit onvoldoende resultaat opleveren dan kunnen aanvullende maatregelen worden getroffen om de sanerende werking te verbeteren. De technieken op het gebeid van bodemsaneringen en WKO installaties afzonderlijk zijn goed ontwikkeld. Kennis over de combinatie van beide technieken is echter schaars. Informatie over dit nieuwe vakgebied is tot op heden voornamelijk ontwikkeld tijdens een beperkt aantal projecten die omschreven zijn in de onderstaande paragrafen.

11.2 Combinatieconcepten

11.2.1 Strijp-S, Eindhoven (Arcadis, Philips)

De nieuwbouw die op het voormalige industrie terrein Strijp-S gerealiseerd wordt, is voorzien van een WKO systeem (recirculatie). Op deze locatie is sprake van een grondwaterverontreiniging met VOCl. Om de VOCl grondwaterverontreiniging niet verder te verspreiden is een 'kooi' van WKO filters aangelegd. Aan de rand van de verontreiniging staan onttrekkingsfilters en in het midden van de verontreiniging staan infiltratiefilters.



figuur 11.1 **Bij Strijp S wordt het grondwater dat aan de rand van de verontreiniging wordt onttrokken en in het centrum van de verontreiniging geretourneerd (Bron: www.sanergy.nl)**

Indien de beheersmaatregelen onvoldoende effect blijken te hebben wordt gekeken naar de mogelijkheid om de natuurlijke afbraak te stimuleren door voedingsstoffen toe te voegen. Een alternatief is om een klein deel van het onttrokken grondwater te zuiveren en te lozen. Dit laatste is in feite een combinatie tussen WKO en een traditionele sanering (pump and treat).

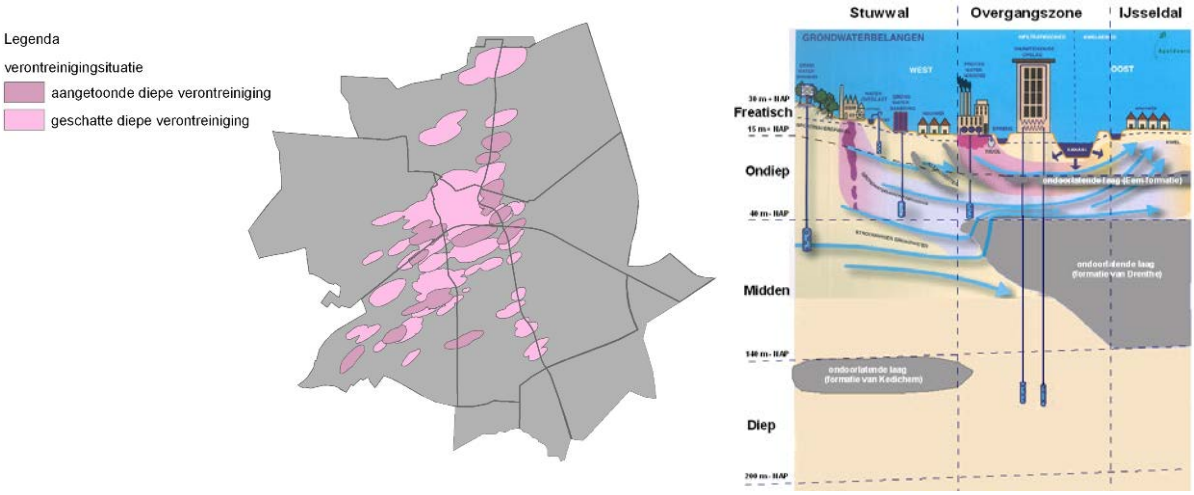
In dit project is intensief overlegd over de materiaalkeuze, meet- en regeltechniek en organisatie van het beheer. Voor de WKO bronnen is bijvoorbeeld PVC met een omstorting van cement-bentoniet als afdichting (voor het gedeelte boven de bronfilters) gekozen in verband met de hoge concentraties VOCl die het PVC anders zou aantasten.

Dit systeem is op dit moment in de inregelfase.

11.2.2 Kanaalzone, Apeldoorn (Bioclear, IF technology)

In het centrum van Apeldoorn zijn meerdere verontreinigingspluimen aanwezig in het diepere grondwater. Deze verontreinigingen worden met de grondwaterstroming meegevoerd richting het Apeldoorns kanaal. Langs dit kanaal wordt een gebied herontwikkeld. De gemeente Apeldoorn wil in de kanaalzone de verontreinigingen gaan aanpakken en WKO toepassen. In opdracht van de gemeente hebben Bioclear en IF Technology een plan ontwikkeld waarin WKO en bodemsanering gecombineerd worden (Bioclear en IF Technology, 2009). Aan de stroomopwaartse kant van de verontreinigde locatie zou het (deels verontreinigde) grondwater opgepompt moeten worden. Vervolgens wordt hieruit warmte/koude onttrokken. Afhankelijk van de mate van verontreiniging wordt het grondwater:

1. stroomafwaarts geherinfiltreerd, of
2. geïnfiltreerd in een biologisch actieve zone waar de verontreiniging biologisch wordt afgebroken, of
3. gezuiverd en op beken geloosd ter verbetering van de waterhuishouding.



figuur 11.2 **Verontreinigingen kaart bovenaanzicht en West-Oost dwarsdoorsnede (Naar: Werken aan Water - Apeldoorns Waterplan, Gemeente Apeldoorn)**

Samengevat heeft het project tot op heden de volgende resultaten opgeleverd:

- Een literatuuronderzoek met uitgebreid risico-overzicht over het combineren van saneren met WKO;
- Een methode voor de ontwikkeling van pilotsystemen, op basis van risico-analyse middels de RISMAN methodiek;

- Een overzicht van de belangrijkste risico's en bijbehorende onderzoeksvragen voor toepassing van combi-systemen aan de Kanaalzone in Apeldoorn;
- Een technische uitwerking (voorontwerp) inclusief benodigde monitoring van vijf modules, die samen een pilotinstallatie vormen voor de Kanaalzone te Apeldoorn, waarin de onderzoeksvragen onderzocht en beantwoord kunnen worden en die in basis gebruikt kunnen worden voor andere locaties waar bodemsanering en bodemenergie gecombineerd kunnen worden.

Op dit moment beoordeelt de gemeente het ontwerp.

11.2.3 IJsbaan, Hoogezand-Sappemeer (Bioclear, Royal Haskoning)

In Hoogezand-Sappemeer is een VOCl verontreiniging van het grondwater aanwezig in een heterogeen pakket tot 70 m-mv. De grondwaterverontreiniging tot 30 m-mv wordt gesaneerd door middel van het infiltreren van koolstofbron om VOCl door middel van anaerobe biologisch dechlorering af te breken. De WKO is op twee verschillende manieren met de sanering te combineren.

1. Warm water wordt in het pakket tot 30 m-mv geïnfiltreerd om de biologische afbraak te versnellen en de saneringsduur van 2 naar 1,5 jaar terug te brengen.
2. De onttrekking van de WKO installatie vindt plaats aan de stroomafwaartse kant van de verontreiniging, de infiltratie vindt plaats nabij de bron van de verontreiniging, waardoor de verontreiniging beheerst wordt.

Op dit moment beoordeelt de gemeente het plan.

11.2.4 Spoorzone, Tilburg (TTE)

In Tilburg is een plan voor gebiedsgerichte aanpak ontwikkeld ten behoeve van ruimtelijke herontwikkeling, het behalen van CO_2-doelstellingen en het oplossen van waterproblematiek. Onderdeel van de aanpak is het gebiedsgericht aanpakken van bodemverontreinigingen met behulp van WKO systemen. Het voorstel is om de verontreinigingen te beheersen met strategisch geplaatste onttrekkingsputten en eventueel onttrokken grondwater (deels) bovengronds te zuiveren.

11.2.5 Biowasmachine, Utrecht (Provincie en Gemeente Utrecht)

In het centrum van Utrecht wordt de herontwikkeling van de binnenstad gecombineerd met WKO. Uit een haalbaarheidsstudie (Bioclear, 2008), bleek dat door de toepassing van alléén WKO als actieve saneringsaanpak van met name VOCl-verontreinigingen in het 1e watervoerende pakket van Utrecht geen direct positieve of negatieve effecten zijn te verwachten. Dit komt hoofdzakelijk door de ijzer-tot sulfaat reducerende condities die in de ondergrond van Utrecht heersen, welke ongeschikt zijn voor reductieve dechlorering. Om een duidelijk positief saneringseffect in combinatie met WKO te bereiken dient de natuurlijke afbraak in het eerste watervoerende pakket te worden gestimuleerd.

Besloten is om het beheer van de individuele bodemverontreinigingen los te laten en over te gaan op gebiedsgericht beheer. Dit houdt in dat bij het plaatsen van WKO installaties verspreiding van verontreinigingen geen onoverkomelijk probleem meer is. Aanname bij deze aanpak is dat door het verpompen van het grondwater de natuurlijke afbraak van de verontreinigingen versneld wordt en ongewenste verspreiding daardoor wordt voorkomen (dit is in tegenstelling met de resultaten van het haarbaarheidsonderzoek). Om de verspreiding te monitoren is een uitgebreid grondwatermeetnet in de binnenstad aangelegd.

11.2.6 Kanaaloever, Alkmaar (Bioclear, IF technology)

In Alkmaar is een VOCl verontreiniging aanwezig waarvoor in het verleden een saneringsonderzoek is opgesteld met biologische afbraak en pump&treat als saneringsvariant (Bioclear, 2007). Een economische haalbaarheidsstudie is uitgevoerd om het opgepompte water tijdens de bodemsanering te gebruiken voor WKO. Uit de haalbaarheidsstudie bleek dat het debiet van opgepompt water voor een bodemsanering ontoereikend is voor het bedrijven van een economisch rendabele WKO installatie.

11.2.7 Spoorzone Woerden (TTE)

Als onderdeel van de herontwikkeling van de Spoorzone in Woerden is in verontreinigd gebied een WKO installatie gepland. Om verspreiding van de verontreiniging te voorkomen is een plan opgesteld om met behulp van een WKO systeem de verontreiniging te beheersen. Verspreiding van de verontreiniging wordt voorkomen door meer water te onttrekken en dan te infiltreren. Het extra onttrokken water wordt gezuiverd en geloosd. Het gehele plan is nog niet gerealiseerd.

11.2.8 Visies op de ondergrond van Zwolle, Arnhem, Wageningen en Almelo (TTE)

In visies geschreven voor de bovenstaande steden wordt de combinatie van WKO en bodemsaneringen genoemd als mogelijke kostenbesparing. In Zwolle is de combinatie in grote lijnen omschreven als het beheersen en zuiveren van het verontreinigde water door WKO systemen. Wel wordt hier ook het effect van WKO's in de ondergrond binnen de gebiedgerichte aanpak meegenomen. Van de overige steden is tot op heden geen nadere uitwerking van de combinaties bekend.

11.2.9 Internationale projecten

Met Google en Google Scholar zijn de onderstaande zoekwoorden ingevoerd en de eerste 50 zoekresultaten onderzocht.

- aquifer thermal energy storage contamination
- aquifer thermal energy storage contaminated groundwater
- aquifer thermal energy storage remediation
- aquifer thermal energy storage groundwater remediation

Er is geen informatie over relevante projecten in het buitenland op het internet gevonden.

11.3 Potentieel te gebruiken technieken bij de combinatie van WKO en saneren.

In de bovenstaande projecten zijn technieken naar voren gekomen als het deels oppompen en zuiveren van grondwater, beheersen door een slim grondwaterrecirculatiesysteem (zie verder hoofdstuk 13, gebiedsgerichtgrondwaterbeheer) en verhoogde natuurlijke afbraak door grondwatertransport, verwarming of het toevoegen van hulpstoffen (voor natuurlijke afbraak zie hoofdstuk 12, voor putverstopping door het toevoegen van hulpstoffen zie hoofdstuk 8).

Naast de bovenstaande technieken zijn mogelijk reactieve omstorting van WKO putten en/of het Vyredox proces interessant.

11.3.1 Reactieve omstorting van putten

Naast filtergrind zouden ook oxiderende, reducerende, biologisch actieve, precipiterende of absorberende materialen aan de omstorting van WKO putten kunnen worden toegevoegd. Mogelijke toevoegingen aan de omstorting zijn:

- reducerend: ijzer, zink, paladium, koper, montmorilloniet en nontriniet
- oxiderend: titanium oxides, mangaan oxides
- absorberend: aktief kool

Naargelang de verontreiniging zou het type omstorting verschillen (United States Patent 5803174). Reactieve omstortingen van WKO putten zijn zover bekend nog niet in de praktijk toegepast. Aan de verschillende omstortingen kleven verschillende potentiele nadelen zoals onvoldoende reactief vermogen (onder andere bij ijzer), het veroorzaken van verontreinigingen (Zink, koper) en mogelijke verstoppingsrisico's (montmorilloniet en nontriniet).

11.3.2 Ondergrondse ontijzering

Ondergrondse ontijzering (ook wel bekend onder de term Vyredox) wordt in de drinkwaterindustrie gebruikt om grondwater te ontijzeren. Bij ondergrondse ontijzering wordt periodiek zuurstofrijk water in de onttrekkingsbron geïnfiltreerd. Het zuurstof reageert met ijzer en de gevormde ijzeroxides slaan vervolgens neer. Gevolg is dat een veelvoud van de geïnfiltreerde hoeveelheid water kan worden onttrokken met een verlaagd ijzergehalte (onder de drinkwaternorm). Uit ervaring is gebleken dat de ijzerneerslag de doorlatendheid van het bodempakket nauwelijks beïnvloedt. Met behulp van dit proces is het ook mogelijk om met de ingebrachte zuurstof een verontreiniging biologisch af te breken. Organische verontreinigingen zoals BTEX en Cis en VC zijn namelijk goed biologisch afbreekbaar onder zuurstofrijke omstandigheden. (Breaster, 1988)

Hierbij moet worden opgemerkt dat het behandelde water bij de drinkwaterbedrijven eerst volledig wordt gezuiverd en gefilterd voordat herinfiltratie van het zuurstof rijke water plaatsvindt. Toepassing bij WKO-systemen ligt veel gevoeliger in verband met risico's ten aanzien van putverstopping door ijzer- en/of mangaanoxides. Toepassing van ondergrondse ontijzering bij een WKO-systeem in de praktijk (één à twee cycli) is hierdoor uiteindelijk niet succesvol verlopen. Bij het voldoende lang doorzetten van de ondergrondse ontijzering (meer dan 3 tot 6 cycli volhouden) kan het proces uiteindelijk succesvol verlopen. Praktijkervaring op dit punt ontbreekt echter.

11.4 Conclusies

Over WKO en sanering afzonderlijk is veel kennis aanwezig. De kennis over de combinatie van beide technieken is echter schaars. Het enige voorbeeld uit de praktijk is het Sanergy project, maar dit project moet zich nog bewijzen. Andere voorbeelden zijn alleen nog op papier uitgewerkt. Tot op heden is daarom nog niet duidelijk of de ontworpen concepten in de praktijk goed functioneren.

De belangrijke onderzoeksvragen komen voort uit de verschillen tussen beide toepassingen:

- De toegepaste debieten zijn bij WKO vaak vele malen groter dan bij saneringen. Het water dat vrijkomt bij een WKO bovengronds zuiveren is daardoor onbetaalbaar en het leveren van koude en warmte uit het water dat vrij komt bij een sanering vaak niet rendabel. Wel kan worden gekozen voor een tussenvorm, waarbij een klein deel van het onttrokken grondwater wordt gezuiverd en geloosd;

- Een WKO-systeem verandert in principe alleen de temperatuur van het grondwater en de snelheid van de grondwaterstroming. In hoeverre heeft WKO een positief effect op de afbraak van verontreinigingen als geen hulpstoffen worden toegepast?

- De levensduur van een put is bij WKO vele malen langer dan bij saneringen. Een belangrijke consequentie is dat de verstopping van de putten tot een minimum beperkt moet blijven en/of worden beheerst, zodat een duurzaam systeem gewaarborgd is. De vraag is in hoeverre dit gegarandeerd kan worden als een WKO systeem gecombineerd gaat worden met een sanering;

- De diepte waarop saneringen plaatsvinden is vaak relatief ondiep, vergeleken met de diepte waarop WKO plaatsvindt. Dit kan betekenen dat WKO moet worden toegepast in relatief ondiep grondwater. De kans op verschillen in waterkwaliteit is in ondiep grondwater vaak groter, met verhoogde risico's op putverstopping tot gevolg. Ook de aanwezigheid van verontreiniging en de eventuele toevoeging van hulpstoffen kunnen extra verstoppingsrisico's opleveren (zie hoofdstuk over verstopping van bronnen).

11.5 Aanbevelingen voor vervolg onderzoek

Om het tekort aan praktijk ervaring op te vullen wordt aanbevolen om lab- en/of praktijk-testen uit te voeren. In deze testen dienen de geopperde combinatieconcepten getest te worden. Het gaat hierbij om de effectiviteit van de oplossing (is de sanerende werking voldoende?) en de duurzaamheid (kan het functioneren van de WKO langdurig worden gegarandeerd?).

Verder wordt aanbevolen om de informatie beschikbaar over combinatiesystemen te bundelen en uit te werken in richtlijnen en combinatieconcepten die als praktische basis kunnen dienen voor toekomstige projecten. In de richtlijnen dient aangegeven te worden in welke gevallen het nuttig kan zijn een combinatieconcept te ontwikkelen en welk financieel en milieutechnisch rendement het mogelijk heeft. De combinatieconcepten dienen ontwikkeld te worden aan de hand van praktijkvoorbeelden aangedragen door de consortiumdeelnemers.

In het vervolg onderzoek wordt informatie gebruikt uit het project BOEG, handleiding voor toepassen bodemenergie in en nabij grondwaterverontreiniging, die binnen enkele maanden beschikbaar komt.

11.6 Literatuur

Arcadis, Aanmeldingsnotitie grondwaterenergiesysteem Strijp-S complex te Eindhoven. 2007

Arcadis, Handboek BOEG (bodemenergie en grondwaterverontreiniging - het ijs gebroken), http://www.senternovem.nl/mmfiles/handleiding_boeg_tcm24-333638.pdf, 2010

Bioclear, haalbaarheidsstudie naar de mogelijkheden van de inzet van WKO voor de sanering of beheersing van verontreinigingen in de utrechtse ondergrond, Bioclear ref. nr. 2007.3108, juli 2008

Bioclear en IF technology, Uitwerking sanering van de locatie in combinatie met een duurzame energiewinning voor het nieuwbouwproject Kanaaloeverplan aan de Schermerweg te Alkmaar, Bioclear ref. nr. 2007.2958, mei 2007.

Braester, C., Martinell, R., The vyredox and nitredox methods of in situ treatment of groundwater, Water Science and Technology, Volume 20, Issue 3, Pages 149-163, 1988

Gilmore, Tyler J. , Holdren Jr., George R. ,Kaplan, Daniel I., Groundwater well with reactive filter pack, United States Patent 5803174, 1996

Slenders H, Schreurs, J., Verbrug, R., Sanergy: saneren met bodemenergie, van droom naar realiteit, Bodem nummer 3, juni 2009

12 Effecten van temperatuurveranderingen op de fysische eigenschappen van verontreinigingen

Erik de Vries

12.1 Introductie

Door temperatuurfluctuaties als gevolg van WKO installaties verandert het gedrag van verontreinigingen. Om het transport van verontreinigingen in een gebied beïnvloed door een WKO installatie te kunnen voorspellen dient aandacht besteed te worden aan de chemische evenwichten en adsorptie/desorptie van de meest voorkomende verontreinigingen.

12.2 Literatuuroverzicht

12.2.1 Vluchtigheid

Door temperatuursveranderingen van het grondwater verandert de vluchtigheid van stoffen. De Henry-constante geeft de verhouding weer tussen de gasconcentratie en de concentratie in de oplossing. Henry's law ziet er als volgt uit:

Concentratie opgeloste stof = Henry's law coëfficiënt * gasconcentratie

Voor VOCl geldt in grote lijnen: bij een temperatuurtoename van 50°C neemt de Henry's law coëfficiënt (dimensieloos) toe met een factor 10 (Warneck, 2007). Dit betekent dat de evenwichtsconcentratie in de gasfase (bij gelijkblijvende concentratie in de waterfase) 10 keer zo groot wordt, en VOCl dus sneller naar de gasfase ontwijkt. Bij benzeen en naftaleen neemt de Henry's Law coëfficiënt bij een temperatuurstoename van 50 °C toe met ongeveer een factor 6 (Alaee, 1996). De tussengelegen temperaturen tussen 10 en 50 °C zijn met de bovenstaande literatuurgegevens te berekenen.

Omdat het ontwijken van VOCl en BTEX vanuit de verzadigde zone naar de gasfase in de onverzadigde zone van meer factoren afhangt is een temperatuursverhoging van 50°C niet meteen door te vertalen naar een respectievelijk 10 en 6 maal zo hoge concentratie in de gasfase (Spencer, 1988).

Deze kennis is relevant in het geval dat een sanering van een bodemverontreiniging in het freatische bodempakket wordt gestimuleerd met warm WKO water. Door de toenemende temperatuur zouden er hogere concentraties aan VOCl in de gasfase aanwezig kunnen zijn en deze zouden humane risico's op kunnen leveren. Ook het zuiveren van WKO water met behulp van strippen is afhankelijk van de vluchtigheid: een toename van de temperatuur verhoogt het rendement van de striptoren.

12.2.2 Maximale oplosbaarheid

De maximale oplosbaarheid van een stof geeft aan bij welke concentraties de verontreiniging niet meer in water oplost maar aanwezig is als puur product. De eigenschappen van puur product verschillen met die van water. BTEX in puur product vorm vormt een drijflaag bovenop het grondwater (LNAPL). VOCl in puur productvorm is zwaarder dan water en zal daardoor in doorlatende lagen naar beneden zakken (DNAPL).

De maximale oplosbaarheid van PER en TRI is van 0 tot 60°C respectievelijk ongeveer 200 en 1.400 mg/l. Dit betekent dat de oplosbaarheid van PER en TRI alleen significant veranderd in hoge temperatuur WKO-systemen waar het grondwater tot boven de 60°C verwarmt wordt. Boven de 60°C loopt bij PER en TRI de oplosbaarheid exponentieel op. Bij 100°C zijn de oplosbaarheden van PER en TRI respectievelijk 600 en 2.800 mg/l (Knauss, 1999). Cis-DCE, trans-DCE en VC hebben een oplosbaarheid van respectievelijk 3.500, 6.300 en 1.100 mg/l (ITRC, 2005). Er is geen literatuur gevonden die de oplosbaarheid van deze componenten geeft bij temperatuursverhogingen.

Van p-xyleen is de maximale oplosbaarheid bij 25 °C ongeveer 170 mg/l. Bij het oplopen van de temperatuur neemt de oplosbaarheid exponentieel toe naar 340 mg/l bij 100°C (Knauss, 1995). Van de andere BTEX componenten is geen literatuur gevonden over de oplosbaarheid als functie van de temperatuur.

12.2.3 Verspreiding van puur product

Bij een hogere temperatuur veranderd de viscositeit en oppervlaktespanning van stoffen. Dit kan invloed hebben op het verspreidingspatroon van puur product BTEX of VOCl. LNAPLs bestaande uit BTEX verspreiden zich onder andere verder naar de diepte bij een hogere temperatuur (Tyagi, 1994).

VOCl wordt mobieler waardoor puur product in de vorm van DNAPLs sneller naar de diepte kunnen zakken (www.soilpedia.nl). Hoeveel sneller is niet bekend.
De verhoogde temperatuur versnelt de flux van de pure fase naar de waterfase. In een experiment uitgevoerd door Imhoff (1997) is berekend dat bij een verhoging van de temperatuur van 5°C naar 40 °C de massa flux van PER en TRI verhoogd wordt met slechts een factor 2. De grafiek waarbij temperatuur tegen de massaflux was uitgezet liep redelijk lineair. Een extrapolatie van de massaflux bij hogere temperaturen is daarom mogelijk.

12.2.4 Praktijkervaringen met opwarming van de bodemverontreinigingen

Er zijn verscheidene saneringstechnieken op de markt waarbij met behulp van warmte de verontreiniging wordt gesaneerd. Deze technieken zijn onder andere electroreclamatie en stoomextractie. Met deze technieken wordt het bodem tot wel 100 °C opgewarmd. Door het opwarmen wordt puur product mobieler gemaakt of verdampt een deel van de verontreiniging. De mobiele verontreiniging kan vervolgens geëxtraheerd worden (Roosma, 2006). In lage temperatuur WKO systemen worden enkel effecten op verontreinigingen verwacht zoals omschreven in de voorgaande paragraaf. Bij hoge temperatuur WKO systemen zou de temperatuur kunnen zorgen voor een effect zoals die wordt waargenomen bij electroreclamatie of stoom extracties. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het onwenselijk is om een hoge temperatuur WKO installatie in een zone te bedrijven waar mogelijk puur product aanwezig is vanwege verhoogd verspreidingsrisico van de verontreiniging.

12.3 Conclusies

Het gedrag van de verontreinigingen BTEX en VOCl zijn temperatuursafhankelijk. Bij hogere temperaturen verspreiden de verontreinigingen zich sneller. Met VOCl in puur product vorm bestaat tevens de kans dat bij hogere temperaturen het puur product versneld naar grotere diepte zakt. Bij de temperatuurverschillen die optreden bij de meeste WKO-systemen (enkele graden temperatuurverhoging) lijken deze effecten verwaarloosbaar. Hoge temperatuur WKO systemen hebben waarschijnlijk wel een significante invloed.

12.4 Aanbevelingen voor vervolg onderzoek

Op dit moment is bekend dat bij lage temperaturen relatief weinig veranderd aan de fysische eigenschappen van verontreinigingen. De invloed van grote temperatuursveranderingen bij hoge temperatuur WKO systemen is groter. Mocht de wens bestaan om een hoge temperatuursysteem in een verontreiniging te plaatsen dan zal er meer onderzoek plaats moeten vinden naar het effect op het verspreidingsgedrag van VOCl zaklagen. Door deze informatie te verwerken in stoftransportmodellen en de uitkomsten daarvan te toetsen aan experimenten en praktijkgegevens, kan een beter inzicht worden verkregen in de invloed van temperatuurveranderingen op het gedrag van verontreinigingen.

12.5 Literatuur

Alaee, Mehran, Randy M. Whittal, William M. J. Strachan, The effect of water temperature and composition on Henry's law constant for various PAH's. Chemosphere 32 (6), 1153-1164, 1996

Imhoff, Pault, Angela Frizzell, Casst Miller. Evaluation of thermal effects on the dissolution of a nonaqueous phase liquid in porous media. Environ. Sci. Technol. 1997, 31, 1615-1622

Knauss, Kevin G., Sally A. Copenhaver. The solubility of p-xylene in water as a function of temperature and pressure. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 59. No. 12, pp. 2443-2448, 1995

Knauss, Kevin G., Michael J. Dibley, Roald N. Leif, Daniel A. Mew, Roger D. Aines, The aqueous solubility of trichloroethoethene and tetrachloroethene as a function of temperature. Applied Geochemistry 15 (2000) 501-512

Roosma, Anneke, Bas Godschalk, Reinout Lageman, Maurice Henssen, Marc van Bemmel. Successful Combination of Remediation Techniques at a Former Silver Factory. Remediation, Winter, 69-79, 2006

Spencer, W. F., M. M. Cliath, W. A. Jury, And Lian-Zhong Zhang. Volatilization of organic chemicals from soil as related to their Henry's law constants. J. Environ. Qual., Vol. 17, no. 3, 504-509, 1988

Tyagi, Avdhesh K., Sara Wakelam-Sayler. Fate-transport modelling of BTEX in subsurface environment. http://ipec.utulsa.edu/Conf2001/tyagi_sayler_65.pdf. 1994

Viswanath, Dabir S., Tushar K Ghosh, Dasika H L Prasad,2007. Viscosity of Liquids: Theory, Estimation, Experiment, and Data. Springer 2006-12-19 ISBN-13:9781402054815 ISBN: 1402054815

Warneck, Peter, A review of Henry's law coefficients for chlorine-containing C1 and C2 hydrocarbons. Chemosphere 69 (2007) 347–361

www.soilpedia.nl

13 Biologische afbraak van verontreinigingen

Shakti Lieten

13.1 Introductie

Binnen het Meer Met Bodemenergie (MMB) project worden de mogelijkheden onderzocht om warmte-koude opslag (WKO) en sanering te combineren. Om dit te kunnen doen is het onder andere belangrijk om kennis te hebben over de randvoorwaarden voor het optreden van de biologische afbraak van mogelijke verontreinigingen. Daarbij zijn twee veelvoorkomende en mobiele groepen van grondwaterverontreinigingen vooral belangrijk:

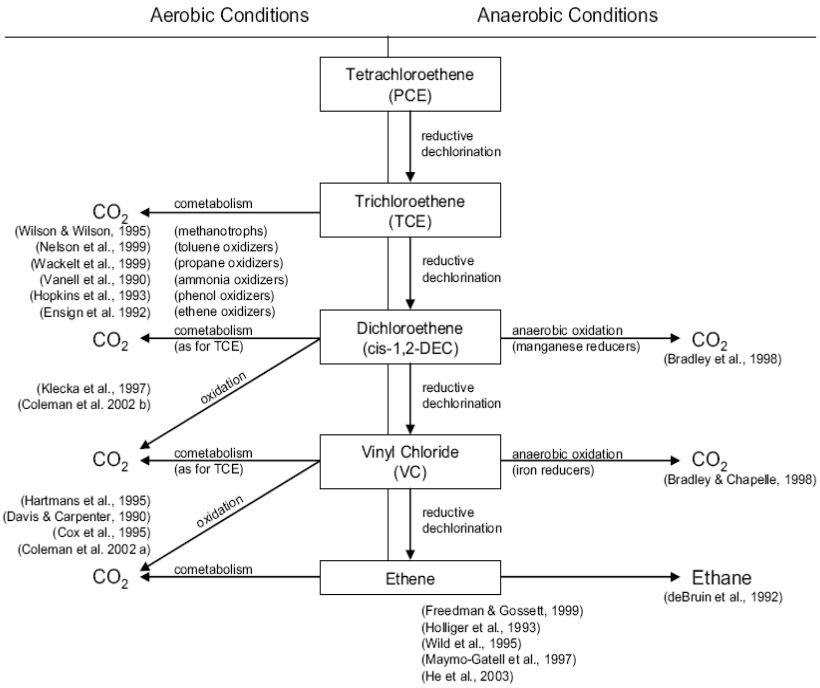
1. VOCl is een verzamelterm voor de gechloreerde verbindingen tetrachlooretheen (PER), trichlooretheen (TRI) en hun afbraakproducten. PER en TRI werden als ontvettingsmiddel gebruikt in onder meer de metaalbewerkingindustrie en bij chemische wasserijen in stedelijk gebied. VOCl's hebben zich op verschillende plaatsen tot op grote diepte in watervoerende lagen verspreid. PER en TRI zijn als puur product zwaarder dan water en kunnen relatief makkelijk door het bodemprofiel heen zakken, ze kunnen zaklagen vormen. VOCl's kunnen hierdoor dus aanwezig zijn op een diepte waar ook een WKO-systeem wordt geïnstalleerd.
2. BTEX is de verzamelterm voor de aromatische verbindingen benzeen, tolueen, ethylbenzeen en xylenen, die relatief makkelijk met het grondwater meestromen (zeer mobiel) en dus ook in het diepere grondwater aanwezig kunnen zijn. Over het algemeen bevinden de BTEX pluimen zich minder diep dan VOCl pluimen.

In dit hoofdstuk worden de natuurlijke afbraakprocessen besproken die onder invloed van bacteriën worden uitgevoerd. In de laatste paragraaf is daarom aangegeven welke methodes beschikbaar zijn om de aanwezigheid van de voor het afbraakproces verantwoordelijke bacteriën aan te tonen.

13.2 Literatuuroverzicht

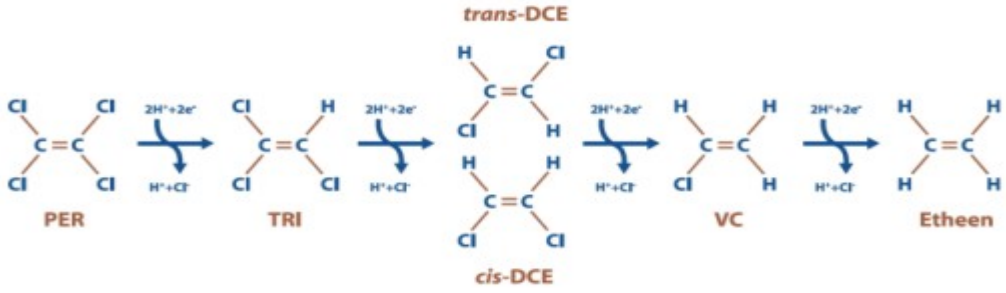
13.2.1 Afbraak van chloorkoolwaterstoffen (VOCl)

De afbraak van de verschillende VOCl componenten, PER, TRI, *cis*-DCE (*cis*-dichlooretheen), *trans*-DCE (*trans*-dichlooretheen) en VC (vinylchloride) kan via verschillende afbraakroutes verlopen. In onderstaand schema is een overzicht gegeven van de mogelijk afbraakroutes per component (Friis 2006).



figuur 13.1 Verschillende afbraakroutes voor VOCl (thesis Friis 2006)

Tetrachlooretheen (PER) kan alleen anaeroob worden afgebroken. Volledige afbraak van PER en TRI is alleen mogelijk via reductieve dechlorering. Dit proces vindt stapsgewijs plaats, waarbij tijdens elke stap één chlooratoom wordt afgesplitst en tussenproducten ontstaan die steeds minder chlooratomen bevatten (zie figuur 13.2). Tijdens de anaerobe reductieve dechlorering van PER wordt achtereenvolgens TRI, dichlooretheen (DCE, met name de cis-isomeer), vinylchloride (VC) en uiteindelijk etheen en/of ethaan gevormd, samen met chloride.



Figuur 5: Anaërobe afbraak van gechloreerde ethenen.

figuur 13.2 Reductieve dechlorering van gechloreerde ethenen (Bron SKB 2007)

Volledige reductieve dechlorering van PER en TRI naar etheen en ethaan is alleen mogelijk onder sterk gereduceerde condities (methanogeen). Hierbij wordt de verontreiniging gebruikt als elektronenacceptor. Hoelen (2003) heeft aangetoond dat TRI ook onder sulfaat reducerende condities volledig kan worden afgebroken. De concentraties aan waterstof nodig voor omzetting van TRI naar *cis*-DCE is 0,7 nM, voor *cis*-DCE en VC naar etheen is 1,6 nM nodig. Indien minder gereduceerde of aerobe omstandigheden heersen dan spelen andere afbraakprocessen een rol. Dichlooretheen en VC kunnen direct aeroob worden afgebroken terwijl aerobe afbraak van TRI alleen cometabolisch kan plaatsvinden (TRI wordt per toeval afgebroken terwijl een ander component wordt afgebroken).

13.2.2 Anaerobe reductieve dechlorering

Voor het optreden van volledige anaerobe reductieve dechlorering van chloorethenen moet gelijktijdig voldaan worden aan de volgende randvoorwaarden (Dijkhuis *et al*. 2003):

1. blijvende aanwezigheid van sterk gereduceerde redoxomstandigheden op de locatie;
2. blijvende aanwezigheid van organische stoffen op de locatie die als elektronenbron kunnen dienen voor de biologische afbraak van gechloreerde ethenen en die ook de bodem voldoende gereduceerd houden;
3. de aanwezigheid van bacteriën op de locatie die specifiek de VOCl verontreiniging kunnen afbreken tot de ongechloreerde eindproducten etheen en/of ethaan.

In laboratorium- en veldstudies zijn voor de afbraak van VOCl onder anaerobe omstandigheden waarbij de afbraak via reductieve dechlorering verloopt, 1^{e} orde afbraaksnelheden waargenomen in het veld variërend van 0,01 tot 0,08 dag^{-1} voor PER (halfwaardetijd circa 70 dagen) en 0,003 tot 0,023 dag^{-1} voor TRI (halfwaardetijd circa 230 dagen) (Suarez & Rifai 1999).

Ad 1. Redoxomstandigheden
De redoxomstandigheden moeten methanogeen zijn voor het optreden van volledige anaerobe reductieve dechlorering van chloorethenen. Deze omstandigheden worden gekenmerkt door de afwezigheid van zuurstof (<0,5 mg/l), nitraat (<1 mg/l) en sulfaat (<20 mg/l) en de aanwezigheid van opgelost ijzer, waterstof (H_2 >1 nM) en methaan (> 1 mg/l) (Van der Zaan *et al*. 2010, *Dijkhuis et. al.* 2003).

Ad 2 Elektronendonor c.q. koolstofbron
Een belangrijke voorwaarde voor het optreden van anaerobe reductieve dechlorering is de aanwezigheid van voldoende elektronendonor/koolstofbron, vaak gemeten als TOC (totaal organisch koolstof). Op basis van balansberekeningen tussen de beschikbare hoeveelheid TOC en de benodigde hoeveelheid voor afbraak van de verontreiniging en de concurrerende elektronenacceptoren, kan worden vastgesteld of voldoende TOC aanwezig is voor de volledige duurzame afbraak van de aanwezige VOCl verontreiniging.

Ad 3 Chloorethenen afbrekende bacteriën
Op dit moment zijn *Dehalococcoides* spp. de enige bekende bacteriën die in staat zijn de volledige omzetting van chloorethenen tot etheen middels reductieve dechlorering uit te voeren. In diverse onderzoeken is de relatie tussen de aanwezigheid van deze bacteriën en het optreden van volledige afbraak aangetoond (onder andere Löffler *et al.* 2000, Hendrickson *et al*. 2002). Voor het optreden van volledige natuurlijke (of anaeroob gestimuleerde) biologische afbraak van een chloorethenen verontreiniging middels reductieve dechlorering wordt de aanwezigheid van deze bacteriën daarom als voorwaarde beschouwd.

13.2.3 Anaerobe oxidatie van cis-DCE en VC

Anaerobe oxidatie van *cis*-DCE en VC vindt plaats onder “matig” gereduceerde condities en in mindere mate onder methanogene condities. In plaats van zeer sterk gereduceerde condities (methanogeen) en aanwezigheid van een koolstofbron lijkt de aanwezigheid van nitraat, beschikbaar driewaardig ijzer in de bodem, sulfaat en mogelijk juist niet te veel koolstofbron belangrijk te zijn omdat deze lager gechloreerde componenten als elektronendonor en niet als elektronenacceptor gebruikt worden. Deze oxidatieve anaerobe afbraak wordt vermoedelijk door andere bacteriën bewerkstelligd dan de bacteriën die betrokken zijn bij anaerobe reductieve dechlorering. Belangrijk is ook dat anaerobe oxidatie van PER en TRI, voor zover bekend, niet optreedt en er door anaerobe oxidatie géén etheen of ethaan wordt gevormd. Als afbraakproduct worden CO_2, water en chloride gevormd (Gerritse *et. al*. 2009).

De exacte afbraakmechanismen en de randvoorwaarden voor dit afbraakproces zijn niet volledig bekend. Dit proces is in de literatuur beschreven (Bradley *et al.* 1998a, Bradley *et al.* 1998b, Bradley 2003). Het aantonen van het optreden van dit proces in de praktijk is lastig, omdat het onder diverse redoxcondities kan plaatsvinden en er geen bacteriën bekend zijn die als indicator kunnen worden gebruikt. Daarnaast treedt bij de veelal aanwezige concentraties *cis*-DCE en VC (tot enkele duizenden µg/l) geen significante verandering op in de redoxparameters door verbruik van elektronenacceptoren als nitraat of sulfaat.

Omdat niet bekend is welke micro-organismen of enzymen verantwoordelijk zijn voor anaerobe oxidatie van *cis*-DCE en VC is het nog niet mogelijk om deze in de praktijk te detecteren en monitoren. In de praktijk wordt het optreden van dit proces daarom met name onderzocht middels langjarige monitoring in combinatie met isotopenanalyses en anaerobe afbraaktesten (Bradley 2003). Andere auteurs twijfelen aan het optreden van anaerobe oxidatie en wijten de afbraak aan aerobe oxidatie (zie paragraaf 12.2.1.3) met zeer lage concentraties aan zuurstof (Gossett 2010). Gosset wijt de afbraak aan aerobe oxidatie met zeer lage concentraties aan zuurstof. Mocht dit waar zijn dan zou voor het aantonen van ‘anaerobe oxidatie’ gekeken moeten worden naar micro-organismen en genen die in anaerobe zones kunnen overleven en met slechts zeer weinig zuurstof VOCl aeroob kunnen oxideren.

13.2.4 Aerobe afbraak van cis-DCE en VC

De dechloreringsafbraakproducten *cis*-DCE en VC zijn ook onder aerobe condities afbreekbaar tot CO_2, water en chloride (Gerritse *et. al*. 2009). Aerobe afbraak is een relatief snel proces maar in Nederland als natuurlijk afbraakmechanisme vaak niet relevant door de afwezigheid van zuurstof in het grondwater. *Cis*-DCE en met name VC zouden ook in een anaeroob milieu kunnen worden geoxideerd (zie paragraaf 12.2.1.2). Dit proces zou een verklaring kunnen zijn voor stabiele *cis*-DCE en VC pluimen zonder dat zuurstof aanwezig is en afbraak via reductieve dechlorering optreedt. Onder aerobe condities kan TRI ook cometabolisch afgebroken worden, dit is een zeer snel proces. De halfwaarde tijd bedraagt circa 1 dag (Suarez&Rifai 1999).

13.2.5 Afbraak van BTEX(N) en minerale olie

De meeste componenten uit minerale olie, zoals alifaten, lichte PAK's (waaronder naftaleen) en aromaten (benzeen, tolueen, ethylbenzeen, xyleen, beter bekend als BTEX) kunnen onder aerobe omstandigheden goed worden afgebroken tot koolstofdioxide en water. De afbraak van BTEX en naftaleen is ook onder anaerobe omstandigheden mogelijk, maar gaat in de regel veel langzamer. Onder zowel aerobe als anaerobe condities worden deze componenten als elektronendonor gebruikt.

Onder anaerobe omstandigheden is de afbraaksnelheid van BTEX(N) 1-2 keer lager dan onder aerobe omstandigheden (Rifai *et. al.* 1995, Suarez&Rifai 1999, Gerritse *et al*. 2009). Onder anaerobe omstandigheden kan daarbij nog onderscheid gemaakt worden tussen nitraat-, ijzer- en sulfaatreducerende omstandigheden enerzijds en methanogene omstandigheden anderzijds. Afbraak in aanwezigheid van een elektronenacceptor als nitraat, ijzer(III) of sulfaat verloopt in het algemeen beter en sneller dan afbraak onder methanogene condities.

Uit literatuur en praktijkervaringen blijkt dat anaerobe afbraak van benzeen en naftaleen niet in alle gevallen optreedt en soms erg langzaam gaat. De anaerobe afbraak van benzeen kan tevens beïnvloed worden door de aanwezigheid van TEX. Afbraak van benzeen en naftaleen treedt pas op nadat tolueen, ethylbenzeen en xylenen afgebroken zijn. Bij de toepassing van natuurlijke afbraak als saneringsvariant dient hiermee rekening gehouden te worden, omdat voor benzeen en naftaleen mogelijk meer tijd en ruimte benodigd is voordat de verontreiniging middels anaerobe afbraakprocessen verwijderd is. In laboratorium- en veldstudies zijn voor de afbraak van benzeen onder anaerobe condities 1^e orde afbraaksnelheden variërend van 0 tot 0,071 dag^{-1} aangetroffen (Suarez&Rifai 1999).

Het optreden van natuurlijke afbraak voor zowel VOCl als BTEX is dus sterk afhankelijk van de heersende redoxcondities op de locatie. Een samenvattend overzicht is gegeven in tabel 13.1.

tabel 13.1 Afbraakpotentie VOCl en BTEX(N) verontreinigingen onder verschillende redoxcondities

Verontreiniging	aëroob	nitraat reducerend	ijzer reducerend	sulfaat reducerend	methanogeen
Elektronacceptor	O_2	NO_3^-	Fe^{3+}	SO_4^{2-}	CO_2
PER, TRI	- [1]	-	+/-	+	++
DCE, VC	+ [1]	-	+/-	+/-	+
BTEX	++	+	+	+	+/-

+/++: afbraak (goed) mogelijk
+/-: afbraak mogelijk maar onvolledig (VOCl) of niet altijd en vaak langzaam (BTEX)
-: afbraak niet mogelijk
1 : TRI, CIS en VC kunnen co-metabool worden afgebroken onder de aanwezigheid van propaan of methaan

13.2.6 Het meten van (VOCl) verontreiniging afbrekende bacteriën

Dehalococcoides is de enige bacteriegroep waarvan bekend is dat ze de verontreinigingen PER en TRI in de bodem volledig kan afbreken tot etheen en ethaan. Middels de moleculaire detectiemethode (Q-PCR) is het mogelijk om op basis van DNA in grond en grondwater de aanwezigheid van *Dehalococcoides* te detecteren en te kwantificeren. De volgende soorten worden hierbij gedetecteerd:

- *Dehalococcoides* ethenogenes;
- *Dehalococcoides* sp. TM-EtOH;
- *Dehalococcoides* sp. WL;
- *Dehalococcoides* sp. JN18_V12_B;
- *Dehalococcoides* sp. KM-2005;
- *Dehalococcoides* sp. H10;
- *Dehalococcoides* sp. str. BAV1;
- *Dehalococcoides* sp. str. FL2;
- *Dehalococcoides*-like strain CBDB1

Al deze stammen worden met de Q-PCR methode bepaald. In laboratoriumexperimenten is met gebruikmaking van de Q-PCR analyse vastgesteld dat er een sterke correlatie bestaat tussen het aantal *Dehalococcoides* cellen en de vinylchloride productiesnelheid, een belangrijke stap tijdens de reductieve dechlorering (zie figuur 13.1). Dit maakt het mogelijk de kwantitatieve gegevens van de analyse te gebruiken voor het aantonen van de capaciteit voor volledige reductieve dechlorering.

Slechts een klein deel van de bekende *Dehalococcoides* stammen is in staat om *cis*-DCE en vinylchloride snel om te zetten naar etheen. Deze stammen beschikken over het enzym vinylchloride reductase. De vinylchloride reductase (VCR) genen *vcrA* (op het genoom van *Dehalococcoides* sp. VS) en *bvcA* (op het genoom van *Dehalococcoides* sp. BAV1) zijn daarom goede indicatoren voor het detecteren van verdere afbraak van *cis*-DCE naar VC en etheen (Van der Zaan *et al*. 2010). Het detecteren en kwantificeren van deze genen geeft dus meer inzicht in de afbraakpotentie voor chloorethenen op een verontreinigde locatie.

13.2.7 Samenstelling en activiteit van verontreinigingafbrekende bacteriën als gevolg van mengen van water en door temperatuurverandering

Als er van nature op de locatie geen afbraak optreedt dan zal het effect van de toename in temperatuur op de afbraak vermoedelijk nihil zijn. Effect door opmenging van grondwaterstromen kan mogelijk wel een positief effect hebben op de sanering. Er zijn echter nog geen veldgegevens beschikbaar om dit hard te maken. Daarnaast kan opmenging (van verschillende waterkwaliteiten) voor technische problemen in het WKO-systeem zorgen, zoals putverstopping. De Strijp-S locatie, die binnen het onderhavige project zal worden onderzocht, betreft de eerste locatie waar bodemsanering en WKO wordt gecombineerd. Het uitgangspunt van het systeem is dat menging duidelijk leidt tot versnelde afbraak (zie ook hoofdstuk 12).

Door toevoeging van een geschikte koolstofbron en/of dechlorerende bacteriën (een consortium met onder andere *Dehalococcoides* spp) aan het grondwater kan de anaerobe afbraak van VOCl gestimuleerd worden. Dit concept kan met behulp van directe injecties of onttrekking en infiltratie worden uitgevoerd.

Er is weinig informatie beschikbaar over het effect van de temperatuur op de volledige afbraak van PER onder natuurlijke condities/ met gebruik van bacteriële mengculturen. Er is veel onderzoek gedaan naar het effect op specifieke bacteriën die een deel van de afbraakroute kunnen uitvoeren. Uit literatuur blijkt dat de optimale temperatuur voor afbraak van gechloreerde ethenen per component verschilt. Om de optimale temperatuur vast te stellen heeft Friis experimenten uitgevoerd waarbij de afbraak van VOCl gestimuleerd werd door toevoeging van lactaat of propionaat (Friis *et al.* 2007). Lactaat is een koolstofbron waarbij H_2 snel vrijgemaakt wordt, H_2 wordt door *Dehalococcoides* spp gebruikt tijdens de afbraak van VOCl. H_2 komt langzamer vrij na toevoeging van propionaat dan bij toevoeging van lactaat. De optimale temperatuur voor afbraak van *cis*-DCE en VC ligt rond 10-30°C (Friis *et al.* 2007). In dit experiment stagneerde de afbraak van *cis*-DCE bij temperaturen lager dan 4°C voor de met lactaat gestimuleerd test en bij temperaturen lager dan 10°C voor de met propionaat gestimuleerde test. Bij een temperatuur hoger dan 60°C heeft Friis *et. al.* aangetoond dat TRI niet wordt afgebroken. De afbraak van *cis*-DCE en VC stagneerde al bij lagere temperaturen, 40°C à 50°C (Friis *et al.* 2007). Bij deze temperaturen kan VOCl wel via een abiotisch route worden afgebroken, gekatalyseerd door de aanwezigheid van ijzer (Treux *et. al.* 2007). Afbraak van TRI verliep onder optimale condities (toevoeging van koolstofbron en bacteriën) het snelst bij 30°C (7 dag^{-1}) en voor *cis*-DCE en VC bij 15-30°C. Afbraak van *cis*-DCE is de beperkende (langzaamste) stap in deze afbraakroute.

Op de praktijklocatie Zeist heeft een sanering plaatsgevonden op basis van electroreclamatie (Roosema *et al.* 2006). Uit de resultaten van de saneringen in Zeist en Nieuwpoort blijkt dat er een aanzienlijke toename in afbraaksnelheid werd waargenomen (Van Bemmel 2001). In Nieuwpoort was er een toename van de eerste orde afbraakconstante met een factor 4 voor VC en een factor 100 voor PER (ten opzichte van afbraakconstanten onder natuurlijke condities). Dit terwijl in Zeist de bodem is opgewarmd tot 80°C, onder en nabij gebouwen is een lagere temperatuur van 40-50°C aangehouden. In Zeist werd ook opgemerkt dat door opwarming van de bodem de verontreiniging geadsorbeerd aan organisch materiaal sneller vrij komt.

13.3 Conclusie

Wat betreft de biologische afbraak van VOCl middels reductieve dechlorering is in Nederland reeds veel ervaring opgedaan. Dit betekent dat er voldoende gegevens zijn met betrekking tot de inpassing van saneringsconcepten in methanogene pakketten in combinatieconcepten. Het combineren van sanering door reductieve dechlorering en WKO is nog niet in praktijkstudies onderzocht. Over afbraak via andere processen, bijvoorbeeld anaerobe oxidatie, is minder bekend.

Alle WKO projecten tezamen creëren landelijk gezien een vrijwel sluitende energiebalans (SenterNovem, 2007). Voor het verkrijgen van een vergunning dient er namelijk een gesloten energie balans te zijn. Dit betekent dat bij veel projecten bij een temperatuursverhoging in een deel van het systeem elders binnen hetzelfde systeem de temperatuur in ongeveer gelijke mate lager ligt. Dit betekent dat, indien de afbraaksnelheid daadwerkelijk door temperatuur wordt bepaald, plaatselijk mogelijk de afbraak wordt gestimuleerd (warme bron) en plaatselijk er juist een afname in afbraaksnelheid (koude bron) zal zijn. De vraag is dus welk netto resultaat hiermee te behalen zal zijn.

13.4 Aanbeveling voor vervolg onderzoek

Er is tot op heden weinig kennis over het effect van WKO (verandering in temperatuur eventueel inclusief het rondpompen van water) op de afbraaksnelheid van de in Nederland veel voorkomende verontreinigingen (VOCl en BTEX). Het is vooral onduidelijk of de temperatuursverandering dan wel juist het rondpompen het meeste positieve effect heeft op de natuurlijke afbraak van verontreinigingen. Tot op heden zijn alleen laboratorium proeven uitgevoerd (en geen veldproeven), waarbij de biologische processen slechts summier zijn gevolgd. Een beter inzicht in de biologische afbraakprocessen is cruciaal om het al dan niet optreden van een gunstig effect op de natuurlijke afbraak in WKO-systemen vast te stellen.

14 Gebiedsgericht grondwaterbeheer

Eric van Nieuwkerk

14.1 Introductie

In veel stedelijke en industriële gebieden in Nederland is de bodem en het grondwater op grote schaal verontreinigd geraakt door verschillende bedrijfsactiviteiten. In de praktijk blijkt het lastig te zijn om gebieden met grootschalige diepere bodem- en grondwaterverontreinigingen in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb) effectief aan te pakken. Enerzijds blijkt het moeilijk om de aard en omvang van de verontreiniging in beeld te brengen en is de veroorzaker vaak niet traceerbaar of niet meer aansprakelijk te stellen. Anderzijds blijken de (maatschappelijke) kosten voor het volledig opruimen extreem hoog te zijn en wegen zelden op tegen de baten (Valstar et al. 2009). Er is namelijk een betrekkelijk geringe milieuhygiënische noodzaak om diepere grondwaterverontreinigingen aan te pakken. Tegelijkertijd neemt momenteel de behoefte om de diepere ondergrond voor allerlei doelen te gebruiken sterk toe. Verontreinigingen in het grondwater hebben een stagnerende invloed op de ontwikkelingen van deze nieuwe gebruiksfuncties (SKB, 2008). Ook zijn er, zeker voor de langere termijn, risico's voor duurzaam bodemgebruik, de kwaliteit van de grondwatervoorraden en het oppervlaktewater. Dit is de reden dat verschillende partijen de afgelopen 10 jaar de mogelijkheden hebben onderzocht voor het gebiedsgericht aanpakken van de grootschalige grondwaterverontreinigingsproblematiek.

Een van de zaken die daarin de laatste jaren bijzondere aandacht krijgt, is het feit dat er beleidsbeperkingen zijn voor het gebruik van een verontreinigde ondergrond voor warmte- en koudeopslag. De vraag naar deze techniek neemt sterk toe, vooral in binnenstedelijke herontwikkelingslocaties waar in de regel een grote kans is dat de bodem en het grondwater verontreinigd is. Waar het voorheen beleidsmatig onwenselijk werd geacht om een WKO in verontreinigd gebied te plaatsen, studeren verschillende partijen nu op de mogelijkheid om WKO juist ten bate van het verbeteren van de grondwaterkwaliteit in te zetten. Ruwweg zijn er 3 principes waarmee WKO een gunstig effect kan hebben op de verontreinigingsvracht in het diepe grondwater:

- Door verhoging van de temperatuur wordt de natuurlijke afbraak van verontreinigingen gestimuleerd, zo blijkt uit laboratorium onderzoek (onder meer Friis et al, 2007).
- Door het rondpompen van (verontreinigd) grondwater in een WKO systeem worden verontreinigingen, hulpstoffen en bacteriën gemengd, wat gunstig zou zijn voor de natuurlijke afbraak (TNO, 1999)
- WKO systemen kunnen zodanig worden ingericht dat ze grondwaterverontreinigingen beheersen (Arcadis et al, 2010).

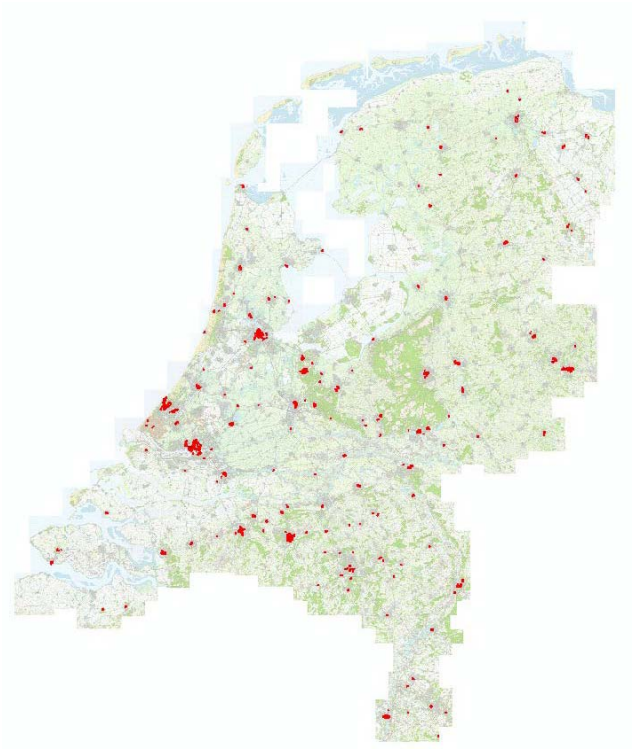
In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op de combinatie van WKO met gebiedsgericht grondwaterbeheer.

14.2 Lopende initiatieven gebiedsgericht grondwaterbeheer

In SKB project PP 6325 is een inschatting gemaakt van de ligging en het aantal gebieden waar mogelijk sprake is van grootschalig verontreinigd grondwater. Ook is gekeken naar het aantal te saneren locaties met (potentieel) mobiele verontreinigingen en de daar aan verbonden kosten. Om een indruk te krijgen van het aantal en ligging van gebieden met grootschalig grondwaterverontreiniging is een GIS analyse uitgevoerd. Daarbij zijn de volgende aspecten gecombineerd:

- De inschatting is gebaseerd op basis van de dominante UBI code van locaties. Deze dominante UBI of DUBI is de bodembedreigende activiteit op een locatie die tot de meest ernstige bodemverontreiniging aanleiding geeft.
- Verder zijn bodemkenmerken als bepalend aangenomen voor het al dan niet sprake zijn van grootschalige grondwaterverontreinigingen zoals het voorkomen van kwel en infiltratie en van lithologische kenmerken van de ondergrond (veen, zeeklei, klei en zand).

Dat levert het onderstaande kaartbeeld op.



figuur 14.1 **Ligging van de 162 gebieden waarover een oppervlakte van 13 ha en meer wordt voldaan aan het ondergrondcriterium en per gridcel sprake is van een kans van 80% of meer op een sanering van een mobiele verontreiniging (naar SKB)**

In Nederland is een beperkt aantal gebieden (130 tot 250) waar sprake kan zijn van een clustering van locaties in verband met een grootschalige mobiele verontreiniging. Deze grootschaligheid kan bestaan uit een groot aantal 'kleine' gevallen van bodemverontreiniging. De gebieden hebben voornamelijk betrekking op de oudere (binnen) steden en bedrijventerreinen.

In verschillende regio's wordt momenteel een gebiedsgerichte aanpak uitgewerkt. Voorbeelden daarvan zijn de volgende:

- *Gebiedsgericht grondwaterbeheer Rotterdamse haven*; initiatief van Havenbedrijf Rotterdam, de Gemeente Rotterdam en DCMR; risicogerichte aanpak van de historische verontreinigingen in het havengebied; zal dit jaar resulteren in een Grondwaterbeheerplan dat gericht is op het wegnemen van de risico's en niet zozeer op totale sanering van het gebied. Men onderzoekt tevens de mogelijkheden om duurzaam gebruik van bodem, water en energie te combineren met de saneringsopgave.
- *Masterplan Grondwatersaneringen het Gooi (MpG)*; in de omgeving Hilversum ('zandgemeente') bedreigen grootschalige grondwaterverontreinigingspluimen onder meer de drinkwaterwinning in het gebied. Er is een convenant opgesteld tussen Provincie Noord-Holland, diverse gemeentes, het waterschap en andere partijen in het gebied voor het gebiedsgerichte beheer van het verontreinigde grondwater. In dit gebied hangen stedelijk waterbeheer, waterwinningen en peilbeheer sterk met elkaar samen, wat aanzienlijke implicaties heeft voor de aanpak van de diepe grondwaterverontreinigingen.
- *Biowasmachine Utrecht CS gebied*; initiatief van Gemeente Utrecht en Projectorganisatie Stationsgebied (POS); recentelijk is een SP voor combinatie WKO en bodemsanering in de geplande gebiedsontwikkeling beschikt. Dit maakt de weg vrij om op grote schaal WKO-systemen te installeren binnen het Utrecht CS gebied waarvan de diepere ondergrond grootschalig verontreinigd is.
- *Gebiedsgericht grondwaterbeheer Gemeente Apeldoorn*; gebiedsgericht grondwaterbeheer wordt breed opgepakt, waarbij zowel stedelijk waterbeheer als benutting van bodemenergie wordt gecombineerd met de grondwatersaneringsopgave. Voor de herontwikkeling langs de kanaalzone is een technisch ontwerp gemaakt voor combinatie concept voor bodemsanering, peilbeheer en energiewinning (zie Hoofdstuk 11).

De initiatieven in Utrecht en Apeldoorn richten zich specifiek op het combineren van bodemenergie met bodemsanering dan wel het beheersen van verontreinigingen. Deze projecten worden daarom nader uitgelicht in dit hoofdstuk. Het belangrijkste verschil tussen beide initiatieven is het feit dat in Apeldoorn duidelijk gebruik gemaakt wordt van de achtergrondstroming (die veel hoger is dan in Utrecht) voor het ontwerp van de saneringsvariant. In Apeldoorn is het de bedoeling om het verontreinigde grondwater actief af te vangen en dat te combineren met energiewinning. Wel is aangegeven dat een flexibel modulair concept het meeste kans van slagen heeft om succesvol te kunnen worden toegepast (Bioclear et al., 2009). In Utrecht wordt een meer passieve insteek gekozen door het toelaten van WKO installaties in verontreinigd gebied en door middel van monitoring vast te stellen of de doelstellingen de gebiedsgerichte aanpak wel worden gehaald. Natuurlijke afbraak en het gunstige effect van WKO's zorgen daar voor een geleidelijke afname van de verontreinigingsvracht. Hieronder worden beide initiatieven nader toegelicht.

14.2.1 Kanaalzone Apeldoorn

Binnen de gemeente Apeldoorn vindt in de Kanaalzone een herontwikkeling plaats. Daarbij wordt veel nieuwbouw gerealiseerd. Naast een kans voor duurzame energie via energieopslag zullen de aanwezig verontreinigingen (VOCl's, met vooral CIS, plaatselijk kunnen zaklagen zorgen voor langdurige nalevering) in het gebied en de omgeving een aandachtspunt zijn bij de herontwikkeling. Deze verontreinigingen zijn in het grondwater aanwezig en spelen een rol bij het inpassen van energielevering vanuit de bodem. De gemeente Apeldoorn wil echter voorkomen dat verontreinigingen een belemmering gaan vormen voor de toepassing van energieopslag (IF, 2009).

Voor heel Apeldoorn is in 2007 een studie uitgevoerd waarin nagegaan is in hoeverre een koppeling gemaakt kan worden tussen saneringstechnieken en de toepassing van energieopslag. Hierdoor zullen verontreinigingen niet belemmerend werken op de duurzame energievoorziening, maar kan een duurzame energievoorziening juist mogelijkheden bieden voor een gebiedsgerichte aanpak van verontreinigingen in de gemeente Apeldoorn.

In Apeldoorn heerst in met name het ondiepe watervoerende pakket (waar zich de grootste verontreinigingsvracht bevindt) een hoge grondwaterstroomsnelheid. Hierdoor is het niet mogelijk om warmte en koude in de bodem op te slaan met de bedoeling dit later weer te gebruiken (Bioclear et al., 2009). Daarom wordt een variant gericht op recirculatie als het meest haalbare geacht. Aangezien de Kanaalzone grootschalig wordt herontwikkeld gaat nu de gedachte uit naar een gebiedsgerichte aanpak met betrekking tot energieopslag en de benodigde saneringen. Het beoogde combinatiesysteem kent 3 doelstellingen:

- Energiebenutting van de ondergrond
- Positieve beïnvloeding van de grondwaterverontreiniging
- Peilbeheer en eventueel beekherstel

Voor de situatie in Apeldoorn is het duidelijk dat men wil werken aan trendomkering van de verontreinigingssituatie in het gehele gebied (Bioclear et al., 2009). Dit betekent dat geen strikte saneringsdoelstelingen in de zin bij bijvoorbeeld te behalen concentratieniveau's op een bepaalde termijn worden gehanteerd. Wel dient er een daadwerkelijke vermindering van de totale vracht aan VOCl's te worden gerealiseerd.

14.2.2 Biowasmachine Utrecht CS gebied

Het inzetten van WKO in gebied met grootschalig verontreinigd grondwater is het verst ontwikkelt voor het Utrecht CS gebied. Er is inmiddels een SP beschikt die het mogelijk maakt om WKO-systemen te plaatsen in verontreinigd gebied (Arcadis, 2009).

De omvang van de bodemverontreiniging is groot en de verontreinigingen bevinden zich voornamelijk in het grondwater ter plaatse van het Stationsgebied. Het grondwater in het eerste watervoerende pakket in Utrecht is op grote schaal verontreinigd met voornamelijk gechloreerde koolwaterstoffen (VOCl). Hoofdzakelijk worden de componenten cis 1,2-dichlooretheen (cis) en vinylchloride (VC) aangetroffen. De redoxcondities in het watervoerende pakket van Utrecht zijn overigens niet optimaal voor natuurlijke afbraak (reductieve dechlorering), maar afbraak treedt wel op. In de nabijheid van het centrum van Utrecht zijn de volgende kwetsbare objecten bekend:

- Drinkwaterwinning Leidsche Rijn.
- Drinkwaterwinning Groenekan.
- Het tweede watervoerende pakket als strategische voorraad.

Bij herontwikkelingsactiviteiten van de omvang van het Stationsgebied is altijd sprake van ingrepen in de ondergrond, die het grondwater beïnvloeden (stromingsrichting, -snelheid en de grondwaterstanden). Vooral de gewenste WKO-systemen en bouwputbemalingen zullen grote invloed hebben op de grondwaterverontreinigingen en kunnen worden verplaatst. Om 2 redenen wordt daarom nu de aanpak van de ondergrond ter hand genomen:

- De meeste verontreinigingen zijn ernstig en spoedeisend in het kader van de Wet bodembescherming en verbetering van de grondwaterkwaliteit en het beschermen van de omgeving zijn nodig.
- Er is een maatschappelijke noodzaak om de geplande ontwikkelingen van het Stationsgebied te faciliteren. Het is nodig om de ondergrond duurzaam te kunnen benutten.

14.3 Technische aspecten

Het centrale idee om WKO toe te laten in grootschalig verontreinigd gebied is dat de beïnvloeding van het bodem- en grondwatersysteem door WKO-systemen een netto gunstig effect heeft op de grondwaterverontreiniging. Het gaat daarbij in principe alleen om verontreinigingen die van nature ook afbreken in de bodem en het grondwater, te weten organische verontreinigingen als aromatische of gechloreerde koolwaterstoffen.

TCB (2009) geeft aan dat bij licht verontreinigd of diffuus verontreinigd grondwater in het stedelijk gebied deze combinatie in principe nuttig kan zijn. De kans bestaat echter dat een WKO bijdraagt aan de verdere verspreiding van de verontreiniging. Voorts wijst de TCB op de mogelijkheid dat door WKO-systemen in stedelijk gebied diffuse verontreinigingen gemengd kunnen worden waarbij het volume verontreinigd grondwater in zijn totaliteit kan toenemen. Tevens kan de verontreiniging in horizontale en verticale richting verplaatst worden. In beide gevallen is er sprake van een achteruitgang van grondwaterkwaliteit die de TCB ongewenst vindt.

In de onderstaande paragrafen is aan de hand van de initiatieven in Apeldoorn en Utrecht aangegeven welke technische aspecten een rol spelen bij het inpassen van warmte- en koudeopslag in een grootschalig verontreinigd gebied.

14.3.1 In beeld brengen gunstige effecten door menging en temperatuursverhoging bij WKO

Het Biowasmachineconcept in Utrecht houdt in dat door verspreid in het centrum van Utrecht op grote schaal WKO toe te passen, in de ondergrond een systeem ontstaat waarbij het grondwater voortdurend in beweging is. Dit heeft een positief effect op de natuurlijke afbraak en afname van verontreinigingen in het grondwater. De van nature aanwezige microbiologie en aanwezige voedingsstoffen worden beter gemengd met de verontreinigingen (Arcadis, 2009). Er worden echter geen referenties gegeven van deze gunstige aanname. Hoewel uit labproeven is gebleken dat menging een gunstig effect heeft op de natuurlijke afbraak (TNO, 1999a en b), zijn er geen resultaten van veldproeven bekend.

Bij de kanaalzone in Apeldoorn blijkt op basis van ervaringen met andere projecten dat het sanerend effect van het oppompen en weer infiltreren van grondwater gering is. Het mengen van grondwater is onvoldoende om tot afbraak van verontreinigingen te leiden. Dit komt mede doordat de afbraakcondities in de Kanaalzone niet heel gunstig zijn. Temperatuursverhoging zou een positief effect kunnen hebben op de afbraak van verontreiniging als er sprake zou zijn van een significante temperatuursstijging van meerdere graden. Echter doordat het systeem energieneutraal wordt uitgelegd in de bodem, zal er plaatselijk en tijdelijke verwarming en daarna afkoeling ontstaan. Het netto sanerend effect door temperatuurswisselingen wordt daarmee verwaarloosbaar geacht. Binnen de gebiedsgerichte aanpak blijkt daarom dat een variant gericht op het oppompen van grondwater en na zuivering lozen op het kanaal het hoogste percentage sanerend effect heeft (IF, 2008). Ook wordt onderzocht of er stroomafwaarts van de kanaalzone een bioscherm kan worden aangelegd waarin de verontreiniging wordt afgebroken. Het bodem-energiesysteem wordt daarbij gebruikt om hulpstoffen voor de natuurlijke afbraak (koolstofbron) toe te voegen aan het passerende grondwater voor het in stand houden van het scherm. Er is een ontwerp gemaakt waarin de eerder beschreven modulaire aanpak wordt onderzocht (zie Bioclear 2009). Het belangrijkste verschil met het Biowasmachine concept in Utrecht met de Apeldoornse casus is dat in het laatste geval men meer is toegewezen op actieve maatregelen gezien de beperkte mogelijkheden voor natuurlijke afbraak en de grote achtergrondstroming van het grondwater. Wel biedt de Apeldoornse situatie van nature meer mogelijkheden om de verontreinigingen goed te beheersen en een bodemenergiesysteem goed te combineren met zowel beheersing van de verontreiniging als peilbeheer.

14.3.2 Scenario-onderzoek en modelleringen

Er zijn nationaal en internationaal geen studies bekend waarin eenduidig het effect van het rondpompen van verontreinigd grondwater door een WKO-systeem, dan wel het effect van temperatuursverhoging op de natuurlijke afbraak door een WKO-systeem, op de schaal van een veldpilot worden beschreven. Voorts geldt per definitie dat in grootschalig verontreinigde gebieden de verontreinigingssituatie niet tot in detail bekend is. Bij de lopende initiatieven wordt dan ook gebruik gemaakt van grondwatermodel onderzoek (al dan niet in combinatie met stoftransportmodellering) om op langere termijn de verspreidingsrisico's en afname van de vracht van de bestaande grondwaterverontreinigingen in beeld te brengen (Deltares, 2009).

Om de validiteit en haalbaarheid van deze aanpak te toetsen is voor het Utrecht CS gebied met behulp van een computermodel (Modflow en RT3D) een verwachting uitgesproken van het verloop van de verontreinigingssituatie in de komende 30 jaar bij de gekozen systematiek (Arcadis, 2009). Het betreft software die gebruikelijk is bij het uitvoeren van bodem- en saneringsonderzoeken. Arcadis (2009) geeft aan dat MODFLOW en RT3D geen standaard module bezitten voor het geautomatiseerd omrekenen van hoeveelheden onttrokken verontreiniging naar de concentraties verontreiniging in de infiltratiebronnen. Dit is geschematiseerd door de berekening na elke tijdstap van een jaar te onderbreken en de concentraties in het onttrokken grondwater om te rekenen naar concentraties in het infiltratiewater. De uiteindelijke fout in de massabalans bedroeg door deze werkwijze circa 7% (Arcadis, 2009).

De modelberekeningen laten een structurele daling van de concentraties zien, die grotendeels wordt toegeschreven aan het rondpompen en verdunnen van de verontreinigingen. Overigens is in alle 4 de scenario's er van uit gegaan dat er enige mate van natuurlijke afbraak optreedt. Met de vrachtberekeningen wordt beter in beeld gebracht wat het werkelijke effect is van het op grote schaal toepassen van WKO –systemen:

- In de scenario's zowel met als zonder WKO's is sprake van een afnemende vracht en dus kwaliteitsverbetering.
- 30 jaar naleverende bronzones leiden tot bijna 1.300 kg extra verontreiniging, terwijl in deze periode circa 2.300 kg door afbraak of sorptie aan de bodemmatrix uit het grondwater verdwijnt. Wegnemen van bronzones (3 a 4 maatgevende bronnen) zal leiden tot een snellere en grotere kwaliteitsverbetering van het grondwater.
- Het toestaan van WKO's in het Stationsgebied levert circa 400 kg extra vrachtverwijdering op.
- Uit het geringe verschil tussen de scenario's met verschillende halfwaardetijden in het menggebied volgt, dat verdunning en sorptie een beduidend aandeel hebben in de afname van de concentraties.
- Op basis van de huidige data wijst alles erop dat de maximale verspreiding van de verontreiniging (VC 15-30 m-mv) tot stilstand komt. Er is sprake van een voldoende bescherming van de omgeving.

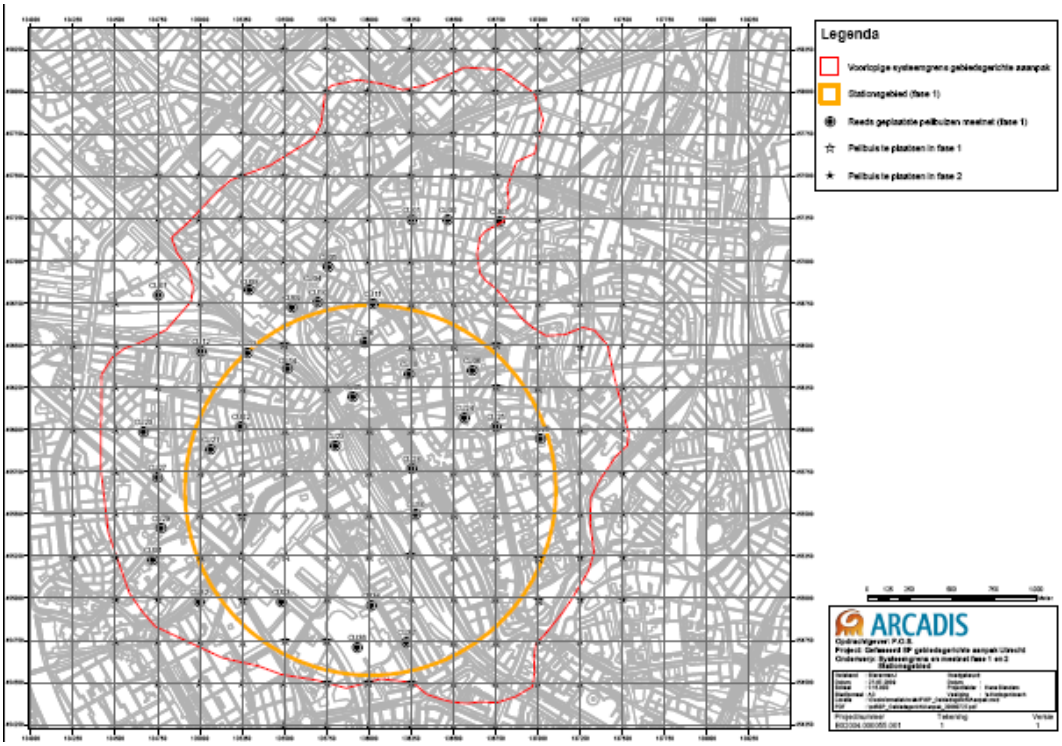
In hoeverre voor de kanaalzone in Apeldoorn uitgebreide scenariostudies zijn verricht met behulp van grondwatermodel- en stoftransportberekeningen is niet bekend, maar blijkt niet uit de beschikbare documenten.

14.3.3 Verspreiding, systeemgrenzen en monitoring

Bij Utrecht CS is verspreiding binnen de grenzen van het systeemgebied toegestaan (onder de conditie dat in zijn algemeenheid de grondwaterkwaliteit in het gebied verbetert), maar verspreiding over de systeemgrenzen mag niet (Arcadis, 2009). Overigens dienen de definitieve systeemgrenzen nog te worden vastgesteld.

Of mogelijke verspreiding over de systeemgrens kan plaatsvinden, moet worden gemonitoord. Als de beoogde effecten niet bereikt worden, (bijvoorbeeld als ontoelaatbare verspreiding optreedt van verontreinigingen tot buiten het gebied) moet actief worden ingegrepen of tegenmaatregelen (Arcadis, 2009). De genoemde systeemgrens heeft min of meer dezelfde functie als de zogenaamde ‘planes of compliance’ uit de kaderrichtlijn water. Aan de onderkant wordt het systeem begrensd door de scheiding van het watervoerende pakket en de onderliggende scheidende laag tussen 45 en 50 m-mv. Volgens Arcadis (2009) is er op dit moment is (nog) geen aanleiding om significante verontreiniging van het tweede watervoerende pakket te veronderstellen.

De systematiek om het grondwater te monitoren voor het Utrecht CS gebied is praktisch vertaald door de peilfilters in het saneringsgebied in een raster van 250 bij 250 meter te plannen. De rastergrootte is dusdanig gekozen dat er een werkbare situatie ontstaat waarbij de “pakkans” nog steeds acceptabel is. De monitoringspunten worden zodanig gepland (in het raster) dat de verwachting is dat een deel van de monitoringslocaties “schoon” is (concentraties lager dan de streefwaarde) en een deel van de monitoringslocaties verontreinigd is (concentraties hoger dan de tussenwaarde). Zie onderstaande figuur.



figuur 14.2 **Beoogd grondwatermeetnet gebiedsgerichte aanpak Utrecht CS gebied (naar Arcadis, 2009)**

Op elk rasterpunt (elke monitoringslocatie) worden op meerdere dieptetrajecten (filterstellingen) monitoringsfilters geïnstalleerd, de positie van de filters zal afgestemd worden op lokale bodemopbouw. Er wordt gebruik gemaakt van filters van 4 meter lengte om de kans te vergroten om de verontreiniging te detecteren. Daarbij gaat het om de gemiddelde, gebiedsgerichte, grondwaterkwaliteit, en niet om de concentraties op microniveau. In principe zal het grondwater jaarlijks bemonsterd en geanalyseerd worden op de meest relevante verontreinigingen. Een hogere frequentie levert bij de gekozen netwerkafstanden en stroomsnelheden geen extra informatie op (Arcadis, 2009).

De kwaliteitsverbetering in het systeemgebied wordt gemonitoord door de totale vracht (som VOCl) in het systeemgebied te berekenen aan de hand van de peilbuisconcentraties. Een dalende vracht duidt op een kwaliteitsverbetering. Het uitgebreide grondwatermeetnet maakt deze benadering mogelijk (Arcadis, 2009).

De processen in de ondergrond van Utrecht zijn door de ingrepen en de schaal waarop deze plaatsvinden zeer complex. Daarnaast is niet duidelijk hoe en wanneer de bronnen van verontreiniging in de deklaag worden aangepakt. Het kan daarom niet worden uitgesloten dat in de aanvangsperiode (door de verhoogde dynamiek in met name het Stationsgebied), een toenemende vracht gemeten zal worden. Binnen de saneringsdoelstelling van de gebiedsgerichte aanpak is deze stijging toegestaan, mits deze van tijdelijke aard is, en de vracht op termijn weer zal dalen onder de nulsituatie.

In Apeldoorn is het systeem erop gericht om de verontreinigingslast geheel benedenstrooms af te vangen. Dit beperkt de noodzaak om uitgebreid de processen in de ondergrond te volgen. In de Apeldoorn studies wordt niet ingegaan op een gebiedsgerichte monitoring (Bioclear et al., 2009; IF, 2009). Wel wordt door Bioclear et al. (2009) uitgebreid aangegeven hoe moet worden gemonitord om een goede werking van het systeem te garanderen.

14.3.4 Maatregelen in het kader van de gebiedsgerichte aanpak

In Utrecht zal tijdens ijkmomenten als de monitoringsresultaten daar aanleiding toe geven (bijvoorbeeld doordat de afbraak trager verloopt dan gedacht) bekeken worden of door een kosteneffectieve ingreep een significante kwaliteitsverbetering van het grondwater mogelijk is (bijvoorbeeld door een extra stimulans te geven aan de natuurlijke afbraak).

Om het principe van ‘stand still’ (oftewel ‘prevent&limit’) te bereiken wijst TCB erop dat de aanpak van bronnen een hoge prioriteit moet krijgen in de gebiedsgerichte aanpak. Een goede monitoringsstrategie is van belang om tijdig te kunnen besluiten tot het nemen van maatregelen. De borging van de kwaliteit van de monitoring zou plaats moeten vinden via een centrale monitoringsautoriteit (TCB, 2009).

14.4 Ruimtelijke inpassing

Wanneer saneringsdoelstellingen voor een individuele locaties gelden, dan zal het veelal voorkomen dat een WKO niet optimaal kan worden gecombineerd met de beoogde bodemsanering of –beheersing. Bij een gebiedsgerichte aanpak gelden de doelstellingen veel meer op grotere schaal en langere termijn. Bij een gebiedsgerichte aanpak kunnen de risico's van verontreinigingen en de totale verontreinigingsvracht en veel efficiënter worden aangepakt dan wanneer gekozen wordt voor het aanpakken van individuele locaties (gevalsgerichte benadering). Als WKO systemen daadwerkelijk een gunstig effect hebben op de verontreinigingsituatie, dan kan het op grote schaal inzetten van WKO's in een gebiedsgerichte aanpak, grote voordelen bieden. De veerkracht van het systeem kan optimaler worden benut dan bij het toepassen op een individuele locatie volgens de gevalsgerichte benadering (Wbb).

Afgezien van het optimaal inzetten van WKO-systemen om binnenstedelijke diepe grondwaterverontreinigingen te saneren of te beheersen, gelden er tevens energierendementsvraagstukken voor het op grote schaal toepassen van WKO-systemen. Als WKO systemen te dicht bij elkaar worden geplaatst, dreigt er interferentie tussen de systemen en kan het rendement sterk achteruit gaan. Dit risico bestaat bij grootschalige binnenstedelijke herontwikkelingslocaties zoals de Amsterdamse Zuid-As (waar overigens geen sprake is van grootschalige grondwaterverontreinigingen). Waternet heeft onderzoek gedaan naar het inrichten van de WKO-systemen langs op te leggen lanen (Caljé, 2010). Voor het sterkbebouwde gebied van de Zuid-As kan er een hogere energie-efficiency worden bereikt met deze opgelegde lanen. Voor minder dichtbebouwde gebieden nemen de voordelen van deze opgelegde lanen af, onder meer omdat er relatief meer leidingwerk nodig is om alle betreffende gebouwen aan te sluiten (Caljé, 2010).

Beide aspecten dienen afgewogen te worden om te komen tot een optimaal gebruik en optimale bescherming van de ondergrond. De Taskforce WKO (2009) beveelt de provincies aan om een gebiedsgerichte benadering te kiezen op basis van het verkeerslichtmodel. Hiermee kunnen kwetsbare bodemfuncties op een goede wijze worden beschermd, aldus de Taskforce. Hiermee zal in veel gevallen geen generiek verbod meer nodig zijn voor het gebruik van warmte-koudeopslag in bepaalde waterlagen. Daarmee ontstaat meer ruimte voor allerlei ontwikkelingen, buiten de te beschermen gebieden (Taskforce WKO, 2009).

14.5 Organisatorische en beleidsmatige aspecten

De Wet bodembescherming (Wbb) vormt het wettelijke kader voor de sanering van bodemverontreinigingen. Gevallen van bodemverontreiniging waarbij sprake is van milieuhygiënische risico's moeten op basis van de Wbb worden gesaneerd. Indien op basis van de Wet bodembescherming niet met spoed hoeft te worden gesaneerd, dan kan de sanering in het algemeen worden uitgevoerd op daarvoor geschikte momenten, zoals bijvoorbeeld bij nieuwe ontwikkelingen op de locaties (SKB, 2008). Planontwikkeling is momenteel de belangrijkste motor voor de aanpak van de ernstig verontreinigde locaties.

Aanvankelijk werd beleidsmatig uitgegaan van het volledig verwijderen van verontreinigingen in zowel grond als grondwater. In de jaren '90 heeft het principe van 'functiegericht en kosteneffectief saneren zijn intrede gedaan en is in de plaats gekomen van het 'multifunctioneel saneren' (SKB, 2008). Verder is het mogelijk om een splitsing te maken tussen het saneren van de bovengrond en van de ondergrond (de diepere grondwaterverontreinigingen) door middel van een gefaseerde aanpak. Zodoende wordt ruimte gecreëerd om de sanering van het grondwater doelmatig en flexibel in de tijd uit te voeren. Grofweg bestaat er een driedeling in de aanpak van bodem- en meer specifiek de diepere grondwaterverontreinigen (SKB, 2008):

- *Gevalsgerichte aanpak*: een gevalsgerichte aanpak van grondwaterverontreinigingen binnen een gebied is mogelijk indien de verschillende verontreinigingssituaties afzonderlijk zijn aan te pakken (technische, organisatorisch, juridisch en financieel) en het gebied in omvang beperkt is (tot circa 10 ha). De verantwoordelijkheid van de veroorzaker blijft in stand. De kosten voor de sanering in de bovengrond komen dan ook voor rekening van diegene die hiervoor conform de Wbb verantwoordelijk is. Een besluitvormingsmodel voor het nemen van beslissingen over de aanpak van grondwaterverontreinigingen in de ondergrond is uitgewerkt in het project 'Doorstart A5'. Het uitgangspunt in de beschreven aanpak is dat de bronlocatie voor 2015 leidt tot een situatie waarbij de aanwezige onaanvaardbare risico's in afdoende mate zijn weggenomen en de aanwezige restverontreinigingen in voldoende mate worden beheerst. Wel dient er sprake te zijn van een stabiele eindsituatie, waarbij de omvang van de verontreiniging binnen 30 jaar een duidelijke afnemende trend vertoont, die wijst op terugkeer naar (nagenoeg) dezelfde oorspronkelijke omvang. Daarbij mogen zich nu en in de toekomst geen ontoelaatbare risico's voordoen voor mens en milieu (ROSA, 2005).

- *Clusteraanpak*: een clusteraanpak voor grondwaterverontreinigingen blijkt in de praktijk haalbaar te zijn voor gebieden kleiner dan circa 25 ha en als het om een beperkt aantal gevallen gaat (10 a 15, waarvan enkele dominant). In met name stedelijk gebied is het vaak niet mogelijk om onderscheid te maken tussen individuele pluimen en bronnen. Vaak is een individuele aanpak technisch en financieel niet mogelijk. De Wbb biedt sinds de herziening in 2005 de mogelijkheid voor gefaseerde saneringen en het clusteren van meerdere dicht bij elkaar gelegen gevallen van verontreiniging. De fasering biedt de mogelijkheid om de aanpak van bronlocaties in de bovengrond te onderscheiden van de dieper gelegen grondwaterpluimen in de ondergrond.

- *Gebiedsgerichte aanpak*: voor grotere gebieden met meerdere verontreinigingen en mogelijk ook nog onbekende verontreinigingssituaties lijkt een gebiedsgerichte aanpak de meest aangewezen strategie. Maatschappelijke actoren hebben er vaak belang bij de verontreinigingen in de bovengrond op te ruimten in het kader van de ruimtelijke ontwikkeling. Voor diepe grondwaterverontreinigingen is dit vaak niet het geval en zijn de saneringen in de regel zeer kostbaar. Om verschillende redenen is er de laatste jaren steeds meer aandacht voor de diepere verontreinigingen doordat ook deze steeds meer een beperking vormen voor het gebruik van de ondergrond (gebruik van de ondergrond als waterberging, aanleg ondergrondse infrastructuur, bouwputbemaling, warmte- en koudeopslag etc.).

Vanuit de Kader Richtlijn Water is het vereist dat voldaan wordt aan het 'prevent&limit' principe. Dat betekent dat enerzijds de verontreinigingslast niet groter mag worden en anderzijds de verontreinigingsvracht moet afnemen opdat op termijn een goede chemische toestand wordt bereikt. De aanpak is drieledig: 1) bronnen en de bovengrond worden aangepakt hetzij via reguliere planontwikkeling hetzij als deze bronnen een duidelijk risico vormen voor de doelstellingen van de GGB, 2) de verontreinigingslast wordt gemonitord om te bezien of de doelstellingen op de zogenaamde Planes of Compliance (PoC's) worden behaald, dan wel of bijgestuurd moet worden en 3) diepere grondwaterverontreinigingen die op termijn een bedreiging vormen voor de doelstellingen van de gebiedsgerichte aanpak zullen eveneens worden aangepakt. Het grote verschil is dat er niet meer specifiek naar het 'geval' van bodemverontreiniging en naar de terreingrens wordt gekeken om verspreidingsrisico's vast te stellen. De doelstellingen gelden op gebiedsniveau. Op dit moment is er nog geen sprake van vastgesteld beleid voor de gebiedsgerichte aanpak.

Een belangrijk aandachtspunt is dat de huidige wet- en regelgeving onvoldoende is toegesneden op het toepassen van WKO in verontreinigd gebied. De toepassing van WKO door middel van een open systeem in een grondwaterverontreiniging is op grond van de huidige wet- en regelgeving alleen praktisch haalbaar als vooraf vast komt te staan dat het geen negatieve effecten heeft op de verspreiding van de bestaande grondwaterverontreiniging en het bevoegde gezag constructief 'meedenkt' (Koopmans en Kroon, 2007).

De individuele gevallen van bodemverontreiniging in de ondergrond van Utrecht zijn in grote mate vermengd. Analytisch is het nagenoeg ondoenbaar om de gevallen te onderscheiden. Voor een realistische, praktisch uitvoerbare en kosteneffectieve benadering van de gevallen van grondwaterverontreiniging in de ondergrond van Utrecht worden de verontreinigingen gelijktijdig (geclusterd) aangepakt. De gebiedsgerichte aanpak richt zich op de verontreinigingen in het eerste watervoerende pakket (5 tot circa 50 meter minus maaiveld), omdat in die bodemlaag de verontreinigingen sterk vermengd zijn en omdat op die diepte de effecten van de bovengrondse ontwikkelingen ingrijpen. De verontreinigingen tot 5 m-mv ("ondiepe bronlocaties") zijn gekoppeld aan een locatie met een bodembedreigende activiteit en een bevestigde bron. In tegenstelling tot de diepere verontreinigingen kunnen de ondiepe bronlocaties ook helder worden onderscheiden van elkaar (Arcadis, 2009).

De keuze voor het opstellen van een gefaseerd saneringsplan is mogelijk in het kader van artikel 38 lid 3 van de Wet Bodembescherming, waarmee het bevoegd gezag de mogelijkheid heeft te beschikken op een saneringsplan waarbij de aanpak in de tijd wordt uitgezet, en nog niet alle informatie ten aanzien van het geval en de saneringsaanpak in detail bekend is. Dit is toegestaan zolang "het belang van de bescherming van de bodem zich daartegen niet verzet" (Arcadis, 2009).

In de gekozen oplossing voor het Utrecht CS gebied (Arcadis, 2009) wordt benutten van de bodem voor het toepassen van WKO gecombineerd met bodemsanering. Daarnaast maakt de schaal van de grondwaterverontreinigingsproblematiek in de Utrechtse ondergrond sanering zo complex en kostbaar, dat een gevalsgerichte aanpak op uiterst lastig is; er wordt gekeken naar het grotere geheel binnen het systeemgebied. De gebiedsgerichte aanpak maakt het nuttige gebruik van de bodem mogelijk in het systeemgebied mits aan de volgende doelstellingen wordt voldaan:

1. er geen risico's optreden voor mens, plant of dier;
2. de ondergrond geschikt wordt gemaakt voor de beoogde functie; waaronder duurzaam
3. gebruik van het grondwater voor energieopslag;
4. de gemiddelde grondwaterkwaliteit in het systeemgebied op termijn verbetert;
5. de verspreiding van de verontreiniging over de systeemgrens wordt voorkomen.

In algemene zin moet de gekozen saneringsdoelstelling aansluiten op de pijlers uit het grondwaterbeleid voor de ondergrond van de gemeente:

1. verbetering van de grondwaterkwaliteit in het systeemgebied;
2. beschermen van de grondwaterkwaliteit buiten het gebied door het voorkomen van verspreiding van verontreiniging vanuit het gebied;
3. benutten van de ondergrond voor duurzaam gebruik.

14.6 Financiële aspecten

Over het algemeen wordt er van uit gegaan dat de kosten voor de gebiedsgerichte aanpak substantieel lager zullen zijn dan bij een gevalsgerichte aanpak (SKB, 2008 en SKB, 2006):

- In de Pilot Botlek (SKB, 2006) is een voordeel berekend van 40% die een gebiedsgerichte aanpak zal hebben ten opzichte van een gevalsgerichte aanpak.
- In de 130 tot 250 door SKB onderscheiden gebieden met grootschalige grondwaterverontreinigingen ligt ca 15% van de saneringsopgave. Het totale oppervlak is 15.000 tot 32.000 ha. De kosten worden geraamd op circa € 1,4 tot 1,7 miljard voor een totaal aantal saneringen van 5100 tot 6500. De kosten reduceren tot € 0,5 tot 0,7 miljard wanneer gekozen wordt voor gebiedsgericht grondwaterbeheer (gemiddeld ca 45% tot 90%).

Wanneer de gebiedsgerichte aanpak van de diepere grondwaterverontreinigingen wordt gecombineerd met WKO (uitgaande van de eventuele gunstige effecten), ontstaat er een aanvullend substabtieel financieel voordeel ten opzichte van de gevalsgerichte benadering conform de Wbb. De bodem zit namelijk bij de gevalsgerichte benadering 'op slot'.

Desondanks stelt de Technische Comissie Bodem (TCB) in haar advies aan de Minister van 24 december 2009, niet overtuigd te zijn dat gebiedsgerichte aanpak leidt tot een kostenreductie. Nog veel posten zijn onbekend zoals de kosten voor goed monitoren op de lange termijn.

14.7 Discussie

Om de mogelijkheid voor het combineren van WKO en gebiedsgericht grondwaterbeheer in beeld te brengen, zijn al diverse studies uitgevoerd voor de lopende initiatieven. Het betreft in alle gevallen 'desktop studies'; er is nog geen ervaring opgebouwd in pilots of volledig geïmplementeerde trajecten. Ook gaan die studies er veelal van uit dat WKO altijd optimaal kan worden ingezet in het gebiedsgerichte aanpak en daarmee dus bijdragen aan de algehele doelstelling. Of dat in werkelijkheid zo zal zijn is nog de vraag. Wel bieden deze studies een goede doorkijk naar diverse procesmatige, technische en organisatorische aandachtspunten voor het combineren van gebiedsgericht grondwaterbeheer en WKO. Hieronder wordt op enkele specifieke zaken nader ingegaan:

- *Identificatie grootschalig verontreinigde gebieden*: opvallend is dat in de analyse door SKB het Rotterdamse havengebied niet als grootschalig verontreinigd gebied wordt geclassificeerd. In dit gebied is weldegelijk sprake van grootschalig verontreinigd grondwater, die zich als grote pluimen in de diepe ondergrond bevinden. Het havengebied is een van de eerste gebieden waarvoor initiatief genomen is voor het uitwerken van een gebiedsgerichte aanpak. In hoeverre de identificatie van gebieden die potentieel in aanmerking komen voor gebiedsgericht grondwaterbeheer is dus de vraag.

- *Gunstige effecten van WKO op grondwaterverontreinigingen:* Over het zogenaamde gunstige effect van WKO's (zowel mengeffect als temperatuureffect) is nog veel onbekend. Dit wordt niet expliciet benoemd in de beschikbare studies. Er wordt geredeneerd dat de grotere geïnduceerde grondwaterstroming in combinatie met een hogere temperatuur leidt tot versnelde afbraak van de verontreiniging. Er is nog onvoldoende gedegen wetenschappelijk onderzoek voorhanden dat deze redenatie onderbouwt, aldus TCB (2009). De TCB vindt dat deze ontwikkeling gedegen wetenschappelijk onderzoek verdient.

- *Grondwatermodellering Utrecht CS*: het eerste watervoerende pakket is vermoedelijk te grof verdisconteerd in het grondwatermodel om het transport van stoffen nauwkeurig te kunnen modelleren. Er is tamelijk grove indeling gemaakt die zorgt voor aanzienlijke numerieke dispersie. Dit leidt ertoe dat concentraties sterk worden versmeert en dus mogelijk veel sneller zullen dalen in het model dan in de werkelijkheid. Verder worden er verregaande aannames gedaan van het optredende gunstige effect van het rondpompen van water op de snelheid natuurlijke afbraak potentie. Er wordt geen onderbouwing voor die waardes gegeven. Ook wordt er geen rekening gehouden met de mogelijke effecten van de aanwezigheid van zaklagen op de ontwikkeling van de concentraties en de totale vracht aan verontreinigingen. Aangenomen wordt dat die geen significante invloed hebben. Tegelijkertijd wordt aangegeven dat veel bronnen nog niet (goed) zijn uitgekarteerd. In hoeverre die aanname stand houdt is nog onduidelijk. Het bestaande modelinstrumentarium blijkt bovendien niet goed geschikt te zijn om het effect van WKO-systemen in grootschalig verontreinigd gebied in beeld te brengen. Waar in de werkelijkheid de onttrokken verontreinigingsvracht direct weer wordt geïnjecteerd, is het niet mogelijk dit proces in de beschikbare modelcodes adequaat te simuleren.

Het is nodig om een betere aanpak en modelcodes te ontwikkelen voor de modellering van grondwaterstroming en stoftransport, die specifiek gericht is om de effecten van WKO en grondwaterverontreinigingen.

- *Monitoring*: de manier waarop het monitoringssysteem wordt ingericht bij het Utrecht CS gebied leidt niet tot een goed inzicht in de werkelijke processen in de ondergrond en niet tot een goed inzicht in hoeverre de doelstellingen worden behaald. Een gedegen analyse van het grondwaterstromingssysteem en de verspreidingspaden wordt niet gegeven in Arcadis (2009). De monitoringsaanpak is volledig gericht op zogenaamde diffuse bronnen en niet geschikt voor puntbronnen, waarvan nog altijd sprake van is in het Utrecht CS gebied. Onduidelijk is daardoor hoe men de monitoring heeft ingekaderd in het beschermen van bedreigde objecten (identificatie van signaalgrenzen en planes of compliance) beredeneerd vanuit de werking van het grondwatersysteem. Verder wordt aangenomen dat er geen significant deel van het grondwater afstroomt naar het 2^{e} watervoerende pakket. De verspreidingspaden zijn echter niet goed in beeld gebracht. Tenslotte is het onduidelijk hoe de getrokken grenzen samenhangen met bestuurlijke grenzen en welke partijen verantwoordelijk zijn voor de uitvoering van de monitoring en de aanpak van eventuele aanvullende maatregelen. In de studies in Apeldoorn wordt in het geheel niet ingegaan op een gebiedsgerichte aanpak van de monitoring, noch worden er doelstellingen geformuleerd voor de gebiedsgerichte aanpak.

- *Toetsing of aan doelstellingen wordt voldaan*: in Utrecht wordt bij de toetsing van de monitoringsresultaten een tijdelijke toename van de vracht geaccepteerd (Arcadis, 2009). Er wordt niet aangegeven tot welk niveau dit acceptabel is en hoe lang. Ook is het onduidelijk wanneer de benodigde 'trendomkering' zoals vereist in de KRW moet gaan plaatsvinden. Dit maakt de toetsing arbitrair en mogelijk voldoet de aanpak niet aan de eisen vanuit de KRW. Verschillende partijen hebben aangegeven dat een landelijk afgesproken toetsingskader voor gebiedsgericht grondwaterbeheer ontwikkeld, en de Rijksoverheid hiervoor aan zet is (Deltares, 2009).

14.8 Conclusies en noodzaak vervolgonderzoek

Rondom gebiedsgericht grondwaterbeheer is door de initiatiefnemers, beleidsmakers (SKB) en raadgevende consultants vooral veel aandacht gegeven aan de juridische en beleidsmatige aspecten en in mindere mate de organisatorische en financiële aspecten. Ook is in SKB kader geïdentificeerd welke gebieden in potentie in aanmerking zouden komen voor een gebiedsgerichte aanpak. De volgende vragen staan open:

- Hoe wordt het takenpakket van de gebiedbeheerder precies ingevuld? Welke bevoegdheden zal die krijgen? Over welke (financiële) middelen zal die partij kunnen beschikken? Wat mag verwacht worden van de 'vervuilers' in het gebied?
- Hoe betrouwbaar zijn de gehanteerde kostenmodellen, op basis waarvan de meerwaarde van de gebiedsgerichte aanpak wordt afgewogen?

- Wanneer en op welke wijze wordt vastgesteld of men aan de beoogde doelstellingen van de gebiedsgerichte aanpak voldoet? Meer concreet: hoe wordt er gemonitoord en hoe zal het bevoegde gezag toetsen? Welk beschermingsniveau van mogelijke bedreigde objecten binnen en buiten het gebied van de gebiedsgerichte aanpak worden gehanteerd?

Over de technische en ruimtelijke implicaties bij het toepassen van WKO-systemen in grootschalig verontreinigde gebieden is nog weinig bekend. Alleen Arcadis (2009), Bioclear et al. (2009) en Deltares et al. (2009) gaan expliciet in op de toepassing van WKO bij gebiedsgericht grondwaterbeheer. Veel van de openstaande technische vragen spitsen zich toe op het enerzijds faciliteren van het gebruik van de (verontreinigde) ondergrond voor WKO en anderzijds het benutten van de mogelijk beheersende en sanerende functie van WKO systemen. Werkpakket 3 van Meer met bodemenergie zal grotendeels de technische vragen behandelen. Specifiek voor de inzet van WKO bij gebiedsgericht grondwaterbeheer zal Meer met bodemenergie de volgende nog openstaande vragen behandelen:

- Is het reëel om te verwachten dat WKO in grootschalig verontreinigd gebied substantieel kan bijdragen aan het verbeteren van de algehele grondwaterkwaliteit?
- Biedt WKO een mogelijkheid om de verontreinigingslast te beheersen?
- Welke technische, procesmatige en beleidsmatige aandachtspunten zijn er? Welke criteria moeten worden gehanteerd?
- Hoe kan de grondwatermonitoring optimaal worden ingezet?

14.9 Literatuur

Arcadis, 2009, Saneringsplan ondergrond Utrecht gefaseerde gebiedsgerichte aanpak, B02034/WA9/010/000055/001B/lm

Arcadis, Deltares, SenterNovem, Rijksgebouwen Dienst, Ministerie van VROM, NVOE, 2010, Handleiding BOEG: Bodemenergie en grondwaterverontreiniging, het ijs gebroken, conceptrapportage van 27 januari 2010, B02034/ZF0/030/000115/001B en B02034.000115.001B

Bioclear, IF, SKB, 2009, Combinatie van bodemenergie en saneren in Apeldoorn, inventarisatie en onderzoek naar risico's en oplossingen voor combinatiesystemen van bodemenergie en bodemsanering – Kanaalzone Apeldoorn, SKB project PT8441.

Caljé, R.J., 2010, Future use of Aquifer Thermal Energy Storage below the Historic Centre of Amsterdam, thesis report of Master Study Hydrology, Delft University of Technology

Deltares, IF, Bioclear, WUR, 2009, Haalbaarheidsstudie gebruik industriële restwarmte voor een versnelde biologische Bodemsanering, 2009-U-R81254

Deltares, 2009, Workshop gebiedsgericht grondwaterbeheer, uitgevoerd in samenwerking met diverse partijen in het kader van een intern strategisch onderzoek.

Friis, A.K., Heimann, A.C., Jakobsen, R., Albrechtsen, H., Cox, E., Bjerg, P., 2007, Temperature dependence of anaerobic TCE-dechlorination in a highly enrichted Dehalococcoides-containing culture, Water Research 41 (2007), 355-364

Koopmans, M., Kroon, W., 2007, Is toepassing van Koude-/ Warmte Opslag in een grondwaterverontreiniging haalbaar?, bodem nummer 2, april 2007

SKB, 2008, Cahier: Verontreinigd grondwater, van een gevalsgerichte aanpak naar gebiedsgericht beheer

SKB, jaartal onbekend, Kosten en aantallen locaties in gebieden met (potentieel) grootschalig verontreinigd grondwater, SKB-project PP6325

SKB, 2005, Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken bij mobiele verontreinigingen (ROSA).

Taskforce WKO, 2009, Groen licht voor bodemenergie, Advies Taksforce WKO

Technische Commissie Bodem (TCB), 2009a, Advies duurzaam gebruik van de bodem voor warmte- koudeopslag, TCB S045(2009)

Technische Commissie Bodem (TCB), 2009b, Advies gebiedsgerichte aanpak grootschalige grondwaterverontreinigingen, TCB A055(2009)

TNO, 1999a, Stimulation of PCE dechlorination in NEPROMA batch cultures, order no. 29696

TNO, 1999b, Pilot test and bath experiments for determining the feasibility of an in-situ remediation of a PCE contamination in a peat soil matrix, order no. 29697

Valstar, J., Nieuwkerk, E., Marsman, A., Hattem, W., 2009, Gebiedsgericht grondwaterbeheer voor de haven van Rotterdam, H2O / 6 - 2009

15 Combinatiemogelijkheden WKO

Wouter Meindertsma, Eric van Nieuwkerk en Mike Woning

15.1 Inleiding

Als WKO optimaal wordt gecombineerd met andere vormen van duurzame energiewinning, kan dit de beoogde energiewinst (en CO_2 reductie) aanmerkelijk ten goede komen. Ook zijn er mogelijkheden om WKO voor andere doelstellingen in te zetten, zoals waterkwaliteitsverbetering. Met name bij het op grote schaal toepassen van WKO is het interessant om te weten of combinatieconcepten een substantiële bijdrage kunnen leveren aan de algehele duurzaamheiddoelstellingen.

Er wordt al veel onderzoek verricht naar het breder toepassen van WKO installaties. In deze literatuurstudie is getracht zo uitvoerig mogelijk de reeds ontwikkelde combinatieconcepten (hetzij uitgedacht op papier, hetzij gerealiseerd) te inventariseren. Deze combinatieconcepten kunnen worden ingedeeld in twee categorieën;

1. Concepten waarbij WKO op een vernieuwende manier wordt toegepast en/of de regeneratie (regeneratie is nodig als de vraag naar warmte en koude onvoldoende in balans: het betreft het invangen en opslaan van extra warmte dan wel koude) van het WKO systeem wordt bevorderd. In dit geval zorgen vernieuwende toepassingen ervoor dat de warmte of koude in het systeem efficiënter wordt opgeslagen en aangevuld. Het resultaat bestaat uit energiewinst.
2. Concepten waarbij verschillende bodemfuncties worden gecombineerd. Een belangrijk aspect hiervan is dat het effect niet alleen bestaat uit energiewinst, maar dat de combinatie voordeel oplevert voor meerdere bodemfuncties.

Voor beide categorieën zijn vele voorbeelden te vinden. Voor dit onderdeel van Meer met Bodemenergie ligt de nadruk echter op de tweede categorie. In paragraaf 14.2 zal de eerste categorie beknopt aan bod komen en zullen een paar voorbeelden daarvan de revue passeren. In paragraaf 14.3 zal categorie 2 aan bod komen, inclusief bestaande concepten en voorbeelden. Tenslotte wordt in een bondige conclusie weergegeven wat de huidige stand van zaken is omtrent de combinatie van WKO met andere functies.

15.2 Vernieuwende WKO toepassingen en regeneratieconcepten

15.2.1 WKO gecombineerd met zoutwinning

Voor de opslag van warmte en koude wordt meestal het water uit poreuze grondlagen gebruikt. Theoretisch gezien is het echter ook mogelijk om WKO toe te passen in een ander medium, bijvoorbeeld in het pekelwater in ondergrondse zoutcavernes. Deze zoutcavernes ontstaan tijdens het winnen van zout en bevinden zich voornamelijk in het noorden en het oosten van het land. Wanneer de zoutwinning stopt, worden de ontstane zoutcavernes gevuld met pekelwater om instorten te voorkomen.

TNO heeft in 2008 voor de gemeente Overijssel de mogelijkheden onderzocht voor de toepassing van verschillende warmte- en koudetechnieken in zoutcavernes (TNO, 2008). In dit onderzoek concludeert TNO dat dit conceptueel mogelijk is, maar niet eenvoudig. TNO geeft aan dat additioneel onderzoek nodig is op het gebeid van de stabiliteit van de caverne, de bedrijfszekerheid van de zoutwinning, het functioneren van de WKO-installatie, het energetische rendement en de economische haalbaarheid. [Kramers et al. 2008]

Het advies- en ingenieursbureau MWH laat zich positief uit over de opslag van warmte en koude in zoutcavernes. In een recente uitgave van 'De Ingenieur' van mei 2009, bepleit MWH het gebruik van zoutcavernes in de omgeving van Enschede en Hengelo voor WKO [MWH, 2009]. Wel wordt in het artikel aangegeven dat nog niet duidelijk is of deze combinatie rendabel is. MWH doet onderzoek om hier een antwoord op te vinden en hoopt als het resultaat positief is binnen 5 tot 10 jaar WKO toe te passen in zoutcavernes. [Klein Ikkink, 2009]

15.2.2 WKO als hulpmiddel bij CCS

Het afvangen en opslaan van CO_2 wordt gezien als een belangrijke stap in de strijd tegen klimaatverandering. Bij het afvangen van CO_2 is echter veel kostbare warmte nodig. Gebruik van (industriële) restwarmte zou hier een uitkomst kunnen bieden, maar dan moet de aanvoer daarvan wel constant en betrouwbaar zijn. [Knippels et al. 2008] Het opslaan van warmte in de ondergrond kan hierbij een rol spelen, door het overschot aan restwarmte op te slaan en als buffer te dienen wanneer er tijdelijk geen restwarmte voorhanden is.

15.2.3 WKO gecombineerd met thermische zonne-energie

Zonne-energie is een van de meest veelbelovende vormen van duurzame energie en kan gebruikt worden voor zowel het opwekken van elektriciteit als voor thermische energie. De onvoorspelbaarheid van zonne-energie maakt de techniek echter onbetrouwbaar en daarmee onpraktisch. Dit probleem kan worden opgelost door thermische zonne-energie op te slaan door middel van een WKO installatie en toe te passen in periodes van weinig zonneschijn. [Paksoy et al. 2000]
Het eerste project met bodemwarmtewisselaars in Nederland, Froukemaheerd in de wijk Beijum in Groningen, is een voorbeeld waarbij thermische zonne-energie opgeslagen wordt. In Bunnik is een open WKO gerealiseerd, met opslag van zonne-energie.

Paksoy et al. beschrijven in hun rapport een ziekenhuis dat van warmte en koeling wordt voorzien door middel van een systeem waarin thermische zonne-energie wordt gecombineerd met WKO. [Paksoy et al. 2000]

15.2.4 WKO als onderdeel van het 'Watersysteem als Energieleverancier'

De combinatie van WKO met energiewinning uit oppervlaktewater wordt de laatste tijd steeds vaker toegepast voor het verwarmen en koelen van gebouwen en zelfs complete woonwijken. Dit bespaart niet alleen aardgas, maar vermindert ook de uitstoot van CO_2 en het aanleggen van een aardgasnetwerk. Daarbij komt ook nog dat volgens een artikel van De Graaf et al. (2008) dit 'waterenergiesysteem' voordeliger is in vergelijking tot conventionele aardgas systemen.[De Graaf et al. 2008]

Er zijn binnen Nederland al vele voorbeelden van WKO gecombineerd met oppervlaktewater. Deze zijn onder te verdelen in systemen waarbij aanvullende warmte wordt opgeslagen en systemen waar aanvullende koude wordt opgeslagen. Hieronder een beknopt overzicht:

Aanvullende opslag van warmte:
- Hinthamerpoort - Den Bosch(gerealiseerd)
- Phanos 1, 2, 3 - Westwijk (gerealiseerd)
- Boschkens - Goirle (gerealiseerd)
- Paleiskwartier - Den Bosch (gerealiseerd)
- Buythen - Oosterheem (in uitvoering)
- Woonzorgcentrum - Puttershoek (in uitvoering)
- Vathorst III - Amersfoort (in uitvoering)
- Waterrijk - Woerden (in uitvoering)
- Mariastichting - Haarlem (in uitvoering)
- Weideveld - Bodegraven (in uitvoering)

Aanvullende opslag van koude:
- Wavin (gerealiseerd)
- UPC - Leeuwarden (was in voorbereiding, huidige status niet bekend)

15.2.5 De gesloten kas – WKO en warmtepompen toegepast in de glastuinbouw

WKO toegepast in de landbouw vindt onder andere plaats in de Agriport A7, een bedrijvenpark voor grootschalige glastuinbouw gelegen in Noord-Holland. Doel is om de klimaatvoorziening van de kassen te reguleren door middel van ondergrondse energieopslag [IF Technology, 2007].

Een ander voorbeeld is de gesloten kas van Themato. Deze kas beschikt over een klimaat- en energiesysteem dat niet alleen leidt tot energiebesparing, maar ook een lager gebruik van bestrijdingsmiddelen en een vermindering van het watergebruik door het terugwinnen van irrigatiewater. [Ammerlaan, 2010]

Daarnaast bestaan er plannen van Vestia om in de wijk Hoogeland in Naaldwijk de combinatie WKO en glastuinbouw uit te breiden met een aansluiting naar woningen. Doel is om restwarmte uit de kassen met behulp van een WKO installatie op te slaan en nuttig toe te passen bij het verwarmen van woningen. Het project bevindt zich momenteel nog in de ontwerpfase.

15.2.6 WKO en geothermie in oude mijngangen

In de wijk Heerlerheide, te Heerlen, wordt water uit oude mijngangen gebruikt voor het verwarmen en koelen van woningen en openbare gebouwen. De haalbaarheid van het concept, genaamd het 'mijnwaterenergiesysteem', is onderzocht in Europees verband, met medewerking van SenterNovem. Het systeem functioneert op basis van geothermische principes, waarbij warm water onder uit de mijngangen wordt gebruikt voor verwarming. Het afgekoelde verwarmingswater wordt vervolgens bovenin de mijngangen geïnjecteerd. Bij een koudevraag wordt het koude water boven uit de mijngangen gebruikt voor koeling en wordt het opgewarmde koelingswater terug de warmte put in gepompt. Het water in de mijngangen functioneert op die manier als WKO systeem. [Weijers, 2008]

15.2.7 WKO in combinatie met afvalwater

Zowel huishoudens als bedrijven voegen warmte toe aan het afvalwater. Vaak spoelt dit afvalwater regelrecht het riool in en gaat de thermische energie daarmee verloren. Door met warmtewisselaars te werken kan deze energie worden teruggewonnen en worden hergebruikt. Door dit systeem te combineren met WKO, kan overtollige warmte worden opgeslagen en worden gebruikt wanneer daar vraag naar is. [Sukkar, R. 2009]

15.2.8 Opslaan van Warmte en Koude uit de zee

Op 12 januari 2009 is in de Haagse wijk Duindorp een zeewaterwarmtecentrale in bedrijf genomen. Deze installatie verwarmt woningen met zeewater, en weet daarmee de uitstoot van CO_2 met 50% te verminderen. Onderdeel van de installatie zijn een warmtewisselaar en een centrale warmtepomp, waarmee het (koude) zeewater op de geschikte temperatuur gebracht kan worden. Door WKO op te nemen in het systeem, kan in de zomer warmte uit het zeewater worden opgeslagen en in de winter worden toegepast. Zo daalt de energiebehoefte om het water in de winter te verwarmen.

15.2.9 WKO toegepast in nieuwe bedrijfstakken

WKO werd oorspronkelijk voornamelijk toegepast in kantoorgebouwen en woonwijken. Recentelijk is men ook begonnen WKO in kassen toe te passen. Inmiddels zijn er ook andere bedrijfstakken waarin WKO wordt toegepast, zoals in de industrie (bijv. WIVA en Mauser) of in de veehouderij. Bij industriële toepassingen kan WKO bijvoorbeeld gebruikt worden voor koeling. Dit is ook het geval bij veehouderij, waar vaak veel energie wordt gebruikt om de leefruimten van dieren te verwarmen of te koelen.

Veehouderij is een belangrijke bedrijfstak voor veel landen en een grote bron van CO_2 uitstoot. In een rapport van de WUR uit 2008 wordt aangegeven dat de toepassing van WKO vooral interessant is voor het houden van zeugen, vleesvarkens en vleeskuikens, omdat daarbij veel aardgas wordt gebruikt voor verwarming. Door WKO te combineren met een warmtepomp, wordt het gebruik van aardgas bijna volledig overbodig. [Ten Hove, 2006] [Ellen en Kasper, 2008]

15.3 Vernieuwende WKO combinaties met andere bodemfuncties

15.3.1 WKO in combinatie met waterkwaliteit

Bij Waternet wordt op het moment onderzoek gedaan naar de mogelijkheden voor het gebruik van de stadsgrachten in Amsterdam als zonne-collector. Bijkomend voordeel hierbij is de kwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater in de zomer. [Smits en Olsthoorn, 2010]

15.3.2 WKO in combinatie met bodemsanering

Hoewel de combinatie WKO met bodemsanering zich nog in een verkennende fase bevindt, bestaan er al diverse plannen voor het combineren van WKO met het saneren van bodemvervuiling. Naast het voordeel van energiebesparing zorgt het WKO systeem er namelijk ook voor dat de temperatuur in de bodem hoger wordt. Dit heeft vermoedelijk als gevolg dat de activiteit van bacteriën in de ondergrond toeneemt, wat de afbraak van de vervuiling ten goede komt. Ook het opmengen zou een gunstig effect hebben. Dit gebeurt doordat bij het rondpompen van grondwater hulpstoffen, bacteriën en verontreinigingen worden gemengd, waardoor de natuurlijke afbraak optimaal zou kunnen werken. Dit is in de praktijk echter nooit onomstotelijk aangetoond. Als warmtebron kan overigens ook gedacht worden aan industriële restwarmte. [Koopmans, 2007] [SenterNovem, 2009]

De provincie en de gemeente Utrecht hebben in 2006 het initiatief ontplooid om het stationsgebied opnieuw in te richten. Dit gebied bevat echter 17 grootschalige grondwaterverontreinigingen waar men rekening mee dient te houden. Men is van plan om de sanering van deze verontreinigingen te combineren met de herinrichting van het stationsgebied en het aanlegen van een grootschalig WKO systeem moet een totaal debiet van 7 miljoen m^3 op jaarbasis leveren. Het combineren van deze drie processen moet leiden tot een kostenbesparing van ongeveer 20 miljoen euro. [SenterNovem, 2009]

Op het voormalige bedrijventerrein van Philips, Strijp-S, heeft ARCADIS vorm gegeven aan een systeem dat WKO combineert met bodemsanering. [Slenders et al. 2009] Het systeem heet Sanergy en verschilt van conventionele WKO installatie in dat het grondwater continu wordt rondgepompt en niet werkt met aparte koude- en warmtezones. Naast het voordeel dat de uitstoot van CO2 emissies wordt gehalveerd, moet het Sanergy systeem ook de verontreinigingen op hun plek houden en de natuurlijke afbraak daarvan versnellen.

15.3.3 WKO in combinatie met het reduceren van de thermische belasting oppervlaktewater

Het lozen van koelwater afkomstig van bijvoorbeeld industrie en energiecentrales zorgt voor stijgende temperaturen van het oppervlaktewater met nadelige ecologische consequenties. Vooral in de zomer kan dit leiden tot problemen. WKO zou kunnen worden toegepast om tijdens warme periodes warmte op te slaan in de ondergrond en dit geleidelijk af te geven tijdens koudere periodes. Op die manier kan de temperatuur van het oppervlaktewater beter worden gereguleerd.

Door dit concept toe te passen in grachtenwater kan de temperatuur hiervan worden beïnvloed. Dit kan bijdragen aan het verminderen van het Urban Heat Island effect, wat ervoor zorgt dat de temperatuur in de stedelijke omgeving erg oploopt in de zomer.

15.3.4 WKO als energievoorziening in gesloten kassen

In de glastuinbouw is de afgelopen jaren veel aandacht besteed aan duurzaam ondernemen. Met name efficiënter omgaan met aardgasverbranding door middel van een warmtekrachtinstallatie (WKK) staat in de belangstelling. Ook WKO, mogelijk in combinatie met een WKK installatie, behoort tot de mogelijkheden.

In de glastuinbouw wordt veel aardgas gebruikt voor het verwarmen van de kassen in de winter. Tegelijkertijd ontvangen de kassen in de zomer grote hoeveelheden warmte (zonne-energie), die veelal via geopende ramen wordt afgevoerd. Daarnaast is bij enkele gewassen in de zomer koeling nodig. Door de ramen van de kassen in de zomer minder te openen en de kas tegelijkertijd met WKO te koelen, kan veel warmte worden opgeslagen waarmee de kassen in de winter kunnen worden verwarmd. Hiermee kan het gebruik van fossiele brandstoffen in de glastuinbouw (en de bijbehorende CO_2-uitstoot) sterk worden gereduceerd.

Extra voordelen naast de beperking van de afhankelijkheid van fossiele brandstoffen zijn:

- meeropbrengsten die gerealiseerd kunnen worden (10-20% is al behaald);
- beperking van de CO_2-verliezen via de geopende ramen;
- beperking vochtverliezen via geopende ramen;
- kleinere kans op toetreding van ziektekiemen via geopende ramen.

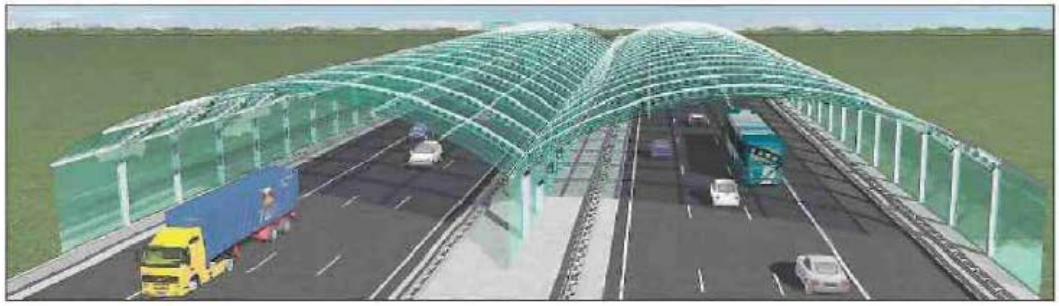
Daarnaast worden in de glastuinbouw grote hoeveelheden CO_2 gebruikt om de planten sneller te laten groeien. Deze CO_2 wordt soms geproduceerd door het verbranden van aardgas in een WKK, waarbij naast CO_2 ook elektriciteit en warmte vrij komt. Als deze warmte niet nodig is, wordt deze afgevoerd naar de atmosfeer. Door deze warmte op te slaan met behulp van een WKO systeem en later nuttig te gebruiken kan energie worden bespaard. [Poot et al. 2008] [Geelen, 2009]

15.3.5 WKO in combinatie met autowegen, spoorwegen en vliegvelden

Deze combinatie gaat uit van het ondergronds opslaan van warmte en koude afkomstig van het oppervlak van transportvoorzieningen, bijvoorbeeld asfalt. Doel is om hiermee woningen en bedrijfsruimten te verwarmen en te koelen. In een project in Rotterdam bleek deze combinatie uiteindelijk (nog) niet haalbaar te zijn vanwege concurrentie met goedkope industriële restwarmte en het ontbreken van een goede combinatie van een nieuwe asfaltweg met een nieuwbouwwijk. [Gemeente Rotterdam, 2005]

Een bijkomend voordeel van het invangen van warmte met asfaltwegen zou zijn dat het asfalt door de lagere temperatuur in de zomer minder slijtage/vervorming vertoont, zodat minder onderhoud nodig is. Daarnaast kan de ingevangen warmte in de winter worden gebruikt om wegen, spoorlijnen en vliegvelden ijsvrij te houden. Er zijn verschillende onderzoeken verricht naar het ijsvrij houden van start- en landingsbanen van vliegvelden met behulp van WKO.

Door WKO te combineren met het overkappen van de snelweg kan ook geluidsoverlast en de fijnstofproblematiek worden aangepakt.



figuur 15.1 **Ontwerpschets voor hoe de Gaasperdammerweg eruit zou kunnen komen te zien bij overkapping. Bron: http://www.gaasperdammerweg.nl/doc8/cobouw_movares_overkapping.pdf**

Meer ontwerpen en ideeën hierover:

- http://www.uctechnologies.nl/nl/verkeer/hd-clean-tunnel-systeem/nieuws/66-duurzame-weg
- http://www.uctechnologies.nl/images/stories/documenten/NRCmovares.PDF
- http://www.gaasperdammerweg.nl/doc8/cobouw_movares_overkapping.pdf
- DEVO Veenendaal
- Vliegveld Woensdrecht
- Bedrijventerrein Westfrisia Oost III, Zwaag
- http://www.roadenergysystems.nl

15.3.6 WKO in combinatie met drinkwaterwinning

In het kantorenpark Diepenvoorde in Waalre wordt sinds het begin van 2010 gebruik gemaakt van een WKO installatie in combinatie met warmte en koude winning uit een ruwwaterleiding van Brabant Water. Door de WKO installatie aan te vullen met behulp van de drinkwatervoorziening wordt niet alleen de energie-efficientie verhoogd, maar ook de temperatuur van het drinkwater beinvloed. Dit heeft als bijkomend voordeel dat het makkelijker wordt om aan de drinkwaternormen voor temperatuur te voldoen.

Combinatie met drinkwaterwinning door een drinkwaterbedrijf wordt ook genoemd in het artikel van Bonte et al. (2010).

15.3.7 WKO in combinatie met grondwateroverlast voorkomen

WKO zou ook in gebieden met grondwateroverlast (of toekomstige grondwateroverlast) conceptueel ingezet kunnen worden om te fungeren als grondwateronttrekking in de gevoelige gebieden en elders te infiltreren of te lozen (dit laatste betekent feitelijk een netto onttrekking en geen of verminderde opslag).

15.3.8 WKO in combinatie met de brandblusvoorziening

De brandblusvoorziening van grote bedrijfspanden vereist een grote hoeveelheid beschikbaar water. Van oudsher werd de brandblusvoorziening aangesloten op de drinkwaterleiding. Om de drinkwaterkwaliteit te waarborgen wordt de laatste tijd echter steeds vaker gekozen voor kleinere drinkwaterleidingen, welke onvoldoende capaciteit hebben voor de brandblusvoorziening. Vaak wordt er daarom gekozen voor het aanleggen van een reservoir voor de brandblusvoorziening. Dit reservoir kan gecombineerd worden met een WKO installatie, waarbij het water in het WKO systeem in geval van brand gebruikt kan worden voor de sprinkler installatie.

Een belangrijk voordeel van het combineren van een brandblusvoorziening met een WKO installatie is het feit dat er bespaard kan worden op de investeringskosten. [Korsten en Van den Bergh, 2005] Het concept wordt al op een aantal locaties toegepast. Voorbeelden hiervan zijn de Jaarbeurs in Utrecht en de Priva Campus in Lier. De eisen van de brandweer zijn vaak bepalend voor de haalbaarheid van het concept.

15.4 Conclusies

Dit hoofdstuk bevat een overzicht van innovatieve toepassingscombinaties van WKO systemen in Nederland, aangevuld met praktijkvoorbeelden. Hierbij gaat het veelal om WKO gecombineerd met nieuwe warmtebronnen en in nieuwe sectoren. Voorbeelden hiervan zijn WKO in combinatie met energie uit oppervlaktewater en WKO toegepast in de tuinbouw en veelteelt.

De rode draad in de meeste combinaties is energie. Voorbeelden van WKO systemen gecombineerd met andere functies van de ondergrond zijn schaars. De in 14.3 genoemde voorbeelden zijn veelal concepten en ideeën. Dit overzicht maakt duidelijk dat, ondanks het feit dat WKO wordt toegepast in velerlei situaties, er tot op heden weinig vernieuwende 'win-win situaties' worden gecreëerd met andere thema's dan energie, terwijl hier wel kansen lijken liggen.

15.5 Literatuur

Catalogus, "Het Utrechtse Stationsgebied geeft duurzame energie", Gemeente Utrecht, Provincie Utrecht en SenterNovem, mei 2009.

Ellen, H. H. en Kasper G.J. CO2-neutrale stallen, Animal Sciences Group, WUR, rapport 127, april 2008.

Geelen, C.P.J.M, Second Opinion semi gesloten-kassen met warmtekracht en warmtepompsystemen, optimaal installatierapport, Builddesk Benelux B.V., december 2009.

Gemeentewerken Gemeente Rotterdam, Asfaltwarmte, Haalbaarheid van een project in Hoogvliet, april 2005.

Graaf de, R, et al. Exploring the technical and economic feasibility of using the urban water system as a sustainable energy source, Thermal Science vol. 12 (2008) no. 4 pp. 35-50.

Hove, G. ten, 2006. In zomer én winter prima temperatuur, Boerderij, 91(2006)31, blz. 22-23

IF technology bv, Startnotitie m.e.r. Grondwateronttrekking voor de klimaat- en gietwatervoorziening van de Agriport A7 (Wieringermeer), september 2007

KEI: Kenniscentrum Stedelijke Vernieuwing, Heerlen, Mijnwaterproject, duurzame energie uit voormalige mijngangen. http://www.kei-centrum.nl/view.cfm?page_id=1897&item_type=project&item_id=412

Klein Ikkink, W, De Ingenieur, nr. 8, p. 49, mei 2009.

Knippels, H. et al, CO2 –afvang, -transport en –opslag in Rijnmond, DCMR Milieudienst Rijnmond, rapportage 2008

Koopmans, M, Combinatie van warmte/koude-opslag & bodemsanering bespaart kosten!, SRE Milieudienst, oktober 2007.

Korsten, H. en Van den Bergh, H. Sprinkler met warmte- en koudeopslag, TVVL magazine, januari 2005, jaargang 34, nr. 1.

Kramers, L et al. Verkenning naar mogelijkheden voor geothermie, opslag CO2, aardgas en perslucht en WKO in zoutcavernes in de provincie Overijssel, Bijdrage ondergrond aan een duurzame energiehuishouding, TNO rapport 034-UT-2009-00426, pp 62-68, maart 2008.

Paksoy, H.O. et al, Heating and cooling of a hospital using solar energy coupled with seasonal thermal energy storage in an quifer, Renewable Energy 19 (2000) pp 117-122,

Persoonlijke communicatie Jan Ammerlaan, contactpersoon gesloten kas, 17-02-2010

Poot, E. et al. Richtinggevende beelden voor energiezuinig telen in semigesloten kassen, Wageningen UR Glastuinbouw, oktober 2008.

Slenders, H, et al, Sanergy: saneren met bodem-energie, van droom naar realiteit, Bodem nr. 3, juni 2009.

Smits F.J.C. en Olsthoorn T.N. Combinatie van WKO en kwaliteitsverbetering van grachtwater, Waternet, 2010

Weijers, Jean, Mindewater-project Heerlen, uitvoering en resultaten, september 2008

15.6 Websites

http://www.arcadis.nl/projecten/Pages/SANERGY%20op%20Strijp-S,%20Eindhoven.aspx

http://www.sanergy.nl/?page=home

http://nl.wikipedia.org/wiki/Gesloten_kas

http://www.agriporta7.nl/

http://www.komindegeslotenkas.nl/pages/index.php

http://www.faro-architecten.nl/download/Barendse.pdf

http://www.adstrat.com/nieuws16.html

http://www.profnews.nl/867827/nuon-levert-bedrijven-aan-amsterdamse-zuidas-verkoeling-via-nabijgelegen-meer

http://www.arcadis.nl/projecten/Pages/Energiezuinige%20koude%20in%20kantoren%20Amsterdam.aspx

http://themas.stowa.nl/Themas/Water__Energie__.aspx?mID=7216&rID=1159&aID=2066

Deelnemende bedrijven en instanties

Agentschap NL / Bodem+
Arcadis
Bioclear
Brabant Water - Hydreco
Deltares
Eneco
Essent
Gemeente Almelo
Gemeente Amersfoort
Gemeente Apeldoorn
Gemeente Den Bosch
Gemeente Deventer
Gemeente Haarlem
Gemeente Hengelo
Gemeente Tilburg
Gemeente Utrecht
Gemeente Zwolle
Havenbedrijf Rotterdam
IF Technology
Ministerie van Infrastructuur & Milieu
NVOE
Productschap Tuinbouw
Provincie Drenthe
Provincie Flevoland
Provincie Friesland
Provincie Gelderland
Provincie Groningen
Provincie Limburg
Provincie Noord-Brabant
Provincie Noord-Holland
Provincie Overijssel
Provincie Utrecht
Provincie Zeeland
Provincie Zuid-Holland
SBNS
SKB
Vewin
Vitens
Wageningen Universiteit
Waterschap Groot Salland
Waterschap Regge en Dinkel

http://library.wur.nl/WebQuery/hydrotheek/lang/1918254

http://www.deerns.nl/nieuws/?cid=179&news_id=51

http://www.duurzaamgebouwd.nl/index.php?pageID=3946&messageID=3893

http://www.senternovem.nl/new/technieken/warmtekoudeopslag.asp

http://www.energiegids.nl/details.tiles?doc=/content/energie/nieuws/2010/04/26/DE-Waalre.xml&selectedDossier=0000050

Deelnemende bedrijven en instanties

Agentschap NL / Bodem+
Arcadis
Bioclear
Brabant Water - Hydreco
Deltares
Eneco
Essent
Gemeente Almelo
Gemeente Amersfoort
Gemeente Apeldoorn
Gemeente Den Bosch
Gemeente Deventer
Gemeente Haarlem
Gemeente Hengelo
Gemeente Tilburg
Gemeente Utrecht
Gemeente Zwolle
Havenbedrijf Rotterdam
IF Technology
Ministerie van Infrastructuur & Milieu
NVOE
Productschap Tuinbouw
Provincie Drenthe
Provincie Flevoland
Provincie Friesland
Provincie Gelderland
Provincie Groningen
Provincie Limburg
Provincie Noord-Brabant
Provincie Noord-Holland
Provincie Overijssel
Provincie Utrecht
Provincie Zeeland
Provincie Zuid-Holland
SBNS
SKB
Vewin
Vitens
Wageningen Universiteit
Waterschap Groot Salland
Waterschap Regge en Dinkel