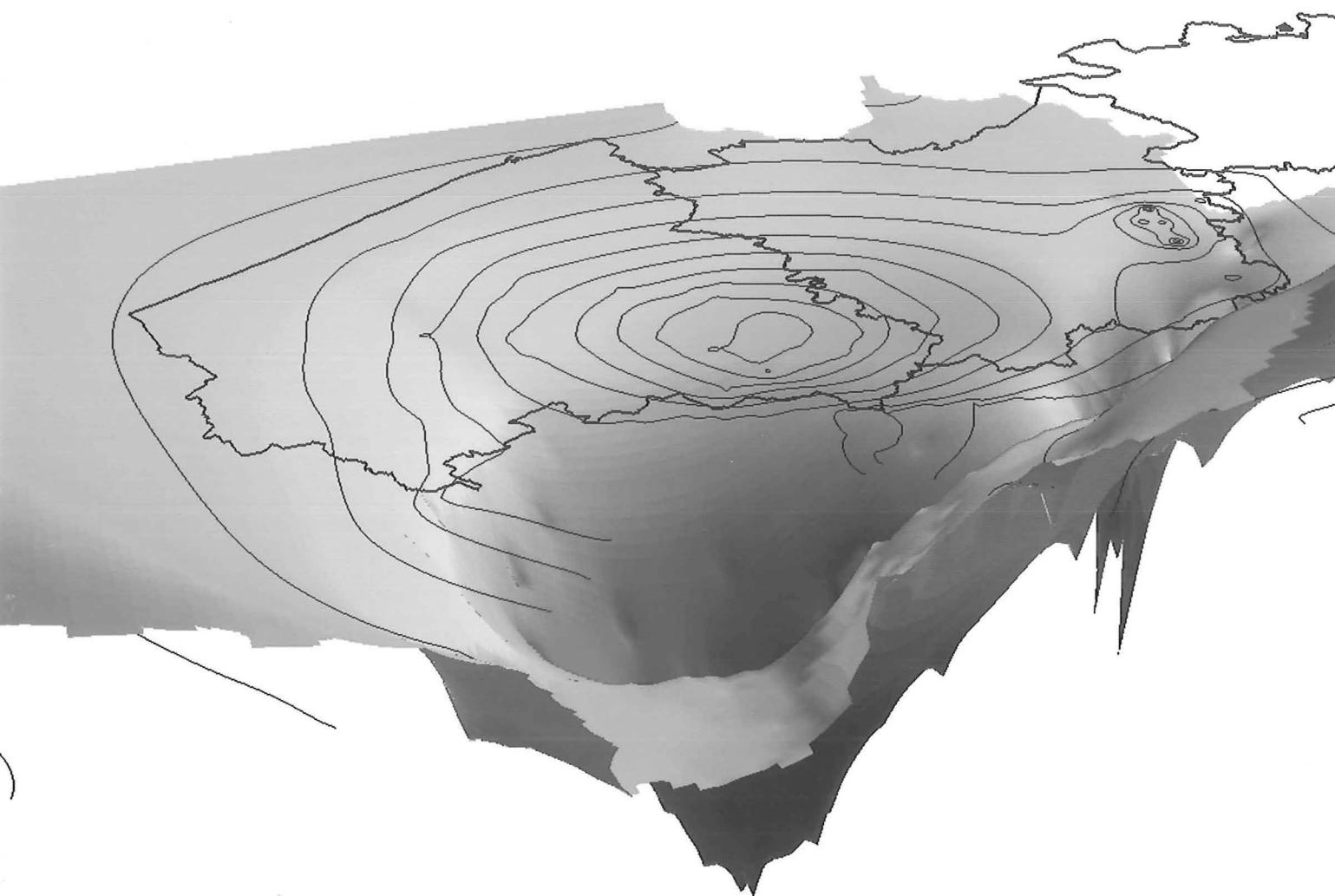


Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Recente ontwikkelingen in het grondwateronderzoek in Vlaanderen

Gasteditor: Kristine Walraevens



Vrije
Universiteit
Brussel

universiteit
hasselt



UNIVERSITEIT
GENT

KATHOLIEKE UNIVERSITEIT
LEUVEN

Universiteit
Antwerpen

WATER
KALEIDOSCOOP


Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Recente ontwikkelingen in het grondwateronderzoek in Vlaanderen

Gasteditor: Kristine Walraevens



Tijdschrift over integraal waterbeleid

Nummer 28

Jaargang 2007

In 1984 werd onder voorzitterschap van professor André Van der Beken het congres 'Water voor Groen' georganiseerd. Dat bracht een "state of the art" van het onderzoek aan watersystemen in Vlaanderen en was uniek omdat het wetenschappers en beheerders van alle mogelijke disciplines en sectoren samenbracht. Het congresboek is dan ook nu nog steeds een standaardwerk. Niettegenstaande vele studiedagen, is er sindsdien echter geen initiatief meer geweest dat de verschillende wetenschappers en administraties, actief in diverse domeinen met betrekking tot water, samenbracht. Nochtans is de kennis de voorbije jaren enorm toegenomen, niet in het minst door de grote investeringen van het Vlaamse Gewest in wetenschappelijk onderzoek, zowel via de verschillende TWOL studies als via de verhoging van de reguliere middelen voor onderzoek (IWT, FWO,...).

Anderzijds is de wens en de noodzaak om onze watersystemen te herstellen nog nooit zo sterk aanwezig geweest als nu. De uitdagingen voor het waterbeheer en beleid zijn dan ook evenredig groot. In dit kader is er dan ook een steeds grotere noodzaak tot het integraal aanpakken van de problemen die zich stellen binnen het waterbeheer. Een eerste vereiste binnen dit multidisciplinair karakter van het waterbeheer is dan ook het kennen van de verschillende actoren en het op de hoogte zijn van de vooruitgang in het wetenschappelijk onderzoek. Het congres Watersysteemkennis, die de verschillende actoren samenbracht, wil een grote stimulans zijn voor het onderzoek met betrekking tot water in Vlaanderen en op die manier bijdragen aan een verdere wetenschappelijke onderbouwing van het integrale waterbeleid.

Het congres Watersysteemkennis omvatte 9 studiedagen waar aan de hand van 146 lezingen en 101 posters, een beeld geschetst werd van het lopende onderzoek in Vlaanderen. Hieruit bleek duidelijk dat in vele disciplines van watersysteemkennis hoogstaand wetenschappelijk onderzoek verricht wordt. Niettemin blijkt er eveneens een sterke noodzaak tot meer samenwerking. Ook binnen het waterbeleid en beheer wordt deze nood steeds sterker gevoeld en dit niet in het minst omdat de verwachtingen en de doelstellingen van het waterbeheer steeds breder worden. Hierbij wordt men steeds meer geconfronteerd met enerzijds kennishiaten in watersysteemkennis en anderzijds nieuwe uitdagingen voor multidisciplinair onderzoek.

Decades van thematisch en gecompartmenteerd beleid hadden hun evenknie in het disciplinair onderzoek. Een multidisciplinaire aanpak is echter essentieel voor integraal waterbeheer en vereist een vlotte uitwisseling en gezamenlijk gebruik van data en resultaten, zowel tussen de onderzoeksgroepen onderling, als tussen de wetenschappelijke instellingen en de administraties. Deze uitdaging aangaan vereist ook het mogelijk maken en stimuleren van interdisciplinair onderzoek. Het congres watersysteemkennis wil hiertoe bijdragen. Op het afsluitende 2 daagse symposium van het congres Watersysteemkennis, worden niet alleen syntheses gebracht van de studiedagen maar worden ook verschillende nationale en internationale geïntegreerde onderzoeksprogramma's toegelicht.

De resultaten van het congres worden gepubliceerd in 10 afzonderlijke nummers van het tijdschrift WATER, die gezamenlijk de neerslag van het volledige congres vormen.

Samenstelling Wetenschappelijk Comité:

Willy Baeyens, Vrije Universiteit Brussel
Okke Batelaan, Universiteit Gent
Jean Berlamont, Katholieke Universiteit Leuven
Lieven Bervoets, Universiteit Antwerpen
Ronny Blust, Universiteit Antwerpen
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Steven Declerck, Katholieke Universiteit Leuven
Niels De Pauw, Universiteit Gent
Florimond De Smedt, Vrije Universiteit Brussel
Alain De Vocht, Universiteit Hasselt
Gerard Govers, Katholieke Universiteit Leuven
Rudy Herman, Dept. Economie, Wetenschap en Innovatie
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Frank Mostaert, Waterbouwkundig Laboratorium
Frans Ollevier, Katholieke Universiteit Leuven
Marc Van Camp, Universiteit Gent
André Van der Beken, Vrije Universiteit Brussel
Ronny Verhoeven, Universiteit Gent
Willy Verstraete, Universiteit Gent
Wim Vyverman, Universiteit Gent
Kristine Walraevens, Universiteit Gent
Patrick Willems, Katholieke Universiteit Leuven
Guido Wyseure, Katholieke Universiteit Leuven

Samenstelling redactieraad WATER:

Hoofdredacteur:
Michel Bruyneel

Leden:

Willy Bauwens, Marcel Bruyndoncx, Marc Buysse,
Herman Crommelinck, Lieve De Roeck, Marie-Paule Devroede,
Heleen Geeraert, Maarten Goris, Jan Hammenecker, Jos Heylen,
Patrick Meire, Jaak Monbaliu, Frank Mostaert, Rik Serruys,
Didier Soens, Lieve Stoops, Jan Strubbe, Paul Thomas,
José Vandevijvere, Marc Vercruyse en Louis Wauters

Samenstelling Organisatiecomité:

Johan Bogaert, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur-, en Energiebeleid
Michel Bruyneel, tijdschrift WATER
Marc Buysse, Stichting Vlaams Water
Christophe Claeys, Vereniging van Vlaamse Steden en Gemeenten
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Willem Coppens, Waterwegen en Zeekanaal nv
Kathleen Goris, IWT
Kathy Haustraete, CIW-secretariaat
Henk Maeckelberghe, Vlaamse Milieumaatschappij
Koen Maeghe, nv De Scheepvaart
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Kurt Sannen, Agentschap voor Natuur en Bos
Lieve Stoops, Vereniging van Vlaamse Provincies
Jan Spaas, Vlaamse Vereniging van Polders en Wateringen
Karel Vandaele, Watering Sint Truiden
Philippe Van Haver, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur- en
Edward Van Keer, dep. MOW afdeling Haven- en Waterbeleid
Astrid Van Vosselen, dep. MOW afdeling Algemeen Beleid
Véronique Vens, Vlaamse Milieumaatschappij

Tijdschrift over
integraal waterbeleid
in samenwerking
met de CIW


Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

v.z.w. WATER
Broechemsesteenweg 165 • 2531 Boechout
tel.: 03/475 09 66 en 0486 939 025 • fax: 03/475 09 66
e-mail: claire.bruyneel@telenet.be
website: www.tijdschriftwater.be

Voorwoord



'Recente ontwikkelingen in het grondwateronderzoek in Vlaanderen'

De studiedag 'Recente ontwikkelingen in het grondwateronderzoek in Vlaanderen' was de vierde in de reeks van studiedagen die georganiseerd werden in het kader van het Congres Watersysteemkennis. Beide voorafgaande studiedagen, die betrekking hadden op aspecten van oppervlaktewater, trokken een (onverwacht) hoge opkomst aan, met ruim 200 deelnemers. Wij waren er toen van overtuigd dat de studiedag over grondwater véél kleinschaliger zou zijn. Grondwater was immers in het verleden steeds het kleine broertje in de waterfamilie; per slot van rekening is grondwater aan het blote oog onttrokken, en onbekend maakt onbemind. Maar wat bleek: voor 'onze' studiedag hadden zich eveneens een 200-tal deelnemers aangemeld! En ook al waren de weergoden ons uitgesproken slecht gezind (de enige dag van de winter 2006-2007 met grote sneeuwvelden op de weg was

uitgerekend donderdag 8 februari, de datum van onze studiedag), toch was de opkomst op de dag zelf ook uitermate verheugend. Grondwater in Vlaanderen is dus duidelijk zichtbaar geworden. En dat vormt op zich reeds een hele kentering.

Vanwaar die ontwikkeling? Sedert 1984 toen de voorloper van het Congres Watersysteemkennis, nl. het Congres Water voor Groen, doorging, is er inderdaad grote beweging gekomen in het 'grondwatermilieu', als ik dat zo mag noemen. De maatschappelijke ontwikkelingen, met een sterk toegenomen milieubewustzijn, liggen ongetwijfeld aan de basis hiervan. Dit heeft zich vertaald in allerlei beleidsinitiatieven in verband met grondwater, waarbij Europa meestal het voortouw nam, door het opleggen van Richtlijnen. Ik denk hierbij aan de afbakening van beschermingszones rond grondwaterwinningen, de wetgeving inzake bodemverontreiniging en -sanering, de bepalingen in VLAREM I en II, de wetgeving op de milieueffectrapportering, de Europese Nitratenrichtlijn, en de Europese Kaderrichtlijn Water, die bij ons geleid heeft tot het Decreet Integraal Waterbeleid. Hierin is sprake van de goede chemische toestand en de goede kwantitatieve toestand van grondwater, die uiterlijk tegen 22 december 2015 dienen te worden bereikt. Recent is de Europese Grondwaterdirectie gefinaliseerd, die hier nadere invulling aan geeft. Deze grondwatergerelateerde regelgeving legt de uitvoering van onderzoek op. Dat betekent dat er niet alleen een toegenomen aandacht voor grondwater, maar bovendien een sterk gegroeide arbeidsmarkt voor grondwaterdeskundigen is ontstaan. De meeste aanwezigen op de studiedag waren dan ook vertegenwoordigd in het kader van hun beroepsactiviteiten.

De lezingen en posters, gepresenteerd op de studiedag, werden ingedeeld in vier items: Grondwaterkwantiteit; Grondwaterkwaliteit; Voeding van aquifers; en tenslotte Hydrogeologische, hydrochemische en geofysische onderzoeksmethoden – Geïntegreerde case-studies. Beide eerstgenoemde items omvatten, naast bijdragen uit de onderzoekswereld, verscheidene lezingen vanuit de bevoegde Vlaamse grondwater-administratie, waarbij vooral de wijze, waarop in Vlaanderen vorm wordt gegeven aan de implementatie van de Kaderrichtlijn Water, naar voren werd gebracht. Bij de twee laatste items kwamen ook de drinkwatersector en vooral de milieustudiebureaus ruim aan bod, naast onderzoeksinstituten. Er mag gerust gesteld worden dat het programma van de studiedag een evenwichtige weerspiegeling vormde van de diverse actoren die op het gebied van grondwater actief zijn in Vlaanderen. Tijdens de afsluitende discussieronde werd gereflecteerd over controversiële vragen zoals: Wat is duurzame exploitatie?, Hoe rekening houden met hydrogeologische onzekerheden bij het gebruik van onderzoeksresultaten?, Worden extreme situaties voldoende in rekening gebracht?, Is de bescherming van grondwater doeltreffend?, en Wat zijn zinvolle milieukwaliteitsnormen voor grondwater, evenals significante kwaliteitsnormen voor grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen?

Ongetwijfeld vormde deze studiedag een initiatief waarvoor belangstelling bestaat. Wellicht hoeven er deze keer niet meer dan 20 jaar overheen te gaan, om dit nog te herhalen.

Prof. Dr. Kristine Walraevens

Inhoud

ARTIKELS

-
- 1 **Grondwatermonitoring in Vlaanderen: van concept tot uitvoering**
D. D'hont, R. Eppinger, J. November, C. Slenter en P. Thomas
-
- 8 **Het Vlaams grondwatermodel als instrument bij het grondwaterbeheer in Vlaanderen**
J. Lermytte en P. Thomas
-
- 14 **Grondwatermodel voor simulatie van overexploitatie-effecten in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard**
M. Gedeon, I. Wemaere en S. Labat
-
- 20 **Hydrodynamische tijdsevolutie van aquifers in natuurlijke en (over)geëxploiteerde toestand**
M. Van Camp en K. Walraevens
-
- 26 **Paleohydrogeologische studie van de site te Mol**
I. Wemaere, J. Marivoet en S. Labat
-
- 32 **Hydrogeologisch homogene zones ter bepaling van de nitraatkwetsbaarheid van het grondwater**
R. Eppinger en P. Thomas
-
- 38 **De beoordeling van de kwalitatieve toestand van grondwaterlichamen**
A. Fronhoffs en P. Thomas
-
- 44 **Methodologie, ontwikkeld in BRIDGE, voor de bepaling van drempelwaarden en natuurlijke achtergrondwaarden van grondwaterlichamen – Toepassing op het Vlaamse CKS_0200_GWL_1 grondwaterlichaam**
M. Coetsiers en K. Walraevens
-
- 49 **Geochemische transportmodellering ter ondersteuning van in-situ grondwatersanering**
G. Schoups, P. Seuntjens, L. Bastiaens, Q. Simons en H. Sapion
-
- 54 **Gebruik van geofysische prospectie in het kader van bodem- en grondwaterverontreiniging**
K. Martens en K. Walraevens
-
- 60 **De Maas : Interactie tussen grondwater en oppervlaktewater**
K. Herbos
-
- 64 **De grondwatervoeding van Vlaanderen**
O. Batelaan, Y. Meyus en F. De Smedt
-
- 72 **Verslag van de discussiesessie**
M. Van Camp
-
- 74 **De ontwikkeling en evolutie van de Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV): een uitwisselingsplatform voor ondergrond-gerelateerde gegevens in het algemeen en voor grondwateronderzoek in het bijzonder**
M. Van Damme, K. Boel, K. De Nil, D. Uitdewilligen, L. Vanthournout, V. Vanwesenbeeck en I. Vergauwen
-
- 78 **Bepaling en modellering van de biogeochemische processen die het gedrag van zware metalen in grondwater bepalen**
P. Seuntjens, K. Vanbroekhoven, I. Joris, S. Van Roy en L. Diels
-
- 82 **Filtertechniek voor het kwantificeren van parasitaire debieten in riolen**
G. Vaes en P. Willems
-

Grondwatermonitoring in Vlaanderen: van concept tot uitvoering

De hydrogeologische opbouw van Vlaanderen is geschematiseerd in 6 grondwatersystemen en 42 grondwaterlichamen. Deze indeling, geïnspireerd door de Kaderrichtlijn Water, heeft de evolutie van de grondwatermeetnetten sterk beïnvloed.

Het primaire grondwatermeetnet is al in uitbouw sinds de jaren '70 en beoogt vooral het vaststellen van de regionale grondwaterreserves en de kwantiteitsevolutie op het niveau van de grondwaterlichamen. In 2003 werd gestart met een freatisch grondwatermeetnet om een beter beeld te krijgen van de algemene freatische grondwaterkwaliteit. Via een specifieke monitoringstrategie zet de VMM deze grondwatermeetnetten in voor verschillende doeleinden.

Zo wordt op basis van de resultaten van het kwantiteitsmeetnet een beoordeling van de kwantitatieve toestand van het grondwater gegeven, zowel op korte als op lange termijn. In combinatie met ondermeer grondwatermodellen moet een inschatting gegeven worden op welke manier het kwantitatieve aspect van de operationele monitoring zal moeten uitgevoerd worden. Zo zal kunnen ingeschat worden waar en hoe de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water kunnen gehaald worden.

1. Het Vlaams grondwater ingedeeld

1.1. Een opeenvolging van watervoerende lagen

Vlaanderen is opgebouwd uit een afwisseling van regionaal voorkomende watervoerende lagen (zand, grind, krijt, vast gesteente, ...) en niet-watervoerende lagen (bijvoorbeeld klei). De opeenvolging van deze aquifers en aquitards heeft in Vlaanderen een eigen codering: de Hydrogeologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen (HCOV-codering) (Meyus et al., 2000). Deze HCOV-codering is opgebouwd uit hydrogeologische hoofd-, sub- en basiseenheden.

De hoofdeenheid groepeert een opeenvolging van geologische lagen die globaal dezelfde lithostratigrafische eigenschappen hebben en zo één geheel vormen. Het betreft hier de globale aquiferen en aquitardsystemen die de opbouw van Vlaanderen kenmerken. Het tweede niveau, de sub-eenheden, geeft het fijnste onderscheid weer tussen watervoerende en afsluitende lagen. Tenslotte staan de basiseenheden voor een verdere opdeling van de beschouwende subeenheden in lagen met een herkenbaar verschil in hydrogeologische eigenschappen, zoals korrelgrootte of hydraulische geleidbaarheid.

De hiërarchische opbouw maakt het mogelijk, afhankelijk van noodzaak en beschikbare kennis, meer of minder detail te gebruiken.

Globaal gezien kunnen de grote lijnen van de litho- en chronostratigrafie teruggevonden worden in de HCOV-codering. De hydrogeologische eigenschappen van een specifieke laag worden immers voornamelijk bepaald door de geologische samenstelling ervan, en deze is dan weer afhankelijk van hoe en wanneer die betreffende laag gevormd is.

Er worden 14 hydrogeologische hoofdeenheden onderscheiden, voorgesteld door de codes 0000 tot en met 1300, gaande van jong naar oud.

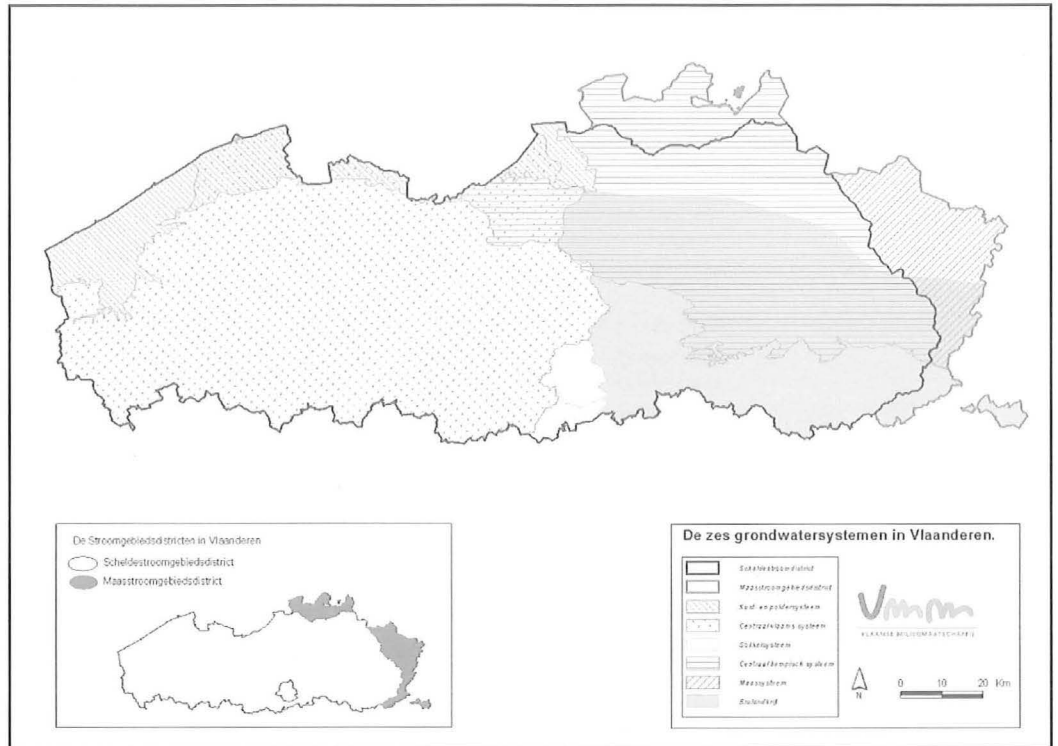
1.2. Grondwatersystemen

Op basis van de regionale grondwaterstroming kunnen verschillende opeenvolgende HCOV's afgebakend worden die als één geïsoleerd geheel beschouwd worden: dit zijn de grondwatersystemen. De verschillende grondwatersystemen staan onderling nauwelijks met elkaar in verbinding. Naast enkele pragmatische grenzen zoals gewest- en landsgrenzen, is de indeling gebaseerd op de fysische kenmerken van de grondwaterreservoirs. De systemen worden begrensd door duidelijke barrières voor de grondwaterstroming zoals dikke kleilagen, geologische begrenzingen, grondwaterscheiding, sterk drainerende rivieren, verziltinggrenzen enz. Het Vlaams Gewest kent zes grondwatersystemen, die op verschillende dieptes boven en naast elkaar voorkomen.

In het westen vindt men van ondiep naar diep het Kust- en Poldersysteem, het Centraal Vlaams Systeem en het Sokkelsysteem. In het oosten vindt men van ondiep naar diep het Maassysteem, het Centraal Kempisch Systeem en het Brulandkrijtsysteem.

Vijf van de genoemde grondwatersystemen behoren tot het stroomgebiedsdistrict van de Schelde. Alleen het volledige Maassysteem, een klein oostelijk deel van het Brulandkrijtsysteem en het noordelijk deel van het Centraal Kempisch Systeem behoren tot het stroomgebiedsdistrict van de Maas.

Figuur 1: De afbakening van grondwatersystemen in Vlaanderen, geplaatst binnen de stroomgebiedsdistricten (bron: VMM, Afdeling Water)



1.3. Grondwaterlichamen

De zes grondwatersystemen zijn verder opgedeeld in verschillende grondwaterlichamen. De afbakening van grondwaterlichamen is verplicht gesteld in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG (EU, 2000). Een grondwaterlichaam wordt hierin gedefinieerd als "een afzonderlijke watermassa in één of meer watervoerende lagen". Aquitards worden dus nooit opgenomen binnen een grondwaterlichaam. Naast "een afzonderlijke watermassa" vormen "barrières van grondwaterstroming" een nadere begrenzing. Om de grondwaterlichamen in Vlaanderen af te bakenen, wordt uitgegaan van de HCOV en de indeling van Vlaanderen in grondwatersystemen: grondwaterstroming, geologische barrières of grondwaterscheidingen vormen immers een belangrijk uitgangspunt. De naamgeving van een grondwaterlichaam is steeds gebaseerd op de HCOV-code van de belangrijkste watervoerende laag. Elk grondwaterlichaam heeft eveneens een betekenisvolle code "GWS_HCOV_GWL_NR" meegekregen die de klassificatie vergemakkelijkt.

Grondwaterlichamen hebben diverse kenmerken en karakteristieken. Zo varieert de oppervlakte van de verschillende grondwaterlichamen van 48 km² tot 6012 km². De maximale diktes van de verschillende grondwaterlichamen variëren van 17m tot 1000m. De doorlatendheden (Kh) en transmissiviteiten (T) variëren sterk. Een laag met een lage doorlatendheid kan toch nog een grote transmissiviteit bezitten indien de laag dik genoeg is. Deze karakteristieken worden aangegeven met een spreiding. Deze spreiding is meestal groter naarmate de lithologische samenstelling van het

grondwaterlichaam meer heterogeen is en het lichaam groter is. In het algemeen geldt dat zand- en grindhoudende afzettingen, evenals vaste gesteenten met goed ontwikkelde breuksystemen, een hoge doorlatendheid hebben terwijl kleiige en silteuze afzettingen meestal een lage doorlatendheid hebben.

Er worden in totaal 42 grondwaterlichamen onderscheiden, waarvan er 10 tot het stroomgebiedsdistrict van de Maas behoren en 32 tot het stroomgebiedsdistrict van de Schelde. Door deze afbakening in grondwaterlichamen kan op een eenduidige wijze de status/toestand (goede of slechte toestand, conform Kaderrichtlijn Water) worden aangeduid. Hoofddoel van de Kaderrichtlijn Water is de goede toestand te halen tegen 2015. Welk risico een bepaald waterlichaam loopt om tegen 2015 de kwalitatieve en/of kwantitatieve doelstellingen niet te halen wordt beoordeeld op basis van de initiële karakterisatie en de monitoringgegevens.

2. De meetstrategie van de Vlaamse grondwatermeetnetten

2.1. Waarom het grondwater monitoren?

De grondwatermonitoring in Vlaanderen heeft als voornaamste doel op basis van monitoringgegevens beleidsmaatregelen en hieraan gekoppelde actieprogramma's voor te stellen, op te starten en op te volgen die tot een verbetering van de grondwatertoestand kunnen leiden. Los daarvan zijn er eveneens een aantal verplichtingen (zowel via Europese richtlijnen of Vlaamse decreten)

waarvoor monitoringgegevens de basis vormen, zoals bijvoorbeeld het vaststellen van natuurlijke achtergrondconcentraties, het identificeren van antropogeen veroorzaakte trends m.b.t. de toename van schadelijke stoffen in het grondwater (en de omkeer van deze trend), grensoverschrijdende problemen. In de uitgebreide wetgeving is er ook voorzien in een verplichte rapportering op een verantwoorde, onderbouwde en betrouwbare manier over de kwantitatieve en de kwalitatieve toestand van het Vlaamse grondwater naar Vlaanderen, België, aanpalende Europese lidstaten, regio's (bij grensoverschrijdende watervoerende systemen) en Europa.

Enkel door een conceptueel uitgebouwd monitoringprogramma kan een lange termijn visie voor het waterbeleid en het waterbeheer met betrekking tot het grondwater opgebouwd worden en kan via hieraan gekoppelde acties een duurzaam en verantwoord beheer van het grondwater uitgevoerd worden.

De kennis over de natuurlijke randvoorwaarden van de hydrogeologische systemen is een belangrijk vertrekpunt voor het ontwikkelen van conceptuele modellen ter evaluatie van kwantiteits- en kwaliteitsdoelstellingen. Daarnaast is een parameterspecifieke beoordeling noodzakelijk, die onder andere door de Kaderrichtlijn Water wordt bepaald. Tevens moet rekening gehouden worden met de realiteit dat grondwaterlichamen (of grondwatersystemen) voor verschillende functies gebruikt worden en dat op basis van Europese en Vlaamse regelgeving verschillende types van afbakeningen gelden, wat op vlak van monitoring bijkomende verplichtingen kan meebrengen.

2.2. De grondwatermeetnetten

De evolutie van de grondwatermeetnetten is zwaar beïnvloed door de onderverdeling van Vlaanderen in grondwatersystemen en grondwaterlichamen.

Het primaire grondwatermeetnet is al in uitbouw sinds de jaren '70 en beoogt voornamelijk het vaststellen van de regionale grondwaterreserves en de kwantiteits-evolutie op het niveau van de grondwaterlichamen. Dit meetnet bestaat uit een beperkte reeks peilputten, gelegen zoveel mogelijk buiten de antropogene invloedssfeer en zodanig geselecteerd dat zij gegevens verstrekken die representatief zijn voor een belangrijk grondwaterlichaam of groep van grondwaterlichamen. Het totale meetnet zal in 2007 bestaan uit ca. 860 filters voor maandelijkse kwantiteitsmetingen. Bovendien kan dit meetnet ingeschakeld worden voor het bepalen van de kwaliteit van de diepere watervoerende lagen. In een 20-tal geselecteerde filters zal er in een eerste testfase gewerkt worden met digitale registratie-apparatuur.

In 2003 werd gestart met een freatisch grondwatermeetnet om aan de doelstellingen van de bestaande Europese richtlijnen te kunnen voldoen

en een beter beeld te krijgen van de freatische grondwaterkwaliteit in het algemeen.

Om aan de diverse monitoringverplichtingen te kunnen voldoen, zoals opgegeven in de Kaderrichtlijn Water en het decreet Integraal waterbeleid, wordt volgende aanpak gevolgd:

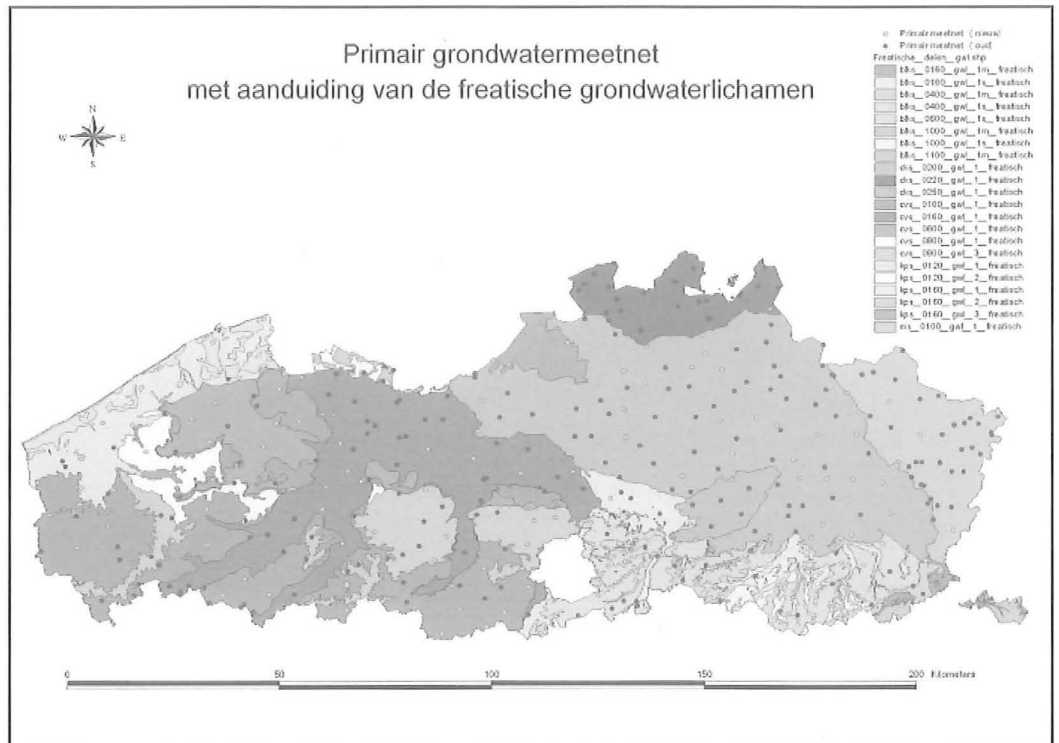
- Initiële monitoring (afgerond in het najaar van 2006): identificatie van risicozones (zowel op kwalitatief als kwantitatief vlak) op basis van grondwatersystemen / grondwaterlichamen / afgeleide zones door metingen van de peilevolutie en verontreinigingen die potentieel kunnen voorkomen;
- Toestandsmonitoring (verlengstuk van initiële monitoring): opvolging van de toestand en trend voor de grondwaterlichamen van heel Vlaanderen ter aanvulling en bevestiging van de karakterisering, de eerste drie jaar op jaarlijkse basis en daarna op 3-(6)-jaarlijkse basis;
- Operationele monitoring: opvolging van risicozones en risicoparameters door grondwaterlichaamspecifieke selectie van putten met halfjaarlijkse metingen, in probleemzones ook met hogere frequentie mogelijk;
- Kwantiteitsmonitoring: opvolging van risicozones in het kader van waterhuishouding (verdroging, vernatting...) waar met een hogere frequentie de peilevolutie moet worden gemeten, minimum maandelijks.

Het primair en het freatisch meetnet worden beheerd door de afdeling Water van de VMM. Deze zijn grotendeels op een vergelijkbare manier geïnstalleerd en afgewerkt. De fysische randvoorwaarden zijn vrij goed gekend.

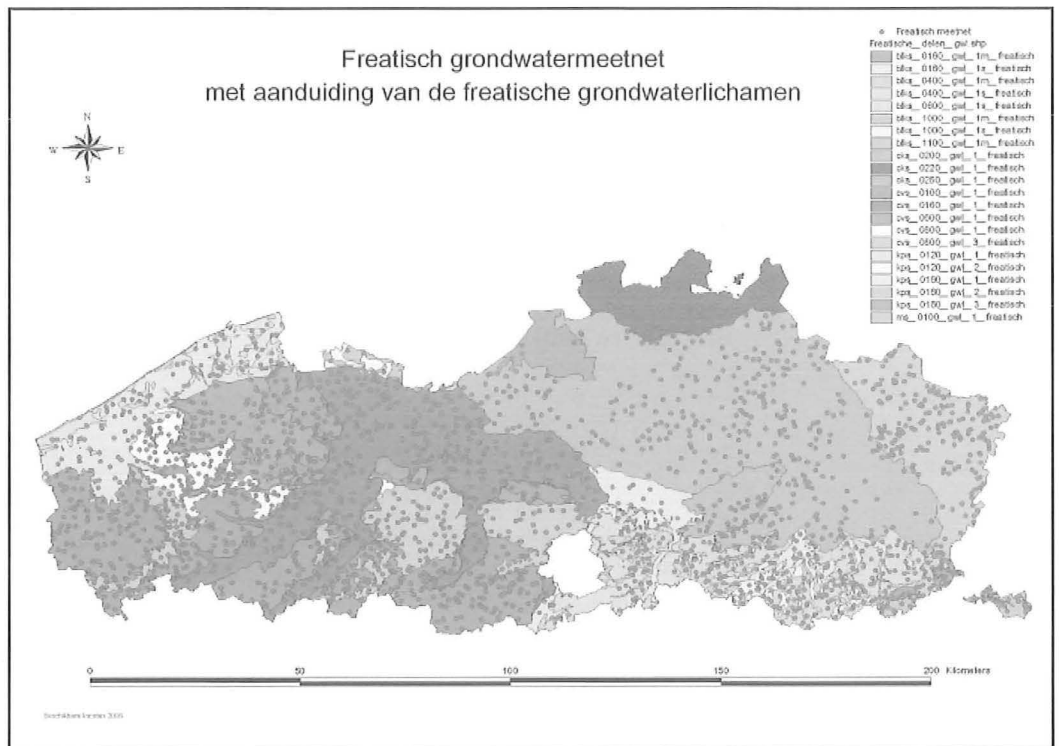
Voor aanvullende informatie, vooral over gebieden met speciale doelstellingen, zoals drinkwaterwingebieden en grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen kunnen desgevallend bestaande grondwatermeetnetten van andere organisaties worden ingeschakeld. Bij vastgestelde hiaten is de implementatie van nieuwe putten een bijkomende optie. Verontreiniging door puntbronnen wordt door OVAM opgevolgd in het kader van de uitvoering van het bodemsaneringsdecreet.

Gezien de beschikbaarheid van multifunctionele grondwatermeetnetten in Vlaanderen is het aangeraden op basis hiervan een integrale monitoring – dus zowel kwaliteits- als kwantiteitsgericht – uit te voeren. Een strikte scheiding tussen kwantiteits- en kwaliteitsmonitoring is dan ook niet vereist noch wenselijk in het kader van een efficiënt monitoringbeleid. De initiële monitoring en de rechtstreekse opvolger, de toestandsmonitoring, kunnen dus rechtstreeks in functie van de invulling van een kwantiteitsmonitoring staan. Niettemin dient het monitoringprogramma als een dynamisch proces te worden aanzien. De initiële monitoring is bijvoorbeeld gebaseerd op een lan-

Figuur 2: Het primair grondwatermeetnet met aanduiding van de freatische grondwaterlichamen (Bron: VMM, Afdeling Water)



Figuur 3: Het freatisch grondwatermeetnet met aanduiding van de freatische grondwaterlichamen (Bron: VMM, Afdeling Water)



gere meetperiode en niet een specifiek tijdstip. Deze kan in het kader van de volgende uit te voeren stappen en het verder uitbreiden van kennis worden bijgestuurd, zowel op vlak van referentielocaties, evaluatiecriteria alsook de doelstellingen.

3. Hoe evolueert de kwantitatieve toestand van het grondwater?

Het voorraadbeheer streeft naar een evenwicht tussen voeding van de watervoerende lagen en onttrekking van grondwater. De evolutie van de gemeten grondwaterpeilen geeft een samengevat beeld hiervan. Op basis van de resultaten van het kwantiteitsmeetnet wordt een beoorde-

ling van de kwantitatieve toestand van grondwatersystemen en -lichamen gegeven, zowel op korte (3 jaar, KT) als op lange (10 jaar, LT) termijn. Deze beoordeling, in combinatie met de achtergrondkennis van de systemen en lichamen en de grondwatermodellen moet een inschatting geven op welke manier en waar de operationele monitoring voor het kwantitatieve aspect in de toekomst moet uitgevoerd worden zodat kan ingeschat worden waar en hoe de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water kunnen gehaald worden.

Het primair grondwatermeetnet bestaat in 2007 uit 860 filters, verspreid over de verschillende grondwaterlichamen in Vlaanderen. Sinds de jaren tachtig worden maandelijks grondwaterpeilen gemeten in een steeds toenemend aantal peilputten. Op de tijdreeksen van deze grondwaterpeilen is een analyse uitgevoerd. Per meetpunt is een korte termijntrend bepaald: voor de drie laatste jaren is de meting van december 2002 vergeleken met de meting van december 2005. Dalingen of stijgingen van minimaal 0,3 m over drie jaar (of 0,1 m/j) worden beschouwd als resp. dalende trends of stijgende trends. Waarden die hiertussen liggen worden gezien als stabiel.

Ook een lange termijntrend is bepaald: voor de tien laatste jaren is de meting van december 1995 vergeleken met de meting van december 2005. Voor de lange termijn is een peilverandering van 0,5 m over tien jaar (0,05 m/j) als grenswaarde beschouwd om de trend te definiëren

De trends die per put berekend zijn, werden vervolgens gegroepeerd per grondwaterlichaam of groep van grondwaterlichamen. Aan de hand van een overzicht van het procentuele aantal stijgende, stabiele en dalende grondwaterstanden per grondwaterlichaam kunnen de peilveranderingen tussen de verschillende grondwaterlichamen en tussen de verschillende grondwatersystemen vergeleken worden.

In de overzichtsgrafiek van de korte termijntrends (figuur 4) is te zien dat in alle grondwaterlichamen dalende trends vastgesteld worden. De freatische grondwaterlichamen van het Maassysteem, het Brulandkrijtsysteem en het Centraal Kempisch Systeem vertonen in meer dan 50% van hun meetpunten een dalende trend. Stijgende trends komen in deze grondwaterlichamen niet veel voor. Het freatisch grondwaterlichaam van het Centraal Vlaams Systeem (CVS_freatisch) vertoont een heel ander beeld: in het grootste deel van de meetpunten komen op korte termijn stabiele trends voor. In de freatische (delen van) grondwaterlichamen komen op korte termijn heel wat dalingen voor. In het oosten van Vlaanderen is deze daling veel meer uitgesproken dan in het westen. Deze trends zijn in grote mate te verklaren door klimatologische invloeden. De effectieve neerslag is de laatste 3 jaar dan ook verminderd met zijn gevolgen voor het freatische grondwater. In het oosten van Vlaanderen is dit meer uitgesproken wellicht door het meer geaccidenteerd reliëf

(heuvelgebieden) dan in het westen waar het eerder vlak is en de freatische afzettingen veelal dun zijn bovenop dikke kleipakketten.

In de gespannen grondwaterlichamen komen op korte termijn vooral dalende trends voor in het Sokkelsysteem en verder in het BLKS_0400_GWL_2. Vooral in de sokkel in de regio's in de periferie van de depressietrechter (SS_1300_GWL_4) en in het landiaan (SS_1000_GWL_2 en SS_1000_GWL_1) is de daling het meest uitgesproken. Stabiele trends worden vooral gemeten in de grondwaterlichamen van het MS_0200_GWL_2, het Centraal Kempisch Systeem, CVS_freatisch, CKS_0200_GWL_2 en het BLKS_1000_GWL_2. Ten slotte komen stijgende trends vooral voor in SS_1300_GWL_1-2-3-5 en CVS_0600_GWL_2. De analyse over de verschillen tussen de gespannen lichamen in de systemen is moeilijk te maken aangezien er grote variaties zijn, toch kan opgemerkt worden dat het Sokkelsysteem het grootste aantal dalingen meet. In de niet-freatische grondwaterlichamen komen ook op korte termijn in de putten waar hoge grondwaterstanden voorkomen dikwijls dalende trends voor. In de gebieden met echt heel lage grondwaterstanden daarentegen komt soms een stabilisatie of zelfs een stijging van het grondwaterpeil ten opzicht van de lange termijntrend voor.

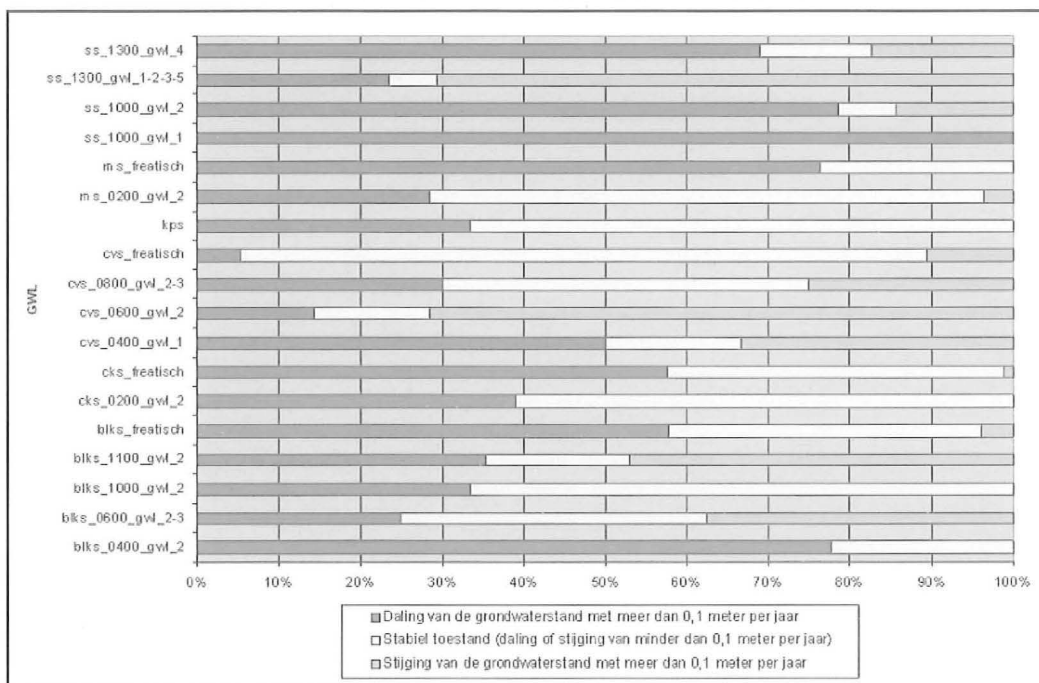
De overzichtsgrafiek van de lange termijntrends (figuur 5) geeft een ander beeld. Er is duidelijk te zien dat de grondwaterlichamen van het Sokkelsysteem en de diepere lagen in het Brulandkrijtsysteem het grootste percentage meetpunten kennen waar een daling gemeten werd (net als op KT). De effecten van de grondwateronttrekkingen zijn hier m.a.w. duidelijk merkbaar. In de freatische grondwaterlichamen worden voornamelijk stabiele of stijgende trends gemeten, weerom in relatie met de nuttige neerslag die in 2005 gelijkaardig was met de periode rond 1995.

Merk op dat lokale problemen in een grondwaterlichaam uitgemiddeld worden. Een voorbeeld hiervan is het CVS_0600_GWL_2: alhoewel uit de KT- en LT-grafieken blijkt dat de trend van de grondwaterstand stijgend is, heeft het noorden van dit lichaam te kampen met een aanzienlijke grondwaterstands daling. De interpretatie van deze figuren gebeurt met de volledige geschiedenis van een grondwaterlichaam in het achterhoofd.

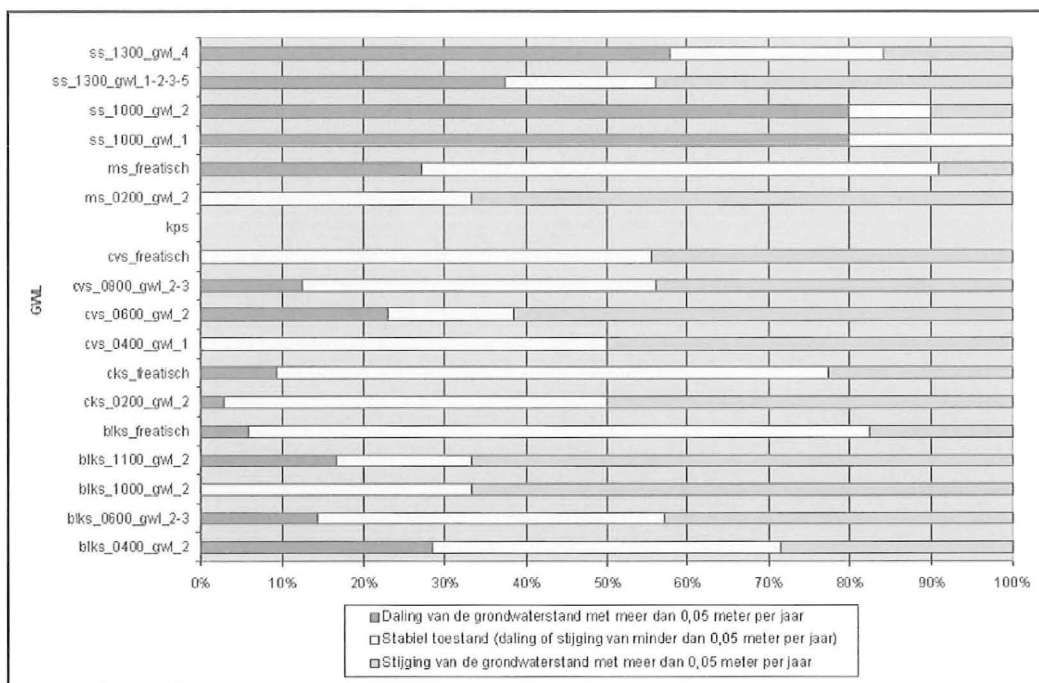
Conclusies

De hydrogeologische opbouw van Vlaanderen is geschematiseerd in 6 grondwatersystemen en 42 grondwaterlichamen. Deze indeling heeft de evolutie van het primair en freatisch grondwatermeetnet sterk beïnvloed. Via een specifieke monitoringstrategie zet de VMM deze grondwatermeetnetten in voor verschillende doeleinden.

Figuur 4: Procentuele verdeling van het aantal stijgende, stabiele en dalende grondwaterstanden op korte termijn (KT, 3 jaar: 2002-2005) per grondwaterlichaam of groep van grondwaterlichamen (ss: Sokkelsysteem; ms: Maassysteem; kps: Kust- en Poldersysteem; cvs: Centraal Systeem; cks: Centraal Kempisch Systeem; blks: Brulandkrijtsysteem) (Bron: VMM, Afdeling Water)



Figuur 5: Procentuele verdeling van het aantal stijgende, stabiele en dalende grondwaterstanden op lange termijn (LT, 10 jaar: 1995-2005) per grondwaterlichaam of groep van grondwaterlichamen (ss: Sokkelsysteem; ms: Maassysteem; kps: Kust- en Poldersysteem; cvs: Centraal Systeem; cks: Centraal Kempisch Systeem; blks: Brulandkrijtsysteem) (Bron: VMM, Afdeling Water)



Zo wordt op basis van de resultaten van het kwantiteitsmeetnet een beoordeling van de kwantitatieve toestand van het grondwater gegeven. Op korte termijn worden in alle grondwaterlichamen dalende trends vastgesteld. Stijgende trends komen in deze grondwaterlichamen niet veel voor. In freatische grondwaterlichamen zijn deze trends voornamelijk te verklaren door klimatologische invloeden. Op lange termijn kennen de grondwaterlichamen van het Sokkelsysteem en de diepere lagen in het Brulandkrijtsysteem het grootste percentage meetpunten

waar een daling gemeten werd. In de freatische grondwaterlichamen worden voornamelijk stabiele of stijgende trends gemeten, weerom in relatie met de nuttige neerslag die in 2005 gelijkaardig was met de periode rond 1995.

In combinatie met onder meer grondwatermodellen moet een inschatting gegeven worden op welke manier het kwantitatieve aspect van de operationele monitoring zal moeten uitgevoerd worden. Zo zal kunnen ingeschat worden waar en hoe de doelstellingen van de Kaderrichtlijn

Water kunnen gehaald worden. De resultaten geven alleszins aan dat de huidige aanpak van grondwatervergunningen en heffingen verder moet uitgediept worden.

Referenties

Meyus, Y., De Smet, D., De Smedt, F., Walraevens, K., Batelaan, O., Van Camp, M., 2000, Hydrogeologische codering van de ondergrond van Vlaanderen (HCOV). @WEL 8 – Water, pp. 1-13.

Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid (Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen van 22 december 2000 L327, 1-72)

*D. D'hont,
R. Eppinger,
J. November,
C. Slenter en
P. Thomas*

*VMM, afdeling Water
Koning Albert II laan 20 bus 16
1000 Brussel
Telefoon: 02-553 21 40
Fax: 02-553 21 05*

Functies:

*D. D'hont: verantwoordelijke Dienst
Grondwaterbeheer (VMM, Afdeling Water)
R. Eppinger, J. November, C. Slenter: project-
verantwoordelijken dienst Grondwaterbeheer
(VMM, Afdeling Water)
P. Thomas: afdelingshoofd Afdeling Water, VMM*

Het Vlaams grondwatermodel als instrument bij het grondwaterbeheer in Vlaanderen

Bij de afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) wordt momenteel een gebiedsdekkend modelinstrumentarium ontwikkeld. Dit instrumentarium heeft de naam Vlaams Grondwatermodel of VGM gekregen. Het concept van het VGM is in 2000 ontworpen en is ondertussen grondig uitgebreid.

Het VGM is geen grondwatermodel maar is een modelleringsomgeving. Deze omgeving bevat zowel alle mogelijke basisgegevens om op een vlotte manier op verschillende schalen grondwatermodellen te kunnen ontwikkelen als de eigenlijke modellen en de modelresultaten.

Een aantal belangrijke producten zijn reeds in de VGM-omgeving ter beschikking van de grondwaterbeheerders bij de VMM - afdeling Water: De HCOV-atlas die de opbouw van de ondergrond driedimensionaal beschrijft, een inventarisatie van riviergegevens, winningen, peilputten en hydraulische kenmerken van verschillende lagen, een grondwatervoedingsmodel, en een aantal modellen van regionale schaal tot lokale schaal.

In voorliggend artikel wordt dieper ingegaan op de VGM-omgeving en worden de verschillende toepassingschalen gedemonstreerd aan de hand van enkele voorbeelden.

Ontwikkeling van de VGM omgeving

Bij de afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) wordt momenteel een gebiedsdekkend modelinstrumentarium ontwikkeld. Dit instrumentarium heeft de naam Vlaams Grondwatermodel of VGM gekregen. Het concept van het VGM is in 2000 ontworpen en is ondertussen grondig uitgebreid.

De VGM omgeving is sinds 2000 steeds meer uitgebreid. Volgend stappenplan werd uitgewerkt en is reeds gedeeltelijk uitgevoerd:

STAP 1: Ontwikkeling van het concept van het VGM (afgerond)

In deze fase is een basisarchitectuur van het VGM ontstaan. Het VGM is een omgeving waarin zich gebiedsdekkende verwerkte basisgegevens bevinden. Een basisset van gebiedsdekkende gebruiksklare basisgegevens is de belangrijkste peiler om op flexibele en doeltreffende wijze tot grondwater-

modellering op verschillende schalen te kunnen overgaan. Naast deze basisgegevens zal het VGM ook een aantal regionale modellen bevatten waarin de grondwaterstroming gebiedsdekkend berekend wordt. Daarnaast behoren een aantal afgeleide subregionale en lokale modellen tot de VGM omgeving (zie figuur 1 en 2).

STAP 2: Ontwikkeling van de Hydrogeologische Codering van de Ondergrond in Vlaanderen (HCOV) (afgerond)

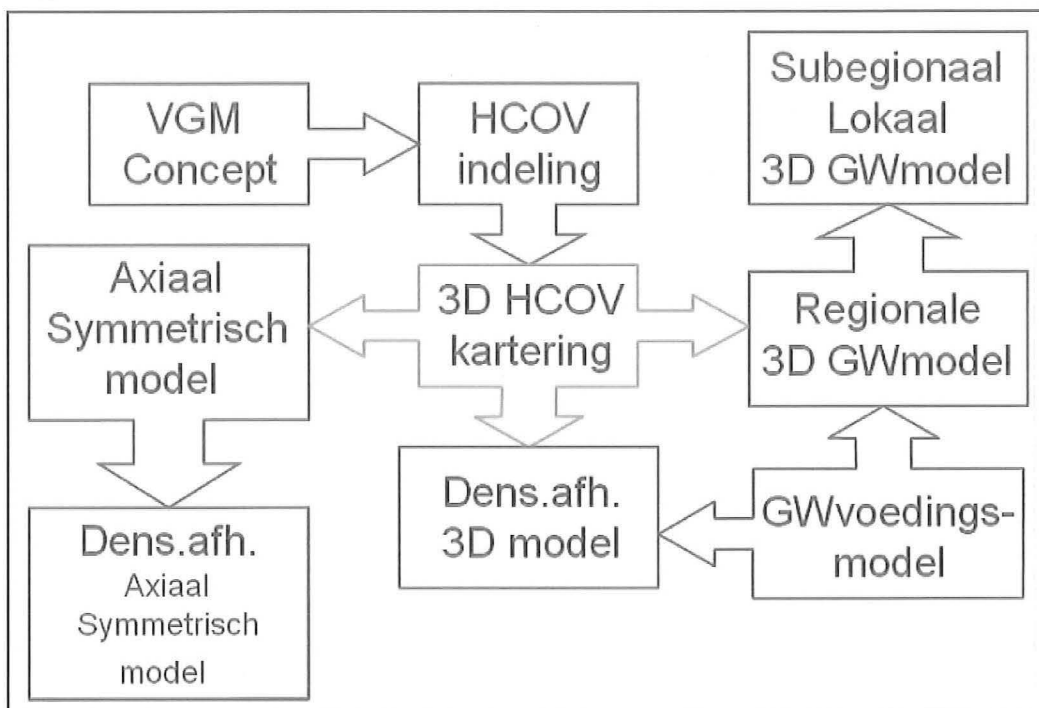
Eén van de eerste stappen in de echte ontwikkeling van het VGM was het opstellen van de HCOV (Meyus et al., 2000b). Deze gebiedsdekkende hydrostratigrafische indeling van de Vlaamse ondergrond werd in samenspraak met alle betrokken instellingen opgesteld (Vito, BGD, academische wereld, ANRE, afdeling Water, ...).

STAP 3: Hydrogeologische kartering van de ondergrond in Vlaanderen (afgerond)

Figuur 1: Concept van het VGM (naar Meyus et al., 2000a)



Figuur 2: Relatie tussen de verschillende modellen binnen de VGM architectuur en de HCOV-atlas



Voor elk van de eenheden bepaald in STAP 2 zijn kaarten opgesteld met het voorkomen, de diepte van de basis en de dikte van deze lagen. Het resultaat vormt een driedimensionale atlas van de hydrostratigrafische onderverdeling van de ondergrond in Vlaanderen (Meyus et al., 2005; Van Campenhout et al., 2007).

STAP 4: Ontwikkeling van een lokaal axi-symmetrisch grondwatermodel (afgerond)

Op de kartering uit STAP 3 is de ontwikkeling van het lokaal axi-symmetrisch grondwatermodel geënt. De geologische opbouw op een bepaald punt wordt automatisch uit de kartering afgeleid en op basis hiervan wordt een vertikaal 2D model opgebouwd. Dit type model laat toe om de invloed van één enkele of een combinatie van grondwaterwinningen in te schatten en wordt gebruikt bij de adviesverlening bij de vergunningaanvraag voor het winnen van grondwater. Dit model is uitgebreid zodat ook het aanpompen van zoutwater vanuit de diepte (upconing) kan berekend worden (Lebbe et al., 2004, Lebbe et al., 2006).

STAP 5: Ontwikkeling van een Vlaams Grondwatervoedingsmodel (afgerond)

In deze stap wordt de grondwatervoeding gemodelleerd met de WetSpass code. Hierbij wordt rekening gehouden met de topografie, de bodem, het landgebruik, de neerslag en de temperatuur. De gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding wordt met dit model ten behoeve van deze opdracht met een gridgrootte van 50 m berekend (Meyus et al., 2004).

STAP 6: Ontwikkeling van regionale modellen (in eindfase)

In deze stap worden een aantal regionale modellen opgesteld die moeten toelaten de impact van

beleidsbeslissingen te voorspellen en te ondersteunen. In Vlaanderen worden zes verschillende grondwatersystemen onderscheiden. Elk systeem zal op regionale basis gemodelleerd worden. Voor de Sokkel is reeds een regionaal model ontwikkeld (Van Camp en Walraevens, 2003), de andere modellen zijn in ontwikkeling.

STAP 7: ontwikkeling van subregionale en lokale grondwatermodellen (continu proces).

Ten behoeve van de visievorming rond landinrichtingsprojecten, waterwingebieden, grondwaterafhankelijke natuurgebieden, gewestplanwijzigingen e.d. kan het noodzakelijk zijn grondwatermodellen op een gedetailleerder niveau te ontwikkelen dan de regionale modellen. Deze subregionale modellen zullen worden ontwikkeld op basis van de resultaten van de regionale modellen. Voor het kustgebied is een module ontwikkeld die op basis van de HCOV atlas een dichtheidsafhankelijk 3D model opbouwt in een gebied naar keuze. Dit model laat toe eventuele laterale verzilting ten gevolge van grote winningen in te schatten (Lebbe, 2006).

STAP 8: ontwikkeling van tijdsafhankelijke modellen (gepland in functie van noodzaak).

De modellen uit stap 6 zijn stationaire modellen. Op termijn zal de afdeling Water overgaan tot het niet-stationair modelleren van de grondwaterstroming. Dit vergt echter nog verdergaande inspanningen met betrekking tot gegevensverzameling (vnl. vervolledigen van tijdsreeksen van opgepompte debieten).

Het VGM geïllustreerd op verschillende schaalniveaus

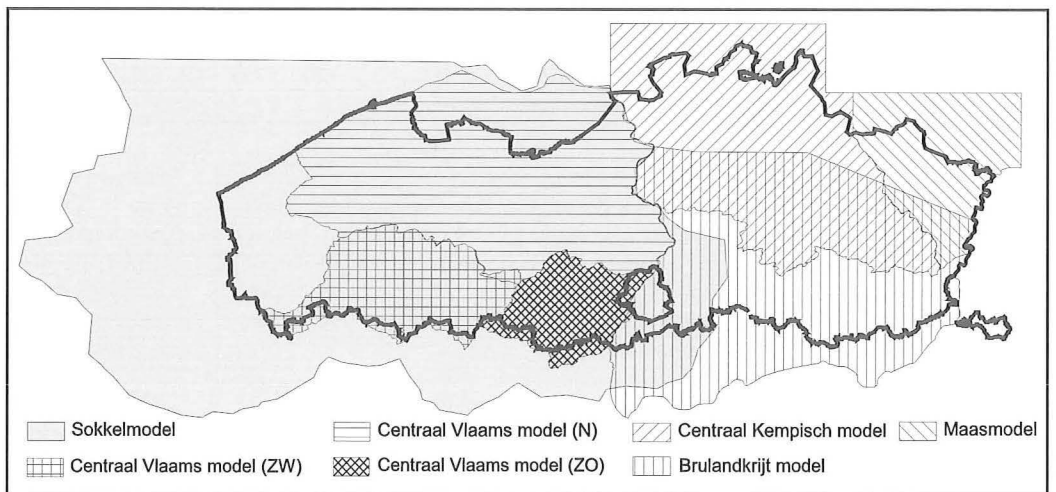
Regionale schaal

In Vlaanderen bestond tot voor kort geen gebiedsdekkende grondwatermodellering. Het opstellen van een gebiedsdekkende grondwatermodellering was dan ook één van de belangrijkste doelstellingen van het VGM. Om een voldoende resolutie te hebben is ervoor gekozen om niet 1 gebiedsdekkend grondwatermodel te ontwikkelen maar om per grondwatersysteem één of meerdere modellen te ontwikkelen (figuur 3). Enkel voor het Kust- en Poldersysteem is geen regionaal model ontwikkeld. Het Sokkelmodel is reeds afgerond in 2003 (Van Camp en Walraevens, 2003). Het Sokkelmodel is een tijdsafhankelijk model waarin de evolutie van de peilveranderingen ten gevolge

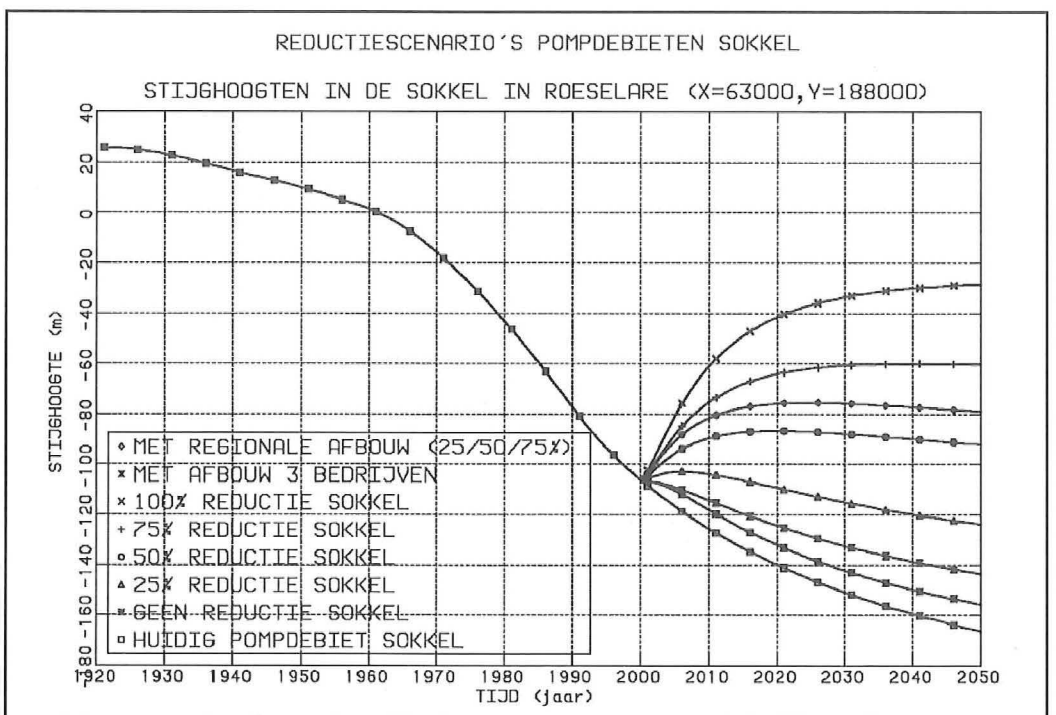
van de toegenomen winningen worden gemodelleerd. Met dit model zijn verschillende toekomstscenario's doorgerekend. Uit de verschillende scenarioberekeningen bleek dat de winningen 75% moeten afgebouwd worden om op termijn van enkele decennia tot een aanvaardbaar stabiel peil in de Sokkel en het Landeniaan te komen (figuur 4).

De overige modellen zijn evenwichtsmodellen. Deze modellen laten niet toe een evolutie te berekenen maar bieden wel een inzicht in het functioneren van het grondwatersysteem en laten toe de impact van winningen op lange termijn in te schatten waardoor ze in het kader van het vergunningenbeleid een zeer nuttig instrument vormen. Een voorbeeld van de waterbalans in het Centraal Vlaams model (noord) wordt hieronder verder besproken.

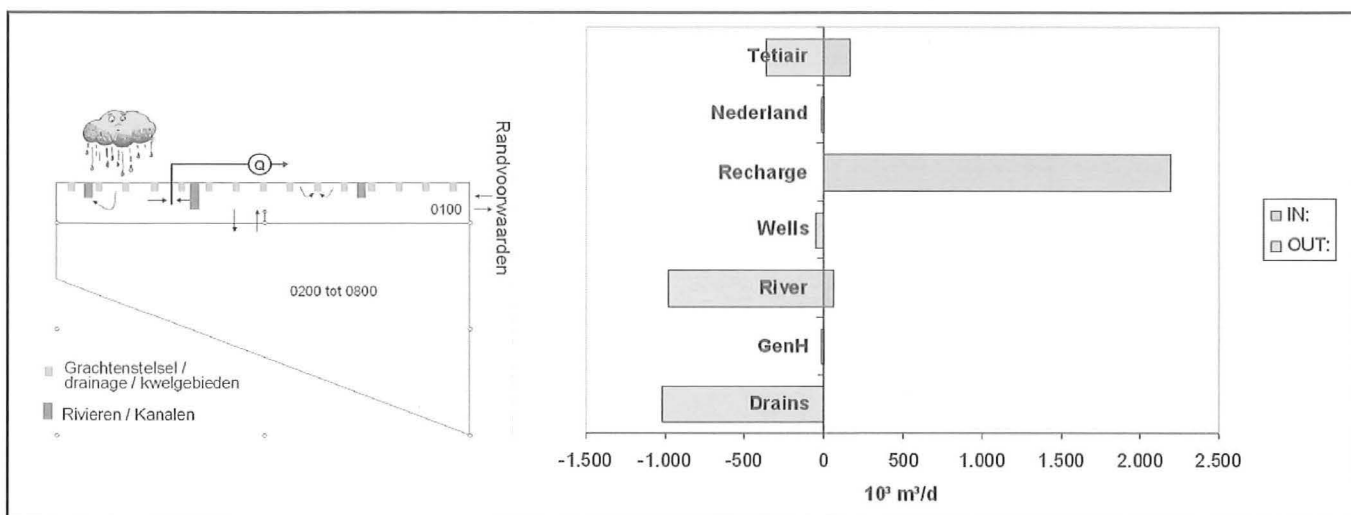
Figuur 3: Ligging van de verschillende regionale modellen



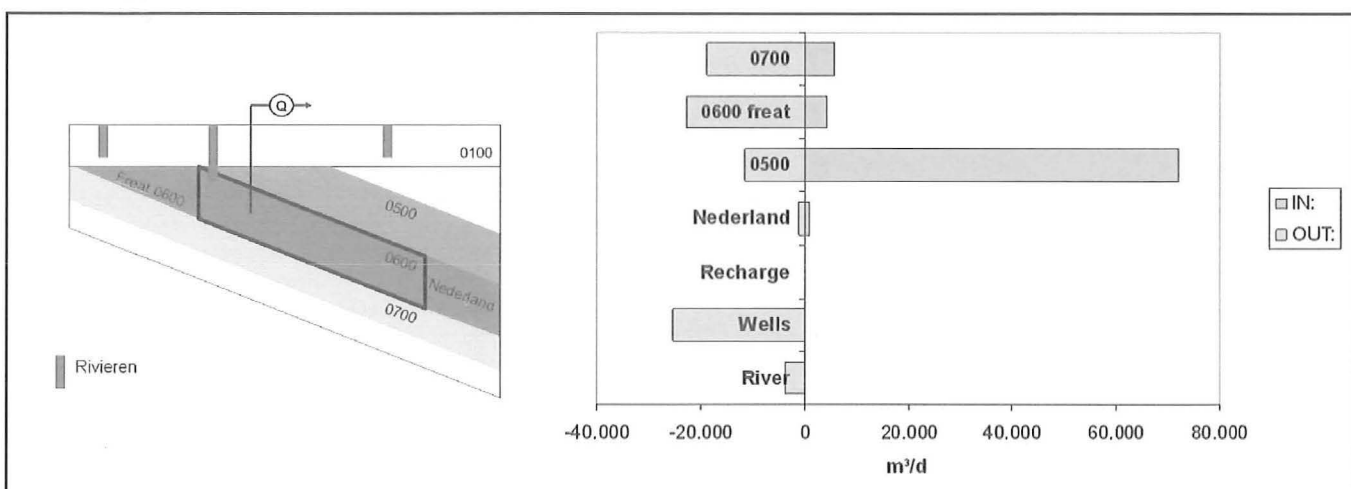
Figuur 4: Evolutie van de gemodelleerde stijghoogtes in de Sokkel in Roeselare. Vanaf het jaar 2000 worden verschillende scenario's met elkaar vergeleken. De reductie van 75% vertoont op lange termijn geen dalende trend.



Figuur 5: termen van de waterbalans van het Quartaire aquifersysteem (HCOV 0100) in het Vlaamse deel van het Centraal Vlaams Model (noord). De wolk symboliseert de grondwatervoeding (recharge) en niet de neerslag, Q: onttrokken volume via grondwaterwinning, 0200 tot 0800: HCOV codes voor de tertiaire aquifers die in contact staan met de Quartaire aquifer, GenH: stijghoogte randvoorwaarde.



Figuur 6: termen van de waterbalans van het gespannen deel van Ledo-Paniseliaan Aquifer (HCOV 0600) Vlaamse deel in het Centraal Vlaams Model (noord). Q: onttrokken volume via grondwaterwinning, Freat 0600: het freatisch deel van het Ledo-Paniseliaan dat rechtstreeks onder de Quartaire aquifer voorkomt, 0500: afsluitende Bartoon Aquitard, 0700: afsluitende Paniseliaan Aquitard.



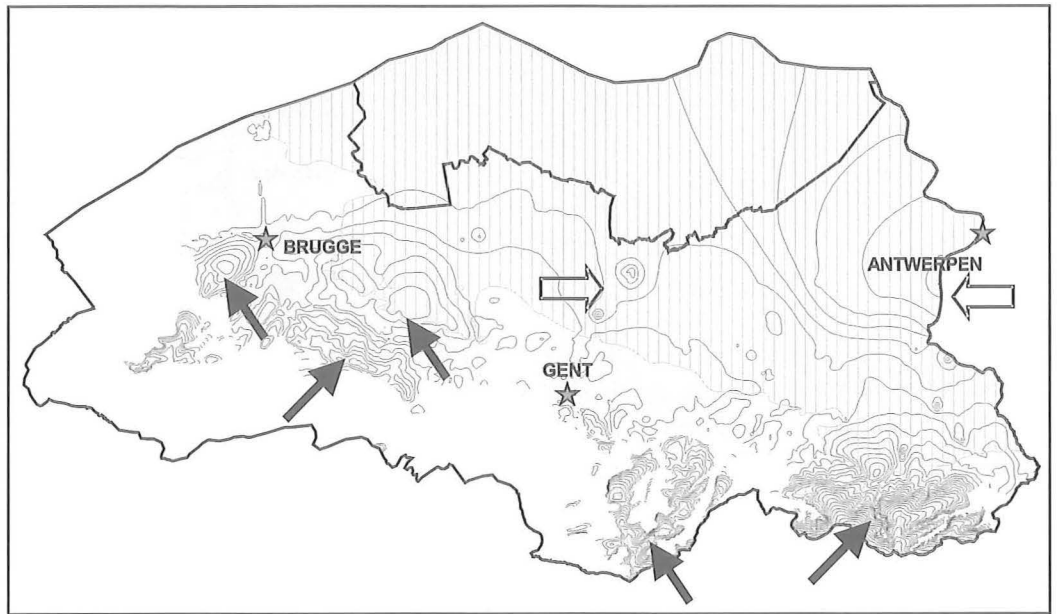
De twee belangrijkste watervoerende lagen in het Centraal Vlaams Systeem gelegen zijn de Quartaire aquifersysteem (HCOV code 0100) en het Ledo-Paniseliaan Aquifersysteem (HCOV code 0600). Aan de hand het regionale model zijn gedetailleerde waterbalansen voor deze aquifers opgesteld voor het jaar 2000.

Figuur 5 stelt de waterbalans van het Quartair in het Vlaamse deel van het Centraal Vlaams Model voor (ligging zie figuur 3: horizontale arcering). Langs de "IN" zijde van de waterbalans is bijna alle water afkomstig van de grondwatervoeding zoals berekend met het Wetspass model (2,2 10⁶ m³/d). Dit volume wordt voornamelijk afgevoerd (aan de "UIT" zijde van de balans) door drainage/kwel en via de rivieren (elk goed voor ongeveer 1 10⁶ m³/d) die in het model zijn ingevoerd. Slechts een klein deel komt uiteindelijk in de onderliggende Tertiaire aquifers terecht (370.000 m³/d) hiervan komt na een het doorstromen van die aquifers uiteindelijk 170.000 m³/d terug in het Quartair terecht. De Tertiaire aquifers krijgen allen samen dus een netto voeding van slechts 200.000

m³/d, ongeveer 9% van de totale grondwatervoeding, wat meteen verklaart waarom in deze tertiaire aquifers ten gevolge van winningen soms sterke peildalingen voorkomen. Slechts een zeer klein deel van de voeding verdwijnt in HCOV 0100 uiteindelijk via winningen.

Wanneer we op figuur 6 in detail gaan kijken naar de waterbalans van één van die Tertiaire aquifers - in casu het gespannen deel van de Ledo-Paniseliaan aquifer (HCOV code 0600), zien we enkele opmerkelijke zaken. De voeding van het gespannen deel van de laag gebeurt niet meer door de aanvulling vanuit de neerslag maar voornamelijk door verticale voeding doorheen de Bartoon Aquitard. Uit de waterbalans blijkt daarenboven dat een groot deel van dit water verder doorstroomt door de onderliggende kleilaag (0700 UIT zijde op figuur 6). Slechts een klein deel van het water stroomt via het freatische deel van het Ledo-Paniseliaan naar het gespannen deel. Netto is er een flux vanuit het gespannen naar het freatische deel. Dit wordt ook geïllustreerd door

Figuur 7: berekende stijghoogtes in het Ledo-Paniseliaan (HCOV code 0600) met aanduiding van de infiltratiegebieden (volle pijlen) en de depressietrechters (holle pijlen). Grijs: voorkomen van het Ledo-Paniseliaan, arcering: gespannen deel van het Ledo-Paniseliaan, interval van 2,5 m tussen de lijnen van gelijke stijghoogte.



de berekende peilen in figuur 7. Hierin zijn twee duidelijke infiltratiegebieden te identificeren die gelegen zijn in de zone waar het Ledo-Paniseliaan gespannen is. Langs de "UIT" zijde van de balans valt meteen ook op dat een groot deel van het water verdwijnt via winningen. Dit heeft een grote impact op de berekende stijghoogtes of waterpeilen in het Ledo-Paniseliaan wat eveneens te zien is op figuur 7.

Lokale schaal

Bovenstaande resultaten van het VGM zijn afkomstig van de regionale basismodellen. Enkele sub-regionale modellen zijn reeds uit de beschikbare basisdataset opgesteld waarbij de afbakening en toekenning van de randvoorwaarden van de sub-regionale modellen eveneens was gebaseerd op de resultaten van de regionale modellen. Zo is er een model van de regio Balen en van het stroomafwaartse deel van de Dommel opgesteld. Dit laatste model werd gebruikt in het kader van het oppervlaktewaterbeheer en de toepassing van het ecohydrologische voorspellingsmodel NICHE (Callebaut et al., 2007).

De VMM - afdeling Water is verantwoordelijk voor de adviesverlening van milieuvergunningaanvragen voor grondwaterwinning. Om de impact van de aangevraagde vergunning op lokale schaal te kunnen inschatten is een zeer flexibel tweedimensionaal axiaal symmetrisch model ontwikkeld (Lebbe, 2004). Dit model kan op elke plaats in Vlaanderen toegepast worden. De geologische opbouw van de gekozen plaats wordt op automatische wijze uit de HCOV-atlas geëxtraheerd. Na invoer van de locatie (x,y), de diepte en de lengte van de filter in de winningsput en het pompdebiet wordt automatisch een modelopbouw gegenereerd. Met deze informatie berekent het model de verlagingen (dalingen

van de stijghoogtes) in de verschillende aquifers en aquitards die in het model voorkomen. Dit kan op verschillende afstanden en op verschillende tijdstippen berekend worden. Indien een winning uit een combinatie van putten bestaat kunnen de berekende verlagingen gesuperponeerd worden voor de verschillende putten.

Figuur 8 is een voorbeeld van de toepassing van dit model. Deze figuur toont de verlaging aan de watertafel in kaartvorm na 1 jaar pompen. De verlaging is veroorzaakt door combinatie van een winning en een koudewarmte opslag in de ondergrond. Hierbij wordt op een diepte van 115 m water opgepompt uit twee putten (elk een debiet van 90.000 m³/j). De helft van het debiet wordt terug geïnjecteerd in de ondergrond maar op een diepte van 55 meter.

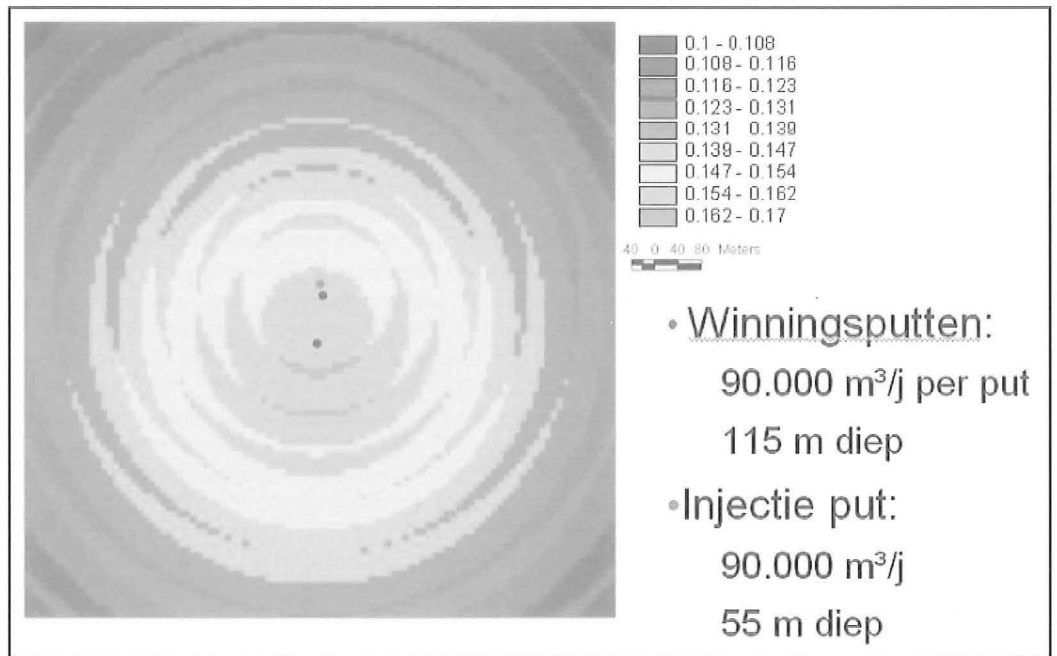
Dit model werd uitgebreid zodat ook upconing van zout water dat aanwezig is onder de pompfilter kan gesimuleerd worden (Lebbe, 2006).

Naast hierboven besproken en de geïllustreerde modellen zijn een gebiedsdekkend grondwatervoedingsmodel en een 3D dichtheidsafhankelijk grondwatermodel beschikbaar voor het kust- en poldergebied binnen de VGM omgeving (zie figuur 2).

Conclusie

De VMM afdeling Water beschikt op een gestructureerde manier over de nodige basisgegevens om op verschillende schalen grondwatermodellen op te stellen. Naast de verschillende regionale grondwatermodellen vormen deze basisgegevens een essentieel onderdeel van het Vlaams Grondwatermodel. De VGM-omgeving omvat eveneens een aantal instrumenten die op semi-automatische wijze vanuit de verschillende basisgegevens dichtheidsafhankelijke lokale modellen en

Figuur 8: Kaart van de verlagingen aan de watertafel (in meter) berekend met het 2D axiaal symmetrisch model tengevolge van een complexe configuratie van twee winningsputten en een injectieput.



axiaal symmetrische modellen opbouwt om de impact van individuele winningen te voorspellen.

Referenties

Callebaut, J., De Bie, E., Huybrechts, W. en De Becker, P., (2007), Niche-Vlaanderen, beheersmodel actief peilbeheer, SVW, 1-7.

Lebbe, L. en Vandenbohede, A., (2004), Ontwikkeling van een lokaal axi-symmetrisch model op basis van de HCOV kartering ter ondersteuning van de adviesverlening voor grondwaterwinningen. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Lebbe, L., Vandenbohede, A. en Waeyaert, P. (2006) Verfijning van de HCOV-indeling van het Kust- en Poldersysteem en de toepassing ervan in een lokaal axi-symmetrisch model en in een 3D model voor de simulatie van de dichtheidsafhankelijke grondwaterstroming ter ondersteuning van de adviesverlening voor grondwaterwinningen in de verzilte freatische aquifer. Onderzoeksopdracht voor de VMM, afdeling Water.

Meyus, Y., Van Daele, T., Batelaan, O. en De Smedt, F. (2000a), Concept Vlaams Grondwater Model (VGM), Eindrapport. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Meyus, Y., Batelaan, O. en De Smedt, F. (2000b), Concept Vlaams Grondwater Model (VGM), Technisch concept van het VGM, Deelrapport 1: Hydrogeologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen (HCOV). Onderzoeksopdracht

voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Meyus, Y., Adyns, D., Woldeamlak, S.T., Batelaan, O. en De Smedt, F. (2004), Opbouw van een Vlaams grondwatervoedingsmodel, eindrapport. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Meyus, Y., Cools, J., Adyns, D., Zeleke, S.Y., Woldeamlak, S.T., Batelaan, O. en De Smedt, F. (2005), Hydrogeologische detailstudie van de ondergrond in Vlaanderen. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Van Camp en Walraevens, K., (2003), Grondwatermodel van de diepe watervoerende lagen, simulatie van een aantal scenario's. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water.

Vancampenhout, P., De Ceukelaire, M., Duser, M. en Declercq, P.Y., (2007), Aanpassen van de hydrogeologische kartering van de Ondergrond in Vlaanderen (HCOV). Onderzoeksopdracht voor de VMM, afdeling Water.

J. Lermytte

projectverantwoordelijke dienst Grondwaterbeheer (VMM, Afdeling Water)

P. Thomas, afdelingshoofd Afdeling Water, VMM

VMM, afdeling Water

Koning Albert-II laan 20, bus 16

1000 Brussel

Telefoon: 02/553.21.32

Fax: 02/553.21.05

Grondwatermodel voor simulatie van overexploitatie-effecten in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard

Met de financiële steun van NIRAS/ONDRAF voert het Studiecentrum voor Kernenergie te Mol in het kader van performantiestudies voor de eventuele geologische berging van hoog radioactief afval o.a. hydrogeologische studies uit. Daarbij is de hydrogeologische modellering op regionale schaal één van de sleutelementen. Binnen dit project wordt een nieuw transiënt model ontwikkeld voor de modellering van overexploitatie-effecten op de diepe watervoerende lagen onder de Boom aquitard.

Aangezien deze overexploitatie een grootschalig probleem is, strekt het model zich over een grote oppervlakte uit. Bijkomend is er over de diepe lagen in het algemeen en de erin plaatgrijpende langetermijn pompingen in het bijzonder sowieso al relatief weinig data beschikbaar, waardoor er meerdere vereenvoudigingen in het model gebruikt (moeten) worden. Omwille van deze vereenvoudigingen zijn niet alle in piëzometers gemeten waterpeilen even accuraat gereproduceerd, doch de algemene trends konden wel gereproduceerd worden.

Ondanks deze tekortkomingen is dit transiënt model toch een bruikbaar instrument dat gebruikt kan worden met het oog op verdere analyses.

Inleiding

Met de financiële steun van de nationale instelling NIRAS/ONDRAF voert het Studiecentrum voor Kernenergie te Mol performantiestudies uit in het kader van de eventuele geologische berging van hoog radioactief afval. Daarbij is de hydrogeologische modellering op regionale schaal één van de sleutelementen.

In het kader van de hydrogeologische modellering van de omgeving van de mogelijke berging in de Boomse Klei werd een regionaal model opgesteld. Met dit model, hetgene zich uitstrekt over het noordoosten van België, kan de grondwaterstroming in de aquifers boven en onder de Boom aquitard gesimuleerd worden. Een recente herziening van dit model (Gedeon en Wemaere, 2003) heeft aangetoond dat, alhoewel de hydrogeologische stijghoogtes in de aquifers boven de Boom aquitard in een dynamisch even-

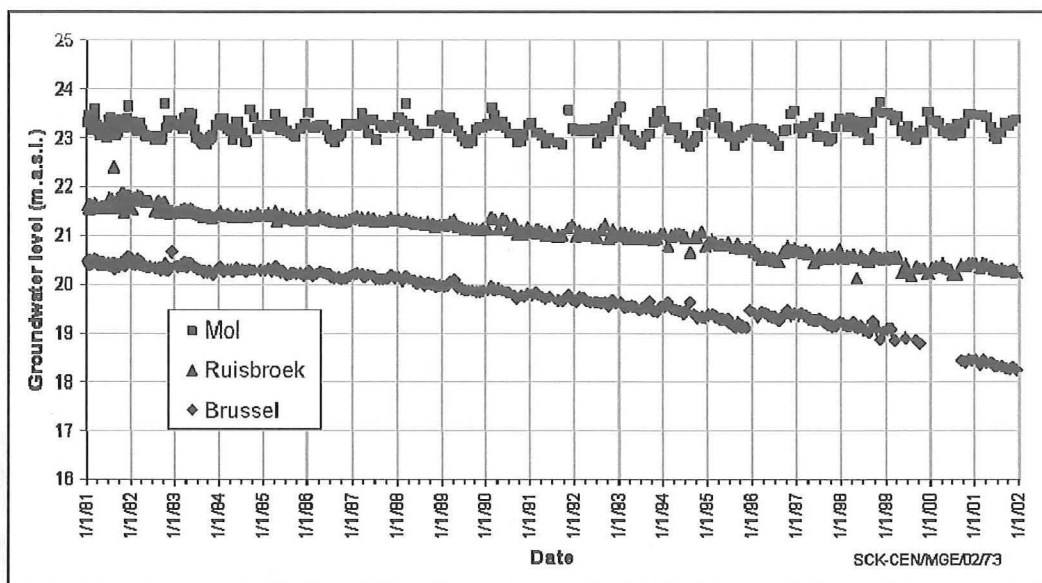
wicht zijn, de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard constant dalen als gevolg van langdurige pompingen die niet in evenwicht zijn met de parallele aanvulling (voeding) van deze aquifers met grondwater (Figuur 1).

Om dit onevenwicht in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard te kunnen karakteriseren en de gevolgen ervan te kunnen inschatten, werd een nieuw en specifiek daartoe ontwikkeld model opgebouwd, namelijk het diepe aquifers model (DAP).

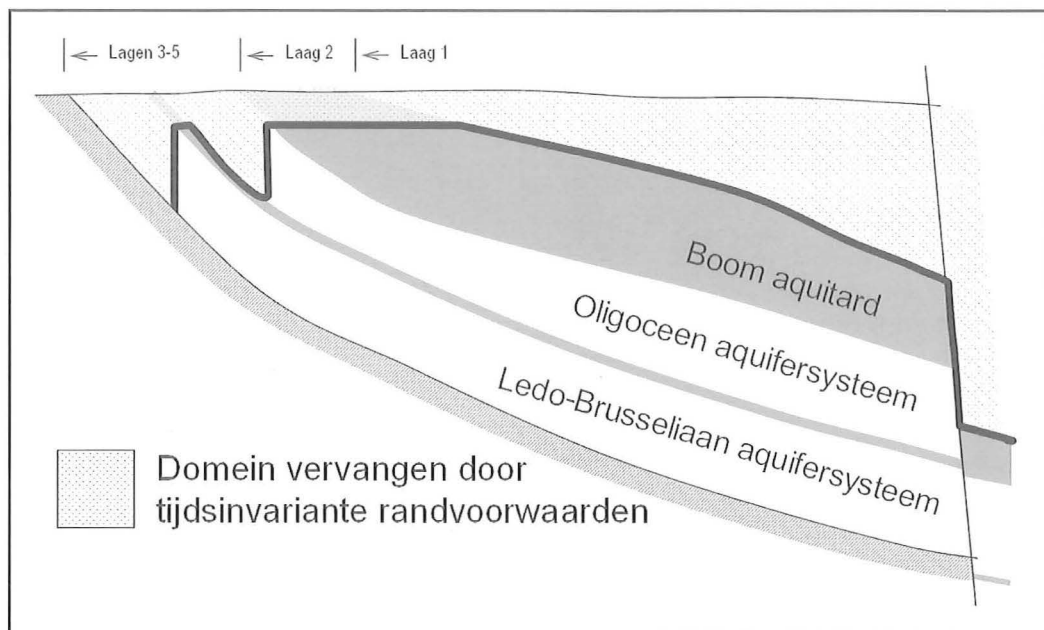
Opbouw van het diepe aquifers model

Zoals eerder reeds aangehaald zijn er door een gebrek aan reële meetgegevens een aantal veronderstellingen moeten gebeuren. In verband met de opbouw van het diepe aquifer model (DAP) is

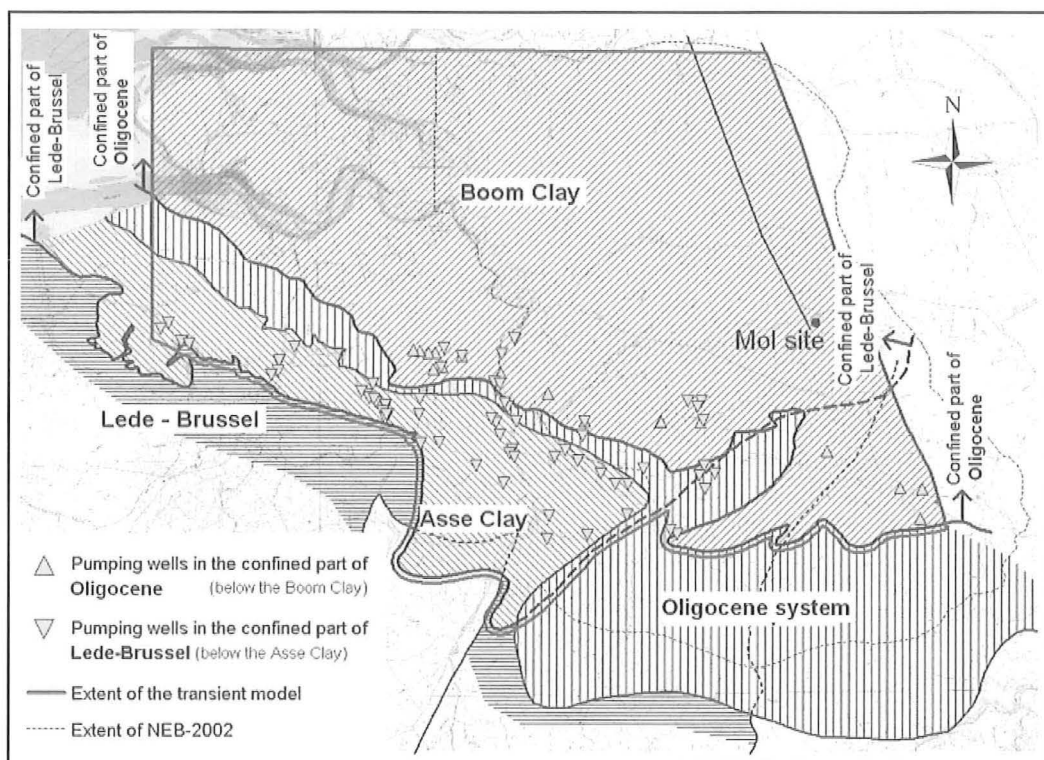
Figuur 1: Grondwaterpeilen op SCK piëzometers tonen een dynamisch evenwicht van het grondwaterpeil in de aquifer boven de Boom aquitard (Zand van Mol) en een constant dalend grondwaterpeil in de aquifers onder de Boom aquitard (Ruisbroek-Berg aquifer en zanden van Lede en Brussel) aan.



Figuur 2: Schets van het DAP model, waarmee enkel de grondwaterbewegingen in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard gesimuleerd worden



Figuur 3: Omvang van het DAP model



de belangrijkste veronderstelling dat in de afgesloten en onder de Boom aquitard liggende aquifers (Oligoceen aquifersysteem en Lede-Brusseliaan aquifersysteem) een onevenwicht bestaat tussen de opgepompte grondwaterhoeveelheden en de aanvullende hoeveelheden grondwater (voeding) die vanuit de bovenste delen van de betrokken aquifers komen. Daarom bevat het DAP alleen de afgesloten delen van het Oligoceen en het Lede-Brusseliaan aquifersysteem, tezamen met de tussenliggende Asse klei (Figuur 2) .

Het contact tussen de afgesloten (gemodelleerde) delen van de aquifers en de hoger liggende delen van de aquifers wordt gesimuleerd met behulp van randvoorwaarden waar tijdsinvariante grondwaterpeilen waren opgelegd, t.t.z. grondwaterpeilen die gemodelleerd werden met het regionaal model.

Om alle belangrijke pompputten die in de diepe aquifers geplaatst zijn te kunnen modelleren, strekt het DAP model zich over een grote oppervlakte uit en bestrijkt het nagenoeg alle Vlaamse provincies (Figuur 3).

In de verticale richting is het model verdeeld in vijf lagen:

1. Mioceen aquifersysteem dient alleen als een contact tussen het regionaal en het DAP model. In deze laag worden de randvoorwaarden van vaste tijdsinvariante grondwaterpeilen gebruikt, dewelke met behulp van het regionaal model berekend werden.

2. Boom aquitard is inbegrepen om de isolatie tussen de aquifers boven en onder de Boomse Klei te kunnen simuleren. De doorlaatbaarheid van deze laag is constant verondersteld en bedraagt respectievelijk $4.2 \cdot 10^{-11}$ m/s in de horizontale en $4.6 \cdot 10^{-12}$ m/s in de verticale richting. Deze waarden zijn afgeleid uit meerdere sitekarakterisatiecampagnes die op diverse schalen, gaande van enkele centimeters tot 20 meters) uitgevoerd werden (Wemaere en Marivoet, 1997).

3. Oligoceen aquifersysteem is gesimuleerd als een complex van verschillende lagen. Het effect van die complexiteit is ondergebracht in de verticale anisotropie in de doorlaatbaarheid van deze aquifer.

4. Asse Klei (Bartoon aquitard systeem) scheidt de twee gesimuleerde aquifers (Oligoceen en Ledo-Brusseliaan aquifersystemen). Omwille van een gebrek aan data met betrekking tot de geometrie van deze laag, wordt een constante dikte van tien meter verondersteld.

5. Ledo-Brusseliaan aquifersysteem is de meest doorlatende laag onder de Boom aquitard en daarom bevinden de meeste pompputten zich in deze aquifer.

In functie van de diepte en omwille van de almaar toenemende druk die door de bovenliggende strata uitgeoefend wordt, wordt een steeds kleiner wordende waarde van de hydraulische doorlaatbaarheid verondersteld voor het Oligoceen aquifersysteem en Ledo-Brusseliaan aquifersysteem. Om deze eigenschap in het model te kunnen inbrengen, wordt de hydraulische doorlaatbaarheid berekend als $K_{\text{Diepte}} = K_{\text{Maaiveld}} \cdot 10^{-ld}$ (Anderman and Hill, 2003). In deze formule staat K voor de hydraulische doorlaatbaarheid, l voor een van de diepte afhankelijke coëfficiënt en d voor de diepte. Voor beide lagen werd er zowel een beginwaarde (waarde dicht bij maaiveld) alsook een diepte afhankelijke coëfficiënt gebruikt.

De tijdschaal van het DAP model kan verdeeld worden in drie perioden:

1. Initiële stand van de diepe afgesloten aquifers: 1950. De grondwaterpeilen zijn in een evenwicht met de randvoorwaarden en er is geen effect van pompings merkbaar.

2. Niet waargenomen effecten van pompings: 1950-1985. Hoewel er intensieve pompings gestart zijn, bestaan er geen waarnemings van het grondwaterpeil die gebruikt kunnen worden om de gesimuleerde effecten ervan te verifiëren.

3. Waargenomen effecten van pompings: 1985-2000. Tijdens deze periode beschikt men over relatief goede informatie met betrekking tot pompings en grondwaterpeilen.

Hoewel de laatste periode met goede data slechts 15 van de in totaal 50 gesimuleerde jaren omvat, is de periode 1950-1985 nodig om de peilen naar de in 1985 waargenomen waarden te brengen.

De pompdata voor het model werden grotendeels ontleend aan de databanken van de Vlaamse Milieu Maatschappij, dewelke verder aangevuld werden met door de industrie aangereikte data. Voor gegevens omtrent het grondwaterpeil werd beroep gedaan op eigen waarnemings via het piezometrisch netwerk van het SCK, de Vlaamse overheid en de Belgische Geologische Dienst.

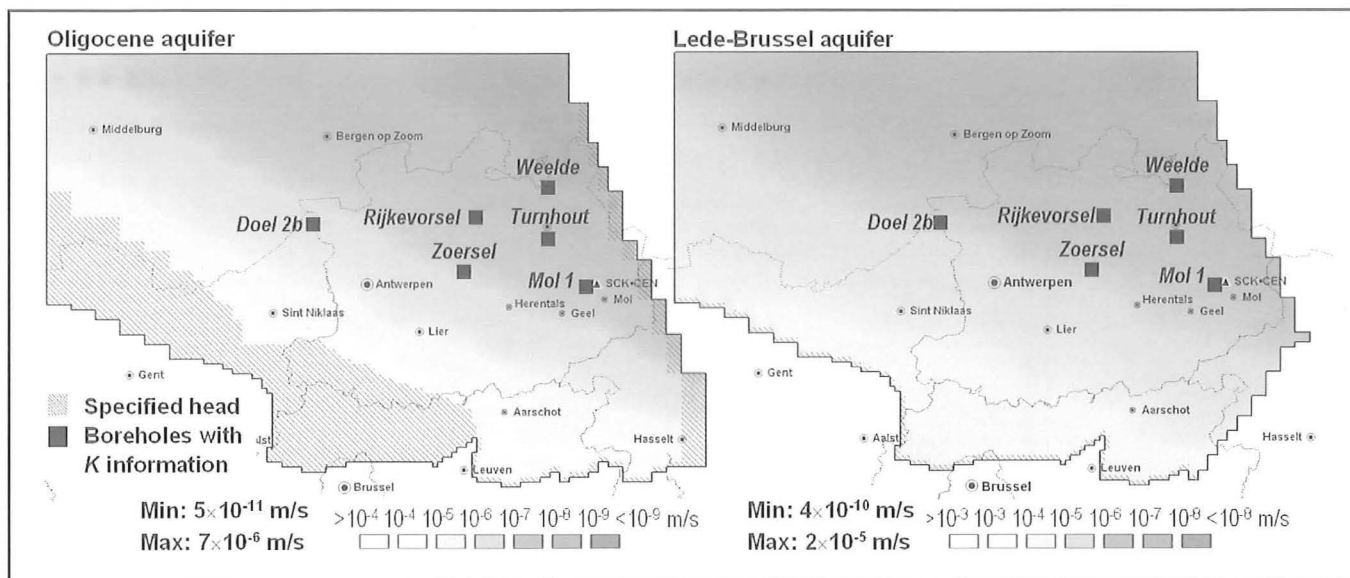
Resultaten

Het DAP model maakt gebruik van inverse modelering, zodat op basis van waarnemings van het grondwaterpeil optimale parameterwaarden geschat kunnen worden. De optimale parameterwaarden van de doorlaatbaarheid van het Oligoceen aquifersysteem, de Asse Klei en het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem zijn weergegeven in Tabel 1. Het bleek evenwel onmogelijk om de anisotropie van het Oligoceen aquifersysteem te schatten, want deze parameter bleek te weinig gevoelig ten opzichte van het in piezometers gemeten grondwaterpeil. Daarom wordt een constante waarde van 80 gebruikt, dewelke een gemiddelde is van bij verschillende regionale boringen gemeten waarden.

Tabel 1: Optimale parameterwaarden die berekend werden met het DAP inverse model

Parameternaam	Parameterwaarde
Horizontale doorlaatbaarheid – Oligoceen aquifersysteem (maaiveld)	5.6×10^{-6} m/s
Verticale doorlaatbaarheid – Oligoceen aquifersysteem (berekend op basis van een anisotropiewaarde van 80)	7.0×10^{-8} m/s
Diepte afhankelijke coëfficiënt – Oligoceen aquifersysteem	8.9×10^{-3}
Horizontale doorlaatbaarheid – Asse Klei	9.9×10^{-13} m/s
Verticale doorlaatbaarheid – Asse Klei	7.6×10^{-13} m/s
Horizontale (= verticale) doorlaatbaarheid – Ledo-Brusseliaan aquifersysteem	2.4×10^{-5} m/s
Diepte afhankelijke coëfficiënt – Ledo-Brusseliaan aquifersysteem	5.8×10^{-3}
Specifiek bergingsvermogen voor het totale model	7.1×10^{-6} m ⁻¹

Figuur 4: Ruimtelijke distributie van de hydraulische doorlaatbaarheid voor het Oligoceen en het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem in functie van de diepte



Tabel 2: Vergelijking tussen de gemeten en geschatte waarden van de hydraulische doorlaatbaarheid van het Oligoceen en het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem

Regionale boring	Horizontale doorlaatbaarheid Oligoceen [m/s]		Horizontale doorlaatbaarheid Ledo-Brusseliaan [m/s]	
	Labometing* (Slug test meting**)	Geschatte waarde	Slug test meting**	Geschatte waarde
Doel 2b	1.4×10^{-8}	1.9×10^{-7}		
Zoersel	4.8×10^{-9} (3×10^{-8})	6.1×10^{-8}	9.0×10^{-7}	8.2×10^{-7}
Mol 1	2.4×10^{-8}	1.5×10^{-8}		
Weelde	2.8×10^{-9}	1.0×10^{-9}		
Rijkevorsel		8.8×10^{-9} (1×10^{-7})	2.9×10^{-6}	2.2×10^{-7}
Turnhout		5.2×10^{-9} (4×10^{-8})	3.1×10^{-6}	1.9×10^{-7}

* hydraulisch doorlaatbaarheid gemeten op kernen
 ** hydraulisch doorlaatbaarheid gemeten *in situ*

De doorlaatbaarheid van de Boom aquitard is sowieso zeer klein en daardoor veel minder gevoelig dan de in de piezometers geobserveerde peilen, waardoor deze parameter niet in het inverse model opgenomen is.

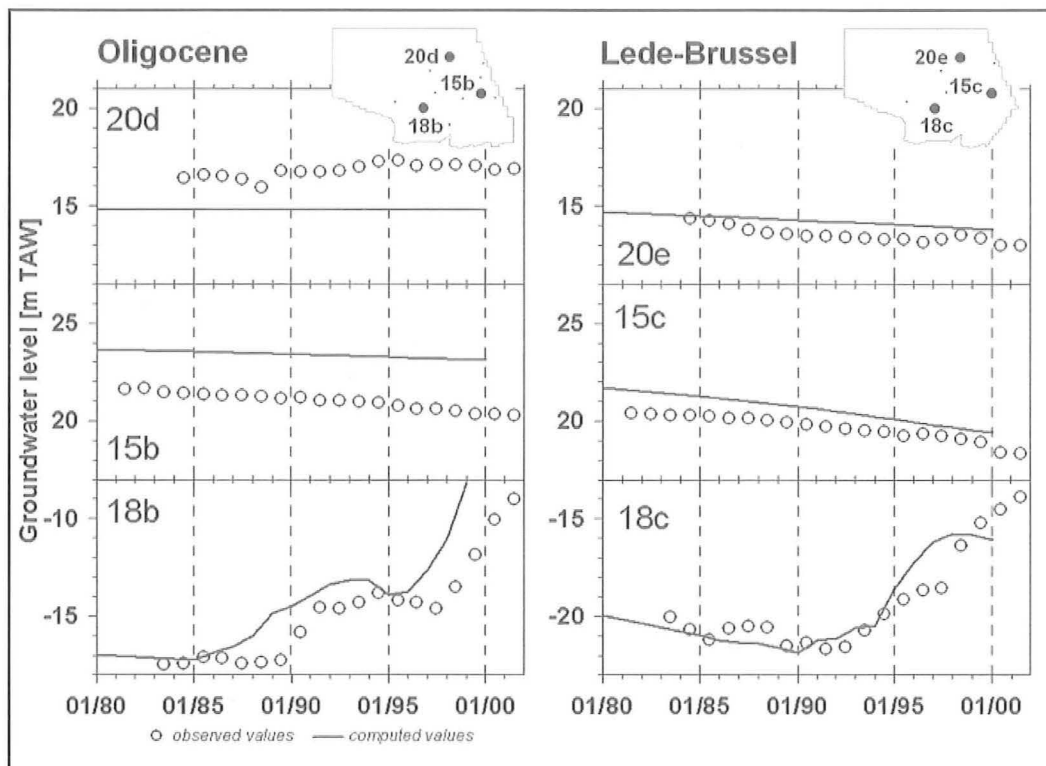
De geschatte parameters vallen binnen het interval der verwachte waarden zoals vermeld in het rapport SAFIR 2 (NIRAS-ONDRAF, 2002). De kaarten met de ruimtelijke distributie van de geschatte hydraulische parameters zijn voor de twee aquifers weergegeven in Figuur 4, terwijl hun vergelijking met gemeten waarden (Wemaere et. al, 2002, 2004, 2005) bij regionale boringen in Tabel 2 weergegeven is.

De vergelijking in Tabel 2 toont een goede overeenkomst tussen de met het DAP model geschatte en de reële bij de boringen van Zoersel, Mol 1 en Weelde gemeten waarden aan. Wel valt op te merken dat het DAP model voor het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem de waarden voor diepere boringen (Rijkevorsel en Turnhout) onderschat. Dit is toe te schrijven aan bepaalde vereenvoudigingen in het model, waardoor plaatselijke heterogeniteiten niet in rekening gebracht worden.

Figuur 5 toont de voor drie verschillende piezometers gesimuleerde en gemeten grondwaterpeilen in het Oligoceen aquifersysteem en het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem. Uit de figuur blijkt dat, afhankelijk van de afstand tot de zuidelijke modelgrens (opzooombied), de dynamiek van de grondwaterpeilen anders wordt. Dichtbij de opzooomzone van de Boom aquitard, waar tevens de meeste pompputten gesitueerd zijn, zijn de grondwaterpeilen sterk afhankelijk van het opgepompte debiet. Daardoor zal een verandering in het pompdebiet snel zichtbaar worden via de piezometrische data. Anderzijds, des te verder men zich ten opzichte van het opzooombied begeeft, des te minder dynamisch wordt het gevolg op de grondwaterpeilen. Toch is, met uitzondering van piezometer 20d te Meer, op het merendeel ook een constante daling vast te stellen.

Tijdens de calibratie van het model werd gepoogd om de algemene trends te reproduceren, hetgene globaal bekeken gelukt is. Wel blijken niet alle gemeten grondwaterpeilen met een even grote precisie gereproduceerd te kunnen worden, hetgene inzonderheid geldt voor het Oligoceen

Figuur 5: Vergelijking tussen de in verschillende piëzometers gemeten en gesimuleerde grondwaterpeilen in het Oligoceen en het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem



aquifersysteem. Dit is enerzijds toe te schrijven aan de complexiteit van deze watervoerende laag en anderzijds aan simplificaties die in het model ingevoerd zijn.

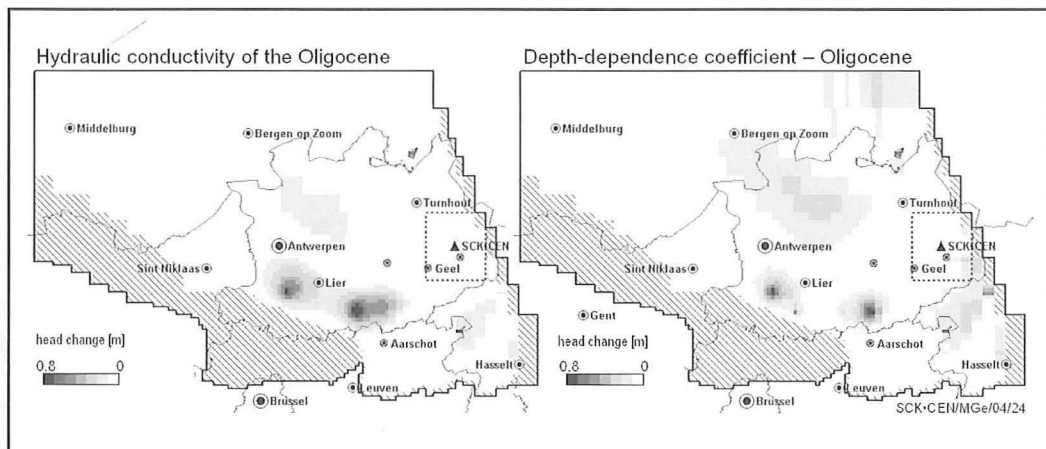
Gevoeligheidsanalysen

De gevoeligheidsanalysen van de modelparameters hebben de meest belangrijke componenten van het gemodelleerde systeem helpen identificeren. De gevoeligheid van de parameters werd getest met behulp van de één-procent gevoeligheidskaarten. Op deze kaarten is het verschil in het grondwaterpeil weergegeven dat ten gevolge van een verhoging met één procent van de desbetreffende parameterwaarde ontstaat.

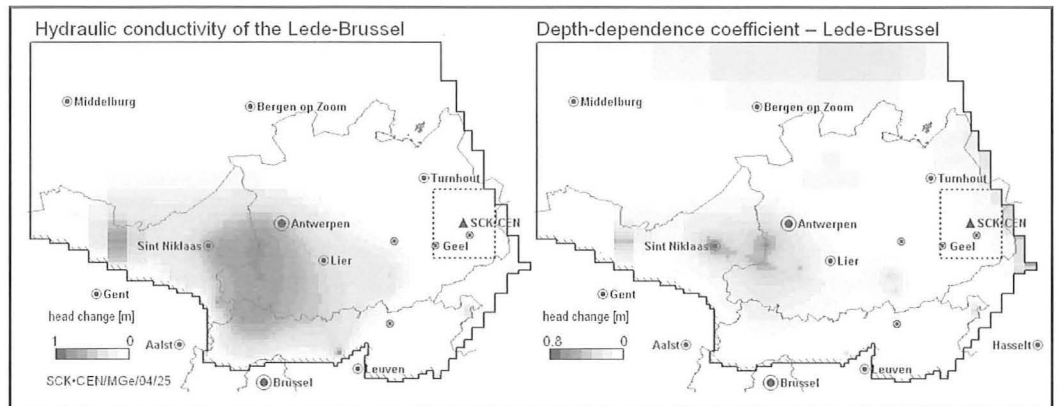
De in Figuur 6 weergegeven één-procent gevoeligheidskaart voor het Oligoceen aquifersysteem toont twee belangrijke regio's van verhoogde gevoeligheid. De eerste regio bevindt zich dichtbij de opzooomzone en dus ook dichtbij de meeste pompputten. De tweede regio, die vooral een gevoeligheid in verband met de diepte afhankelijke coëfficiënt betreft, bevindt zich dichtbij de grens met Nederland, meer bepaald in de noordwestelijke hoek van de provincie Antwerpen.

Op basis van de in Figuur 7 weergegeven één-procent gevoeligheidskaart voor het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem blijkt de meest gevoelige regio zich rond de pompputten, gelegen tussen Sint-Niklaas en Antwerpen, te bevinden.

Figuur 6: Eén-procent gevoeligheidskaarten voor de hydraulische doorlaatbaarheid en diepte afhankelijke coëfficiënt in het Oligoceen aquifersysteem



Figuur 7: Eén-procent gevoeligheidskaarten voor de hydraulische doorlaatbaarheid en diepte afhankelijke coëfficiënt in het Ledo-Brusseliaan aquifersysteem



Besluiten

Het diepe aquifers model blijkt een bruikbaar instrument voor de karakterisering van de door overexploitatie teweeggebrachte effecten in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard. Aangezien deze overexploitatie een grootschalig probleem is, bestrijkt het model een grote oppervlakte. Echter, door het beperkt voorhanden zijn van data met betrekking tot deze diepe lagen en meer specifiek over de erin uitgevoerde langetermijn pompingen, werden er meerdere vereenvoudigingen in het model gebruikt. Deze vereenvoudigingen resulteren in een minder goede calibratie, waarbij de grootste onzekerheden aan een data-greep over de volgende aspecten te wijten zijn:

- geometrie en eigenschappen van het Oligoceen aquifersysteem;
- positie, debiet en langetermijn evolutie van opgepompte grondwaterhoeveelheden.

Desondanks geloven we dat dit model een stap in de goede richting is om de gevolgen van intensieve pompingen in de afgesloten aquifers onder de Boom aquitard beter te karakteriseren. Indien het verder verfijnd kan worden, zou dit model in de toekomst dan ook aangewend kunnen worden voor de planning en het verstrekken van vergunningen.

Literatuur

Anderman, E.R., and Hill, M.C., 2003, MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - Three additions to the Hydrogeologic-Unit Flow (HUF) Package: Alternative storage for the uppermost active cells, Flows in hydrogeologic units, and the Hydraulic-conductivity depth-dependence (KDEP) capability: U.S. Geological Survey Open-File Report 03-347, 36 p.

Gedeon M. and Wemaere I. (2003) Updated regional hydrogeological model for the Mol site (the North-Eastern Belgium model). Geological disposal of conditioned high-level and long-lived radioactive waste. SCK•CEN report to ONDRAP/NIRAS. R-3751, Mol, Belgium

Wemaere I., Marivoet J. 1997. Can we extrapolate hydraulic parameters of the Boom Clay from local to the regional scale. Proceedings from The Boom Clay seminar, 8-9 December 1997, Alden Biesen.

NIRAS-ONDRAF (2002): SAFIR-2, second Safety Assessment and Interim Report, NIROND 2001-5 E, Brussels

Wemaere I., Marivoet J., Labat S., Beaufays R., Maes T. (2002): Mol-1 borehole (April-May 1997). Core manipulations and determination of hydraulic conductivities in the laboratory. Geological disposal of high-level and long lived radioactive waste, R-3590A, 02/IWe/P-11, Mol

Wemaere I., Marivoet J., Labat S., Beaufays R., Maes T. (2004): Zoersel borehole of the hydro/96neb campaign: technical aspects and hydrogeological investigations. Geological disposal of high-level and long lived radioactive waste, SCK•CEN-R-3892, 03/IWe/P-55, Mol

Wemaere I., Marivoet J., Labat S., Beaufays R., Maes T. (2005): Weelde boreholes of the hydro/96neb campaign: technical aspects and hydrogeological investigations. Geological disposal of high-level and long lived radioactive waste, SCK•CEN-R-4187, 05/IWe/P-4, Mol

M. Gedeon,
I. Wemaere,
S. Labat

SCK•CEN, Mol

Matej Gedeon,
SCK•CEN (SCH),
Boeretang 200,
2400 Mol

Wetenschappelijk medewerker,
Radiologische Impact- en Performantiestudies,
Studiecentrum voor Kernenergie,
2400 Mol,
Tel. 014 33 32 39
Fax 014 32 35 53

Hydrodynamische tijdsevolutie van aquifers in natuurlijke en (over)geëxploiteerde toestand

Grondwatermodellering waarbij diverse aspecten van het grondwatersysteem zoals stroming (hydrodynamica) en kwaliteit (hydrochemie) gesimuleerd worden, vormt tegenwoordig een essentieel onderdeel van het hydrogeologisch onderzoek. Beleid en management van grondwatervoorraden maakt vaak gebruik van de resultaten van modelleringsstudies. Uitgevoerde berekeningen met een simulatiemodel kunnen evenwichtstoestanden betreffen die gemiddelde situaties voorstellen, maar soms is het absoluut noodzakelijk de evolutie in de tijd te beschouwen en zich te focussen op de variaties van het grondwatersysteem van seizoen tot seizoen, tussen opeenvolgende jaren of zelfs op langere tijdsschalen. Evenwichtsberekeningen kunnen nooit tijdsvariërende aspecten naar voren brengen. Hier worden drie voorbeelden van modelleringen in verschillende streken van Vlaanderen getoond, die steunen op tijdsafhankelijke berekeningen.

Het eerste voorbeeld situeert zich aan de Belgische kust. Hier werd onderzocht hoe de hoeveelheid zoet water die vanonder de duinen naar de zee stroomt, varieert in functie van de seizoenen en de jaren.

In het tweede voorbeeld wordt de exploitatiegeschiedenis van het diep aquifersysteem onder West- en Oost-Vlaanderen gereconstrueerd. Hierop aansluitend werden toekomstscenario's bestudeerd die een beter beheer van de gelimiteerde watervoorraad in deze laag moeten mogelijk maken.

Het laatste voorbeeld betreft het belangrijkste aquifersysteem in Antwerpen en Limburg. Hier werd de variatie van de hoofdgrondwatercyclus gesimuleerd waarbij gebruik is gemaakt van historische meteorologische gegevens sinds 1833.

Inleiding

De grondwaterstroming in aquifersystemen, de hydrodynamica van reservoirs, wordt gedreven door de randvoorwaarden. Hiermee wordt bedoeld de plaatsen, hoeveelheden en mechanismen waardoor water het reservoir binnen- en buitenstroomt. Waar er aanvulling van de lagen plaatsvindt, starten grondwaterstromingscycli en waar er water het systeem verlaat, eindigen de cycli. Daartussen kan het grondwater korte tijd (jaren) of langere tijd (honderden of zelfs duizenden jaren) onderweg zijn. In complexe grondwaterreservoirs kunnen meerdere, grotere en kleinere, stromingscycli boven en onder elkaar voorkomen. De belangrijkste voeding van onze grondwaterreservoirs is afkomstig van regenneerslag. Afvoer van grondwater verloopt via kwelgebieden in valleien naar waterlopen toe. Langs de kust is er een directe uitstroming van grondwater vanonder de duinen naar de zee. De laatste eeuw en vooral dan de laatste decennia heeft de toegenomen winning van grondwater voor een belangrijke antropogene randvoorwaarde gezorgd die in sommige lagen de aanvulling overstijgt. Aangezien vele randvoorwaarden gekoppeld zijn aan meteorologische en klimatologische factoren (de voeding) of rechtstreeks een menselijke ingreep in de waterhuishouding betreffen (pumping), kunnen deze sterk variëren in de tijd, van seizoen tot seizoen (winter versus zomer) of van jaar tot jaar (droge jaren versus natte jaren). Veranderingen van het klimaat in het recente verleden en de nabije toekomst kunnen deze variaties eventueel nog doen toenemen.

Grondwatermodellering, en meer bepaald het simuleren van de stroming van grondwater in onze reservoirs met behulp van computerprogramma's, is momenteel een essentieel onderdeel geworden van het hydrogeologisch onderzoek. De resultaten van modelleringsstudies worden meer en meer gebruikt als hulp of basis bij het uitstippelen van het management of beheersbeleid van onze grondwatervoorraden. Met modellen kan niet enkel de huidige toestand van onze reservoirs geëvalueerd worden, maar kan ook de geschiedenis gereconstrueerd worden of kunnen toekomstige evolutiescenario's vergeleken worden.

Vaak wordt de hydrodynamica van aquifersystemen nog steeds gesimuleerd als een evenwichtstoestand ("steady state") waarbij de grondwaterstroming in evenwicht is met de randvoorwaarden en de randvoorwaarden niet met de tijd variëren. De resultaten van dergelijke berekeningen worden dan vaak als een "gemiddelde" situatie geïnterpreteerd. Nochtans kunnen sommige hydrodynamische deelaspecten slechts goed benaderd worden door precies de variaties van de randvoorwaarden in rekening te brengen. Hiervoor zijn tijdsafhankelijke stromingsregimes ("transient flow") nodig. Dit geldt voor zowel de natuurlijke toestand als voor geëxploiteerde aquifers. Hier worden enkele voorbeelden van aquifersystemen gegeven die de tijdsafhankelijkheid van sommige hydrodynamische aspecten tonen en aangeven dat de toestand die op een bepaald tijdstip wordt vastgesteld, slechts een momentopname is die absoluut in de langere termijn evolutie van het systeem dient gepositioneerd te worden.

Het eerste voorbeeld situeert zich aan de Belgische kust. Hier werd onderzocht hoe de hoeveelheid zoet water die vononder de duinen naar de zee stroomt, varieert in functie van de seizoenen en de jaren.

In het tweede voorbeeld wordt de exploitatie-geschiedenis van het diep aquifersysteem onder West- en Oost-Vlaanderen gereconstrueerd. Hierop aansluitend werden toekomstscenario's bestudeerd die een beter beheer van de gelimiteerde watervoorraad in deze laag moet mogelijk maken.

Het laatste voorbeeld betreft het belangrijkste aquifersysteem in Antwerpen en Limburg. Hier werd de variatie van de hoofdgrondwatercyclus gesimuleerd waarbij gebruik is gemaakt van historische meteorologische gegevens sinds 1833.

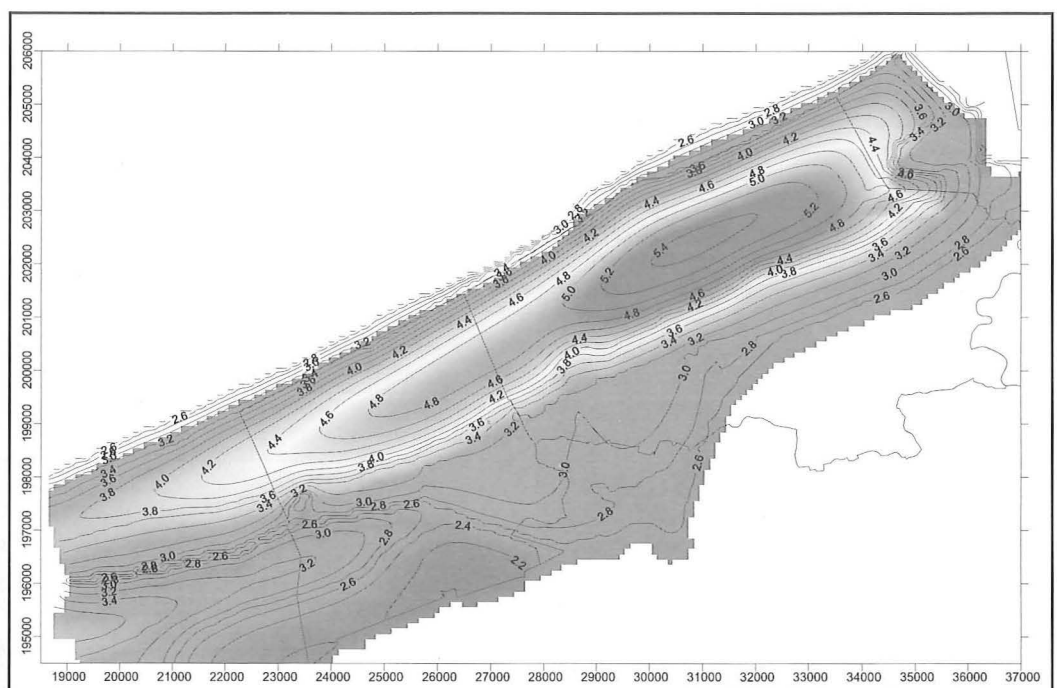
Langs de Belgische kust vormen de quartaire afzettingen de bovenste en gemakkelijk toegankelijke aquifer. Ze bereiken lokaal een dikte tot 30 m. Door het optreden van zeetransgressies tijdens de historische ontwikkeling van het kustlandschap is een groot deel van dit quartair reservoir gevuld met zout water dat tijdens de overstromingen geïnfiltrerd is. In heel het poldergebied is dit het geval. Enkel onder de duingordel wordt zoet, consumeerbaar water aangetroffen en deze voorraad vormt dan ook de belangrijkste aquifer in het Belgische kustgebied. De kennis van de verspreiding van dit zoet en zout water is daarom van groot belang en werd in het verleden al in kaart gebracht. De duingordel is dan ook de uitverkoren plaats om drinkwater te winnen, maar de gevoeligheid van het ecosysteem in de duinen en het concreet risico dat bij te grote winningsdebieten zout water wordt aangetrokken vanuit de zee of vanuit de polders, maken dat de

juiste balans van winningsintensiteit dient gevonden te worden.

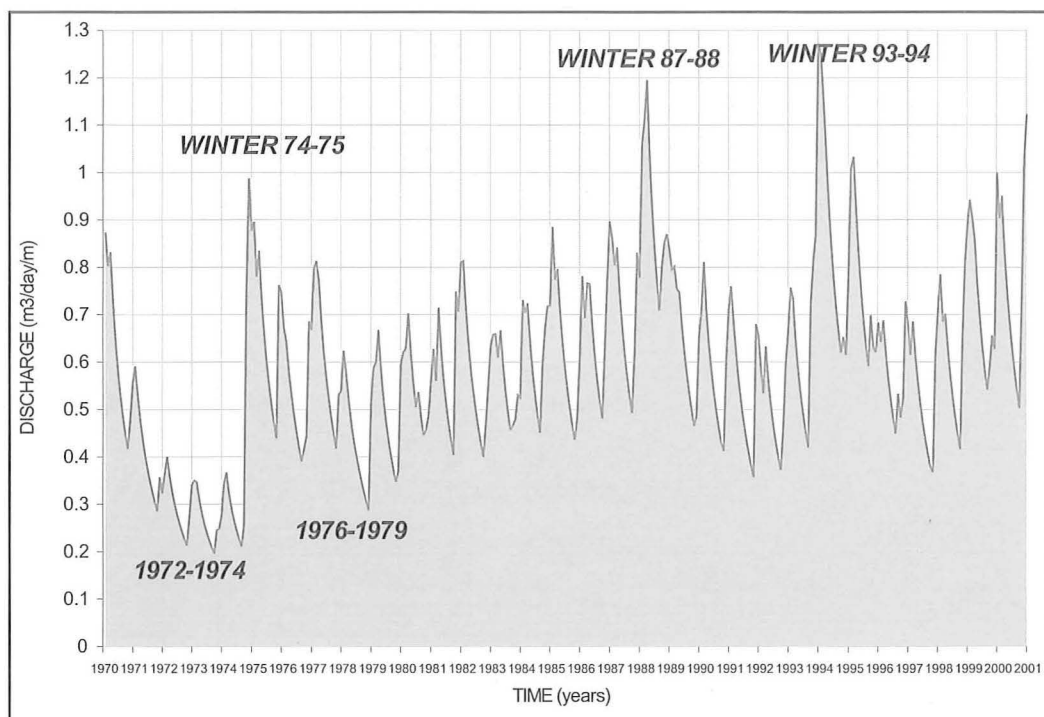
Het duingebied vormt een natuurlijk infiltratiegebied waar het Kustaquifersysteem wordt aangevuld en hoge stijghoogten voorkomen. Onder de duinen komt een grondwater-scheidingskam voor en stroomt grondwater in de richting van de kustlijn en komt in de zee terecht. Een andere stromingscyclus vertrekt richting binnenland en dit water wordt weggedraineerd in de polders (VAN CAMP et al., 2002; WALRAEVENS et al., 2002). Een interessante vraag is hoeveel water naar de zee wegstroomt en dus eigenlijk verloren gaat. De variaties met de tijd kunnen aangeven hoe sterk deze flux varieert tussen winter- en zomerseizoenen.

Van het westelijk kustgebied tussen de IJzermonding en de Belgisch-Franse grens werd met een stromingsmodel de afvloeit van zoet duinwater naar de zee berekend gedurende de laatste 30 jaar (VAN CAMP en WALRAEVENS, 2005). Dit gebeurde zowel voor de natuurlijke toestand als met waterwinning in de duinen. Maandelijks wordt de stijghoogteverdeling in het reservoir berekend (een voorbeeld is gegeven in fig 1) en kan afgeleid worden hoeveel water naar de zee stroomt of naar de polder weggedraineerd wordt. De evolutie van de totale stromingsflux naar de zee, uitgedrukt als de hoeveelheid water die dagelijks per meter langs de kustlijn naar de zee stroomt (fig 2), toont dat deze sterk met de seizoenen varieert, met hoge debieten in de winter en lage in de zomer. Ook komen er grote interjaarlijkse variaties voor, maar deze betreffen vooral verschillen in de winterafvloeit, te wijten aan drogere of nattere winterperiodes. De zomerafvloeit daarentegen is vrij constant.

Figuur 1: Voorbeeld 1: Berekende stand van de watertafel in het westelijk kustgebied.



Figuur 2: Voorbeeld 1: Westelijk kustgebied : evolutie van de natuurlijke zoetwater-stroming vanuit de duinen naar de zee (1970-2001)



Het diepe Sokkel Aquifersysteem onder West- en Oost-Vlaanderen bevindt zich in de harde gesteenten van de paleozoïsche afzettingen. De grondwaterstroming gebeurt hier via spleten en barsten in de stenen zodat men van een gefractureerd aquifersysteem spreekt. Dit staat in tegenstelling tot een poreus medium zoals zandlagen waar de stroming via de intergranulaire ruimten (tussen de korrels) plaatsvindt. Tot het diep aquifersysteem behoren eveneens de eropliggende lagen van het Krijt en het Landenian hoewel deze niet overal voorkomen. De Landenian Aquifer bestaat uit zandig materiaal en is dus een poreuse aquifer. Oorspronkelijk stond het waterpeil in deze diepe lagen vrij hoog en sommige putten die er sporadisch in geboord werden, liepen dan ook over. De stijghoogte lag toen op sommige plaatsen boven het maaiveld.

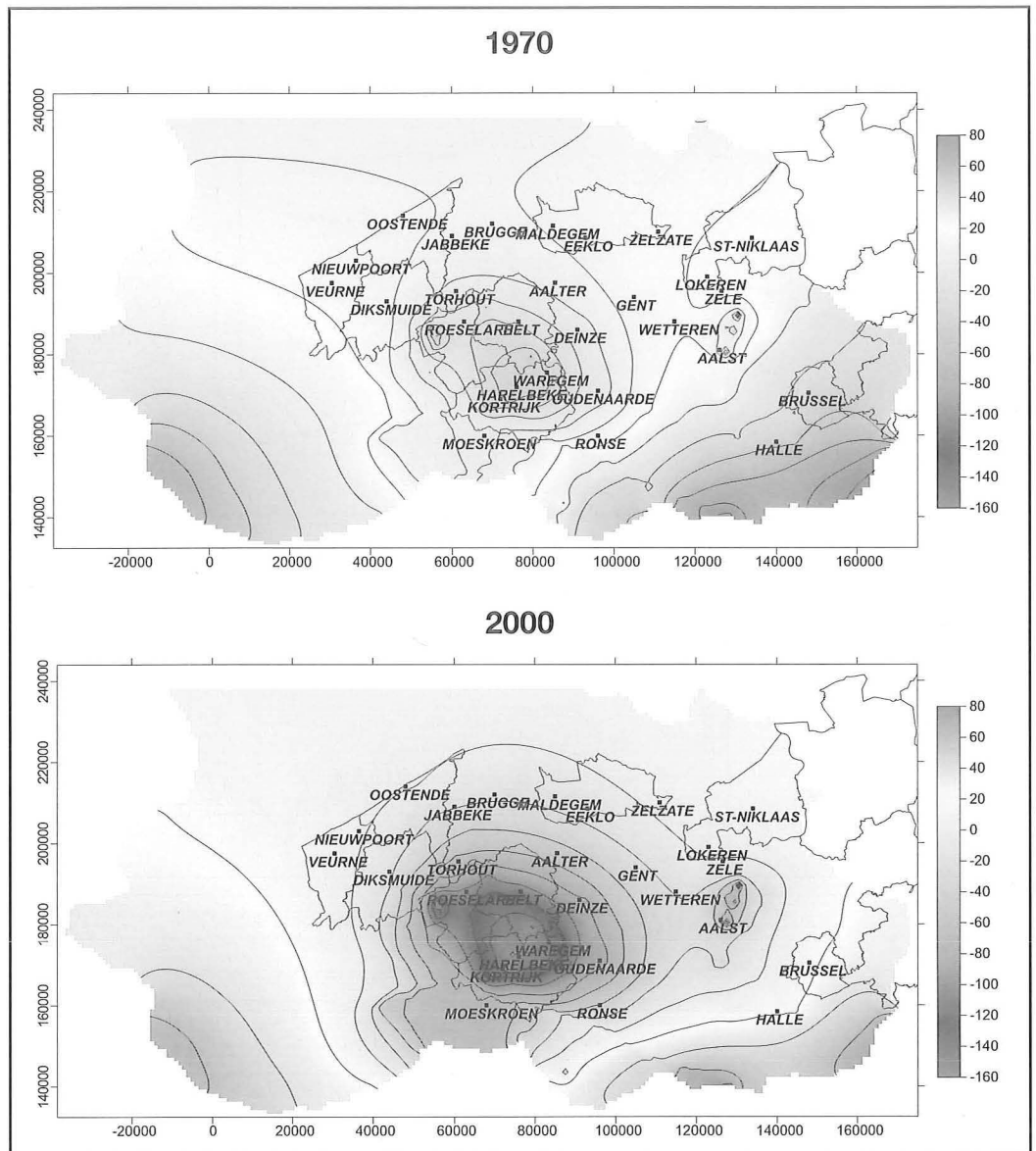
Sinds honderd jaar wordt het systeem evenwel sterk geëxploiteerd (WALRAEVENS et al., 2001). De waterpeilen tonen sindsdien een sterk dalende trend en zijn in de paleozoïsche laag meer dan 150 m gedaald sinds het begin van de exploitatie. Het centrum van de depressietrechter ligt in het zuiden van West-Vlaanderen en het waterpeil is er nu lokaal tot onder het dak van de laag gedaald. Hierdoor kan de laag belucht worden wat de waterkwaliteit zou kunnen doen degraderen. Ook in het Landenian zijn de peilen sterk verlaagd, maar hier gebeurt de waterwinning meer gespreid. Het laatste decennium is er door de overheid dan ook een restrictief beleid inzake grondwaterwinning gevoerd en zijn de pompgebieden niet meer toegenomen. De situatie in deze diepe lagen wordt tegenwoordig op de voet gevolgd. De laatste 15 jaar werd door de overheid een systematische monitoring van de peilen uitgevoerd op maandelijkse basis en wordt

vastgesteld dat op vele plaatsen de peildaling nog altijd quasi lineair verloopt. Dit lijkt erop te wijzen dat de voeding van het systeem zeer beperkt is.

Om een instrument te hebben dat gebruikt kan worden als hulp bij het uitstippelen van toekomstige scenario's werd een grondwatermodel van het Sokkel Aquifersysteem opgesteld (WALRAEVENS et al, 2004). Aangezien blijkbaar de voeding veel beperkter is dan de gewonnen hoeveelheden, is het aquifersysteem nog lang niet in evenwicht en dienen de tijdsafhankelijke stromingsregimes (en geen evenwichtssituaties) berekend te worden. In dit geval werd de hele exploitatiegeschiedenis van de laag in rekening gebracht, al moest daarvoor de evolutie van de winningsdebieten wat schematisch ingeschat worden door gebrek aan exacte historische pompgegevens. Bij het opstellen van het model werden naast de provincies West- en Oost-Vlaanderen en westelijk Brabant, ook de delen van de aquifers in Noord-Frankrijk (waaronder een deel van het Kolenkalkbekken) en Zeeuws-Vlaanderen (Nederland) in het model opgenomen. De opbouw van het reservoir werd gesteund op talloze boorgegevens die thans in de Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV) opgenomen zijn.

Het model werd eerst gebruikt om een recente toestand (het jaar 2000) te simuleren die als vertrekpunt van toekomstscenario's werd gebruikt. Daarbij werd de evolutie van de waterpeilen tot het jaar 2000 gereproduceerd en kon het ontstaan van de diepe depressietrechters gereconstrueerd worden. Ter illustratie worden de kaarten van de toestand in 1970 (Fig 3a) en 2000 (Fig 3b) gegeven. Duidelijk is de uitdieping van de afpompingskegel te volgen. Daarna werden een reeks toekomstscenario's berekend waarbij ver-

Figuur 3: Voorbeeld 2: Berekende stijghoogten in het diep aquifersysteem onder West- en Oost-Vlaanderen (in 1970 en 2000)

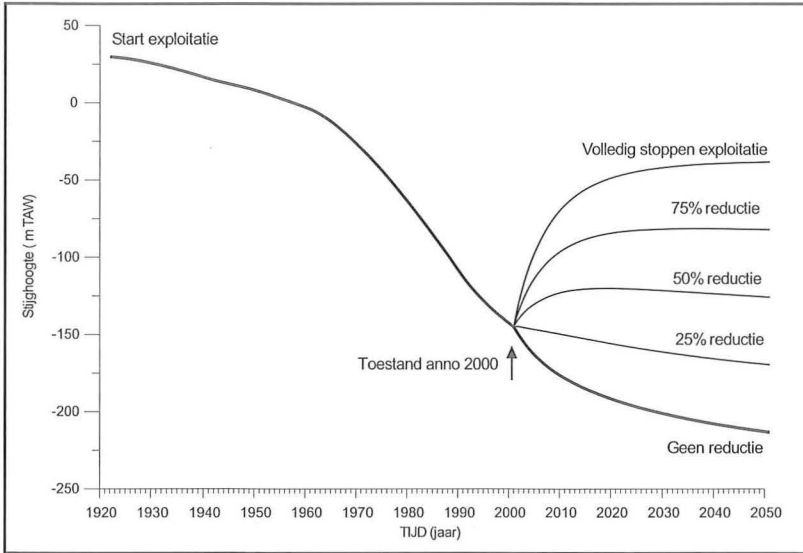


schillende afbouwstrategieën van de (over)-exploitatie werden in rekening gebracht. Deze toekomstscenario's liepen over een periode van 50 jaar en het uiteindelijke doel was een beleidsstrategie te vinden die op termijn een duurzaam herstel van de peilen moet toelaten. Daartoe werden de berekende evoluties van de peilen (Fig 4), de uitbreiding van de depressietrechten en de grootte van de verwachte peilstijgingen vergeleken. Daaruit kon geconcludeerd worden dat de totale pompdebieten op termijn tot 25% moeten gereduceerd worden (dus 75% reductie) om tot een verbeterde en stabiele situatie te komen. Het zal zelfs dan evenwel wellicht tientallen jaren duren vooraleer een nieuw evenwicht zich heeft ingesteld. Om de toekomst van dit aquifersysteem te vrijwaren, is een planning op lange termijn onontbeerlijk.

Het Neogeen Aquifersysteem in de provincies Antwerpen en Limburg vormt een zeer belangrijk watervoerend pakket gezien de grote dikte (tot meer dan honderd meter) en hoge doorlatendheid

van de sedimenten. De laag wordt dan ook sterk aangesproken voor grondwaterwinning en heeft een enorm economisch belang. Het belangrijkste aanvulgebied van het systeem ligt op het Kempisch Plateau waar de topografie oploopt tot ca +70 m TAW en ook de hoogste stijghoogten voorkomen. Van hieruit start de belangrijkste diepe stromingscyclus die eindigt in de laaggelegen valleien van het Netebekken in het westen waar de topografie tot rond de +10 daalt. Het grondwater in het Neogeen Aquifersysteem stroomt hier opwaarts en wordt er door de waterlopen afgevoerd (COETSIERS, 2006). De afwisseling van winter- en zomerseizoenen zorgt voor de meest regelmatige fluctuaties die hoge winterstanden en lage zomerpeilen veroorzaken. Maar daarnaast kunnen opeenvolgingen van nattere of drogere jaren voor perioden met hogere of lagere waterpeilen zorgen. Deze variaties dienen bekeken te worden op een tijdsschaal van decennia. Maar naast de variaties in stijghoogten, vertoont ook de grootte van de gebieden waarbinnen aanvulling van het systeem gebeurt en waar kwel op-

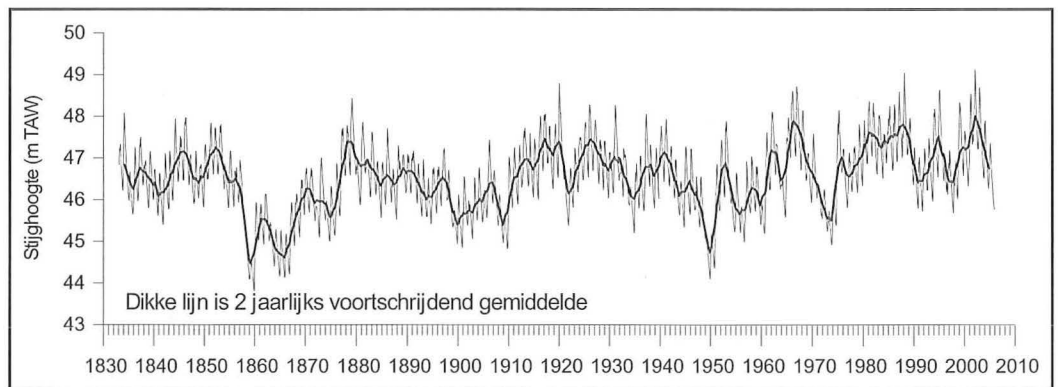
Figuur 4: Voorbeeld 2: Berekende peilevolutie bij verschillende toekomstige scenario's



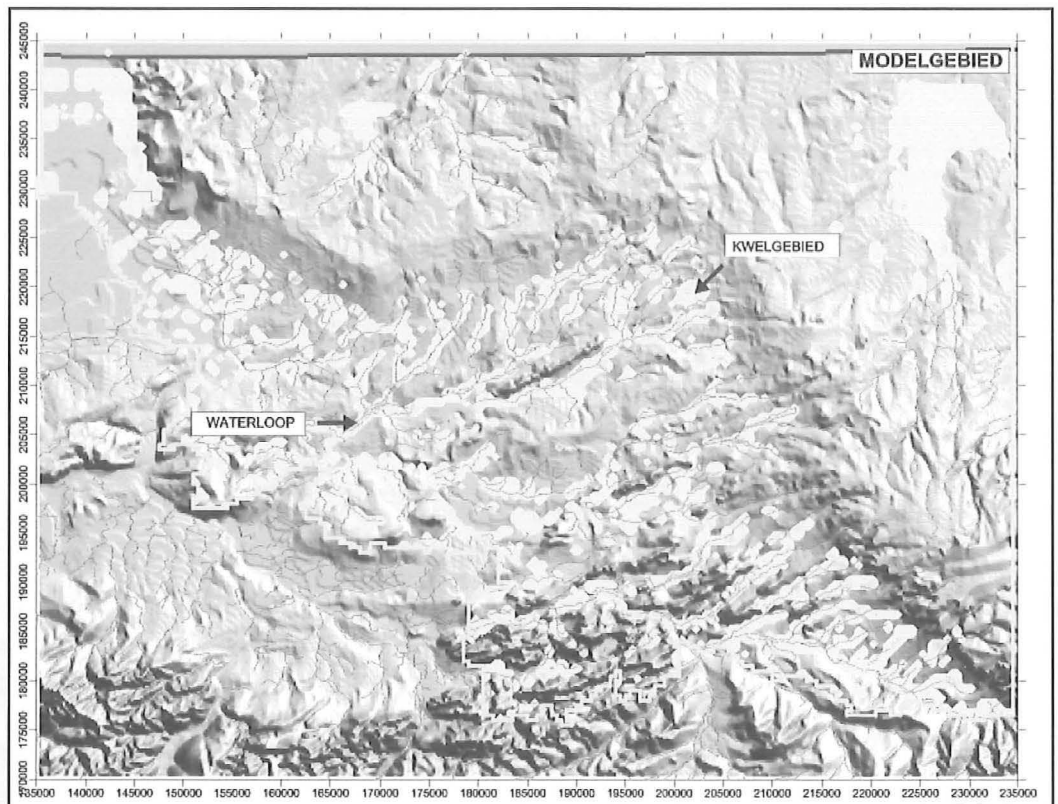
treedt, variaties in de tijd. De intensiteit van de opwaartse grondwater-stromingsflux onder het Netebekken fluctueert met de seizoenen en van jaar tot jaar.

Om deze tijdsafhankelijkheid te onderzoeken, werd de natuurlijke evolutie van het Neogeen Aquifersysteem in Antwerpen en Limburg gesimuleerd over een periode van ruim 170 jaar. Hierbij werden de meteorologische meetdata van Ukkel gebruikt waarvan de reeksen al beginnen in 1833. Het model berekent stijghoogteverdelingen op maandbasis, maar laat ook toe de uitbreiding van het afvoergebied te begroten en de intensiteit van de drainage te quantificeren. Daarbij blijkt vooral de winterafvoer, zowel wat uitbreiding als intensiteit betreft, te variëren van jaar tot jaar, maar niet zozeer de zomerafvoer.

Figuur 5: Voorbeeld 3: Berekende evolutie van de stijghoogten tussen 1833 en 2006 op het Kempisch plateau



Figuur 6: Voorbeeld 3: Berekende grondwaterkwel in het Neogeen Aquifersysteem tijdens een zomerperiode



Hoewel voor een dergelijk lange periode (1833-2006) geen piëzometrische waarnemingsreeksen beschikbaar zijn, geven de modelresultaten toch een beeld van de variaties in de hydrodynamica die op een tijdschaal van bijna twee eeuwen kunnen optreden t.g.v. meteorologische en klimatologische fluctuaties (Fig 5). Sterke variaties treden op in de uitbreiding van het afvoergebied, waar diep grondwater opkwelt en door de waterlopen weggedraineerd wordt. Dit is vooral duidelijk in het Netebekken. In de zomer (Fig 6) is deze opwaartse stromingscyclus minder uitgesproken.

Conclusies

Vele facetten van aquifersystemen kunnen sterk variëren met de tijd, ofwel door fluctuaties van randvoorwaarden, ofwel omdat de tijd nodig om tot een evenwichtssituatie te komen, vrij lang is. Deze problemen mogen niet met evenwichtsberekeningen benaderd worden en evenwichtsregimes dienen dan ook met de nodige voorzichtigheid gebruikt te worden bij het simuleren van aquiferproblemen. Het gebruik van tijdsafhankelijke stromingsregimes verdient hier de voorkeur. De voorbeelden tonen aan dat dit, voor zowel de natuurlijke variabiliteit als voor lange termijn evoluties tengevolge van exploitatie, de aangewezen benaderings-strategie is.

Referenties

COETSIERS, M. (2007) *Onderzoek naar de hydrogeologische en hydrochemische toestand van de Neogene Aquifer in Vlaanderen met behulp van modellering en isotopen hydrochemie*. Doctoraatsverhandeling. Universiteit Gent.

VAN CAMP M., MARTENS K. & WALRAEVENS K. (2002). GWEN: integrated water-supply and nature development plan for the Belgian West-Coast. Hydrogeologic aspects focusing on the covered

mudflats close to the French-Belgian border. *Proceedings 17th Salt Water Intrusion Meeting, Delft, The Netherlands, 2003*. p.461-468.

VAN CAMP, M. & WALRAEVENS, K. (2005). Direct groundwater discharge to the North Sea. A case study for the western Belgian coast. In: ARAGUAS, L., CUSTODIO, E. & MANZANO, M. (eds.) *Groundwater and saline intrusion*. pp. 139-150. Serie: *Hidrogeologia y aguas subterráneas* n° 15. Instituto Geológico y Minero de España.

WALRAEVENS K., MARTENS K., COETSIERS M. & VAN CAMP M. (2002). GWEN: integrated water-supply and nature development plan for the Belgian West-Coast. Hydrogeologic aspects focusing on the Lenspolder. *Proceedings 17th Salt Water Intrusion Meeting, Delft, The Netherlands, 2003*. p.469-479.

WALRAEVENS, K. & VAN CAMP, M. (2004). Transboundary aspects of the overexploitation of the Palaeozoic Basement Aquifer in Western Belgium. *Hydrological Transboundary Problems. West and East European Bridge. Warsaw 2004. Conference Proceedings*.

WALRAEVENS K., DE SMET D., MARTENS K. & VAN CAMP M. (2001). Overexploitation of the Palaeozoic Basement Aquifer in Western Belgium. *Future Groundwater Resources at Risk, Lisbon, 2001. Proceedings*. Theme 10: Overexploitation and Land Subsidence.

M. Van Camp en
K. Walraevens

Laboratorium voor Toegepaste Geologie en
Hydrogeologie

Universiteit Gent
Krijgslaan 281 9000 Gent
Marc.VanCamp@Ugent.be

Paleohydrogeologische studie van de site te Mol

Een methode is voorgesteld (EC project) om rekening te houden met de klimaateffecten bij de veiligheidsanalyses van de geologische berging van radioactief afval in een kleilaag. De methode is toegepast op de site van Mol (België) en is gebaseerd op een paleoreconstructie van het hydrogeologisch systeem van noordoost België. De klimaatevolutie is vertaald in klimaatperiodes over de laatste 125 kjaar. De evolutie van de concentratie in ^{18}O en ^{14}C in de Onder-Rupeliaan en in de Lede-Brussel aquifers en is gesimuleerd door middel van transport- en waterbewegingmodellering en de huidige verspreidingen vergeleken met waarnemingen. De ^{18}O concentraties, in de Onder-Rupeliaan Aquifer, duiden op een paleosignaal dat verband houdt met de voorbije ijstijd. De ^{14}C concentraties in de Onder-Rupeliaan en Lede-Brussel aquifers bevestigen de aanwezigheid van heel oud water in het noorden.

De methode is toegepast bij de evaluatie van de gevolgen van de berging van radioactief afval. Ze toont dat, bij gelijkaardige ijstijden, hogere concentraties van radionucliden kunnen voorkomen in de watervoerende lagen omwille van een drastische vermindering van de verdunning.

Inleiding

De geologische berging van hoog en/of langlevend radioactief afval wordt internationaal voorgesteld als een definitieve oplossing om radioactief afval te isoleren van mens en milieu. Daarom worden zowel de doenbaarheid van het bergen van het afval als de veiligheid van zulk een bergingsinstallatie onderzocht. Omdat het afval langlevende isotopen bevat, worden de veiligheidsaspecten op heel lange termijn bekeken, d.w.z. op tijdschalen van tien- en honderduizenden jaren. Dit heeft voor gevolg dat bij de veiligheidsstudies ook rekening moet gehouden worden met mogelijke klimaatveranderingen.

In het Europees project, PHYMOL (Palaeohydrogeological study of the Mol site), werd een methode ontwikkeld die toelaat om de impact van mogelijke langetermijnklimaatveranderingen op de werking van een bergingssysteem in een kleilaag te illustreren (Marivoet *et al.*, 2000 en Hardy *et al.*, 2000). De methode is gebaseerd op een paleoreconstructie van de laatste 125 000 jaar en een analyse van de effecten van de klimaatveranderingen, die zijn opgetreden, op de grondwaterbewegingen in het hydrogeologisch systeem. Op basis van deze analyse worden de mogelijke effecten geëvalueerd van toekomstige klimaatveranderingen voor de volgende 125 000 jaar op de waterbewegingen en het transport van radionucliden vanuit een bergingssysteem. De oefening werd toegepast op de Boomse Klei, die in België als een potentiële gastformatie voor de berging van radioactief afval beschouwd wordt. Deze formatie heeft gunstige eigenschappen voor geologische berging zoals een zeer lage hydraulische geleidbaarheid, een sterke sorptiecapaciteit en zelfdichtende eigenschappen. De Boomse Klei werd al intensief bestudeerd in de omgeving van Mol (zie SAFIR 2 rapport; NIRAS, 2001).

Geologisch en hydrogeologisch kader

De Boomse Klei, van Oligoceen ouderdom, heeft in de omgeving van Mol een dikte van ongeveer

100 m en haar top bevindt zich op een diepte van 190 m. De Boomse Klei en de boven- en onderliggende formaties vertonen een lichte helling van ongeveer 1 tot 2 % naar het noordoosten. Ze zijn voornamelijk gekenmerkt door zanden en klei waarin de volgende voornaamste doorlatende lagen, hierna beschreven, voorkomen (zie Figuur 1 en Tabel 1). Het bovenliggend pakket hoort bij het Neogeen met daarbovenop Kwartaire lagen die voornamelijk in het noorden voorkomen. Het geheel kan als één belangrijke doorlatende laag beschouwd worden en wordt de "Neogeen Aquifer" genoemd, maar kan nog verder onderverdeeld worden in de subeenheden "Kempen", "Pliocene" en "Mioceen" die door kleilagen gedeeltelijk hydraulisch geïsoleerd zijn van elkaar. De Boomse Klei is de belangrijkste weinig doorlatende laag. Onder de Boomse Klei, onderscheidt men nog twee doorlatende lagen, enerzijds gevormd door de zand- en kleilagen tussen de Boomse Klei en de Asse Klei, "Onder Rupeliaan Aquifer" genoemd en anderzijds gevormd door de zanden van Lede en Brussel, "Lede-Brussel Aquifer" genoemd, boven de kleilagen van het leperiaan. De twee aquifers onder de Boomse Klei worden ook aangeduid als de "diepe aquifers" in vergelijking met de bovenliggende "Neogeen Aquifer". Tabel 1 geeft de lijst van de hydrostratigrafische eenheden die gedefinieerd zijn volgens Wemaere *et al.* (2000) en hun equivalente hydrogeologische codering van de ondergrond van Vlaanderen (HCOV) code volgens Meyus *et al.* (2000). Waterstromingen zijn voornamelijk van oost naar west gericht in de doorlatende lagen. De verticale waterfluxen tussen de watervoerende lagen zijn neerwaarts gericht, uitgezonderd in de regio dicht bij de uitmonding van de Schelde. Het beschouwde gebied strekt zich uit in Noordoost-België (zie Figuur 3).

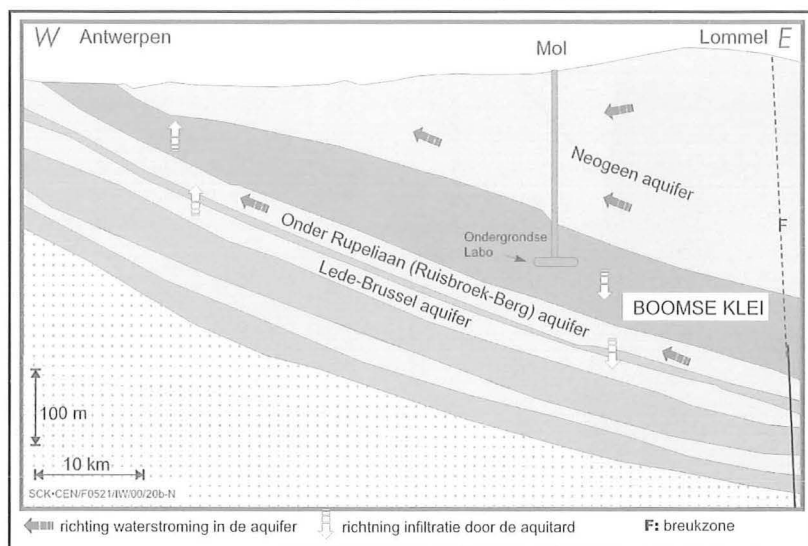
Paleohydrogeologische reconstructie

De paleoreconstructie werd georganiseerd in vier grote taken die hierna beschreven zijn.

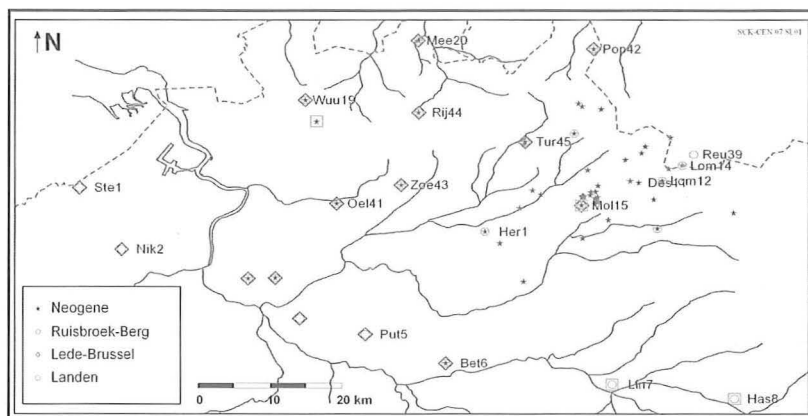
Tabel 1: Hydrostratigrafische eenheden en equivalente HCOV code

Hydrostratigrafische eenheid volgens Wemaere et al. (2000)	HCOV code volgens Meyus et al. (2000)
Kempen Aquifer	220 (zandige deel)
Kempen Aquitard	220 (kleiige deel)
Pliocene Aquifer	230
Lillo-Kasterlee Aquitard	240
Mioceen Aquifer	250
Boomse Klei Aquitard	300
Onder Rupeliaan Aquifer	400 + 501 to 504
Asse Klei Aquitard	505
Lede-Brussel Aquifer	600 + 800

Figuur 1: Hydrogeologische doorsnede van de site Mol



Figuur 2: Locatie van bemonsteringspunten. De labels duiden de uiteindelijke geselecteerde punten aan.



Geochemie

Een geochemische studie concentreerde zich op het bepalen van de verdeling van de stabiele isotopen ^{18}O en ^2H en van de natuurlijke radioactieve isotoop ^{14}C in de diepe aquifers.

Het doel van de geochemische studie was te zoeken of er een paleosignaal terug te vinden was in de diepe aquifers en indien mogelijk de ouderdom van het grondwater te bepalen. De belangrijkste chemische elementen alsook sporelementen in het grondwater werden gebruikt om na te gaan of de waters in evenwicht zijn met de formatie. De resultaten van de chemische analyses waren ook nuttig bij de interpretatie van de isotopenanalyses. De analyses bevestigden de menging van de diepe grondwaters met een mariene component in het noordwesten van de bestudeerde zone (Pitsch en Beaucaire, 2000). De geochemische samenstelling van de bemonsterde waters was ook essentieel om de betrouwbare meetpunten te selecteren (19 van de 27 oorspronkelijke peilputten; zie locatie in Figuur 2). ^{18}O en ^2H werden gemeten in de geselecteerde peilputten in de periode 1997-1999.

De resulterende ^{18}O en ^2H verdelingen tonen een zeer waarschijnlijk paleosignaal. De ^{18}O en ^2H concentraties zijn lager in het centrale gebied van de diepe aquifers dan in het zuiden (in de richting van het dagzoomgebied) en in het noorden. De overeenkomende $\delta^{18}\text{O}$ en $\delta^2\text{H}$ zijn met andere woorden meer negatief. Dit zou te maken kunnen hebben met watervoeding uit een koudere periode. Om deze waters en paleosignaal in de tijd te situeren werd ^{14}C gemeten op de totale anorganische koolstof en op organische zuren. De bepaalde ouderdom varieert van 0 tot meer dan 30 000 jaar van het zuiden naar het noorden. De Lede-Brussel Aquifer waters blijken "jonger" te zijn dan de waters van de Onder-Rupeliaan Aquifer (Philippot et al., 2000).

Sequentie van klimaatperiodes

De klimaattevoelutie van de voorbije 125 000 jaar, gebaseerd op Berger et al. (1991) werd beschreven in een reeks van 11 achtereenvolgende klimaatperiodes. Deze hebben specifieke en constante paleogeografische omstandigheden en klimatologische parameters, die verondersteld zijn te gelden voor Noordwest-Europa en in bijzonder voor de site van Mol. De sequentie van klimaatperiodes wordt gegeven in Tabel 2 en is in meer details beschreven door van Weert en Hassanizadeh (2000).

Paleohydrogeologische modellering

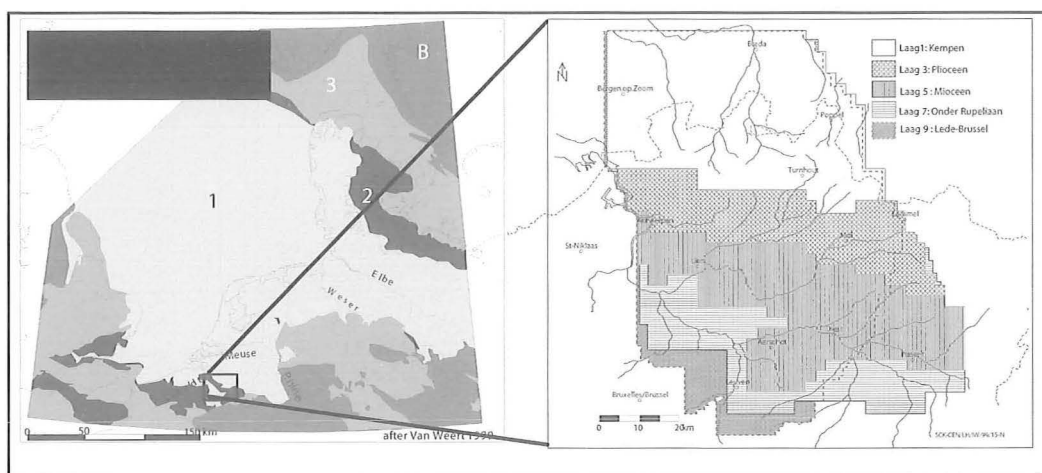
Een supra-regionaal model van Noordwest-Europa (deel van het Noordzebekken) werd gebruikt om de grootschalige effecten van klimaatveranderingen op de grondwaterstroming in acht te nemen (van Weert en Hassanizadeh, 2000). De resultaten tonen dat grote glaciale waterbewegingen verwaarloosbaar zijn in de regio van Mol. Dit is te wijten aan de aanwezigheid van grote rivieren tussen de noordelijke ijskap en de regio van Mol. Deze zorgen voor openingen in het permafrostgebied, en laten de uitstroming van grondwater toe. Nauwkeurigere simulaties werden uitgevoerd met een aangepaste versie van

Tabel 2: Sequentie van klimaatperiodes van het Eemiaan tot heden voor de Mol site

Tijdvak	Tijd (kjaar BP)	Gemiddelde jaarlijkse temperatuur (°C)	$\delta^{18}\text{O}$ berekend (‰ vs SMOW)	klimaat periode	Relatief zee- niveau (m)	Infiltratie (mm jaar ⁻¹)	Permafrost dikte disc/cont (m)
Eemiaan	116 – 125	11	-6.0	t	0	220	0
Vroeg Weichseliaan	116 – 105	-3	-15.7	dp	-75	2.6	10
	105 – 94	0	13.6	dp - b	-35	97	0
	94 – 82	-2.5	15.3	dp	-75	3	15
	82 – 75	1	12.9	b	-35	155	0
Midden Weichseliaan	75 – 60	-12.5	-22.3	cp	-75	0.14/0	20/50
	60 – 25	-4.5	-16.7	dp - b	-75	0.36	20
	25 – 13	-12.5	-22.3	cp	-100	0	60
Laat Weichseliaan	13 – 10	-2	-15.0	dp	-75	0.14	20
Holoceen	10 – 8	5.5	-9.8	b	-30	140	0
	8 – 0	9.5	-7.0	b - t	0	220	0

cp: toendra, continue permafrostomstandigheden; dp: toendra, discontinue permafrostomstandigheden;
disc/cont: discontinu/continuu; t: gematigd; b: boreaal; BP: "before present"; SMOW: standard mean ocean water

Figuur 3: Supra-regionaal en regionaal model gebruikt bij de paleoreconstructie



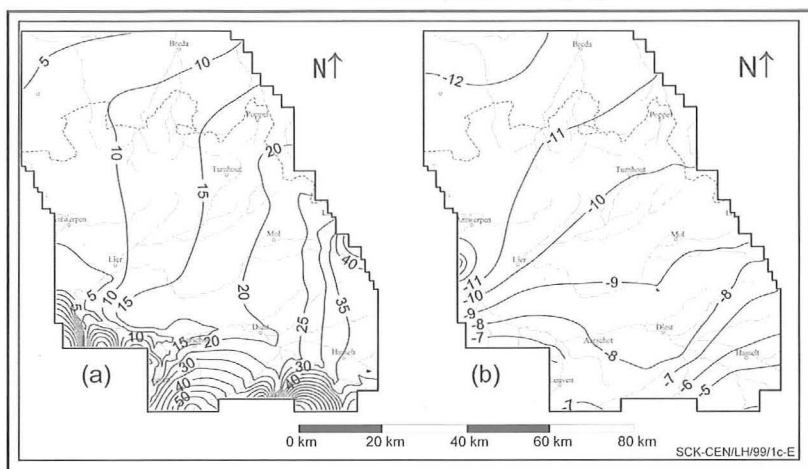
het regionaal model van Noordoost-België (Wemaere *et al.*, 2000). Beide modellen gebieden worden weergegeven in Figuur 3.

De simulaties van de waterbeweging werden uitgevoerd voor elk van de klimaatperiode met behulp van de MODFLOW code (US Geological Survey). Het effect van permafrost werd geïntroduceerd in het model door de dikte van de bovenste laag te reduceren. De rivieren werden gemodelleerd als zeer conductieve afwateringsloten met aanpassing van de hoogte in functie van de zeespiegeldaling. De infiltratie van neerslag werd aangepast in functie van de beschouwde klimaatperiode en de aan- of afwezigheid van permafrost. De bodem- en de verticale grenzen, met uitzondering van de noordnoordwest grens, kregen een "nul flux" randvoorwaarde voor elke klimaatperiode. In de noordnoordwest richting, duiken de lagen dieper onder het Noordzee en wordt, op een grotere afstand, een evenwicht verondersteld tussen de Noordzee en de onderliggende watervoerende lagen. Dit evenwicht op grote afstand veroorzaakt kleine waterbewegingen aan de rand van het beschouwde gebied; dit werd door middel van een specifieke "general-head" randvoorwaarde in het model in rekening gebracht (Wemaere *et al.*, 2000; De Lange, 1999). Deze randvoorwaarde kan daardoor variëren in

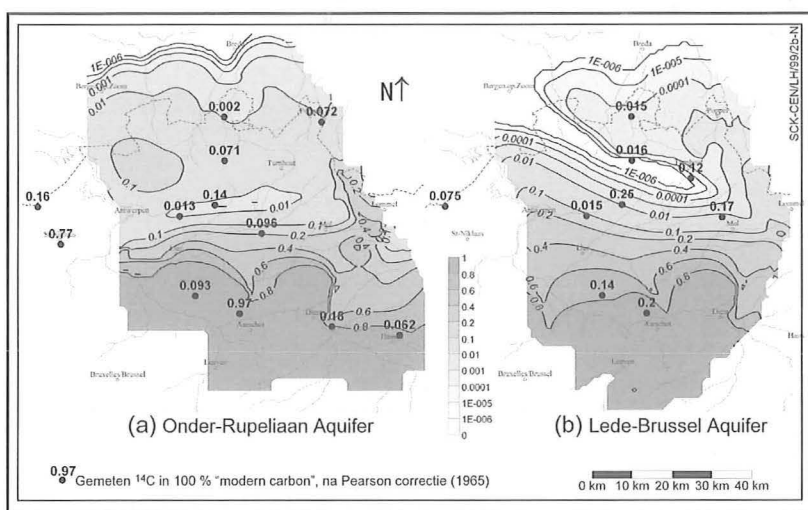
functie van de zeespiegel. De simulaties van de waterbewegingen tonen aan dat zeer lage stijghoogtes en Darcyneligheden te verwachten zijn in de regio van Mol tijdens glaciële periodes met aanwezigheid van permafrost. Figuur 4 toont een voorbeeld hiervan. De meest kritische invloedrijke parameters zijn de grondwatervoeding en het rivierpeil.

Transportberekeningen van ^{14}C en ^{18}O werden uitgevoerd van het Eemian (-125 kjaar) tot heden met aangepaste waterstromingen, die berekend werden voor elke klimaatperiode. De simulaties werden uitgevoerd met de MT3DMS code (University of Alabama). De ^{14}C concentratie in het neerslagwater was verondersteld onveranderlijk te zijn en gelijk aan 100% van "modern carbon" (pmc) over de periode van 125 000 jaar. De initiële ^{14}C concentraties in het grondwater waren willekeurig op nul gezet. De simulaties hebben aangetoond dat de huidige ^{14}C verdeling weinig beïnvloed is door de klimaatveranderingen die ver in het verleden plaats hebben gehad. De resultaten zijn inderdaad gelijkaardig met de resultaten die bekomen worden door een constant waterstroomregime gelijk aan de huidige situatie te onderstellen. De algemene trends in de resultaten zijn vergelijkbaar met de gemeten waarden van ^{14}C in de Onder-Rupelkreeft Aquifer, dat is een

Figuur 4: Berekende grondwaterpeilen in de Onder-Rupeliaan Aquifer tijdens huidige omstandigheden (a) en tijdens het Vroeg Weichseliaan (-116 tot -105 kjaar)



Figuur 5: Conservatief berekende ^{14}C concentraties in de Onder-Rupeliaan en Lede-Brussel aquifers vergeleken met gemeten ^{14}C concentraties vermenigvuldigd met de Pearson correctie factor



sterke veroudering van de grondwaters naar het noorden. Zij duiden voor beide aquifers op een bijkomende input van recent water in het noordoostelijke gebied (zie Figuur 5). Bij de ^{18}O simulaties, is een specifieke concentratie van het neerslagwater gebruikt voor elk van de klimaatperiodes uit Tabel 2. Deze is berekend in functie van de temperatuur volgens de relatie van Dansgaard (1964). De simulaties tonen dat de huidige ^{18}O verdeling beïnvloed is door de initiële klimaatomstandigheden. Er is ook een duidelijk patroon terug te vinden in de verdeling van de ^{18}O concentratie in de Onder Rupeliaan en de Lede-Brussel aquifers. Hogere waarden van berekende ^{18}O concentraties zijn terug te vinden in het zuiden en in het noorden. De zuidelijke waarden zijn te wijten aan de recente watervoeding terwijl de noordelijke waarden overeenkomen met een veel oudere watervoeding. De lagere waarden in het centrum zijn te wijten aan een watervoeding tijdens een glaciaal klimaat. Dit is gerelateerd met de tijdsafhankelijke input van de ^{18}O via het neerslagwater, met een overheersing van de invloed van natte en matige klimaatperiodes op de huidige ^{18}O concentraties. Dit patroon is ook herkenbaar bij de gemeten ^{18}O

verdeling in de Lede-Brussel Aquifer (zie Figuur 6), maar is minder overtuigend in de Onder-Rupeliaan Aquifer. De vergelijking is eerder kwalitatief dan kwantitatief want de amplitude van variatie is duidelijk groter bij de berekeningen dan bij de metingen; het geeft voldoende vertrouwen in de methode die gebruikt werd om de klimaat-effecten in rekening te brengen.

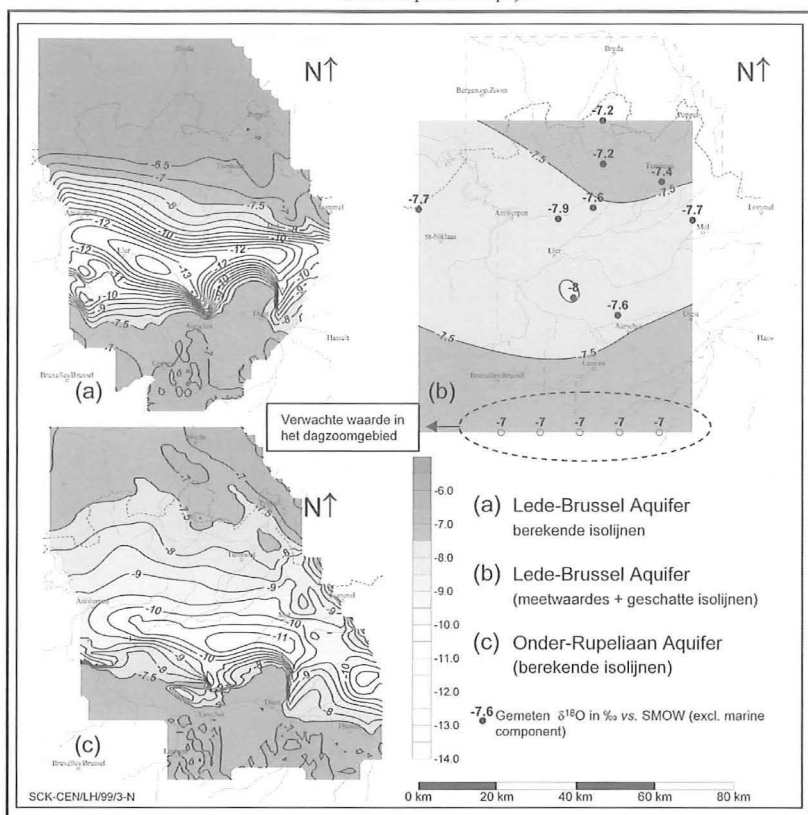
Toepassing bij de evaluatie van de lange-termijnprestatie van een bergings-systeem

Een dergelijke simulatiebenadering werd voorgesteld om de radiologisch gevolgen van het vrijkomen van radionucliden van een bergingssysteem voor de volgende 125 000 jaar te evalueren. De gebruikte langtermijn klimaat-evolutie is gebaseerd op de theorie van Milankovitch (Berger *et al.*, 1991; Goodess *et al.*, 1991). Merk wel dat bij deze oefening geen rekening gehouden is met een mogelijke "global warming" of broeikas-effect. Deze evolutie werd vertaald in een nieuwe sequentie van klimaatperiodes waarvan de eigenschappen gelijk zijn aan die van de vroeger gedefinieerde periodes. Om het transport van radionucliden, die zouden vrijkomen uit het bergingssysteem in de Boomse Klei, na te bootsen, werd een transportsimulatie van ^{129}I uitgevoerd. Eerst werd de ^{129}I flux, die aan het dak van de Boomse Klei vrijkomt, berekend, rekening houdend met de klimaatveranderingen. De effecten ervan zijn wel vrij beperkt omdat het transport in de klei hoofdzakelijk diffusief is. De uitkomende ^{129}I fluxen werden als input gebruikt bij de transport-berekeningen voor de volgende 125 000 jaar. De resulterende ^{129}I concentraties met en zonder rekening te houden met klimaatveranderingen zijn weergegeven in Figuur 7. Men kan duidelijk zien dat hogere concentraties kunnen voorkomen in de komende 125 000 jaar en, dat deze hoog kunnen worden tijdens glaciële periodes, voor zover ze vergelijkbaar zijn met de Weichseliaan ijstijd.

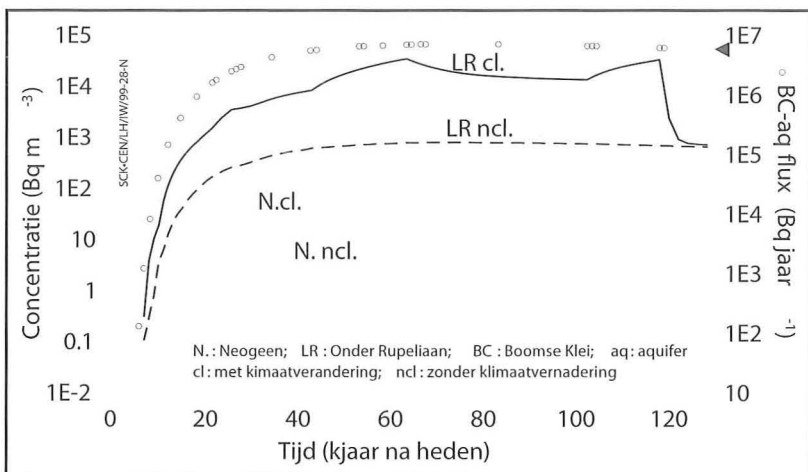
Conclusie

De meting van natuurlijke isotopen leverde betekenisvolle indicaties over de waterbewegingen tijdens de laatste glaciële cyclus. Ondanks de enorme onzekerheden in de gebruikte gegevens, was het mogelijk om de verdeling van deze waarnemingen gedeeltelijk te reconstrueren door middel van modelsimulaties van waterbeweging en transport, rekening houdend met de klimaatveranderingen tijdens de laatste ijstijd. De resultaten tonen dat de huidige concentraties van ^{18}O , in de diepe aquifer zeker kunnen gerelateerd worden met de voorbije Weichseliaan ijstijd en dat zeer oud water aanwezig is in het noordelijke deel van de Onder-Rupeliaan en Lede-Brussel aquifers. De ^{14}C concentratie is minder afhankelijk van de klimaat-evolutie. Dezelfde methode werd toegepast voor de evaluatie van het vrijkomen van radionucliden uit een bergingssysteem. Het

Figuur 6: Berekende $d^{18}O$ concentraties in de Onder-Rupeliaan en Lede-Brussel aquifers (a,c); gemeten $d^{18}O$ concentraties in de Onder-Rupeliaan Aquifer



Figuur 7: Evolutie van de ^{129}I in de aquifers voor de komende 125 duizend jaar zonder en met rekening te houden met lange-termijnklimaatsveranderingen (exclusief "global warming"). De ^{129}I flux uit de Boomse Klei is berekend met de klimaatverandering



toont dat, voor gelijkaardige ijstijden, sterk verhoogde concentraties van radionucliden kunnen voorkomen in de aquifers. Dit is een gevolg van een drastische vermindering van de verdunning in de aquifers. Wegens de enorme onzekerheden die optreden in de verschillende stadia van de gebruikte methode, is het van belang om er op te wijzen dat de resultaten van de simulaties niet als voorspellingen van de mogelijke radiologische gevolgen kunnen beschouwd worden maar slechts als illustraties ervan.

Dankwoord

Deze studie werd gefinancierd door de Europese Commissie en werd uitgevoerd in samenwerking met de Technische Universiteit Delft (Nederland), het Commissariat à l'Énergie Atomique en de Universiteit van Paris-Sud (Frankrijk).

Referenties

Berger A., Gallée H. and Mélice J.L. (1991) The earth's future climate at the astronomical timescale. In: *Proc. of Intern. Workshop on "Future climate change and radioactive waste disposal"*, Norwich, 1-3 November 1989, University of East Anglia, Rapport NSS/R257, UK, 148-165

Dansgaard W. (1964) Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, XVI, 435-468

De Lange W. (1999) Personal communication on flow boundary conditions, RISA, Nederland

Goodess C.M., Palutikof J.P. and Davies T.D. (1991) Studies of the climatic effects and impacts relevant to deep underground disposal of radioactive waste. Rapport NSS/R267, UK

Hardy, L., Wemaere, I., Van Keer, I., Marivoet, J., and Sillen, X. (2000) Climatic effects in transport modelling: application to the performance assessment of a radioactive waste repository. In: *Proceedings of TraM'2000, the IAHS International Tracers and Modelling in Hydrogeology*, Liège, België. IAHS Press. Oxfordshire. 263-268

Marivoet J., Van Keer I., Wemaere I., Hardy L., Pitsch H., Beaucaire C., Michelot J.L., Marlin C., Philippot A.C., Hassanizadeh M. and Van Weert F. (2000) A palaeohydrogeological study of the Mol site (PHYMOL project). Finaal rapport voor EC. Contract n° F14W-CT96-0026, DG EUR 19146 EN, Brussel, België, 1-101

Meyus Y., Batelaan O. and De Smedt F. (2000) Technisch concept van het VGM. Hydrogeologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen (HCOV). Concept Vlaams Grondwater Model (VGM). Vrije Universiteit Brussel rapport voor AMINAL, België, pp 116

NIRAS, (2001) Technisch overzicht van het SAFIR 2-rapport, NIROND 05-2001 N (www.nirond.be/nederlands/8.2.2_pubs_nl.php)

Philippot A. C., Michelot, J. L., and Marlin, C. (2000) A Palaeohydrogeological Study of the Mol Site (PHYMOL Project). Rapport spécifique 3: Analyse des Isotopes et des Gaz Nobles. Brussel, België, rapport voor EC, DOC RTD/0055/2000 – FR, 1-46

Pitsch, H. and Beaucaire, C. (2000) A Palaeohydrogeological Study of the Mol Site (PHYMOL Project). Topical report 2: Hydro-

geochemistry. Brussel, België, rapport voor EC, DOC RTD/0054/2000 – EN, 1-44

van Weert, F. and Hassanizadeh, M. (2000) A Palaeohydrogeological Study of the Mol Site (PHYMOL Project). Topical report 1: Supra Regional Groundwater Modelling of the Northwest Europe over the last 125,000 years. Brussel, België, rapport voor EC, DOC RTD/0053/2000 – EN, 1-55

Wemaere, I., Hardy, L., Van Keer, I., Marivoet, J., Labat, S., and Sillen, X. (2000) A Palaeohydrogeological Study of the Mol Site (PHYMOL Project). Topical report 4: Climatic effects in the regional hydrogeological model for the performance of the Boom Clay Formation. Brussel, België, rapport voor EC DOC RTD/0056/2000 - EN, 1-72

*I. Wemaere, J. Marivoet en
S. Labat*

*Isabelle Wemaere
Studiecentrum voor kernenergie (SCK•CEN)
Boeretang 200, B-2400 Mol
Tel: (+32-14) 33.32.41
Tel secretary (+32-14) 33.32.29
Fax: (+32-14) 32.35.53
iwemaere@sckcen.be*

*Wetenschappelijk medewerker
Studiecentrum voor kernenergie (SCK•CEN)
Expertisegroep Radiologische Impact- en
Performantiestudies (IPA)
Eenheid Performantiestudies (PAS)
Boeretang 200, B-2400 Mol
Tel: (+32-14) 33.32.41
http://www.sckcen.be/sckcen_nl/*

Hydrogeologisch homogene zones ter bepaling van de nitraatkwetsbaarheid van het grondwater

Voor de bepaling van de kwetsbaarheid van het grondwater tegenover nitraatverontreiniging werd Vlaanderen ingedeeld in 33 hydrogeologisch homogene zones. Binnen elke van deze zones wordt een gelijkaardige manier van nitraattransport en nitraatafbraak in de hier voorkomende eerste watervoerende laag verwacht.

Om deze zones in het kader van de actieprogramma's, die in toepassing van de Europese nitraatrichtlijn zijn opgestart, te kunnen evalueren, werd in 2003 een nieuw freatisch grondwatermeetnet geïmplementeerd. Dit meetnet bestaat uit ca. 2100 putten met verschillende meetniveaus in het ondiepe grondwater onder landbouwgebied voor het opvolgen van diffuse verontreinigingen. Sinds 2004 wordt op dit meetnet op halfjaarlijkse basis gemeten. De eerste meetreeksen tonen overschrijdingen van de nitraatnorm van 50mg/l op 35% tot 40% van de meetlocaties. Het aantal nitraatverontreinigingen in het grondwater varieert nogal van zone tot zone (0% tot 100%). Een duidelijke tijdsevolutie wordt tot op heden (nog) niet vastgesteld.

1. Hydrogeologisch homogene zones ter bepaling van de nitraatkwetsbaarheid van het grondwater

1.1. Inleiding

In toepassing van de Europese nitraatrichtlijn (91/676/EEG) dient de kwetsbaarheid van de watervoerende lagen voor diffuse nitraatverontreiniging, zowel potentieel alsook op basis van daadwerkelijke overschrijdingen van de 50mg/l nitraatnorm (A- en B-criteria van de nitraatrichtlijn), te worden bepaald en te worden opgevolgd. In het kader van deze kwetsbaarheidsbepaling werd het model van de hydrogeologisch homogene zones in opdracht van de toenmalige leefmilieuadministratie (AMINAL-afdeling Water) door het Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie van de Universiteit Gent ontwikkeld (Eppinger *et al.*, 2002). Vlaanderen werd op basis van deze studie - na uitvoering van enkele modificaties - ingedeeld in 33 hydrogeologisch homogene zones (HHZ's). Het conceptueel model van de HHZ's is gekoppeld aan de kennis over de fysische en chemische randvoorwaarden, die belangrijk zijn voor nitraatverspreiding en nitraatverwijdering in de watervoerende lagen. In 2002 werd door de Vlaamse regering besloten een compleet nieuw monitoringmeetnet voor grondwater te installeren, dat beter aan de eisen van de nitraatrichtlijn kon voldoen en op basis waarvan een kwetsbaarheidsbeoordeling kon worden uitgevoerd. Het nieuwe freatische grondwatermeetnet, bestaande uit ca. 2100 multilevel-putten, werd aan het kwetsbaarheidsmodel van de HHZ's gekoppeld. Er dienden namelijk voldoende putten per HHZ te worden geïnstalleerd, om deze op een betrouwbare manier te kunnen evalueren. Sinds 2004 is dit grondwatermeetnet operationeel en wordt dit op halfjaarlijkse basis bemonsterd.

Het model van de HHZ's is een belangrijk instrument ter controle van de efficiëntie van actieprogramma's die in het kader van het Mestdecreet worden uitgevoerd. Bovendien staat het monitoringmodel in functie van een duurzaam en ver-

antwoord beheer van de grondwaterreserves (bereiken van de goede toestand van de grondwatersystemen – Kaderrichtlijn Water).

In de volgende hoofdstukken worden het model, het monitoringconcept en de eerste meetresultaten nader toegelicht.

1.2. Hydrogeologisch homogene zones

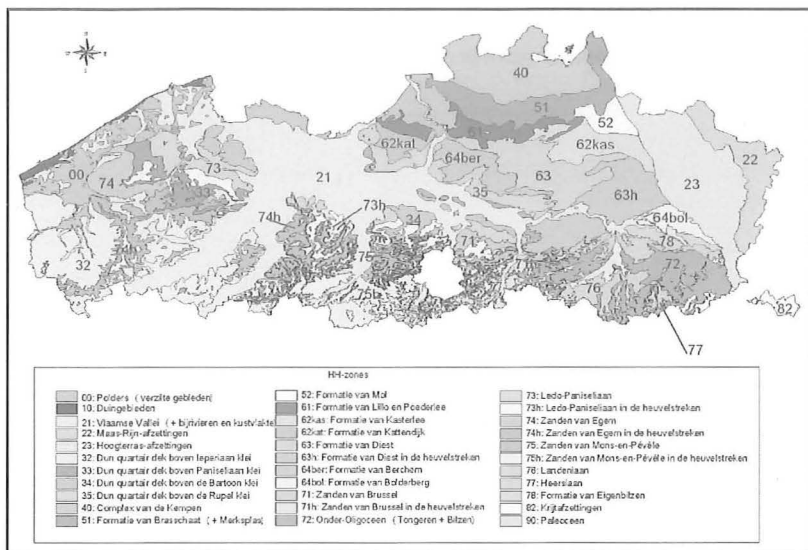
Hydrogeologisch homogene zones zijn zones met vergelijkbare fysische en chemische randvoorwaarden voor de verspreiding en de afbraak van nitraat in het grondwater van de hiermee geassocieerde freatische (meest ondiepe) watervoerende lagen. De tweedimensionale indeling van Vlaanderen is gebaseerd op het toen beschikbare referentiemateriaal zoals de geologische Tertiairkaart, kaartmateriaal over de quartaire afzettingen, de bodemassociatiekaart, verzillingskaarten, boorbeschrijvingen van o.a. de Belgische Geologische Dienst en de Universiteit Gent, mineralogische informatie, peilmetingen en resultaten van projectstudies. Deze informatie werd gebruikt voor de cartografische indeling (fig. 1) en de kwetsbaarheidsbepaling van de zones.

Voor de kwetsbaarheidsbepaling werden volgende fysische en chemische voorwaarden op zoneniveau geëvalueerd (Eppinger, 2005):

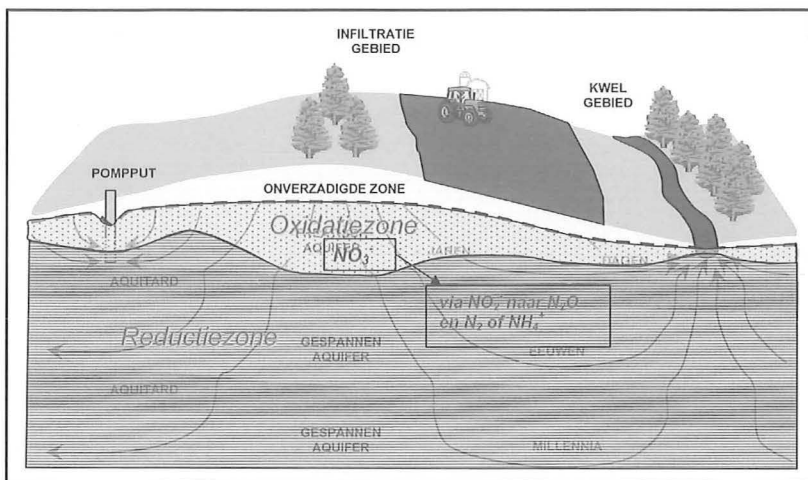
1. hydraulische gradiënt
2. doorlatendheid
3. dikte van de onverzadigde zone
4. verticale en horizontale gelaagdheid van de grondwaterkwaliteit ten gevolge van redoxprocessen
5. reductiecapaciteit: organische stoffen, ijzerverbindingen en sulfiden
6. afzettingshistoriek

De hydraulische gradiënt (1) bepaalt samen met de doorlatendheid (2) de stromingssnelheid en de stromingsrichting binnen een watervoerende laag. Hoe sneller het grondwater wordt getransporteerd, hoe vlugger nitraten kunnen worden aangevoerd. De dikte van de onverzadigde zone

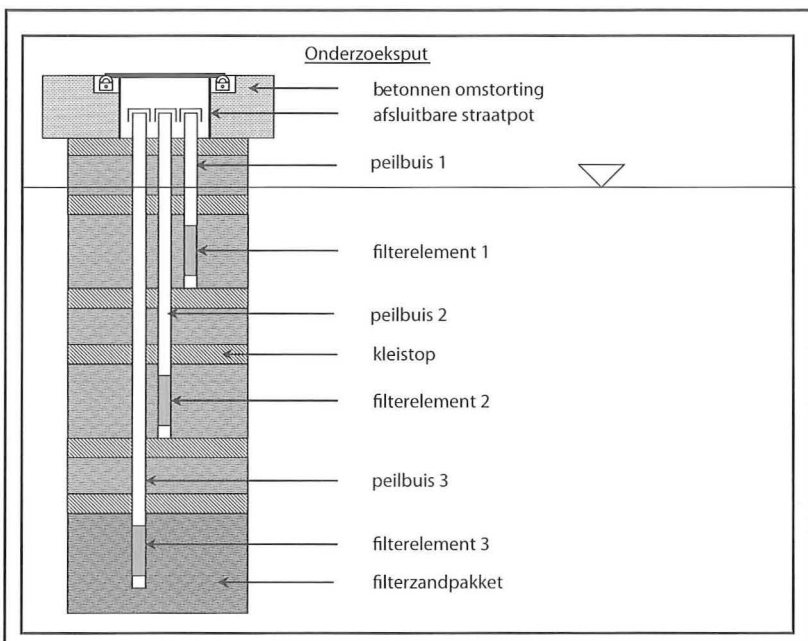
Figuur 1: Hydrogeologisch homogene zones van Vlaanderen



Figuur 2: Nitraat (NO_3^-) is stabiel in de oxidatiezone en wordt in de reductiezone microbiologisch via nitriet (NO_2^-) tot lachgas (N_2O), stikstofgas (N_2) of ammonium (NH_4^+) gereduceerd



Figuur 3: Standaardafwerking van een onderzoeksput van het freatisch grondwatermeetnet



(3) is belangrijk voor de status van de oxidatie van de sedimenten (luchttoevoer) en de totale transportweg voor infiltrerend, al dan niet nitraathoudend, water. De verticale en horizontale gelaagdheid van de grondwaterkwaliteit ten gevolge van redoxprocessen (4) bepaalt mee hoever nitraat in de waterverzadigde zone van een watervoerende laag kan voordringen. Hierbij is vooral de oxidatiezone van belang. In deze zone is nog opgelost zuurstof in het grondwater aanwezig en kan microbiologisch gekatalyseerde anaerobe nitraatreductie niet plaatsvinden. Nitraat blijft dus onder deze omstandigheden stabiel en kan niet worden verwijderd (zie ook fig. 2). Pas in de reductiezone wordt nitraat microbiologisch afgebroken (o.a. Berner, 1981). De reductiecapaciteit (5) hangt onder andere af van de aanwezigheid van reducerende stoffen zoals organisch materiaal, ijzerverbindingen en sulfiden (vooral pyriet). Deze stoffen fungeren als nutriënten voor nitraatreducerende micro-organismen. Bij afwezigheid hiervan kan praktisch geen nitraatafbraak plaatsvinden. De afzettingshistoriek (6) kenmerkt de oxidatiestatus van de sedimenten in het algemeen. Terrestrische sedimenten zijn dikwijls sterker geoxideerd en hebben een minder grote reductiecapaciteit.

Aan de hier genoemde 6 parameters werden gewichten toegekend. Het puntentotaal leidt tot een gewichtsfactor (3 tot 17), die de potentiële kwetsbaarheid van een zone aangeeft. Hoe groter de gewichtsfactor hoe kwetsbaarder de zone voor nitraatverontreiniging is (zie tabel 1).

1.3. Toepassing – freatisch grondwatermeetnet

Het nieuwe freatische grondwatermeetnet werd binnen het landbouwgebied van de HHZ's geïnstalleerd. De verdeelsleutel van de putten hangt van de kwetsbaarheidsbepaling af. Zeer kwetsbare zones worden wegens het grotere risico tot nitraatverontreiniging met een grotere putdensiteit opgevolgd dan minder kwetsbare zones.

- Minst kwetsbare zones:
 - 1 put per 1100ha landbouwgebied (bv. Polders)
- Uiterst kwetsbare zones:
 - 1 put per 200ha landbouwgebied (bv. Maas-Rijnafzettingen)
- Gemiddelde densiteit:
 - 1 put per 340ha landbouwgebied

In totaal zijn ca. 2100 multilevel-putten met 5200 meefilters geïnstalleerd. Momenteel wordt aan een uitbreiding van het monitoringmeetnet in natuurgebieden gewerkt.

De installatiediepte van de putten is afhankelijk van de oxidatiediepte binnen de watervoerende laag (dikte en spreiding oxidatiezone). Standaard zijn de putten met drie meefilters afgewerkt. De bovenste filter bevindt zich vlak onder de watertafel - 1 tot 3 m eronder - om de meest recente grondwateraanvulling en hieraan gekoppelde

Tabel 1: Bepaling van de kwetsbaarheid op basis van gewichtsfactoren

HHZ- beschrijving	HHZ	Hydraulische doorlatendheid	Hydraulische gradient + dikte onverzadigde zone	Sterk geoxideerd tijdens afzetting	Dikte oxidatiezone (waterverzadigd)	Afwezigheid van effectieve reductiecapaciteit	Totaal punten
00-Polderafzettingen	00	1	1	1	0	0	3
10-Duingebieden	10	3	3	3	1	4	14
21-Vlaamse Vallei	21	2	2	2	2	2	10
22-Maas-Rijnafzettingen	22	4	1	3	3	6	17
23-Hoogterrasafzettingen	23	3	2	3	3	6	17
32-Quartair dek op Ieperse klei	32	2	1	2	0	2	7
33-Quartair dek op Paniselian klei	33	2	1	2	0	2	7
34-Quartair dek op Bartoon klei	34	2	1	2	0	2	7
35-Quartair dek op Rupeliaan klei	35	2	1	2	0	2	7
40-Complex van de Kempen	40	2	2	2	2	4	12
51-Formatie van Brasschaat	51	2	1	2	1	2	8
52-Formatie van Mol	52	3	2	3	2	2	12
61-Formatie van Lillo en Poederlee	61	2	1	1	1	2	7
62-Formatie van Kasterlee	62	2	2	3	2	4	13
62-Formatie van Kattendijk	62	2	1	2	1	2	8
63-Formatie van Diest	63	3	1	2	2	4	12
63-Formatie van Diest in heuvelgebieden	63h	3	3	2	3	6	17
64-Formatie van Berchem (en Bolderberg)	64ber	3	1	1	1	2	8
64-Formatie van Bolderberg in heuvelgebieden	64bol	2	3	2	2	2	11
71-Formatie van Brussel	71	2	2		2	2	9
71h-Formatie van Brussel in heuvelgebieden	71h	3	3	1	3	6	16
72-Onder-Oligoceen	72	2	2	2	2	2	10
73-Ledo-Paniseliaan	73	2	1	1	2	4	10
73h-Ledo-Paniseliaan in heuvelgebieden	73h	2	3	1	3	6	15
74-Zanden van Egem (Mont-Panisel)	74	2	1	1	2	4	10
74h-Zanden van Egem in heuvelgebieden	74h	2	3	1	3	6	15
75-Zanden van Mons-en-Pevèle	75	2	1	1	2	4	10
75h-Zanden van Mons-en-Pevèle in heuvelgebieden	75h	2	3	1	3	6	15
76-Landeniaan	76	2	3	2	3	4	14
77-Heersiaan	77	2	3	1	3	4	13
78-Formatie van Eigenbilzen	78	2	3	1	2	2	10
82-Krijtafzettingen	82	3	3	1	3	6	16
90-Paleozoicum	90	2	1	1	2	4	10

Evaluatie:
 0 - verwaarloosbaar
 1 - weinig/klein
 2 - matig
 3 - zeer goed/groot/sterk
 4 - uiterst goed (alleen voor hydraulische doorlatendheid)

Een dubbele waardering is toegekend aan de 'afwezigheid van de reductiecapaciteit' gezien het belang van deze factor (x * 2, waarbij x=0, 1, 2 of 3).

potentiële nitraatinput te kunnen opvolgen. De tweede filter situeert zich aan de basis van de oxidatiezone, waar nitraat nog kan voorkomen. Op deze manier kan de bestaande (verticale) spreiding van nitraat in het grondwater worden geobserveerd. De derde filter bevindt zich in de ondiepe reductiezone om achtergrondconcentraties en reeds aanwezige secundaire effecten op de grondwaterkwaliteit tengevolge van redoxprocessen aan de grens oxidatie-reductiezone in beeld te kunnen brengen. Afwijkend van dit principe zijn op plaatsen met zeer dunne of zeer dikke oxidatiezones ook putten met 1, 2 of 4 filters geïnstalleerd. De putdiepte kan variëren van ca. 2m tot bijna 100m onder het maaiveld. De lengte van de filterelementen – de zone waar het grondwater de buizen binnendringt – bedraagt 0.5m tot 1m. Met behulp van de multilevel-putten kunnen ook verticale hydraulische gradiënten worden bepaald.

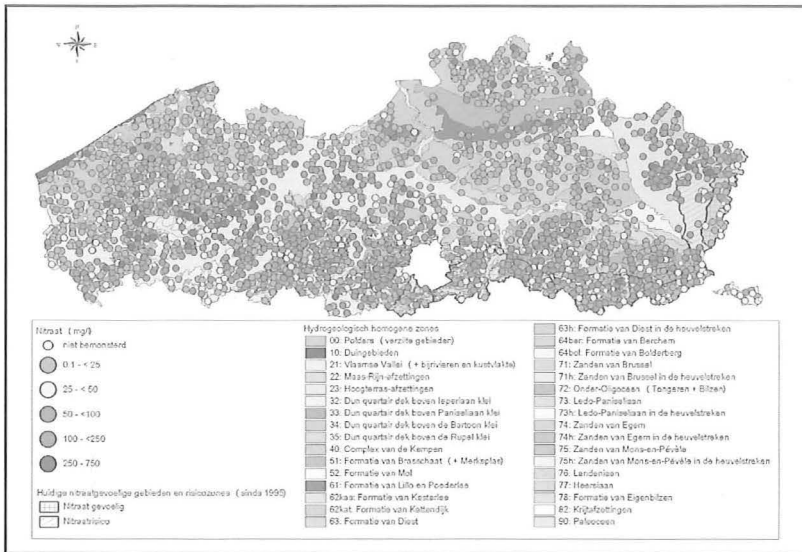
2. Monitoring in het kader van de nitraatrichtlijn

2.1. Meetconcept

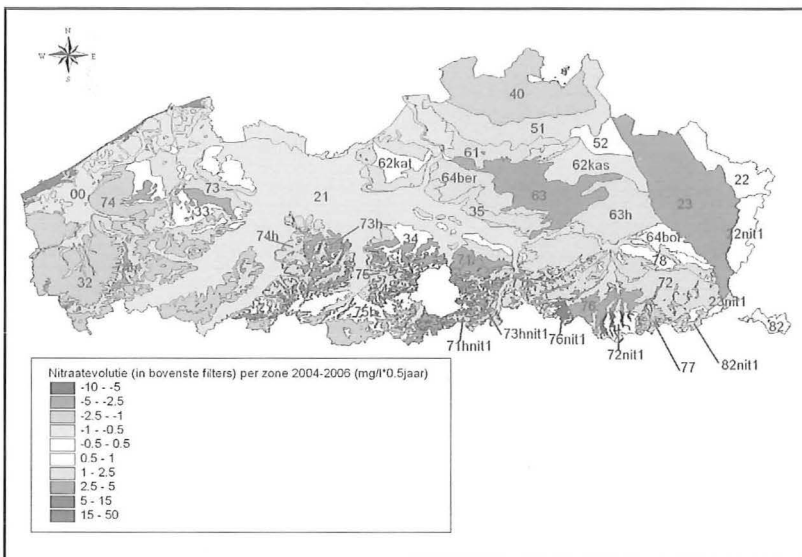
Sinds het voorjaar van 2004 worden op alle bemonsterbare putten en filters grondwaterstalen genomen. De metingen gebeuren op halfjaarlijkse basis en maken eveneens deel uit van de (toekomstige) operationele monitoring in het kader van de kaderrichtlijn Water. Tot het voorjaar van 2006 werd voor een drietal prioritaire uiterst kwetsbare zones (HHZ's 22, 71h en 82) ook 4 keer per jaar bemonsterd. Om reden van vrij geringe fluctuaties in de meetgegevens leek dit voor deze zones niet meer noodzakelijk.

Alle beschikbare metingen zijn consulteerbaar op de website van <http://dov.vlaanderen.be>

Figuur 4: Nitraatoverschrijdingen op putniveau voor het voorjaar 2006



Figuur 5: Nitraatevolutie in de bovenste filters van het freatisch grondwatermeetnet (2004 – 2006)



2.2. Toestand en evolutie van de meetresultaten

In het kader van de toestandsbeschrijving van de HHZ's worden als voorbeeld de nitraatoverschrijdingen op putniveau voor het voorjaar van 2006 weergegeven (zie figuur 4). Zodra op een van de aanwezige filters per put een overschrijding van de nitraatnorm van 50mg/l wordt vastgesteld, wordt de meetlocatie als risicopunt ingeschat. Op de kaart zijn de maximumwaarden per put weergegeven. In totaal ligt het overschrijdingspercentage voor het voorjaar van 2006 bij ca. 38% van de putlocaties.

Er tekenen zich duidelijk variaties af in de verspreiding van de nitraten in het Vlaamse grondwater. Veel overschrijdingen worden telkens in Noord-Limburg (de Hoogterras- en Maas-Rijnafzettingen, HHZ's 22 en 23) en in het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen (vooral HHZ's 33, 63h, 71, 71h, 72, 73h, 74h, 76 en 77) gemeten. Weinig tot geen overschrijdingen worden dan weer

vastgesteld voor de zones van de Polders (HHZ 00), de Zanden van Diest in de vlakke gebieden (HHZ 63) en de Formatie van Eigenbilzen (HHZ 78). Bovendien kan ook een positief beeld worden geschetst van de situatie langs de Maaskant, met name het gedeelte van HHZ-zone 22, dat reeds sinds 1995 als nitraatgevoelig gebied voor grondwater is afgebakend. Hier stelt men nagenoeg geen overschrijdingen van de nitraatnorm vast, terwijl voor de omliggende zones of deelzones de toestand minder gunstig is (zie ook Eppinger, 2005). In nitraatgevoelige gebieden werd door het Vlaamse Mestdecreet een bemestingnorm van maximaal 170 kg organische stikstof per ha per jaar, afkomstig van dierlijke mest, vastgelegd. Deze bemestingsbeperkingen werden langs de Maaskant ingevoerd om de hier aanwezige grondwaterwinningen voor de openbare drinkwatervoorziening beter tegen nitraatverontreinigingen te kunnen beschermen. Gezien de kortetermijnanalysereeksen van het freatisch grondwatermeetnet (sinds 2004) moet de positieve evolutie ook in de eerste plaats uit de langetermijnanalysegegevens van de openbare drinkwatermaatschappijen worden afgeleid. Voor het merendeel van de meetplaatsen wordt sinds 1995 een daling van de nitraatconcentraties gemeten. Niettemin stelt men in andere zones, die reeds langer beschermd zijn, nog geen verbeteringen vast, zoals in delen van de HH-zones 71h, 73h en 76. Dit is mogelijk te wijten aan de tragere stromings- en transportsnelheden in de hier aanwezige sedimenten. Een duidelijke evolutie is voorlopig niet uit de meetgegevens af te leiden. In de volgende tabel zijn de overschrijdingspercentages per campagne op putniveau weergegeven. Deze statistische benadering geeft de mogelijkheid om de kwalitatieve toestand van het grondwater met betrekking tot nitraten in het kader van een risico-inschatting nader te bepalen. De grootteorde van de normoverschrijdingen wijzigt nauwelijks met een lichte piek in het voorjaar van 2005.

Tabel 2: Overschrijdingspercentages per campagne

Campagnes	Percentage ≥50mg NO3-I-1	Percentage ≥25mg NO3-I-1
2004 – voorjaar	35.7%	47.5%
2004 – najaar	35.7%	45.4%
2005 – voorjaar	39.5%	51.0%
2005 – najaar	37.7%	48.0%
2006- voorjaar	37.9%	48.8%
2006- najaar	37.4%	47.8%

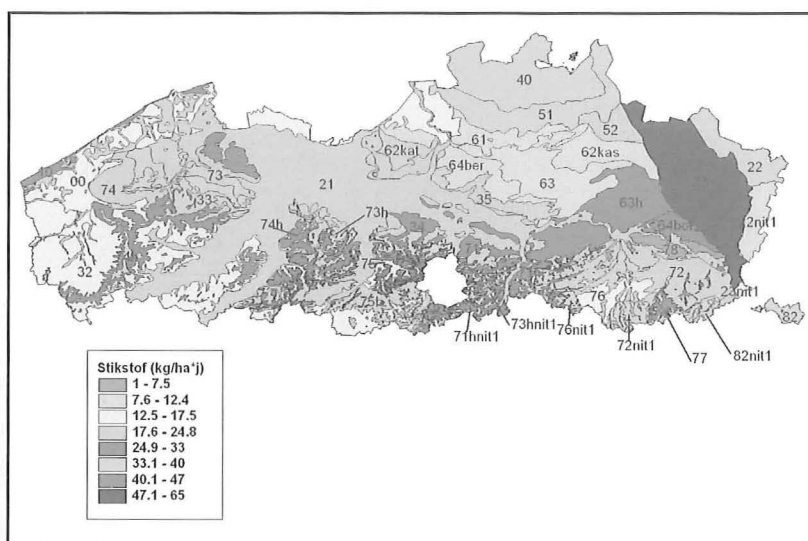
Op figuur 5 is de evolutie van de nitraatconcentraties in het meest ondiepe gedeelte van de watervoerende lagen van de HHZ's voor de meetperiode 2004 - 2006 weergegeven. Per analyse-

campagne werd voor elke HHZ de gemiddelde nitraatconcentratie berekend, die in het grondwater van de bovenste filters werd gemeten. De stijging van de op deze dataset toegepaste lineaire regressie geeft de verandering van de gemiddelde nitraatconcentraties per HHZ per halfjaar weer (frequentie van de meetcampagnes). Dus negatieve waarden in figuur 5 tonen een daling van de gemiddelde nitraatconcentraties, positieve waarden een stijging. De dataset is hier gereduceerd tot de meetpunten, die tijdens elke analysecampagne konden worden bemonsterd. Voor de HH-zones worden duidelijke verschillen opgemerkt. Meest in het oog springend is de sterke verbetering voor HH-zone 76nit (Landeniaan). Een onderverdeling naar subzones, die sinds 1995 nitraatgevoelig gebied zijn (nit) is in het kader van deze evaluatie uitgevoerd. Verslechterd is daarentegen de situatie voor de zone van de duingebieden (HHZ 10). Dit heeft vooral te maken met de beperkte dataset voor deze zone en de constante verslechtering op één locatie. Ook kan er nog steeds een achteruitgang voor de zone van de Hoogterrasafzettingen (HHZ 23) vastgesteld worden.

2.3. Stikstofuitspoeling naar het grondwater

Op basis van de gemiddelde nitraatconcentraties die over de meetperiode 2004-2006 voor de bovenste filters van eenzelfde HHZ werden gemeten, werd met behulp van het WETSPASS-model (Meyus *et al*, 2004) de minimale uitspoeling van nitraatsuikstof uit de diepere bodemlaag naar het grondwater berekend. Uit het WETSPASS-model is de gemiddelde jaarlijkse grondwateraanvulling per zone afgeleid. De grondwateraanvulling in Vlaanderen is nogal variabel en hangt van de bodemgesteldheid alsook van regionale effecten af (ca. 40 tot 400mm/jaar). De teruggerekende uitspoelingswaarden zijn minimale concentraties, omdat ervan wordt uitgegaan dat, eens nitraat uitspoelt uit de onderste bodem-

Figuur 6: Gemiddeld uitgespoelde stikstofhoeveelheden uit de bodemlaag die het freatisch grondwater van de HHZ's bereiken



laag, geen nitraatverwijderende processen of dispersie in de onverzadigde zone meer plaatsvinden, wat niet overal het geval is.

Vooraf in de zand- en grindlagen van Limburg (bvb HHZ 23), de Noorder-Kempen en enkele zones in de heuvelstreken vindt blijkbaar een grootschalig nitraattransport naar het grondwater plaats. In de Polders (HHZ 00) en het Diestiaan (HHZ 63) daarentegen gebeurt weinig nitraatuitspoeling, of is het nitraat reeds verwijderd bij het bereiken van de grondwaterafval.

De in figuur 6 aangegeven gemiddelde stikstofhoeveelheden (in kg NO₃-N/(ha*jaar)) die het grondwater van een HHZ bereiken zeggen dus niets over daadwerkelijk gemeten nitraatoverschrijdingen, omdat met de zonespecifieke grondwateraanvulling rekening moet worden gehouden. Een grote grondwateraanvulling van 340mm per jaar zoals bvb. in de zone van het Complex van de Kempen (HHZ 40) leidt tot sterke verdunningseffecten, zodat - ondanks grote gemiddelde uitspoelingshoeveelheden aan stikstof - relatief weinig overschrijdingen van de nitraatnorm worden vastgesteld. Een kleine grondwateraanvulling (bvb. 150mm per jaar) kan dan weer tot hoge nitraatconcentraties in het grondwater leiden, wanneer een vergelijkbaar grote stikstofmassa wordt uitgespoeld (bvb. nitraatgevoelig gebied van het Landeniaan (HHZ 76nit)).

3. Conclusies

Het HHZ-model is een belangrijk instrument voor nitraatonderzoek in het grondwater ten behoeve van het voorstellen en opvolgen van beleidsmaatregelen in toepassing van de nitraatrichtlijn en de kaderrichtlijn Water.

De toestand en de evolutie van het ondiepe grondwater met betrekking tot het voorkomen van nitraat zijn uiteenlopend. Weinig tot nagenoeg geen overschrijdingen van de nitraatnorm van 50mg/l worden voor de zones van de Polders (HHZ 00) en het Diestiaan van het zuidelijke Netebekken (HHZ 63) vastgesteld. Een positieve evolutie is ook voor enkele al langer beschermde subzones (bvb Maaskant, HHZ 22nit) waarneembaar. Veel overschrijdingen worden daarentegen in het noordoostelijke en het zuidelijke gedeelte (heuvelstreken) van Vlaanderen gemeten. Verbeteringen en verslechteringen, indien vaststelbaar, moeten op langetermijn worden geëvalueerd, gezien het in vergelijking met oppervlaktewater trage grondwatertransportsysteem. Voor een goed onderbouwde trendbepaling zijn langetermijnreeksen onmisbaar. De aparte evaluatie van HH-zones is noodzakelijk en dient aan de stikstofinput te worden gekoppeld. Ook in potentieel minder kwetsbare zones kunnen namelijk bij grote nitraatinput normoverschrijdingen worden gemeten. De verdere uitbouw van het meetnet ten behoeve van andere sectoren is gaande (natuurgebieden) of wordt aanbevolen (industrie of verstedelijkt gebied).

4. Referenties

Berner, R.A. (1981). A new geochemical classification of sedimentary environments. *J. Sediment. Petrol.* 51, 359 – 365

Eppinger, R. (2005). Het freatisch grondwatermeetnet – Een vernieuwende kijk op de kwaliteits-evolutie van het ondiepe grondwater in Vlaanderen. AMINAL – afdeling Water. In: Nitraat-problematiek, waar staan we nu?. Rapport KVIV-studiedag – Vlaamse Landmaatschappij Brugge, 30 nov. 2005, 45-56.

Eppinger, R.; Van Camp, M.; De Smet, D. & Walraevens, K. (2002). Onderzoek naar de verspreiding van nitraat in het grondwater in Vlaanderen. Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie – Universiteit Gent. in opdracht van AMINAL – afdeling Water. TGO 99/18; 216 p. + bijlagen

Meyus, Y.; Adyns D.; Woldeamlak, S.T.; Batelaan, O. & De Smedt, F. (2004). Vlaams Grondwater Model: Opbouw van een Vlaams Grondwater-voedingsmodel, Eindrapport. Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, VUB. in opdracht van AMINAL- afdeling Water. 81 p. + bijlagen

R. Eppinger
projectverantwoordelijke
grondwaterkwaliteit, dienst Grondwaterbeheer
VMM, afdeling Water
Koning Albert-II laan 20
1000 Brussel
Telefoon: 02/553.21.37
Fax: 02/553.21.05

P. Thomas
afdelingshoofd
VMM, afdeling Water
Koning Albert-II laan 20
1000 Brussel

De beoordeling van de kwalitatieve toestand van grondwaterlichamen

Het freatisch grondwatermeetnet met ruim 2100 putten en 5200 filters in landbouwgebied wordt sinds 2004 tweemaal per jaar volledig bemonsterd en geanalyseerd op een uitgebreide waaier van kwaliteitsparameters. Sinds 2006 voert de overheid eveneens analysecampagnes uit op filters van het primair meetnet die in de diepere watervoerende lagen gelegen zijn. Begin 2007 zal dit meetnet bestaan uit ca. 436 putlocaties met 860 filters.

Op basis van de kwaliteitsgegevens kan een beeld geschetst worden van de kwalitatieve toestand van het grondwater in Vlaanderen. Deze beoordeling gebeurt op het niveau van de grondwaterlichamen of afgeijnde zones voor elke parameter afzonderlijk of voor een som van parameters. Om tot een risico-inschatting te komen worden de data geaggregeerd tot één waarde, ofwel op putlocatie-niveau of op put-niveau per grondwaterlichaam.

Deze bijdrage geeft een kort overzicht van het voorkomen van pesticiden in Vlaanderen. Het voorkomen van nikkel wordt besproken op het niveau van grondwaterlichamen van het Maassysteem. Er wordt besproken in welke mate de verschillende normen overschreden worden en hoe de concentraties zich binnen het Maassysteem verdelen.

Instrumenten

De bepaling van de kwaliteit van het grondwater kan enkel op basis van analyseresultaten op grondwaterstalen. Het freatisch grondwatermeetnet en het primair grondwatermeetnet van de VMM - afdeling Water worden hiervoor gebruikt. Kort samengevat werd het freatische grondwatermeetnet in landbouwgebied geïnstalleerd om in de freatische zone uit verschillende redox-zones stalen te kunnen nemen. Het plaatsingsprincipe van het meetnet wordt elders in dit nummer besproken door EPPINGER (zie ook EPPINGER, 2005). Het primair meetnet heeft peilbuizen die buiten de directe invloed gelegen zijn van grondwateronttrekkingen. De filters zijn meestal in de diepere watervoerende lagen gesitueerd. Aangezien grondwater zich in een driedimensionaal systeem bevindt zijn deze twee meetnetten complementair en kunnen deze gebruikt worden om te voldoen aan de kaderrichtlijn water (zie ook D'HONT, dit nummer). Het freatisch meetnet be-

staat uit ca. 5200 filters. Het primair meetnet zal vanaf eind 2007 in totaal ca. 860 filters hebben.

Staalname en analyse

De bemonstering van het grondwater gebeurt sinds 2004 tweemaal per jaar op de filters van het freatisch meetnet (in bepaalde zones werden vier maal per jaar stalen genomen). In 2006 werden uit alle bemonsterbare filters van het primair meetnet stalen genomen (341 filters).

Om tot de meest betrouwbare resultaten te komen, volgen de erkende laboratoria een strikt staalnameprotocol en gebruiken daarbij gespecialiseerd pomp materiaal en veldmeetapparatuur. Tijdens de staalname worden in het veld reeds een aantal parameters gemeten en opgevolgd: temperatuur, pH (zuurtegraad), redox-potential (Eh), geleidbaarheid (ook elektrische geleidbaarheid genoemd of EC) en zuurstofgehalte.

Na conservering en gekoeld transport wordt het

Tabel 1: Lijst van onderzochte parameters

fysico-chemisch/ algemeen	chemisch		pesticiden*	zware metalen
	anionen	kationen		
Elekt. geleidbaarheid	chloride	natrium	AMPA	arsen
pH	sulfaat	kalium	atrazine	nikkel
zuurstofgehalte	nitraat	calcium	bentazon	zink
redox-potential	nitriet	magnesium	chloortoluron	cadmium
temperatuur	bicarbonaat	ijzer	desethylatrazine	kwik
TOC (Total Organic Carbon)	carbonaat	mangaan	diuron	chrom
	fosfaat	aluminium	glyfosaat	koper
	fluoride	ammonium	isoproturon	lood
			linuron	
			metolachlor	
			simazine	

*Op het primair meetnet werden in 2006 geen pesticiden geanalyseerd aangezien de filters in de meeste gevallen te diep gesitueerd zijn.

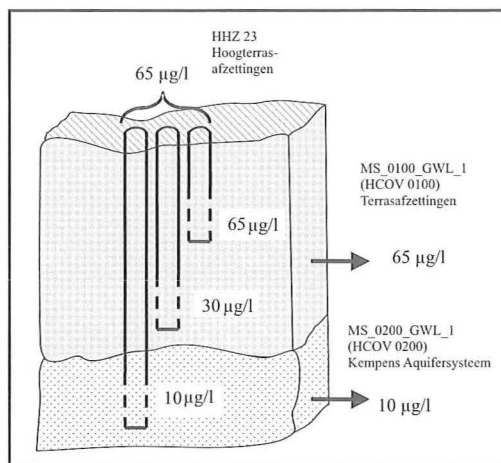
water geanalyseerd op verschillende parameters. Het totaalbeeld van de geanalyseerde parameters is in tabel 1 weergegeven.

De 30-40 parameters die geanalyseerd worden, kunnen elk afzonderlijk, of als som van parameters aan bepaalde normen getoetst te worden. Afhankelijk van de doelstellingen kunnen daarbij ofwel de drinkwaternormen (DWN), de bodemsaneringsnormen (BSN) of de milieukwaliteitsnormen voor grondwater van Vlarem II (maximaal toelaatbare concentraties: MTC), als norm gebruikt worden.

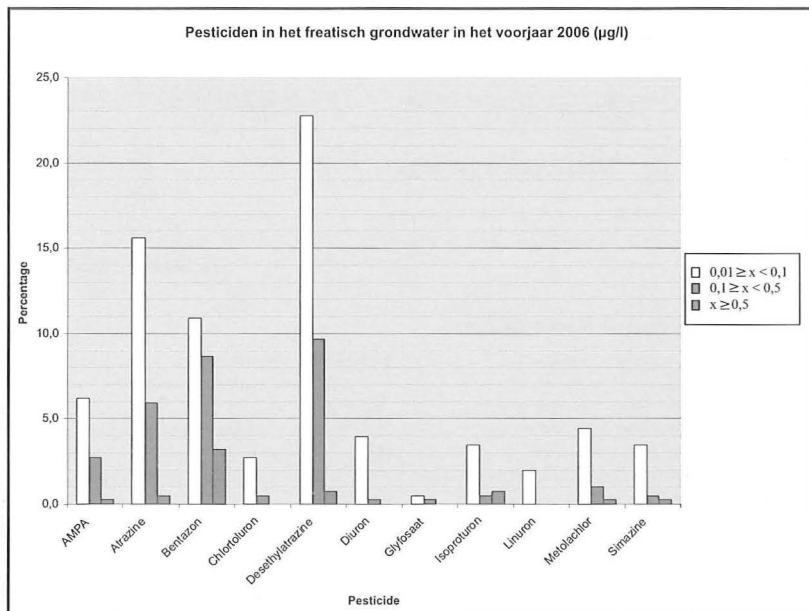
Data-aggregatie

De meetnetten zijn zodanig opgebouwd dat er op één putlocatie meerdere filters aanwezig kunnen zijn. De filters bevinden zich op verschillende

Figuur 1: Data-aggregatie, fictief voorbeeld van één putlocatie in zone HHZ 23 (Hydrogeologisch Homogene Zone), met filters op drie verschillende dieptes in twee verschillende grondwaterlichamen. Data-aggregatie en keuze voor de maximale concentratie.



Figuur 2: Pesticiden in het freatisch grondwater (voorjaar 2006), voorkomingspercentage van de individuele parameters



dieptes en kunnen zich in verschillende grondwaterlichamen bevinden. Indien verschillende filters op één putlocatie zijn bemonsterd wordt afhankelijk van de doelstelling het gemiddelde of het maximum van de concentraties gebruikt. Bij een risico-inschatting kiest men bijvoorbeeld voor de maximale waarde. De gemiddelde concentratie kan bijvoorbeeld gebruikt worden om trendbepalingen uit te voeren op lange termijn.

Met een 2D-zonemodel (zoals het model van de Hydrogeologisch Homogene Zones, zie EPPINGER elders in dit nummer en EPPINGER R. 2005) wordt voor elke putlocatie één waarde weerhouden. Met een 3D-model zoals de grondwaterlichamen (zie D'HONT in dit nummer en Anoniem (2006)) worden per putlocatie de resultaten van de filters in éénzelfde grondwaterlichaam geaggregeerd tot één waarde. Het principe wordt geschetst in Figuur 1.

Resultaten

De resultaten die hier worden voorgesteld, zijn afkomstig van de meetcampagnes op het freatisch meetnet (voorjaar 2006) en het primair meetnet (2006).

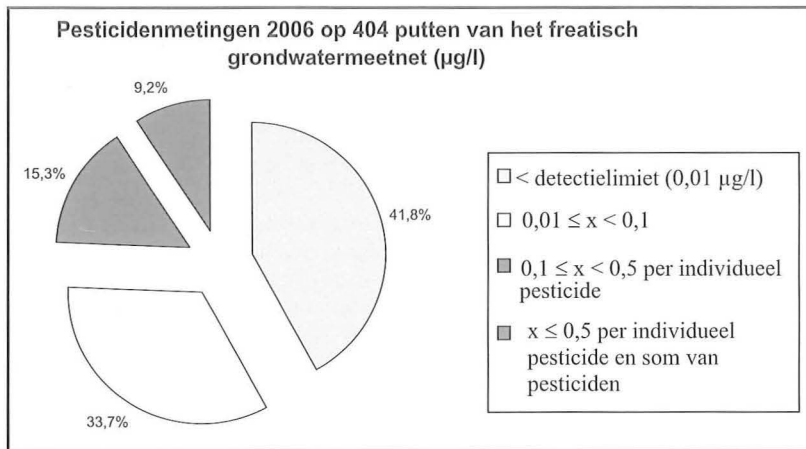
Pesticiden

Pesticiden werden tijdens het voorjaar van 2006 op grondwater uit een selectie van filters van het freatisch meetnet geanalyseerd. In totaal werden ca. 500 filters verspreid over de HHZ's (Hydrogeologisch Homogene Zones) van Vlaanderen onderzocht. In de meeste gevallen werd enkel een stal van de bovenste filter geanalyseerd. Op een kleiner aantal putten werden zowel stalen van de bovenste en diepste filters geanalyseerd. De gegevens van de diepere filters geven aan dat deze stoffen vrij beperkt naar de diepte toe doordringen. Om tot onderstaande resultaten te komen werden de maximale concentraties op putniveau berekend, wat leidt tot 404 putlocaties.

Voor pesticiden geldt de norm van 0,1 µg/l per individuele parameter en 0,5 µg/l op de som van de parameters (zowel voor drinkwater- als milieukwaliteitsnormen voor grondwater, onafhankelijk van het aantal geanalyseerde pesticiden). Concentraties boven de detectielimiet van 0,01 µg/l maar onder de norm van 0,1 µg/l wijzen op een reeds bestaande antropogene invloed.

Gezien de twee normen die van toepassing zijn, op individuele pesticiden en op de som van pesticiden, kunnen de resultaten ook op twee manieren voorgesteld worden. Figuur 2 geeft een overzicht van het voorkomen van de individuele pesticiden. Figuur 3 is een weergave van de concentraties van zowel de individuele als de som van de pesticiden. Uit Figuur 2 blijkt dat het merendeel van de overschrijdingen van de normen, als ook concentraties boven de detectielimiet maar onder de norm, vastgesteld worden voor de stoffen bentazon, desethylatrazine, atrazine en AMPA. Hieruit blijkt dat de afbraakproducten AMPA en desethylatrazine stabiel zijn in het grondwater dan hun moederproducten, respectievelijk

Figuur 3 : Pesticiden op putniveau (maximum per put, voorjaar 2006)



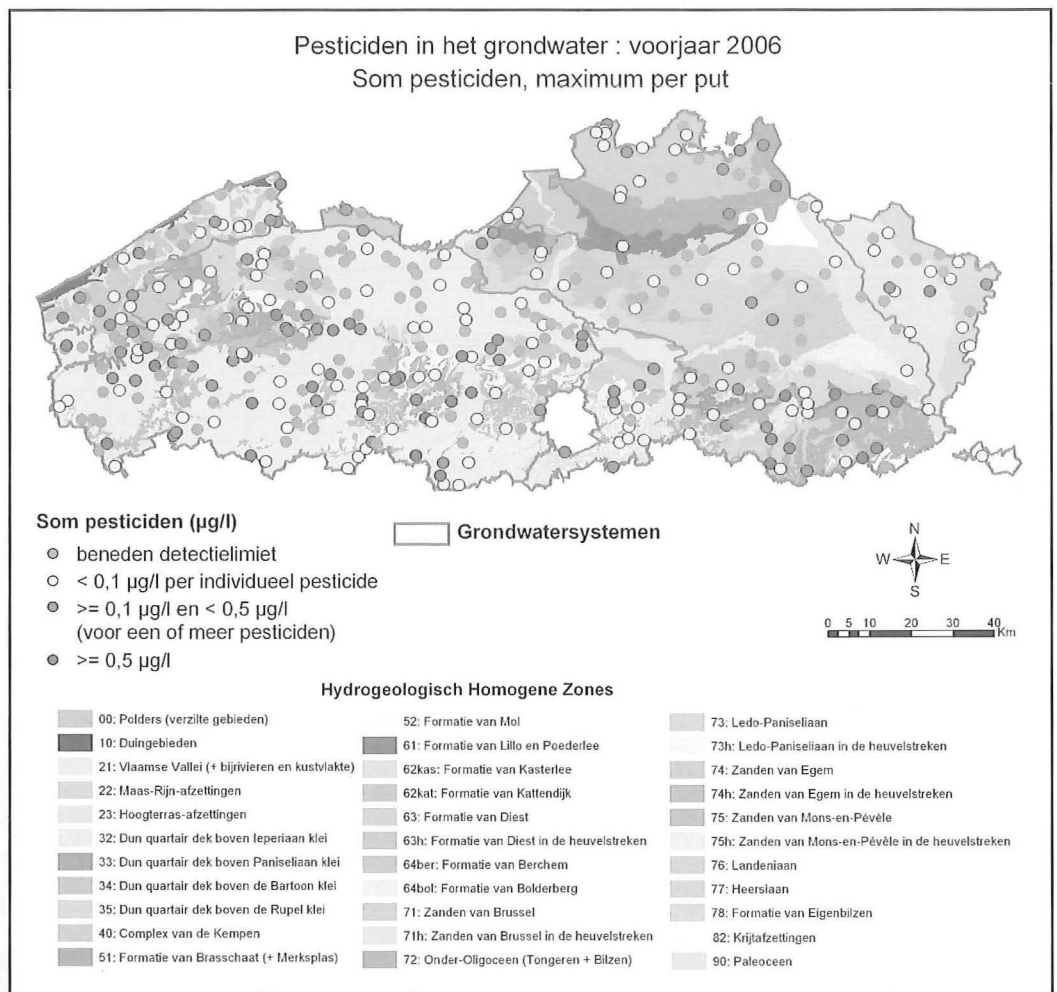
glyphosaat en atrazine. Op Figuur 2 worden overschrijdingen van de individuele norm getoond en het overschrijden van de concentratie van 0,5 µg/l (tevens de norm voor de som van pesticiden). Het overschrijden van 0,5 µg/l door één individueel pesticide geeft aan dat de concentratie bijzonder hoog is

Figuur 3 toont dat in één kwart van de putten normoverschrijdingen worden vastgesteld voor één individueel pesticide met meer dan 0,1 µg/l of voor de som van de pesticiden met ≥ 0,5 µg/l. Indien de som van de concentraties van de 11 pesticiden de norm van 0,5 µg/l overschrijdt, is dit in hoofdzaak te wijten aan enkele pesticiden die elk afzonderlijk een concentratie van meer dan 0,1 µg/l vertonen. Zoals ook in Figuur 2 getoond wordt, zijn er gevallen waar één individuele pesticide een concentratie van meer dan 0,5 µg/l heeft.

In bijna 34% van de putten worden pesticiden vastgesteld met concentraties boven de detectielimiet maar onder de norm van 0,1 µg/l.

De geografische spreiding van de concentraties wordt voorgesteld op Figuur 4. In het algemeen worden overschrijdingen van de normen in de zuidelijke delen van Oost- en West-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en Limburg vastgesteld, met evenwel plaatselijke overschrijdingen in de Kempen, in het Maassysteem en in het Kust- en Poldersysteem. In het centrum van de Vlaamse Vallei worden bijna geen overschrijdingen waargenomen. Een duidelijke correlatie met de verschillende HHZ's of grondwaterlichamen kan momenteel niet worden afgeleid.

Figuur 4: Som pesticiden, maximum per put (voorjaar 2006) op achtergrond van de HHZ's en grondwatersystemen



Tabel 2 : Normen voor nikkel volgens drie normkaders

	Drinkwaternorm	Bodemsaneringsnorm	VLAREM- II Milieukwaliteitsnorm (MTC)
Nikkel	20 µg Ni ²⁺ /l	40 µg Ni ²⁺ /l	50 µg Ni ²⁺ /l

Nikkel in het Maassysteem

Voor nikkel zijn de drinkwaternorm, bodemsaneringsnorm en milieukwaliteitsnorm voor grondwater (MTC) allen verschillend (zie Tabel 2). Er dient hier opgemerkt te worden dat nikkel ook van nature in het grondwater kan voorkomen, zoals bijvoorbeeld door de potentiële aanwezigheid van nikkel in pyriet. De grootteorde van deze achtergrondconcentraties van nikkel is variabel. Voor het Neogeen Aquifersysteem van de Kempen (grondwaterlichaam CKS_0200_GWL_1) kan een concentratie tot 46,1 µg Ni²⁺/l nog als natuurlijk worden aanzien (97,7 percentiel waarde) (COETSIERS & WALRAEVENS in dit nummer en

HYSNBY, 2006). Hogere concentraties zijn natuurlijk altijd aan antropogene activiteiten te wijten. Gezien deze bepaling een ander grondwatersysteem betreft is deze waarde enkel een indicatorwaarde voor het Maassysteem. Verdere studies moeten bepalen wat de achtergrondwaarde in elk van de grondwaterlichamen van Vlaanderen is.

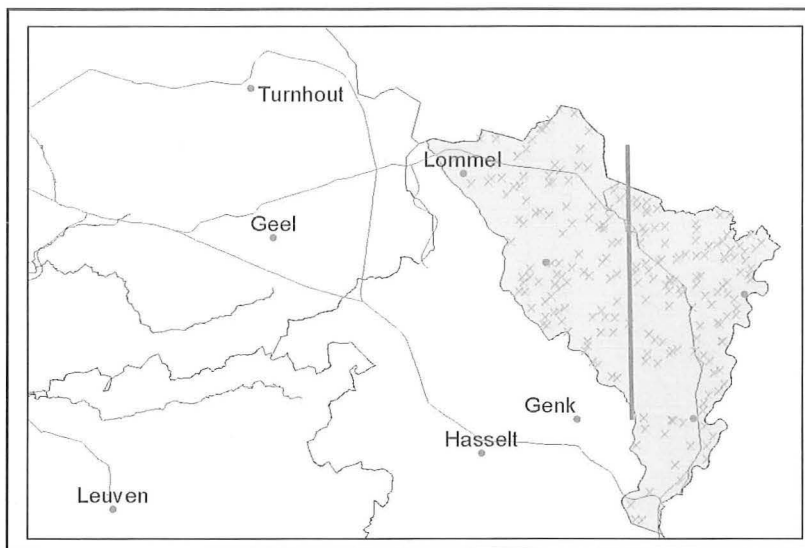
Acht zware metalen, waaronder nikkel, werden in 2006 zowel op het gehele freatisch meetnet als het primair meetnet geanalyseerd. Voor de evaluatie worden de resultaten van deze twee meetnetten gebruikt.

Het Maassysteem is gelegen in het oosten van Vlaanderen (zie locatiekaart Figuur 5 en ANONIEM (2006)). Het grondwater in het Maassysteem is over het algemeen vrij zuur (17% met Ph < 5; 55% < 6 en 95% < 7), heeft een lage mineralisatiegraad en lage geleidbaarheden (18% EC < 200 µS/cm; 89% < 600 µS/cm) wat kenmerkend is voor zacht tot zeer zacht water.

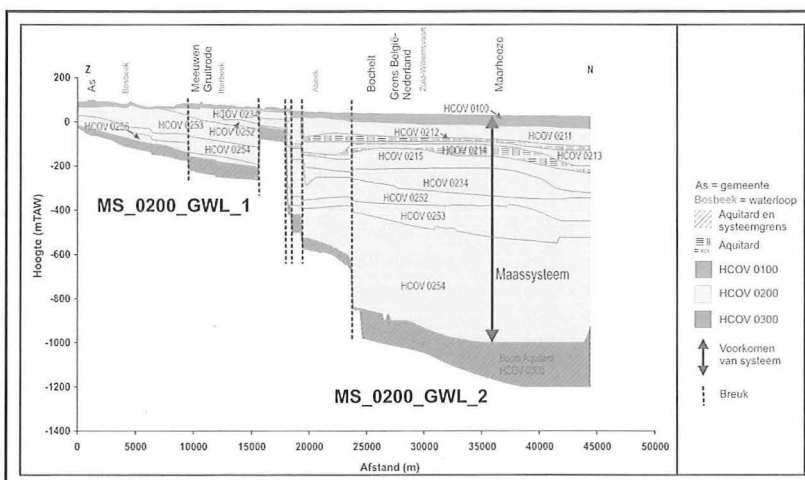
Op het dwarsprofiel is te zien dat het Maassysteem opgebouwd is uit drie grondwaterlichamen: het overkoepelende Quartaire grondwaterlichaam, MS_0100_GWL_1 en twee Neogene grondwaterlichamen die eronder gelegen zijn. Het grondwaterlichaam MS_0200_GWL_1 (afzettingen van het Kempens Aquifersysteem) heeft een vrij dun Quartair dek. Het grondwaterlichaam MS_0200_GWL_2 (Kempens Aquifersysteem in de centrale slenk dat bestaat uit "afzettingen ten noorden van de Feldbiss-breukzone") ligt onder een dikker Quartair dek dat in het oosten tot 30-40 m dikte kan bereiken.

Uit Tabel 3 (en bijhorende grafieken) blijkt dat de grondwaterlichamen MS_0100_GWL_1 en MS_0200_GWL_1 procentueel de meeste overschrijdingen vertonen van de MTC (Vlarem II), hoewel het grondwaterlichaam MS_0200_GWL_2 procentueel iets meer overschrijdingen heeft van de drinkwaternorm. Voor alle grondwaterlichamen is een zeer klein aandeel van de concentraties in de range tussen 40 en 50 µg Ni²⁺/l gesitueerd. Tussen 60% en 80% van de putlocaties per lichaam hebben concentraties van minder dan 20 µg Ni²⁺/l. In de drie grondwaterlichamen worden maximale concentraties van 800 µg Ni²⁺/l (MS_0200_GWL_1), 820 µg Ni²⁺/l (MS_0100_GWL_1) en 1100 µg Ni²⁺/l (MS_0200_GWL_2) gemeten. In de lichamen MS_0100_GWL_1 en MS_0200_GWL_1 zijn respectievelijk 8% en 13% van de concentraties boven 100 µg Ni²⁺/l. Deze hoge concentraties kunnen nauwelijks te wijten zijn aan natuurlijke fenomenen.

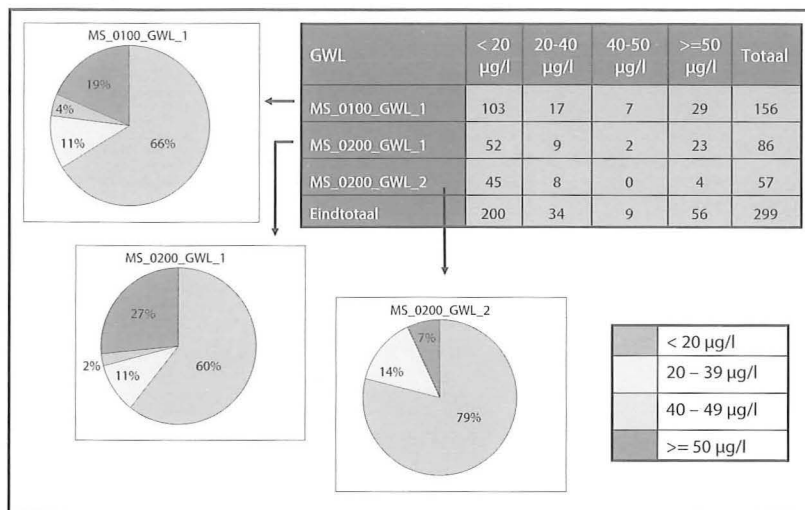
Figuur 5 : Locatiekaart van het Maassysteem met aanduiding van profiellijn (zie Figuur 6 voor doorsnede)



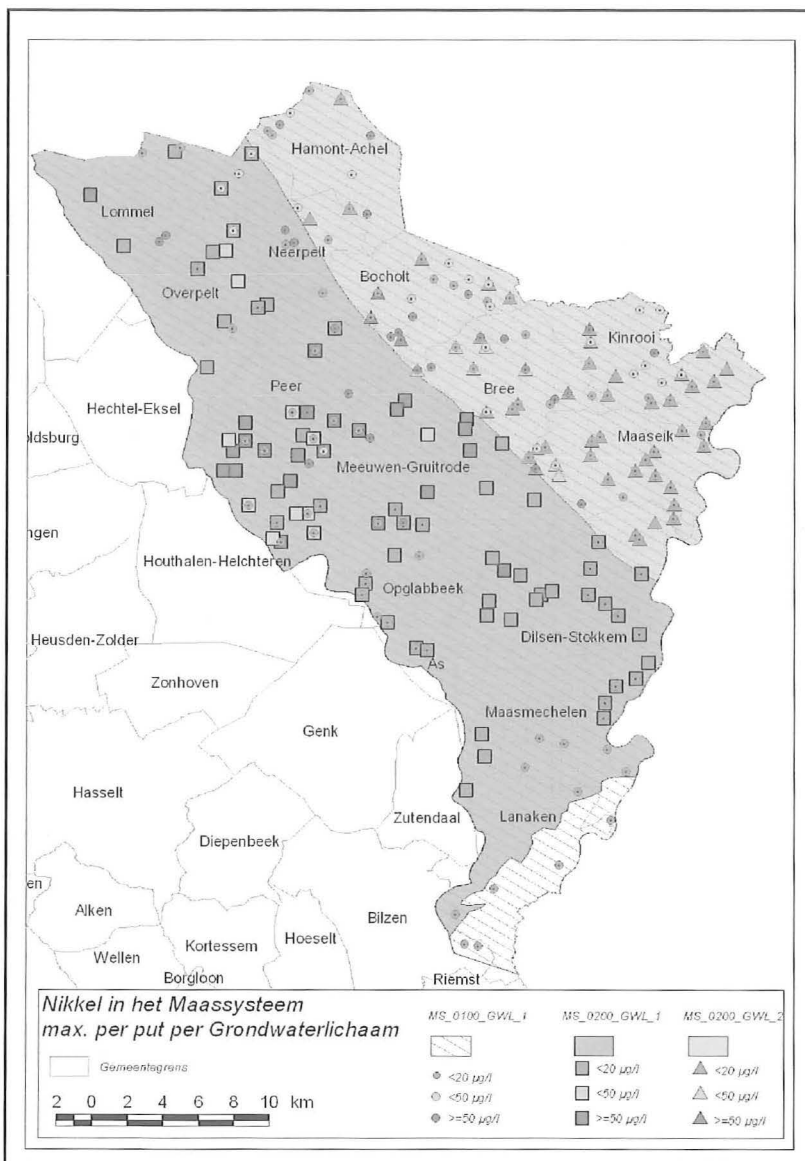
Figuur 6: Z-N profiel doorheen het Maassysteem (zie Figuur 5 voor locatie)



Tabel 3: Overschrijdingen voor nikkel per grondwaterlichaam in het Maassysteem, gebaseerd op maxima per put en per grondwaterlichaam, 20 µg/l = Dwn, 40 µg/l = Bsn, 50 µg/l = MTC (gegevens voorjaar 2006)



Figuur 7: Verspreiding van nikkel in het Maassysteem, gebaseerd op maxima per put per grondwaterlichaam (gegevens voorjaar 2006)



In het Maassysteem worden in het Quartaire MS_0100_GWL_1 de meeste overschrijdingen ($\geq 0,5 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$) vastgesteld in de regio Bree-Kinrooi-Bocholt met ook een aantal overschrijdingen in Peer-Meeuwen-Gruitrode en Lommel-Neerpelt-Hamont-Achel. In de onderliggende grondwaterlichamen MS_0200_GWL_1 en _2 is een cluster aan overschrijdingen vastgesteld in de regio Peer-Meeuwen-Gruitrode-Bree. Ten zuiden van de lijn Opglabbeek-Maaseik worden in de drie grondwaterlichamen weinig of geen overschrijdingen vastgesteld. De pH in deze zone is iets hoger dan in het noordelijke deel van het systeem. Bovendien is de antropogene input waarschijnlijk minder groot.

Het vastgestelde patroon van concentraties geeft aan dat de overschrijdingen van de normen niet duidelijk gecorreleerd zijn aan een specifieke soort afzetting. Gedeeltelijk kan een relatie gevonden worden met de zuurtegraad van het grondwater. Een antropogene input is meer dan waarschijnlijk.

Besluit

De resultaten van de analysegegevens van pesticiden en nikkel afkomstig van de freatische en primaire grondwatermeetnetten worden toegelicht. Hierbij wordt een specifiek concept van data-aggregatie toegepast. De bespreking van de resultaten van pesticiden wordt op het niveau van Hydrogeologisch Homogene Zones (HHZ's) uitgevoerd. In dit 2-D zonemodel wordt de maximale concentratie van elk pesticide behouden die per multilevel put is gemeten. Op deze manier wordt de huidige toestand in kaart gebracht en wordt een risicobeoordeling mogelijk. Uit deze analyse blijkt dat op ca. 40% van de locaties van heel Vlaanderen de concentraties onder de detectielimiet zijn. In bijna 25% van de gevallen wordt de norm van $0,1 \mu\text{g}/\text{l}$ overschreden (9% overschrijdingen van $0,5 \mu\text{g}/\text{l}$). De meeste overschrijdingen van de normen worden in het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen vastgesteld. Er is geen duidelijke verband tussen de normoverschrijding en de afgeleide zones. De toestand van nikkel wordt voor het Maassysteem bepaald. Het gebruik van data-aggregatie op het systeem van de grondwaterlichamen heeft als gevolg dat de maximale concentratie per multilevel put en per grondwaterlichaam wordt behouden. Voor nikkel in het Maassysteem wordt een differentiatie vastgesteld per grondwaterlichaam. Tussen 60% en 79% van de locaties hebben minder dan $20 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$. Afhankelijk van het grondwaterlichaam worden overschrijdingen van $50 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$ tussen 7% en 27% gemeten. In de drie grondwaterlichamen worden maximale concentraties van $800 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$ (MS_0200_GWL_1), $820 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$ (MS_0100_GWL_1) en $1100 \mu\text{g Ni}^{2+}/\text{l}$ (MS_0200_GWL_2) gemeten. Uit het verspreidingspatroon van nikkel in het grondwater blijkt dat de sterk verhoogde concentraties niet aan welbepaalde afzettingen gekoppeld zijn. De oorzaak is hoogst waarschijnlijk te wijten aan antropogene invloeden.

ANONIEM (2006), Grondwaterbeheer in Vlaanderen: het onzichtbare doorgrond, Vlaamse Milieumaatschappij.

EPPINGER, R. (2005), Het freatisch grondwatermeetnet, een nieuwe kijk op de kwaliteitsevolutie van het ondiepe grondwater in Vlaanderen met betrekking tot het voorkomen van nitraat, Water, nr. 20

HINSBY K. (2006), Application and evaluation of a proposed methodology for derivation of groundwater threshold values – a case study summary report, BRIDGE website : <http://nfp-at.eionet.eu.int:8980/irc/eionet-circle/bridge/info/data/en/index.htm> - D22_WP4_case study summary report

A. Fronhoffs
projectverantwoordelijke dienst
Grondwaterbeheer
VMM, afdeling Water
Koning Albert II-laan 20 bus 16
1000 Brussel
Telefoon: 02 553 21 72
Fax: 02 553 21 05

P. Thomas
afdelingshoofd
VMM, afdeling Water
Koning Albert-II laan 20
1000 Brussel

Methodologie, ontwikkeld in BRIDGE, voor de bepaling van drempel- waarden en natuurlijke achtergrond- waarden van grondwaterlichamen – Toepassing op het Vlaamse CKS_0200_GWL_1 grondwaterlichaam

In het kader van het Europese BRIDGE-project (Background cRiteria for the IDentification of Groundwater thrEsholds) werd een methodologie ontwikkeld voor de bepaling van drempelwaarden van verontreinigende stoffen die kunnen aangetroffen worden in grondwaterlichamen. Drempelwaarden zijn kwaliteitsnormen voor verontreinigende stoffen in grondwater die door de individuele lidstaten opgesteld dienen te worden. Deze drempelwaarden stellen een concentratie voor van een verontreinigende stof die niet overschreden mag worden om de menselijke gezondheid en het milieu te beschermen. De bepaling van natuurlijke achtergrondwaarden is van groot belang gezien de Dochterrichtlijn Grondwater (2003/550/EC) erkent dat grondwater met natuurlijke hoge concentraties van een bepaalde substantie niet enkel daarom als zijnde in slechte status gedefinieerd moet worden. Een gefaseerde aanpak werd voorgesteld om de status van een grondwaterlichaam te bepalen. Iedere fase bevat toenemend gesofisticeerde niveaus van gegevensverzameling en -analyse.

De uitgewerkte methode werd getest op veertien grondwaterlichamen binnen Europa waaronder het Vlaamse CKS_0200_GWL_1 grondwaterlichaam dat deel uitmaakt van het Centraal Kempisch Stelsysteem. Dit komt voor in het noordoosten van Vlaanderen en werd opgedeeld in vier grondwaterlichamen, waarvan CKS_0200_GWL_1 het grootste is. Volgens de gefaseerde aanpak werden natuurlijke achtergrondwaarden en drempelwaarden bepaald. De methodologie voor de bepaling van drempelwaarden werd toegepast op parameters van de milieukwaliteitsnormen voor dewelke analytische gegevens beschikbaar waren; het betreft zowel hoofdelementen als sporenelementen. Hoge natuurlijke achtergrondwaarden voor K, Fe, Mn, NH₄⁺, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Al en As in CKS_0200_GWL_1 zorgt voor drempelwaarden die hoger zijn dan de referentiewaarde voor de receptor drinkwater. Wanneer een voldoende groot gegevensbestand beschikbaar is, dat de natuurlijke grondwaterkwaliteit goed weerspiegelt, wordt het 97.7-percentiel als natuurlijke achtergrondwaarde aangeraden. Algemeen kan gesteld worden dat de methode ontwikkeld in BRIDGE werkbaar is voor het bestudeerde grondwaterlichaam.

1. Inleiding

In het kader van het Europese BRIDGE-project (6^{de} Kaderprogramma van de Europese Commissie) werd het grondwaterlichaam CKS_0200_GWL_1 gekozen als een voorbeeldstudie in werkpakket 4 (WP4) (Coetsiers & Walraevens, 2006a). Het doel van die studie was de drempelwaarden in grondwaterlichamen te bepalen volgens de methodologie voorgesteld in werkpakket 3 (WP3) van het BRIDGE project en deze te evalueren. Dit artikel bevat de voornaamste resultaten waarbij de voorgestelde methodologie voor de bepaling van grondwaterdrempelwaarden (Hart et al, 2006) geëvalueerd wordt. De grondwaterkwaliteit in CKS_0200_GWL_1 werd reeds in detail bestudeerd in Coetsiers (2007), Coetsiers & Walraevens (2007) en Coetsiers & Walraevens (2006b) en in het Schelde Rivierbekken pilootproject (CIW, 2004). Het CKS_0200_GWL_1 grondwaterlichaam werd ingedeeld bij de 'zanden en grinden' aquifer typologie (Pauwels, 2006; Wendland et al., in prep.). Deze opdeling in typologie werd voorgesteld om grondwaterlichamen uit verschillende lidstaten met elkaar te kunnen vergelijken op basis van de geologische achtergrond.

2. Samenvatting van de voorgestelde methodologie

2.1 Afleiding van natuurlijk achtergrondwaarden (NAW)

De methodologie die ontwikkeld werd in BRIDGE verwijst naar de natuurlijke achtergrondwaarden (NAW) van substanties in grondwater. Wanneer geen nationale methodologie beschikbaar is voor de bepaling van NAW, kan een eenvoudige preselectie methode gebruikt worden. Deze werd gedefinieerd als het 90-percentiel (of 97.7, zoals aanbevolen in het BASELINE-project (BASELINE, 2003)) van een zorgvuldig gekozen gegevensbestand, om de natuurlijke grondwatersamenstelling van een aquifer te benaderen. De selectiecriteria gebruikt in het BRIDGE-project verwijderden stalen met een foutieve ionenbalans, stalen afkomstig van ongekende diepte, stalen die niet aan een aquifer typologie toegeschreven kunnen worden, stalen van hydrothermale systemen, stalen uit verzilte aquifers (Na + Cl > 1000 mg/l) en grondwateranalyses met nitraatgehalten groter dan 10 mg/l. Bijkomend worden tijdsreeksen vervangen door de mediaanwaarde van de verschillende analyses opdat iedere staalnameplaats voor eenzelfde aandeel in aanmerking wordt genomen in de gegevensbank.

2.2 Bepaling van drempelwaarden (DW)

Een gefaseerde aanpak werd voorgesteld om de status van een grondwaterlichaam te bepalen. Iedere fase bevat toenemend gesofisticeerde niveaus van gegevensverzameling- en analyse (Fig. 1). De methodologie werd ontwikkeld voor grondwaterafhankelijke ecosystemen als receptor en bijkomend werd grondwater zelf als receptor voorgesteld.

Voor de bepaling van drempelwaarden voor grondwater werd voorgesteld de drempelwaarden volgens twee verschillende gevallen te definiëren op basis van de verhouding tussen de natuurlijke achtergrondwaarde en een relevante referentiewaarde (REF) (Müller et al., 2006):

- 1) als $NAW < REF$: $DW = (NAW + REF)/2$
- 2) als $NAW = REF$: $DW = NAW$

De drempelwaarde voor grondwaterafhankelijke aquatische ecosystemen kan afgeleid worden in vier fases. Verdunning en afbraak kunnen in rekening gebracht worden in de fases 3 en 4 (Fig. 1) om de mogelijke vermenging met water uit andere waterlichamen met een lagere concentratie en/of de afbraak van verontreinigende stoffen in grondwaterlichamen in rekening te brengen. Voor grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen is er niet genoeg wetenschappelijke kennis om een methodologie te ontwikkelen. De gefaseerde aanpak voor aquatische grondwaterafhankelijke ecosystemen kan hier als een eerste benadering gebruikt worden.

2.3. CKS_0200_GWL_1 grondwaterlichaam

Het Centraal Kempisch Stelsel is gelegen in het noordoosten van Vlaanderen, in de provincies Antwerpen en Limburg, en bevat de Neogene Aquifer en de Pleistocene Complex van de Kempen Aquifer. Vier grondwaterlichamen werden afgeïnd waarvan CKS_0200_GWL_1 het grootste is (Fig. 2). Dit grondwaterlichaam bevat een opeenvolging van Miocene tot Pleistocene zanden, afgewisseld met kleilaagjes. Het bestudeerde grondwaterlichaam vormt het niet-afgesloten deel van de Neogene Aquifer. Grondwateraanvulling vindt voornamelijk plaats in de topografisch verheven gebieden zoals het Kempisch Plateau in het zuidwesten en de cuesta van het Complex van de Kempen in het noordwesten. Een groot aantal grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen is aanwezig in kwelgebieden. Druk op grondwaterkwantiteit en -kwaliteit wordt voornamelijk gevormd door grondwateronttrekking, verontreiniging door diffuse bronnen (landbouw en de vroegere metallurgische industrie en steenkoolmijnen) en verontreiniging door puntbronnen.

De grondwaterkwaliteit in CKS_0200_GWL_1 wordt voornamelijk bepaald door reacties als silicaatvertering, redoxreacties, calciëtoplossing en kationenuitwisseling. Grondwater aan het begin van een stroomlijn heeft een lage mineralisatiegraad en is vrij zuur doordat grote delen van het grondwaterlichaam ontkalkt zijn. In het westen en verder langsheen een stroomlijn bevatten de sedimenten wel calcië. Een opeenvolging van zuurstofrijke, zuurstofarme, nitraatarme, ijzer- en mangaanrijke, sulfaatarme en methaanrijke zones wordt waargenomen en

Fig. 1: Methodologie voor de bepaling van de drempelwaarden en status van een grondwaterlichaam ontwikkeld in BRIDGE (Müller et al., 2006)

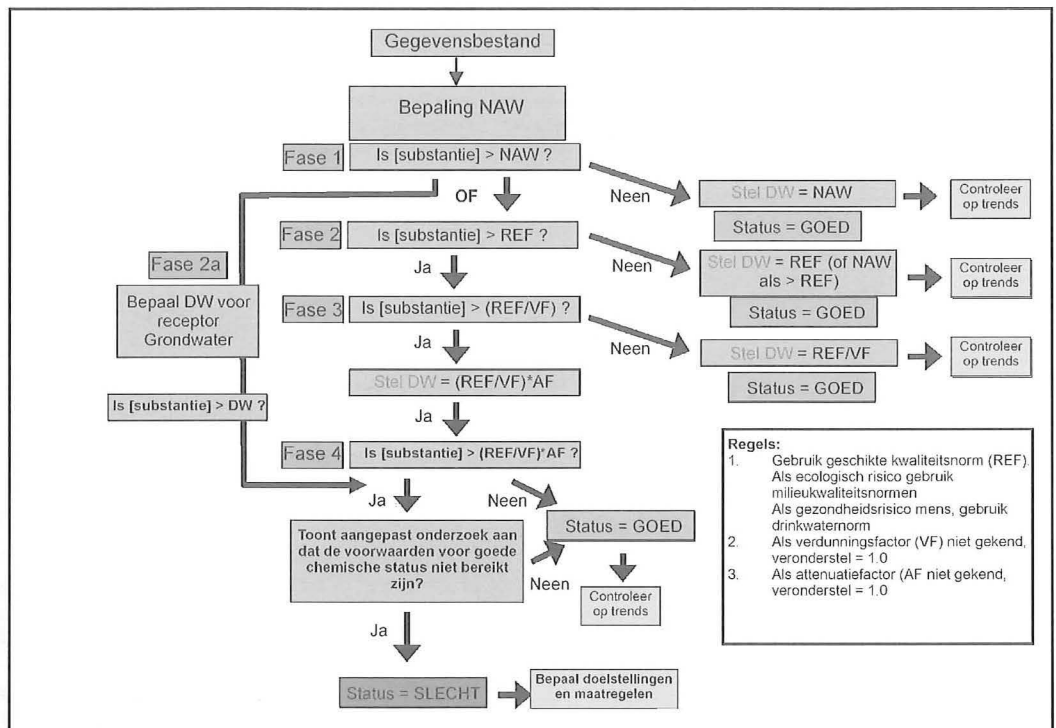
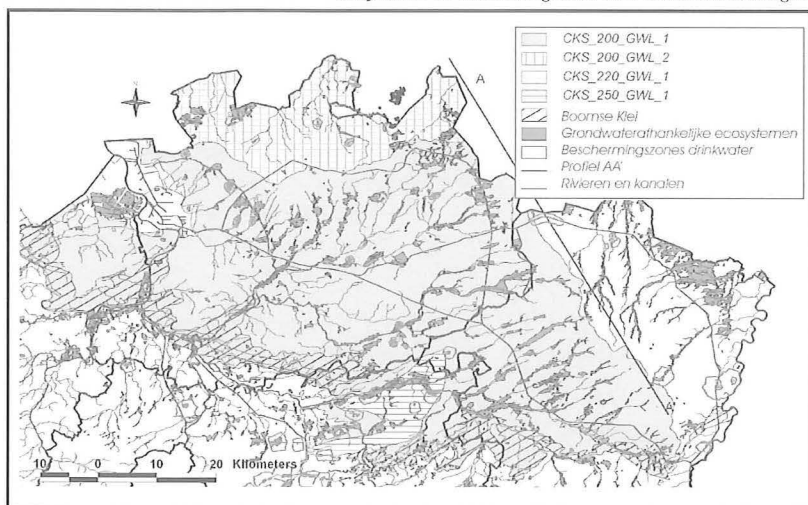


Fig. 2: Situering van de grondwaterlichamen in het Centraal Kempisch Systeem, grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen en beschermingszones rond drinkwaterwinnings



weerspiegelt de redoxomstandigheden. Kation-uitwisseling treedt voornamelijk in de diepere delen van het grondwaterlichaam op waar sporen van het mariene afzettingmilieu nog gedeeltelijk bewaard bleven.

3. Resultaten

In CKS_0200_GWL_1 werden drempelwaarden afgeleid voor vier receptoren. Deze grondwater-receptoren zijn grondwater zelf, grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen, grondwaterafhankelijke aquatische ecosystemen en tenslotte drinkwater. De grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen komen overeen met rivieren en drassige gebieden die gevoed worden door grondwater. De methode voor de bepaling van de drempelwaarden werd toegepast op de parameters van de milieukwaliteitsnormen voor elke parameter waarvoor voldoende analytische gegevens beschikbaar waren. De parameters die behandeld werden, zijn: pH, EC, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, NH_4 , SO_4 , NO_3 , NO_2 , PO_4 , Al, Zn, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, F en B.

3.1 Bepaling van de NAW

Aangezien er geen nationale aanpak in Vlaanderen bestaat voor de bepaling van natuurlijke achtergrondwaarden in grondwater, maar er wel een grote hoeveelheid analytische gegevens beschikbaar zijn, werd de NAW bepaald met de eenvoudige preselectiemethode beschreven door Hart et al. (2006). Een gegevensbank met chemische analyses van 540 grondwaterstalen was beschikbaar. Na de preselectie bleven 453 grondwaterstalen over voor de bepaling van de NAW. De helft van de detectielimiet werd gebruikt wanneer een analyseresultaat onder de detectielimiet lag. NAW werden bepaald als de concentratie overeenkomstig met 90-percentiel en het 97.7-percentiel (Tabel 1). Afhankelijk van de mate waarin de gegevens in de databank de natuurlijke grondwaterkwaliteit benaderen kan

geopteerd worden voor het 90- of 97.7-percentiel.

3.2. Selectie van de REF

De milieukwaliteitsnormen die gebruikt werden voor de verschillende receptoren zijn:

- de milieukwaliteitsnormen voor grondwater zoals gedefinieerd in VLAREM II (Annex 2.41) voor de receptor grondwater
- de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater zoals gedefinieerd in VLAREM II als functie van de bestemming (Annex 2.3.1 oppervlaktewater, Annex 2.3.2 oppervlaktewater met drinkwater bestemming, Annex 2.3.3 voor oppervlaktewater met zwemwater bestemming, Annex 2.3.4 voor oppervlaktewater met viswater bestemming en Annex 2.3.5 voor oppervlaktewater met schelpdieren bestemming) voor de receptor grondwaterafhankelijke aquatische ecosystemen
- de milieukwaliteitsnormen voor de Lijst 1 en 2 van gevaarlijke substanties en de hardheid gerelateerde Lijst 2 gevaarlijke substanties van de EC Gevaarlijke Substanties Richtlijn (76/464/EEC) voor de receptor grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen
- drinkwaternormen (80/778/EEG en 98/83/EG) voor de receptor drinkwater

3.3. Bepaling van de DW

De drempelwaarden werden berekend door de natuurlijke achtergrondwaarde te vergelijken met de referentiewaarde, dewelke receptorafhankelijk is (zie 2.2). Verdunnings- en attenuatiefactoren werden gelijk gesteld aan 1.0 aangezien geen gegevens beschikbaar waren voor de bepaling van verdunning en afbraak. In tabel 1 worden de resultaten van de drempelwaardebepaling weergegeven voor de receptor grondwater. De resultaten voor de overige receptoren kunnen in Coetsiers & Walraevens (2006a) terug gevonden worden. Door de hoge natuurlijke achtergrondwaarde in het beschouwde grondwaterlichaam zijn de DW groter dan de REF-waarden voor Fe, Mn, NH_4 en Al wanneer het 90-percentiel gebruikt wordt als NAW en voor K, Fe, Mn, NH_4 , SO_4 , PO_4 , Al en As wanneer het 97.7-percentiel gebruikt wordt. Voor de drie andere receptoren is de afgeleide DW groter dan REF voor de parameters:

- 90-percentiel:
 - grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen: pH en Fe
 - grondwaterafhankelijke aquatische ecosystemen: pH, Fe en Mn
 - drinkwater: pH, Fe, Mn, NH_4 en Al
- 97.7-percentiel:
 - grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen: pH, Fe en As
 - grondwaterafhankelijke aquatische ecosystemen: pH, SO_4 , Fe, Mn, NH_4 , NO_2 , Zn en As
 - drinkwater: pH, Fe, Mn, NH_4 , Al en PO_4

Tabel 1: Bepaling van de drempelwaarden (DW) voor het 90- and 97.7-percentiel als NAW en voor de maximaal toegelaten concentratie van de milieukwaliteitsnorm voor grondwater (VLA-REM II) als referentiewaarde (REF) (receptor: grondwater zelf)

Parameter	Eenheid	REF	Aantal stalen na pre-selectie	NAW (90-percentiel)	DW (90-percentiel)	Geval(*)	NAW (97.7-percentiel)	DW (97.7-percentiel)	Geval
pH		9.5	452	7.2	8.4	1	8.1	8.8	1
pH		5.5	452	5	5	2	4	4	2
Na	ppm	150	453	40	95	1	65	108	1
K	ppm	12	453	12	12	1	22.1	22.1	1
Mg	ppm	50	453	12	37	1	22	36	1
Fe	ppm	0.2	453	44.2	44.2	2	87	87	2
Mn	ppm	0.05	440	1.1	1.1	2	2.6	2.6	2
NH ₄	ppm	0.5	452	1.0	1.0	2	4.1	4.1	2
SO ₄	ppm	250	453	183	217	1	311	311	2
NO ₃	ppm	50	453	2.00	26	1	6.6	28.3	1
NO ₂	ppm	0.1	448	0.03	0.07	1	0.07	0.09	1
PO ₄	ppm	2.2	377	1.00	1.60	1	2.50	2.50	2
Al	ppb	200	35	1554	1554	2	2934	2934	2
As	ppb	50	159	30	40	1	69	69	2
Cd	ppb	5	171	0.5	2.8	1	1.1	3.1	1
Cr	ppb	50	70	4.0	27.0	1	12.2	31.1	1
Hg	ppb	1	71	0.2	0.6	1	0.3	0.7	1
Ni	ppb	50	137	13.6	31.8	1	42.2	46.1	1
Pb	ppb	50	84	5	27.5	1	9.4	29.7	1
Sb	ppb	10	16	1.0	5.5	1	1.7	5.9	1
F	ppb	1.5	76	0.4	1.0	1	0.8	1.2	1

* Geval 1: als $NAW < REF$: $DW = (NAW + REF) / 2$; Geval 2: als $NAW = REF$: $DW = NAW$

4. Bespreking van de resultaten voor de receptor grondwater

Algemeen wordt waargenomen dat voor de berekeningen met het 97.7-percentiel als NAW de bekomen drempelwaarden voor een groter aantal parameters hoger zijn dan de REF-waarden dan bij gebruik van het 90-percentiel. Aangezien deze hogere DW voor de parameters K, Fe, Mn, NH₄, SO₄, PO₄, Al en As een natuurlijke oorsprong hebben, wordt aangeraden bij voorkeur 97.7-percentiel te gebruiken als NAW in CKS_0200_WL_1. Bij een goed gekend en voldoende groot gegevensbestand dat de natuurlijke grondwaterkwaliteit goed weerspiegelt en waarvan mag aangenomen worden dat de herkomst van de wateranalyses goed gekend is, en de verontreinigde stalen niet werden opgenomen, wordt het 97.7-percentiel als NAW aangeraden. Aan deze voorwaarden werd voldaan voor CKS_0200_GWL_1. De bekomen NAW en DW voor de receptor grondwater worden vergeleken met de normen voor grondwatersanering bepaald in VLAREBO (Tabel 2). De DW voor arseen is voor beide gevallen hoger dan de saneringsnorm wat aanduidt dat de saneringsnorm voor het beschouwde

Tabel 2: Vergelijking van de DW bij 90- en 97.7-percentiel en normen voor grondwatersanering in VLAREBO

Zware metalen en metalloïden	Saneringsnorm (µg/l)	Achtergrondwaarde (µg/l)	DW (90-percentiel)	DW (97.7-percentiel)
Arseen	20	5	40	69
Cadmium	5	1	1	2.1
Chroom	50	10	8.1	24.5
Koper	100	20	16	24.6
Kwik	1	0.05	0.5	0.5
Lood	20	5	10	18.9
Nikkel	40	10	27.2	46.1
Zink	500	60	260	840

grondwaterlichaam te streng is. Verder overschrijdt de berekende DW de saneringsnorm voor nikkel en zink bij het 97.7-percentiel. De andere parameters hebben DW onder de saneringsnorm. Walraevens et al. (2003) merkten reeds op dat er voor Zn en As sterke indicaties zijn dat de achtergrondwaarde en saneringsnorm te laag zijn in vergelijking met de natuurlijke waarden in Vlaanderen.

5. Besluit

Algemeen kan besloten worden dat het concept van de ontwikkelde methode logisch is en dat het praktisch en eenvoudig toepasbaar is. Wanneer het Vlaamse voorbeeld vergeleken wordt met de andere uit het BRIDGE-project (Hinsby, 2006), blijkt dat het 90-percentiel het meest geschikt is wanneer de databank relatief klein is en/of mogelijk beïnvloed is door menselijke activiteiten, terwijl het 97.7-percentiel verkozen wordt bij grote datasets waarbij de menselijke invloed zo goed als uitgesloten is. Een goede toepasbaarheid van de methode berust op het bestaan van betrouwbare referentiewaarden. Wetenschappelijk gefundeerde milieukwaliteitsnormen voor grondwater zijn tot op heden niet beschikbaar. De milieukwaliteitsnormen die gebruikt werden in deze studie zijn gebaseerd op drinkwaternormen. Op dit ogenblik zijn dit de meest degelijke en wetenschappelijk ondersteunde normen die beschikbaar zijn maar deze weerspiegelen niet de natuurlijke grondwaterkwaliteit. Daarom is de juiste bepaling van de NAW hier van het grootste belang. Evaluatie van de grondwater DW waarbij verdunning en afbraak in rekening gebracht wordt, vereist een grote hoeveelheid kennis en gegevens van het bestudeerde grondwaterlichaam. Bijgevolg zijn wetenschappelijke onderzoeksprojecten over dit onderwerp zeer belangrijk voor de toekomstige bepaling van correcte drempelwaarden voor grondwater.

REFERENTIES

Coetsiers, M. (2007): Onderzoek naar de hydrogeologische en hydrochemische toestand van de Neogene Aquifer in Vlaanderen met behulp van modellering en isotopen hydrochemie. Doctoraats thesis, Universiteit Gent.

Coetsiers, M. and Walraevens, K. (2006a): Groundwater natural background levels and threshold definition in the CKS_0200_GWL_1 groundwater body of the Central Campine System (Flanders, Belgium). Specific targeted EU – research project BRIDGE – Case study report, 25 pp.

Coetsiers, M. and Walraevens, K. (2006b): Chemical characterization of the Neogene Aquifer, Belgium. *Hydrogeology Journal* 14: 1556-1568.

Coetsiers, M. and Walraevens, K. (2007). The Neogene Aquifer, Flanders, Belgium. In: Edmunds, W. and Shand, P. (eds.): *Natural Groundwater Quality*. Blackwell

Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) (2004): Karakterisatie van het Vlaamse deel van het internationale stroomdistrict van de Schelde.

BASELINE (2003). Natural baseline quality in European aquifers: a basis for aquifer management. Specific targeted EU – research project: EVK-CT1999-0006, British Geological Survey, Wallingford, UK.

Hart, A., Müller, D., Blum, A., Hookey, J., Kunkel, R., Scheidleder, A., Tomlin, C. and Wendland, F. (2006): *Preliminary Methodology to derive Environmental Threshold Values*. Specific targeted EU – research project BRIDGE – report D15, 32 pp.

Hinsby, K. (2006): *Application and evaluation of a proposed methodology for derivation of groundwater threshold values – a case study summary report*. Specific targeted EU – research project BRIDGE – report D22, 35 pp.

Müller, D., Blum, A., Hart, A., Hookey, J., Kunkel, R., Scheidleder, A., Tomlin, C. and Wendland, F. (2006): Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe. Specific targeted EU – research project BRIDGE – report D18, 63 pp.

Pauwels, H. (2006). *Impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems*. Specific targeted EU – research project BRIDGE – report D10, 463 pp.

Walraevens, K., Mahauden, M. and Coetsiers, M. (2003): Natural background concentrations of trace elements in aquifers of the Flemish Region, as a reference for the governmental sanitation policy. *8th Int. FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (ConSoil), Ghent 2003, Proc.*, 215-224.

Wendland, F., Blum, A., Coetsiers, M., Gorova, R., Griffioen, J., Grima, J., Hinsby, K., Kunkel, R., Marandi, A., Melo, T., Panagopoulos, A., Pauwels, H., Ruisi, M., Traversa, P., Vermooten, J. S. A. and Walraevens, K. (in prep.): European aquifer typology: A practical framework for an overview about major groundwater composition at European scale. *Environmental Geology*.

M. Coetsiers en K. Walraevens

Universiteit Gent
Laboratorium voor Toegepaste
Geologie en Hydrogeologie
Universiteit Gent
Krijgslaan 281-S8
T: 09/264.46.47
F: 09/264.49.88
Marleen.Coetsiers@Ugent.be

Geochemische transportmodellering ter ondersteuning van in-situ grondwatersanering

¹ Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Integrale Milieustudies

² Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Milieu- en Procestechnologie

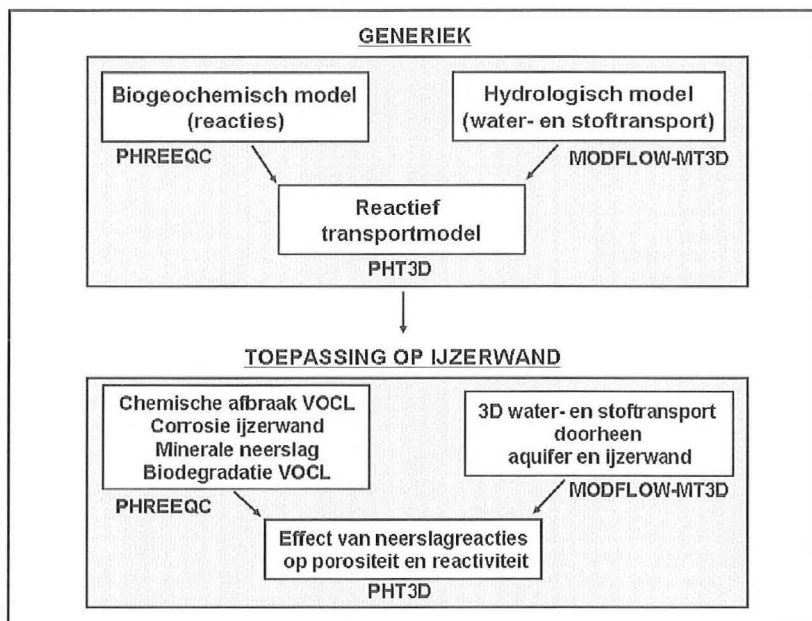
³ Sapion Hans Milieuvadvis

Grondwatersaneringen hebben lange tijd hoofdzakelijk bestaan uit drastische methoden zoals ontgravingen en 'pump and treat' (P&T) systemen. Stijgende kosten voor grondverwerking en langdurige sanering zorgen ervoor dat deze saneringsmethodes onhoudbaar of economisch onrealistisch worden. Een alternatief is om de vervuiling in-situ te immobiliseren of af te breken aan de hand van fysische, chemische, of biologische processen. Een groot aantal in-situ technieken zijn reeds beschikbaar, zoals microbiële afbraak, reactieve wanden, reactieve zones, bio-precipitatie, enz. Hoewel in de meeste gevallen de saneringsprocessen kwalitatief begrepen zijn, is er nood aan een modelleringstool waarin de processen op een verstandelijke manier geïntegreerd zijn zodat voorspellingen en praktische ondersteuning kunnen aangeleverd worden. In dit artikel behandelen we een case-study van grondwatersanering met permeabele reactieve wanden. We tonen aan hoe een biogeochemisch transportmodel leidt tot een beter fysisch inzicht in de saneringsprocessen en een extrapolatie toelaat in de tijd en in de ruimte.

Inleiding

In-situ grondwatersaneringen, zoals microbiële afbraak en reactieve wanden, winnen meer en meer aan belang, omdat ze, in tegenstelling tot de traditionele pump en treat methode, enerzijds minder verstorend zijn voor het natuurlijke milieu en anderzijds minder energie-intensief zijn. Afhankelijk van het type vervuiling en de hydrologische en biogeochemische condities op het terrein kan gekozen worden om de vervuiling in-situ te immobiliseren of af te breken aan de hand van fysische, chemische, of biologische processen. Hoewel in de meeste gevallen de saneringsprocessen kwalitatief begrepen zijn, is er nood aan een modelleringstool waarin de processen op een verstandelijke manier geïntegreerd zijn zodat voorspellingen en praktische ondersteuning kunnen aangeleverd worden.

Figuur 1 – Modulaire opbouw van biogeochemische transportmodellen: algemeen schema en specifieke implementatie voor de simulatie van VOCL sanering met reactieve ijzerwanden



Om in-situ saneringsprocessen op een fysische en kwantitatieve manier te beschrijven is er nood aan een geïntegreerd model dat enerzijds de relevante biogeochemische processen in rekening brengt (reactie-module), en anderzijds het transport van opgeloste stoffen in het grondwater kan berekenen (hydrologische module). Dit is schematisch weergegeven in Figuur 1. Traditioneel gezien vormen geochemische modelleringen, ook gekend als 'speciatie' modelleringen, en transportmodellering of stoftransport aparte onderzoeksdomeinen (van der Lee and De Windt, 2001). Om een brug te slaan tussen de geochemische modellen en de transportmodellen werden recentelijk een aantal computermodellen ontwikkeld. Enkele voorbeelden hiervan zijn TBC (Schäfer et al., 1998), MIN3P (Mayer, 1999), HBGC123D (Gwo et al., 2001), PHT3D (Prommer, 2002), en HYTEC (van der Lee et al., 2003). Deze modellen kunnen zowel rekening houden met fysische transportprocessen in drie dimensies als met de geochemische reacties die plaatsgrijpen tijdens transport in het grondwater.

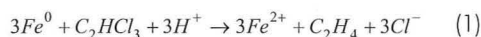
Het potentiële nut van deze fysisch gebaseerd biogeochemisch transportmodellen is dat ze (i) fysisch inzicht geven in de saneringsprocessen (interpretatie van monitoring gegevens; inzicht in het eventuele falen van de sanering), en (ii) extrapolatie toelaten in de ruimte (b.v. kennisoverdracht van labo naar veldsite) en in de tijd (voorspelling van het toekomstig verloop van de sanering). Het doel van dit artikel is om de voordelen en het nut van biogeochemische transportmodellering aan te tonen voor een case-study van grondwatersanering van een VOCL pluim (vluchtige organische gechloreerde bestanddelen) met een reactieve ijzerwand.

Case-study

Als case-study beschouwen we een industriële site waar het lokale grondwater verontreinigd is met een VOCL pluim. Meer specifiek zijn voornamelijk trichlooretheen (TCE) en de afbraakproducten,

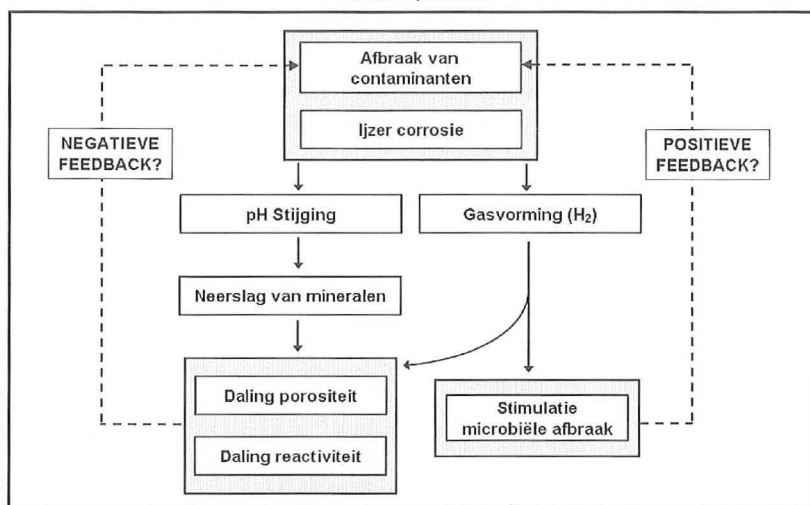
cis-1,2-dichlooretheen (cDCE) en vinylchloride (VC), aanwezig. Daarnaast werden ook perchlooretheen (PCE) en tetrachloormethaan aangetroffen op een paar locaties. De verontreinigingspluim is grensoverschrijdend en bedreigt het oppervlaktewater die het freatische grondwater draineert. De bodemopbouw op het terrein bestaat uit een ondiepe, matig tot slecht doorlatende kwartaire laag, waaronder zich een dikke kleilaag bevindt. Het niveau van de top van de klei is golvend en schommelt tussen 4.0 en 7.5 m-mv (onder het maaiveld). Het grondwater bevindt zich op een diepte van 1.0 tot 1.5 m-mv. De gemiddelde stroomsnelheid van het grondwater bedraagt tot 2.1 m/jaar. Voor sanering van de aanwezige verontreinigingspluim werd een permeabele reactieve ijzerwand geïnstalleerd op de site, loodrecht op de natuurlijke grondwaterstroming en stroomafwaarts van de bestaande pluim.

Het concept van een reactieve ijzerwand bestaat erin om verontreinigd grondwater al dan niet via hydraulische manipulatie doorheen de wand te leiden waar het reageert met het reactieve materiaal van de barrière (in dit geval, nulwaardig ijzer) en vervolgens de barrière 'proper' verlaat. De afbraak van de opgeloste VOCL componenten door nulwaardig ijzer gebeurt via een aantal redox-reacties, waarbij het ijzer geoxideerd wordt en de organische verbindingen gereduceerd worden tot onschadelijke stoffen zoals etheen (Arnold en Roberts, 2000). De reductie van TCE (C_2HCl_3) tot etheen (C_2H_4) door nulwaardig ijzer (Fe^0) kan b.v. als volgt beschreven worden,

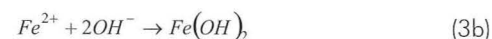


Naast deze eigenlijke saneringsreactie treden een aantal bijkomende en grotendeels ongewenste reacties op in de ijzerwand, zoals aangegeven in Figuur 2. In eerste instantie treedt er ijzercorrosie op, een reactie tussen nulwaardig ijzer en het grondwater, wat enerzijds leidt tot een uitgesproken pH stijging en anderzijds tot de productie van waterstofgas (H_2), zoals aangegeven door de volgende reactie,

Figuur 2 – Overzicht van de biogeochemische reacties in een reactieve ijzerwand



De hoge pH in de ijzerwand veroorzaakt neerslag van mineralen in de poriën van de ijzerwand, zoals calcium carbonaat en ijzerhydroxide,



Minerale neerslag heeft als mogelijke nefaste gevolgen (i) een daling van de porositeit van de wand, en (ii) een daling van de reactiviteit van het nulwaardige ijzer doordat de neergeslagen mineralen coatings vormen op de ijzerdeeltjes (Wilkin et al., 2003; Li et al., 2006). Na verloop van tijd is het dus mogelijk dat door continue minerale neerslag in de ijzerwand de sanerings-efficiëntie van de wand afneemt (Mayer et al., 2001; Jeen et al., 2007). Daarnaast kan de productie van H_2 gas in de wand mogelijk leiden tot een versnelde microbiële afbraak van de VOCL verbindingen in en achter de wand (Bastiaens et al., 2005).

Modelontwikkeling

Een biogeochemisch transportmodel werd ontwikkeld voor de simulatie van de werking van een ijzerwand voor de afbraak van VOCL in grondwater, waarbij de geochemische reacties in Figuur 2 en in Vgl. (1)-(4) in rekening werden gebracht, en werden gekoppeld aan het hydrologisch water- en stoftransport doorheen de wand, zoals aangegeven in Figuur 1. Tabel 1 geeft een overzicht van de verschillende reacties en de manier waarop ze gemodelleerd worden. Het geochemische model omvat eveneens alle relevante ionencomplexatiereacties in water teneinde de minerale neerslag op een correcte manier te kunnen berekenen.

Een belangrijk aspect van het model is de simulatie van het effect van minerale neerslag op porositeit en reactiviteit, en de gevolgen daarvan voor de sanering. Het model berekent veranderingen in porositeit en reactiviteit in functie van de gesimuleerde minerale neerslag,

$$n = n_0 \left(1 - \sum_m V_m \int r_m dt \right) \quad (4a)$$

$$S = S_0 - \sum_m \frac{V_m}{D_m} \int r_m dt \quad (4b)$$

waar n_0 en S_0 initiële waarden zijn voor porositeit en reactief ijzeroppervlak van de ijzerwand, r_m is snelheid van minerale neerslag, zoals berekend met het model in Tabel 1, V_m en D_m zijn respectievelijk het molaire volume en 'coating' dikte van mineraal m . De sommatie in Vgl. (4) gebeurt over alle mineralen die neerslaan in de ijzerwand, in dit geval calcium carbonaat (aragoniet), ijzerhydroxide, en ijzer carbonaat (sideriet). Een daling van de porositeit n in Vgl. (4a) resulteert in een snellere doorstroomsnelheid en kortere verblijftijd in de wand, met als mogelijk resultaat

Tabel 1 – Chemische reacties in de ijzerwand.

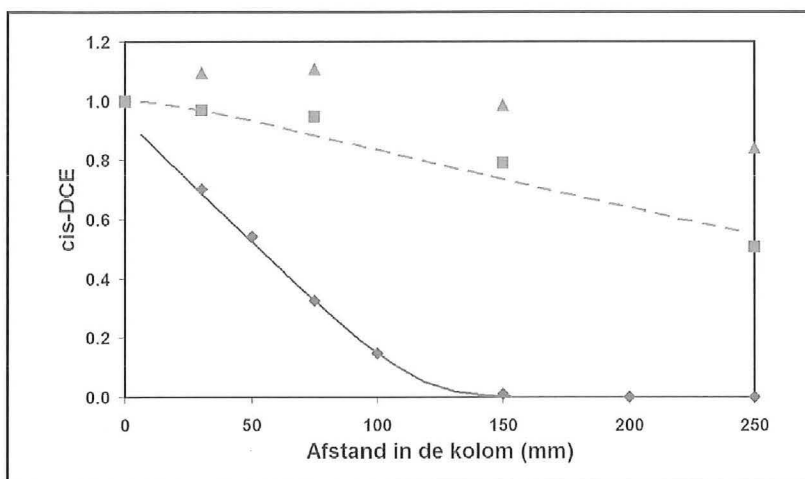
Reactie	Type	Model ^a
Ioncomplexatie, dissociatie van water, carbonaatreacties	Evenwichtsreacties	Wet van massawerking
TCE degradatie door nulwaardig ijzer, vgl. (1)	Kinetisch	$r_{TCE} = k_{TCE} S \frac{C_{TCE}}{K_{1/2} + C_{TCE}}$
Corrosie van nulwaardig ijzer door water, vgl. (2)	Kinetisch	$r_{corr} = k_{corr} S$
Minerale neerslag, vgl. (3)	Kinetisch	$r_m = k_m \left(\frac{IAP_m}{K_m} - 1 \right)$

^a k_{TCE} is de reactiecoëfficiënt en $K_{1/2}$ de half-saturatieconstante voor TCE afbraak, S is het reactief ijzeroppervlak, k_{corr} is de reactiecoëfficiënt voor ijzercorrosie, k_m is de reactiecoëfficiënt voor minerale neerslag, K_m is minerale oplosbaarheid, en IAP_m is het ionenactiviteitsproduct van mineraal m .

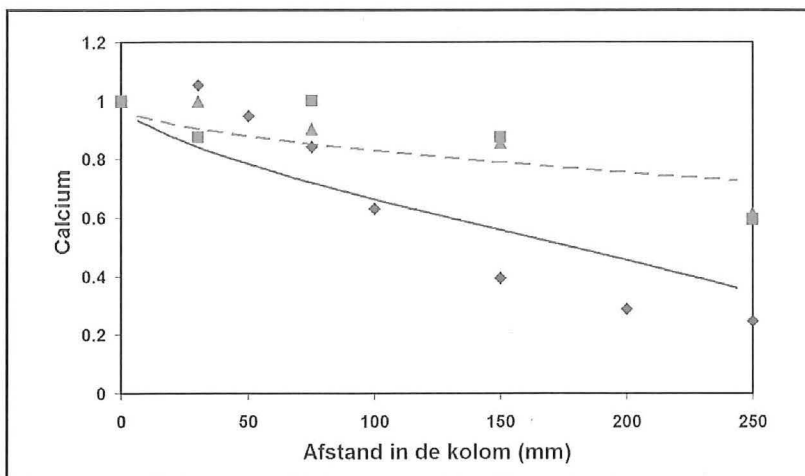
een onvolledige afbraak van TCE. Daarentegen, een daling van de reactiviteit S in Vgl. (4b) vertraagt zowel de afbraak van TCE als de ijzercorrosie, vermits S een parameter is in de reactiemodellen in Tabel 1.

Het model werd ontwikkeld met behulp van de generieke simulator PHT3D (Prommer et al., 2002), welke bestaat uit een integratie van de geochemische simulator PHREEQC en het

Figuur 3 – Gemeten genormaliseerde cis-DCE concentraties in de kolom na 65 (◆), 210 (■), en 305 (▲) PV, en corresponderende gesimuleerde concentraties na 65 (—) en 305 (---) PV



Figuur 4 – Gemeten genormaliseerde calcium concentraties in de kolom na 65 (◆), 210 (■), en 305 (▲) PV, en corresponderende gesimuleerde concentraties na 65 (—) en 305 (---) PV



transportmodel MT3D. In de volgende paragrafen wordt het model geëvalueerd aan de hand van de resultaten van een kolomexperiment in het labo. Vervolgens wordt de bruikbaarheid van het model aangetoond voor het genereren van fysisch inzicht en het extrapoleren van de labo-resultaten naar de veldsite.

Modevaluatie

Een kolomexperiment met nulwaardig ijzer en grondwater van de site werd opgestart om de lange-termijn werking van de ijzerwand op de site te evalueren. Het grondwater werd daarbij doorheen een 25-cm lange kolom gepompt, welke gevuld werd met een mengsel van zand en nulwaardig ijzer, zoals gebruikt op de site. Staalnamepunten op verschillende afstanden van de ingang van de kolom laten toe om organische en anorganische concentratieprofielen doorheen de kolom op te meten, en dit op verschillende tijdstippen.

Figuur 3 toont gemeten concentratieprofielen van cis-DCE nadat respectievelijk 65, 210, en 305 porievolumes (PV) grondwater doorheen de kolom gepompt waren. Na 65 PV nemen de cis-DCE concentraties snel af in functie van de verblijftijd (of afstand van de ingang) in de ijzerkolom, met als gevolg dat cis-DCE volledig afgebroken is na ongeveer 15 cm. Na 210 en 305 PV daarentegen, constateren we dat de ijzerkolom minder efficiënt geworden is in het afbreken van cis-DCE, vermits de concentraties hoog blijven tot aan het uiteinde van de kolom op 25 cm van de ingang.

Er wordt aangenomen dat de reductie in VOCL afbraak in Figuur 3 veroorzaakt wordt door minerale neerslag en een resulterende porositeits- en/of reactiviteitsdaling. Deze aanname wordt ondersteund door metingen van de anorganische concentraties doorheen de kolom (Figuur 4). We zien dat de concentratie van opgeloste calcium (Ca) afneemt in de kolom, duidend op neerslag van calcium mineralen. De afname van Ca vermindert echter op latere tijdstippen (na 210 en 305 PV), wat erop wijst dat de snelheid waarmee de mineralen neerslaan afneemt. Een gelijkaardig gedrag werd ook opgemeten voor opgeloste anorganische koolstof. Deze observaties bevestigen de mogelijke rol van een verandering in de porositeit of reactiviteit van de ijzerkolom.

Om de hypothese van de rol van minerale neerslag te testen, gebruiken we het biogeochemische transportmodel (één-dimensionale versie) om de gemeten concentraties in de kolom te simuleren. Hierbij werden eerst de concentraties na 65 PV gebruikt om verschillende modelparameters te schatten, welke de gesimuleerde reactiesnelheden bepalen. Zo werden b.v. de reactiecoëfficiënten voor minerale neerslag in het model bepaald aan de hand van de opgemeten anorganische concentratieprofielen na 65 PV. Tabel 2 geeft een overzicht van de gebruikte parameterwaarden.

Tabel 2 – Parameterwaarden gebruikt in de simulaties.

Parameter	Waarde	Eenheid
k_{TCE}	$6.8 \cdot 10^{-14}$	mol/m ² /s
$K_{1/2}$	$7.2 \cdot 10^{-8}$	mol/l
k_{corr}	$8.0 \cdot 10^{-11}$	mol/m ² /s
k_m voor Fe(OH) ₂ ; FeCO ₃ ; CaCO ₃	$2.1 \cdot 10^{-9}$; $5.0 \cdot 10^{-9}$; $2.0 \cdot 10^{-7}$	mol/l/s
$\log(K_m)$ voor Fe(OH) ₂ ; FeCO ₃ ; CaCO ₃	-14.4; -10.5; -8.3	-
V_m voor Fe(OH) ₂ ; FeCO ₃ ; CaCO ₃	0.0; $2.9 \cdot 10^{-5}$; $3.4 \cdot 10^{-5}$	m ³ /mol
D_m voor Fe(OH) ₂ ; FeCO ₃ ; CaCO ₃	0.0; $2.5 \cdot 10^{-8}$; $2.5 \cdot 10^{-8}$	m
n_0	0.25	-
S_0	2000	m ² /l

In Figuur 3 zien we dat het model de initiële volledige degradatie van cis-DCE na 65 PV correct simuleert, alsook de dalende efficiëntie van de afbraak na 210 en 305 PV, resulterend in cis-DCE doorbraak aan het uiteinde van de kolom. Bovendien is het model in staat om de algemene veranderingen in de anorganische concentraties te simuleren, zoals aangegeven voor calcium in Figuur 4. Na 65 PV dalen de gesimuleerde calcium concentraties ten gevolge van minerale neerslag, terwijl de minerale neerslag na 210 en 305 PV verminderd is en de gesimuleerde calcium concentraties minder snel afnemen in de kolom. Vermits organische afbraak en ijzercorrosie de pH in de kolom bepalen, liggen deze processen ook aan de basis van de minerale neerslag. Als deze processen vertragen (Figuur 3), wordt er ook minder aciditeit geconsumeerd, wat resulteert in minder neerslag. Met andere woorden, de simulatie-resultaten in Figuur 3 en 4 geven aan dat de koppeling van deze processen vrij goed berekend wordt door het model, en dat onze hypothese over het effect van minerale neerslag op de sanerings-efficiëntie correct was. Het is echter nog niet duidelijk welk mechanisme verantwoordelijk is voor deze respons, een daling van de porositeit in de kolom dan wel een afname van de reactiviteit van het ijzer.

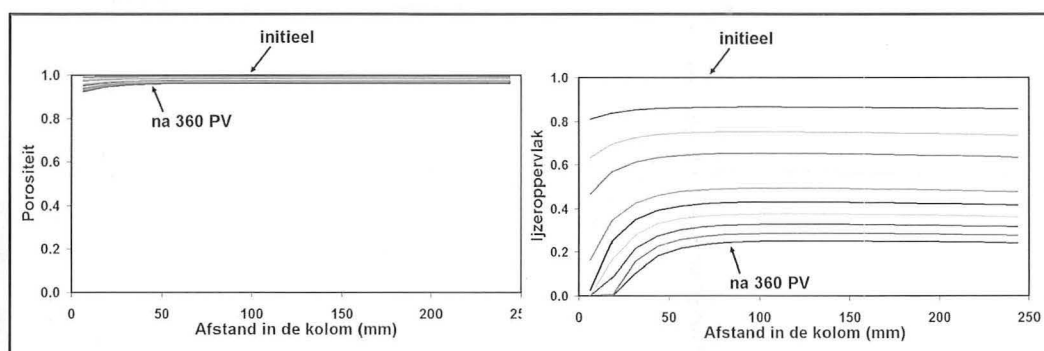
Toepassing van het model

We kunnen het model gebruiken om inzicht te krijgen in het relatieve effect van de porositeits- en reactiviteitsveranderingen op de VOCL afbraak. Hiervoor verwijzen we naar Figuur 5, welke gesimuleerde veranderingen toont in porositeit and ijzer-activiteit (reactief ijzeroppervlak) doorheen

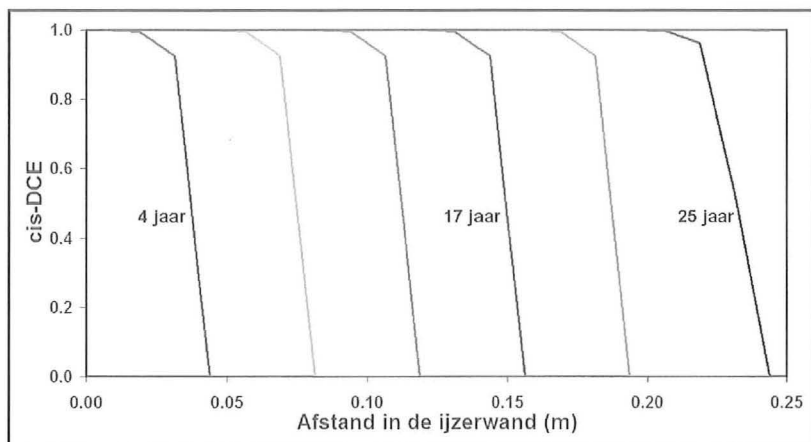
de kolom. De resultaten in Figuur 5 geven aan dat het effect van minerale neerslag op de daling van de porositeit klein is, en dat de daling in de reactiviteit van het nulwaardig ijzer in de kolom waarschijnlijk verantwoordelijk is voor het geobserveerde falen van VOCL afbraak in de kolom na 305 PV. Deze resultaten bevestigen andere recente labo-experimenten en modelleringstudies (Jeen et al., 2007).

Als een volgende stap kunnen we het model gebruiken om de resultaten van het kolomexperiment te extrapoleren naar de veldsite om zo een eerste indicatie te krijgen van de mogelijke lange-termijn performantie van de ijzerwand op de veldsite. Veldcondities verschillen op twee manieren van de condities in het kolomexperiment, namelijk (i) ten gevolge van hydrogeologische heterogeniteit is de grondwaterstroming in het veld driedimensionaal in tegenstelling tot de één-dimensionale stroming in de kolomtest, en (ii) de grondwaterstromingssnelheid in het veld is veel kleiner (tot 150 keer) dan in de kolomtest. We tonen hier voorlopige resultaten van een één-dimensionale simulatie gebruik makend van een typische waarde voor de grondwaterstromingssnelheid op de veldsite. Figuur 6 toont dat een zone van gedeactiveerd nulwaardig ijzer zich als een front doorheen de ijzerwand voortbeweegt, waarbij het scherpe front wordt veroorzaakt door de lage stroomsnelheid (2.1 m/jaar). Het gevolg is dat de 25-cm dikke ijzerwand volledig gedeactiveerd is na ongeveer 25 jaar. Volgens de modelvoorspellingen zouden op dat moment de VOCL concentraties niet meer volledig afgebroken worden en zou sanering met de wand dus falen. Voor verdere sanering zou de ijzerwand dan ofwel ver-

Figuur 5 – Gesimuleerde veranderingen in (a) porositeit en (b) reactief ijzeroppervlak in de kolom, relatief t.o.v. de initiële waarden (initieel liggen de curven horizontaal op waarde 1.0)



Figuur 6 – Gesimuleerde cis-DCE concentratieprofielen onder veldcondities op verschillende tijdstippen (aangegeven door de getallen naast de curven)



vangen moeten vervangen, ofwel zou een nieuwe wand stroomafwaarts van de eerste moeten geïnstalleerd worden. Een ander alternatief was geweest om het mogelijke toekomstige falen van de wand in rekening te brengen bij het ontwerp van de wand (vóór installatie) door de wand extra dik te maken. Zo kan een veiligheidsfactor ingebouwd worden en de levensduur van de wand verlengd worden.

Conclusies

We hebben het nut aangetoond van biogeochemische transportmodellering bij in-situ sanering van vervuild grondwater aan de hand van een case-study van VOCL verontreiniging en sanering met een reactieve ijzerwand. Resultaten illustreren de bruikbaarheid van dergelijke modellen voor het genereren van fysisch inzicht in de saneringsprocessen, wat op zijn beurt leidt tot efficiënte ontwerpen van in-situ saneringen. In het geval van reactieve ijzerwanden laat een simulatie van het effect van minerale neerslag op de porositeit en reactiviteit van de ijzerwand toe om de lange-termijn werking van de wand te voorspellen en in rekening te brengen in de ontwerp-fase. Toekomstig werk gaat zich toespitsen op (i) een drie-dimensionale toepassing van het model, (ii) een verfijning van de minerale component van het model, en (iii) het effect van waterstofgas geproduceerd in de ijzerwand op microbiële afbraak van de VOCL verbindingen.

Dit onderzoek is tot stand gekomen met financiële steun van een IWT onderzoeksmandaat (OZM 060307) en een Marie Curie reintegration grant (MIRG-CT-2006-044983).

Referenties

- Arnold W. A, and A. L. Roberts, Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Fe0 particles, *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2000, 1794-1805.
- Bastiaens, L., H. Sapion, J. Gemoets, J. Vos, T. De Ceuster, and L. Diels, Treatment of a VOCL

plume with a combination of an iron barrier and natural attenuation, *Proc. 2nd International Symposium on Permeable Reactive Barriers and Reactive Zones*, 14-16 November 2005, Antwerpen, Belgium, 2005.

Gwo J. P., E. F. D'Azevedo, H. Frenzel, M. Mayes, G.-T. Yeh, P. M. Jardine, K. M. Salvage and F. M. Hoffman, HBGC123D: a high-performance computer model of coupled hydrogeological and biochemical processes, *Computers and Geosciences*, 27, 1231-1241, 2001.

Jeen, S.-W., K. U. Mayer, R. W. Gillham, & D. W. Blowes, Reactive transport modeling of trichloroethene treatment with declining reactivity of iron, *Environ. Sci. Technol.*, 41(4), 2007, 1432-1438.

Li, L., C. H. Benson, & E. M. Lawson, Modeling porosity reductions caused by mineral fouling in continuous-wall permeable reactive barriers, *J. Contam. Hydrol.*, 83, 2006, 89-121.

Mayer, K. U., A numerical model for multi-component reactive transport in variably saturated porous media, Ph.D. thesis, Dep. of Earth Sci., Univ. of Waterloo, Waterloo, Ont., Canada, 1999.

Mayer, K. U., D. W. Blowes, & E. O. Frind, Reactive transport modelling of an in situ reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene in groundwater, *Water Resour. Res.*, 37, 2001, 3091-3103.

Prommer, H., D. A. Barry, & C. Zheng, MODFLOW/MT3DMS-based reactive multi-component transport modelling, *Ground Water*, 41, 2003, 247-257.

Schäfer, D., W. Schäfer, and M. Thullner, TBC - a novel numerical model for simulation of transport, biochemistry and chemistry in aquifers, *Mathematische Geologie* 2, 79-93, 1998.

van der Lee, J., L. De Windt, V. Lagneau, and P. Goblet, Module-oriented modeling of reactive transport with HYTEC, *Computers and Geosciences*, 29, 265-275, 2003.

Wilkin, R. T., R. Puls, & G. W. Sewell, Long-term performance of permeable reactive barriers using zero-valent iron: geochemical and microbiological effects, *Ground Water*, 41, 2003, 493-503.

G. Schoups¹, P. Seuntjens¹, L. Bastiaens², Q. Simons², H. Sapion³

¹ Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Integrale Milieustudies, Boeretang 200, 2400 Mol

² Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Milieu- en Procestechnologie, Boeretang 200, 2400 Mol

³ Sapion Hans Milieuvdies, Oude Bevelsesteenweg 51, 2560 Kessel

*Correspondentie: gerrit.schoups@gmail.com
 Huidige affiliatie: Technische Universiteit Delft, Afdeling Watermanagement, Delft, Nederland

Gebruik van geofysische prospectie in het kader van bodem- en grondwaterverontreiniging

Dat geofysische prospectie gebruikt kan worden voor de bepaling van lithologisch verschillende lagen is algemeen geweten. Geofysische prospectie is daarnaast echter ook geschikt voor het opsporen en afbakenen van verontreinigingspluimen en kan vervolgens worden aangewend voor het opvolgen van saneringswerken op voorwaarde dat er een wijziging in conductiviteit/resistiviteit is opgetreden ten gevolge van de verontreiniging.

De methodologie van de elektromagnetische profilering en de elektrische tomografie worden naast de conductiviteits-/resistiviteitsmetingen in boorgatmetingen uiteengezet alvorens overgegaan wordt op enkele case-studies. In deze case-studies worden één of meerdere methoden toegepast om de verontreiniging af te bakenen. Hieruit blijkt dat geofysische prospectie een toegevoegd waarde heeft in bodem- en grondwateronderzoek.

Onafhankelijk van de onderzoeksmethode dient een referentiekader vastgelegd te worden, waarbij de natuurlijke achtergrondwaarde voor de grondconductiviteit (resistiviteit) van de ondergrond gedefinieerd wordt.

1 Inleiding

Dat geofysische prospectie gebruikt kan worden voor de bepaling van lithologisch verschillende lagen is algemeen geweten. Geofysische prospectie is daarnaast echter ook geschikt voor het opsporen en afbakenen van verontreinigingspluimen en kan vervolgens worden aangewend voor het opvolgen van saneringswerken. De belangrijkste voorwaarde voor deze toepassing bij bodem- en grondwaterverontreiniging is het optreden van een wijziging in de conductiviteit (resistiviteit) ten gevolge van de verontreiniging. Door de variatie in conductiviteit (resistiviteit) te meten, kan ook de verontreiniging opgespoord worden op voorwaarde dat de natuurlijke achtergrondwaarde gekend is.

In een eerste deel van het artikel wordt de methodologie van de verschillende technieken beschreven terwijl in het tweede deel enkele toepassingsmogelijkheden toegelicht worden. Het artikel wordt afgerond met een besluit.

2 Methodologie

2.1 Elektromagnetische profilering

Een eerste hier voorgestelde methode van geofysische prospectie is de elektromagnetische profilering waarbij langsheen verschillende trajecten de laterale verandering in conductiviteit van de ondergrond gemeten wordt. De metingen worden verricht met 2 spoelen: een zender- en een ontvangerspoel, die met elkaar verbonden zijn door middel van een kabel. Een wisselstroom met een bepaalde frequentie wordt door de zendspoel gestuurd waardoor een (primair) magnetisch veld wordt opgewekt. Dit magnetisch veld wordt rechtstreeks opgevangen door de ontvangerspoel, maar induceert bovendien wervelstromen in de ondergrond. Deze wervelstromen, waarvan de sterkte afhankelijk is van de soortelijke geleiding van de

ondergrond, de frequentie van het zendsignaal en de spoelafstand, wekken op hun beurt een secundair magnetisch veld op, dat eveneens door de ontvangerspoel wordt opgevangen. Na verwerking van beide signalen kan de soortelijke geleiding onmiddellijk afgelezen en opgeslagen worden (of zijn reciproque: resistiviteit) in mS/m.

De afstand tussen de zender en de ontvangerspoel is bepalend voor de indringingsdiepte. Bij een horizontale dipool (waarbij de spoelen verticaal geplaatst worden), bedraagt de indringingsdiepte, in ideale omstandigheden, 0.75 keer de afstand tussen de spoelen (S) terwijl dit tot 1.5 keer de spoelafstand kan bedragen bij de verticale dipoolopstelling (dus bij het horizontaal plaatsen van de spoelen) (McNeill, 1980). Afhankelijk van de te verwachten geologie en de vermoedelijke diepte van de verontreiniging wordt de spoelafstand (S) bepaald. Bij gebruik van de EM34-3 zijn 3 spoelafstanden mogelijk: 10 m, 20 m en 40 m. Het is aangewezen de profilering met de drie spoelafstanden uit te voeren zodat indicaties betreffende de variatie in conductiviteit in functie van de diepte kunnen afgeleid worden. Daarnaast wordt aangeraden de afstand tussen de opeenvolgende metingen klein te houden zodat een gedetailleerde afbakening van de verontreiniging mogelijk is.

Aan de hand van de verworven data langsheen een profiel in een niet-verontreinigde zone, kan een achtergrondwaarde voor de niet-verontreinigde ondergrond gedefinieerd worden. Door de data afkomstig van verschillende profielen op kaart voor te stellen, kan de laterale uitbreiding van de verontreinigingspluim afgeleid worden.

Uit bovenstaande beschrijvingen blijkt dat bij de toepassing van de elektromagnetische profilering er geen rechtstreeks contact is met de ondergrond (verontreiniging). Bovendien biedt deze methode het voordeel dat de metingen kunnen uitgevoerd worden op verharde oppervlakken. Ondergrondse

leidingen, afsluitingen, elektriciteitskabels kunnen evenwel storingen met zich meebrengen.

2.2 Geo-elektrische tomografie

Een tweede methode is de toepassing van de geo-elektrische potentiaaltomografie. Het is een combinatie van de resistiviteitssondering met de resistiviteitsprofilering waarbij een groot aantal elektroden op gelijke afstanden van elkaar langs een lijn worden geplaatst. Een spanningsverschil, teweeggebracht door een stroom die in de ondergrond wordt gestuurd door middel van twee stroomelektroden, wordt tussen twee potentiaal-elektroden gemeten. De metingen worden gestuurd door een microprocessor, waarbij een multiplexer telkens 4 elektroden selecteert. De afstand tussen de geselecteerde elektroden neemt stapsgewijze toe, en zo ook de indringingsdiepte. Rekening houdend met de lithologische bouw van de ondergrond en de overeenstemmende natuurlijke achtergrondwaarden, kan de verontreiniging, die een verandering in resistiviteit teweeg brengt, langs het profiel verticaal en lateraal begrensd worden.

In tegenstelling tot de elektromagnetische profilering, dienen bij deze methode de elektroden in de ondergrond geplaatst te worden en is een goede geleiding van de ondergrond noodzakelijk, zodat deze toepassing niet mogelijk is op verharde ondergrond. Deze methode kan aanvullend aangewend worden na de uitvoering van elektromagnetisch profileringen voor enkele geselecteerde profielen waarvoor detail gewenst is, gezien haar kwantitatieve resultaten.

De geo-elektrische tomografie heeft dezelfde voordelen als de elektromagnetische profilering: ze is niet destructief en contact met de verontreiniging is er niet. De resultaten van geo-elektrische tomografie leveren een gedetailleerde verdeling van resistiviteiten in functie van de diepte langsheen het profiel. Door de beperktere meetnelheid dan de elektromagnetische profilering is het aanbevolen vooreerst een elektromagnetische verkenning uit te voeren, op basis waarvan profielen voor geo-elektrische tomografie worden geselecteerd.

2.3 Boorgatmetingen

Tot slot kunnen ook boorgatmetingen waarbij de conductiviteit en/of resistiviteit van de ondergrond gemeten wordt, informatie leveren over de verticale conductiviteits-/resistiviteitsopbouw ter hoogte van het boorgat. Verticale variatie in lithologie reflecteert zich in een toename- en/of afname van de conductiviteit/resistiviteit, gezien deze hoofdzakelijk afhankelijk is van de conductiviteit/resistiviteit van het poriënwater en de grondsoort. Bij grondwaterverontreiniging waarbij de conductiviteit/resistiviteit van het grondwater beïnvloed wordt, zal de lithologie niet meer afgeleid kunnen worden uit de resistiviteit en dient daarom beroep gedaan te worden op een andere parameter: de natuurlijke-gammastraling. De profes-

sionele conductiviteitsboorlog-sondes zijn daarom voorzien van een natuurlijke-gamma-meeteenheid die onontbeerlijk is om de invloeden van lithologie en verontreiniging op de conductiviteit te kunnen onderscheiden. Deze natuurlijke-gamma-metingen geven consistente informatie over de lithologie, zodat de conductiviteits-/resistiviteitsveranderingen ten gevolge van verontreiniging kunnen afgeleid worden.

De methode van boorgatmetingen waarbij de conductiviteit gemeten wordt door middel van elektromagnetische inductiemetingen steunt op hetzelfde principe als de elektromagnetische profilering. In dit geval zitten de zender- en de ontvangerspoel op de as van de sonde gemonteerd zodat een verticale dipool wordt gevormd. In tegenstelling tot resistiviteitsmetingen kunnen elektromagnetische inductiemetingen uitgevoerd worden in met plastic (PVC, HDPE) verbuilde boorgaten.

3 Toepassingsmogelijkheden bij bodem- en grondwateronderzoek

3.1 Opsporen en afbakenen van de verontreiniging

In het kader van het bodemsaneringsdecreet heeft het oriënterend bodemonderzoek (obo) als doel aan de hand van analyses van bodem- en grondwaterstalen de mogelijke verontreiniging op te sporen. In een volgende fase, het beschrijvend bodemonderzoek (bbo), dient ondermeer de verontreiniging afgebakend te worden. Hiervoor worden extra peilbuizen geplaatst om dit mogelijk te maken. Omdat de verworven gegevens van het obo niet altijd toereikend zijn om deze nieuwe peilbuizen doeltreffend te installeren, biedt geofysische prospectie een goed hulpmiddel: door middel van de elektromagnetische profilering kan een eerste verkenning van het gebied uitgevoerd worden. Hierbij wordt het studiegebied snel langsheen een netwerk van profiellijnen verkend. Voor de bepaling van de ligging van de profielen wordt, zoals dit ook gebeurt bij de inplanting van de peilbuizen in het obo, rekening gehouden met de opslagplaatsen, de vermoedelijke grondwaterstroming, toegankelijkheid, ondergrond, nutsleidingen, ... Aan de hand van de meetresultaten van de elektromagnetische profilering kunnen de zones met hogere conductiviteit afgebakend worden, wat in de meeste gevallen duidt op de aanwezigheid van verontreiniging. Hierop volgend kan langsheen enkele geselecteerde profielen een geo-elektrische tomografie uitgevoerd worden, om de variatie in resistiviteit met de diepte te kunnen afleiden. Deze methode geeft extra informatie om de diepte van de filter van de peilbuizen beter te kunnen inschatten.

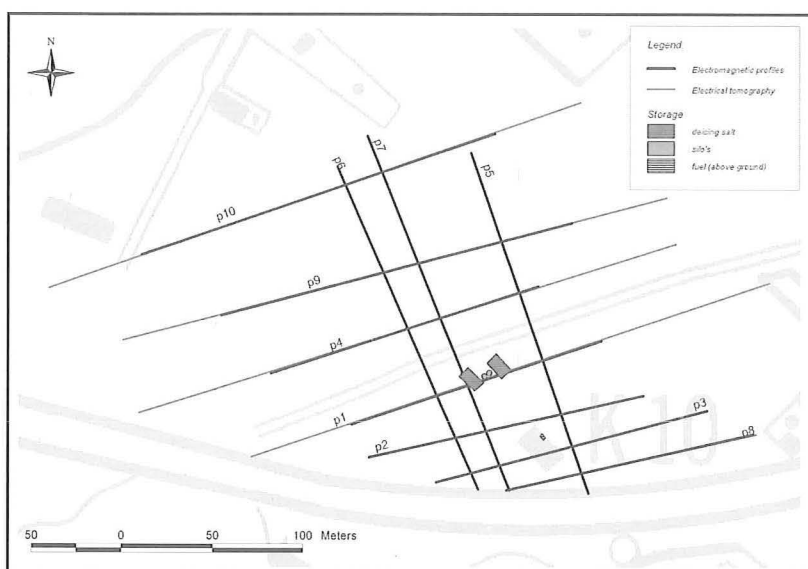
In hetgeen volgt worden de resultaten van de geofysische prospectie op enkele sites als voorbeeld aangehaald.

3.1.1 Case study – locatie 1

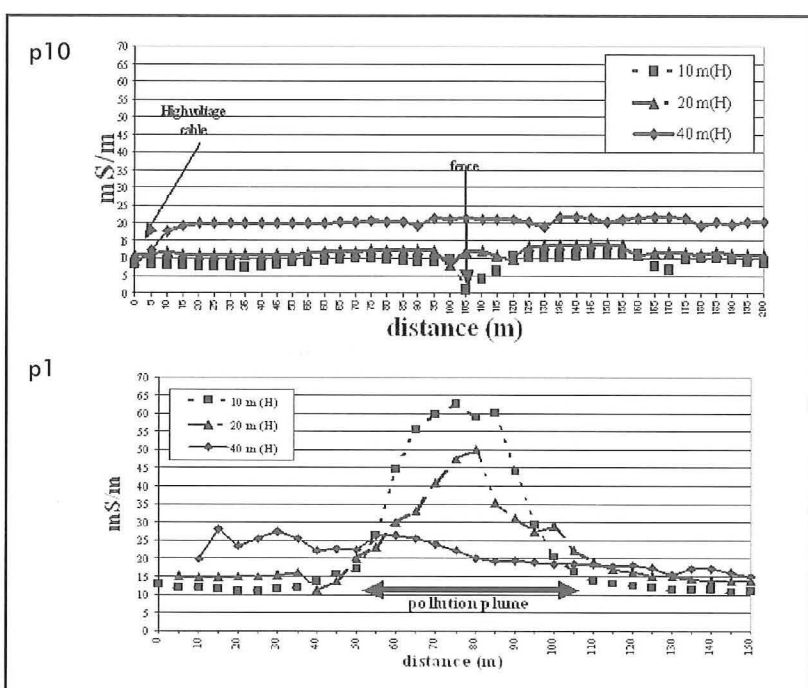
Op deze locatie heeft een voormalige opslag van strooizouten het grondwaterreservoir verontreinigd. Aan de hand van geofysische prospectie is het mogelijk de verontreiniging af te bakenen. Deze resultaten worden vervolgens vergeleken met de gemeten geleidbaarheid van het grondwater ter hoogte van de watertafel. Er zijn echter geen waterstalen beschikbaar afkomstig van de basis van het grondwaterreservoir.

Figuur 1 stelt de ligging van de elektromagnetische profielen en de geo-elektrische tomografie voor. In de eerste plaats worden de resultaten van de elektromagnetische profilering behandeld om vervolgens over te gaan tot de resultaten van de geo-elektrische tomografie.

Figuur 1: Ligging van de elektromagnetische profielen en geo-elektrische tomografie



Figuur 2: Elektromagnetische metingen langsheen p10 en p1



Elektromagnetische profilering

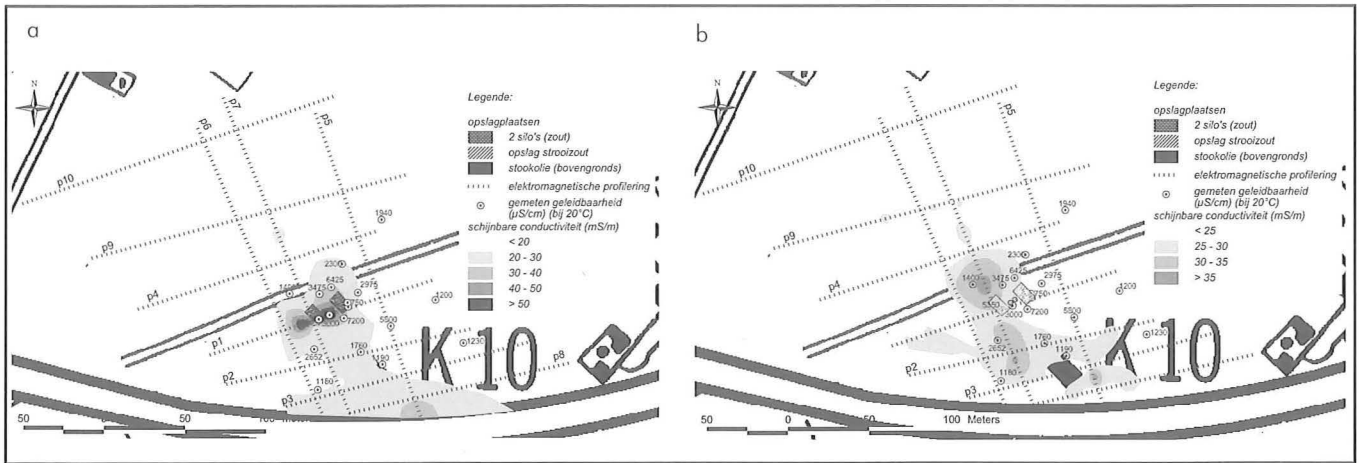
Langsheen verschillende profielen (Figuur 1) werd elektromagnetisch onderzoek (horizontale dipool opstelling) verricht met behulp van de EM34-3 meetapparatuur. Met toenemende afstand tussen de spoelen (S) werd een toenemende indringingsdiepte bereikt. Langsheen elk profiel werd met een spoelafstand van 10 m, 20 m en 40 m gemeten zodat een indringingsdiepte, bij ideale omstandigheden, van resp. 7.5 m, 15 m en 30 m werd bereikt. Met de spoelafstand van 10 m werd voornamelijk de onverzadigde zone onderzocht. Met S = 40 m wordt het volledige freatische grondwaterreservoir bereikt, op voorwaarde dat het een homogeen grondwaterreservoir betreft.

Langsheen het meest noordelijke profiel, p10 (Figuur 2), treden, voor de drie spoelafstanden, nauwelijks variaties op in de gemeten schijnbare conductiviteit. Dit profiel is bijgevolg geschikt om de natuurlijke achtergrondconductiviteit voor dit studiegebied te definiëren. Een conductiviteit van meer dan 20 mS/m wijst op de aanwezigheid van verontreiniging, zowel voor S = 10 als voor S = 20 m. Voor S = 40 m wordt een conductiviteit met een maximale waarde van 30 mS/m toegekend aan de natuurlijke achtergrondwaarde. De afwijkende conductiviteiten in het zuidwestelijke deel van het profiel zijn te wijten aan de invloed van hoogspanningskabels. Omheining en metalen koepels voor de kweek van witloof liggen aan de basis van de verlaagde gemeten conductiviteit in het centrale deel van het profiel voor een spoelafstand van S = 10 m.

Langsheen profiel p1, doorheen het centrale deel van het studiegebied, worden de hoogste conductiviteiten gemeten met S = 10 m (Figuur 2): ze bedragen meer dan 60 mS/m. De toename in conductiviteit is een mogelijke aanwijzing voor verontreiniging. De nagenoeg stabiele schijnbare conductiviteit vastgesteld voor S = 40 m kan erop wijzen dat de verontreiniging zich ondiep voordoet. Indien de verontreiniging ter hoogte van dit profiel tot aan de basis van het grondwaterreservoir zou voorkomen, dan zou eveneens een toename in conductiviteit mogen worden verwacht voor deze spoelafstand, hetgeen niet het geval is.

Vervolgens kunnen voor eenzelfde spoelafstand lijnen de gemeten conductiviteit langsheen de profielen voorgesteld worden waaruit lijnen van gelijke conductiviteit afgeleid worden. Door deze isolijnen op kaart voor te stellen kan de kern van verontreiniging afgeleid worden, omdat aangenomen wordt dat hoge conductiviteiten overeenkomen met verontreiniging. Rekening houdend met de vooropgestelde ondergrens, kan de afbakening van de verontreiniging uitgevoerd worden. Figuur 3 geeft het resultaat van de maximale uitbreiding van de verontreiniging voor S = 10 m (Figuur 3a) en 40 m (Figuur 3b). Hieruit kunnen twee bronnen van verontreiniging vastgesteld worden: in het centrale deel van het studiegebied en in het zuidelijke deel. Bij vergelijking van de figuren 3a en 3b, kan een noordwestelijke ver-

Figuur 3: a) Maximale uitbreiding van de verontreiniging in de onverzadigde zone ($S = 10$ m) en b) in het grondwaterreservoir ($S = 40$ m)

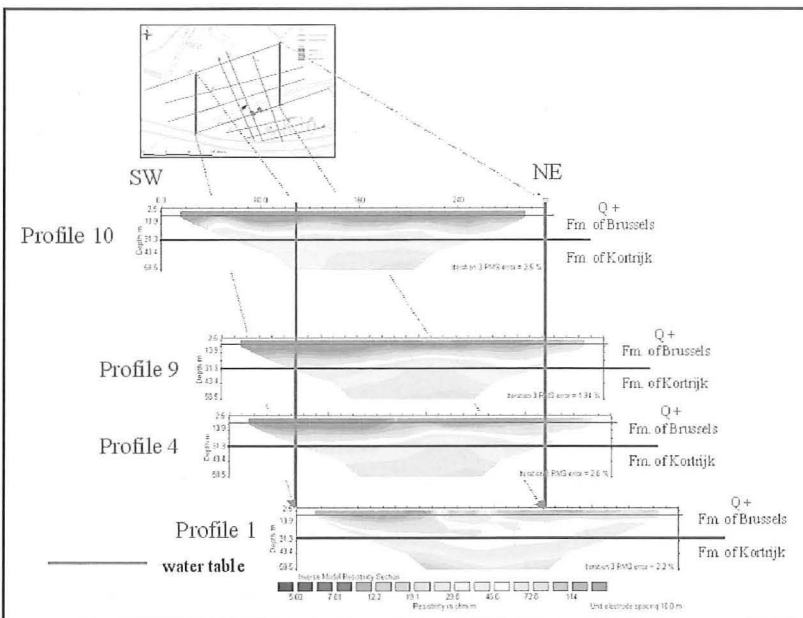


plaatsing van de verontreiniging vastgesteld worden, wat toe te schrijven is aan de grondwaterstroming (Martens et al., 2003).

Geo-elektrische tomografie

Langs een 10 profielen, dezelfde als voor het elektromagnetisch onderzoek (Figuur 1), werd de schijnbare resistiviteit van het grondwaterreservoir gemeten met behulp van de geo-elektrische tomografie met de Wenner-opstelling. De elektrodenafstand bedroeg 5 of 10 m en werd bepaald door de beschikbare lengte. Hierdoor bedroeg de totale lengte de profielen met 32 elektroden 155 of 310 m. Er werden telkens 4 van de 32 elektroden automatisch geselecteerd, waardoor met toenemende afstand tussen de elektroden ook een toename van indringingsdiepte werd verwezenlijkt. De resultaten werden geïnterpreteerd met het RES2DINV-programma (Loke & Barker, 1996; Loke, 2002) en voorgesteld in Figuur 4.

figuur 4: Geo-elektrische tomografie langs een 4 parallelle profielen (afstand tussen de elektroden = 10 m) van profiel 1 tot profiel 10



Profiel 1, in het centrale deel van het studiegebied, werd met beide elektrodenafstanden (5 en 10 m) uitgevoerd waarbij het centrum gelijk gehouden werd. Bij een elektrodenafstand van 5 m wordt meer detail van het ondiepe grondwaterreservoir bekomen, terwijl de basis van het grondwaterreservoir op een diepte van ca. 31 m echter niet kan afgeleid worden. Deze informatie werd afgeleid uit de profilering met een elektrodenafstand van 10 m.

Vooraleer de afbakening van de verontreiniging kan uitgevoerd worden, dient de natuurlijke achtergrondwaarde van de resistiviteit van de verschillende lagen geïdentificeerd te worden. Steunend op de gegevens van profiel 10, dat evenals bij de elektromagnetische profilering ook hier als referentieprofiel geschikt is, kunnen 3 lagen afgeleid worden met een overeenstemmende resistiviteit: de onverzadigde zone (min. 90 ohm), het freatisch grondwaterreservoir waarbij de resistiviteit afneemt met toenemende diepte en een slecht doorlatende laag. Het freatisch grondwaterreservoir, bestaande uit fijn tot grof zand, heeft een gemiddelde resistiviteit van 70 ohm en wordt op een diepte van ca. 31 m begrensd door een slecht doorlatende laag met een resistiviteit kleiner dan 30 ohm.

De aanwezigheid van verontreiniging resulteert in lage resistiviteiten, wat duidelijk zichtbaar is in profiel 1 (Figuur 4): in de onverzadigde zone en ter hoogte van de watertafel worden resistiviteiten van maximaal 30 ohm gemeten. Het is duidelijk dat de grondwaterverontreiniging zich in de richting van de grondwaterstroming verplaatst is, van de onverzadigde zone naar de basis van het grondwaterreservoir (van profiel 1 naar profiel 10).

Validatie van de resultaten

Tijdens verschillende analysecampagnes werd de geleidbaarheid van het grondwater ter hoogte van de watertafel gemeten waaruit een gemiddelde conductiviteit berekend werd. Deze waarden zijn in Figuur 3, tezamen met de resultaten van het elektromagnetisch onderzoek, voorgesteld. Ter

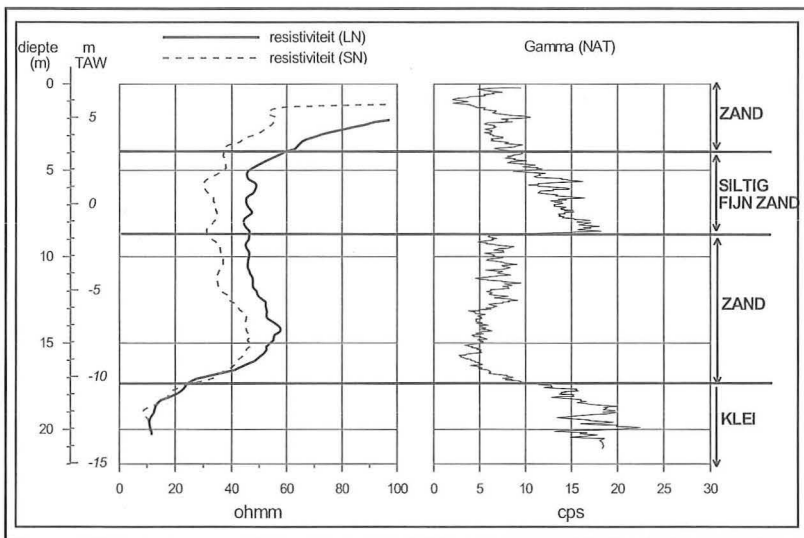
hoogte van de voormalige opslag werd de hoogste geleidbaarheid in het grondwater gemeten, wat overeenkomt met de hoogste conductiviteiten vastgesteld met de elektromagnetische profilering.

3.1.2 Locatie 2

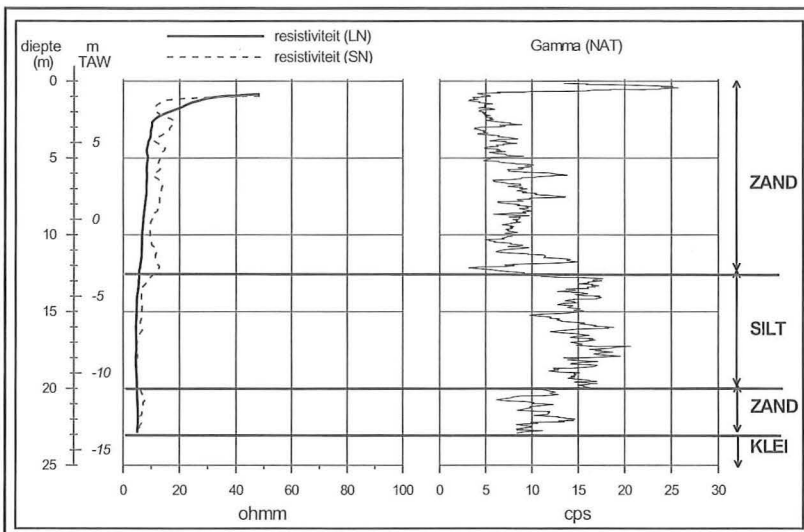
Op een verlaten industriële site werd geofysische prospectie uitgevoerd om de industriële verontreiniging in kaart te brengen. Deze resultaten worden uitvoerig voorgesteld in Walraevens et al. (1997). De doeltreffendheid van de resistiviteitsmetingen in boorgaten wordt in hetgeen volgt behandeld.

Op verschillende plaatsen werden in het open boorgat boorgatmetingen uitgevoerd. Hier worden de resultaten van twee locaties voorgesteld. De resistiviteit gemeten met de lange en korte normaalopstelling en de natuurlijke-gammastraling voor de boorgaten GB1 en GB2 zijn voorgesteld in figuren 5 en 6. De lithologie kan duidelijk afgeleid worden uit de resistiviteitsmetingen met de lange normaalopstelling in combinatie met de natuurlijke-gammametingen voor boring GB2: 2 zandige lagen, met tussenin een meer siltige laag.

Figuur 5: Boorgatmetingen in GB 2



Figuur 6: Boorgatmetingen in GB1



laag. Hoge resistiviteiten (> 30 ohmm) wijzen op de zandige afzettingen en zijn dus doorlatend, terwijl voor de meer siltige afzetting lagere resistiviteiten worden vastgesteld. Vanaf een diepte van 18.5 m worden waarden van minder dan 12 ohmm vastgesteld, kenmerkend voor kleiige afzettingen (Tertiaire klei). Steunend op de natuurlijke gamma-metingen kan eenzelfde indeling gemaakt worden: lage waarden voor de natuurlijke-gammastraling wijzen op een meer zandige afzetting. De hogere waarden vastgesteld tussen 9.5 m en 15 m komen overeen met de meer siltige afzettingen. Onderaan, vanaf 18.5 m worden zeer hoge waarden aangetroffen, die wijzen op de aanwezigheid van kleiige afzettingen.

Steunend op de resistiviteitsmetingen ter hoogte van GB1 (Figuur 6) is slechts 1 pakket af te leiden: vanaf het maaiveld tot aan de basis van het grondwaterreservoir met een resistiviteit kleiner dan 10 ohmm, wat kenmerkend is voor zeer kleiige afzettingen. De resultaten van de natuurlijke-gammastraling tonen een andere, en in overeenstemming met deze in GB2, lithologische opbouw: 2 zandige lagen gescheiden door een siltige laag. Op een diepte van ca. 19.5 m worden hoge waarden voor de natuurlijke-gammastraling gemeten, die overeenkomen met klei-afzettingen (Tertiaire klei). Er kan besloten worden dat de lage waarden voor de resistiviteit wijzen op een verontreinigd grondwaterreservoir ter hoogte van GB1. Voor een correcte interpretatie van de lithologie dienen resistiviteitsmetingen steeds gepaard te gaan met natuurlijke-gammametingen.

3.2 Opvolging van de verontreiniging

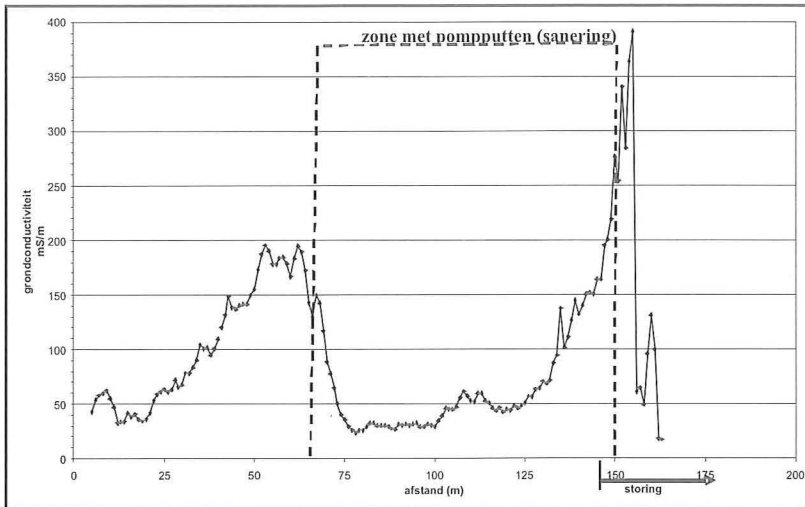
3.2.1 Locatie 3

De eerste resultaten van de monitoring van een sanering, die met behulp van elektromagnetische profilering opgevolgd wordt, zijn voorgesteld in Figuur 7. Hieruit blijkt dat de conductiviteit duidelijk daalt in de nabijheid van de pompputten. Een hogere conductiviteit wordt aan het begin van het profiel aangetroffen, hetgeen overeenkomt met de nog aanwezige verontreiniging. Aan het einde van het profiel worden eveneens verhoogde conductiviteiten vastgesteld, maar deze zijn toe te schrijven aan lokale storingen.

4 Besluit

Geofysische prospectie is een geschikte methode om verontreiniging op te sporen en af te bakenen. De resultaten van de elektromagnetische profilering en de geo-elektrische tomografie laten toe de verontreiniging zowel lateraal als verticaal af te bakenen. Geofysische prospectie biedt dus een goed hulpmiddel om op een doordachte manier de ligging van de peilbuizen en de diepte van de filter te bepalen. Ook boorgatmetingen zijn doeltreffend voor de verticale afbakening van de verontreiniging in de omgeving van het boorgat. De resistiviteits-/conductiviteitsmetingen dienen steeds gepaard te gaan met natuurlijke-

Figuur 7: Elektromagnetische profilering langsheen de pompputten (horizontale dipool, $S = 10\text{m}$)



gamma-metingen teneinde goede conclusies te formuleren betreffende verontreiniging van het grondwaterreservoir. Ook biedt geofysische prospectie goede perspectieven voor de opvolging van saneringswerken.

Referenties

Loke M.H. (2002). RES2DINV ver. 3.50. Rapid 2-D Resistivity & IP inversion using the least-squares method. Wenner (a, b, g), dipole-dipole, inline pole-pole, pole-dipole, equatorial dipole-dipole, Schlumberger and non-conventional arrays. On land, underwater and cross-borehole

surveys. Geoelectrical Imaging 2-D & 3-D. Geotomo Software. Malaysia. 1-115.

Loke M.H. en Barker R.D. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44: 31-152.

Martens K., Beeuwsaert E., Walraevens K. (2003). Uitvoeren van geofysische metingen in het kader van bodemonderzoek: de geo-elektrische tomografie. *Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie*. Studie uitgevoerd in opdracht van OVAM.

McNeill (1980). Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers. Technical note TN-6, Geonics Ltd., Ontario, 15pp.

Walraevens K., Beeuwsaert E. & De Breuck W. (1997). Geophysical methods for prospecting industrial pollution: a case study. *European Journal of environmental and engineering geophysics*, 2, 95-108.

K. Martens & K. Walraevens

Universiteit Gent,
Laboratorium voor Toegepaste Geologie en
Hydrogeologie,
Krijgslaan 281 – S8,
9000 Gent
tel.: 09/264.46.47
fax: 09/264.49.88

De Maas : Interactie tussen grondwater en oppervlaktewater

Oppervlaktewater kan interageren met het grondwatersysteem door:

- draineren of
- infiltreren.

Het inschatten van de grootte van deze interactie en de systeemwerking zijn noodzakelijk voor het beheer en het bepalen van de impact van ingrepen aan het grond- en oppervlaktewatersysteem. Dit kan gebeuren aan de hand van metingen en modellen.

Nv De scheepvaart (Herman Gielen, Joke Verstraelen) en Haskoning hebben voor deze metingen, modelleringen en verwerking van de resultaten enkele nieuwe methodes en tools opgesteld. Deze methodiek werd opgesteld in het kader van ingrepen aan het grensmaassysteem en zal aan de hand van dit voorbeeld toegelicht worden.

Oppervlaktewater kan interageren met het grondwatersysteem door te draineren of te infiltreren. Het inschatten van de grootte van deze interactie en de systeemwerking zijn noodzakelijk voor het beheer en het bepalen van de impact van ingrepen aan het grond- en oppervlaktewatersysteem. Dit kan gebeuren aan de hand van metingen en modellen. Nv De Scheepvaart en Haskoning hebben voor deze metingen, modelleringen en verwerking van de resultaten enkele nieuwe methodes en tools opgesteld. Deze methodiek werd opgesteld in het kader van ingrepen aan het Grensmaassysteem en zal aan de hand van dit voorbeeld toegelicht worden. De Maas heeft namelijk een grote impact op het grondwatersysteem en is daarom een ideaal voorbeeld voor het bestuderen van de interactie.

Het studiegebied situeert zich daar waar de Maas de grens vormt met Nederland. De ingrepen aan het Maassysteem hadden in de eerste plaats als

doel om de veiligheid in het mijnverzakkingsgebied te verhogen (door de waterstand bij een hoogwatersituatie te laten dalen). Een belangrijke randvoorwaarde voor het project is dat de winning van de VMW niet in gedrang mag komen (geen waterstandsverlagingen bij laagwater). Daarnaast wenst men eveneens een meer natuurlijke Maasbedding.

De interactie tussen het grondwater en het oppervlaktewater kan zoals reeds vermeld bepaald worden aan de hand van metingen en modelleringen. Wat betreft metingen werden er peilbuizen ingemeten, peillatten opgemeten en infiltratie- en drainageweerstand bepaald. Qua modelleringen werd er gebruik gemaakt van zowel een oppervlaktewatermodel als een grondwatermodel. Als oppervlaktewatermodel werd er gebruik gemaakt van WAQUA. Wat betreft het grondwater werd er gemodelleerd met Triwaco. Triwaco is een eindig elementenprogramma voor de berekening van stationaire en niet-stationaire grondwaterstromingen in een meergelagensysteem.

Triwaco heeft de volgende mogelijkheden :

- Berekening van grondwaterstroming in meerdere lagen volgens de eindige elementenmethode;
- Stationaire en tijdsafhankelijke berekening van (freatische) grondwaterstanden en stijghoogten, fluxen en waterbalansen;
- Groot aantal opties voor modellering van de relatie tussen grond- en oppervlaktewater - (greppels, sloten, beken, rivieren, meren en plassen);
- Invoer van anisotropie en inhomogeniteiten;
- Mogelijkheid om het rekennetwerk op maat te maken met plaatselijke verdichtingen.

Illustratie1: situering van het projectgebied

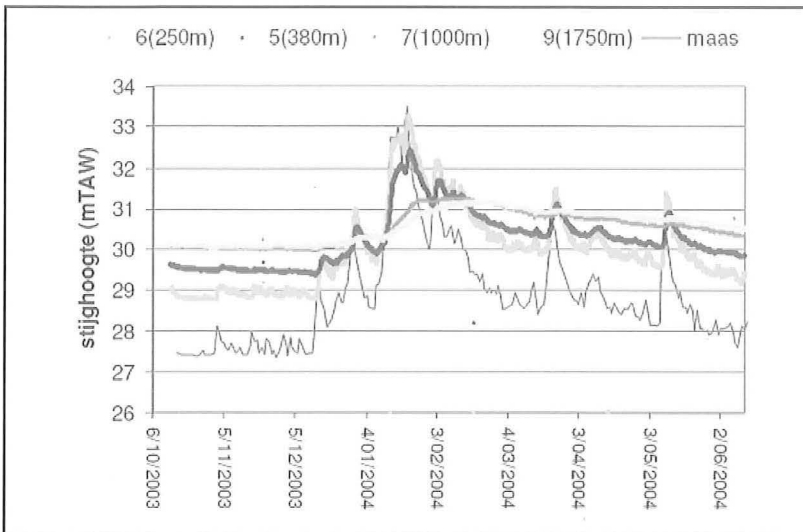


Metingen

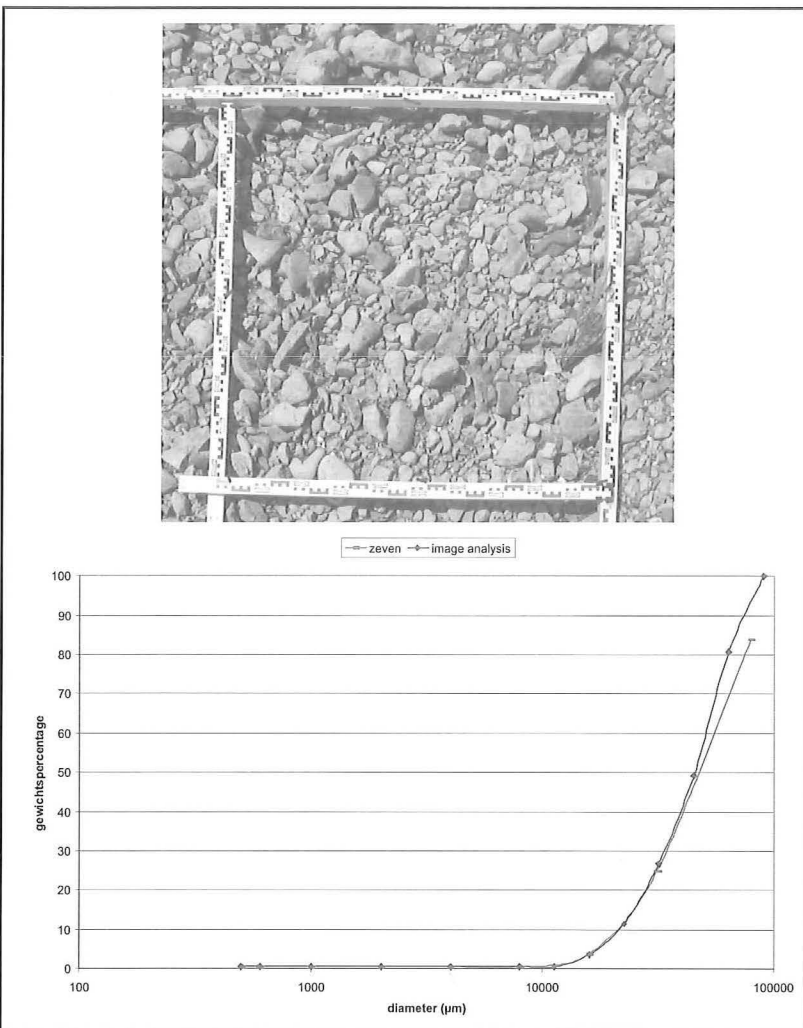
Peilbuizen

In een eerste fase werd een meetnet van peilbuizen uitgebouwd. Bij het uitzetten van dit meetnet werd

Illustratie 2: Peilbuismetingen op een raai loodrecht op de Maas



Illustratie 3: Bepaling van de korrelgrootteverdeling door image-analysis



er specifiek rekening gehouden met de invloed van de Maas zowel ruimtelijk als qua filterdiepte. Ook bij de bepaling van het aantal opmeetmomenten werd rekening gehouden met de Maas, meer bepaald met de grootte en de snelheid van de peilvariaties. Vervolgens werd op basis van deze opmetingen een eerste systeemanalyse uitgevoerd.

Illustratie 2 toont het stijghoogte- en Maasverloop vanaf oktober 2003 tot juni 2004. Het gaat om 4 peilbuizen die een raai loodrecht op de Maas vormen. Hoe dicht de metingen tegen de Maas gelegen zijn hoe groter de peilschommeling. Een tweede trend is de vertraging op de stijghoogtepiek. In de peilbuis het dichtst tegen de Maas valt deze samen met de piek van het hoogwater van de Maas. Hoe verder van de Maas gelegen hoe langer het duurt voor de piek bereikt wordt.

Bepaling van drainage- en infiltratieweerstand

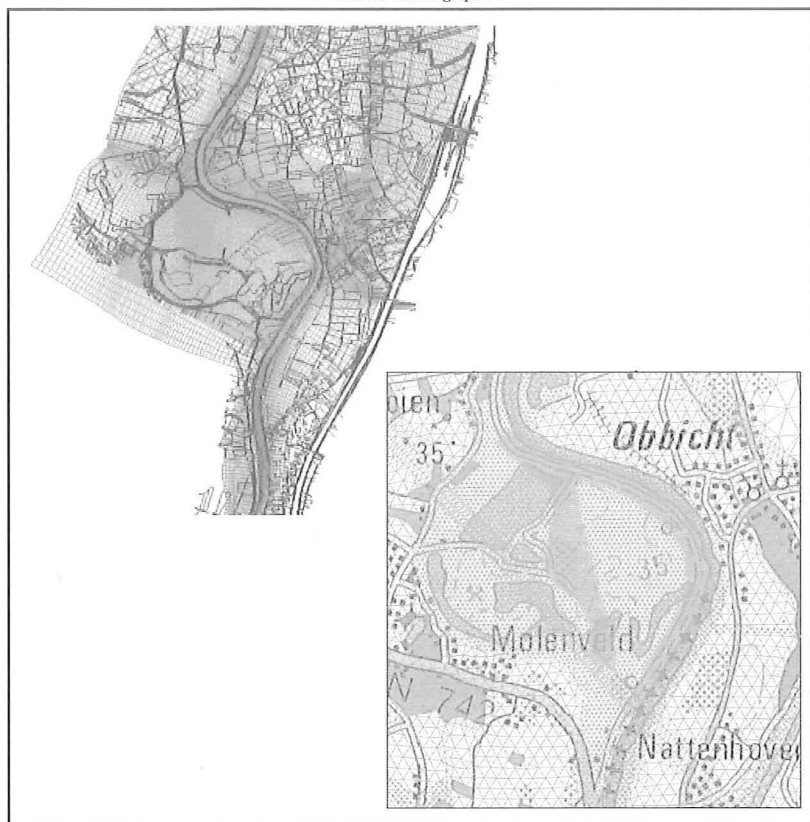
De drainage- en infiltratieweerstand van de Maas wordt in de eerste plaats bepaald door de afpleisterlaag. Om deze te karakteriseren werd door Haskoning een methodiek op basis van image-analysis geïmplementeerd. Over een regelmatig grid van de zomerbedding werden er foto's genomen van 1 op 1 meter. Van de afpleisterlaag binnen dit vierkant werd de B-diameter bepaald (De B-diameter is de middelste diameter van een ellipsoïde). Op basis hiervan kon de korrelgrootteverdeling bepaald worden. Als controle werden enkele monsters genomen van dergelijke gefotografeerde locaties. Op deze monsters werd een korrelgrootteanalyse door zeven uitgevoerd. De grafiek in illustratie 3 toont dat de korrelgrootteverdeling bepaald door zieving en door image-analysis bijna samenvallen. Dit geeft aan dat de image-anlysis methode betrouwbaar is. Op basis van deze korrelgrootteverdeling werd met behulp van een aantal analytische formules (oa Sichardt en Allan Hazen) een inschatting gemaakt van de doorlatendheid. Deze doorlatendheid werd vervolgens gebruikt om de infiltratie- en drainageweerstand van de Maas te bepalen.

Modellen

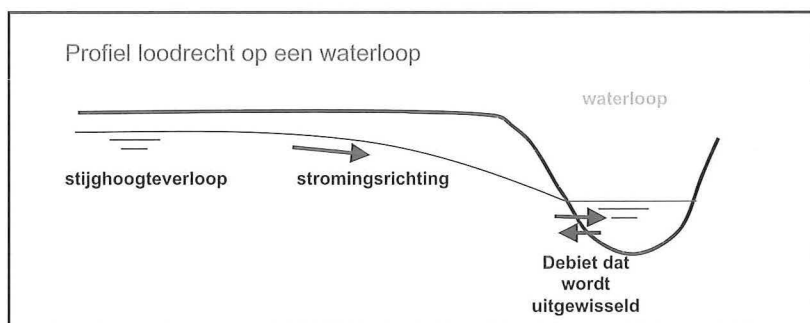
Oppervlaktewatermodel

Voor het ingrepengebied werd een oppervlaktewatermodel opgesteld. De resultaten van dit model werden via een speciaal hiervoor ontwikkelde tool (een combinatie van excel, enkele batchfiles en een DELPHI programma) één op één in het grondwatermodel ingevoerd. Hierbij werd de waarde per gridcel van het oppervlaktewatermodel toegekend aan het overeenkomstige gridknooppunt van het grondwatermodel. De wisselwerking werd vervolgens tijdens een aantal iteratiestappen geoptimaliseerd (dwz dat de met het grondwatermodel berekende infiltratie- en drainagegebieden van de Maas als randvoorwaarden werden gebruikt bij een nieuwe run van het oppervlaktewatermodel).

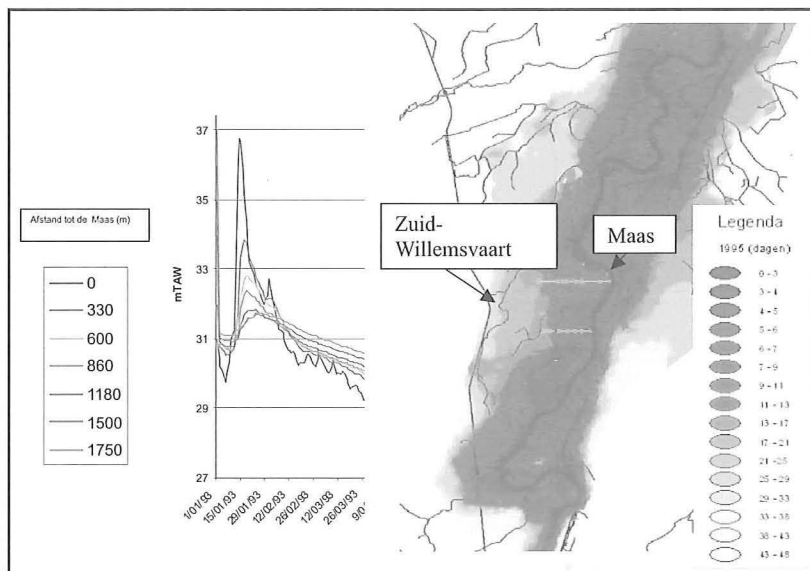
Illustratie 4: Oppervlakte- en grondwatermodelgrid ter hoogte van de kerningrepen



Illustratie 5: Weergave interactie grond- en oppervlaktewater



Illustratie 6: Naitjlen hoogwaterpiek van de Maas in het grondwater



Grondwatermodel

De interactie tussen grondwater en oppervlaktewater kan op een aantal wijzen worden weergegeven:

- stijghoogte
- debiet
- stromingsrichting

Deze verschillende mogelijkheden worden in illustratie 5 getoond en worden hierna verduidelijkt aan de hand van enkele voorbeelden.

Interactieweergave door stijghoogteverloop

Uit de peilgegevens bleek reeds dat hoogwatergolven van de Maas naitjlen in het grondwater. Ook in de modellering kwam hetzelfde fenomeen naar voor. Illustratie 6 toont dit zowel ruimtelijk als puntsgewijs op een raai loodrecht op de Maas (zoals in illustratie 2). De ruimtelijke weergave geeft aan dat de invloed van de hoogwatergolf tot ongeveer aan de Zuid-Willemsvaart reikt en daar pas na een maand tot uiting komt. De legende geeft weer hoeveel dagen na de piek op de Maas, de piek in het grondwater bereikt wordt. Hoe donkerder de kleur hoe sneller (vlak naast de Maas onmiddellijk), hoe lichter de kleur hoe langer het duurt voor het effect van de hoogwaterpiek op de Maas merkbaar is in het grondwaterverloop.

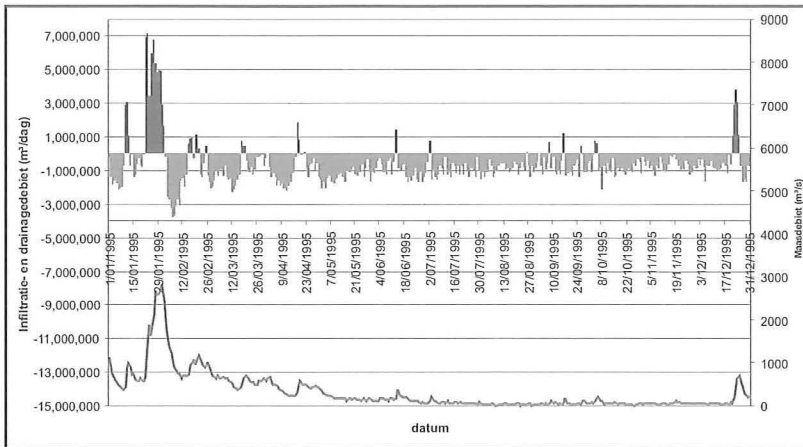
Interactieweergave door uitwisseling van debiet

Een tweede mogelijkheid tot weergave van de interactie tussen het oppervlakte- en grondwatersysteem is de uitwisseling van debieten. In illustratie 7 wordt dit verduidelijkt. Onderaan wordt het debiet van de Maas weergegeven tijdens 1995 met een hoogwater piek eind januari. Bovenaan wordt het debiet getoond dat wordt uitgewisseld tussen het grond- en oppervlaktewater. In het rood is het debiet te zien dat van het grondwater naar de Maas stroomt, in het blauw het aantal m³ dat van de Maas naar het grondwatersysteem loopt. Bij het hoogwater in 1995 was dit ongeveer 7000000 m³/dag.

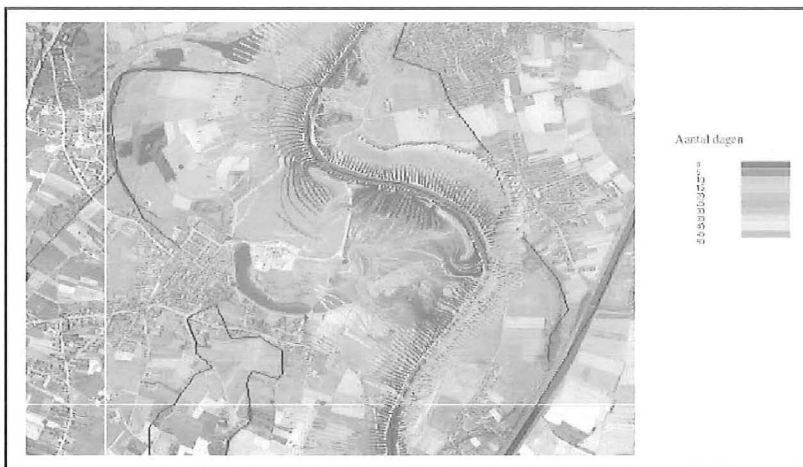
Interactieweergave door stromingsrichting

Zoals reeds te zien in illustratie 7 draineert de Maas het grootste deel van het jaar (debiet van het grondwater naar het oppervlaktewater). Tijdens hoogwaters vindt echter de omgekeerde interactie plaats en infiltreert er Maaswater naar het grondwater. Illustratie 8 geeft aan tot hoever deze stroming landinwaarts bij de hoogwatergolf van 1995 ging. De stroombanen starten vanuit de Maas vanaf het tijdstip van het maximum van de hoogwaterpiek en stoppen op het ogenblik dat de stromingsrichting zich opnieuw naar de Maas richt (en de drainage opnieuw start). De verschillende gradaties geven het aantal dagen aan vanaf de start van de stroombaan.

Illustratie 7: Debietsuitwisseling tussen het grond- en oppervlaktewater.



Illustratie 8: Stroming landinwaarts bij een hoogwatergolf op de Maas



Conclusie

Uit de resultaten van deze gevalstudie kan geconcludeerd worden dat het oppervlaktewaterstelsel hier de belangrijkste bepalende factor is voor het grondwatersysteem. Effecten van ingrepen op het oppervlaktewaterstelsel hebben zeker in de nabijheid van de Maas effecten van ongeveer dezelfde grootteorde op het grondwatersysteem. Ingrepen moeten dus goed gedimensioneerd worden zodat het effect op het grondwatersysteem niet nadelig is. In dit geval wenste men bijvoorbeeld de waterstand bij een hoogwatersituatie te laten dalen maar dit zonder effect op het grondwater bij een laagwatersituatie zodat er geen negatieve effecten voor ecologie en waterwinning ontstonden. Op basis van de resultaten van het grondwatermodel en het oppervlaktewatermodel zijn de ingrepen iteratief aangepast tot deze het gewenste resultaat opleverden.

K. Herbos

Projectleider,
Haskoning België,
Hanswijkdries 80
2800 Mechelen,
tel. 015/405637,
fax. 015/405657

De grondwatervoeding van Vlaanderen

De bepaling van de grootte van de grondwatervoeding is van groot belang voor een duurzaam waterbeheer. Grondwatervoeding is afhankelijk van verschillende factoren en veranderingen in de voeding en kan leiden tot verdroging- of vernattingproblemen. Veelal wordt de grondwatervoeding op een ruwe wijze geschat, waarmee de grondwatervoeding bijdraagt aan een grote onzekerheid in de grondwaterstroming. Het WetSpaas model (Batelaan en De Smedt, 2007) berekent de oppervlakkige afvoer, de evapotranspiratie en de grondwatervoeding met behulp van ruimtelijke gegevens van het landgebruik, de bodemtextuur, de topografische helling als ook klimatologische gegevens. Uit toepassing van het model voor Vlaanderen blijkt dat de grondwatervoeding zeer sterk varieert, de variatie binnen een stroomsysteem is echter veel kleiner. Er kon geen simpele correlatie tussen bodemtextuur, bedekking en grondwatervoeding aangetoond worden. De analyse van de resultaten van de grondwatervoeding tonen aan hoe verhoging van de grondwatervoeding via aanpassing van het landgebruik mogelijk is.

Inleiding

Grondwatervoeding is de bron van al het kostbare grondwater. Een juiste inschatting van grondwatervoeding is daarom essentieel voor het beheer van grondwaterkwantiteit en kwaliteit. Grondwatervoeding is afhankelijk van verschillende factoren zoals topografie, bodemhelling, bodemtextuur, landgebruik, neerslag en evapotranspiratie. Verandering in grondwatervoeding kan wijziging van de grondwaterspiegel tot gevolg hebben en aldus resulteren in verdroging- of vernattingproblemen. Vooral verstedelijking geeft een vermindering van de grondwatervoeding. In het verleden werd de grondwatervoeding vaak op een rudimentaire wijze geschat. Hiermee, droeg de grondwatervoeding bij aan een onnodig grote onzekerheid in de analyse van grondwatersystemen. Batelaan en De Smedt (2001, 2007) ontwikkelde het WetSpaas model voor de bepaling van de grondwatervoeding. Dit model berekent de oppervlakkige afvoer, de evapotranspiratie en de grondwatervoeding aan de hand van het landgebruik, de bodemtextuur, de topografische helling en klimatologische gegevens. Het grondwatervoedingsmodel laat toe vragen te beantwoorden als; Hoeveel bedraagt de grondwatervoeding en wat is de ruimtelijke verspreiding ervan in functie van de omgevingsfactoren zoals topografie, bodemtextuur en landgebruiktype? In het kader van de ontwikkeling van een Vlaams Grondwater Model (Meyus et al., 2000, 2005; Cools et al., 2006) werd dit model toegepast voor de bepaling van de grondwatervoeding in Vlaanderen (Meyus et al., 2004).

Het WetSpaas model

WetSpaas is een quasi-stationair, naar analogie met het niet-stationaire WetSpa, simulatiemodel voor water- en energietransport in bodem, plant en atmosfeer. Het kan ruimtelijke patronen voorspellen van oppervlakkige afvoer, verdamping en grondwatervoeding op een regionale schaal. Het is bijzonder geschikt voor studies naar de effec-

ten van veranderingen in het landgebruik op de waterhuishouding in een bekken of regio en de daaruit voortvloeiende te nemen waterbeheeropties (Batelaan et al., 2003; Batelaan en De Smedt, 2007).

Het WetSpaas-model heeft een flexibele structuur en is volledig geïntegreerd in het GIS ArcView, waardoor het zeer efficiënt en gebruiksvriendelijk is.

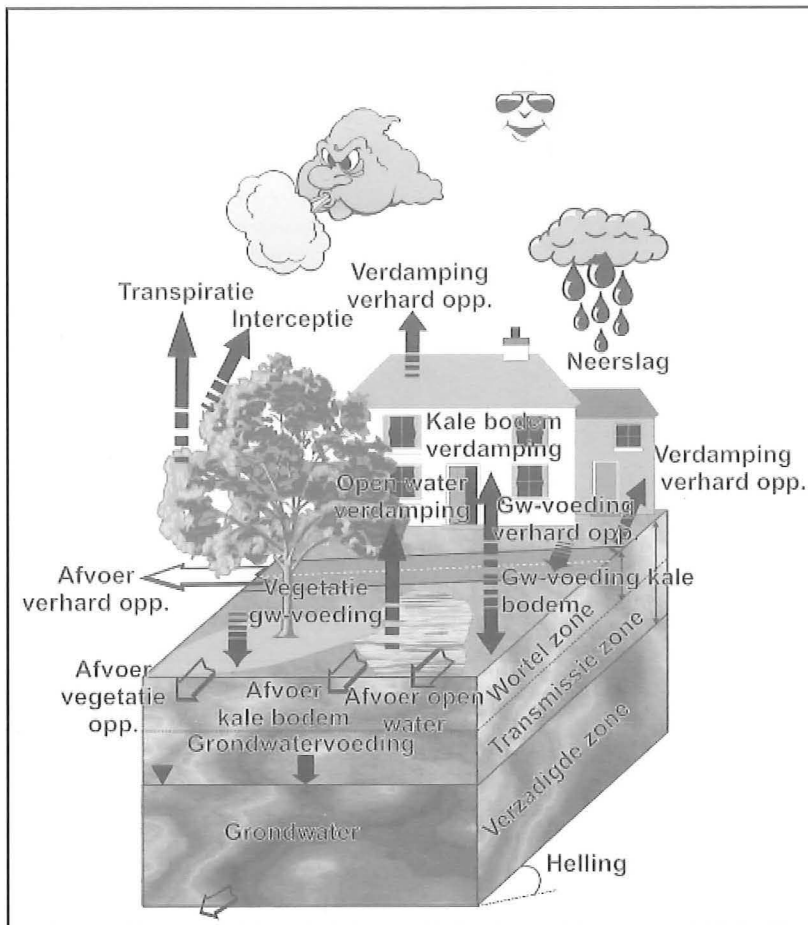
De werking van het model is als volgt. De kenmerken van een stroombekken of regio worden beschreven in een raster-GIS, zodat voor een regelmatig patroon van rastercellen de topografie, de bodemtextuur en landgebruiktype gekend zijn. De resolutie kan zeer klein zijn, het geen toelaat het gebied zeer gedetailleerd te beschrijven.

Er worden GIS-kaarten van neerslag en potentiële verdamping ingevoerd en het model berekent in elke rastercel de oppervlakkige afstroming, de reële verdamping en de infiltratie in functie van de bodembedekking, interceptie, evaporatie en de bodemvochttoestand.

Het model houdt rekening met de diverse landgebruiktypes. De digitale landgebruikgegevens zijn meestal afgeleid van satellietbeelden. Ook alle voorkomende bodemtexturen, overeenkomstig met de klassen van de Belgische bodemclassificatie kunnen ingebracht worden (Van Ranst en Sys, 2000). Alle parameters werden reeds vastgelegd in het model, de waarden werden verkregen uit de literatuur en ijking met afvoergegevens voor verschillende bekkens (Batelaan en De Smedt, 2007).

In het model wordt een bekken of regio opgedeeld in een regelmatig raster van rekencellen. Iedere cel kan op zijn beurt bestaan uit een begroeid, onbegroeid, verhard en open water gedeelte. Voor iedere rekencel wordt de waterbalans opgesteld, zoals schematisch is weergegeven in figuur 1. In deze studie wordt de waterbalans berekend voor een zomerseizoen van april tot en met september en een winterseizoen van oktober

Figuur 1: Schematische voorstelling van het WetSpass-model met aanduiding van de verschillende componenten in de waterbalans



tot en met maart. De resultaten worden daarna gesommeerd om jaarlijkse gemiddelden te bepalen.

Voor de details van de berekeningsprocedure wordt verwezen naar Batelaan en De Smedt (2007). In deze publicatie wordt ook de calibratie van het model voor een aantal model parameters voor het Dijle, Demer en Nete bekken beschreven, hiervoor werden gekoppelde grondwater-oppervlakte waterbalansen, rivierafvoeren en literatuurgegevens gebruikt. Een validatie van de gesimuleerde grondwatervoeding is niet mogelijk daar geen meetgegevens van de grondwatervoeding beschikbaar zijn. De gevoeligheid van het model ten aanzien van een aantal parameters werd getest, de resultaten werden gebruikt in de calibratie van het model. Eén van de belangrijke gevoelige parameters is het percentage ondoorlatendheid van de urbane bodemgebruiksklassen. Door middel van remote sensing kan meer informatie betreffende deze parameter verkregen worden.

Studiegebied

Het studiegebied bestaat uit het volledige Vlaams Grondwater Model gebied en beslaat Vlaanderen, Brussel en aangrenzende delen van Nederland en Frankrijk (Meyus et al., 2004). In het studiegebied komen zeven bodemtexturen

voor (Figuur 2). In het noorden komt voornamelijk zand en lemig zand voor, in het zuiden vooral leem. Het kustgebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van klei, terwijl in de polders (Zee- en Scheldepolders) voornamelijk zware klei voorkomt. De bodemtexturen die het meest voorkomen zijn leem en zand, respectievelijk 28% en 22%, gevolgd door lemig zand (15%), zandleem (15%), licht zandleem (9%), klei (7,5%) en zware klei (2%). Zoet water en zout water nemen samen 2% van de oppervlakte in beslag.

Figuur 3 (OC-GIS Vlaanderen, 2002) toont dat landbouw het bodemgebruik is voor meer dan de helft van het studiegebied. De belangrijkste bodemgebruikstypen zijn respectievelijk akkerbouw (50%), weiland (19%), bebouwing (12%), bos en struikgewas (10%) en water (zoet en zout) (2%).

Modelparameters

Neerslag en potentiële verdamping

De gemiddelde jaarlijkse neerslag in België voor de periode 1833–1975 is goed gekend en contourkaarten worden gegeven door Dupriez en Sneyers (1978, 1979) en Sneyers en Vandiepenbeeck (1995). Hetzelfde geldt voor de potentiële evaporatie (Bultot en Dupriez, 1974; Bultot et al., 1983), waarvoor contourkaarten gegeven worden door Gellens-Meulenberghs en Gellens (1992). Deze kaarten bedekken een groot deel van het studiegebied. In de overblijvende gebieden werden de contourlijnen manueel verlengd.

De contourkaarten van neerslag en potentiële evaporatie werden omgezet naar rasterkaarten met een resolutie van 20 bij 20 meter. Omdat deze kaarten alleen de neerslag en potentiële evaporatie per jaar geven, werden deze gesplitst in een zomer en winter waarde. Dit gebeurde door de verhouding zomer ten opzichte van winter neerslag en potentiële evaporatie, zoals bekend uit tijdreeksen van Ukkel, toe te passen op de jaarkaarten en hiermede seizoensale resultaten te verkrijgen.

Windsnelheid en temperatuur

De gemiddelde windsnelheden voor het zomer- en winterseizoen zijn 3,8 m/s en 3,3 m/s, terwijl de gemiddelde temperaturen voor de zomer en de winter respectievelijk 14,1°C en 5,0°C zijn. Deze waarden worden ruimtelijk en per seizoen constant verondersteld in de modellering.

Topografie

Voor de topografische gegevens werd een Digitaal Hoogte Model (DHM) van Vlaanderen gebruikt dat binnen de Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde werd gecreëerd op basis van de digitale topografische rastergegevens van het DTM niveau 2, met resolutie 50 bij 50 meter,

Tabel 1: Waterbalans voor Vlaanderen berekend met WetSpass

	Parameter	Min ¹	Max ¹	Gemiddeld ²	Std. Dev
Jaarlijks	Neerslag(P; mm)	674	997	756	38
	Evapotranspiratie (ET; mm)	250	758	476	50
	Grondwatervoeding (R; mm)	-126	501	222	83
	Oppervlakkige afvoer (S; mm)	1	519	59	77
Zomer	Neerslag(P; mm)	346	511	388	20
	Evapotranspiratie (ET; mm)	142	626	361	50
	Grondwatervoeding (R; mm)	-189	141	-5	47
	Oppervlakkige afvoer (S; mm)	0	251	33	36
Winter	Neerslag(P; mm)	328	486	368	19
	Evapotranspiratie (ET; mm)	91	157	115	7
	Grondwatervoeding (R; mm)	0	38	227	53
	Oppervlakkige afvoer (S; mm)	0	365	26	47

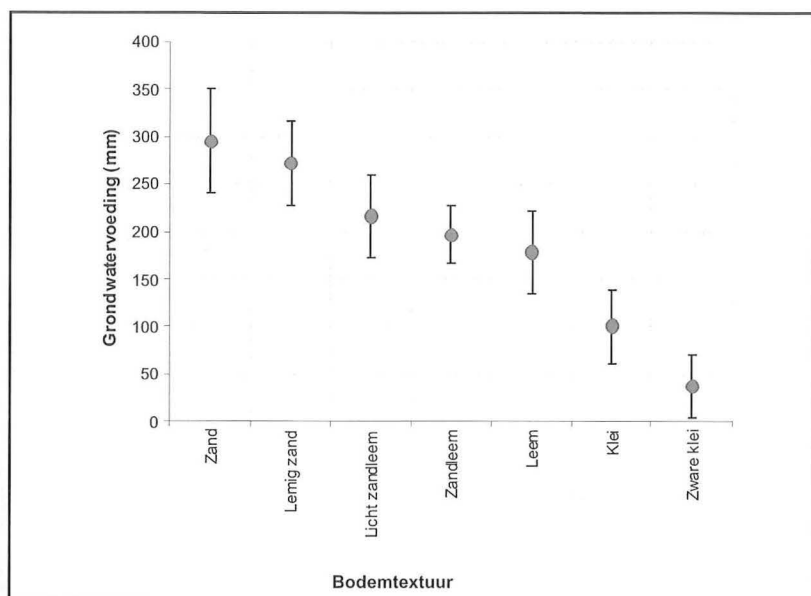
1. Volume per oppervlakte in de extreme rastercel
2. Totaal volume per oppervlakte van het volledige studiegebied

van het Nationaal Geografisch Instituut (NGI). Ook voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest werd dit DHM gebruikt. Het DHM van Wallonië, Frankrijk en Duitsland werd overgenomen van het project "Hydrogeologische detailstudie van de ondergrond in Vlaanderen" in opdracht van AMINAL, afdeling Water (Meyus et al., 2005). De resolutie van 100 bij 100 meter van de originele rasterbestanden werd met behulp van een dichtst bijzijnde buur interpolatie in ArcView omgezet naar 50 bij 50 meter. Voor het Nederlandse deel werd het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) als basis gebruikt.

Resultaten voor Vlaanderen zonder het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Hier worden de resultaten samengevat van de WetSpass modellering voor alleen het Vlaamse grondgebied (Tabel 1) deze vertonen nagenoeg dezelfde seizoensgebonden variatie als deze van het volledige VGM-karteergebied. Het zomersei-

Figuur 5: Gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding in functie van de bodemtextuur (Vlaanderen)



zoen wordt gekarakteriseerd door een hoge evapotranspiratie (93% van de neerslag) en 9% oppervlakkige afvoer, dit resulteert in een netto negatieve gemiddelde grondwatervoeding. Deze negatieve grondwatervoeding duidt de bijdrage aan van het grondwaterreservoir tot de verdamping. In de winter blijft de oppervlakkige afvoer nagenoeg dezelfde (7%), maar de evapotranspiratie daalt tot 31% vanwege de lagere temperaturen. Hierdoor is er meer water beschikbaar voor de grondwatervoeding (61%). Hieruit blijkt dus dat het grootste deel van de grondwatervoeding optreedt gedurende de winter.

De jaarlijkse grondwatervoeding vertoont een grote variatie met waarden tussen -126 en 501 mm. Het ruimtelijke patroon wordt voorgesteld in Figuur 4, de gemiddelde waarde is 222 mm en de standaard afwijking 83 mm. De gemiddelde grondwatervoeding in de zomer is negatief met een waarde van -5 mm, terwijl deze in de winter 227 mm bedraagt.

Voor de verdere analyse van de grondwatervoeding werd voor elke bodemtextuur en landgebruiktype aanwezig in Vlaanderen de grondwatervoeding apart berekend.

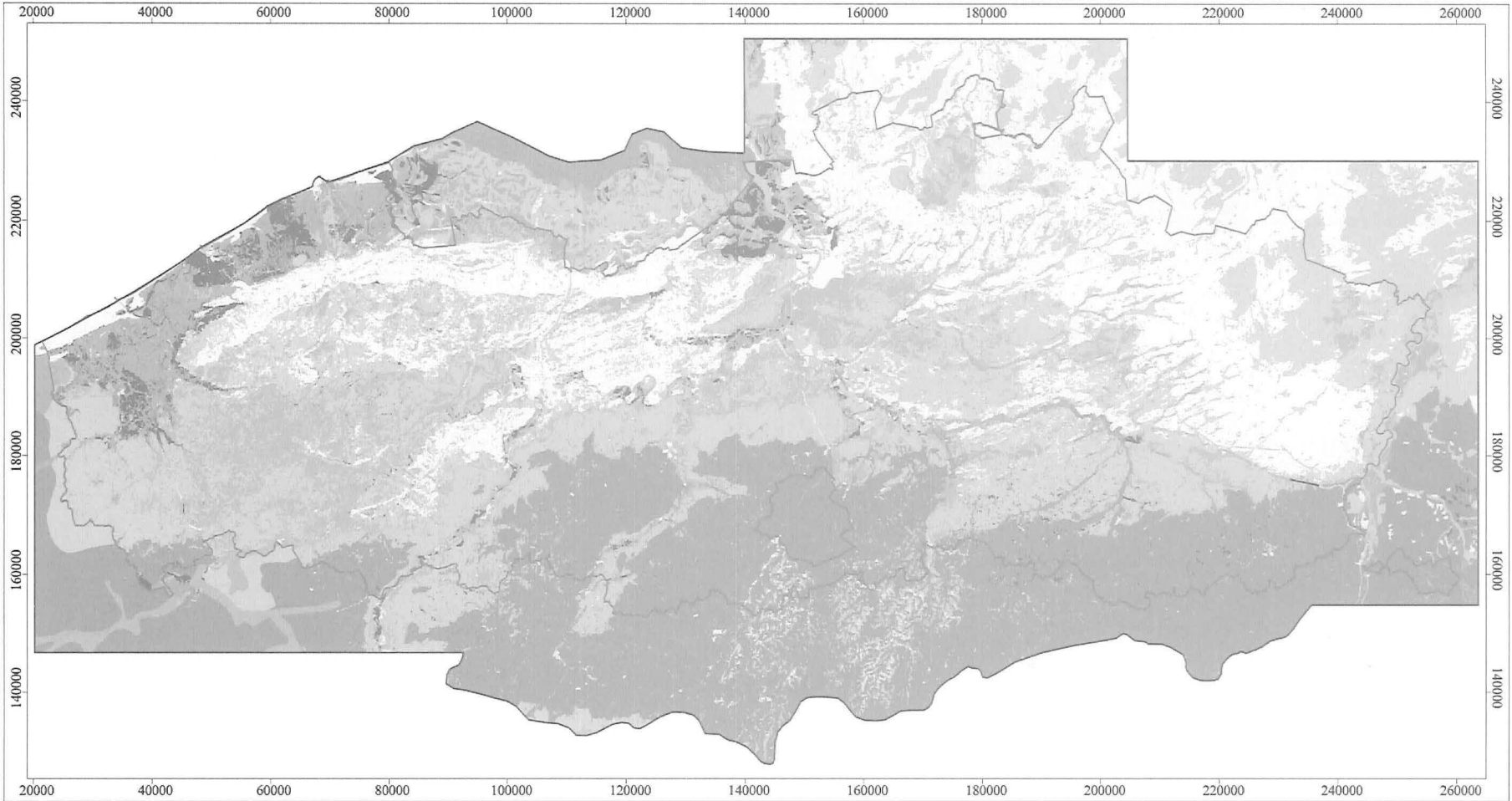
Invloed van de bodemtextuur

Figuur 5 geeft de gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding en standaard afwijking weer in functie van de verschillende bodemtexturen aanwezig in Vlaanderen. Hieruit blijkt dat de grondwatervoeding sterk afhankelijk is van de bodemtextuur, vooral in het geval van zand- en kleigronden. Voor de lichte bodemsoorten, zijnde zand en lemig zand is er een bijna even hoge grondwatervoeding merkbaar. Voor de iets zwaardere bodems (licht zandleem, zandleem en leem) kan men opmerken dat de waarden van de grondwatervoeding ongeveer gelijk zijn, en zich tussen de waarden van de zandige en de kleiige gronden bevinden. Voor klei daalt de grondwatervoeding zeer sterk, naar ongeveer de helft van de waarde van de intermediaire bodemtexturen, en voor zware klei wordt de grondwatervoeding kleiner dan 50 mm.

Invloed van het landgebruiktype

Figuur 6 geeft de gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding en standaard afwijking in functie van de verschillende landgebruiktypes in Vlaanderen. Hieruit blijkt zeer duidelijk dat de grondwatervoeding sterk afhankelijk is van het landgebruik. Voor open water wordt in het WetSpass-model aangenomen dat de grondwatervoeding nul bedraagt. De bebouwing veroorzaakt een sterke vermindering van de grondwatervoeding. Onder bebouwde gebieden worden de landgebruiktypes verstaan met geheel of gedeeltelijk ondoordringbare oppervlakken. Deze zones omvatten 15% van de oppervlakte van Vlaanderen en komen wijd verspreid voor.

De graad van ondoorlatendheid van het grondoppervlak is afhankelijk van het landgebruiktype.



Figuur 2: Bodemtextuur van het VGM gebied

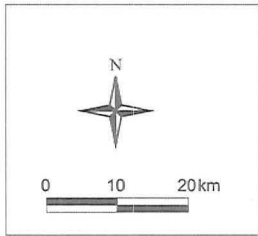
Legende

Grenzen

-  Vlaanderen
-  Karteergebied

Bodemtextuur

- | | |
|--|--|
|  Zand |  Klei |
|  Lemig zand |  Zwارة klei |
|  Licht zandleem |  Zout water |
|  Leem |  Zoet water |
|  Zandleem | |

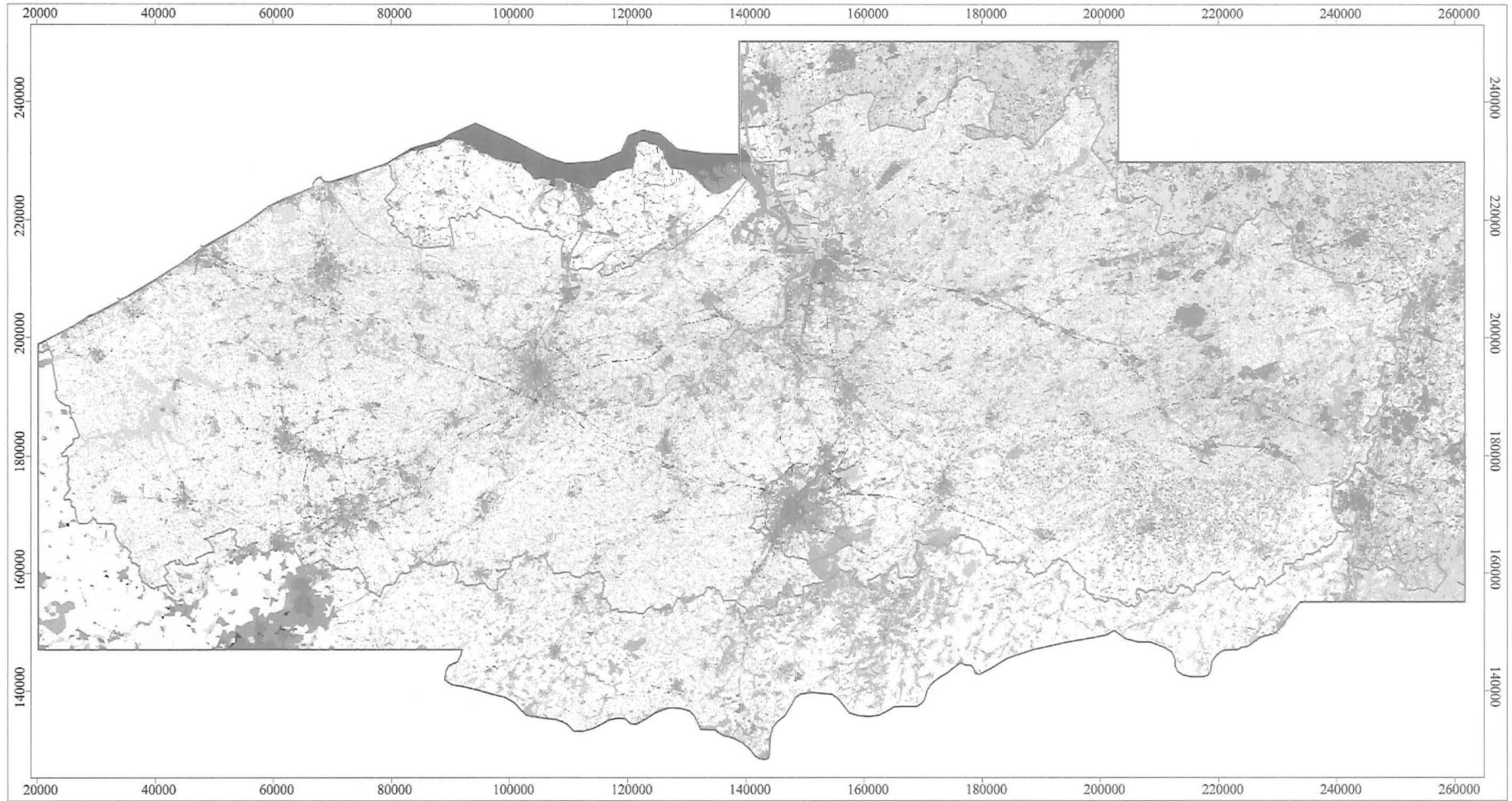




Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
 Departement Leefmilieu en Infrastructuur
 AMINAL - afdeling Water

Opbouw van een Vlaams
 Grondwatervoedingsmodel
 Bestek nr. WAT/L 2003 S 0015 X

Bodemtextuur



Figuur 3: Landgebruikstypes in het VGM gebied

Legende

Grenzen

- Vlaanderen
- Karteergebied

Landgebruiktype

- | | | |
|--------------------|---------------------|----------------|
| Akkerbouw | Industrie en handel | Autosnelweg |
| Welland | Kernstad bebouwing | Infrastructuur |
| Gesloten bebouwing | Gewestweg | Boomgaard |
| Loofbos | Gemengd bos | Struikgewas |
| Zout water | Strand/duinen | Ontginning |
| Zoet water | Naaldbos | Luchthaven |
| Maïs en knolgewas | Zeehaven | Heide |
| Vochtig weiland | Open bebouwing | Slikke/schorre |



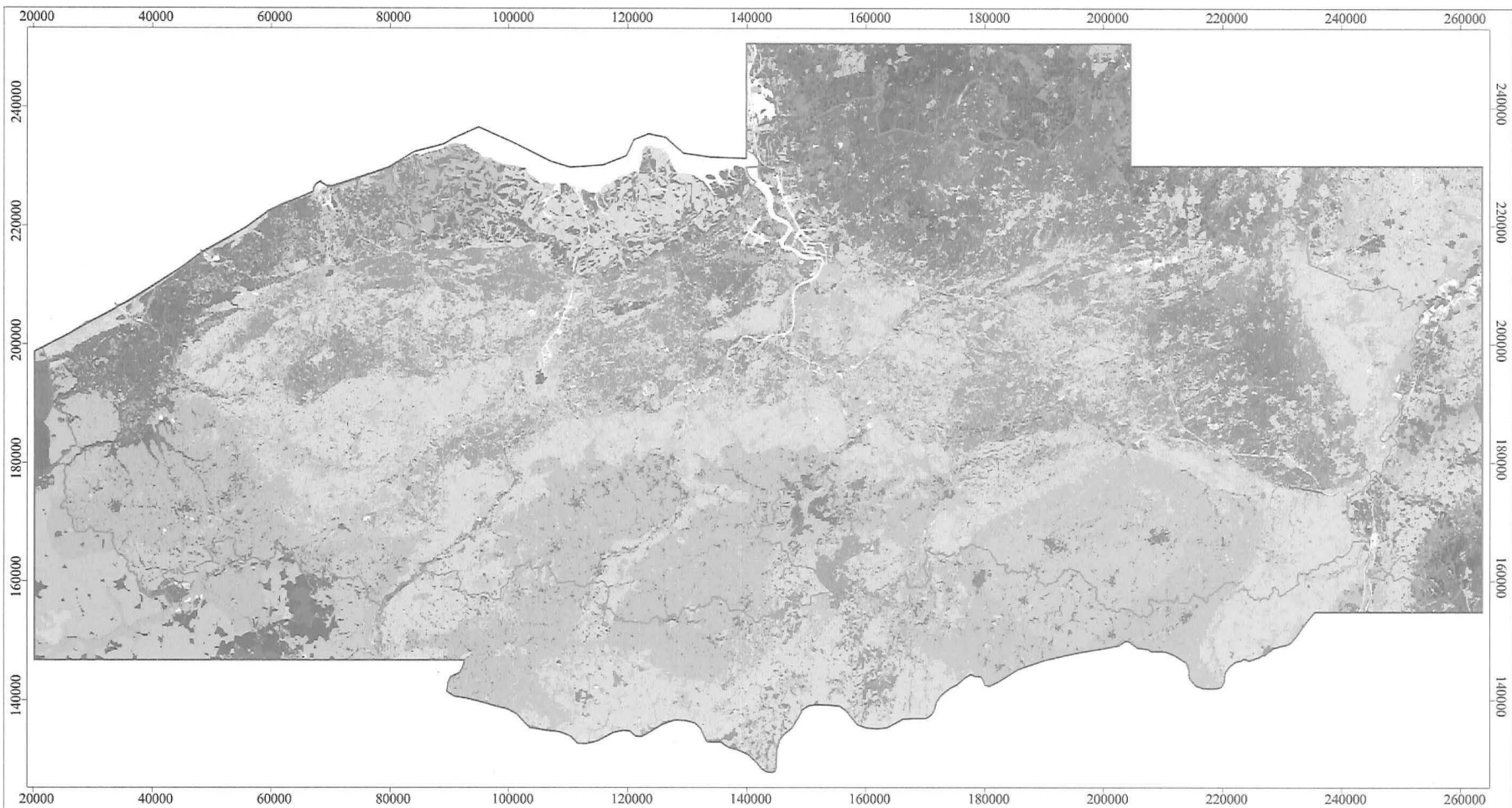
0 10 20 km



Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
AMINAL - afdeling Water

Opbouw van een Vlaams
Grondwatervoedingsmodel
Bestek nr. WAT/L 2003 S 0015 X

Landgebruiktype



Figuur 4: Berekende jaarlijkse grondwatervoeding

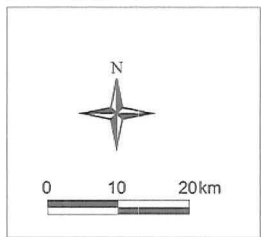
Legende

Grenzen

- Vlaanderen
- Karteergebied

Grondwatervoeding (mm)

	<= 0		280 - 320
	0 - 40		320 - 360
	40 - 80		360 - 400
	80 - 120		400 - 440
	120 - 160		440 - 480
	160 - 200		480 - 520
	200 - 240		> 520
	240 - 280		

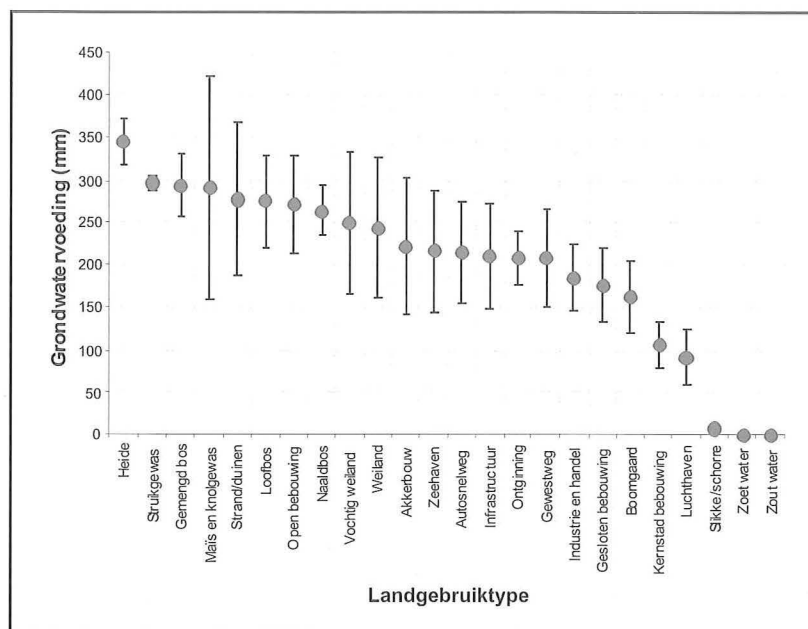


Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
 Departement Leefmilieu en Infrastructuur
 AMINAL - afdeling Water

Opbouw van een Vlaams
 Grondwatervoedingsmodel
 Bestek nr. WAT/L 2003 S 0015 X

Grondwatervoeding (jaarlijks)

Figuur 6: Gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding in functie van het landgebruiktype (Vlaanderen)



Zo worden er twee landgebruiktypes beschouwd met 80% ondoorlatend oppervlak, namelijk kernstad bebouwing en luchthaven, terwijl de overige bebouwde gebieden slechts voor een kleiner gedeelte uit ondoorlatend oppervlak bestaan met daarnaast een belangrijker gedeelte kale bodem en/of gras (industrie en handel, gesloten bebouwing, infrastructuur, zeehavens, open bebouwing, autosnelweg en gewestweg). Door het eerder slecht doorlatend karakter van deze landgebruiktypes is de invloed van de bodemtextuur en de bodemhelling op de grondwatervoeding bij deze types geringer.

Het landelijke gebied omvat verschillende landgebruiktypes en neemt 73% van het totale oppervlak van Vlaanderen in. Deze gebieden kunnen zowel een positieve als negatieve invloed op de grondwatervoeding hebben. Voor akkerbouw, maïs en knolgewas en in mindere mate voor boomgaard, is er een duidelijke invloed van de seizoenen. Er wordt verondersteld dat deze gronden in de winter nagenoeg onbegroeid zijn, waardoor er een verhoogde oppervlakkige afvoer mogelijk is, doch waardoor ook de reële verdamping sterk verminderd. Het zomerseizoen wordt gekenmerkt door een hogere reële verdamping, waardoor er minder grondwatervoeding is. Vooral bij boomgaard vallen de lagere waarden voor de grondwatervoeding op. Bij weiland en vochtig weiland wordt er in de winter nog steeds begroeiing beschouwd, zodat er sprake blijft van hogere reële verdamping en lagere oppervlakkige afvoer.

Conclusies

De grondwatervoeding blijkt op de schaal van Vlaanderen zeer sterk regionaal te variëren, de variatie op schaal van een stroomsysteem is echter veel geringer. Het kennen van deze variaties is van groot belang voor grondwaterbeheer en ver-

mindering van onzekerheden in de modellering van grondwaterstroming.

Grondwatervoeding blijkt sterk beïnvloed te worden door de bodemtextuur en bedekking, de ruimtelijke correlatie is echter relatief laag. Dit wijst er op dat simpele verbanden tussen bodemtextuur, bedekking en grondwatervoeding niet voldoende zijn voor een adequate beschrijving van de grondwatervoeding.

De analyse van grondwatervoeding per bodemtextuur-bedekking toont positieve en negatieve combinaties in vergelijking tot de gemiddelde grondwatervoeding die verwacht zou kunnen worden op basis van het voorkomen van een combinatie. Deze analyse leidt tot de mogelijkheid van optimalisatie van de grondwatervoeding via aanpassing van het landgebruik. Ook laat deze modellering van de grondwatervoeding toe de impact van klimaatverandering op de grondwatervoeding te bepalen.

Referenties

- BATELAAN, O. en F. DE SMEDT (2001), WetSpass: a flexible, GIS based, distributed recharge methodology for regional groundwater modelling. In: Gehrels, H., Peters, J., Hoehn, E., Jensen, K., Leibundgut, C., Griffioen, J., Webb, B. and Zaadnoordijk, W.-J. (Eds.). *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics*, IAHS Publ. No. 269: 11-17.
- BATELAAN, O., DE SMEDT, F. en TRIEST, L. (2003), Regional groundwater discharge: phreatophyte mapping, groundwater modelling and impact analysis of land-use change. *J. Hydrol.* 275/1-2, p. 86-108.
- BATELAAN, O. en DE SMEDT, F. (2007), GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. *Journal of Hydrology*, 337(3-4), 337-355, doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.02.001.
- COOLS, J., MEYUS, Y., WOLDEAMLAK, S., BATELAAN, O. en DE SMEDT, F. (2006), Large-scale GIS-based hydrogeological modeling of Flanders: a tool for groundwater management. *Environmental Geology*, vol. 50, no 8, pp. 1201-1209.
- DUPRIEZ, G.L. en SNEYERS, R. (1978), Les normales du réseau pluviométrique belge. Publ. I.R.M./K.M.I., serie A, nr. 101, 23 pag. + 5 bijlagen.
- DUPRIEZ, G.L. en SNEYERS, R. (1979), Les nouvelles cartes pluviométriques de la Belgique – De nieuwe pluviometrische kaarten van België. Publ. I.R.M./K.M.I., serie A, nr. 103, 17 pag.
- GELLENS-MEULENBERGHS, F. en GELLENS, D. (1992), L'évapotranspiration potentielle en Belgique: variabilité spatiale et temporelle. Publ. I.R.M./K.M.I., série A, n°130, Bruxelles, 38 pag.

MEYUS, Y., DE SMET, D., DE SMEDT, F., WALRAEVENS, K., BATELAAN, O., VAN CAMP, M. (2000), Hydrogeological coding of the subsurface of Flanders (HCOV) (in Dutch). @WEL 8 – Water, pp. 1-13.

MEYUS, Y., ADYNS, D., WOLDEAMLAK, S.T., BATELAAN, O., DE SMEDT, F. (2004), Opbouw van een Vlaams Grondwatervoedingsmodel. Eindrapport. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Water, 81 p + CD.

MEYUS, Y., COOLS, J., ADYNS, D., ZELEKE, S.Y., WOLDEAMLAK, S.T., BATELAAN, O., DE SMEDT, F. (2005), Hydrogeologische detailstudie van de ondergrond in Vlaanderen. Eindrapport. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Water, 107 p + bijlagen.

OC-GIS VLAANDEREN (2002), Rasterversie van het Bodembedekkings- en Bodemgebruiksbestand, opname 2001, VLM/OC (GIS-Vlaanderen).

SNEYERS, R. en VANDIEPENBEECK, M. (1995), Notice sur le climat de la Belgique, variabilité spatiale et temporelle. I.R.M./K.M.I., publication scientifique et technique n°002, Bruxelles.

VAN RANST, E. en SYS, C. (2000), Eenduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1:20 000). Laboratorium voor Bodemkunde, Universiteit Gent, Gent.

O. Batelaan^{1,2},
Y. Meyus¹,
F. De Smedt¹

¹ Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde
Vrije Universiteit Brussel
Pleinlaan 2, 1050 Brussel
Tel 02-6293039
Fax 02-6293022
Email: batelaan@vub.ac.be

² Dept. Geografie-Geologie, K.U.Leuven
Celestijnenlaan 200e - bus 2410,
3001 Heverlee

Verslag van de discussiesessie

Prof. K. Wabraevens, coördinator van deze studiedag, trad op als moderator van de discussiesessie. Een aantal discussiepunten werd hierbij gepresenteerd als vertrekpunt voor een gespreksronde.

Het eerste discussiepunt betrof de vraag wat duurzame exploitatie van aquifers eigenlijk precies inhoudt en of duurzame exploitatie überhaupt wel mogelijk is, m.a.w. zijn er niet altijd negatieve effecten te verwachten.

Volgens O. BATELAAN is de definitie die TODD (1950) geeft waarbij hij stelt dat er bij duurzame exploitatie geen "ongewenste effecten" mogen optreden, nogal vaag. Vooral de term "ongewenst" is eigenlijk een open deur.

Bij het afbouwen van winningen kunnen ook ongewenste effecten optreden, zoals wateroverlast, zegt L. VAN WEE (WITTEVEEN & BOS).

Het aspect dat grondwater kan gezien worden als een strategische reserve die afgeschermd is van oppervlakkige invloedsfactoren en calamiteiten, is een sterk positief argument om grondwaterwinning te behouden. E. VAN HOUTTE (IWWA) pleit ervoor om zelfs verlaten winningen toch operationeel te houden voor noodgevallen, zoals calamiteiten. Volgens J. VAN STEENWINKEL (AGT) is de opslagcapaciteit van aquifers (voor grondwater) van groot maatschappelijk belang. Ze zouden kunnen gebruikt worden om tijdelijk drinkbaar water te stockeren. Gewone distributienetten kunnen ook geen extreme piekvereisten aan.

Het tweede discussiepunt betreft de vraag hoe met hydrogeologische onzekerheden dient te worden rekening gehouden bij het gebruik van de resultaten van hydrogeologisch onderzoek, bvb. bij management en beleidsplanning. Onzekerheden kunnen optreden door een tekort aan meetgegevens, maar ook door het gebruik van een verkeerd basisconcept of omdat sommige reservoirkarakteristieken te heterogeen zijn om precies in beeld te brengen.

VAN STEENWINKEL (AGT) wierp een stok in het hoenderhok door te stellen: "All models are wrong, but some are useful", en citeerde hiermee een gekende quote van BOX en DRAPER (1987).

W. VAN GILS (BBL) werpt een bal naar de modelleerders toe, die te weinig aangeven wat de onzekerheden op modelresultaten precies zijn. Deze zouden meer kwantitatief moeten begroot worden. Er zou ook moeten aangegeven worden hoe deze onzekerheden kunnen weggewerkt worden. Hiertegen kan ingebracht worden dat dit uiteraard slechts geldt voor gekende onzekerheden, bvb. aangaande de waarden van de parameters, maar bvb. niet ingevolge het gebruik van een verkeerd basisconcept.

O. BATELAAN (VUB) relativeerde de uitspraak door te stellen dat het niet wil zeggen omdat er onzekerheid is, dat modellen niet te gebruiken zijn. Het hangt ook af van het doel van het model. Er is wel een tekort aan post-audit studies die achteraf de voorspellingen van modellen controleren aan veldgegevens om op die manier een feedback te geven.

Het derde discussiepunt was de vraag of er wel genoeg met extreme situaties wordt rekening gehouden, wanneer hydrogeologische studies gebruikt worden om toekomstplannen uit te stippen. Klimaatsverandering kan de frequentie van extreme situaties misschien doen toenemen.

Het modelleren van extreme situaties is moeilijk, zeker als de datareeksen waarop het model wordt gekalibreerd, beperkt zijn in de tijd, stelt M. GEDEON (SCK). Collega I. WEMAERE (SCK) voegt eraan toe dat het toepassen van transient flow modellen essentieel is. Hierop volgt direct de Nederlandse repliek dat bij WITTEVEEN & BOS de modelleringen bijna altijd tijdsafhankelijk zijn.

Dat grondwater een kwetsbare grondstof is, is duidelijk. Daarom werd als vierde discussiepunt de vraag gesteld of de huidige wettelijke beschermingsmaatregelen, zoals beschermingszones rond winningen, voldoende zijn om het grondwater effectief te beschermen.

Volgens R. EPPINGER (VMM) zijn er gebieden (bvb. rond Leuven) waar er inderdaad zelfs binnen beschermingszones nog problemen met de grondwaterkwaliteit optreden.

Ook werd de mogelijke impact van overstromingen op het (ondiepe) grondwater aangekaart. P. MEIRE (UA) zegt dat hierover weinig gekend is. De impact van overstromingen kan zich op verschillende wijzen manifesteren, niet enkel door rechtstreeks infiltreren, maar ook door het wijzigen van redoxcondities, en het afzetten van sediment dat achterblijft en op die manier een lange termijn effect veroorzaakt. H. BACKX (UA) vermeldt dat ook waterspiegeldalingen in-situ contaminatie kunnen veroorzaken, doordat de bodem belucht wordt waarna er oxidatie- en biologische processen geactiveerd worden.

Tenslotte werd als afronding een vijfde en laatste discussiepunt gelanceerd dat handelde over de vraag of de overheid voor de milieukwaliteitsnormen voor grondwater de huidige normen gaat overnemen. Deze zijn gelijk aan de drinkwaternormen, die echter niet steunen op vastgestelde natuurlijke concentraties in onze aquifers.

R. EPPINGER (VMM) formuleert in zijn antwoord dat de VLAREM II normen beter zouden gewijzigd worden op grond van eco-toxicologische criteria. Hij meent dat het aangewezen is om de drempelwaarden boven de natuurlijke achtergrondwaarden vast te stellen. Bij overschrijdingen van de drempelwaarden zou uitgebreid onderzoek moeten uitgevoerd worden om de oorzaak ervan te achterhalen. K. WALRAEVENS ziet een gevaar in hogere drempelwaarden, vooral in het geval van een hoge natuurlijke achtergrond. Uiteraard moet erover gewaakt worden dat een hoge natuurlijke achtergrond zelf niet aanzien wordt als verontreiniging, zoals nu vaak gebeurt ingevolge een toetsing aan de drinkwaternormen. Alleszins beoogt de Kaderrichtlijn Water de vaststelling van antropogene invloeden, en dient erover gewaakt te worden dat de chemische toestand als goed beoordeeld wordt bij een hoge natuurlijke achtergrond.

Gerelateerd aan vorig punt is de vraag wat significante kwaliteitsnormen voor grondwater-afhankelijke terrestrische ecosystemen zijn, en waarop deze dienen gesteund te worden. Volgens H. BACKX (UA) heeft elk vegetatietype zijn eigen eisen. Maar niet enkel de grondwaterkwaliteit is van belang, ook de grondwaterdiepte. Deze zouden per vegetatietype moeten worden gedefinieerd. P. MEIRE (UA) voegt eraan toe dat deze randvoorwaarden ook moeten bekeken worden in functie van de plaats binnen stroombekkens.

Hierna werd de discussieronde afgesloten waarna Prof. P. MEIRE, als voorzitter van het Congres Watersysteemkennis, de studiedag afrondde.

REFERENTIES

Box, G.E.P. & Draper, N.R. (1987). *Empirical Model-Building and Response Surfaces*, p. 424, Wiley and Sons. New York.

De ontwikkeling en evolutie van de Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV): een uitwisselingsplatform voor ondergrond-gerelateerde gegevens in het algemeen en voor grondwateronderzoek in het bijzonder

Ruim 10 jaar geleden besloot de Vlaamse overheid om al de informatie die zij had over de ondergrond in Vlaanderen, te bundelen. Dat werd het initiatief 'Databank Ondergrond Vlaanderen' (DOV). Verdere uitbreiding is gewaarborgd dankzij de intensieve samenwerking tussen drie Vlaamse overheidsinstanties: het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE), het Departement Mobiliteit en Openbare Werken (MOW) en de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).

Het volledige aanbod aan gegevens over de ondergrond in Vlaanderen wordt door de drie overheidspartners gemeenschappelijk onderhouden. De publieke gegevens worden gratis ter beschikking gesteld via de website <http://dov.vlaanderen.be>. Voor verschillende doelgroepen zijn er gegevens op maat in elk van de deeldomeinen van DOV. DOV speelt een belangrijke rol in de dienstverlening en beleidsondersteuning.

De nieuwe DOV-website is sinds 23 mei 2007 een feit. Hoewel de basisprincipes van de webtoepassing niet echt gewijzigd zijn en het webadres hetzelfde is gebleven, zijn zowel de gegevensbasis als de bevragingmogelijkheden uitgebreid.

Het gebruik van DOV wordt geïllustreerd aan de hand van een aantal praktijkvoorbeelden.

1. Situering

Ruim 10 jaar geleden besloot de Vlaamse overheid om al de informatie die zij had over de ondergrond in Vlaanderen, te bundelen. Dat werd het initiatief 'Databank Ondergrond Vlaanderen' (DOV). DOV is intussen voor heel wat professionelen een vaste waarde geworden. Verdere uitbreiding is gewaarborgd dankzij de intensieve samenwerking tussen drie Vlaamse overheidsinstanties: het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, het Departement Mobiliteit en Openbare Werken en de Vlaamse Milieumaatschappij.

Het volledige aanbod aan gegevens over de ondergrond in Vlaanderen wordt door de drie overheidspartners gemeenschappelijk onderhouden. Een uniek gegeven omdat de databank tegelijk ook het enige werkinstrument is voor de drie afdelingen samen. De publieke gegevens worden gratis ter beschikking gesteld via de website <http://dov.vlaanderen.be>. Voor verschillende doelgroepen zijn er gegevens op maat in elk van de deeldomeinen van DOV.

DOV speelt een belangrijke rol in de dienstverlening en beleidsondersteuning in verschillende beleidsdomeinen.

Zo kunnen MER- en bodemsaneringsdeskundigen bij de uitvoering van bodemonderzoeken, gebruik maken van de beschikbare boorgegevens bij DOV en snel en efficiënt een inzicht verkrijgen in de geologische opbouw van een bepaald gebied. Zowel de individuele burger die bouwplannen heeft als studie bureaus die in het kader van het vooronderzoek van bouw- of renovatieprojecten beslissingen dienen te nemen inzake fundering, ... kunnen via het raadplegen van de boor- en sondeergegevens bij DOV informatie verkrijgen over de stabiliteit van de ondergrond.

Alle actuele vergunde grondwaterwinningen kunnen via DOV geraadpleegd worden. Bedrijven kunnen er zich zo zelf van vergewissen hoe hun eigen winning zich in omvang en in ligging situeert ten opzichte van het geheel van de winningen in eenzelfde watervoerende laag, en welke waterwinningsmogelijkheden er globaal in een bepaalde regio aanwezig zijn.

DOV bevat ook een schat aan waarnemingen uit de grondwatermeetnetten, zoals bv. het nitraatgehalte in het grondwater, wat voor landbouwers in het kader van het mestdecreet een belangrijke informatiebron is.

DOV wordt beheerd door het "Ondersteunend Centrum DOV", dat wordt bemand door een sedert 2006 versterkte vaste kern van beleidsmedewerkers van LNE en MOW en door daartoe aangestelde experts van de drie afdelingen.

2. Het DOV-internetloket

Het DOV-internetloket is sedert 22 mei 2002 operationeel en heeft in de loop der jaren zijn bestaansreden bewezen. Dagelijks maken meer dan 250 unieke bezoekers gebruik van DOV. Hun behoeften naar DOV toe zijn in de loop der jaren gegroeid. Ook de technologie om puntgegevens en kaartmateriaal via het web ter beschikking te stellen is geëvolueerd. De nieuwe DOV-website is sinds 23 mei 2007 een feit.

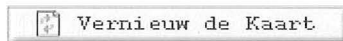
De nieuwe DOV internet viewer is nu een "light"-versie van de intern beschikbare webapplicatie en biedt aan de externe gebruiker toch heel wat extra mogelijkheden in vergelijking met de eerdere geografische toepassing.

Dankzij de migratie naar de nieuwe toepassing (De Nil et al., 2006) kan de gebruiker naast het bekijken van de beschikbare gegevens via het

web, deze nu ook verwerken en integreren in eigen toepassingen. Een ArcIMS image kaartdienst wordt hiertoe in de huidige fase aangeboden. Goed om weten is tevens dat het kaartbeeld van de puntlagen nu dagelijks wordt gesynchroniseerd met de databank.

Het zoeken in de databank start bij de knop 'geografisch zoeken' op de startpagina van de website. Achtereenvolgens verschijnt standaard de tertiairkaart van Vlaanderen met de provinciegrenzen. Links van het centrale kaartvenster worden de verschillende beschikbare gegevenslagen weergegeven.

Door bijkomende kaartlagen aan te vinken en vervolgens op de knop



te klikken, worden deze gevisualiseerd en geactiveerd.

3. Gegevens in DOV

De belangrijkste geologische, geotechnische en hydrogeologische gegevens beschikbaar bij de drie betrokken afdelingen worden prioritair in de databank opgenomen. Archieven worden geleidelijk opgenomen van recent naar ouder, terwijl nieuwe waarnemingen meteen worden toegevoegd. Bij het verzamelen van de gegevens worden in de mate van het mogelijke ook gegevens afkomstig van externe organisaties mee opgenomen.

De verschillende soorten gegevens worden gedigitaliseerd via een uniform concept. De databank bevat alfanumerieke (punt)gegevens en cartografische gegevens (De Ceukelaire et al., 2003). Een puntlaag is een overlegkaart waarop een aantal puntgegevens worden getoond. Binnen DOV bestaan er puntlagen van de boringen, de sonderingen, peilmetingen en kwaliteitsanalyses van het grondwatermeetnet en grondwatervergunningen (De Schrijver & Vergauwen, 2002a; De Schrijver & Vergauwen, 2002b). Het blijft hoe dan ook zo dat de gegevens die via DOV ter beschikking worden gesteld, kritisch benaderd dienen te worden.

De meest elementaire manier van bevragen van

de gegevens is mogelijk via de zwarte  die te vinden is in de werkbalk bovenaan de kaart. Door te klikken op de getoonde locaties van de gegevens wordt de beschikbare bijhorende informatie vrijgegeven.

Om bijvoorbeeld een boorrapport te bekomen, al dan niet gelinkt aan een put, moet de puntlaag "boringen" zichtbaar en selecteerbaar worden gemaakt en via de zwarte-i knop bevroegd.

In wat volgt worden een aantal extra functies van de nieuwe DOV toepassing toegelicht, die bij grondwateronderzoek kunnen van pas komen. Deze kunnen op alle puntlagen van DOV toegepast worden.

3.1. Boringen

De huidige afdeling Land- en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (vroeger de afdeling Natuurlijke Rijkdommen en Energie) voert boringen en interpretaties in op basis waarvan het Quartair, Tertiair, Krijt en de diepere ondergrond in Vlaanderen (de Sokkel) wordt gekarteerd. De tertiair- en quartairgeologische kaarten zijn samen met een aantal afgeleide kaarten (isopachen, isohypsen, breuklijnen) consulteerbaar in DOV, waarbij isopachen van het Quartair, de isohypsen van de basis van de Formatie van Boom, de breuklijnen van de Formatie van Diest enkele voorbeelden zijn. De set wordt continu bijgewerkt en aangevuld. Het aantal ingevoerde boringen bedraagt momenteel ruim 120.000. Kwaliteitscontrole en hergebruik van de reeds ingevoerde data zorgen voor een continue uitbreiding en optimalisatie van de aangeboden data.

Praktijkvoorbeeld m.b.t. de boringen in relatie tot grondwateronderzoek

De bufferfunctie  maakt het mogelijk punten van een puntlaag op te zoeken die binnen een bepaalde afstand (buffer) van één of eerdere geselecteerde kaartelementen van de actieve laag zijn gelegen of die aan een bepaalde voorwaarde voldoen.

Deze functie kan erg handig zijn, bijvoorbeeld indien in een bepaalde regio een vervuilde site aanwezig is waarbij het gevaar voor contaminatie van het grondwater reëel blijkt. Het is mogelijk met behulp van de bufferfunctie een risicozone af te bakenen. Mogelijk is het in het kader van een risico-evaluatie belangrijk een beeld te verkrijgen van de gedetailleerde geologische opbouw van de regio op basis van de boringen. Zo kan de bufferfunctie gebruikt worden om alle beschikbare boringen op te sommen die gelegen zijn op minder dan 500 m van een bepaalde straat, waar de contaminatie zich situeert. Deze informatie kan gebruikt worden om een beeld te krijgen van bijvoorbeeld de hydrogeologische bouw van het grondwaterreservoir. Dit kan het nemen van gepaste maatregelen ondersteunen. Vanzelfsprekend kan de bufferfunctie ook op andere te activeren lagen en met andere doeleinden toegepast worden.

Figuur 1: Voorbeeld van een resultaat van de bufferfunctie: alle boringen op minder dan 500 m van de betreffende straat



3.2. Sonderingen

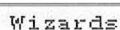
De afdeling Geotechniek beschikt over een aanzienlijke hoeveelheid geotechnische data. Voor invoer in de Databank Ondergrond Vlaanderen wordt de voorrang gegeven aan de sondeergegevens. Sinds 2000 worden alle nieuw uitgevoerde en archiefsonderingen ingevoerd in DOV. Aan elke sondering wordt door de geologen van de dienst Natuurlijke Rijkdommen een formele stratigrafie gehecht. Ruim 55.000 sonderingen zijn beschikbaar in DOV.

Belang van sonderingen in relatie tot grondwateronderzoek

Traditioneel wordt de informatie verkregen uit een sondering in eerste instantie gebruikt om de lagenopbouw van de ondergrond te onderkennen en om grondkarakteristieken af te leiden ten behoeve van diverse geotechnische berekeningen. Klassiek hierbij is de berekening van het draagvermogen van een grond waarin de grondwaterstand een belangrijke rol speelt. Bij hydrogeologische studies creëert het betrekken van sondeergegevens echter een belangrijke meerwaarde: een meer gedetailleerd lagenmodel kan worden opgesteld, wat in het kader van grondwater(stromings)modellering uiterst relevant is.

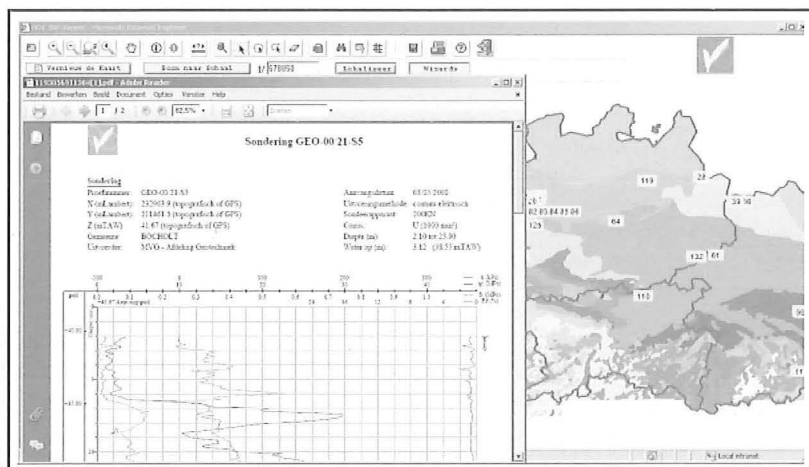
Meer specifiek zijn sonderingen die uitgevoerd worden met een elektrische conus met ingebouwde waterdrukopnemer, waarbij de waterdrukspanning dus continu wordt opgemeten (parameter U), een unieke techniek want hiermee kan de afwisseling van dunne zand- en/of kleilagen meest in detail (tot enkele cm) worden opgespoord.

Om de sonderingen met deze speciale techniek terug te vinden voor heel Vlaanderen of voor een studiegebied naar keuze, kan je zoeken via de wizardfunctie (bovenaan de kaart met het icoon

)

door bij de zoekcriteria bij sondeermethode "1 – continu elektrisch" en bij conus "U" aan te vinken. Eventueel kan ook een diepte aangegeven worden, bijvoorbeeld "dieper dan 20 m". Hierdoor wordt een lijst met alle gevraagde sonderingen geactiveerd en eventueel op de kaart getoond. Vervolgens kunnen van al deze

Figuur 2: Resultaat van een selectie via de wizardfunctie op de puntlaag sonderingen en voorbeeldrapport



sonderingen meetreeksen en diagrammen gevisualiseerd en gedownload worden. Figuur 2 geeft een weergave van de gevraagde sonderingen op de kaart. Bovendien is het waterspanningsdiagram (U) samen met de andere diagrammen in het rapport van de sondering weergegeven.

3.3. Grondwatermeetnet

Gegevens verkregen uit grondwatermeetnetten in beheer van verschillende instanties worden via de afdeling Water systematisch in DOV ingevoerd (Afdeling Water, 2003). Er zijn nu nagenoeg 3300 putten met ruim 6600 filters met eraan gekoppeld meer dan 196.000 opgemeten grondwaterstanden en nagenoeg 25.000 grondwateranalyses, ingevoerd in DOV.

Praktijkvoorbeeld m.b.t. het grondwatermeetnet

Met de nieuwe zoek-tool  kunnen elementen van elke actieve puntlaag in de volledige databank op basis van hun attribuut informatie worden opgezocht. Het dropdown menu "Attribuut" geeft de velden van de attributentabel van de actieve laag weer, waarop gezocht kan worden. Bij "Zoekstring" wordt een getal- of karakterwaarde ingevuld, waaraan het veld in de attributenlijst van de actieve laag moet voldoen. Indien bijvoorbeeld gegevens van het grondwatermeetnet in een welbepaalde watervoerende laag gewenst zijn, bijvoorbeeld het Zand van Brussel, kan dit via de zoekfunctie door eerst het grondwatermeetnet als actieve laag te selecteren. Vervolgens wordt in het attribuut "Aquifercode" de zoekstring "0620" ingevuld, de code die overeenstemt met het Zand van Brussel. Deze codes van de HCOV kartering zijn te vinden op de statische pagina's van het thema grondwater. De gegevens die voldoen aan deze zoekstring verschijnen op kaart en in een tabel. De gewenste informatie kan per filter worden geconsulteerd door op de voorziene koppelingen (S, M, N of A) te klikken. De stijghoogtegrafiek (S), de tabel met stijghoogtemetingen (M), de nitraatgrafiek (N) of de tabel met analysesresultaten (A) worden hierdoor weergegeven.

De zoek-tool kan ook gebruikt worden op andere puntlagen. Vanzelfsprekend zijn de attributen in het dropdown menu dan anders.

3.4. Grondwatervergunningen

De grondwatervergunningendatabank van de afdeling Water vormt een onderdeel van DOV. Nagenoeg 31.000 vergunningen zijn in de databank aanwezig, samen met de technische gegevens van de winningsinstallaties en/of van de individuele pomp- en peilfilters.

Praktijkvoorbeeld m.b.t. grondwatervergunningen

Als alternatief voor de Wizard-knop kan met behulp van de querybuilder-tool  een zoekopdracht worden opgebouwd om de attributentabel van de actieve laag te onderzoeken op cor-

responderende getal- of karakterwaarden. In tegenstelling tot de wizard, die op de punten binnen het kaartvenster wordt uitgevoerd, wordt de query toegepast op de volledige databank. In de lijst worden alle velden van de attribuentabel van de actieve laag weergegeven. Er dient een vergelijkingsoperator (zoals =, <, >, <=, >= of LIKE) ingevuld te worden, evenals een getal- of karakterwaarde. Vervolgens wordt via de knop 'toevoegen' het statement in het tekstveld geplaatst. Eventueel kan de zoekopdracht uitgebreid worden via de knoppen AND, OR of NOT. Er zijn 2 mogelijkheden om een query uit te voeren: "toon op kaart" en "toon op kaart en maak tabel". In beide gevallen worden de resultaten geselecteerd op de kaart en wordt er gezoomd naar de selectieset. In het tweede geval wordt bovendien een attribuentabel gegenereerd. In het voorbeeld in figuur 3 werd de querybuilder gebruikt om een lijst te bekomen van de grondwatervergunningen met een vergund dagdebiet van minimum 10 m³, die afgeleverd zijn aan exploitanten in de gemeente Bierbeek. De zoekopdracht is tweeledig: "postcode = 3360 AND dagdebiet >= 10 m³". Figuur 4 geeft het resultaat van de query in figuur 3: een attribuentabel met de betreffende gegevens. Merk op dat er een sorteermogelijkheid geboden wordt op elk attribuut. De beschikbare attribuuttabellen kunnen in verschillende formaten gedownload worden: in html-, in Word- of Excelformaat.

4. Conclusions

De voorbeelden en de tips bij het gebruik tonen aan dat DOV via de vernieuwde website degelijk, gestructureerd en uiterst klantgericht inspeelt op de behoeften aan gegevens over de ondergrond in het kader van het grondwaterbeleid en bij uitbreiding uiteraard voor andere ondergrondgere-

Figuur 3: Voorbeeld van een querybuilder.



Figuur 4: Het resultaat van een query.

Volgnr	Exploitant	Staat	Postcode	Gemeente	Landsch	X (m)	Y (m)	Diepte (m.TAW)	Begin
1	ARTS KRIS	Hoegaardssteenweg 87A	3360	BIERBEEK		178532.0	167397.0	25.0	11/01
2	TAVERNIERS WIM	Evoenhedestraat 3	3360	BIERBEEK		179258.0	168626.0	51.0	07/10

lateerde beleidsdomeinen of voor ander specifiek gebruik. De interne gebruikers beschikken nu immers allen over een zo breed mogelijke gegevensbasis, die bijvoorbeeld bij de adviesverlening inzake grondwaterwinning goed van pas komt. Het in de loop der jaren toegenomen aantal externe gebruikers, nu dagelijks 250, en hun positieve reacties zijn tot slot het beste bewijs dat het samen beheren en toegankelijk maken van de gegevens in de verschillende deeldomeinen gewaardeerd wordt en dat het unieke loket, dat <http://dov.vlaanderen.be> nu geworden is, terecht zijn sporen heeft verdiend.

Referenties

Afdeling Water (2003). De Databank Ondergrond Vlaanderen. In: Waterbeheer in beweging, LIN - AMINAL, Directoraat-generaal, Brussel, pp. 196-197.

Boel K., De Nil K., De Schrijver P. en Van Damme M. (2006). Databank Ondergrond Vlaanderen - Jaarverslag 2005. MVG - LIN - AMINAL, Directoraat-generaal, Brussel, 16 pp.

De Ceukelaire M., Vergauwen I., Raes H., De Schrijver P. en Van Damme M. (2003). The website <http://dov.vlaanderen.be>: a view to the subsoil of Flanders. Proceedings of the 4th European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information Systems, Volume II, Bologna, 17-20 juni 2003, pp. 533-534.

De Nil K., Uitdewilligen D., Boel K., Vergauwen I., De Schrijver P. en Van Damme M. (2006). Sustainable evolution of the database of the subsoil of Flanders (DOV): an integrated GIS-application based on map services and on-line data management. Proceedings of the 5th European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information Systems, Barcelona 13-16 juni 2006, Volume II, pp. 378-379.

De Schrijver P. en Vergauwen I. (2002a). Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV). Innovatieforum. Technologisch instituut - Genootschap grondmechanica en funderingstechniek. Antwerpen.

De Schrijver P. en Vergauwen I. (2002b). Inmiddag over de Databank Ondergrond Vlaanderen. In: Jaarboek 2002 AOSO, MVG - LIN - AOSO, Directoraat-generaal, Brussel, pp. 67-68.

M. Van Damme, K. Boel, K. De Nil, D. Uitdewilligen, L. Vanthournout, V. Vanwesenbeeck, I. Vergauwen

Contactgegevens:

Van Damme Marleen
Coördinator Databank Ondergrond Vlaanderen
Vlaamse Overheid, Departement LNE
Afdeling Land en Bodembescherming,
Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen
Dienst Ondergrond Vlaanderen
Tramstraat 52, 9052 Zwijnaarde
Tel. 09/240.75.22, Fax: 09/240.75.01
E-mail: marleen.vandamme@lne.vlaanderen.be
<http://dov.vlaanderen.be>

Bepaling en modellering van de biogeochemische processen die het gedrag van zware metalen in grondwater bepalen

Het gedrag van zware metalen in grondwater is sterk afhankelijk van de biologische en geochemische reacties in de aquifer. Deze processen bepalen de fluxen van zware metalen in het bodem-grondwater-oppervlaktewater continuum. In het kader van het Europese AQUATERRA project heeft VITO het gedrag van zware metalen onder invloed van redoxgradiënten in grondwater bestudeerd en gemodelleerd. Uit de studie blijkt dat in-situ vastlegging van zware metalen door het doseren van een koolstofbron mogelijk is, maar sterk afhankelijk van de beginsamenstelling van het grondwater en de aquifer. Mogelijk bieden aquifers in rivier valleien mogelijkheden om zware metalen te binden voor ze in de rivier komen.

Inleiding

Door menselijke activiteiten kunnen zware metalen op de bodem terecht komen en verder in het watersysteem getransporteerd worden waar ze mogelijk kwetsbare receptoren schade kunnen toebrengen. Natuurlijke eigenschappen van bodems en aquifers, zoals gelaagdheid, de aanwezigheid van kleimineralen, organische stof, grondwatersamenstelling en micro-organismen kunnen benut worden om de metaalpluimen te atteneren op hun weg naar de receptor. Een bekende saneringstechniek die dit potentieel exploiteert, is de in-situ bioprecipitatie waarbij micro-organismen mee instaan voor de vastlegging van zware metalen in grondwater. In deze bijdrage gaan we dieper in op de interactie tussen grondwater- en aquiferkenmerken en micro-organismen om zware metalen vast te leggen. De processen werden bestudeerd en gemodelleerd in de module BIOGEOCHEM van het Europese onderzoeksproject AQUATERRA (<http://www.attempto-projects.de/aquaterra/>). Het is immers van belang deze processen goed te begrijpen, opdat risico's van verontreinigde sites op het watersysteem dan goed kunnen worden ingeschat en beheerst. Met name voor grootschalig verontreinigde gebieden waar klassieke saneringstechnieken niet haalbaar zijn, zijn in-situ technieken waardevolle alternatieven.

Tabel 1: Kenmerken van de aquifers gebruikt in de batch tests

	Dommel	Maas
pH	6.29	7.56
organische stof (%)	0.4	11.78
CEC (meq/100g ds)	2.3	7.2
arseen (mg/kg ds)	<2	34
cadmium (mg/kg ds)	0.5	<0,5
zink (mg/kg ds)	18	255
ijzer (mg/kg ds)	2050	38500
totaal zwavel (mg S/kg ds)	<300	7400

CEC: bepaald volgens ISO 11260:1994(E) (BaCl₂); andere parameters volgens Afvalstoffenanalysecompendium (AAC - <http://www.vito.be/milieu/milieu-metingen&a2b.htm>)

Aquiferkenmerken

Een combinatie van incubatie batchtesten met aquifer materiaal en modellering werd gebruikt om de effecten van wijzigende redoxcondities op de metaalvastlegging te bestuderen. Daarbij werd uitgegaan van aquifer materiaal onder sites die met zware metalen verontreinigd zijn. De eerste site is een zinkassendepot in het Dommelbekken dat gekenmerkt wordt door een zandig aquifer materiaal met een lage vastleggingscapaciteit. De tweede site is een industrieterrein in het Maasbekken waarvan het aquifer materiaal bestaat uit kalkrijk stenig lemig materiaal met een hogere vastleggingscapaciteit. Tabel 1 illustreert het verschil tussen de twee aquifers. De vastleggingscapaciteit voor zware metalen wordt uitgedrukt door de kationenuitwisselingscapaciteit of CEC en wordt in belangrijke mate bepaald door het gehalte organische stof. De contaminatie van het aquifer materiaal is gering zoals uit de totale metaalgehalten blijkt. Daarnaast is de hoeveelheid zwavel indicatief voor het potentieel om metalen vast te leggen via bioprecipitatie. Deze is duidelijk groter in de aquifer t.h.v. de Maas.

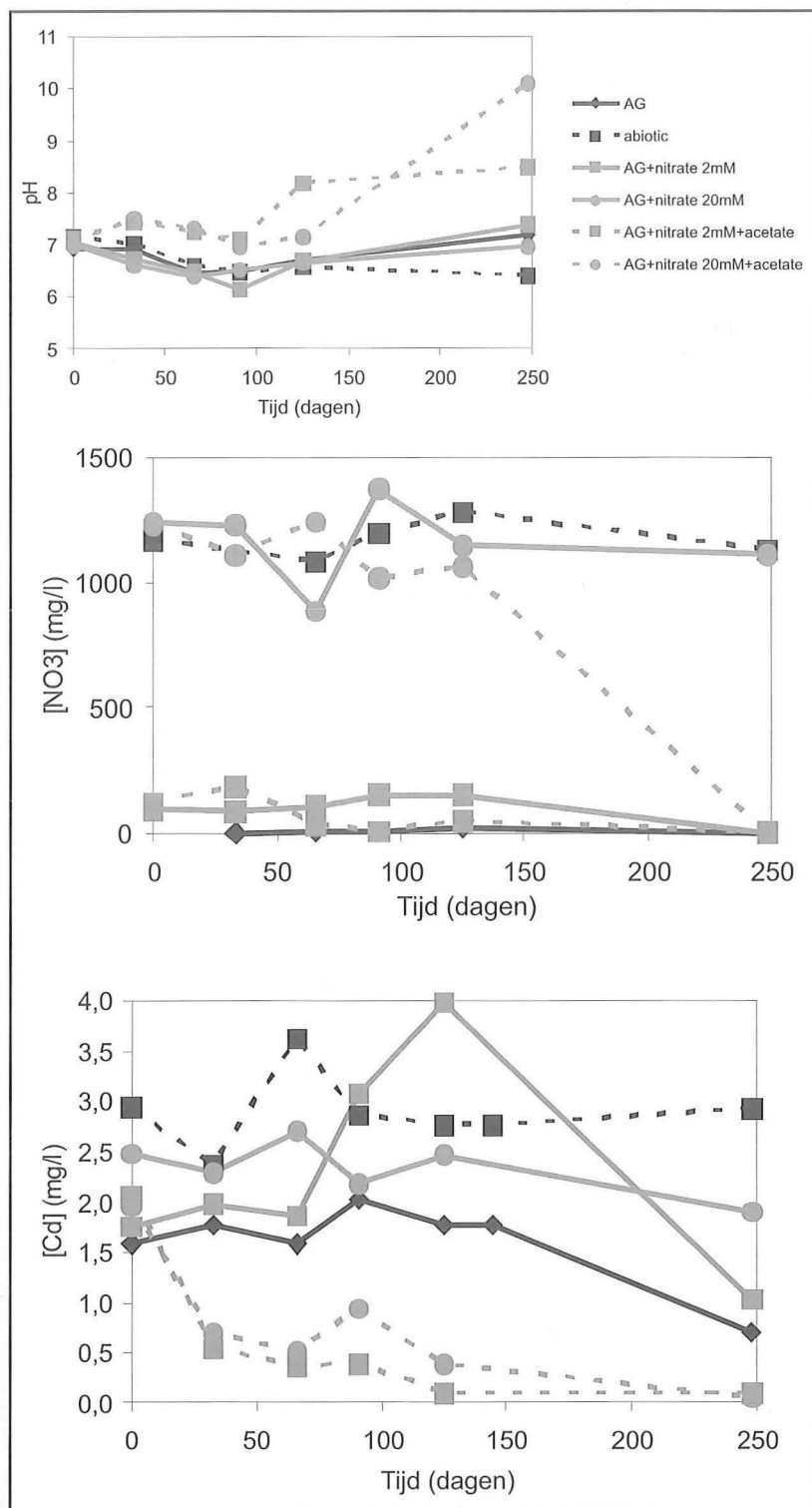
Batch testen onder variërende redoxcondities

De aquiferstalen werden onderworpen aan statische incubatietesten waarbij een hoeveelheid aquifer materiaal in evenwicht werd gebracht met het grondwater waaraan nog extra metalen As, Cd en Zn werden toegevoegd, naast de toevoeging van een externe koolstofbron onder de vorm van acetaat. Om de variërende redoxcondities na te bootsen, werd de proef herhaald voor variërende concentraties aan electronenacceptoren zuurstof, nitraat, en sulfaat. Telkens werd een abiotische controle getest waarbij de microflora werd afgedood. De evolutie van de concentraties aan zware metalen, pH, zuurstof, nitraat, ijzer, sulfaat en acetaat werd gemeten in functie van de tijd door telkens een incubatiestaal op te offeren en te analyseren.

De resultaten van de incubatie-experimenten met het "Dommel" aquifer materiaal worden gegeven

voor nitraat als electronenacceptor en Cd als metaal (Figuur 1). Gedetailleerde resultaten voor meerdere metalen en electronenacceptoren kunnen worden gevonden in Vanbroekhoven et al. (2007). Uit de resultaten voor de Dommel blijkt dat nitraatreductie optreedt bij toediening van een koolstofbron en dat gaat gepaard met een toename van de pH. De toename van de pH leidt op haar beurt tot een verlaging van de Cd concentraties in oplossing. In afwezigheid van de koolstofbron en in afwezigheid van nitraat is er slechts

Figuur 1: Evolutie van pH, nitraat en Cd concentraties in incubatietesten met Dommel aquifer



een beperkte reductie in opgeloste metaalconcentratie. Nitraten kunnen in het grondwater aanwezig zijn onder invloed van landbouwactiviteiten en aldus de mobiliteit van zware metalen in het grondwater verlagen, tenminste als er voldoende en geschikte electronendonoren zoals koolstof aanwezig zijn. Valleigebieden van rivieren zijn vaak gekenmerkt door verhoogde koolstofgehalten zodat zij een potentieel hebben om zowel nitraat als metalen uit het grondwater te verwijderen voor het in de rivier komt. Dit wordt nog verder bestudeerd.

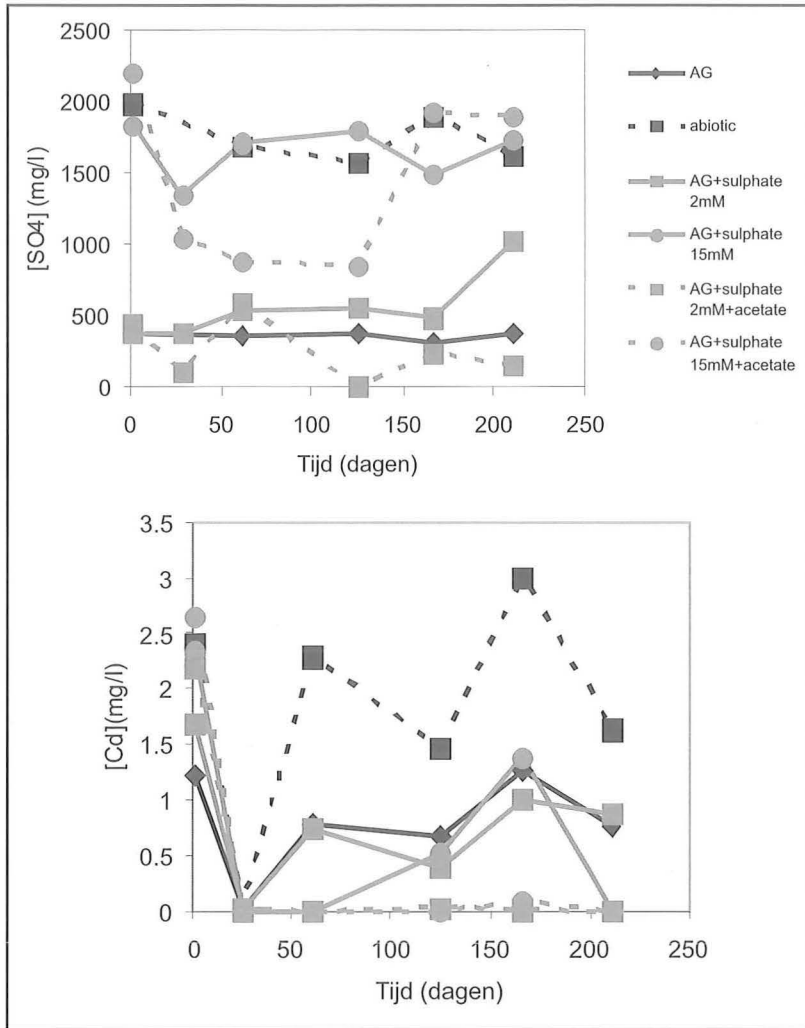
In gevallen van bodemverontreiniging kunnen er ook verhoogde sulfaatconcentraties in het grondwater aanwezig zijn, zoals in de verontreinigde site aan de Maas. Indien condities in het grondwater voorkomen of gecreëerd worden waarbij sulfaat gereduceerd wordt tot sulfiden, kunnen zware metalen neergeslagen worden als metaalsulfiden. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van de testen op het aquifer materiaal van de industriële site aan de Maas. Figuur 2 toont dat, onder toediening van een externe koolstofbron, Cd na 25 dagen verwijderd is uit de oplossing en dat dit gepaard gaat met een daling van de sulfaatconcentraties. In het geval geen koolstofbron wordt toegediend nemen de concentraties na verloop van tijd weer toe in oplossing na een bijkomende toediening van het metaal aan de batches.

Modellering

Om de extrapolatie van de labotesten naar de veldsituatie te maken en na te gaan in hoeverre metaalpluimen beheerst kunnen worden, zijn modellen nodig. De incubatie-experimenten kunnen geïnterpreteerd worden via een gedetailleerde mechanistische modellering met geochemische modellen om de modelparameters af te leiden, maar deze modellen zijn niet eenvoudig op te schalen naar de veldschaal. Om de resultaten van de incubatietesten te gebruiken in een modellering op de schaal van een perceel of groter, kan gebruik gemaakt worden van een vast-vloeibaar verdelingscoëfficiënt (K_d). Deze werd bepaald als de verhouding van de verwijderde hoeveelheid metaal en de evenwichtsconcentratie in oplossing op het einde van de incubatietest. De vast-vloeibaar verdelingscoëfficiënt, bepaald zoals hierboven beschreven, is gebaseerd op de totaal hoeveelheid verwijderd metaal en gaat ervan uit dat alle metaal labiel of uitwisselbaar is. De verdelingscoëfficiënt kan gecorrigeerd worden voor de hoeveelheid labiel metaal indien deze in een onafhankelijk experiment bepaald is (b.v. door een isotoop van het metaal toe te dienen of via specifieke extractietechnieken, zoals Tessier et al., 1979) (resultaten niet getoond).

De berekende globale K_d -waarden voor de condities met en zonder koolstoftoediening werden verder gebruikt in de modellering van de verspreiding van een cadmiumpulm in het grondwater in de zandige aquifer van de Kempen. De model-

Figuur 2: Evolutie van sulfaat en Cd concentraties in incubatietesten met Maas aquifer



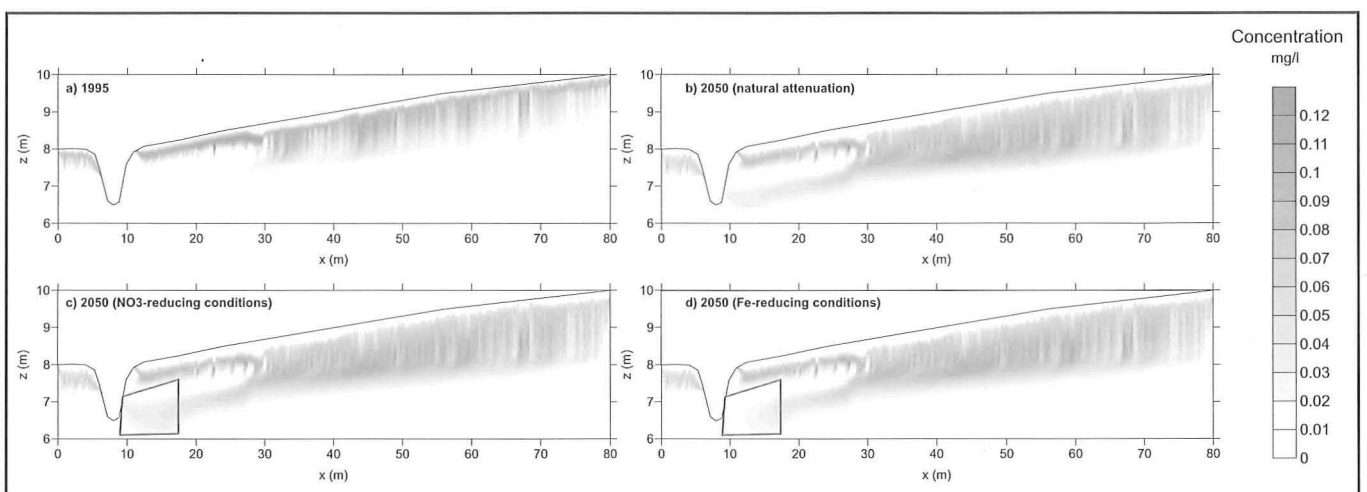
lering werd uitgevoerd voor een transect van ongeveer 80m loodrecht op een rivier met de HYDRUS-2D software (Simunek et al., 1999) die waterstroming en stoftransport in een variabel gesatureerd poreus medium simuleert. Gegevens voor de bronterm van Cd depositie en voor de opbouw en kenmerken van de onverzadigde zone

werden bekomen uit Seuntjens (2000). In het modeldomein werd een reactieve zone opgenomen in de buurt van de rivier waar resp. nitraatreducerende en ijzerreducerende condities worden gecreëerd door toediening van een externe koolstofbron. De reactieve zone is conceptueel een zone met een hogere K_d , berekend uit de incubatietesten met koolstofbron zoals hiervoor beschreven. Figuur 3 en Figuur 4 tonen de modelresultaten. Het Cd is doorgebroken naar het grondwater en zal de komende tientallen jaren de rivier bereiken in concentraties die de normen van grondwater ($5 \mu\text{g/L}$) en oppervlaktewater ($1 \mu\text{g/L}$) overschrijden. Door de realisatie van een reactieve zone kan de pluim vertraagd worden en kunnen lagere concentraties in grondwater worden gerealiseerd. In de berekeningen werd gewerkt met eerder conservatieve K_d waarden, afgeleid uit de evenwichtsconcentraties tijdens de incubatietesten: $K_d=7 \text{ L/kg}$ (natuurlijke condities), $K_d=17 \text{ L/kg}$ voor de nitraatreducerende condities en $K_d=43 \text{ L/kg}$ voor de ijzerreducerende condities. In de batch testen varieerde de K_d voor de nitraatreducerende condities op het einde van de incubatieproef van 42 tot 1039 L/kg. Naar verwachting zullen deze hogere K_d -waarden ook in het veld kunnen gerealiseerd worden, omdat de verblijftijd van de metalen voldoende groot is t.o.v. de tijd waarover de reductiereactie verloopt.

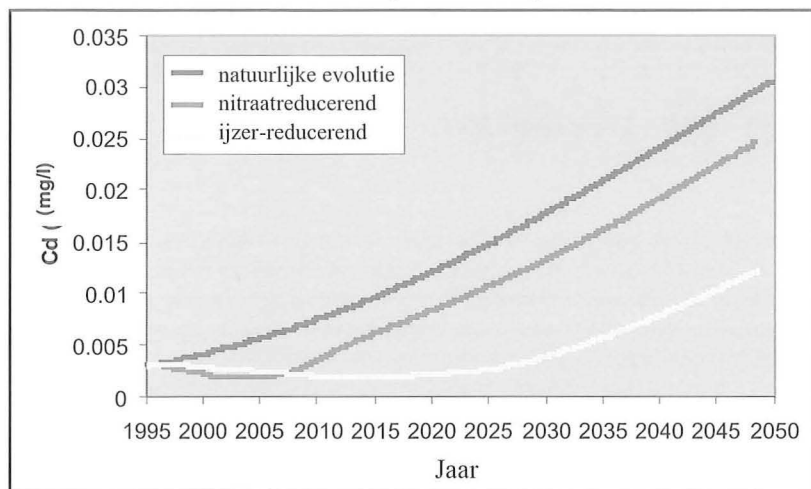
Conclusies

Karakterisatie van aquifer materiaal met het oog op verwijdering van zware metalen uit grondwater d.m.v. in situ bioprecipitatie hebben aangetoond dat onder gunstige condities van grondwatersamenstelling en aquiferkenmerken verhoogde sorptie of immobilisatie van zware metalen kan gerealiseerd worden. De resultaten geven aan dat valleigebieden die van nature uit meer koolstof bevatten door interacties tussen de rivier en de vallei, potentieel hebben om metalen te verwijderen voor ze in de rivier terechtkomen. In het licht van het risicomanagement van groot-schalig verontreinigde gebieden en de bepaling

Figuur 3: Evolutie van de cadmiumpluim zonder en met toediening van een externe koolstofbron Nitraatreducerend en ijzerreducerende condities worden bekomen na toediening van de koolstofbron



Figuur 4: Effect van de reactieve zone op de cadmiumconcentraties in het grondwater ter hoogte van de rivier.



gen van de Europese grondwaterdirectieve, is het potentieel van deze valleigebeden om contaminanten te atteneren, een belangrijk element.

Referenties

Tessier, A. Campbell, P.G.C., and Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844-851.

Simunek, J., M. Sejna, and M. Th. van Genuchten. 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC - TPS - 53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 251pp.,.

Seuntjens, P. 2000. Reactief transport in heterogene poreuze media. Cadmiumuitspoeling in zure zandgronden. PhD thesis, Universiteit Antwerpen, 236 pp.

Vanbroekhoven, K., S. Van Roy, C. Gielen, M. Maesen, A. Ryngaert, L. Diels, and P. Seuntjens. 2007. Microbial Processes as Key Drivers for Metal (Im)mobilization along a Redox Gradient in the Saturated Zone. *Env. Pollut.*, 148, 3, 759-769.

P. Seuntjens¹,
K. Vanbroekhoven²,
I. Joris¹,
S. Van Roy²,
L. Diels²

VITO
¹Integrale Milieu Studies, Land en Water Management,
²Milieu- en processtechnologie, Boeretang 200, 2400 Mol

Filtertechniek voor het kwantificeren van parasitaire debieten in riolen

In Vlaanderen bestaan de meeste rioleringsystemen uit gemengde riolen, waarin regenwater en afvalwater samen worden afgevoerd. In deze leidingen komt echter niet enkel neerslagafvoer terecht. Ook andere bronnen hebben een bijdrage tot de afgevoerde debieten, zoals infiltrerend grondwater, drainagewater, aangesloten beken, enz. Deze stromen van relatief proper water komen ook in de rioolwaterzuiveringsinstallatie terecht, waardoor het influent verdund wordt en het zuiveringsrendement daalt.

Om acties te kunnen plannen om deze ongewenste instroom in het rioleringsstelsel te verminderen, is het in de eerste plaats nodig om deze stromen te kwantificeren. Dit artikel beschrijft een filtermethodologie om de hoeveelheden van deze ongewenste stromen te bepalen uit een tijdreeks van totaal debiet gebaseerd op de recessietijden van de verschillende deelstromen.

Situering

In Vlaanderen zijn de meeste rioleringsystemen van het gemengde type, wat betekent dat zowel afvalwater als afstromend regenwater worden afgevoerd via deze systemen. Behalve dit afstromend regenwater zijn er echter andere waterstromen die in het netwerk terechtkomen en een bijdrage leveren tot het totale debiet:

- infiltratie van grondwater in het leidingnetwerk
- toevoer uit drainageleidingen, beken, ...

Deze relatief propere waterstromen komen ook terecht in de RWZI (rioolwaterzuiveringsinstallatie), waardoor het influent van de installatie verdund wordt en bijgevolg het zuiveringsrendement daalt. Om acties te kunnen ondernemen die de bijdrage van deze ongewenste waterstromen verminderen, is het eerst en vooral noodzakelijk deze waterstromen te kwantificeren. Ook kan een evaluatie worden gemaakt van de ondernomen acties rond rioolbeheer, gebaseerd op een kwantificering voor en na de acties. Mogelijke acties om de instroom van dit ongewenste water te verminderen zijn maatregelen aan de bron, herstel van leidingen, ...

Methodologie

Wanneer de tijdreeks van het influent van de waterzuiveringsinstallatie geanalyseerd wordt, kunnen verschillende deelstromen met een verschillende reactietijd onderscheiden worden. Dit is vergelijkbaar met de deelstromen in debietreeksen van neerslagafstroming in een hydrografisch bekken die typisch bestaan uit de deelstromen van basisafvoer of grondwaterafstroming, hypodermische afstroming (stroming doorheen de onverzadigde zone) en oppervlakte-afstroming. Omdat deze deelstromen een sterk verschillende reactietijd hebben, kunnen ze van elkaar onderscheiden worden door een numerieke filtertechniek (Willems, 2000). Deze filteringstechniek wordt al vele jaren met succes toegepast in Vlaanderen bij de modellering van rivierhydrologie (Berlamont et al., 2000).

Analoge componenten kunnen ook herkend worden in het influent van een waterzuiverings-

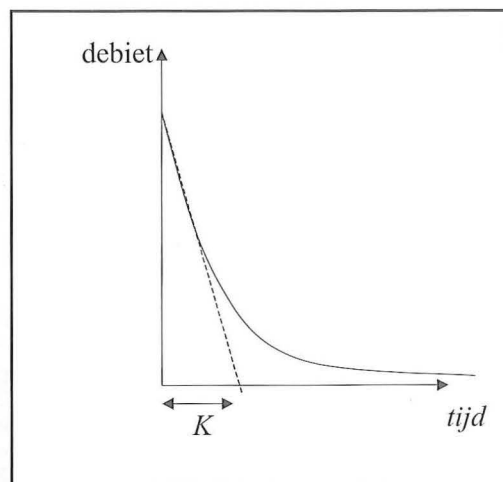
installatie. Om de ongewenste deelstromen, afkomstig van infiltratie en drainage, te kwantificeren, is het noodzakelijk volgende deelstromen in de tijdreeks van het influent te onderscheiden :

- droog weer afvoer (afvalwaterdebiet)
- regenwaterafvoer via rioleringen (oppervlakte-afstroming)
- drainage en infiltratie (grondwater, oppervlaktewater)

Deze scheiding van deelstromen kan uitgevoerd worden door het gebruik van een gelijkaardige filteringstechniek omdat regenwaterafvoer een veel snellere reactietijd heeft in vergelijking met drainage en infiltratie. De deelstroom van drainage- en infiltratiewater heeft verder een tragere reactietijd afhankelijk van de kenmerken van het stroomgebied.

De filtertechniek vertrekt van de kennis dat afstromingsdebieten een exponentieel afnemende curve vertonen (figuur 1) wanneer er geen instroom meer is. Deze curve wordt gekarakteriseerd door een recessieconstante K , welke gerelateerd is aan de concentratietijd van het opwaartse systeem. Hoe groter de concentratietijd, hoe langzamer de afstroming en hoe minder steil de recessie.

Figuur 1 : Exponentiële recessie van afstromende debieten wanneer er geen instroom meer is.

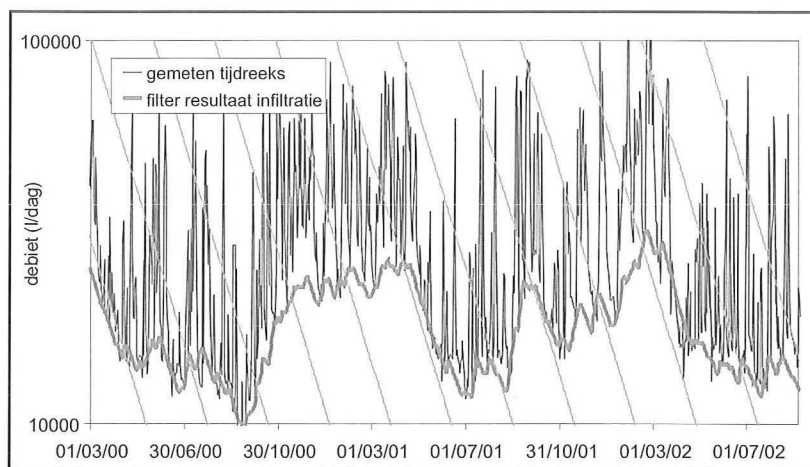


Gebaseerd op deze exponentiële recessie, ontwikkelde Chapman (1991) een recursieve digitale filter die grondwaterstromen kan scheiden uit tijdreeksen van totale afstromingsdebieten. Een dergelijke filter kan gebruikt worden om verschillende substromingen met significant verschillende recessieconstanten te scheiden; in dit geval infiltratiedebieten en regenwaterafstroming. De Chapman filter gaat er echter vanuit dat de twee deelstromen even groot zijn. Willems (2000) ontwikkelde een meer veralgemeende versie van deze filter waarbij de substromen niet gelijk moeten zijn en de fracties kunnen variëren in de tijd.

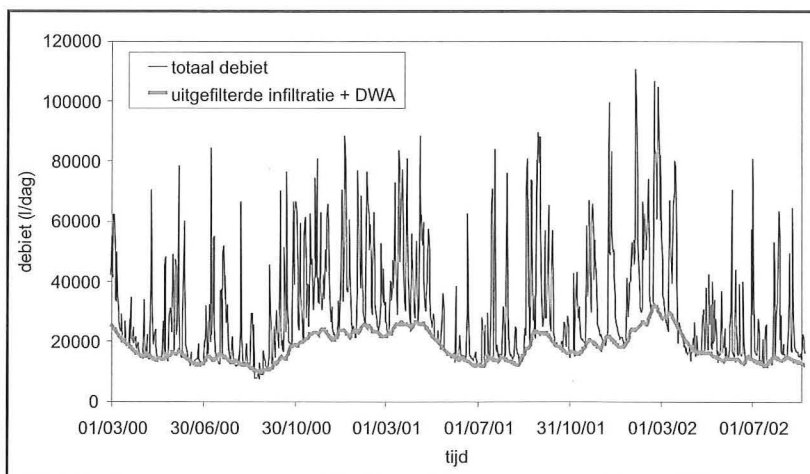
De recessieconstante K kan worden gecalibreerd als de gemiddelde waarde van de inverse van de helling van de debietreeks tijdens droog weer periodes in een grafiek waarbij het debiet logaritmisch wordt uitgezet (figuur 2). In figuur 2 zijn lijnen met helling gelijk aan deze recessieconstante K weergegeven ter visuele vergelijking.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de filtertechniek wordt verwezen naar [Vaes & Willems, 2006].

Figuur 2 : Toepassing van de filter voor de tijdreeks van de RWZI Dendermonde.



Figuur 3 : Resultaten van de grondwaterstromingsfilter voor de RWZI-Dendermonde.



Resultaten

Toepassing van deze filtertechniek geeft goede resultaten bij de kwantificering van de deelstromen. Dit werd uitgetest op verschillende debietsreeksen van het influent van waterzuiveringsinstallaties (dagelijkse cumulatieve influentwaarden). De resultaten tonen een duidelijk seizoensverloop in de bijdrage van infiltratie- en drainage water (voorbeeld in figuur 3).

Verdere vereenvoudiging

Om de filtertechniek verder te vereenvoudigen, werd een eerste-orde benadering voor de filter ontwikkeld. Deze eerste-orde benadering brengt enkel de recessietijd van de stroming in rekening en gebruikt bovendien een lineaire benadering van deze (exponentiële) recessie. De waterbalans wordt gesloten door aan te nemen dat het stijgende deel van de hydrogram dezelfde helling heeft als de (lineair veronderstelde) recessie. De eerste stap in de vereenvoudigde filteringstechniek is een achterwaartse stap:

$$Q_{1,t_e} = Q_{t_e}$$

$$Q_{1,t} = \min(Q_{1,t+1} + K, Q_{t,t})$$

De tweede stap is een voorwaartse stap:

$$Q_{2,1} = Q_{1,1}$$

$$Q_{2,t} = \min(Q_{2,t-1} + K, Q_{1,t})$$

Met : t = de tijd, variërend tussen 1 en t_e
(t_e is de laatste tijdstap van de tijdreeks)

K = de helling van de gefilterde tijdreeks

Q = het oorspronkelijke debiet

Q_1 = het debiet na de eerste achterwaartse stap

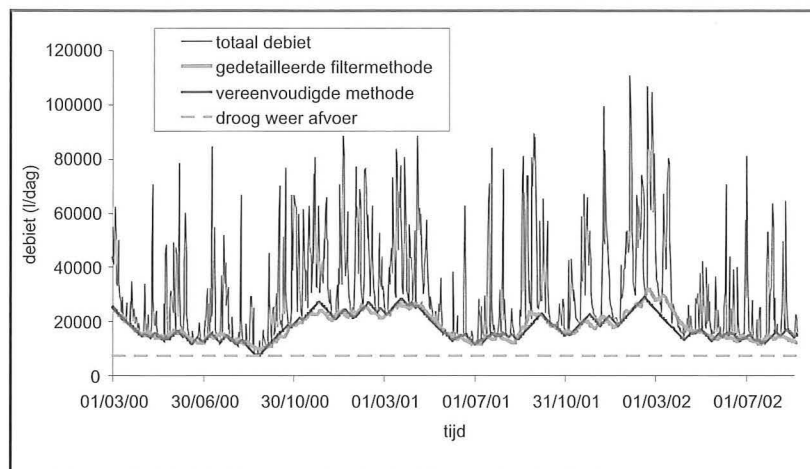
Q_2 = het debiet na de tweede voorwaartse stap; dit is het resultaat van de filter

Deze eerste-orde benadering geeft goede resultaten: op dagbasis zijn er soms wel significante verschillen met de meer uitgebreide methode, maar op maandbasis of jaarbasis zijn de verschillen verwaarloosbaar (figuur 4). Het belangrijkste voordeel van de eerste-orde benadering is de eenvoud t.o.v. de uitgebreidere methode. Bovendien is de vereenvoudigde methode minder gevoelig aan ontbrekende gegevens in de tijdreeks.

Vergelijking met andere technieken

De laatste jaren zijn er verschillende studies uitgevoerd en gepubliceerd rond het bepalen van de hoeveelheden parasitair water op basis van een tijdreeks van opgemeten debieten. In [Vaes, 2006] wordt een vergelijking gemaakt van een aantal verschillende methodes, zoals : methode Weiss-Brombach, methode met het

Figuur 4 : Toepassing van de vereenvoudigde en de uitgebreide filtertechniek op de tijdreeks van het influentdebiet van een waterzuiveringsinstallatie.



voortschrijdend minimum, methode met het voorafgaand minimum, vereenvoudigde filtermethode gebaseerd op de recessie. Uit deze vergelijking blijkt de bovenstaande vereenvoudigde methode een optimaal compromis biedt tussen eenvoud en nauwkeurigheid.

Conclusies

Dit artikel beschrijft twee filtertechnieken om de verschillende deelstromen te kwantificeren die bijdragen tot het influent van een waterzuiveringsinstallatie (bij gemengde rioolstelsels), zoals de droog weer afvoer, het infiltratie- en drainage-water en de regenwaterafvoer. Een fysische filtertechniek werd toegepast om te onderzoeken of een verder vereenvoudigde benadering voldoende nauwkeurige resultaten oplevert. Hieruit blijkt dat voor maand- en jaargemiddelden goede resultaten verkregen worden. Op dagbasis kunnen er wel significante verschillen zijn, alhoewel dit slechts in beperkte mate voorkomt. De vereenvoudigde filtertechniek kan gebruikt worden om te achterhalen welke gemengde rioleringsystemen sterk beïnvloed worden door de instroom van ongewenste waterstromen zoals infiltratie- en drainage-water.

Dankwoord

Dit werk is uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse MilieuMaatschappij (VMM). De tijdreeksen waarop deze filtertechnieken werden toegepast zijn ook door de VMM ter beschikking gesteld.

Referenties

Berlamont J., Willems P., Qvick A., Vaes G., Feyen J. & Christiaens K. (2000). Algemene methodologie voor het modelleren van de waterafvoer in bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. In opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen.

Vaes G. (2006). Vergelijking van verschillende methodes voor het inschatten van hoeveelheden parasitair water. Rioleringswetenschap nr. 22, juni 2006.

Vaes G. & Willems P. (2006). Filtertechniek voor het kwantificeren van parasitaire debieten in riolen. Rioleringswetenschap nr. 21, maart 2006.

Willems P. (2000). Probabilistic immission modeling of receiving surface waters, doktoraatsthesis, Katholieke Universiteit Leuven.

G. Vaes

Projectmanager, HydroScan NV,
Tiensevest 26/4,
3000 Leuven,
tel 016 24 05 05,
fax 016 24 05 09

P. Willems

Postdoctoraal onderzoeker FWO-Vlaanderen en
gastdocent K.U.Leuven
Laboratorium voor Hydraulica,
Kasteelpark Arenberg 40,
3001 Heverlee,
tel 016 32 16 63,
fax 016 32 19 89,
E-mail: Patrick.Willems@bwk.kuleuven.be

