

RIVM rapport. 703717008

**Toepassing van het Landelijk Grondwater
Model, LGM, voor berekening van
ruwwaterconcentraties op een aantal locaties
van oevergrondwaterwinningen in Nederland**
K. Kovar, M.J.H. Pastoors, J.H.C. Mülschlegel,
S.P.J. van Ooijen

december 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, Water en Landelijk gebied, in het kader van project Doelgroep Actoren in de Waterketen-projectnummer 703717

Abstract

Groundwater abstracted in the vicinity of rivers is one of the sources used for the production of drinking water. A major portion of the abstracted groundwater volume originates from the infiltrating river water. Consequently, the quality of abstracted groundwater depends largely on the temporal variation in concentration of (polluting) solutes in the river water. The travel time of infiltrated river water to the wells is relatively short, usually a few years at maximum. This is reflected in the rapid response of concentration changes in abstracted groundwater to the concentration variation in river water. A study aimed at assessing the future quality of abstracted groundwater has been carried out in the framework of the Dutch government's long-term planning for industrial and drinking-water supply. Use was made of the quasi-three-dimensional RIVM Netherlands Groundwater Model, LGM, version 3, at nine groundwater abstraction locations near the Rhine River in the Netherlands to calculate pathlines, travel times, well capture zones and concentration variation in time. The solute concentration in abstracted groundwater was calculated with the LGM-CAM model, which is based on forward pathline tracking in saturated groundwater and use of the process of advection. The LGM-simulated and field-observed chloride concentrations were compared to evaluate the model input parameters. The cumulative frequency distribution of groundwater travel times to the entire well field was established, providing insight into (a) the time delay between the occurrence of a concentration peak in river water and the effect in abstracted groundwater, as well as (b) the attenuation of river concentrations during the passage of water from a river bed to the well field. Finally, nitrate concentration variation was calculated and compared with the concentrations observed at the relevant abstraction site. Due to the anaerobic conditions and the presence of organic matter in the subsurface at the majority of the nine locations, most of the nitrate entering the system from river water (and also from the land) denitrifies, resulting in (very) low nitrate concentrations in abstracted groundwater.

Voorwoord

Het beleid van het Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer is gericht op de zekerstelling van adequate drink- en industriewatervoorziening. Beschikbaarheid van drinkwater van goede kwaliteit is van cruciale betekenis voor volksgezondheid en welzijn. Gedurende vele decennia heeft de toenemende verslechtering van de milieukwaliteit echter gevolgen gehad op de kwaliteit van zoet grondwater en oppervlaktewater, die als bron dienen voor de bereiding van drinkwater.

Als voornaamste bedreigingen voor de kwaliteit van grondwater worden in het algemeen verzuring en vermeting gezien, alsmede de verspreiding van bestrijdingsmiddelen. Door het zeer grote aantal stoffen dat in oppervlaktewater voor kan komen, mede veroorzaakt door het optreden van calamiteiten, wordt de productie van drinkwater uit dit type bron bemoeilijkt en soms zelfs bedreigd. Relevante stofgroepen uit oogpunt van de drink- en industriewatervoorziening zijn metalen, bestrijdingsmiddelen en andere micro-verontreinigingen. In het bijzonder bij gebruik van oppervlaktewater vragen micro-organismen aandacht.

Beleidsmaatregelen van de overheid zijn/worden ontwikkeld voor de verbetering van de milieukwaliteit. Deze verbetering kan een positieve invloed hebben op de drink- en industriewatervoorziening. De effectiviteit van de beleidsmaatregelen ter verbetering van de milieukwaliteit, en daardoor uiteindelijk de kwaliteit van de bronnen voor drink- en industriewatervoorziening kan door middel van modelsimulaties worden ondersteund, zoals bijvoorbeeld door scenarioberekeningen.

Deze studie richt zich op de zgn. oevergrondwaterwinningen. In eerdere studies werd ingegaan op freatische en semi-spannings-grondwaterwinningen. De omvang van de gewonnen hoeveelheid oevergrondwater is in vergelijking met freatische en semi-spanningswinningen weliswaar klein, maar deze zijn vanwege hun sterke hydrologische interactie met de rivier relatief meer kwetsbaar.

Dit rapport gaat in op de toepassing en resultaten van het door het RIVM ontwikkelde quasi-driedimensionale Landelijke Grondwater Model, LGM. Berekend zijn stroombanen (intrekgebieden), verblijftijden en concentratie-doorbraakkrommen in ruwwater (chloride en nitraat) op negen geselecteerde locaties van oevergrondwaterwinningen in Nederland.

De auteurs zijn tijdens hun werkzaamheden door een aantal collega's bij het RIVM bijgestaan. Daarvan in het bijzonder willen zij Leo Boumans en Kees Meinardi bedanken voor hun bijdrage met betrekking tot geochemische processen in relatie tot geologische opbouw in de bestudeerde gebieden. Verder danken zij Ate Oosterhof, een student van de Landbouwwuniversiteit Wageningen, voor zijn inzet bij de modellering van het gebied Bergambacht-Rodenhuis (afstudeerscriptie), waarvan in deze studie deels gebruik werd gemaakt. Tenslotte gaat de dank uit naar Toon Leijnse voor zijn waardevolle adviezen bij de analyse van de verkregen berekeningsresultaten en bij de uitvoering van gevoeligheidsanalyses.

Acroniemen

LGM	Landelijk Grondwater Model, ontwikkeld door RIVM
LGMGRID	een module van LGM voor de generatie van het eindige elementennetwerk
LGMSAT	een module van LGM voor de simulatie van grondwaterstanden (stijghoogten) en fluxen in het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem
LGMFLOW	een module van LGM voor de simulatie van stroombanen en verblijftijden in het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem
LGMCAM	een module van LGM voor de simulatie van ruwwaterconcentraties (concentraties in het onttrokken grondwater)
LMD	Landelijk Meetnet Drinkwaterkwaliteit (bij het RIVM)
LMG	Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (bij het RIVM)
REWAB	Registratie opgaven van waterleidingbedrijven (kwaliteit van ruwwater)
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

Inhoud

Samenvatting	7
1. Inleiding	9
2. Geohydrologisch model en grondwatermodellering	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Modelgebieden	19
2.3 Kenmerkende elementen van geohydrologisch systeem	20
2.4 Geohydrologie van modelgebieden	23
2.4.1 Geohydrologie van modelgebied <i>Engelsewerk</i>	24
2.4.2 Geohydrologie van modelgebied <i>Nieuwemarkt</i>	25
2.4.3 Geohydrologie van modelgebied <i>Bergambacht</i>	27
2.4.4 Geohydrologie van modelgebied <i>WZHWest</i>	28
2.5 Grondwateronttrekkingen	30
2.6 Top-systeem fluxrelatie en grondwateraanvulling	32
2.6.1 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied <i>Engelsewerk</i>	33
2.6.2 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied <i>Nieuwemarkt</i>	38
2.6.3 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied <i>Bergambacht</i>	41
2.6.4 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied <i>WZHWest</i>	43
2.7 Resultaten van grondwatermodellering	47
3. Stofkeuze voor berekening van ruwwaterkwaliteit	51
3.1 Inleiding	51
3.2 Chloride	51
3.3 Nitraat	52
3.4 Bestrijdingsmiddelen	53
4. Invoergegevens chloride en nitraat	54
4.1 Inleiding	54
4.2 Invoergegevens chloride	54
4.2.1 Concentratie chloride in grondwater bij aanvang simulatie (1950)	54
4.2.2 Concentratieverloop chloride in infiltrerend water op het "land"	55
4.2.3 Concentratieverloop chloride in infiltrerend water vanuit rivier	55
4.3 Invoergegevens nitraat	56
4.3.1 Concentratie nitraat in grondwater bij aanvang simulatie (1950)	56
4.3.2 Concentratieverloop nitraat in infiltrerend water op het "land"	57
4.3.3 Concentratieverloop nitraat in infiltrerend water vanuit rivier	58
5. Modellering stroombanen en verblijftijden	59
5.1 Inleiding	59
5.2 Verblijftijden en eindbestemmingen van stroombanen	60
5.3 Intrekgebieden	69

6. Modellerings cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden	75
6.1 Inleiding	75
6.2 Methode	75
6.3 Resultaten	76
7. Modellerings ruwwaterconcentratie in onttrokken grondwater	81
7.1 Inleiding	81
7.2 Resultaten voor chloride	82
7.3 Resultaten voor nitraat	93
7.4 Invloed van constante debieten op berekende concentraties	94
7.5 Mogelijkheden voor toekomstige calibratie	95
8. Conclusies en discussie	97
8.1 Conclusies	97
8.2 Discussie	99
Literatuur	101

Bijlage 1 Verzendlijst

Bijlagen A: Eindige elementennetwerk van modelgebieden Engelsewerk, Nieuwemarkt, Bergambacht en WZHOWest

Bijlagen B1: Invoerparameters voor modelgebied Engelsewerk

Bijlagen B2: Invoerparameters voor modelgebied Nieuwemarkt

Bijlagen B3: Invoerparameters voor modelgebied Bergambacht

Bijlagen B4: Invoerparameters voor modelgebied WZHOWest

Bijlage C: Debiet beschouwde oevergrondwaterwinningen in periode 1950-1998

Bijlage D: Overzicht gemodelleerde onttrekkingen, debieten in Mm³/jaar

Bijlagen E: Vergelijking van LGM-invoerparameters voor model WZHOWest met die uit andere modellen (WZHO, 1999c; IWACO, 1996)

Bijlagen F: Berekende top-systeem flux QTS en de totale aquifer-aanvullingsflux QA0 (QA0=QRE+QTS), voor modelgebieden Engelsewerk, Nieuwemarkt, Bergambacht en WZHOWest

Samenvatting

Oevergrondwaterwinningen vormen één van de typen winningen bij de bereiding van drinkwater. Bij dit type winningen komt een aanzienlijk deel van het onttrokken grondwater uit oppervlaktewater, met andere woorden bevindt zich een groot deel van het intrekgebied in de infiltrerende bedding van een rivier. Verder zijn de verblijftijden tussen de infiltrerende rivier en de winningslocatie relatief kort, meestal in de orde van enkele jaren. Een gecombineerd effect van het grote aandeel van rivierwater en van de korte verblijftijden uit de rivier is dat de concentraties van het ruwwater sterk afhankelijk zijn van de (tijds-afhankelijke) concentraties in het rivierwater.

Het doel van deze studie is om voor oevergrondwaterwinningen inzicht te krijgen in de hydrologische relaties (intrekgebieden en verblijftijden), de reactiesnelheid van een winning op de veranderingen in de kwaliteit in rivierwater, en de gevolgen van historische en toekomstige belasting door diverse stoffen op de concentraties in onttrokken grondwater. De resultaten kunnen gebruikt worden voor:

- 1) het verkrijgen van inzicht in de omvang van de problematiek;
- 2) het formuleren van mogelijke (beleids-)maatregelen ter verbetering van de milieu-kwaliteit en daarmee de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater, zijnde een bron voor de bereiding van drinkwater;
- 3) de evaluatie van de effectiviteit van (toekomstige) beleidsmaatregelen.

Terwille van analogie met een eerdere studie m.b.t. freatische en semi-spanningwinningen is ook in de hier gepresenteerde studie aandacht aan nitraat gegeven. Door ontbreken van voldoende gegevens kon geen aandacht aan bestrijdingsmiddelen worden gegeven. Behalve nitraat zijn ook de chlorideconcentraties gemodelleerd, en wel om inzicht in de juistheid van geohydrologische invoerparameters te verkrijgen.

Dit rapport beschrijft de toepassing van versie 3 van het door het RIVM ontwikkelde quasi-driedimensionale Landelijke Grondwater Model, LGM, voor de berekening van stroombanen (intrekgebieden), verblijftijden en concentratie-doorbraakkrommen op negen geselecteerde locaties van oevergrondwaterwinningen in Nederland. De negen locaties bevinden zich in vier LGM modelgebieden. De berekening van concentraties is voor de periode 1950-2050 uitgevoerd. De grondwaterstroming is stationair gemodelleerd. Als omvang van de winningen is de maximale hoeveelheid te winnen grondwater volgens vergunning in 1988 beschouwd.

Het LGM is een quasi-driedimensionaal numeriek model, gebaseerd op de eindige elementenmethode. Het LGM is een samenhangend geheel van gegevensbestanden, een Geografisch Informatie Systeem en simulatiemodules (rekenprogramma's). Het maakt gebruik van ruimtelijk variabele (heterogene) gegevens voor vier watervoerende pakketten beschikbaar voor het gehele gebied van Nederland. De toepassing van LGM in deze studie bestond uit vier hoofdstappen:

- a) simulatie van grondwaterpotentialen en fluxen door toepassing van de module LGMSAT;
- b) simulatie van stroombanen (intrekgebieden) en verblijftijden (module LGMFLOW;
- c) simulatie van zgn. cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden (module LGMCM);
- d) simulatie van concentratie-doorbraakkrommen op pompstations (module LGMCM).

De cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden is een belangrijk instrument voor de analyse van het (geo-)hydrologische systeem. De frequentieverdeling brengt tot uitdrukking

hoe snel een puttenveld reageert op (veranderingen in) de belasting aan de oppervlakte (inclusief rivier) binnen het intrekgebied van het puttenveld. De kennis van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden is waardevol voor bijvoorbeeld het inschatten van de doorbraaksnelheid in ruwwaterconcentratie van een willekeurige stof in de rivier (en/of vanuit het land). Dit kan nodig zijn bij het verkrijgen van inzicht in de effecten van een verontreiniging van rivierwater in de toekomst.

Voordat de berekeningen van nitraatconcentraties zijn gedaan, zijn eerst die voor chlorideconcentraties in ruwwater uitgevoerd. De berekeningen zijn uitgevoerd omdat chloride tijdens de bodempassage nagenoeg niet met de bodemmatrix reageert en kan daarom als conservatieve tracer worden gebruikt voor de beoordeling van de juistheid van het model voor de verzadigde grondwaterstroming. Aan de hand van de vergelijking van de berekende en waargenomen chlorideconcentraties in ruwwater zijn suggesties gedaan voor de mogelijke toekomstige aanpassing van modelparameters. De desbetreffende verbetering van het voorspellend modelvermogen zou het beste door middel van een inverse calibratieprocedure kunnen worden gerealiseerd.

De resultaten voor chloride en nitraat, zowel berekende als waargenomen waarden, zijn gepresenteerd voor elk van de negen winningslocaties afzonderlijk. Het grondwater van acht van de negen locaties is anaëroob. Eventueel nitraat dat is geïnfiltreerd kan gedenitrificeerd worden. Dat blijkt uit de waargenomen nitraatconcentratie in ruwwater op de acht locaties, die zeer laag. Denitrificatie is in de berekeningen niet opgenomen omdat voor deze studie de gevalideerde informatie over afbraaksnelheid (in ruimte en diepte) niet voorhanden was. Separate studies zijn nodig om deze belangrijke factor in beeld te brengen.

In het algemeen kan verwacht worden dat op de winningen in het grote rivierengebied (waar Holocene lagen aanwezig zijn) geen noemenswaardige nitraatconcentraties in ruwwater zullen voorkomen. Tot deze categorie hoort de Rijn, met al zijn riviertakken, inclusief de IJssel. Het pompstation Nieuwe Marktstraat, gelegen aan de Waal, is in dit opzicht een uitzondering. Daar bestaat de ondergrond (stuwwal) namelijk vooral uit grofzandige sedimenten met weinig organische stof, waardoor denitrificatie laag is.

1. Inleiding

Doelstelling van studie

Bij de voorbereiding, de onderbouwing en de toetsing van de effectiviteit van het Nederlandse milieubeleid is er behoefte aan een goede informatievoorziening. Daarin voorzien o.a. Milieubalansen en Milieuverkenningen. Volgens de Wet Milieubeheer stelt het RIVM als Milieuplanbureau periodiek dergelijke balansen en verkenningen op nationaal niveau op. Voor het aandachtsgebied drink- en industriewatervoorziening is het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening, BDIV (VROM, 1993a; VROM, 1995), de strategische sectornota waarin hoofdlijnen en beginselen van het regeringsbeleid met betrekking tot de openbare watervoorziening zijn geformuleerd. Zo biedt het BDIV inzicht op hoofdlijnen in de relatie tussen de in de toekomst te verwachten waterbehoeften en de middelen die nodig zijn om in die behoeften te kunnen voorzien.

Om een beeld te krijgen van de mogelijkheden voor een duurzame veiligstelling van de openbare watervoorziening is naast kennis over de ontwikkeling van de waterbehoeften ook inzicht nodig in de beschikbaarheid van een kwalitatief goede grondstof. Ontwikkelingen in de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater en de (beperkte) beschikbaarheid van grondwater maken het noodzakelijk huidige en toekomstige productielocaties voor de langere termijn te bezien.

Eind jaren tachtig was reeds gestart met een eerste beeld te schetsen van verblijftijden en de mogelijke toekomstige kwaliteit van het ruwwater (Beugelink & Mülschlegel, 1989). Na ontwikkeling van het Landelijk Grondwater Model, LGM (Kovar *et al.*, 1992; Pastoors, 1992), zijn in de afgelopen jaren berekeningen uitgevoerd voor een groot aantal freatische en semi-spanningswinningen van de waterleidingbedrijven (Kovar *et al.*, 1998). Enerzijds waren de berekeningen gericht op de bepaling van stroombanen, verblijftijden en intrekgebieden, en anderzijds op de kwaliteitsontwikkeling van het ruwwater voor nitraat en enkele bestrijdingsmiddelen. Een aantal alternatieven (scenario's) van de stofuitspoeling naar het grondwater zijn daarbij beschouwd. In de studie van Kovar *et al.* (1998) is alleen aandacht gegeven aan freatische grondwaterwinningen en aan semi-spanningswinningen. Om het beeld te completeren wordt in dit rapport verslag gedaan over de zogenoemde oevergrondwaterwinningen.

Het doel van de voorliggende studie is om voor oevergrondwaterwinningen inzicht te krijgen in:

- a) de omvang van intrekgebieden en het beeld van verblijftijden;
- b) de reactiesnelheid van een winning op de veranderingen in de kwaliteit in rivierwater, door middel van cumulatieve frequentieverdelingen van verblijftijden;
- c) de gevolgen van historische en toekomstige belasting door nitraat op de nitraat-concentraties in onttrokken grondwater.

De studie is uitgevoerd voor negen geselecteerde locaties van oevergrondwaterwinning.

De resultaten kunnen gebruikt worden voor:

- 1) het verkrijgen van inzicht in de omvang van de problematiek;
- 2) het formuleren van mogelijke (beleids-)maatregelen ter verbetering van de milieukwaliteit, waaronder die met betrekking tot de kwaliteit van aan de ondergrond onttrokken water, zijnde een bron voor de bereiding van drinkwater;
- 3) de evaluatie van de effectiviteit van (toekomstige) beleidsmaatregelen.

Kenmerken van oevergrondwaterwinningen

De onttrekking van grondwater in de nabijheid van een open waterloop is een winningsvorm die zowel eigenschappen van grondwaterwinning als van oppervlaktewaterwinning in zich draagt. Wanneer een dergelijke winplaats zo is opgezet dat het watervoerend pakket als mengreservoir wordt benut en de verhouding tussen mengcapaciteit en de onttrokken hoeveelheid zo gekozen wordt dat het ruwe water een vrijwel constante kwaliteit bezit, kan van een oevergrondwaterwinning gesproken worden. De bedrijfsvoering van zo'n winplaats vertoont in belangrijke mate de kenmerken van een grondwaterwinning. De zuivering kan optimaal afgestemd worden op de kwaliteit van het ruwe water en hoeft slechts van tijd tot tijd te worden bijgestuurd.

Een belangrijke eis die aan een oevergrondwaterwinning gesteld moet worden is dat de winning zonder buffervoorraad kan werken. Of de winning van oevergrondwater langs een waterloop mogelijk is hangt daarom in belangrijke mate af van de hydrologische omstandigheden en van de kwaliteit van het desbetreffende oppervlaktewater, in het bijzonder de kans op voorkomen van calamiteiten. In het algemeen zijn de voorwaarden gunstig langs rivieren die niet drainerend werken (benedenrivieren, poldergebieden) en waarvan de waterafvoer groot is. Ongunstig daarentegen zijn omstandigheden langs bovenrivieren (sterke drainage van grondwater) en langs waterlopen met een geringe afvoer. In het laatste geval zal relatief veel grondwater worden aangetrokken en/of zal het waterpeil in een waterloop (ontoelaatbaar) dalen.

Modellering met behulp van LGM

Simulatiemodellen voor kwantiteits- en kwaliteitsaspecten van grondwater zijn een onmisbaar instrument bij de uitvoering van studies naar lange-termijn planning van drink- en industriewatervoorziening. In het hier gerapporteerde onderzoek is gebruik gemaakt van het Landelijk Grondwater Model (LGM), versie 3, ontwikkeld door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Het LGM is een samenhangend geheel van gegevensbestanden, een Geografisch Informatie Systeem en simulatiemodules (rekenprogramma's).

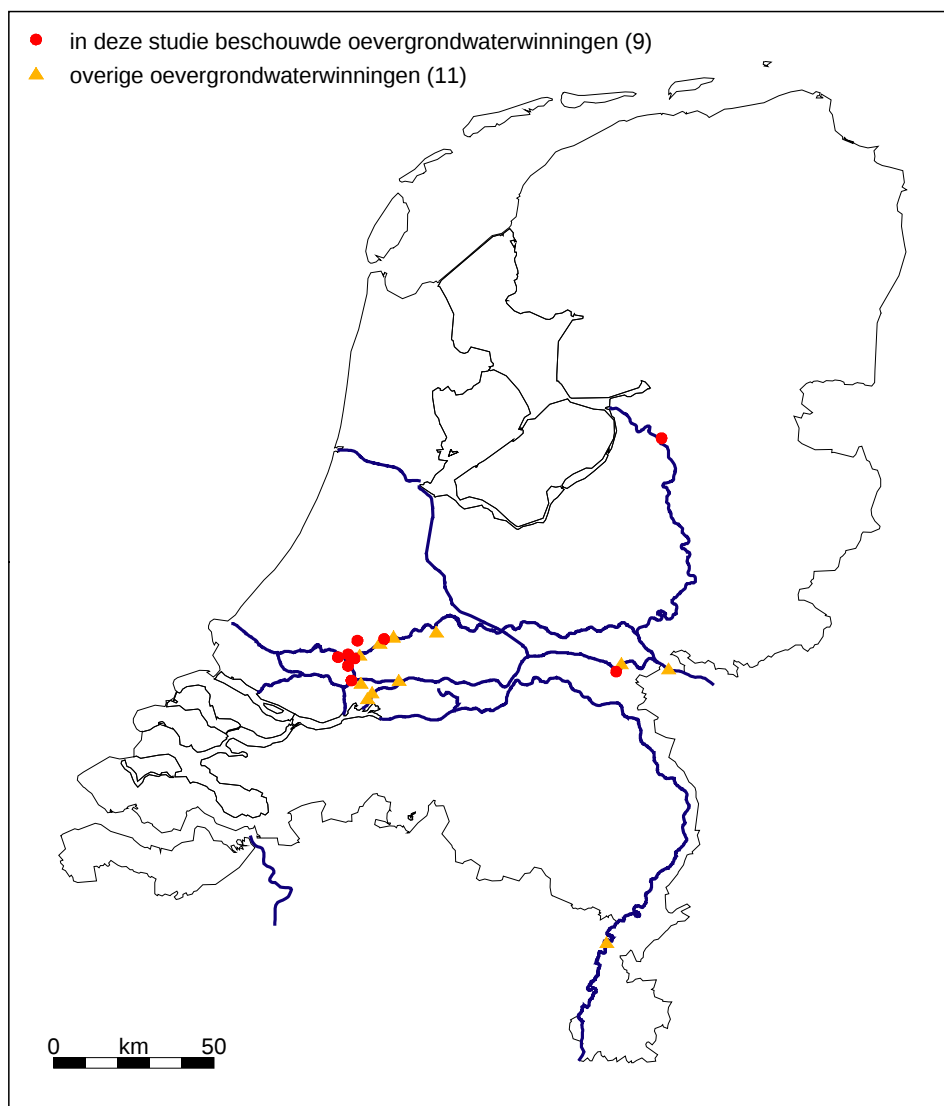
Het LGM is gebaseerd op de numerieke techniek van eindige elementen (driehoeken en/of vierhoeken). Het eindige elementennetwerk kan zonodig plaatselijk verfijnd worden. In deze studie varieert de knooppuntafstand tussen enkele honderden meters en enkele meters. In knooppunten van het netwerk worden grondwaterstanden (stijghoogten) en fluxen berekend. De berekening vindt plaats in een verzadigd meerlagen-grondwatersysteem, bestaande uit een verticale opeenvolging van watervoerende pakketten (aquifers) en scheidende slecht-doorlatende lagen (aquitards). Alhoewel LGM ook voor niet-stationaire (transiente) berekeningen geschikt is, is in deze studie van een stationaire grondwaterstroming uitgegaan. Voor de opslag en gegevensbewerking (pre- en postprocessing) wordt gebruik gemaakt van het Geografische Informatie Systeem ARC/INFO.

De volgende modules van LGM zijn gebruikt:

- LGMGRID, voor de generatie van het eindige elementennetwerk;
- LGMSAT voor de simulatie van grondwaterstanden (stijghoogten) en fluxen in het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem;
- LGMFLOW voor de simulatie van stroombanen en verblijftijden in het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem;
- LGMCAM voor de simulatie van concentraties in het onttrokken grondwater.

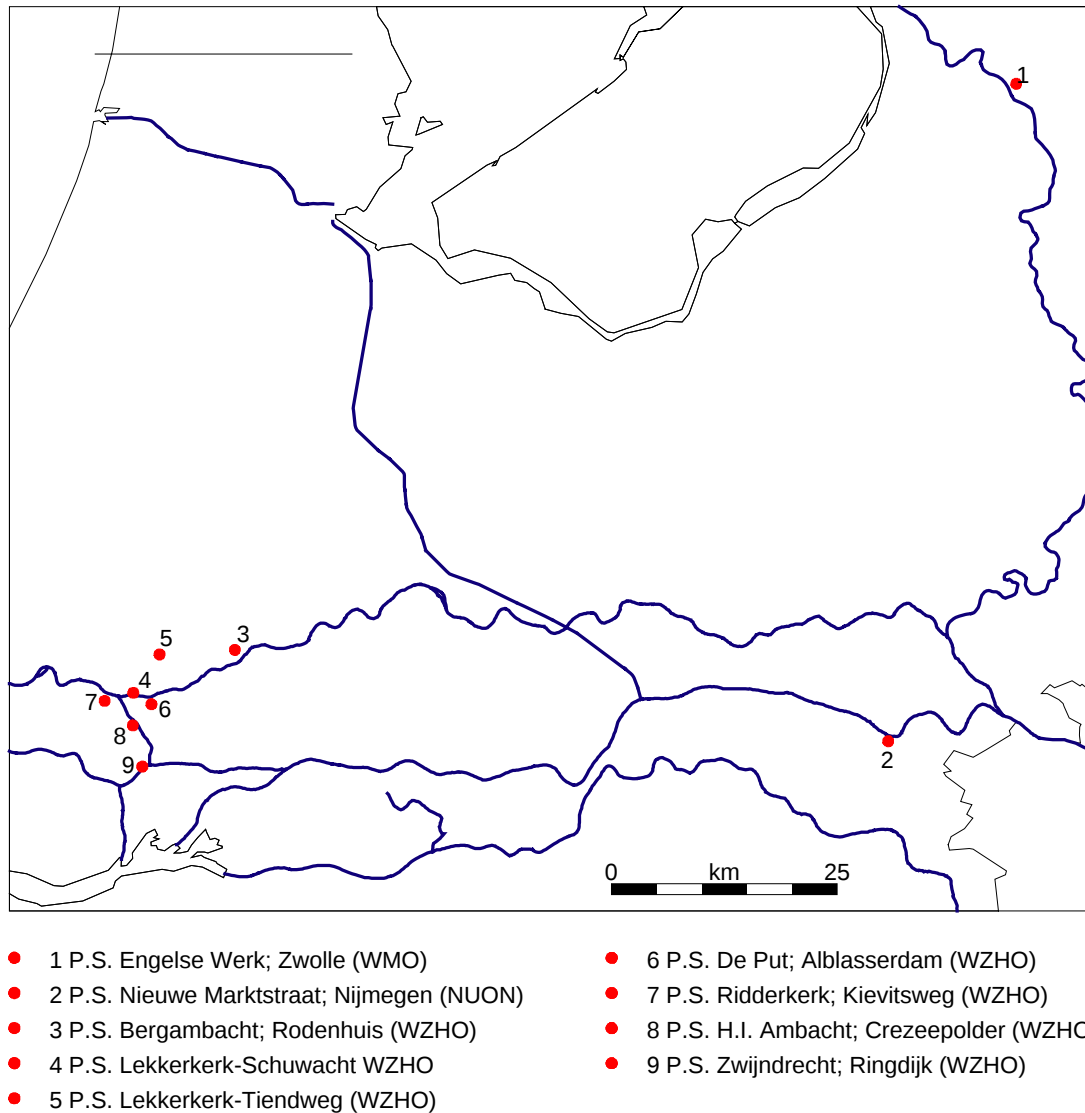
Keuze van oevergrondwaterwinningen

Deze studie is voor negen geselecteerde winningen uitgevoerd. De negen oevergrondwaterwinningen zijn op hun beurt een selectie uit 20 oevergrondwaterwinningen uit Mülschlegel (1992; Figuur 4.2.1, Bijlage cc) die per 1995 in bedrijf waren. Desbetreffende 20 locaties waren op basis van de toenmalige kennis van de geohydrologische opbouw (schematisering) van de ondergrond gekozen, dus niet op grond van het aandeel van het rivierwater in het debiet. De locatie van de 20 winningen is getoond in Figuur 1.1.



Figuur 1.1 Locatie van oevergrondwaterwinningen, zoals in productie per 1995 (Mülschlegel, 1992).

Figuur 1.2 toont de negen geselecteerde oevergrondwaterwinningen. De overige 11 winningslocaties zijn om een aantal redenen buiten beschouwing gelaten, bijvoorbeeld (a) omdat een winning in de toekomst gesloten gaat worden, (b) omdat voor de winning een nieuwe vergunningsaanvraag loopt, of (c) omdat het puttenveld (gedeeltelijk) herplaatst wordt waardoor het aandeel rivierwater in de toekomst anders wordt (b.v. pompstation Roosteren). De negen winningen onttrekken ca. 2/3 van het debiet van de in Figuur 1.1 weergegeven 20 winningen.



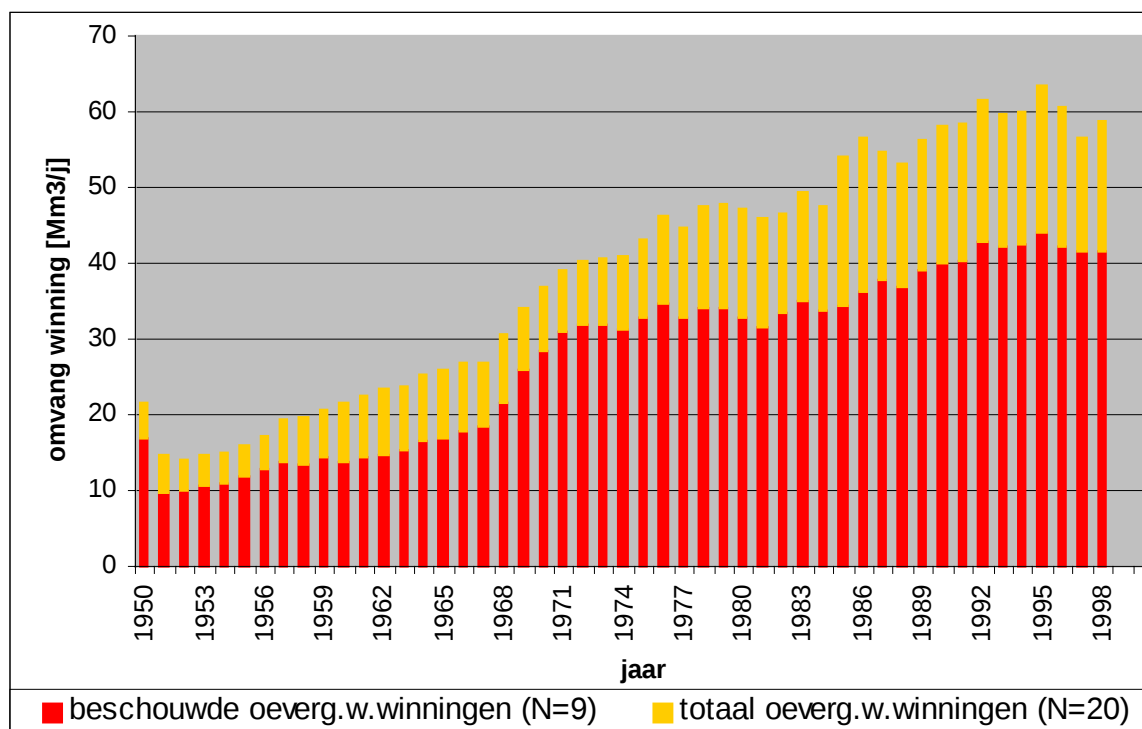
Figuur 1.2 Locatie van oevergrondwaterwinningen beschouwd in deze studie.

Achtergrondinformatie m.b.t. grondwaterdebiet

De variatie van concentratie in het onttrokken grondwater hangt niet alleen af van de variatie in de concentratie aan de bovenkant van het systeem (rivier en land) maar ook van de richting en grootte van stroming in het verzadigde grondwater (drager van stoffen naar de winningslocatie). De stroming in het verzadigde systeem hangt af van de geohydrologische parameters (doorlatendheid, etc.) en van hydrologische randvoorwaarden. Een belangrijke randvoorwaarde is het debiet van het onttrokken grondwater, zijnde het volume van grondwater dat per tijdseenheid wordt gepompt.

In deze studie is uitgegaan van de maximale hoeveelheid per locatie te winnen grondwater volgens vergunning in 1988 (VEWIN, 1989), en wel omdat op basis daarvan de omvang van beschermingsgebieden wordt bepaald. Vanwege de aanname van stationaire grondwaterstroming zijn de gehanteerde debieten als constant vanaf 1950 verondersteld. In werkelijkheid echter zijn enkele onttrekkingen pas na 1950 begonnen en is het debiet geleidelijk in de tijd toegenomen. Figuur 1.3 toont het verloop van het werkelijke totale debiet voor de 20 winningslocaties uit Mülschlegel (1992) gedurende de periode 1950-1998.

De figuur is door het RIVM samengesteld, gebruik makend van de gegevens gepubliceerd door VEWIN en gegevens van waterleidingbedrijven



Figuur 1.3 Ontwikkeling van werkelijk debiet (Mm^3/jaar) onttrokken door 20 oevergrondwaterwinningen.

Het totaal van de 1988-vergunningsdebieten voor de negen winningslocaties bedraagt 53,6 Mm^3/jaar (paragraaf 2.5, Tabel 2.4). Echter om praktische redenen is voor de modellering op enkele locaties een iets lagere waarde van het debiet gebruikt, waardoor het totale model-debiet voor de simulatie van het grondwaterpotentiaalprobleem 49,45 Mm^3/jaar bedraagt.

Het totale debiet van oevergrondwaterwinningen in Nederland vormt een relatief klein aandeel van de totale hoeveelheid geproduceerd leidingwater. Om een voorbeeld te geven, in 1995 werd 1219 Mm^3 leidingwater geproduceerd (bron: Waterleidingstatistiek VEWIN). Het in deze studie gehanteerde volume oevergrondwater (49,45 Mm^3/jaar) bedraagt dus ca. 4% van het totale volume leidingwater.

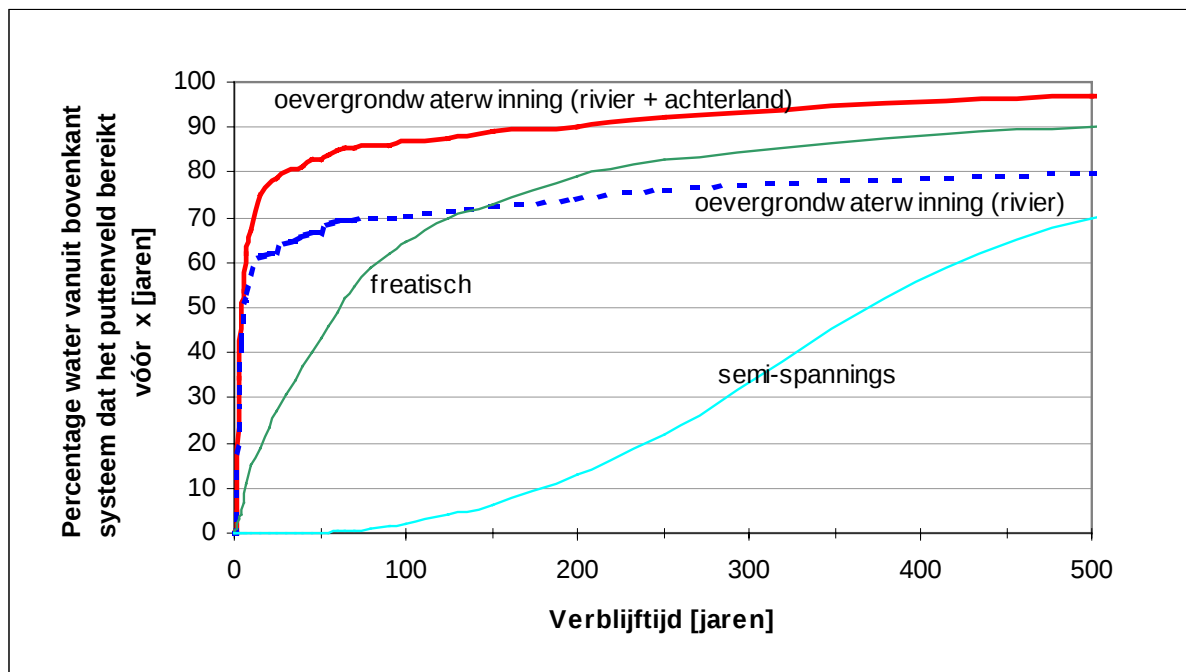
Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden

De cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden (Hoofdstuk 6) is een belangrijk instrument voor de analyse van het (geo)hydrologische systeem. De frequentieverdeling gaat uit van de aanname van de stationaire grondwaterstroming en brengt indirect tot uitdrukking hoe snel een puttenveld reageert op (veranderingen in) de belasting aan de oppervlakte (inclusief rivier) binnen het intrekgebied van het puttenveld. De cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden betreft het percentage van het gewonnen (grond)water dat vanuit de bovenkant van het geohydrologische systeem het puttenveld vóór een bepaald tijdstip bereikt.

De kennis van cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden is waardevol voor de inschatting van de doorbraaksnelheid in ruwwaterconcentratie van een willekeurige stof in de rivier (of vanuit het land). Dit kan nodig zijn bij het optreden van een verontreiniging van rivierwater in de toekomst en om inzicht te krijgen in de duurzaamheid van de winning.

Figuur 1.4 illustreert, bij wijze van voorbeeld, de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden voor oevergrondwaterwinningen, freatische winningen en semi-spanningswinningen. De getekende krommen geven slechts de orde van grootte van de reactiesnelheid aan, bijvoorbeeld uitgedrukt als de tijd die nodig is om het percentage van 50% te bereiken:

- een oevergrondwaterwinning reageert doorgaans binnen enkele jaren tot een tiental jaren;
- een freatische winning reageert doorgaans binnen enkele tientallen jaren tot een honderdtal jaren;
- een semi-spanningswinning reageert doorgaans binnen enkele honderden jaren tot duizenden jaren.



Figuur 1.4 Typering van cumulatieve frequentieverdelingen van verblijftijden voor oevergrondwaterwinningen, freatische winningen en semi-spanningswinningen.

Voor het type oevergrondwaterwinning zijn in Figuur 1.4 twee krommen getekend:

- een kromme voor het percentage betreffende het gehele intrekgebied, dat wil zeggen het groot-oppervlaktewater (rivier) en het land (vaak polder). Deze kromme zal uiteindelijk de waarde van 100% moeten bereiken;
- een kromme voor het percentage vanuit alleen het groot-oppervlaktewater (rivier). Deze kromme zal altijd beneden 100% liggen.

Het mag duidelijk zijn dat ook een als freatisch (of semi-spannings) geclassificeerde winning in principe een gedeelte van zijn water uit het oppervlaktewater (rivier) kan onttrekken. Het aandeel van het oppervlaktewater bij freatische winningen en bij semi-spanningswinningen is echter beduidend kleiner dan bij oevergrondwaterwinningen, vaak met zeer lange verblijftijden.

Andere systematieken voor keuze van oevergrondwaterwinningen

In Nederland bestaat geen uniforme definitie van het begrip "oevergrondwaterwinning". In de paragraaf "Keuze van oevergrondwaterwinningen" hiervoor is aangegeven dat in deze studie de oevergrondwaterwinningen zijn beschouwd aan de hand van de systematiek uit

Mülschlegel (1992). Een andere systematiek voor de keuze van oevergrondwaterwinningen is gegeven in VROM (1993b, Hoofdstuk 4.2). Daarin wordt *"onder oevergrondwater verstaan het opgepompte ruwwater ten behoeve van de bereiding van drinkwater dat minimaal 10% oeverfiltraat (=oorspronkelijk rivierwater) bevat"*. De achtergrond van deze omschrijving ("definitie") was de bescherming van grondwaterbronnen. Bij opstelling van deze definitie was van de stationariteit van grondwaterstroming uitgegaan, en van een ononderbroken continuering van grondwateronttrekkingen en overige hydrologische randvoorwaarden. Omdat de intrekgebieden van winningen ook op lange termijn (eindtoestand) beschermd moeten zijn, is in de genoemde definitie geen tijdsplafond voor het bereiken van 10% gesteld. Een en ander houdt in dat ook de winningen waar de hoeveelheid van minimaal 10% pas na zeer lange tijd wordt bereikt als oevergrondwaterwinningen zijn aan te merken. Tot deze langzaam reagerende groep behoren bijvoorbeeld de uitgesproken semi-spanningswinningen in het riviereengebied, waar het grondwater relatief diep wordt gewonnen uit watervoerende pakketten die aan de bovenkant door slechtdoorlatende lagen worden afgedekt. Vanzelfsprekend onttrekken ook veel freatische winningen een gedeelte van hun water uit het oppervlaktewater.

Als in deze studie het criterium voor oevergrondwaterwinningen uit VROM (1993b) zou zijn gehanteerd, in plaats van de selectie op basis van de hydrologische schematisering (Mülschlegel, 1992), dan zouden meer winningen als oevergrondwater zijn aangemerkt dan de 20 winningen in Mülschlegel (1992), waarvan negen winningen in deze studie zijn beschouwd.

Opbouw van het rapport

Dit rapport bestaat uit volgende hoofdstukken:

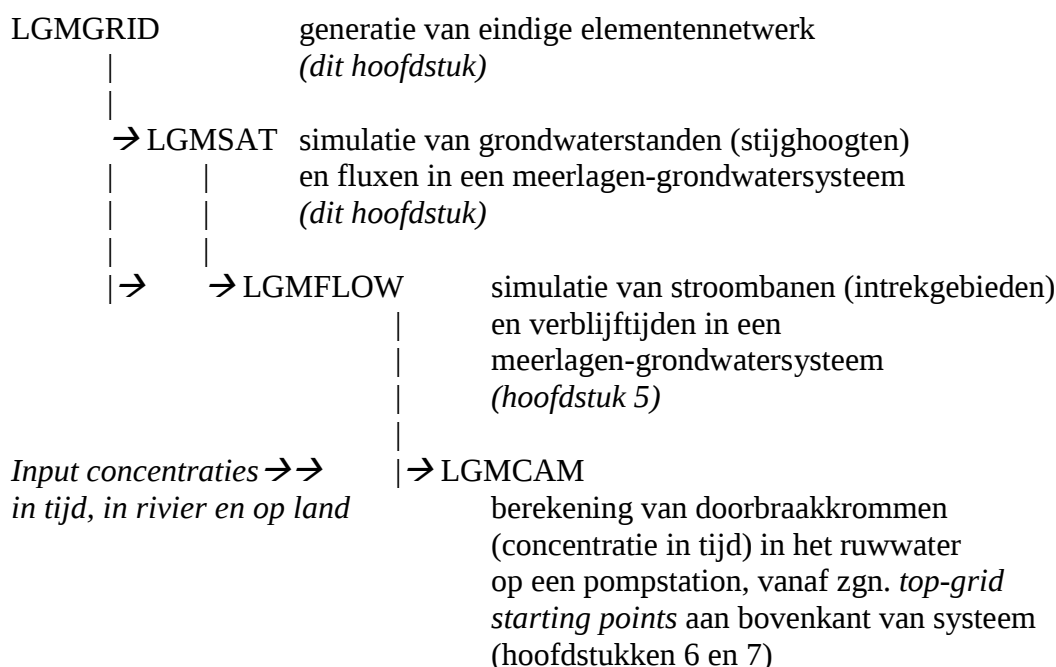
- Hoofdstuk 2 (Geohydrologisch model en grondwatermodellering) beschrijft de toepassing van het LGM voor de oplossing van het grondwaterpotentiaalprobleem, d.w.z. de simulatie van grondwaterstanden en fluxen in een verzadigd meerlagen-grondwatersysteem. Het beschrijft met name de invoer, toepassing en resultaten van de module LGMSAT. De resultaten worden gebruikt als invoer voor de berekeningen van stroombanen en verblijftijden, beschreven in hoofdstuk 5.
- Hoofdstuk 3 (Stofkeuze voor berekening van ruwwaterkwaliteit) licht de keuze toe van chloride en nitraat als stoffen die in deze studie zijn gebruikt.
- Hoofdstuk 4 (Invoergegevens chloride en nitraat) geeft een verantwoording van de invoergegevens voor chloride en nitraat, voor berekeningen in hoofdstuk 7.
- Hoofdstuk 5 (Modellering stroombanen en verblijftijden) beschrijft de toepassing van de module LGMFLOW voor de simulatie van stroombanen (intrekgebieden) en verblijftijden in verzadigd grondwater. De resultaten zijn nodig als invoer voor berekeningen in hoofdstukken 6 en 7.
- Hoofdstuk 6 (Modellering cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden) rapporteert de bepaling van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden voor de negen beschouwde oevergrondwaterwinningen. De frequentieverdelingen kunnen worden gebruikt om inzicht te krijgen in de variabiliteit van de gemodelleerde ruwwaterconcentraties (hoofdstuk 7).

- Hoofdstuk 7 (Modellering ruwwaterconcentratie in onttrokken grondwater) geeft de resultaten weer van de toepassing van de module LGMCAM voor de berekening van ruwwaterconcentraties van chloride en nitraat in de periode 1950-2050. Tevens is een vergelijking gemaakt tussen de berekende en waargenomen ruwwaterconcentraties.
- Hoofdstuk 8 (Conclusies en discussie)

2. Geohydrologisch model en grondwatermodellering

2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de geohydrologische modellen die voor de negen oever-grondwaterwinningen zijn gebruikt. Naast een korte toelichting van de concepten die aan de modellen ten grondslag liggen, worden in dit hoofdstuk vooral de geohydrologische parameters (modelinvoer) beschreven. In de laatste paragraaf (paragraaf 2.7), worden de resultaten van de grondwatermodellering gepresenteerd. Onder grondwatermodellering wordt hier de oplossing van het grondwaterpotentiaalprobleem verstaan, met andere woorden de modellering van grondwaterstanden (stijghoogten) en fluxen door middel van het LGM module LGMSAT.



Figuur 2.1 Relaties tussen LGM module.

Figuur 2.1 toont globaal de functionaliteit van de gebruikte LGM module, en de relaties tussen deze module. Gebruik is gemaakt van versie 3 van het RIVM Landelijk Grondwater Model (LGM). De database van LGM, versie 3, is nagenoeg landsdekkend. Voor de opslag en (aanzienlijk deel van) gegevensbewerking (pre- en postprocessing) wordt gebruik gemaakt van een Geografisch Informatie Systeem (ARC/INFO).

Het LGM is gebaseerd op de numerieke techniek van eindige elementen. De grondwaterstanden (stijghoogten) en fluxen worden in knooppunten van het netwerk berekend. De elementen kunnen driehoeken en vierhoeken zijn, een combinatie van beide typen elementen in één netwerk is mogelijk.

Het concept van LGM, versie 1, is beschreven in Pastoors (1992) en Kovar *et al.* (1992) en is ook van toepassing voor de hier gebruikte versie 3. De LGM versie 2 bevatte ten opzichte van versie 1 ook de modules voor de berekening van stroombanen en verblijftijden, en een

module voor de berekening van doorbraakkrommen van concentratie in het onttrokken grondwater (ruwwater). De LGM versie 2 was geëvalueerd in Kovar *et al.* (1996), te weten wat betreft simulatie van stroombanen, verblijftijden en ruwwaterconcentraties. Een toepassing van LGM versie 2 is gerapporteerd in Kovar *et al.* (1998). Deze zogenaamde MV4-studie betrof een onderzoek naar de toekomstige ontwikkeling in ruwwaterconcentratie van nitraat en bestrijdingsmiddelen op de winningslocaties van freatisch en semi-spanningswater in zandgebieden van Nederland. De in voorliggende studie gebruikte LGM versie 3 wijkt in volgende opzichten van versie 2 af:

- de mogelijkheid is ingebouwd om met een scherp scheidingsvlak tussen zoet en zout grondwater te kunnen rekenen. Dit is relevant in west en noord Nederland;
- het gemodelleerde gebied is uitgebreid met twee LGM-basismodelgebieden, te weten met het basismodel *midned* en het basismodel *schermerned* (zie paragraaf 2.2), waardoor de berekeningen met LGM versie 3 nagenoeg landsdekkend kunnen worden uitgevoerd.

Het eindige elementennetwerk dat door **LGMGRID** wordt gemaakt dient als basis voor LGMSAT en LGMFLOW. Het module **LGMSAT** (Kovar & Leijnse, 1989a; Pastoors, 1992; Kovar *et al.*, 1992) berekent in het bijzonder de ruimtelijke verdeling van (1) stijghoogten voor elk watervoerend pakket, en (2) de "verticale" fluxen door de onder- en bovenkant van watervoerende pakketten (zoals door de scheidende, relatief slechter doorlatende lagen). Zoals in paragraaf 2.3 nader is uitgelegd is een van de belangrijke kenmerken voor deze studie dat de grote waterlopen (rivieren) in LGMSAT niet als een lijnflux geschematiseerd zijn maar door middel van de in de x/y ruimte variabele top-systeem fluxrelatie.

Vervolgens, op grond van de stijghoogten en fluxen uit LGMSAT, berekent **LGMFLOW** (Kovar & Leijnse, 1989b; Kovar *et al.*, 1998, hoofdstuk 6) het continue driedimensionale (x/y/z) beeld van grondwatersnelheid, en daarop gebaseerde stroombanen (intrekgebieden) en verblijftijden.

Tenslotte wordt het module **LGMCAM** gebruikt om de ruwwaterconcentraties van een stof (zoals chloride en nitraat) in het onttrokken grondwater te berekenen. LGMCAM heeft twee belangrijke blokken invoer, te weten (1) de stroombanen en verblijftijden uit LGMFLOW, en (2) de tijd- en ruimte-afhankelijke variatie van inputconcentraties van desbetreffende stof (in de rivieren en op het land). LGMCAM is gebaseerd op stroombaanbenadering en maakt gebruik van de voorwaartse particle-tracking (door LGMFLOW) vanaf zgn. *top-grid starting points*.

LGMCAM is op advectie gebaseerd; stofafbraak, sorptie en dispersie worden niet gemodelleerd. In deze studie zou alleen stofafbraak relevant kunnen zijn, te weten als denitrificatie bij modellering van nitraat. Denitrificatie is in deze studie niet gemodelleerd (zie paragraaf 7.3). Sorptie speelt bij chloride en nitraat geen rol. Zoals in Kovar *et al.* (1996, hoofdstuk 3) is besproken, heeft de dispersie slechts een relatief kleine invloed op de ruwwaterconcentraties. De dispersie kan wel een rol van betekenis spelen op het concentratieverloop in een specifiek punt in de ondergrond. Echter, vanwege de "menging" (in het putfilter) van grondwater dat van diverse plaatsen uit een heel intrekgebied afkomstig is, zal het concentratieverloop in het onttrokken grondwater slechts weinig door dispersie worden beïnvloed. De wijze waarop in LGMCAM de ruwwaterconcentraties worden berekend is besproken in Kovar *et al.* (1996, paragraaf 2.1.1).

Het potentiaalprobleem kan door LGMSAT zowel in tijdsafhankelijke (transiente) mode als in stationaire mode worden gesimuleerd. Een transiente mode betekent dat de randvoor-

waarden voor het potentiaalprobleem in de tijd variëren, te weten de grondwateraanvulling, peilen van het klein-oppervlaktewater, rivierpeilen, stijghoogten langs de modelrand, en onttrekkingsdebieten. Ondanks het feit dat een transiente benadering betere resultaten van het potentiaalbeeld zou hebben opgeleverd, in het bijzonder vanwege de variabiliteit (geleidelijke toename) van putdebieten in tijd, is LGMSAT in stationaire mode gebruikt. Dit is gedaan omdat de huidige versie van LGMCAM van een stationair grondwaterstromingsbeeld uitgaat. Overigens, zoals in paragraaf 2.5 is besproken, is de fout in gesimuleerde ruwwaterconcentraties t.g.v. de aanname van de stationariteit na ongeveer 2020 al volledig uitgewerkt. Met andere woorden, als de doelstelling van de studie de berekening van lange-termijn veranderingen in ruwwaterconcentraties betreft, dan heeft de gehanteerde aanname van de stationaire grondwaterstroming daarop nagenoeg geen nadelige gevolgen.

Een laatste opmerking m.b.t. de stationariteit en LGMCAM: Om misverstanden te voorkomen wordt hier benadrukt dat, alhoewel het grondwaterstromingsbeeld in de tijd niet verandert, de berekende ruwwaterconcentraties in de tijd wel degelijk variëren. Dit gebeurt vanwege de variabiliteit in de tijd van de invoerconcentraties in de rivier en op het land.

2.2 Modelgebieden

De negen in deze studie beschouwde oevergrondwaterwinningen (pompstations) worden door middel van vier modelgebieden gemodelleerd, zie Tabel 2.1.

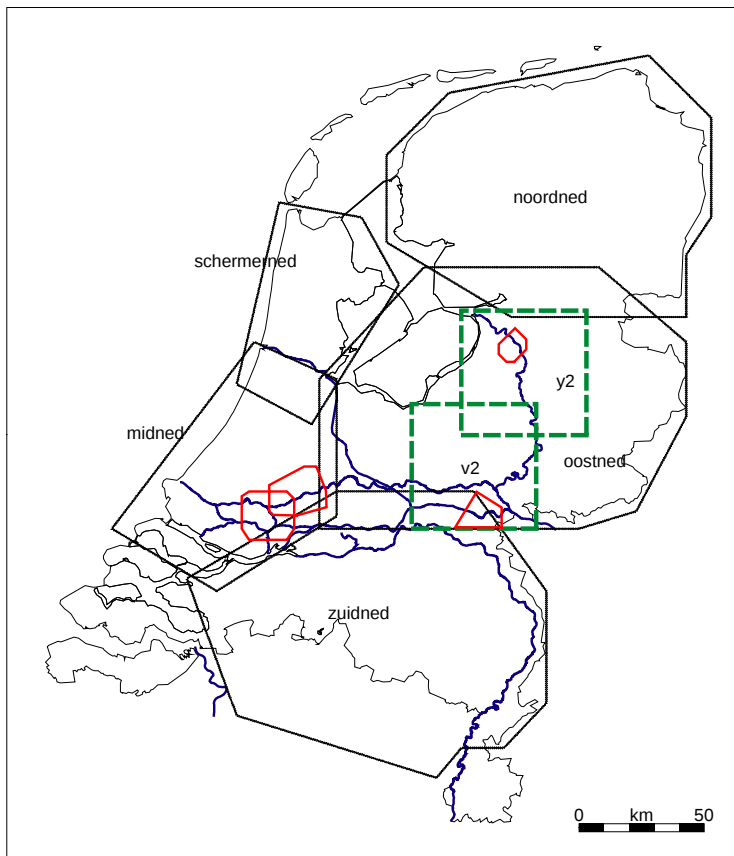
Tabel 2.1 Overzicht van pompstations en modelgebieden.

Pompstation (waterleidingmaatschappij)	Naam modelgebied
Engelse Werk (WMO)	<i>Engelsewerk</i>
Nieuwe Marktstraat (NUON)	<i>Nieuwemarkt</i>
Bergambacht-Rodenhuis (WZHO)	<i>Bergambacht</i>
Lekkerkerk-Schuwacht (WZHO)	<i>WZHOwest</i>
Lekkerkerk-Tiendweg (WZHO)	<i>WZHOwest</i>
De Put (WZHO)	<i>WZHOwest</i>
Ridderkerk (WZHO)	<i>WZHOwest</i>
H.I. Ambacht (WZHO)	<i>WZHOwest</i>
Zwijndrecht (WZHO)	<i>WZHOwest</i>

Figuur 2.2 toont de ligging van de vier modelgebieden binnen de vijf basismodelgebieden van LGM versie 3. De vijf LGM-basismodelgebieden, met de dichtheid 1×1km van het eindige elementennetwerk, vormen een nagenoeg landsdekkend geheel van grondwatermodellen:

- LGM-basismodel *oostned*;
- LGM-basismodel *noordned*;
- LGM-basismodel *zuidned*;
- LGM-basismodel *midned*;
- LGM-basismodel *schermerned*.

Figuur 2.2 bevat tevens de grenzen van de verfijningsgebieden (250×250m) y2 en v2 (submodellen van *oostned*), beide uit de MV4 studie waarover gerapporteerd is door Kovar *et al.* (1998). De verfijningsgebieden y2 (*ijssel*) en v2 (*veluwe*) zijn gebruikt voor parameterisering van respectievelijk modellen *Engelsewerk* en *Nieuwemarkt*.



Figuur 2.2 Ligging van de vier modelgebieden (in rood) t.o.v. de vijf basismodelgebieden van LGM, versie 3. Verfijningsgebieden y2 en v2 zijn d.m.v. groene streeplijn getekend.

2.3 Kenmerkende elementen van geohydrologisch systeem

Multi-aquifer systeem

Figuur 2.3 geeft schematisch het geohydrologische systeem weer. Het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem bestaat uit een opeenvolging van watervoerende pakketten (aquifers) gescheiden door slechtdoorlatende lagen (aquitards). Ten behoeve van de oplossing van het grondwaterpotentiaalprobleem (LGMSAT) is de stroming in aquifers "horizontaal" en die in aquitards verticaal verondersteld, met andere woorden is er sprake van een quasi-driedimensionale stromingssituatie. De aquitards mogen geheel of plaatselijk ontbreken.

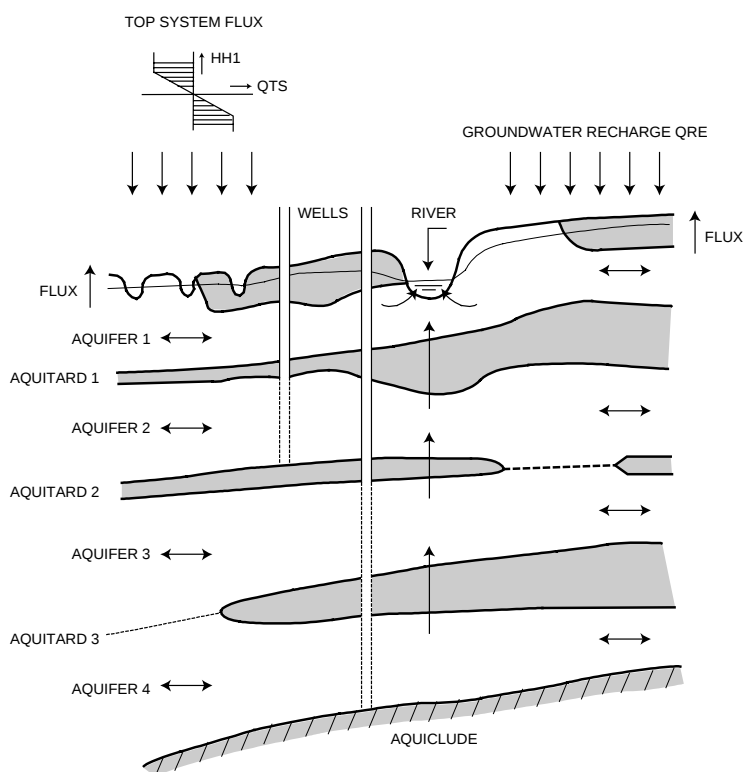
Benadering van verticale stromingscomponent

Bij de berekening van stroombanen (LGMFLOW) wordt de verticale stromingscomponent benaderend meegenomen. Dit gebeurt door middel van lineaire interpolatie (in diepte) van de verticale fluxen door de aquitards waarmee een aquifer aan de boven- en onderzijde is begrensd. Vanzelfsprekend is de verticale flux door de onderkant van de diepste aquifer gelijk aan nul (immers ondoorlatende onderrand).

Randvoorwaarden

Langs de rand van het modelgebied wordt in elke aquifer de grondwaterstijghoogte opgegeven. Deze stijghoogte (randvoorwaarde) verandert niet tijdens de berekening. Er is naar gestreefd om de modelrand zodanig te kiezen dat het intrekgebied van de winningen ruimschoots binnen het modelgebied komt te liggen. Achteraf is geconstateerd dat de

intrekgebieden van de pompstations Engelse Werk en Nieuwe Markstraat op een aantal plaatsen de modelrand "raken" (paragraaf 5.2). De hierdoor ontstane beïnvloeding van de resultaten is echter in de orde van slechts enkele procenten van de berekende waarden.



Figuur 2.3 Geohydrologisch systeem van LGM versie 3.

Grondwateraanvulling

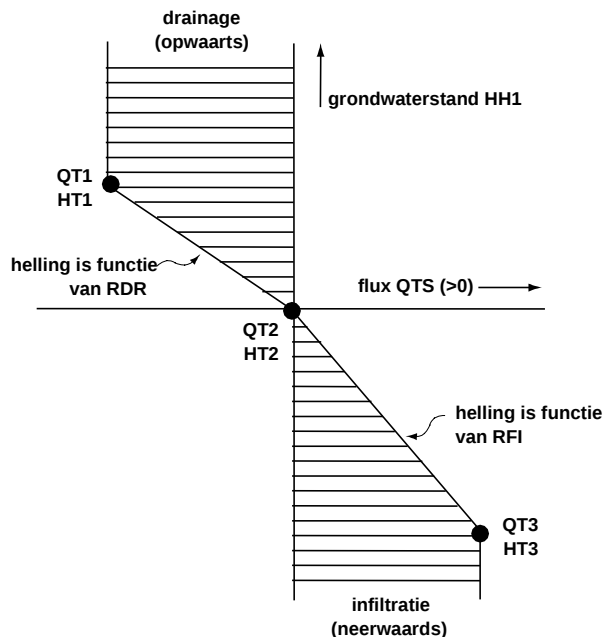
Op de bovenste aquifer, aquifer 1, vindt grondwateraanvulling plaats, als fluxterm QRE (mm dag^{-1}). Als gevolg van de gehanteerde modelschematisering is de grondwateraanvulling alleen effectief in modelgebieden *Engelsewerk* en *Nieuwemarkt* en is overgenomen uit de MV4 studie (Kovar *et al.*, 1998). QRE is berekend op basis van meteorologische gegevens uit 1988. Voor details en discussie wordt verwezen naar Kovar *et al.* (1998, paragraaf 2.4). In de overige twee modelgebieden (*Bergambacht*, *WZHOwest*) is $\text{QRE}=0$.

Top-systeem fluxrelatie

Een tweede fluxcomponent aan de bovenzijde van het systeem is de zgn. top-systeem flux QTS. Deze in drie punten geknikte relatie beschrijft de flux QTS (mm dag^{-1}) als functie van te berekenen stijghoogte HH1 in de bovenste aquifer. De algemene vorm van de relatie is gegeven in Figuur 2.4. De hoogteniveaus HT1, HT2 en HT3 worden a.h.v. de grondwatertrap (Gt-waarde) en de maaiveldshoogte bepaald. De tak 1-2, boven het niveau HT2, beschrijft de drainage, dus de flux uit het grondwater naar het oppervlaktewater. De helling van deze tak is gerelateerd aan de drainageweerstand RDR (dagen). De tak 2-3, beneden het niveau HT2, betreft de infiltratie uit het slotenstelsel naar het grondwater, waarbij de helling bepaald wordt door de infiltratieweerstand RFI (dagen). Wat de infiltratie betreft kunnen zich drie situaties voordoen:

- (a) beheerst waterpeil, zoals in polders: de infiltratie zal altijd kunnen optreden, m.a.w. de tak 2-3 (beneden HT2) is nooit vertikaal. Het niveau HT2 komt met het polderpeil overeen;

- (b) vrij-afwaterende sloten, zoals in hogere zandgebieden:
- (b1) als wateraanvoer mogelijk is, zal infiltratie kunnen optreden. De top-systeem fluxrelatie is vergelijkbaar met die voor beheerst waterpeil;
- (b2) als wateraanvoer niet mogelijk is zal is de tak 2-3 (beneden HT2) vertikaal zijn, met QTS=0. Dit kan ook geïnterpreteerd worden alsof de infiltratieweerstand RFI daar oneindig groot zou zijn. Op plaatsen waar in het geheel geen fluxrelatie aanwezig is, is de QTS-relatie door drie boven elkaar gelegen punten opgegeven en is QTS=0 voor elke waarde van HH1.



Figuur 2.4 Top-systeem fluxrelatie.

Top-systeem fluxrelatie voor rivieren

Alhoewel LGM de mogelijkheid biedt om de rivieren als lijnfluxen te simuleren (zoals gedaan in de MV4 studie, Kovar *et al.*, 1998), is in deze studie m.b.t. oevergrondwaterwinningen gekozen om de voor oeverinfiltratie belangrijke waterlopen (rivieren) door middel van een top-systeem fluxrelatie te modelleren. De voornaamste redenen hiervoor waren om de ruimtelijk variabele geometrie van de rivierbeddingen adequaat weer te geven. In sommige gevallen was dit ook nodig om de binnen de breedte van een bedding variërende hydraulische weerstand van de rivierbodem adequaat te kunnen representeren.

Het niveau HT2 in de top-systeem fluxrelatie voor rivieren is in dit geval gelijk aan het rivierpeil, variabel langs een rivier. Alhoewel in deze studie de drainageweerstand (RDR) en de infiltratieweerstand (RFI) langs een rivier variabel waren, waren de beide weerstanden op de rivier altijd gelijk aangenomen ($RDR=RFI$). Met andere woorden, op een rivier was er géén knik aanwezig in de fluxrelatie QTS ter hoogte van het peil HT2.

Tabel 2.2. geeft voor de modellen *Engelsewerk* en *Nieuwemarkt* een aantal kenmerkende combinaties van de top-systeem fluxrelatie en de grondwateraanvulling. Omdat in modellen *Bergambacht* en *WZH*West sprake is van een beheerst (polder) peil is daar in het gehele modelgebied $QRE=0$ gehanteerd.

Tabel 2.2 Typische combinaties van top-systeem flux en grondwateraanvulling, voor modelgebieden Engelsewerk en Nieuwemarkt.

Locatie	Top-systeem fluxrelatie	Grondwateraanvulling
Hoge (droge) zandgronden	Aanwezig, maar niet actief omdat HH1 beneden ontwateringsbasis HT2 (waar QTS=0)	Opgegeven QRE
Beheerst peil (polder)	Aanwezig, QTS=f(HH1)	Afwezig (QRE=0)
Vrij-afwaterend gebied, drainage	Aanwezig, actief als HH1>HT2, QTS=f(HH1)	Opgegeven QRE
Vrij-afwaterend gebied, infiltratie, zonder mogelijkheden tot wateraanvoer	Afwezig, QTS=0, als HH1<HT2, dus verticale lijn	Opgegeven QRE
Uiterwaarden	Afwezig (opgegeven is verticale lijn, QTS=0)	Opgegeven QRE

2.4 Geohydrologie van modelgebieden

Deze paragraaf beschrijft de oorsprong en de bewerking van de parameters van het diepe grondwatersysteem, zoals het doorlaatvermogen van aquifers en de hydraulische weerstand van aquitards. De parameters van het top-systeem (fluxrelatie en grondwateraanvulling) zijn beschreven in paragraaf 2.6. Het eindige elementennetwerk van de vier modelgebieden is gegeven in Bijlagen A1 t/m A4. Het netwerk is in het bijzonder verfijnd rondom de onttrekkingslocaties (soms zelfs tot enkele meters) en langs de rivierbeddingen. Wat het modelgebied *WZHOWest* betreft, is eerst een netwerk gemaakt (getoond in Bijlage A4) voor de bepaling van de invoerparameters voor diepere geohydrologie. Later zijn binnen dit netwerk vier iets kleinere, maar plaatselijk nog gedetailleerder netwerken gemaakt voor respectievelijk de pompstations (a) Lekkerkerk-Schuwacht, Lekkerkerk-Tiendweg en De Put, (b) Ridderkerk, (c) H.I. Ambacht, en (d) Zwijndrecht. Deze vier detailnetwerken binnen het modelgebied *WZHOWest* worden hier niet getoond.

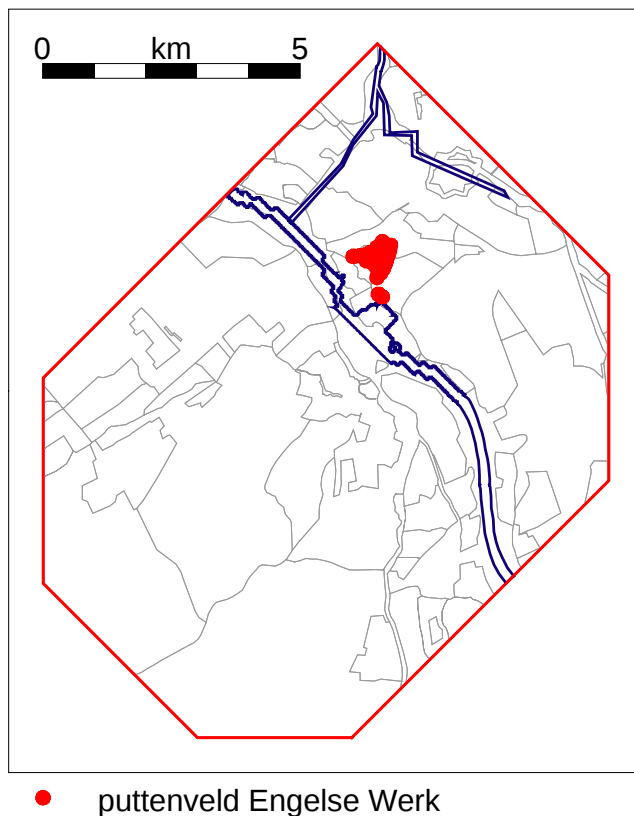
Tabel 2.3 toont het aantal aquifers dat per modelgebied gebruikt werd.

Tabel 2.3 Overzicht van aantal aquifers per modelgebied.

Pompstation	Naam modelgebied	Aantal aquifers in model
Engelse Werk	<i>Engelsewerk</i>	7
Nieuwe Marktstraat	<i>Nieuwemarkt</i>	4
Bergambacht-Rodenhuis	<i>Bergambacht</i>	2
Lekkerkerk-Schuwacht	<i>WZHOWest</i>	3
Lekkerkerk-Tiendweg	<i>WZHOWest</i>	3
De Put	<i>WZHOWest</i>	3
Ridderkerk	<i>WZHOWest</i>	3
H.I. Ambacht	<i>WZHOWest</i>	3
Zwijndrecht	<i>WZHOWest</i>	3

2.4.1 Geohydrologie van modelgebied *Engelsewerk*

In het modelgebied *Engelsewerk* is het pompstation Engelse Werk van de Waterleiding Maatschappij Overijssel (WMO) gelegen. Figuur 2.5 toont de ligging van het puttenveld ten opzichte van de rivierbedding van de IJssel, het Zwolle-IJssel Kanaal en het Zwarte Water, zoals die voor de interactie met het grondwater was geschematiseerd. Voor de locatie van afzonderlijke putten binnen de puttenvelden wordt verwezen naar paragraaf 2.5 (niet alleen het pompstation Engelse Werk maar ook de overige acht winningslocaties).



Figuur 2.5 Overzichtskartaal model *Engelsewerk*.

Het uitgangspunt voor de voorbereiding van de geohydrologische gegevens was het LGM-basismodel *oostned*, met name het daarin gelegen LGM-verfijningsgebied *y2 (ijssel)*, beschreven in Kovar *et al.* (1998). De dichtheid van het eindige elementennetwerk in model *y2* is 250×250m. Voor de ligging van het model *Engelsewerk* in het model *y2* wordt verwezen naar Figuur 2.2.

Het LGM model *y2* is voor vier aquifers geparameteriseerd. De gegevens uit *y2* zijn naar de knooppunten in het model *Engelsewerk* geïnterpoleerd. Vanwege de plaatselijke anisotropie (Wang Xichuan, 1995) is besloten om in het modelgebied *Engelsewerk* zeven aquifers te gaan gebruiken. De zeven aquifers zijn gemaakt door de oorspronkelijke LGM-aquifer 3 in vier subaquifers op te splitsen (nummer 3, 4, 5 en 6). Daarbij is de dikte en het doorlaatvermogen van de oorspronkelijke LGM-aquifer 3 gelijkmatig over de vier subaquifers verdeeld, zonder verticale weerstand tussen deze subaquifers. De anisotropie is aanwezig ten gevolge van de plaatselijk aanwezige gestuwde klei(leem)laag. De scheefgestelde klei(leem)laag bevindt zich tussen 30 en 80 meter beneden maaiveld, toenemend in diepte in de west-noordwestelijke richting. De klei(leem)laag is gesimuleerd door een "trapsgewijze" opeenvolging van lokaal zeer hoge hydraulische weerstand van aquitards (8000 dagen) en een zeer laag doorlaatvermogen van aquifers ($1 \text{ m}^2 \text{ dag}^{-1}$, in rechte "vertikale damwanden" met

breedte van ca. 30 m). De klei(leem)laag is globaal gesitueerd binnen het meest verdichte eindige elementennetwerk in Bijlage A1.

De aquitard tussen aquifer 6 en de diepste aquifer 7 betreft de Formatie van Tegelen. De dikte van deze laag is ca. 30 m, waarvoor de hydraulische weerstand van 40000 dagen is aangenomen. Deze kenmerkende aquitard vormt een scheiding tussen het zgn. ondiepe systeem (aquifers 1 t/m 6) en diepe systeem (aquifer 7).

De ruimtelijke verdeling van enkele geohydrologische parameters, in de volgorde van boven naar beneden, is gegeven in de volgende bijlagen:

Bijlage B1.TR1:	doorlaatvermogen van aquifer 1
Bijlage B1.RA1:	hydraulische weerstand tussen aquifer 1 en aquifer 2
Bijlage B1.TR2:	doorlaatvermogen van aquifer 2
Bijlage B1.RA2:	hydraulische weerstand tussen aquifer 2 en aquifer 3
Bijlage B1.TR3:	doorlaatvermogen van aquifer 3
Bijlage B1.TR6:	doorlaatvermogen van aquifer 6 (boven het Tegelen aquitard)

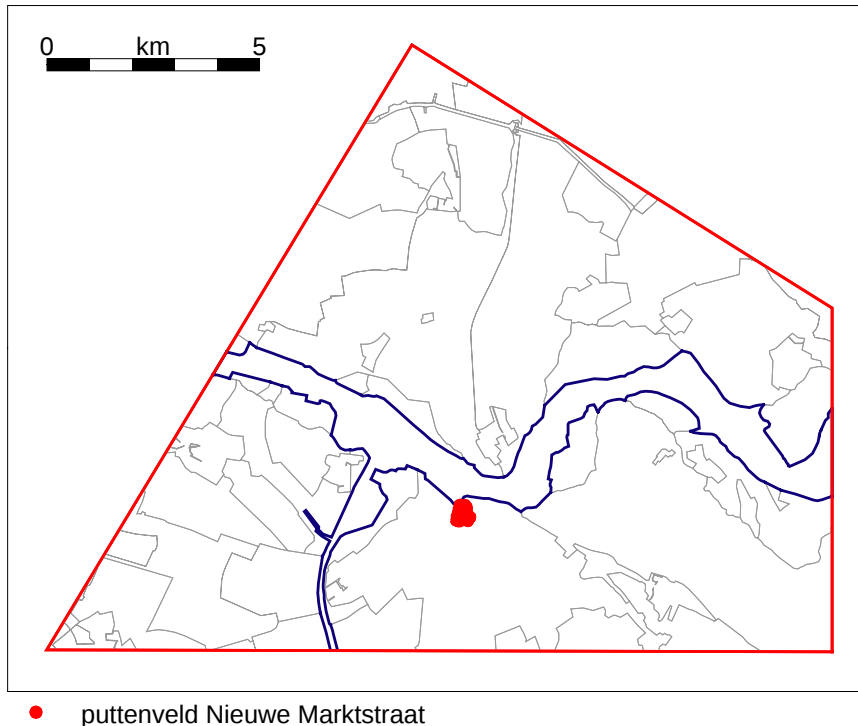
Omdat aquifers 3 t/m 6 door middel van evenredige opdeling van het oorspronkelijke LGM-aquifer 3 zijn ontstaan, is het doorlaatvermogen van aquifer 3 (TR3) gelijk aan dat van aquifer 6 (TR6). In Bijlagen B1.TR3 en B1.TR6 kan ook de ligging van de klei(leem)laag worden gezien (dun "streepje").

Het grondwater wordt zowel uit het ondiepe systeem (uit aquifers 2 t/m 6) als het diepe systeem (aquifer 7) gewonnen. Vanwege de grote weerstand van de Formatie van Tegelen boven aquifer 7 heeft de grondwateronttrekking uit aquifer 7 nagenoeg geen invloed op het potentiaalbeeld in het systeem dat zich boven de Formatie van Tegelen bevindt. Dit houdt ook in dat waarschijnlijk slechts een zeer klein gedeelte van het diep onttrokken grondwater zijn oorsprong in de IJssel vindt. Alhoewel de onttrekkingen in aquifer 7 in de simulaties zijn meegenomen, zijn om deze reden voor deze diepe winning geen concentratieberekeningen noch herkomstanalyse uitgevoerd.

2.4.2 Geohydrologie van modelgebied *Nieuwemarkt*

In het modelgebied *Nieuwemarkt* is het pompstation Nieuwe Marktstraat van de waterleiding-maatschappij NUON gelegen. Figuur 2.6 toont de ligging van het puttenveld ten opzichte van de rivierbedding (modelschematisatie).

Het uitgangspunt voor de voorbereiding van de geohydrologische gegevens was het LGM-basismodel *oostned*, met name het daarin gelegen LGM-verfijningsgebied v2 (*veluwe*), beschreven in Kovar *et al.* (1998). De dichtheid van het eindige elementennetwerk in model v2 is 250×250m. Voor de ligging van het model *Nieuwemarkt* in het model v2 wordt verwezen naar Figuur 2.2.



Figuur 2.6 Overzichtskaart model Nieuwemarkt.

De geohydrologische gegevens van het model v2 zijn volledig overgenomen (geïnterpoleerd) naar het model *Nieuwemarkt*. Hierdoor is het aantal aquifers in het model *Nieuwemarkt* gelijk aan vier. Voor de beoordeling van de geschiktheid van de gebruikte LGM-modelschematisatie is gebruik gemaakt van het rapport van Witteveen en Bos (1998). In de omgeving van het pompstation bevinden zich geen noemenswaardige scheidende lagen (aquitards). In het gehele modelgebied ontbreekt aquitard 1, tussen aquifers 1 en 2. Markant is de Formatie van Drenthe/Kedichem, gemodelleerd door middel van aquitard 2, tussen aquifers 2 en 3. Deze formatie is afwezig ter plaatse van het pompstation maar is (met abrupte grens) aanwezig in het noordelijke gedeelte van het modelgebied. De hydraulische weerstand is daar groter dan 10000 dagen. Omdat de scheefgestelde klei- en leemlagen vrij ver van de winningslocatie liggen zijn deze lagen (anisotropie) buiten beschouwing gelaten.

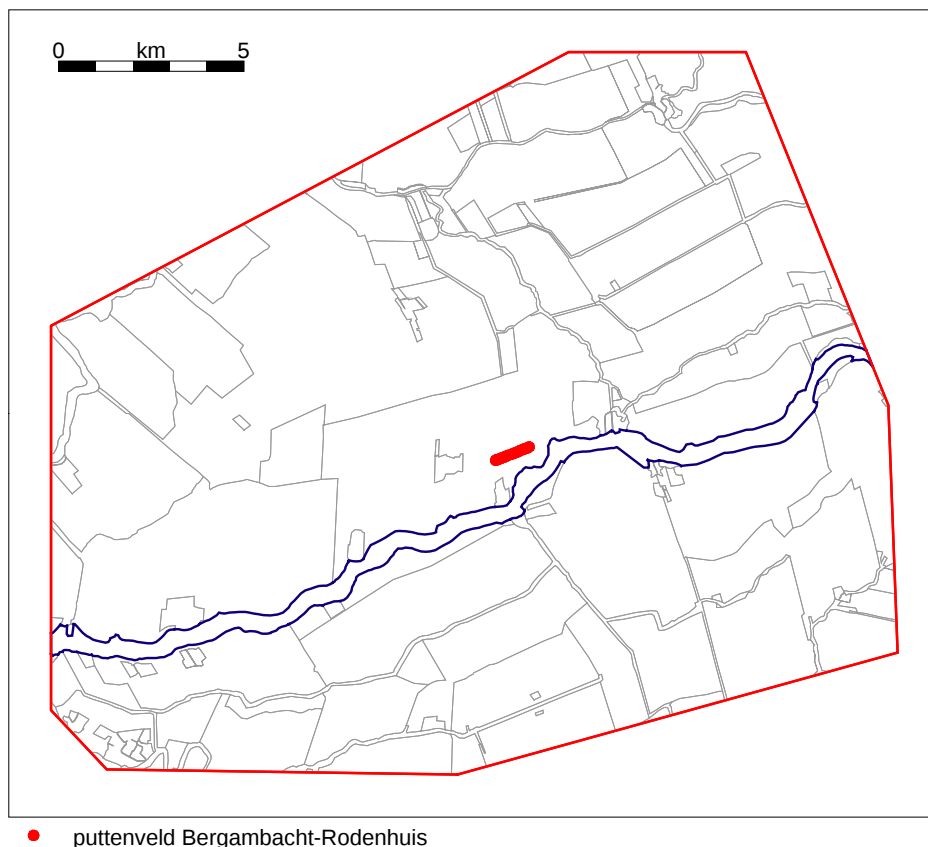
De ruimtelijke verdeling van enkele geohydrologische parameters, in de volgorde van boven naar beneden, is gegeven in de volgende bijlagen:

- Bijlage B2.TR1: doorlaatvermogen van aquifer 1
- Bijlage B2.TR2: doorlaatvermogen van aquifer 2
- Bijlage B2.RA2: hydraulische weerstand tussen aquifers 2 en 3 (aquitard 2)
- Bijlage B2.TR3: doorlaatvermogen van aquifer 3
- Bijlage B2.TR4: doorlaatvermogen van aquifer 4 (diepste aquifer)

De grondwateronttrekkingen van het pompstation Nieuwe Marktstraat vinden plaats uit aquifers 3 en 4.

2.4.3 Geohydrologie van modelgebied *Bergambacht*

In het modelgebied *Bergambacht* is het pompstation Bergambacht-Rodenhuis van de Waterleidingmaatschappij Zuid-Holland Oost (WZHO) gelegen. Figuur 2.7 toont de ligging van het puttenveld ten opzichte van de rivierbedding (modelschematisatie).



Figuur 2.7 Overzichtskartaal model Bergambacht.

De geohydrologische gegevens zijn volledig overgenomen uit WZHO (1999a). Het aantal aquifers is twee, gelijk aan de schematisering in het oorspronkelijke model (WZHO, 1999a). Er is dus geen gebruik gemaakt van de gegevens uit de database van LGM, versie 3.

De aquitard gelegen tussen aquifer 1 en aquifer 2 betreft de Formatie van Kedichem. De dikte (en dus de weerstand) van deze laag neemt binnen het modelgebied in noordelijke richting af.

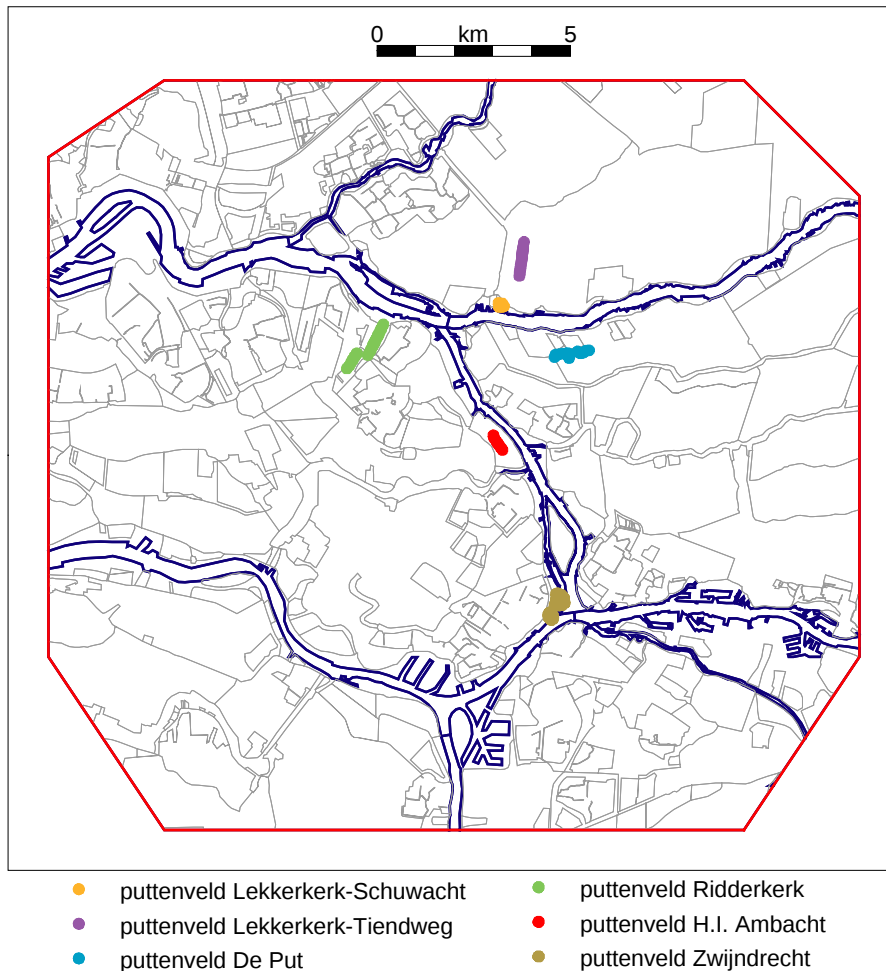
De ruimtelijke verdeling van enkele geohydrologische parameters, in de volgorde van boven naar beneden, is gegeven in de volgende bijlagen:

- Bijlage B3.TR1: doorlaatvermogen van aquifer 1
- Bijlage B3.RA1: hydraulische weerstand tussen aquifers 1 en 2 (aquitard 1)
- Bijlage B3.TR2: doorlaatvermogen van aquifer 2

De grondwateronttrekkingen van het pompstation Bergambacht-Rodenhuis vinden plaats uit de bovenste aquifer, aquifer 1.

2.4.4 Geohydrologie van modelgebied WZHOwest

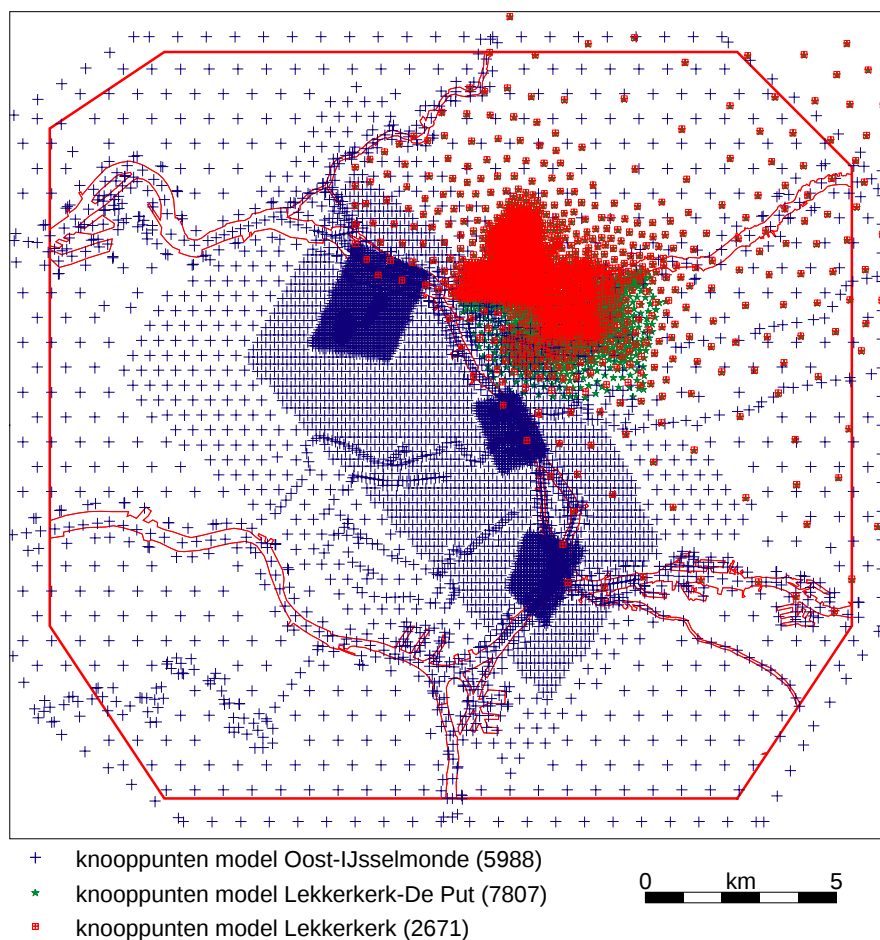
In het modelgebied WZHOwest zijn gelegen de pompstations (a) Lekkerkerk-Schuwacht, Lekkerkerk-Tiendweg en De Put, (b) Ridderkerk, (c) H.I. Ambacht, en (d) Zwijndrecht, alle van de Waterleidingmaatschappij Zuid-Holland Oost (WZHO). De groepering (a) t/m (d) heeft te maken met de verdere uitwerking door middel van vier gedetailleerde sub-modellen binnen het model WZHOwest. Figuur 2.8 toont de ligging van de puttenvelden ten opzichte van de rivierbedding (modelschematisatie).



Figuur 2.8 Overzichtskartaal model WZHOwest.

Binnen het modelgebied WZHOwest is informatie beschikbaar over drie modelstudies die in het verleden voor WZHO waren uitgevoerd. De ligging van de knooppunten van het eindige elementennetwerk van deze bestaande modellen van WZHO is gegeven in Figuur 2.9:

- model Oost-IJsselmonde, met 5988 knooppunten (IWACO, 1996);
- model Lekkerkerk-De Put, met 7807 knooppunten (WZHO, 1999b);
- model Lekkerkerk, met 2671 knooppunten (IWACO, 1997; WZHO, 1999c).



Figuur 2.9 Ligging drie bestaande WZHO-modellen binnen het model WZHOwest.

In eerste instantie is geprobeerd om de geohydrologische informatie uit de drie bestaande modellen over te nemen. Uit een vergelijking van de drie modellen bleek echter dat er aanzienlijke onderlinge verschillen zijn met betrekking tot de diepteligging van lagen. De verschillen zijn in het bijzonder groot tussen enerzijds het model Oost-IJsselmonde en anderzijds de modellen Lekkerkerk-De Put en Lekkerkerk. Volgens de informatie ontvangen van WZHO komt dit omdat elk model zich telkens op een ander gebied toespitst en neemt de nauwkeurigheid met de toenemende afstand van het "aandachtsgebied" af, zonder dat dit noemenswaardige gevolgen heeft voor het voorspellend modelvermogen in het "aandachtsgebied". Zo is het model Oost-IJsselmonde primair voor pompstations Ridderkerk, H.I. Ambacht en Zwijndrecht ontwikkeld, het model Lekkerkerk-De Put voor het pompstation De Put, en het model Lekkerkerk voor pompstations Lekkerkerk-Schuwacht en Lekkerkerk-Tiendweg.

Om de hiervoor vermelde reden is uiteindelijk besloten om het model WZHOwest op basis van geohydrologische gegevens uit het LGM-basismodel *midned* te ontwikkelen. Omdat het eindige elementennetwerk van het model *midned* te grof is (1×1km) voor voldoende nauwkeurigheid langs de rivierbeddingen was het niet mogelijk om de gegevens uit *midned* naar WZHOwest te interpoleren. De invoergegevens voor het fijne netwerk van WZHOwest zijn daarom met behulp van LGM-procedures uit de basisgegevens van LGM opnieuw afgeleid.

Alhoewel het LGM-basismodel *midned* voor vier aquifers is ontwikkeld, is voor het model *WZHOWest* een systeem van drie aquifers gekozen. Dit is gedaan door de LGM aquifers 3 en 4 tot één aquifer (aquifer 3) in *WZHOWest* samen te voegen. Een overweging hierbij is dat in het LGM-basismodel *midned* binnen het gebied van *WZHOWest* geen aquitard tussen aquifers 3 en 4 aanwezig was. De samenvoeging van de LGM-aquifers 3 en 4 werd gedaan door de optelling van het doorlaatvermogen van deze twee aquifers. Als basis van aquifer 3 in het model *WZHOWest* is de onderkant van aquifer 4 uit het LGM genomen.

In het gebied komen twee kenmerkende slechtdoorlatende lagen voor:

- aquitard 1, tussen aquifers 1 en 2. Dit is de Formatie van Kedichem, met een hydraulische weerstand tussen 1000 en 2000 dagen;
- aquitard 2, tussen aquifers 2 en 3. Dit is de Formatie van Tegelen/Maasluis, met een hydraulische weerstand groter dan 3000 dagen. Deze formatie komt (met een vrij abrupte overgang) alleen in het zuidelijke gedeelte van het modelgebied voor (invloed op pompstation Zwijndrecht).

De ruimtelijke verdeling van enkele geohydrologische parameters, in de volgorde van boven naar beneden, is gegeven in de volgende bijlagen:

Bijlage B4.TR1:	doorlaatvermogen van aquifer 1
Bijlage B4.RA1:	hydraulische weerstand tussen aquifers 1 en 2 (aquitard 1)
Bijlage B4.TR2:	doorlaatvermogen van aquifer 2
Bijlage B4.RA2:	hydraulische weerstand tussen aquifers 2 en 3 (aquitard 2), (Tegelen/Maasluis)

De grondwateronttrekkingen binnen het model *WZHOWest* zijn als volgt:

- Pompstation Lekkerkerk-Schuwacht: uit aquifer 1;
- Pompstation Lekkerkerk-Tiendweg: uit aquifer 1;
- Pompstation De Put: uit aquifer 1;
- Pompstation Ridderkerk: uit aquifers 1 en 2;
- Pompstation H.I. Ambacht: uit aquifer 1;
- Pompstation Zwijndrecht: ondiep uit aquifer 1 en 2, diep uit aquifer 3.

De lezer wordt erop gewezen dat, alhoewel de modellen *WZHOWest* en *Bergambacht* elkaar gedeeltelijk overlappen, de geohydrologische gegevens van deze twee modellen niet op elkaar "aansluiten". Dit betreft het doorlaatvermogen van aquifers 1 en 2, en de hydraulische weerstand van aquitard 1. De oorzaak ligt in de verschillende oorsprong van gegevens: *WZHOWest* is op LGM gebaseerd, terwijl voor *Bergambacht* van een bestaand model van WZHO gebruik is gemaakt (paragraaf 2.4.3).

2.5 Grondwateronttrekkingen

Het werkelijke verloop van het debiet in tijd op de negen beschouwde onttrekkingslocaties is weergegeven in Bijlage C. Het verloop van het getotaliseerde debiet voor de negen locaties was eerder getoond in Figuur 1.3.

De in werkelijkheid in de tijd variërende debieten zijn in deze studie d.m.v. constante waarden geschematiseerd, vermeld in Tabel 2.4. Voor de simulaties is ervan uitgegaan dat de (constante) debieten vanaf 1950 werkzaam zijn. Er wordt op gewezen dat het gehanteerde totale debiet voor de simulatie van het grondwaterpotentiaalprobleem 49,45 Mm³/jaar bedraagt, terwijl het werkelijke debiet vanaf 1990 ongeveer 40 Mm³/jaar is (Figuur 1.3).

Naarmate het werkelijke tijdsafhankelijke verloop van het debiet meer van het constante debiet afwijkt, zal dit in principe tot een grotere fout (onbetrouwbaarheid) in de gesimuleerde ruwwaterconcentraties leiden, althans in een bepaald tijdstraject. Vooruitlopend op de discussie in paragraaf 7.4 wordt nu reeds opgemerkt dat in deze studie de fout ten gevolge van het constante debiet op de gesimuleerde concentraties vanaf ca. het jaar 1980 gaandeweg steeds kleiner wordt. Dit komt omdat de gehanteerde (constante) debieten de werkelijke debieten vanaf ca. 1980 redelijk benaderen. In de modeluitkomsten vanaf het jaar 2020 is het effect van dit type schematisering voor de meeste pompstations vrijwel uitgewerkt. Overigens zijn er naast de modelschematisering van debieten nog tal van andere oorzaken voor onbetrouwbaarheid van modeluitkomsten.

Tabel 2.4 Overzicht van vergunningsdebieten en debieten gebruikt t.b.v. modellering, debieten in Mm³/jaar. Vergunningsdebieten zijn uit VEWIN (1989).

Pompstation	Vergunningsdebiet	Debiet in model
Engelse Werk ⁽¹⁾	14,0=12+2 (ondiep+diep)	11,75/1,5 (ondiep/diep)
Nieuwe Marktstraat	4,4	4,0
Bergambacht-Rodenhuis	15,0	12,0
Lekkerkerk-Schuwacht ⁽²⁾	1,7	1,7
Lekkerkerk-Tiendweg ⁽²⁾	3,0	3,0
De Put	4,5	4,5
Ridderkerk	5,6	5,6
H.I. Ambacht	0,9	0,9
Zwijndrecht ⁽³⁾	4,5=3,0+1,5 (ondiep+diep)	3,0/1,5 (ondiep/diep)
Totaal	53,6=50,1+3,5 (ondiep+diep)	49,45 = 46,45/3,0 (ondiep/diep)

⁽¹⁾ De vergunningshoeveelheid voor P.S. Engelse Werk is 14,0 Mm³/jaar. De cumulatieve frequentie-verdeling van verblijftijden en de ruwwaterconcentraties (chloride en nitraat) zullen alleen voor de zgn. ondiepe putten worden bepaald, waarvan het modeldebiet 11,75 Mm³/jaar bedraagt. De diepe winning (1,5 Mm³/jaar) is wél als input meegenomen bij de simulatie van het grondwaterpotentiaalprobleem.

⁽²⁾ De vergunningshoeveelheid voor pompstations Lekkerkerk-Schuwacht en Lekkerkerk-Tiendweg gezamenlijk bedraagt 4,0 Mm³/jaar.

⁽³⁾ De vergunningshoeveelheid voor Zwijndrecht (4,5 Mm³/jaar) betreft 3,0 en 1,5 Mm³/jaar voor respectievelijk de ondiepe en diepe winning. De cumulatieve frequentie-verdeling van verblijftijden zal zowel voor de totale winning als afzonderlijk voor diepe en ondiepe putten worden bepaald. De ruwwaterconcentraties (chloride en nitraat) zullen echter alleen voor de totale winning worden bepaald.

De grondwateronttrekkingen zijn in deze studie d.m.v. alle putten in een puttenveld weergegeven. Bijlage D bevat de informatie over alle gehanteerde onttrekkingslocaties. Als een putfilter zich in meerdere aquifers bevindt, is de totaal onttrokken hoeveelheid op die plaats door middel van een aantal "modelputten" gesimuleerd. Zo is bijvoorbeeld het debiet van de put "51-3" van het pompstation Engelse Werk over aquifers 4 en 5 verdeeld, resulterend in modelputten "51-3_4" en "51-3_5". De toekenning van een debiet per aquifer is bij benadering aan de hand van de verhouding van het aandeel van de lengte van het filter in desbetreffende aquifers gedaan.

Naast de in Bijlage D genoemde onttrekkingen op de beschouwde pompstations bevatten alle modellen ook een aantal andere onttrekkingen, zoals grondwaterwinningen of industriële onttrekkingen (koelwater, bemaling, etc.). In de meeste gevallen betreft dit winningen die vrij

ver van de beschouwde pompstations gelegen zijn. Daarom worden in dit rapport de locatie en de omvang van deze overige grondwaterwinningen niet gegeven.

Vermeldenswaard is dat in het model *Bergambacht* naast de grondwaterwinning op het beschouwde pompstation Bergambacht-Rodenhuis ook de winning van twee andere WZHO pompstations is meegenomen. Dit betreft pompstations Bergambacht-Dijklaan ($0,9 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$) en Schoonhoven ($0,6 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$). Beide winningen liggen zeer dicht bij de Lek. De resultaten voor deze twee pompstations worden in dit rapport niet gegeven.

2.6 Top-systeem fluxrelatie en grondwateraanvulling

Het mag worden verwacht dat er bij oevergrondwaterwinningen een sterke interactie is tussen een rivier en het bovenste watervoerende pakket. Het oppervlaktewater betreft echter niet alleen de grote rivieren maar ook het zgn. klein oppervlaktewater. Het laatste wordt in het model benaderd door middel van de grondwaterstand-afvoer relatie in gebieden met beheerst peil (polders) of in de vrij-afwaterende gebieden.

Zoals hiervoor is aangestipt, zal bij oevergrondwaterwinningen een groot deel van het onttrokken debiet vroeg of laat vanuit een rivier zijn oorsprong vinden. Alhoewel het LGM de mogelijkheid biedt om rivieren d.m.v. een segmentsgewijze lijnvormige fluxrelatie weer te geven (zie Kovar *et al.*, 1992, paragraaf 6.6), zijn de rivieren in de oevergrondwater modellen d.m.v. een ruimtelijk gedistribueerde QTS fluxrelatie gemodelleerd, m.a.w. met behulp van dezelfde relatie als die voor de polders en vrij-afwaterende gebieden. De rivieren zijn niet als lijnen geschematiseerd omdat het daarmee niet goed mogelijk zou zijn om de variabiliteit van de riviergeometrie (rivierbedding) in de x-y ruimte adequaat weer te geven. Evenmin zou het bij "lijndefinitie" mogelijk zijn om de variabiliteit van de hydraulische weerstand van de rivierbodem langs breedterichting van de bedding te verwerken. Een lage weerstand kan bijvoorbeeld ten gevolge van diepe vaargeulen optreden, terwijl op uiterwaarden juist een hogere weerstand voorkomt.

Door middel van de top-systeem fluxrelatie, $QTS=f(HH1)$, is het verband vastgelegd tussen de flux QTS (hier in mm dag^{-1}) en te berekenen stijghoogte HH1 in de bovenste aquifer (m+NAP). Deze fluxrelatie is in detail besproken in paragraaf 2.3 en geïllustreerd in Figuur 2.4. Een belangrijke parameter in de relatie is de hoogte HT2 (m+NAP) van het middelste knippunt:

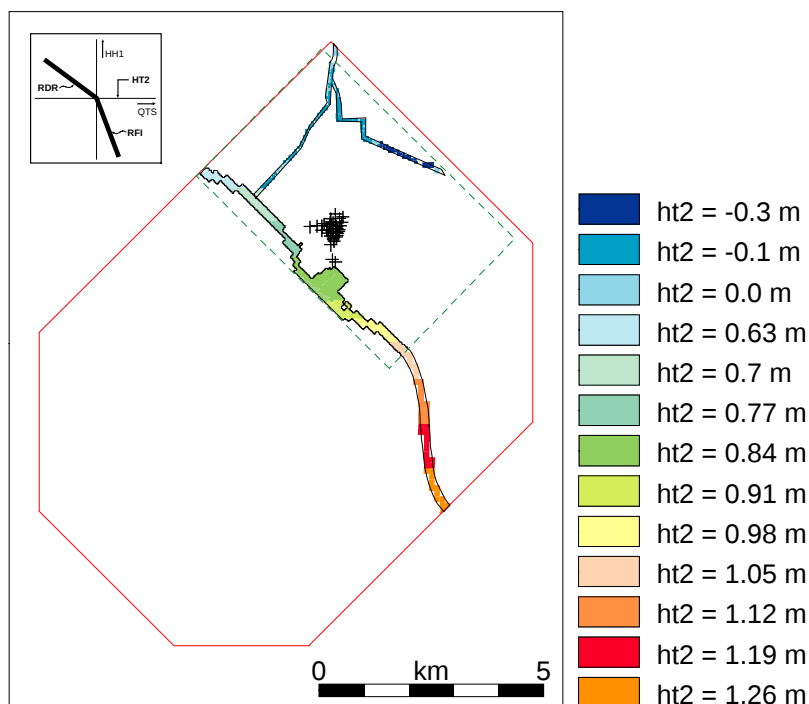
- polder: HT2 is het beheerste peil van het klein-oppervlaktewater;
- rivier: HT2 is het peil van het rivierwater;
- vrij-afwaterend gebied: HT2 is de hoogte van het drainageniveau (er is geen infiltratie naar het grondwater).

De helling van de fluxrelatie-tak boven en beneden HT2 wordt respectievelijk door de drainageweerstand (RDR) en de infiltratieweerstand (RFI) bepaald. De waarden van HT2, RDR en RFI variëren in principe in de x-y ruimte en kunnen dus in elk knooppunt van het eindige elementennetwerk een andere waarde hebben.

In de hierna volgende paragrafen 2.6.1 t/m 2.6.4 is voor elk van de vier beschouwde modelgebieden de parameterisering besproken van de top-systeem fluxrelatie (parameters HT2, RDR, RFI) en van de grondwateraanvulling (parameter QRE). Immers, in het algemeen mag worden verwacht dat een oevergrondwaterwinning, die meestal in de bovenste aquifer(s) plaatsvindt, in het bijzonder door deze parameters bepaald wordt.

2.6.1 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied *Engelsewerk*

Het pompstation Engelse Werk (WMO) ligt in de nabijheid van de IJssel, het Zwolle-IJssel Kanaal en van het Zwarte Water. Bij het opzetten van de top-systeem fluxrelatie ter plaatse van de rivierbeddingen (IJssel, etc.) is vooral gebruik gemaakt van de informatie in de modelstudie van Wang Xichuan (1995). Het werk van Wang Xichuan (1995) is op het rekenprogramma MODFLOW gebaseerd. De gegevens van het desbetreffende MODFLOW model zijn aan het RIVM door de WMO ter beschikking gesteld (WMO, 1999).



Figuur 2.10 Rivierpeil (HT2) binnen het model Engelsewerk. Streepjeslijn is de rand van het WMO model uit Wang Xichuan (1995).

Figuur 2.10 toont het rivierpeil (parameter HT2) zoals in deze studie is gebruikt. De contouren van de rivierbedding zijn in vier stappen bepaald:

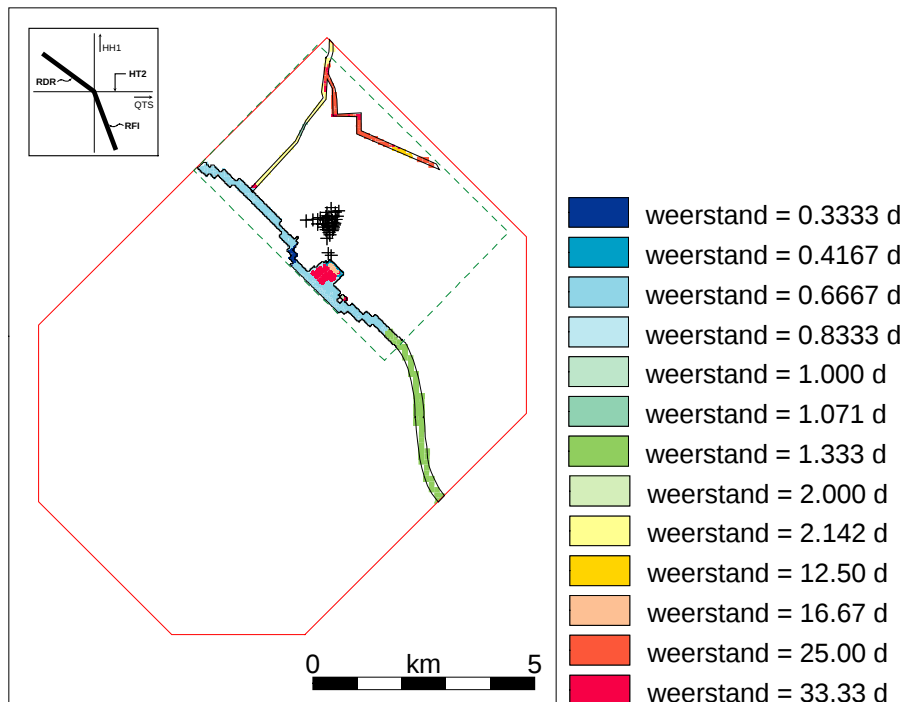
- de IJsselbedding gelegen binnen de periferie van het WMO model is rechtstreeks uit het WMO model overgenomen. Dit verklaart de hoekige vorm van de bedding, het gevolg van de samenvoeging van de rechthoekige MODFLOW blokken;
- de IJsselbedding buiten het WMO model is aan de hand van de topografische kaart toegevoegd;
- de bedding van het Zwolle-IJssel Kanaal en van het Zwarte Water is handmatig versimpeld toegevoegd;
- de Willemsvaart en de stadsgrachten rondom de oude stad van Zwolle zijn buiten beschouwing gelaten.

De peilen (HT2) van het oppervlaktewater zijn als volgt gekozen:

- het peil in de IJssel varieert lineair langs de rivier. In de nabijheid van het pompstation is de rivierstand 0,70 tot 0,85m+NAP ingevoerd. Hierbij is aangesloten op de langjarige gemiddelde waterstand op het meetstation Katerveer te Zwolle. Uit RIKZ/RIZA (1996-1997) volgt voor dat meetpunt de rivierstand 0,78m+NAP. Er is dus géén gebruik gemaakt van de IJsselstand uit het WMO model;
- het peil in de overige waterlopen is zonder meer uit het WMO model overgenomen.

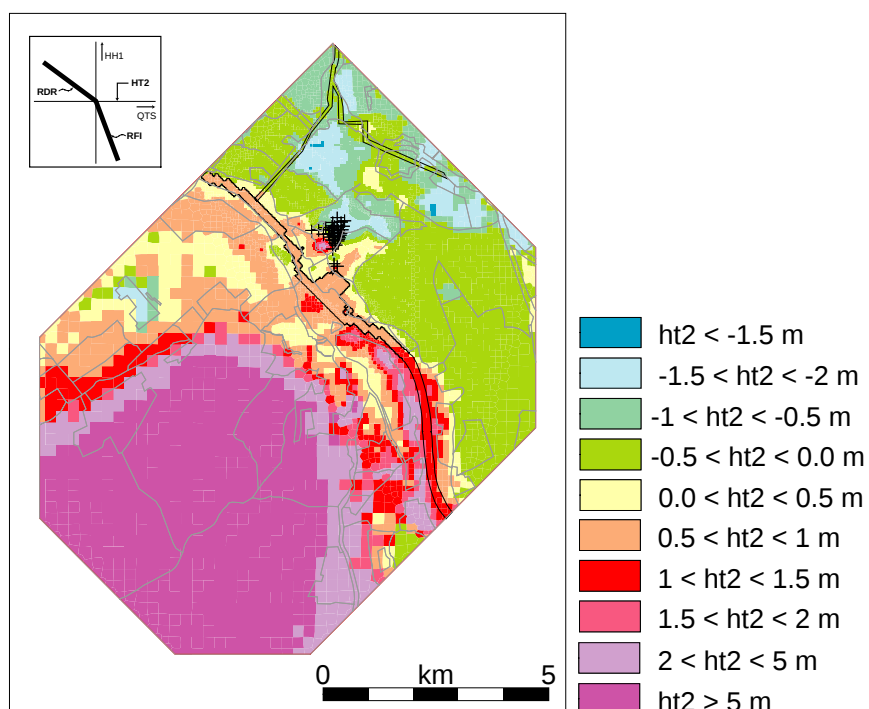
Terwille van de vergelijkbaarheid van resultaten kan het nuttig zijn om te vermelden dat in het WMO model het IJsselpeil in het overeenkomstige traject 0,55m tot 0,70m+NAP bedroeg, dat wil zeggen 0,15m lager was dan in deze studie.

Figuur 2.11 geeft een overzicht van de gehanteerde hydraulische weerstanden van de rivier bedding. Hierbij is de drainageweerstand (RDR) gelijk aan de infiltratieweerstand (RFI). De weerstand in de rivierbeddingen is zonder meer uit het WMO model overgenomen. In de nabijheid van de winning bedraagt de rivierbodemweerstand 0,67 dagen. Volgens WMO (mondelinge informatie) is hier sprake van een "rivier-in-een-zandbak" situatie.

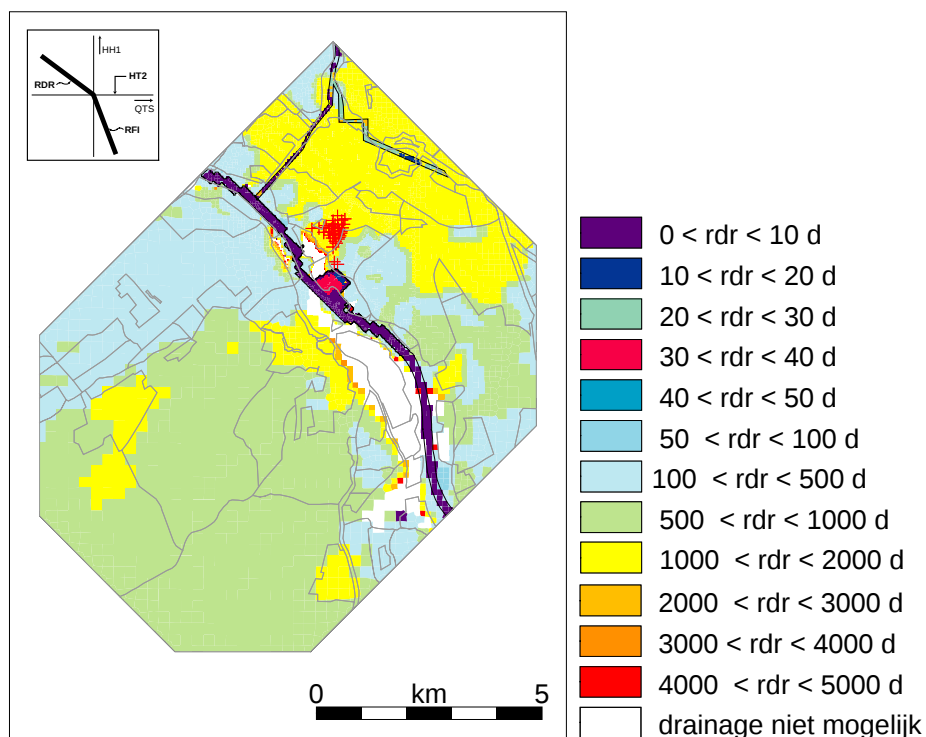


Figuur 2.11 Infiltratie- en drainageweerstand van rivierbedding binnen het model Engelsewark. Streepjeslijn is de rand van het WMO model van Wang Xichuan (1995).

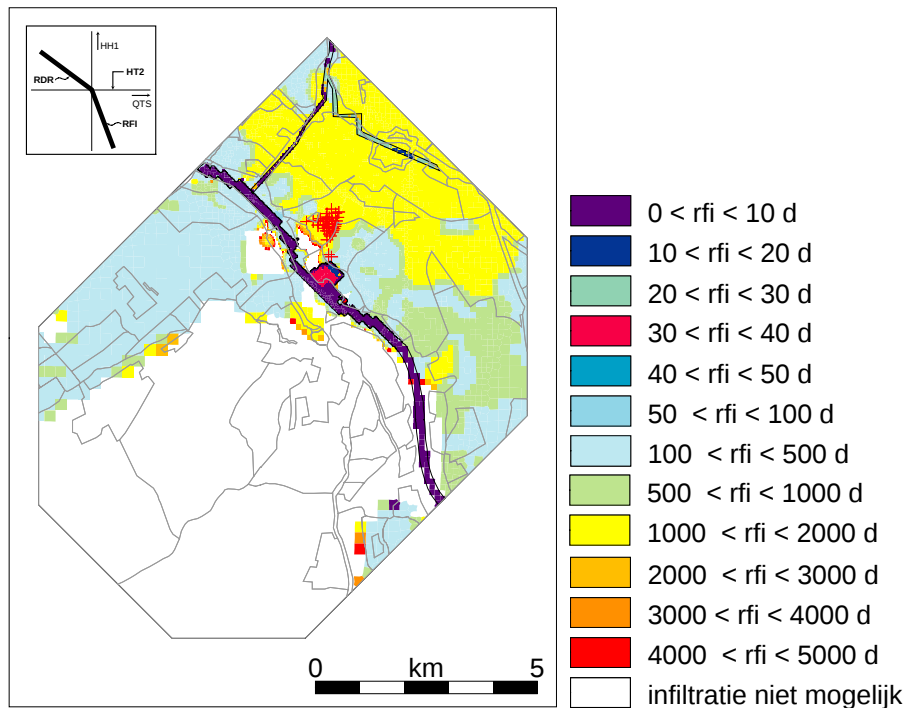
Hiervoor is de procedure toegelicht die gevolgd was voor de bepaling van parameters HT2, RDR en RFI binnen de rivierbeddingen. In het overige gedeelte van het modelgebied *Engelsewark* zijn deze drie parameters echter uit het LGM-basismodel *oostned* geïnterpoleerd, met name uit het daarin gelegen LGM-verfijningsgebied *y2 (ijssel)*, beschreven in Kovar *et al.* (1998). Het LGM-model *y2* was eerder in paragraaf 2.4.1 toegelicht. Figuren 2.12 t/m 2.14 laten respectievelijk de waarden van HT2, RDR en RFI binnen het hele modelgebied zien, als combinatie van de waarden in de rivierbeddingen en in het overige gebied (uit LGM). De wit-gekleurde gebieden van weerstanden RDR of RFI geven aan dat daar respectievelijk de drainage of infiltratie niet mogelijk is.



Figuur 2.12 Peil HT2 in top-systeem fluxrelatie binnen het model Engelsewark.



Figuur 2.13 Drainageweerstand RDR binnen het model Engelsewark.

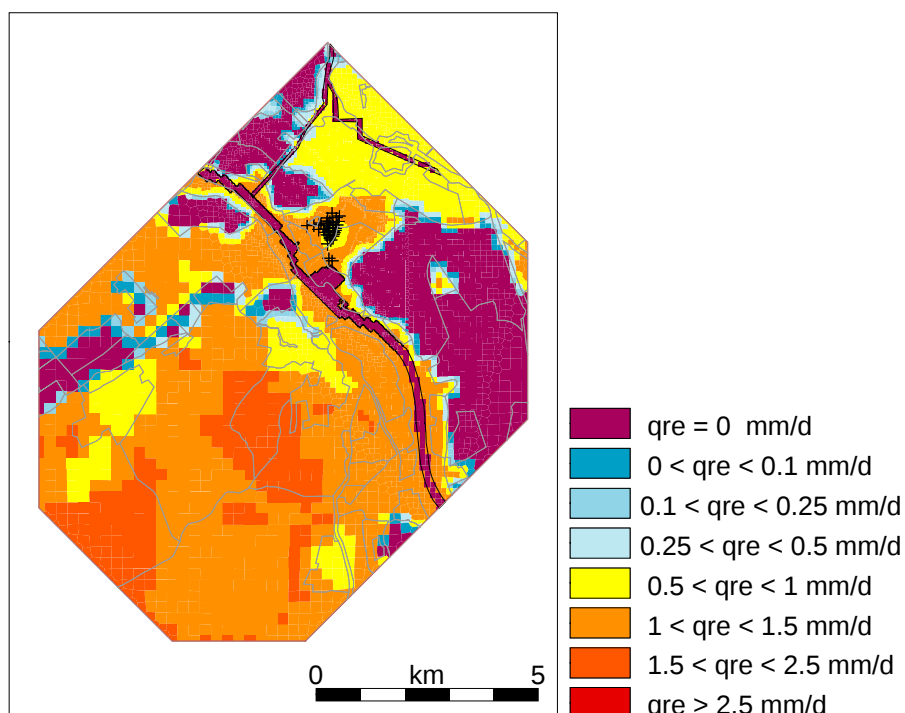


Figuur 2.14 Infiltratieweerstand RFI binnen het model Engelsewerk.

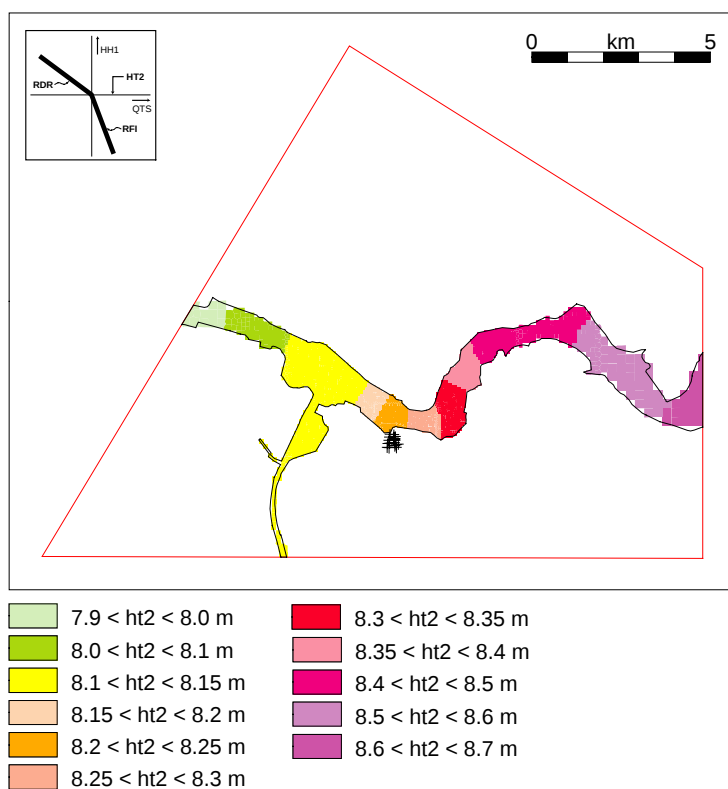
Voor een goed begrip van de invoer voor het model *Engelsewerk* wordt op de volgende twee bijzondere situaties gewezen:

- in de vrij-afwaterende gebieden zonder de mogelijkheid van wateraanvoer kan alleen drainage plaatsvinden, namelijk als de stijghoogte HH1 boven het peil HT2 komt te staan. Tot deze categorie behoren ook de hoge (zand)gronden, zoals in het zuiden van het model *Engelsewerk*. Het feit dat de infiltratie van oppervlaktewater niet kan optreden wordt door middel van een vertikaal infiltratietak voor QTS(HH1) aangegeven, te herkennen als wit-gekleurde vlakken in Figuur 2.14. In het traject $HH1 < HT2$ geldt dan $QTS=0$, onafhankelijk van te berekenen stijghoogte HH1;
- volgens de gehanteerde schematisering is op de uiterwaarden géén top-systeem fluxrelatie aanwezig. Daar is weliswaar een waarde van het peil HT2 opgegeven, maar tevens zijn daar zowel de drainage- als de infiltratietak op de QTS-relatie vertikaal, ter waarde van $QTS=0$. Met andere woorden, de top-systeem fluxrelatie bestaat uit drie boven elkaar gelegen punten, en wordt daar $QTS=0$ "uitgerekend", onafhankelijk van te berekenen stijghoogte HH1. De opgegeven waarde HT2 is dus een "dummy" die geen invloed op de resultaten heeft. De uiterwaarden herkent men aan wit-gekleurde vlakken in zowel Figuur 2.13 als Figuur 2.14.

De grondwateraanvulling QRE in het model *Engelsewerk* is (evenals de parameters HT2, RDR en RFI) ook uit het LGM-verfijningsgebied y2 (*ijssel*) geïnterpoleerd, en is getoond in Figuur 2.15. Gewezen wordt op het feit dat QRE in twee gevallen per definitie gelijk aan nul is, te weten (a) op de rivier, en (b) in gebieden met beheerst peil van klein-oppervlaktewater (polders).



Figuur 2.15 Grondwateraanvulling QRE binnen het model Engelsewerk.



Figuur 2.16 Rivierpeil (HT2) binnen het model Nieuwemarkt.

2.6.2 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied *Nieuwemarkt*

Het pompstation Nieuwe Marktstraat (NUON) ligt in de nabijheid van de Waal. Bij het opzetten van de top-systeem fluxrelatie ter plaatse van de rivierbedding van de Waal en het Maas-Waal kanaal is onder andere gebruik gemaakt van de informatie in de modelstudie van Witteveen en Bos (1998). Het werk van Witteveen en Bos (1998) is op het rekenprogramma MODFLOW gebaseerd. De gegevens van het desbetreffende NUON model zijn aan het RIVM door NUON ter beschikking gesteld (NUON, 1999).

Figuur 2.16 toont het rivierpeil (parameter HT2) zoals in deze studie is gebruikt. De contouren van de rivierbedding zijn gelijk genomen aan de rand van de rivierpolygoon uit de gedigitaliseerde Waterstaatskaart van Nederland (WIS) (bronhouder Meetkundige Dienst van RWS). Deze keuze van begrenzing van de rivierbedding ten behoeve van de top-systeem fluxrelatie was gemotiveerd door het feit dat de Waal aan de stadszijde (zuideroever, locatie pompstation) in de buurt van de winning ingekaad is. Met andere woorden, er hoeft daar geen rekening met uiterwaarden te worden gehouden.

De peilen (HT2) van het oppervlaktewater zijn als volgt gekozen:

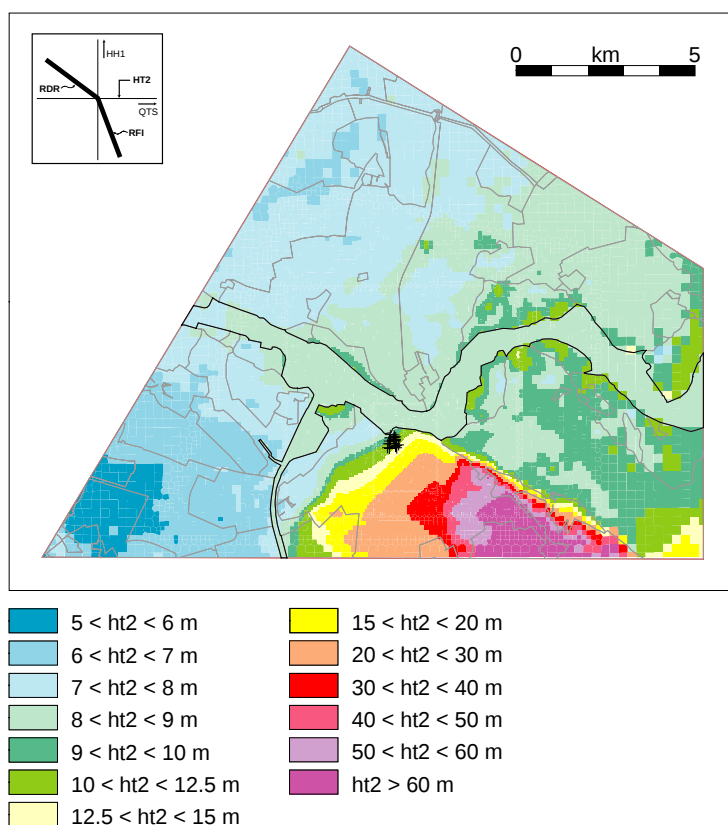
- het peil in de Waal varieert lineair langs de rivier. Het uitgangspunt was de langjarige gemiddelde waterstand op het meetstation Nijmegen, haven. Uit RIKZ/RIZA (1996-1997) volgt voor dat meetpunt de rivierstand van 8,13m+NAP. Hiermee is de rivierstand in de nabijheid van het pompstation Nieuwe Marktstraat ca. 8,20m+NAP;
- het waterpeil in de Maas-Waal kanaal is constant op 8,13m+NAP gehouden.

Noch voor de bepaling van de contouren van de rivierbedding, noch voor de bepaling van de rivierstanden is dus gebruik gemaakt van het MODFLOW model van NUON (1999).

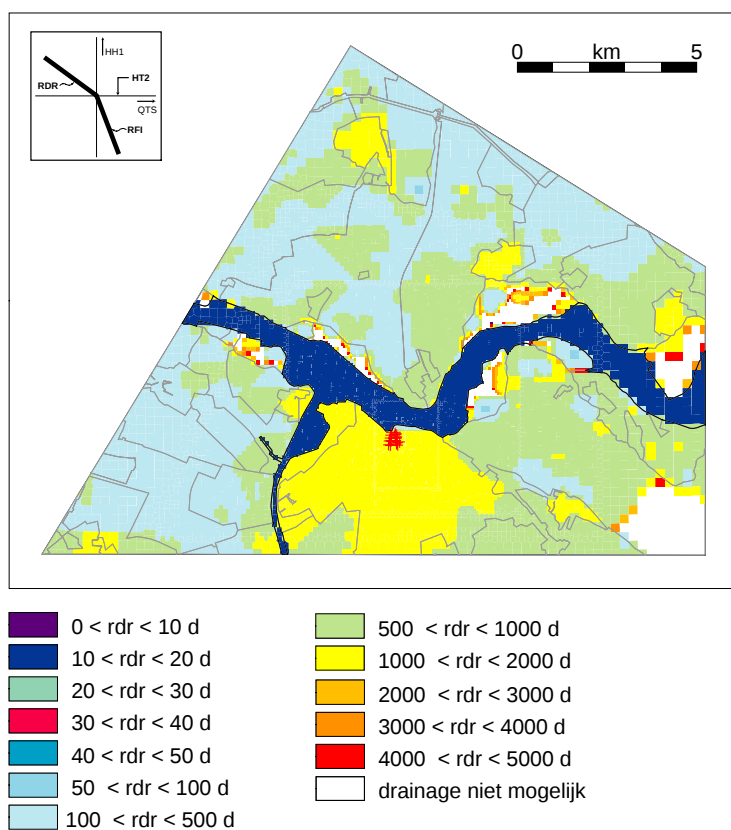
Overigens was in het NUON model de rivierstand ter hoogte van het pompstation ongeveer 7,7m+NAP, dat wil zeggen 0,5m lager dan in deze studie.

De hydraulische weerstand van de rivierbedding is zonder meer uit het NUON model overgenomen. Hierbij is de drainageweerstand (RDR) gelijk aan de infiltratieweerstand (RFI). De rivierbodemweerstand is in ruimtelijke zin constant gehouden en bedraagt 15 dagen.

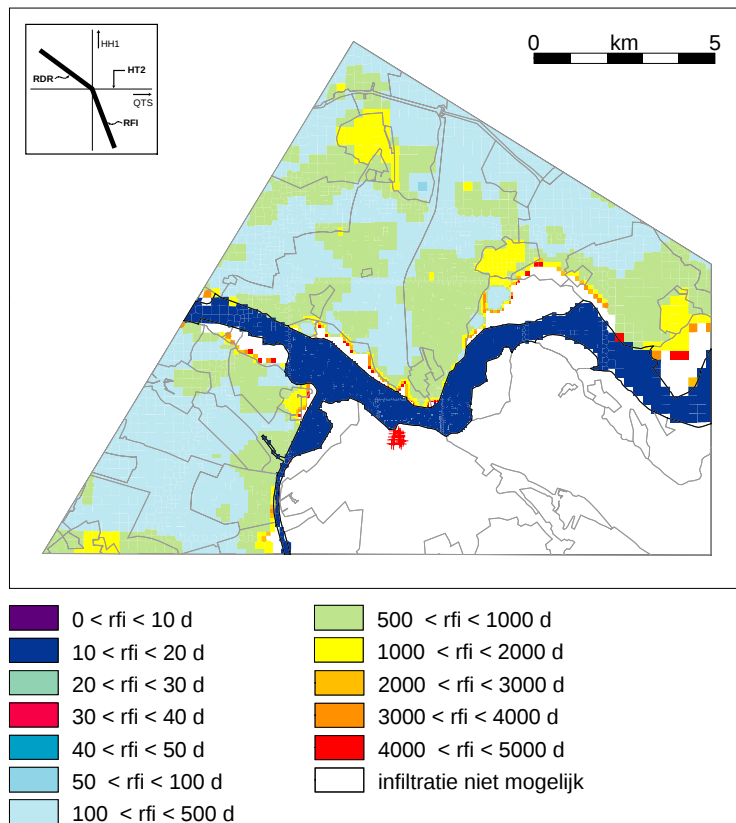
Hiervoor is de procedure toegelicht die gevolgd was voor de bepaling van HT2, RDR en RFI binnen de rivierbeddingen. In het overige gedeelte van het modelgebied *Nieuwemarkt* zijn deze drie parameters echter uit het LGM-basismodel *oostned* geïnterpoleerd, met name uit het daarin gelegen LGM-verfijningsgebied v2 (*veluwe*), beschreven in Kovar *et al.* (1998). Het LGM-model v2 was eerder in paragraaf 2.4.2 toegelicht. Figuren 2.17 t/m 2.19 laten respectievelijk de waarden van HT2, RDR en RFI binnen het hele modelgebied zien, als combinatie van de waarden in de rivierbeddingen en in het overige gebied (uit LGM). De wit-gekleurde gebieden van weerstanden RDR of RFI geven aan dat daar respectievelijk de drainage of infiltratie niet mogelijk is.



Figuur 2.17 Peil HT2 in top-systeem fluxrelatie binnen het model Nieuwemarkt.



Figuur 2.18 Drainageweerstand RDR binnen het model Nieuwemarkt.



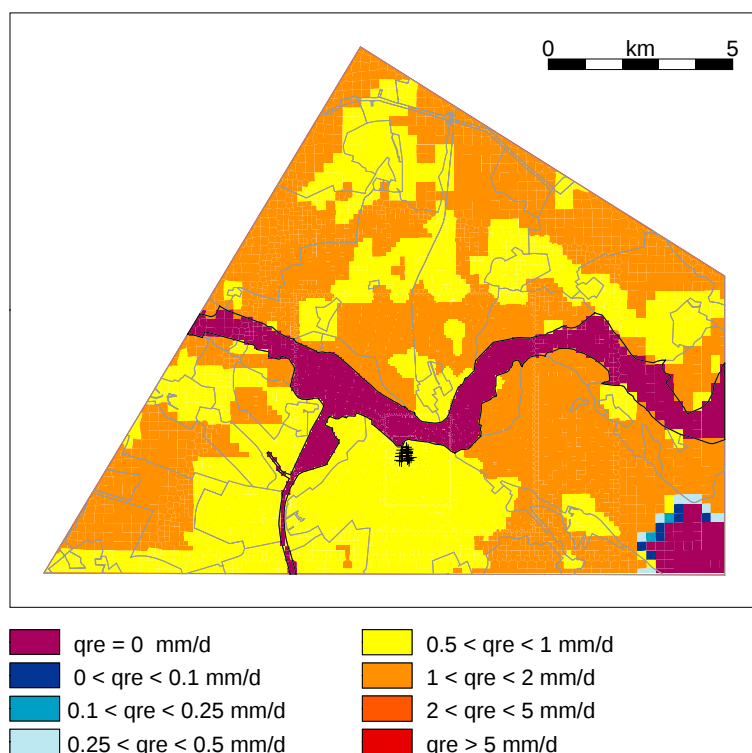
Figuur 2.19 Infiltratieweerstand RFI binnen het model Nieuwemarkt.

Evenals bij het model *Engelsewerk*, wordt ook hier op de volgende twee bijzondere situaties gewezen, die als "witte" vlekken op de kaarten van RDR en/of RFI zijn te herkennen:

- in de vrij-afwaterende gebieden zonder de mogelijkheid van wateraanvoer (zoals hoge zandgronden) kan alleen drainage plaatsvinden. Het ontbreken van de mogelijkheid tot infiltratie wordt door middel van een vertikaal infiltratietak voor QTS aangegeven, te herkennen als wit-gekleurde vlakken in Figuur 2.19. In het traject $HH1 < HT2$ geldt $QTS=0$, onafhankelijk van te berekenen stijghoogte $HH1$;
- op de uiterwaarden is er in het geheel géén top-systeem fluxrelatie aanwezig. Daar zijn zowel de drainage- als de infiltratietak op de QTS-relatie vertikaal, ter waarde van $QTS=0$. De uiterwaarden herkent men aan wit-gekleurde vlakken in zowel Figuur 2.18 als Figuur 2.19.

De grondwateraanvulling QRE in het model *Nieuwemarkt* is (evenals de parameters $HT2$, RDR en $RDFI$) ook uit het LGM-verfijningsgebied v2 (*veluwe*) geïnterpoleerd, en is getoond in Figuur 2.20.

In de rechter-onder hoek van het model is géén enkele fluxrelatie opgegeven (witte vlek in Figuren 2.18 en 2.19). Noch drainage, noch infiltratie zijn daar mogelijk. Bovendien is daar de grondwateraanvulling (QRE) gelijk aan nul ingevoerd. Deze plaats (in Duitsland) betreft een fout in de modelinvoer, die te maken heeft met de bewerking van (ontbrekende, buitenlandse) gegevens in het LGM-basismodel *oostned*. Hier had in ieder geval de grondwateraanvulling opgegeven moeten worden. Aangezien echter deze locatie zich ver van het pompstation Nieuwe Marktstraat bevindt, heeft deze fout in de modelinvoer geen noemenswaardig gevolg op de modelresultaten voor het pompstation zelf.



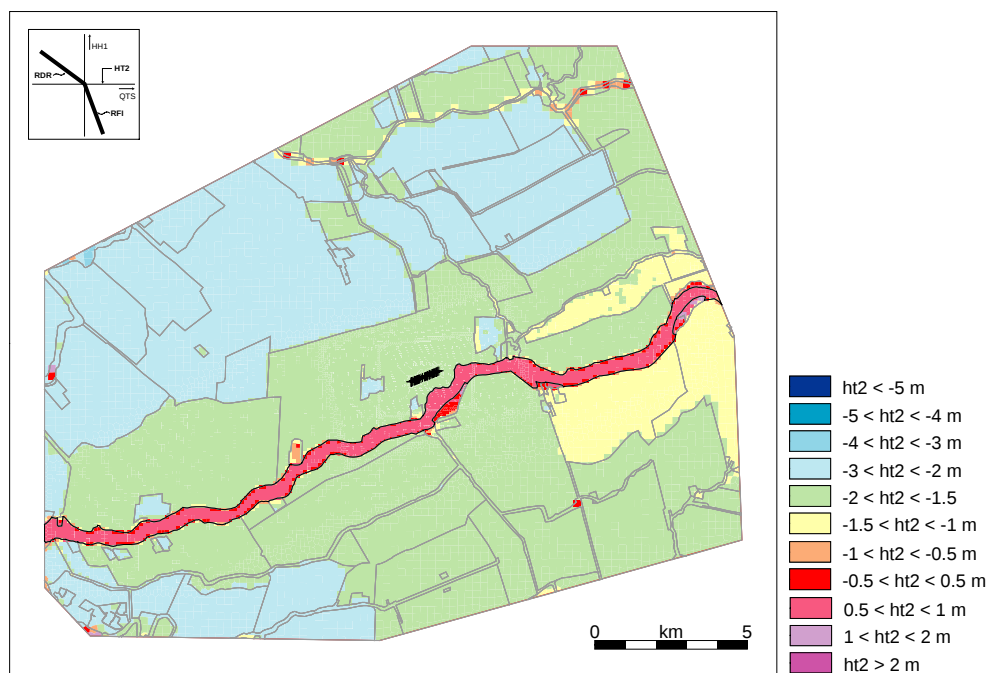
Figuur 2.20 Grondwateraanvulling QRE binnen het model Nieuwemarkt.

2.6.3 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied Bergambacht

Het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (WZHO) ligt in de nabijheid van de Lek. Bij het opzetten van de top-systeem fluxrelatie ter plaatse van de rivierbedding van de Lek is onder andere gebruik gemaakt van de informatie uit een modelstudie van WZHO. De studie (WZHO, 1999a) is op het rekenprogramma MicroFem gebaseerd. De gegevens van het desbetreffende MicroFem model zijn aan het RIVM door de WZHO ter beschikking gesteld.

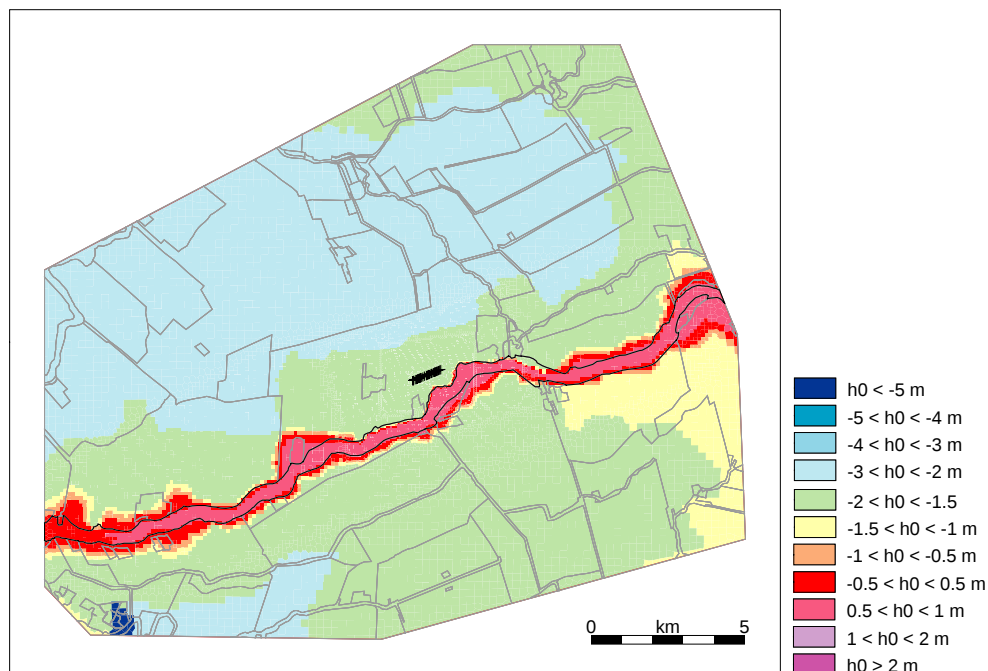
Figuur 2.21 toont de parameter HT2 zoals in deze studie is gebruikt. De contouren van de rivierbedding zijn gelijk genomen aan de rand van de rivierpolygoon uit de gedigitaliseerde Waterstaatskaart van Nederland (WIS) (bronhouder Meetkundige Dienst van RWS). De rivierpolygoon omsluit het gebied tussen de dijken. Omdat in het gemodelleerde gebied in de nabijheid van het pompstation geen noemenswaardige uiterwaarden voorkomen, wordt de gehanteerde keuze van de rivierbedding aanvaardbaar geacht.

De parameter HT2 op de rivier betreft het rivierpeil. Het rivierpeil is als constante waarde in het hele model genomen, te weten 0,56m+NAP. Dit is zeer dicht bij de langjarige gemiddelde waterstand (0,58m+NAP) op het meetstation Schoonhoven (RIKZ/RIZA, 1996-1997). In het overige gedeelte van het model zijn de peilen van het klein-oppervlakte water (polders) uit de gedigitaliseerde Waterstaatskaart van Nederland (WIS) overgenomen. Een uitzondering hierop vormt de afleiding van HT2 in stedelijke gebieden, waar het waterpeil in de WIS niet aangegeven is. In stedelijke gebieden in dit model is daarom in het LGM het peil HT2 op de diepte van 1 meter onder het maaienveld gezet. Omdat de maaiveldshoogte aan de hand van slechts enkele puntwaarnemingen is bepaald wordt het niet uitgesloten geacht dat de maaiveldshoogte binnen een stedelijk gebied met een zekere fout behept is.



Figuur 2.21 Peil HT2 in top-systeem fluxrelatie binnen het model Bergambacht.

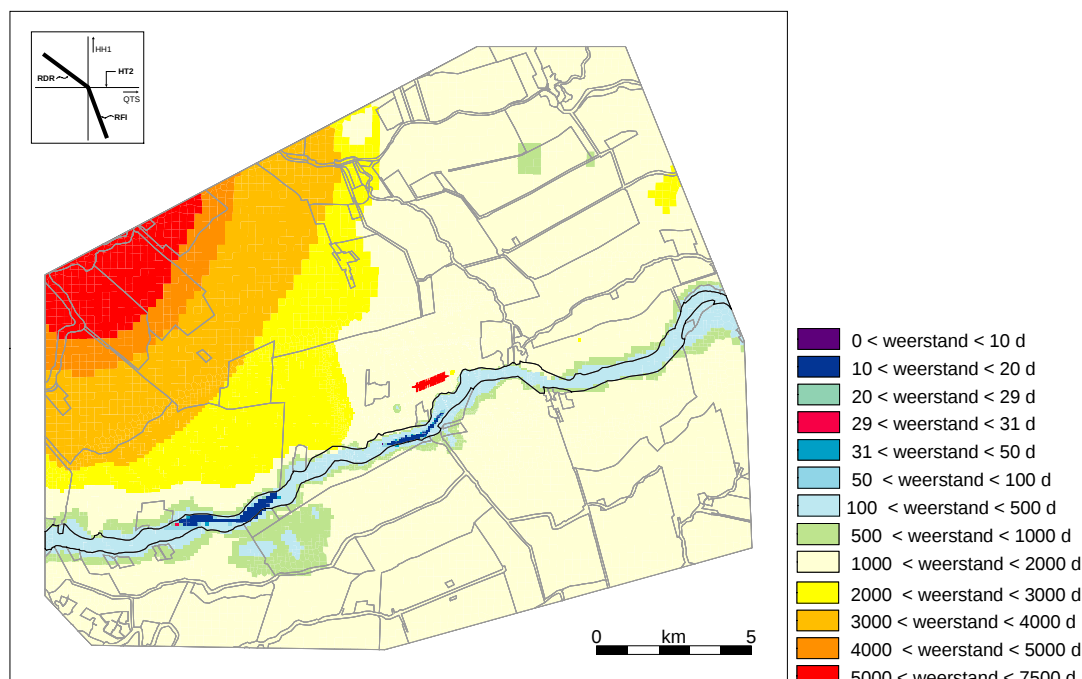
Terwille van de vergelijkbaarheid van de resultaten tussen deze studie en die van WZHO (1999a) wordt in Figuur 2.22 het peil van de parameter H0 uit het MicroFem model van WZHO (1999a) getoond. De parameter H0 is equivalent aan HT2. Het rivierpeil in het WZHO (1999a) model varieerde tussen 0,5m en 0,6m+NAP, dus nagenoeg gelijk aan het rivierpeil in deze studie. In het overige gedeelte van het model zijn de verschillen tussen waterpeilen HT2 en H0 in de orde van maximaal enkele decimeters.



Figuur 2.22 Peil H0 in top-systeem fluxrelatie in model WZHO (1999a).

De hydraulische weerstand van zowel de rivierbedding als van het afdekkende systeem in het overige modelgebied (polder, stedelijk gebied) is zonder meer uit het MicroFem model

overgenomen. De weerstand, die bepaald is als de som van de zgn. *drainage-* en *deklaagweerstand* uit het MicroFem model (WZHO, 1999a), is vervolgens als input gebruikt voor de LGM-procedure voor de bepaling van de top-systeem fluxrelatie. Hierbij is de drainageweerstand (RDR) gelijk genomen aan de infiltratieweerstand (RFI), met andere woorden er is geen knik in de top-systeem fluxrelatie ter hoogte van HT2. Volgens de informatie van WZHO moeten de plaatsen in de Lek met relatief lage weerstanden aan diepe geulen in de rivierbedding worden toegeschreven.



Figuur 2.23 Drainageweerstand (RDR) en infiltratieweerstand (RFI) binnen het model Bergambacht.

Omdat in het hele modelgebied *Bergambacht* het peil van het klein-oppevlakte water (polders, etc.) beheerst wordt, is de grondwateraanvulling QRE in het hele gebied gelijk aan nul.

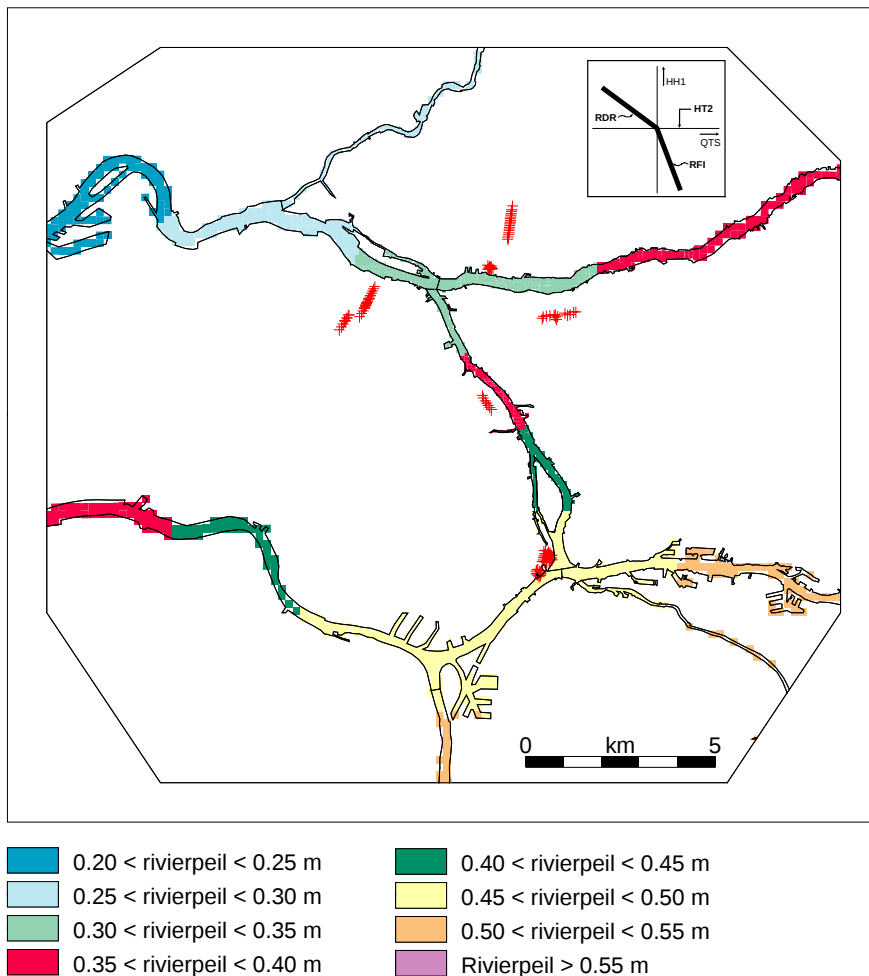
2.6.4 Top-systeem fluxrelatie en QRE voor modelgebied WZHOWest

De pompstations binnen het model WZHOWest onttrekken het grondwater uit de volgende rivieren:

- Pompstation Lekkerkerk-Schuwacht: uit de Lek;
- Pompstation Lekkerkerk-Tiendweg: uit de Lek;
- Pompstation De Put: uit de Lek;
- Pompstation Ridderkerk: uit de Nieuwe Maas en de Noord;
- Pompstation H.I. Ambacht: uit de Noord;
- Pompstation Zwijndrecht: uit de Noord en de Oude Maas (en ook iets uit de Beneden Merwede).

Figuur 2.24 toont het rivierpeil (parameter HT2) zoals in deze studie is gebruikt. De contouren van de rivierbedding zijn gelijk genomen aan de rand van de hoofdwatervwegen bij de gemiddelde afvoer. De desbetreffende kaart is afkomstig uit de gedigitaliseerde Waterstaatskaart van Nederland (WIS). De peilen (HT2) van het oppervlaktewater zijn

bepaald door middel van lineaire interpolatie tussen de langjarige gemiddelde waterstand in de meetpunten uit RIKZ/RIZA (1996-1997).

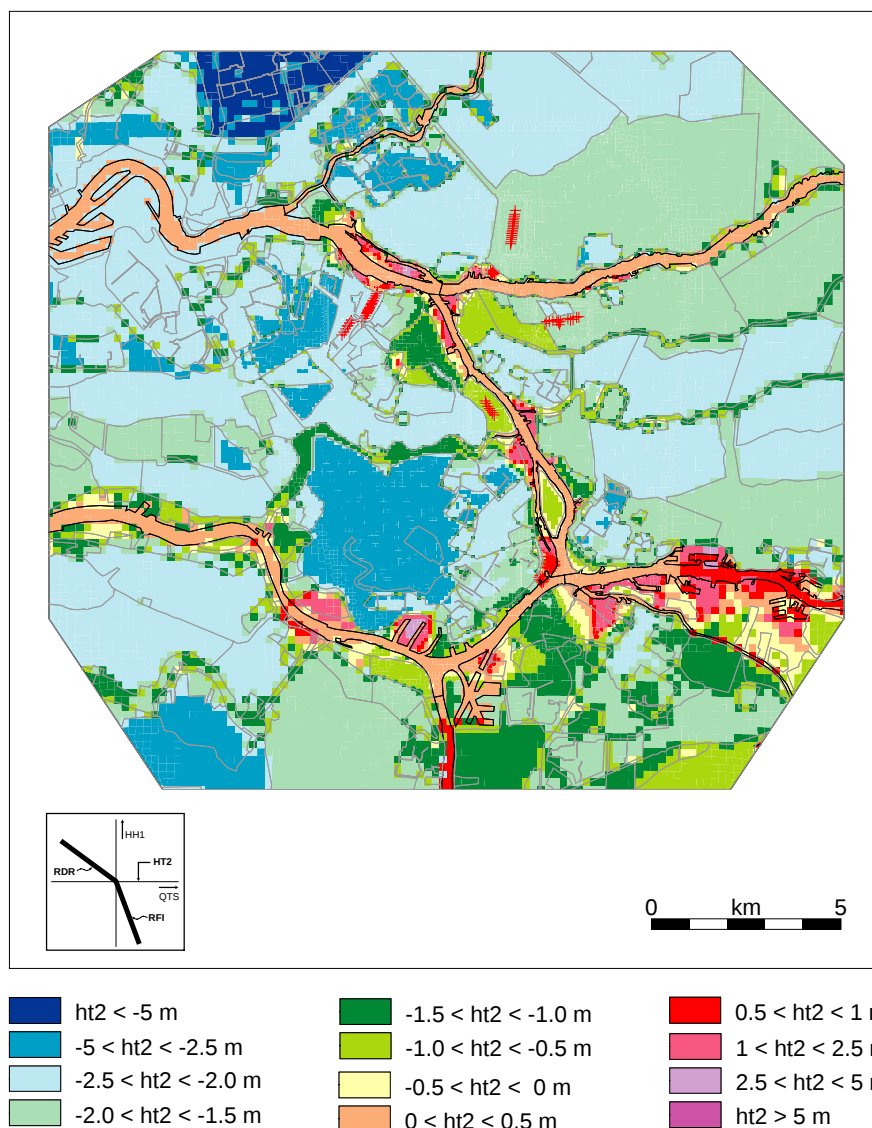


Figuur 2.24 Rivierpeil (HT2) binnen het model WZHWest.

In het overige gedeelte van het model zijn de peilen van het klein-oppervlakte water (polders) uit de gedigitaliseerde Waterstaatskaart van Nederland (WIS) overgenomen. Een uitzondering hierop vormt de afleiding van HT2 in stedelijke gebieden, waar het waterpeil in de WIS niet aangegeven is. In stedelijke gebieden in dit model is daarom in het LGM het peil HT2 op de diepte van 1 meter onder het maaiveld gezet (evenals in het model *Bergambacht*). Figuur 2.25 toont het peil HT2 in het gehele modelgebied, als combinatie van HT2 voor de rivier (zie Figuur 2.24), en HT2 in polders en in stedelijke gebieden.

Zoals reeds in paragraaf 2.4.4 genoemd, zijn door de WZHO aan het RIVM drie bestaande modellen ter beschikking gesteld. De ligging van de knooppunten van de bestaande modellen is gegeven in Figuur 2.9. De modellen liggen gedeeltelijk of volledig in het modelgebied WZHWest:

- model Oost-IJsselmonde, met 5988 knooppunten (IWACO, 1996);
- model Lekkerkerk-De Put, met 7807 knooppunten (WZHO, 1999b);
- model Lekkerkerk, met 2671 knooppunten (IWACO, 1997; WZHO, 1999c).

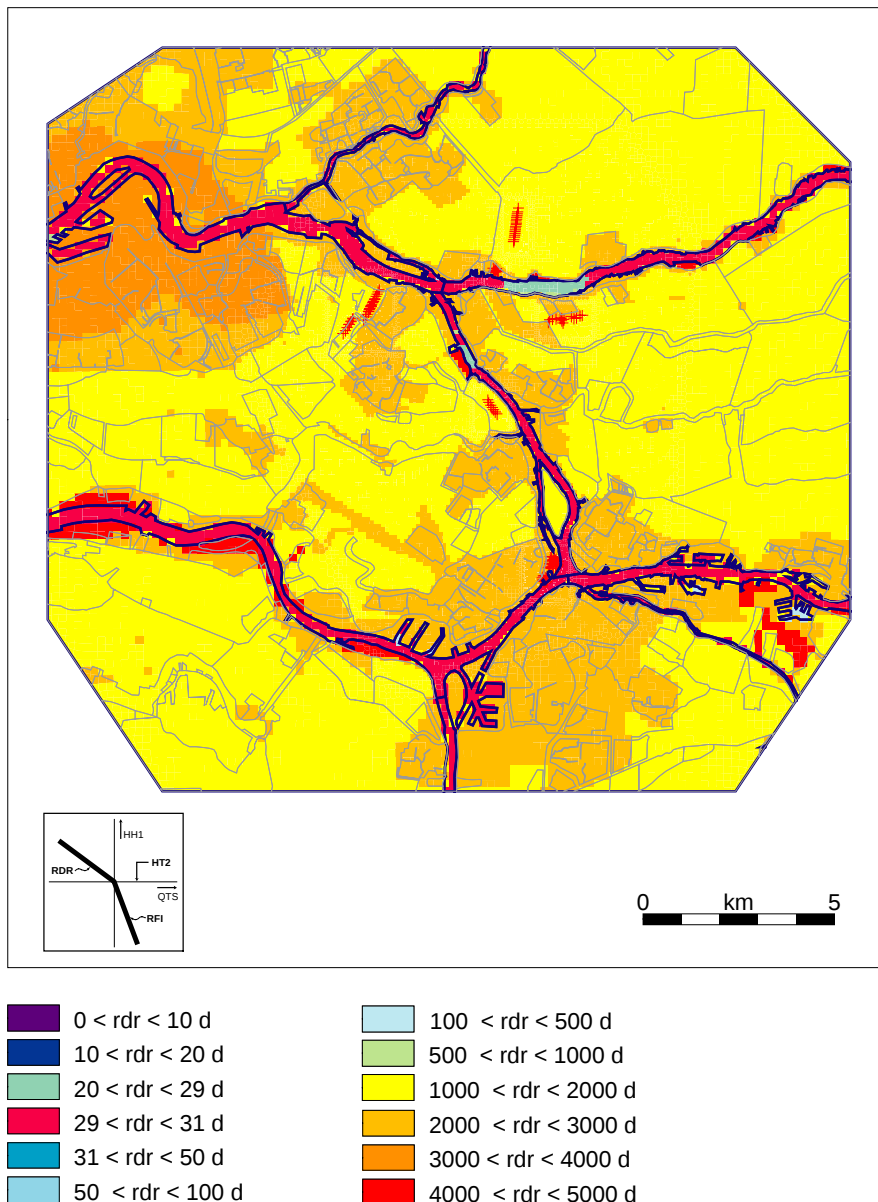


Figuur 2.25 Peil HT2 in top-systeem fluxrelatie binnen het model WZHOwest.

De hydraulische weerstanden in de top-systeem fluxrelatie, parameters RDR en RFI, zijn als volgt bepaald:

- binnen de waterlopen is de weerstand uit het model Oost-IJsselmonde overgenomen (IWACO, 1996). Hierbij domineert de weerstand van 20 dagen;
- in het overige gedeelte van het modelgebied is de weerstand door middel van de standaard LGM-procedure voor parameterisering van het top-systeem afgeleid. De bestaande WZHO modellen zijn niet gebruikt, omdat de modellen onderling (plaatselijk, aanzienlijk) verschillen (zie paragraaf 2.4.4). De verschillen zijn verder in deze paragraaf nader geïllustreerd.

De resulterende weerstand is getoond in Figuur 2.26. Op een verwaarloosbaar klein aantal locaties na is de drainageweerstand (RDR) gelijk aan de infiltratieweerstand (RFI). Met andere woorden is er geen knik in de top-systeem fluxrelatie ter hoogte van HT2.



Figuur 2.26 Drainageweerstand (RDR) en infiltratieweerstand (RFI) binnen het model WZHOwest.

Omdat in het hele modelgebied WZHOwest het peil van het klein-oppervlakte water (polders, etc.) beheerst wordt, is de grondwateraanvulling QRE in het hele gebied gelijk aan nul.

Terwille van vergelijkbaarheid van de resultaten verkregen uit deze studie met die uit de bestaande WZHO modellen zijn in Bijlage E de verschillen gegeven tussen parameters HT2 en RDR voor deze studie en twee WZHO modellen. Omdat de verschillen in het peil HT2 relatief klein zullen zijn, mag in het algemeen worden verwacht dat het verschil in de resultaten (intrekgebieden, ruwwaterconcentraties, etc.) in het bijzonder sterk zal afhangen van de verschillen in de invoer van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene klei/veen-laag, gelegen boven de eerste aquifer. De volgende bijlagen zijn gegeven:

- Bijlage E1 toont het top-systeem peil H0 (=HT2) uit het model Lekkerkerk (IWACO, 1997; WZHO, 1999c);
- Bijlage E2 geeft het verschil tussen HT2 uit tussen deze LGM-studie en H0 uit het model Lekkerkerk. In het algemeen is de afwijking tussen +0,5m en -0,5m;

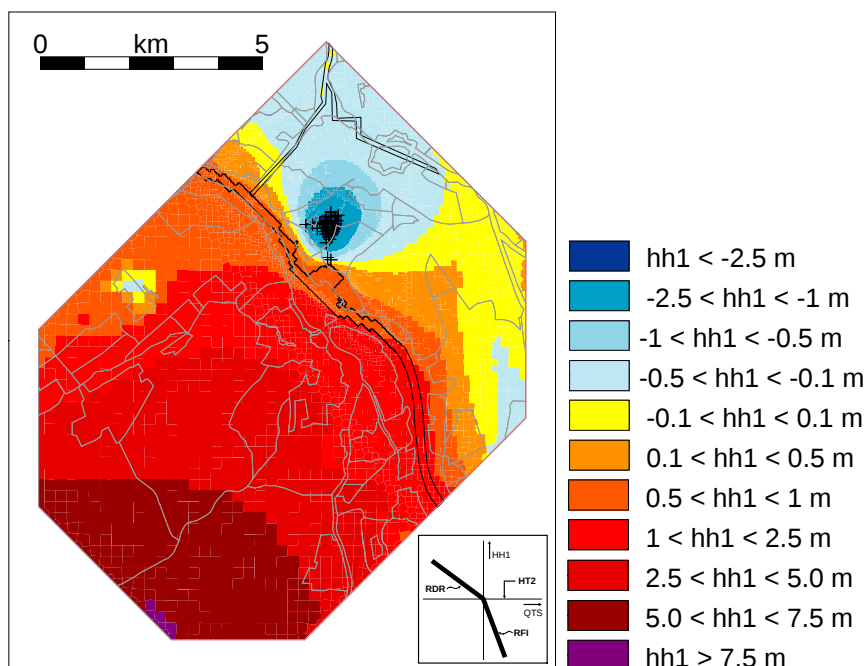
- Bijlage E3 betreft de weerstand CTOP, zijnde de som van de zgn. *drainage-* en *deklaagweerstand* uit het MicroFem model Lekkerkerk. De hydraulische weerstand CTOP is m.b.t. functionaliteit vergelijkbaar met de weerstanden RDR en RFI in de top-systeem fluxrelatie in het LGM;
- Bijlage E4 laat het verschil zien tussen de weerstand RDR (in LGM, Figuur 2.26) en de weerstand CTOP uit Bijlage E3 (in model Lekkerkerk). Het blijkt dat in het gebied ten noorden van de Lek de weerstand in dit onderzoek ruwweg 500-1000 dagen lager is dan in model Lekkerkerk. Daarom mag worden verwacht dat het pompstation Tiendweg in dit (LGM) onderzoek relatief meer water uit de polder (en dus minder uit de rivier) zal aantrekken dan in het model Lekkerkerk. Voor de discussie van de parameterisatie van het LGM model voor het pompstation Tiendweg (intrekgebieden) wordt verwezen naar paragraaf 5.3. Omdat het pompstation Schuwacht vlak naast de Lek is gelegen zal het verschil in de weerstand toch weinig effect hebben op de te berekenen ruwwaterconcentraties op dat pompstation;
- Bijlage E5 betreft de hydraulische weerstand CTOP (som van de zgn. *drainage-* en *deklaagweerstand*) uit het MicroFem model Oost-IJsselmonde;
- Bijlage E6 laat het verschil zien tussen de weerstand RDR (in LGM, Figuur 2.26) en de weerstand CTOP uit Bijlage E5 (in model Oost-IJsselmonde). Het blijkt dat de weerstand in het LGM 250-1000 dagen hoger is dan in model Oost-IJsselmonde. Plaatselijk is het verschil zelfs meer dan 1500 dagen. Daarom mag worden verwacht dat de pompstations Ridderkerk, H.I. Ambacht en Zwijndrecht in dit (LGM) onderzoek relatief minder water uit de polder (en dus méér uit de rivier) zullen aantrekken dan in het model Oost-IJsselmonde.

De bijlagen E1 t/m E6 geven aan dat er onderlinge verschillen zijn tussen de modelparameters in het LGM (dit onderzoek) enerzijds, en uit de modellen Lekkerkerk en Oost-IJsselmonde anderzijds. Dit is op zich niet verrassend. Het moet echter worden benadrukt dat aan de hand van de geconstateerde verschillen geen eenduidige conclusie kan worden getrokken met betrekking tot "beter" of "slechter" zijn van een van de modellen. Met andere woorden, op basis van de verschillen kan geen uitspraak worden gedaan over het voorspellende vermogen van de betrokken modellen, dat wil zeggen over hun vermogen om de werkelijkheid adequaat weer te geven. De "kwaliteit" van een model hangt af van (de juistheid van) zijn parameterisatie. Een onmisbare toetssteen voor de beoordeling van het voorspellende modelvermogen is de mate waarin de berekende waarden met de desbetreffende waargenomen waarden overeenstemmen. Het nastreven van een overeenstemming tussen de berekende en waargenomen waarden is ook het sturende mechanisme voor de modelcalibratie. In het geval van de modellen die de voorspelling van ruwwaterconcentraties tot doel hebben zou men als waarnemingsmateriaal in principe de waargenomen stijghoogten en waargenomen ruwwaterconcentraties kunnen gebruiken. Strikt genomen is de calibratie van een dergelijk model op basis van alleen de waargenomen grondwaterstijghoogten niet voldoende. Om een model voor de simulatie van ruwwaterconcentraties adequaat te kunnen calibreren is het nodig om, eventueel naast waargenomen stijghoogten, de waarnemingen van ruwwaterconcentraties te gebruiken. De mogelijkheden van de calibratie zijn nader besproken in paragraaf 7.5.

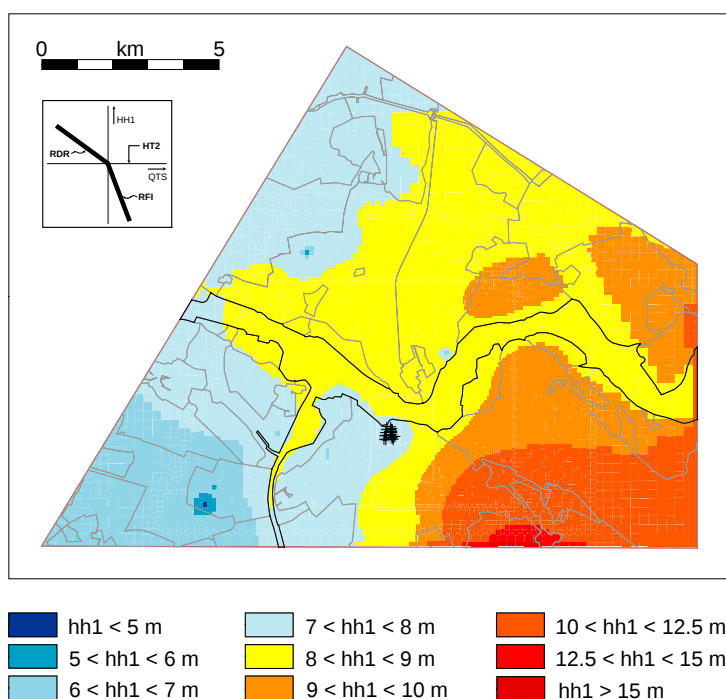
2.7 Resultaten van grondwatermodellering

Gebruik makend van de hiervoor besproken invoergegevens is door middel van de module LGMSAT het potentiaalprobleem gesimuleerd. Dit resulteerde in de ruimtelijke verdeling van (1) stijghoogten voor elk watervoerend pakket (aquifer), en (2) de fluxen door de onder-

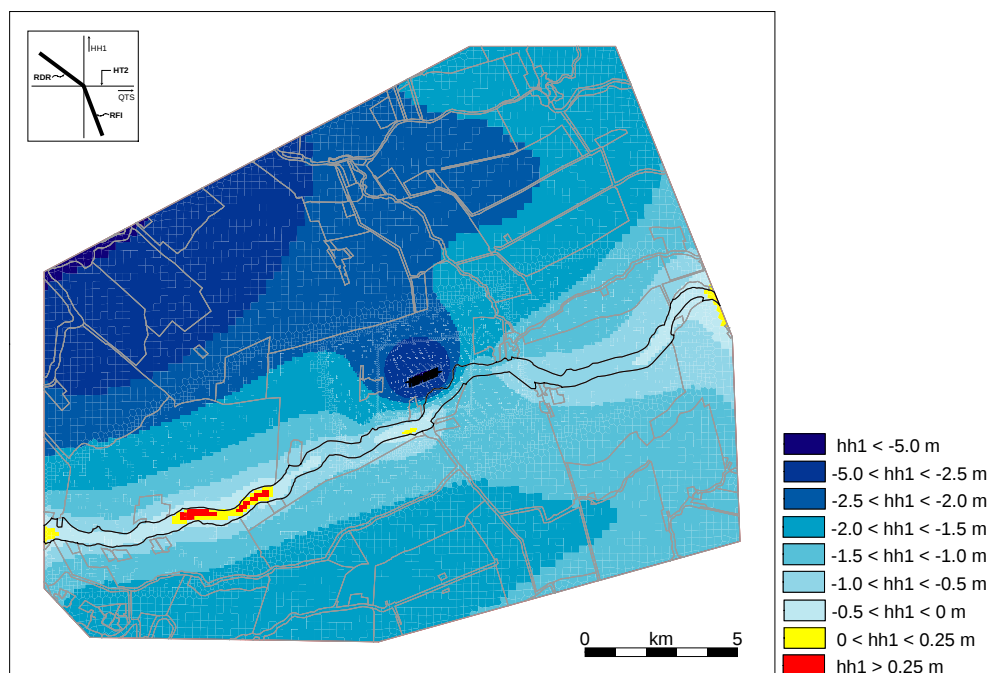
en bovenkant van watervoerende pakketten, zoals door de scheidende lagen (aquitards). De stijghoogten berekend in de eerste (bovenste) aquifer van de vier modelgebieden zijn gegeven in Figuren 2.27 t/m 2.30. De stijghoogten in de overige aquifers worden hier niet getoond.



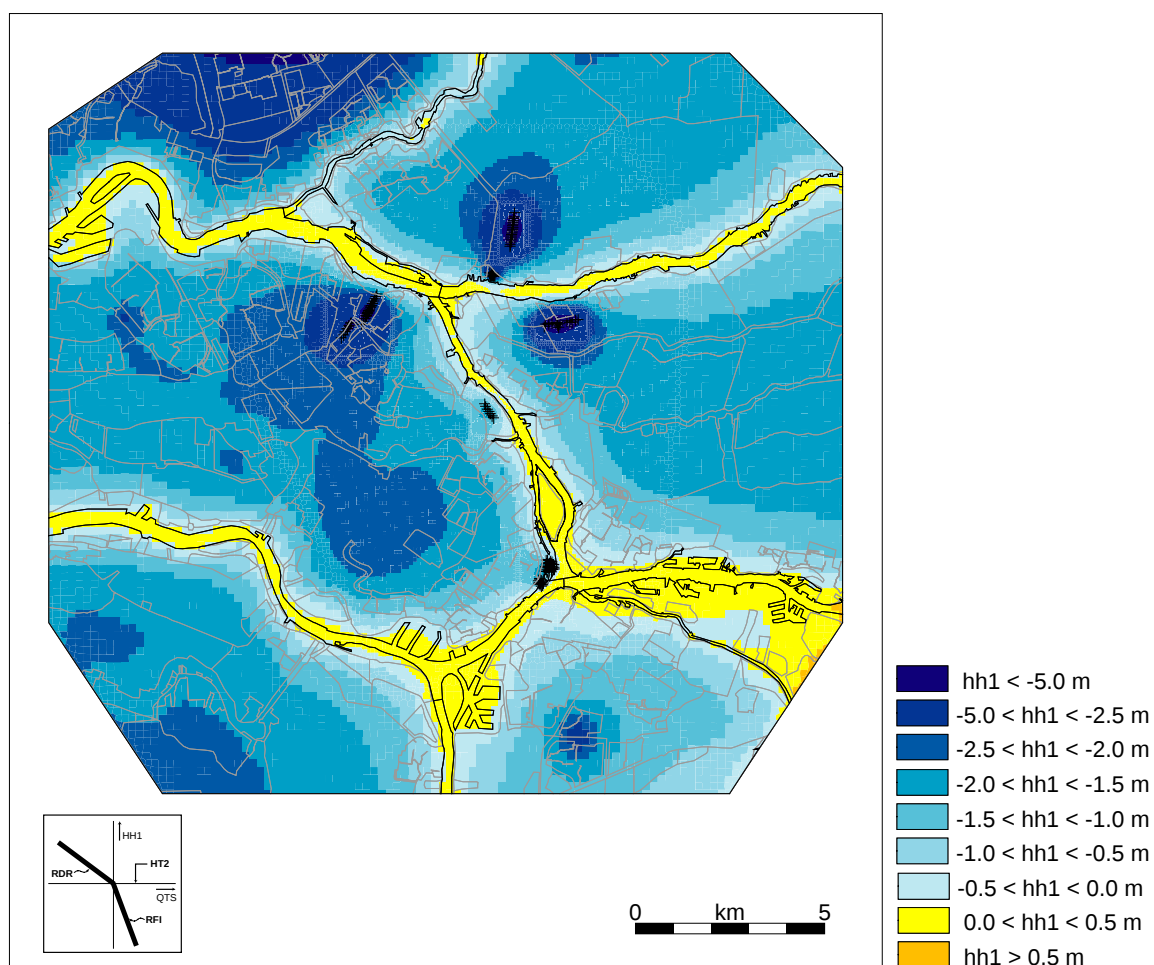
Figuur 2.27 Stijghoogte in eerste aquifer (HH1, meters t.o.v. NAP) berekend voor het model Engelsewerk.



Figuur 2.28 Stijghoogte in eerste aquifer (HH1, meters t.o.v. NAP) berekend voor het model Nieuwemarkt.



Figuur 2.29 Stijghoogte in eerste aquifer (HH1, meters t.o.v. NAP) berekend voor het model Bergambacht.



Figuur 2.30 Stijghoogte in eerste aquifer (HH1, meters t.o.v. NAP) berekend voor het model WZHOWest.

Een ander belangrijk resultaat van LGMSAT zijn ook de berekende fluxen door de onder- en bovenkant van watervoerende pakketten. Korte tijdshalve worden in de bijlagen alleen de fluxen door de bovenzijde van de bovenste aquifer getoond, te weten: (1) de top-systeem flux QTS (functie van HH1), en (2) de **totale aquifer-aanvullingsflux QA0**. QA0 is een som van de grondwateraanvullingsflux en top-systeem flux ($QA0 = QRE + QTS$). Bedacht moet worden dat de flux QA0 de "drager" is van de opgeloste stoffen (nitraat, chloride, etc.) die vanaf de bovenzijde (rivier, maaiveld) het systeem binnentreden. Een gedeelte van deze stoffen wordt later door een grondwateronttrekking "afgevangen", waarneembaar als tijdsafhankelijke variatie van ruwwaterconcentratie van desbetreffende opgeloste stof. De volgende bijlagen zijn gegeven:

- Bijlage F.1 toont de top-systeem flux QTS (functie van HH1), berekend voor het modelgebied *Engelsewerk*. De parameters van de top-systeem fluxrelatie zijn gegeven in Figuren 2.12 (HT2), 2.13 (RDR) en 2.14 (RFI);
- Bijlage F.2 toont de totale aquifer-aanvullingsflux QA0 ($QA0 = QRE + QTS$), berekend voor het modelgebied *Engelsewerk*;
- Bijlage F.3 toont de top-systeem flux QTS (functie van HH1), berekend voor het modelgebied *Nieuwemarkt*. De parameters van de top-systeem fluxrelatie zijn gegeven in Figuren 2.17 (HT2), 2.18 (RDR) en 2.19 (RFI);
- Bijlage F.4 toont de totale aquifer-aanvullingsflux QA0 ($QA0 = QRE + QTS$), berekend voor het modelgebied *Nieuwemarkt*;
- Bijlage F.5 toont de top-systeem flux QTS (functie van HH1), berekend voor het modelgebied *Bergambacht*. De parameters van de top-systeem fluxrelatie zijn gegeven in Figuren 2.21 (HT2) en 2.23 (RDR en RFI). Omdat in *Bergambacht* de grondwateraanvulling QRE gelijk aan nul is, is $QA0 = QTS$;
- Bijlage F.6 toont de top-systeem flux QTS (functie van HH1), berekend voor het modelgebied *WZHOWest*. De parameters van de top-systeem fluxrelatie zijn gegeven in Figuren 2.25 (HT2) en 2.26 (RDR en RFI). Omdat in *WZHOWest* de grondwateraanvulling QRE gelijk aan nul is, is $QA0 = QTS$.

3. Stofkeuze voor berekening van ruwwaterkwaliteit

3.1 Inleiding

Voor de productie van leidingwater worden in de praktijk een aantal methoden toegepast. Essentiële verschillen hierbij vloeien voor een belangrijk deel voort uit de kenmerken van het type bron dat wordt benut, in relatie tot de kwaliteitseisen waaraan het eindproduct moet voldoen. Daarnaast zijn lokale omstandigheden soms medebepalend voor de mate van toepassing van een methode. In de praktijk speelt de Rijn, vooral m.b.t. kwaliteit, een essentiële rol bij de in ons land voorkomende oevergrondwaterwinningen. De Rijn voert per jaar bijna 40 miljoen ton aan geloosde stoffen in zijn water mee. Bijna een kwart hiervan wordt gevormd door geloosd zout. De belasting van de Rijn met zware metalen, fosfaat en de meeste organische microverontreinigingen is vanaf de jaren zeventig aanzienlijk afgenomen.

In het beleid heeft de terugdringing van diffuse bronnen van verontreiniging, zoals nitraat en bestrijdingsmiddelen, vooral aandacht. Recent aangetoonde stoffen als medicijn- en hormoonresten krijgen in toenemende mate aandacht.

In deze studie zijn ruwwaterconcentraties alleen voor chloride en nitraat berekend. De bestrijdingsmiddelen zijn buiten beschouwing gelaten (paragraaf 3.4).

3.2 Chloride

Bij de bereiding van leidingwater uit grondwater vormt chloride in het algemeen geen probleem. De concentraties liggen veelal op een laag niveau. In bepaalde delen van Nederland, zoals de kustprovincies en het grote rivierengebied, moet bij grondwaterwinning evenwel aandacht worden gegeven aan het mogelijk gevaar voor optrekken van het zoet-zoutwatergrensvlak in de ondergrond.

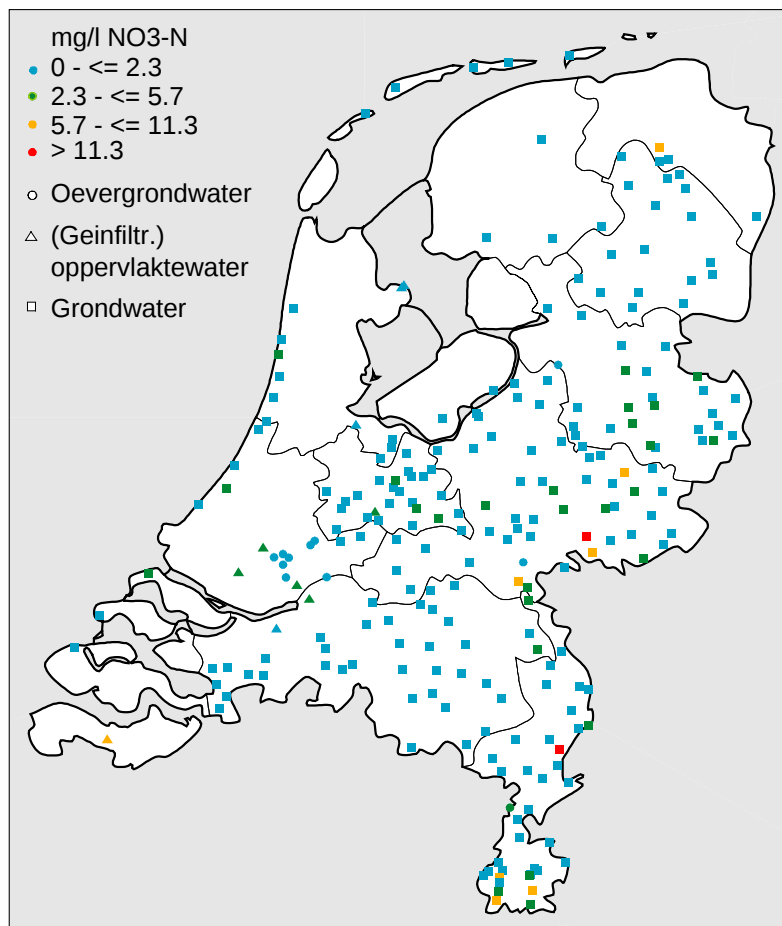
Eind negentiende eeuw voerde de Rijn gemiddeld circa 50 kg chloride per seconde af bij Lobith. Deze hoeveelheid steeg gestaag naar ongeveer 150 kg in 1940. Na WOII was er een sterke stijging, tot ongeveer 350 kg in de jaren tachtig. Het Rijnzoutverdrag uit 1976 en het Aanvullend Protocol uit 1991 regelen de vermindering van de lozing van afvalzout uit deze mijnen. In principe mag het chloridegehalte te Lobith de richtwaarde 200 mg l⁻¹ niet overschrijden. Sinds 1985 is chloridelast gedaald. In de laatste 10 jaar bedraagt het gemiddeld 270 kilo per seconde. Daarvan is circa eenderde afkomstig van de Franse kalimijnen (sluiting voorzien binnen enkele jaren). De drinkwaternorm voor chloride is 150 mg l⁻¹. Waarden in die orde van grootte leveren geen volksgezondheidsproblemen op. Wel kunnen zich smaak-bezwaren voordoen en de corrosie van leidingen en apparatuur kan toenemen. Chloride kan ook indirect beperkingen met zich meebrengen ten aanzien van sommige zuiveringsonderdelen.

Het verloop van de chloride-concentratie in het ruwwater op een pompstation geeft in principe inzicht in verblijftijd en verblijftijdspreiding. Meestal zijn er evenwel verstorende omstandigheden die de informatie beïnvloeden. Het gebruik van chloride als tracer heeft naast de grote voordelen, o.a. grote beschikbaarheid van historische gegevens, ook bezwaren. Verschillen in de verblijftijdspreiding in combinatie met verschillende varianten voor het aandeel grondwater in het opgepompte water kunnen namelijk dezelfde concentratiebeelden

geven. Omdat chloride zich bij bodempassage conservatief gedraagt zal dezelfde tijd-concentratieverloop relatie bestaan voor oeverfiltraat zonder verblijftijdspreiding.

3.3 Nitraat

De gezondheidkundige betekenis van nitraat in drinkwater is niet de toxiciteit, maar wordt bepaald door de omzetting van nitraat in nitriet. Nitriet oxideert hemoglobine tot methemoglobine en reduceert hiermee het zuurstoftransport van het bloed. De hemoglobine van baby's, zwangere vrouwen en personen die deficiënt zijn voor het enzym glucose-6-fosfaatdehydrogenase is het meest gevoelig hiervoor. Voorts kan nitriet effect hebben op het hart en kunnen afwijkingen in de longen, lever, milt en nieren worden aangetoond. Voor zuigelingen is het optreden van methemoglobinemie het meest gevoelige criterium (Kragt *et al.*, 1993). Flesgevoede zuigelingen zijn het meest kwetsbaar voor nitraat afkomstig uit drinkwater, omdat dit de enige blootstellingsroute is en de consumptie per kilogram lichaamsgewicht relatief hoog is.



Figuur 3.1 Jaargemiddelde concentratie nitraat ($\text{NO}_3\text{-N}$) in ruwwater in 1997(bron: waterleidingbedrijven REWAB).

Nitraat komt van nature in grondwater in lage concentraties voor. Als gevolg van overmatige dosering van meststoffen neemt de nitraatconcentratie met name in ondiepe kwetsbare winningen toe. In Figuur 3.1 is dit zichtbaar, vooral bij de winningen in Gelderland en Limburg. In het drinkwater bereid uit grondwater met een te hoge nitraatconcentratie wordt de norm niet overschreden vanwege het toepassen van bedrijfstechnische maatregelen, zoals

het bijmengen van drinkwater met een laag nitraatgehalte. Slechts op een enkele locatie wordt in de praktijk specifieke nitraatzuivering toegepast. Vermesting veroorzaakt bij kwetsbare winningen in veel gevallen ook een toename van de hardheid, het sulfaat- en het ijzergehalte in het opgepompte grondwater.

De nitraatconcentratie in de Rijn ligt op een laag niveau en fluctueert in beperkte mate, zodat het geen direct probleem vormt voor de productie van leidingwater. Ook in de Maas is de nitraatconcentratie laag.

3.4 Bestrijdingsmiddelen

De belasting van de Rijn met bestrijdingsmiddelen ligt, ondanks een beperkte teruggang voor de meeste van deze stoffen vanaf de jaren zeventig, evenwel nog te hoog. In enkele gevallen ligt bij de innamepunten van oppervlaktewater door waterleidingbedrijven de concentratie nog duidelijk boven de grenswaarde van $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$.

Als voorbeeld van de verontreiniging met bestrijdingsmiddelen kan worden genoemd het voorkomen van bentazon in het drinkwater geproduceerd bij Gemeentewaterleidingen Amsterdam uit oppervlaktewater van de Rijn, in de tweede helft van de jaren tachtig. Dit was een reden voor een groot aantal waterleidingbedrijven met winningen nabij of inname vanuit oppervlaktewateren om ook specifiek onderzoek te gaan uitvoeren naar de kwaliteit van bron, ruwwater en reinwater ten aanzien van bestrijdingsmiddelen. Uit een aantal onderzoeken (KIWA, 1988a; KIWA, 1988b; KIWA, 1988c) bleek dat op vele van die winningen één of meer van de beschouwde bestrijdingsmiddelen in ruwwater, maar soms ook in reinwater, boven de detectiegrens, c.q. drinkwaternorm ($0,1 \mu\text{g l}^{-1}$) voorkwam.

In drinkwater wordt incidenteel de norm overschreden (Tabel 3.1). De norm is gebaseerd op het voorzorgsprincipe. Dit betekent dat bij overschrijding hiervan er geen gezondheidskundige effecten zullen optreden. Het betreft nagenoeg altijd eenmalige overschrijdingen als gevolg van storingen in het zuiveringsproces.

Tabel 3.1 *Bestrijdingsmiddelen waarvan de norm in 1995 in drinkwater werd overschreden (bron: RIVM, REWAB).*

Stof	type bron	aantal locaties
Bentazon	grondwater	3
Formidon	oppervlaktewater	1
Dinoterb	oppervlaktewater	1
Azinfos-methyl	oppervlaktewater	1
1,2-dichloorpropaan	grondwater	2

In tegenstelling tot de eerder door het RIVM uitgevoerde studie met betrekking tot freatische en semi-spanningswinningen (Kovar *et al.*, 1998) is in de hier gerapporteerde studie geen aandacht aan de bestrijdingsmiddelen gegeven. Dit is niet gedaan omdat de bestrijdingsmiddelen bij oevergrondwaterwinningen geen probleem kunnen vormen maar omdat er voor geen van deze stoffen een langdurige meetreeks in het rivierwater voorhanden is. Die waarnemingen zijn nodig voor de voorbereiding van de invoergegevens.

4. Invoergegevens chloride en nitraat

4.1 Inleiding

De berekening van concentratie-doorbraakkrommen voor ruwwater is voor twee stoffen uitgevoerd, te weten chloride en nitraat. In tegenstelling tot nitraat vormt chloride zelden een probleem bij de bereiding van drinkwater. Chloride is gehanteerd omdat het tijdens de passage door de verzadigde ondergrond niet afbreekt en weinig met de bodemmatrix reageert (sorptie aan positief geladen klei- en leemdeeltjes is mogelijk, al dan niet in combinatie met stagnante zones). Daarom kan het als ideale tracer worden gebruikt voor de beoordeling van de juistheid van een model dat alleen op advectie en dispersie is gebaseerd. Een bijkomend voordeel van het gebruik van chloride is dat de concentratie in de rivier in de loop van de tijd een grote variabiliteit vertoont (o.a. pieken tijdens lage afvoeren), waardoor er ook in de doorbraakkrommen contrasten ontstaan.

De berekening van concentratie-doorbraakkrommen voor chloride en nitraat in ruwwater is gedaan voor de rekenperiode tussen 1950 en 2050 (100 jaar). De berekende concentratie-doorbraakkrommen hangen onder meer van de volgende invoerparameters af:

- de concentratie van chloride/nitraat in het grondwatersysteem bij de aanvang van de simulatieperiode (1950);
- het verloop van de concentratie van chloride/nitraat in de tijd in infiltrerend water op het "land", dus in dat gedeelte van het modelgebied dat niet als rivier is aangemerkt;
- het verloop van de concentratie van chloride/nitraat in de tijd in het rivierwater. Het is belangrijk om op te merken dat alle negen beschouwde oevergrondwaterwinningen rivierwater onttrekken dat (grotendeels) uit de Rijn afkomstig is. De voorliggende studie bevat geen oevergrondwaterwinningen die Maaswater onttrekken.

Bij de definitie van de tijdsafhankelijke invoer van chloride- en nitraatbelasting kunnen twee perioden worden onderscheiden, te weten (a) een historische periode, tussen 1950 en 2000, en (b) een periode voor scenariobelasting, vanaf 2000. Het verloop van de concentraties in de tijd is besproken in paragrafen 4.2 en 4.3.

4.2 Invoergegevens chloride

4.2.1 Concentratie chloride in grondwater bij aanvang simulatie (1950)

De initiële concentratie van chloride geldt voor het begin van de simulatieperiode, dus in 1950. Deze concentratie is ruimtelijk constant verondersteld voor het verzadigde grondwater binnen het gehele modelgebied, zowel lateraal als in de diepte.

In het intrekgebied van de pompstations Engelse Werk en Nieuwe Marktstraat is de initiële concentratie van chloride op 16 mg l^{-1} gesteld. Dit is het 50% percentiel uit de waarnemingen van de kwaliteit van het ondiepe grondwater in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) onder de natuurgebieden op zandgrond (Boumans & Beltman, 1991; Tabel 9; $451 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$).

Voor de overige zeven beschouwde pompstations is de initiële concentratie van chloride op 55 mg l^{-1} gesteld. Deze pompstations liggen binnen een poldergebied. Verwacht wordt dat daar het grondwater in 1950 gedeeltelijk van natuurlijk infiltrerend rivierwater afkomstig is. Hierbij moet bedacht worden dat het chloridegehalte van het Rijnwater vóór 1950 in het

algemeen lager was dan 100 mg l^{-1} , maar aanzienlijk hoger dan het gehalte in regenwater. De waarde van 55 mg l^{-1} , ontstaan door "menging" van rivierwater met (a) het infiltratiewater op het land en (b) diep brak grondwater, is gekozen mede in overleg met het waterleidingbedrijf WZHO.

Bedacht moet worden dat alhoewel de werkelijke initiële chlorideconcentratie in 1950 van de waarde van 16 resp. 55 mg l^{-1} kan afwijken, de daaruit voortkomende fout in de berekende ruwwaterconcentraties in de tijd snel klein wordt. Immers het initieel in 1950 aanwezige grondwater wordt in de loop van de tijd "vervangen" door het water dat uit de rivier en vanuit het land het grondwatersysteem binnendringt. Afhankelijk van de geohydrologische omstandigheden zal de invloed van de initiële chlorideconcentratie op de negen winningen binnen 10 tot 30 jaar grotendeels zijn uitgewerkt, met andere woorden slechts merkbaar tot 1960-1980.

1.1.2 Concentratieverloop chloride in infiltrerend water op het "land"

Modelmatig gezien komt het water dat op het "land" naar het grondwater infiltreert uit twee bronnen, te weten uit (a) de grondwateraanvullingsflux, QRE, en (b) de grondwaterstandsafhankelijke top-systeem flux, QTS.

Voor pompstations Engelse Werk en Nieuwe Marktstraat is het verloop van de chlorideconcentratie in de tijd (1950-2050) constant genomen, te weten 16 mg l^{-1} . Dit is dezelfde waarde als de initiële concentratie in 1950. Strict genomen had binnen landbouwgebieden van het intrekgebied van de twee pompstations een hogere waarde (ca. 50 mg l^{-1}) gehanteerd moeten worden om zodoende het chlorideoverschot uit landbouw beter tot uitdrukking te brengen. Dit is vooral relevant voor het pompstation Engelse Werk (relatief groter aandeel landbouw). Daardoor zou voor het pompstation Engelse Werk een betere overeenstemming tussen berekende en waargenomen chlorideconcentraties zijn bereikt (Figuur 7.1).

Ook voor de overige zeven beschouwde pompstations is het verloop van de chlorideconcentratie in de tijd (1950-2050) constant genomen, nu echter ter waarde van 55 mg l^{-1} . Ook hier is dit dezelfde waarde als de initiële concentratie in 1950 in desbetreffende zeven modelgebieden. De keuze van 55 mg l^{-1} wordt gemotiveerd door de veronderstelling dat het water dat in de polders vanuit klein-oppervlakte water naar het grondwater infiltreert voor een gedeelte uit de Rijn afkomstig is, waar het chloridegehalte hoger is dan 100 mg l^{-1} .

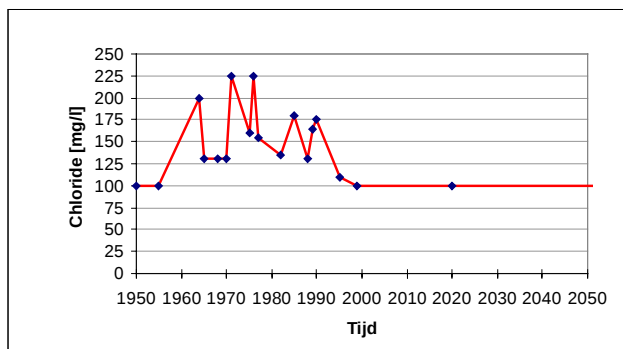
Een opmerking over de invloed van landbouw op chlorideconcentratie is op zijn plaats. Het aandeel landbouw aan chlorideconcentratie in neerslagoverschot is ongeveer 50 mg l^{-1} (pers. comm. Leo Boumans, RIVM). Hierbij wordt van een gemiddeld chloride- en neerslagoverschot uitgegaan. Dit geldt voor ongeveer laatste 25 jaar. De chloridebelasting is vanaf 1930 ten gevolge van invoering van kunstmest toegenomen. Na een stijging tot 1980 is de belasting (vanwege minder chloride in kunstmest) omlaag gegaan. Chloridebelasting is gebruikt bij de beoordeling van de juistheid van het model (paragraaf 7.2). De fout ten gevolge van de aanname van een in de tijd constante chloridebelasting is klein. Dit komt vooral omdat de chloridebelasting vanuit een rivier een aanzienlijk groter invloed op de ruwwaterconcentraties heeft dan de belasting vanuit het "land".

1.1.3 Concentratieverloop chloride in infiltrerend water vanuit rivier

Zoals in paragraaf 2.6 besproken is, komt het water dat in de rivierbedding naar het grondwater infiltreert uit de in het LGM geformuleerde grondwaterstandsafhankelijke top-systeem flux, QTS.

Omdat de negen beschouwde oevergrondwaterwinningen het water onttrekken dat direct/indirect uit de Rijn afkomstig is mag worden verwacht dat de chlorideconcentratie van het rivierwater nabij alle winningslocaties ongeveer hetzelfde verloop in de tijd zal hebben. Deze veronderstelling is geverifieerd (en positief bevonden) door een vergelijking te maken van chlorideconcentraties waargenomen in de periode 1970-1992 op de locaties Hagestein, Beneden/Merwede, Kinderdijk/Lek, Noord en Papendrecht. Dit komt omdat de belasting met chloride grotendeels zijn oorsprong buiten Nederland heeft. Vervolgens is het waargenomen chlorideverloop ten behoeve van modelinvoer vereenvoudigd weergegeven, zoals getoond in Figuur 4.1. De sterkste vereenvoudiging (rechte lijn) is gemaakt voor de periode 1955-1964, waardoor een piek in 1959 en een dal in 1962 "verloren" zijn gegaan. Gelet op de korte responsietijd (hoofdstuk 6) zal de invloed van de invoer in de periode 1950-1964 voor de meeste pompstations al vanaf 1980 toch nagenoeg niet meer merkbaar zijn. De pieken in Figuur 4.1 worden veroorzaakt door de lage rivierafvoeren tijdens langdurige droge perioden, zoals in het jaar 1976. Immers, de totale vracht (massa) van chloride in de Rijn is gedurende de tijd nogal constant.

Chlorideconcentratie vanaf 2000 is constant aangehouden, en wel op het niveau van 1999 (100 mg l⁻¹). Hierbij is nog geen rekening gehouden met de implementatie van het Rijnverdrag, volgens welk de hoeveelheid zout die op de Rijn wordt geloosd in de toekomst verder zal verminderen.



Figuur 4.1 Verloop van chlorideconcentratie in rivierwater, als invoer voor modelsimulaties.

Omdat de pieken in chlorideconcentratie in rivierwater tot aanzienlijke variabiliteit (gedempte pieken) van chlorideconcentraties in ruwwater leiden (echter meestal uitgewerkt binnen ca. 10 jaar), kunnen de berekende chlorideconcentraties goed met de chloride-waarnemingen in ruwwater worden "vergeleken". Deze waarnemingen zijn vaak al vanaf 1950 beschikbaar.

1.3 Invoergegevens nitraat

1.3.1 Concentratie nitraat in grondwater bij aanvang simulatie (1950)

De initiële concentratie van nitraat is op dezelfde wijze als die voor chloride gedefinieerd, dat wil zeggen constant in de ruimte (lateraal en in diepte) vóór het begin van de simulatieperiode (1950).

Pompstation Engelse Werk

Voor dit pompstation is ervan uitgegaan dat in 1950 in de ondergrond geen nitraat aanwezig was ($c=0$). De reden hiervan is dat in het intrekgebied sprake is van een anaërobe situatie. Indicatoren voor anaërobe condities zijn bijvoorbeeld concentraties van ijzer en ammonium

in het ruwwater van het pompstation. Gegevens ontleend aan REWAB geven het volgende beeld:

- de concentratie van ijzer in ruwwater varieert in de periode 1991-1998 tussen 3,2 en 4,5 mg l⁻¹;
- de concentratie van ammonium in ruwwater varieert in de periode 1991-1998 tussen 0,5 en 0,8 mg N l⁻¹.

Behalve de REWAB gegevens zijn ook de waarnemingen van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) beschouwd, met name het meetpunt nummer 196. Dit meetpunt, gekarakteriseerd als "oeverinfiltratie", vertoont soortgelijke "anaërobe" waarden van ijzer en ammonium. Daarnaast laat het waarden van mangaan- en bicarbonaatconcentraties zien, die beide ook op anaërobe condities wijzen:

- concentratie van mangaan varieert in de periode 1991-96 tussen 0,6 en 1,5 mg l⁻¹;
- concentratie van bicarbonaat varieert in de periode 1991-96 tussen 170 en 350 mg l⁻¹.

In anaërobe condities vindt oxidatie van organische stof plaats, waarbij nitraat wordt gereduceerd (ontstaan van bicarbonaat). Behalve door mineralisatie van organische stof kan denitrificatie in principe ook optreden door een redox reactie tussen nitraat en ijzersulfiden, zoals pyriet (KIWA, 1989). Door de hiervoor geschetste condities is dan ook de afwezigheid van nitraat in ruwwater op het pompstation Engelse Werk te verklaren, zoals ook blijkt uit de REWAB waarnemingen (Figuur 7.10).

Pompstation Nieuwe Marktstraat

Voor het pompstation Nieuwe Marktstraat is de initiële concentratie van nitraat op 10 mg l⁻¹ gesteld. Bij de afleiding van deze waarde is ervan uitgegaan dat de kwaliteit van het grondwater in 1950 tot stand is gekomen door "menging" van rivierwater met het infiltratiewater op het land, in de periode voorafgaande aan 1950. De overwegingen voor de keuze van 10 mg l⁻¹ waren als volgt:

- Uit waarnemingen blijkt dat het nitraatgehalte in het Rijnwater vóór 1950 tussen 5 en 10 mg l⁻¹ is geweest;
- Wat de kwaliteit van het infiltratiewater op het land betreft is aangenomen dat in de periode vóór 1950 de nitraatconcentratie in de flux naar het ondiepe grondwater ongeveer gelijk is geweest aan de waarde in 1950. Het concentratiebeeld voor 1950 is uit Kovar *et al.* (1998; Figuur 4.1) overgenomen. Daarin bedraagt de nitraatconcentratie in het intrekgebied minder dan 25 mg l⁻¹. Omdat een gedeelte van nitraat in het diepere grondwater denitrificeert, zal het nitraatgehalte al op enkele meters diepte in het verzadigde grondwater lager dan 25 mg l⁻¹ zijn geweest.

Pompstations Bergambacht-Rodenhuis, Schuwacht, Tiendweg, De Put, Ridderkerk, H.I. Ambacht en Zwijndrecht

In desbetreffende intrekgebieden is sprake van anaërobe condities, hetgeen overeenkomt met de situatie beschreven bij pompstation Engelse Werk. Daarom is voor deze serie pompstations (in poldergebieden) aangenomen dat in 1950 in de ondergrond geen nitraat aanwezig was (c=0).

1.3.2 Concentratieverloop nitraat in infiltrerend water op het "land"

Analoog aan de invoer voor chloride, betreft dit de nitraatconcentratie in het water dat op het "land" naar het grondwater infiltreert, te weten uit de grondwateraanvullingsflux (QRE), en de grondwaterstandsafhankelijke top-systeem flux (QTS).

Het verloop van de nitraatconcentratie in het infiltrerende water in de tijd (1950-2050) is overgenomen uit het rapport van Kovar *et al.* (1998; Hoofdstuk 4), waarin onderzoek was

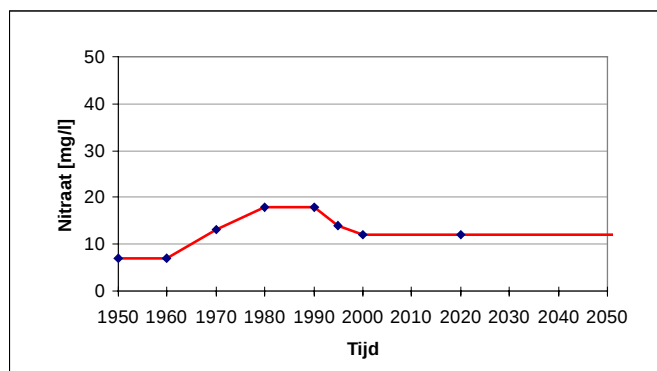
gedaan naar de toekomstige concentraties in freatische en semi-spanningswinningen. In die studie was de nitraatconcentratie door middel van drie methoden berekend:

- model NLOAD (van Drecht *et al.*, 1991; van Drecht, 1993; van Drecht & Scheper, 1998) voor nitraatuitspoeling op landbouwgronden;
- regressiemodel voor nitraatuitspoeling onder bossen (Boumans & Beltman, 1991), en
- gemiddelde nitraatconcentratie op de diepte van 10 meter onder stedelijke gebieden, gebaseerd op het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit (van Drecht *et al.*, 1996).

De landsdekkende nitraatconcentratiebeelden uit Kovar *et al.* (1998) zijn beschikbaar voor tijdstippen 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 1995, 2000 en 2020. De concentratie vanaf 2020 is constant aangehouden, op een waarde gelijk aan die in 2020.

1.3.3 Concentratieverloop nitraat in infiltrerend water vanuit rivier

Analoog aan het concentratieverloop van chloride in de rivier (paragraaf 4.2.3) geldt op basis van waarnemingen dat de nitraatconcentratie in rivierwater voor alle negen beschouwde winningslocaties ongeveer hetzelfde verloop in de tijd heeft. De nitraatvariatie in model-invoer is getoond in Figuur 4.2. De nitraatconcentratie vanaf 2000 is constant aangenomen op 12 mg l^{-1} .



Figuur 4.2 Verloop van nitraatconcentratie in rivierwater, als invoer voor modelsimulaties.

In tegenstelling tot de chlorideconcentratie in het rivierwater die grote pieken vertoont (b.v. 1976, 1985 en 1990), varieert de nitraatconcentratie nogal gelijkmatig in de tijd (vergelijk Figuur 4.1 met 4.2). De lage rivierafvoeren leiden niet tot noemenswaardige verhoging van nitraatconcentraties. Met andere woorden, de nitraatconcentratie in het rivierwater stelt het trendmatige verloop voor en zal in de periode 2000-2050 waarschijnlijk even gelijkmatig variëren als in de periode 1950-2000. Om die reden kan aan de nitraatconcentratie in ruwwater, die in het tijdstraject 2000-2050 wordt gemodelleerd een voorspellende waarde worden toegekend.

5. Modelling stroombanen en verblijftijden

5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten van de modellering van stroombanen (intrekgebieden) en verblijftijden in het verzadigde meerlagen-grondwatersysteem, uitgevoerd met behulp van de module LGMFLOW (Kovar & Leijnse, 1989b; Kovar *et al.*, 1998, hoofdstuk 6). De intrekgebieden en verblijftijden kunnen worden gebruikt voor de bepaling van omvang van de beschermingsgebieden.

De invoerparameters voor LGMFLOW zijn onder andere de eerder verkregen berekeningsresultaten van LGMSAT, te weten de ruimtelijke verdeling van (1) stijghoogten voor elke aquifer, en (2) de "vertikale" fluxen door de aquitards, dat wil zeggen door de onder- en bovenkant van aquifers. Aan de bovenkant van de eerste (bovenste) aquifer, onderscheidt men de flux QA0, de totale aquiferaanvullingsflux. De flux QA0 (mm dag^{-1}) is de som van twee fluxcomponenten, $QA0 = QRE + QTS$:

- de grondwateraanvullingsflux QRE (mm dag^{-1}), door de gebruiker als invoer opgegeven;
- de top-systeem flux QTS. De waarde van QTS (mm dag^{-1}) is een functie van de berekende stijghoogte HH1.

Onder verwijzing naar paragraaf 2.3 wordt er nogmaals op gewezen dat in deze studie de grote waterlopen (rivieren) niet als een lijnflux geschematiseerd zijn (zoals b.v. in Kovar *et al.*, 1998), maar door middel van de in de x/y ruimte variabele top-systeem fluxrelatie. De hydraulische invloed van rivieren komt dus in de flux QTS tot uiting.

LGMFLOW berekent het continue driedimensionale (x/y/z) beeld van grondwatersnelheid, en daarop gebaseerde stroombanen en verblijftijden. De berekening is onder de volgende aannamen gedaan:

- de x- en y-component van de grondwatersnelheid in een aquifer zijn onafhankelijk van de diepteligging in een aquifer;
- de verticale snelheid (z richting) door een aquitard is constant, er is geen horizontale stroming binnen een aquitard;
- de grondwatersnelheid in z-richting in een aquifer is berekend door middel van lineaire interpolatie van de verticale grondwatersnelheid tussen de boven- en onderkant van een aquifer.

Voor de berekening van stroombanen (intrekgebieden) en verblijftijden is gebruik gemaakt van de optie van voorwaartse particle-tracking vanaf zgn. *top-grid starting points*. De methode is beschreven in Kovar *et al.* (1998, paragraaf 6.2). De ligging van startpunten is als volgt gedefinieerd:

- in het x/y vlak liggen de startpunten van stroombanen in de middelpunten van zgn. ARC/GRID cells. Deze cells zijn vierkanten binnen een gekozen rechthoekige gebied. De gehanteerde afmetingen van de ARC/GRID cells zijn gegeven in Tabel 5.1;
- in de z-richting start een stroombaan op het niveau van de stijghoogte in de bovenste aquifer (HH1).

Tabel 5.1 Afmetingen van ARC/GRID cells, ten behoeve van top-grid starting points voor voorwaartse particle-tracking in LGMFLOW.

Pompstation (waterleidingmaatschappij)	Afmeting van ARC/GRID cells
Engelse Werk (WMO)	25×25 m
Nieuwe Marktstraat (NUON)	25×25 m
Bergambacht-Rodenhuis (WZHO)	50×50 m
Lekkerkerk-Schuwacht (WZHO)	25×25 m
Lekkerkerk-Tiendweg (WZHO)	50×50 m
De Put (WZHO)	50×50 m
Ridderkerk (WZHO)	25×25 m
H.I. Ambacht (WZHO)	25×25 m
Zwijndrecht (WZHO)	25×25 m

5.2 Verblijftijden en eindbestemmingen van stroombanen

Zoals hiervoor gesteld, worden stroombanen met behulp van de voorwaartse particle-tracking bepaald, dat wil zeggen in dezelfde richting als de stromingsrichting van het grondwater. Een stroombaan is het pad dat een denkbeeldig waterdeeltje vanaf het startpunt ten gevolge van de advectie in het grondwater aflegt. De verplaatsing ten gevolge van advectie hangt ook af van de effectieve porositeit van de doorstroomde ondergrond. Aangenomen is dat in alle gebieden een uniforme effectieve porositeit in aquifers en aquitards mag worden aangehouden van respectievelijk 0,3 en 0,1.

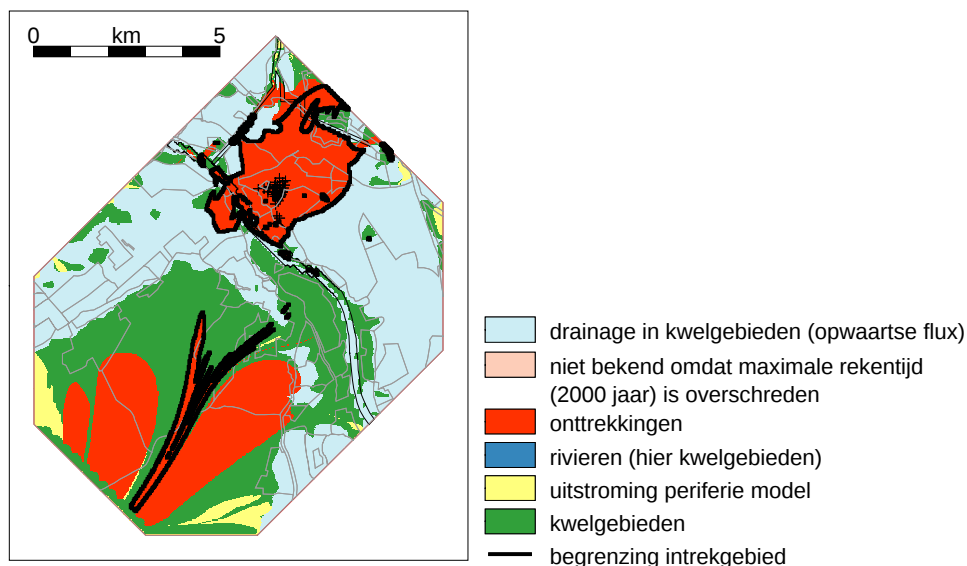
Vanzelfsprekend kan een stroombaan alleen berekend worden als ter plaatse van het startpunt de flux QA0 (=QRE+QTS) neerwaarts gericht is (infiltratie). Als de flux QA0 in een startpunt opwaarts gericht is (kwel), kan vanuit dat punt géén stroombaan worden berekend. LGMFLOW berekent de x/y/z-coördinaten en de bijbehorende verblijftijden in een discreet aantal punten langs een stroombaan. Een verblijftijd is de tijdspanne vanaf het begin van infiltratie (tijd=0) tot het moment dat het grondwater langs een stroombaan uit het systeem "verdwijnt". De bepaling van een stroombaan wordt beëindigd als één van de volgende situaties zich voordoet:

- (a) de maximale verblijftijd wordt overschreden (in ons geval 2000 of 5000 jaar);
- (b) **de stroombaan is in een grondwateronttrekking geëindigd;**
- (c) de stroombaan is in een drainerende rivier (lijnflux) geëindigd. Omdat in ons geval de grote waterlopen (rivieren) niet als lijnflux geschematiseerd zijn maar door middel van de top-systeem fluxrelatie, is deze beëindigingsoptie hier niet relevant. Voorzover een rivier draineert zal dat in ons geval als optie (e) tot uiting komen;
- (d) de stroombaan is aan de periferie van het modelgebied geëindigd, als uitstroming over de modelrand in één van de aquifers;
- (e) de stroombaan is als opwaartse flux (kwel) aan de bovenzijde van het grondwatersysteem geëindigd.

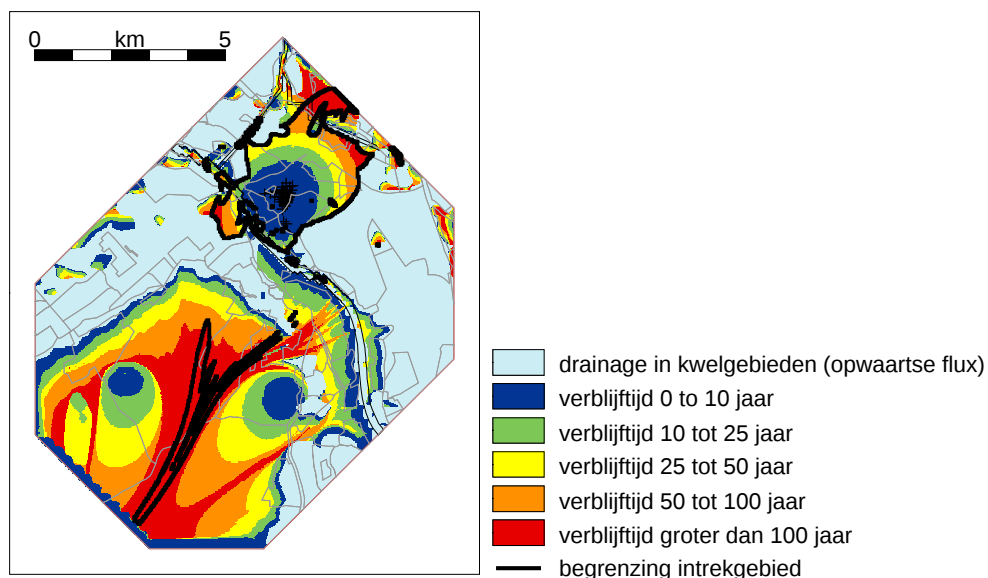
Figuren 5.1 t/m 5.16 tonen voor de negen beschouwde pompstations (i) de eindbestemming van het grondwater dat aan de bovenkant in het systeem infiltreert, en (ii) de verblijftijd van het grondwater. De figuren bevatten ook de contouren van de intrekgebieden, zoals in detail getoond in paragraaf 5.3. Naarmate het gebied met korte verblijftijden (0-10jaar en 10-25jaar) een relatief groter gedeelte van een intrekgebied beslaat, zal de winning sneller op de veranderingen aan de oppervlakte (rivier en land) van het systeem reageren. Dit is dan ook te

zien aan een steiler verloop van de kromme van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden (hoofdstuk 6).

In de kwelgebieden is de flux QA0 aan de bovenzijde van het grondwatersysteem opwaarts gericht. In Figuren 5.1 t/m 5.16 zijn deze drainerende gebieden lichtblauw aangeduid. Omdat daar de stroombanen alleen kunnen eindigen, kan daar met de voorwaartse particle-tracking niet worden gestart en zijn daar dus noch de eindbestemming noch verblijftijd gedefinieerd. Er bestaat wél een relatie tussen de kwelgebieden en het overige modelgebied. De deeltjes die in het groen getoonde (infiltratie)gebied starten, eindigen namelijk als kwel ergens binnen het modelgebied.



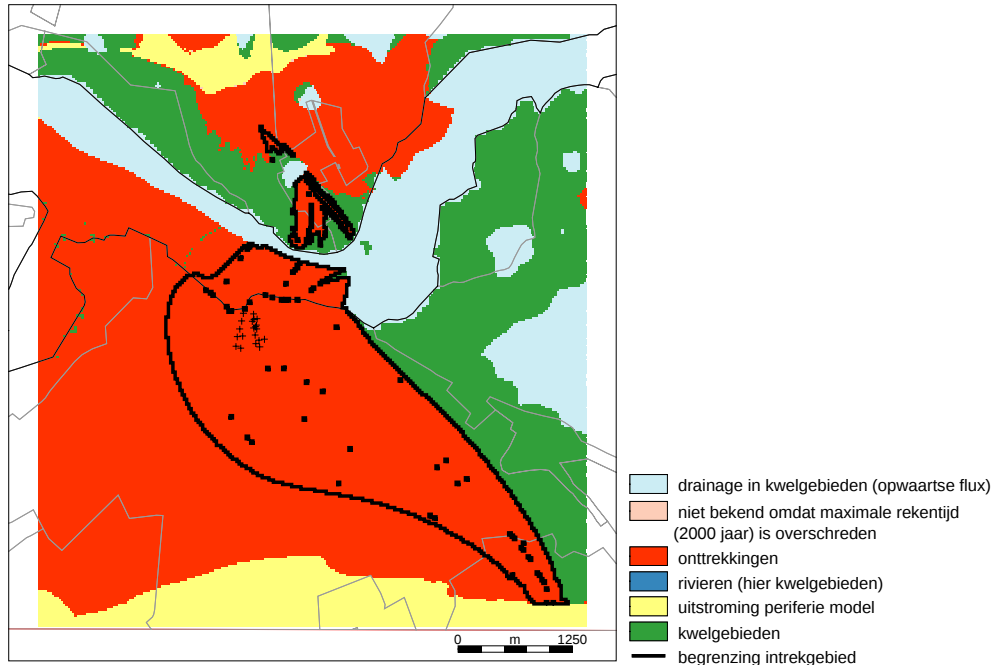
Figuur 5.1 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het model Engelsewerk.



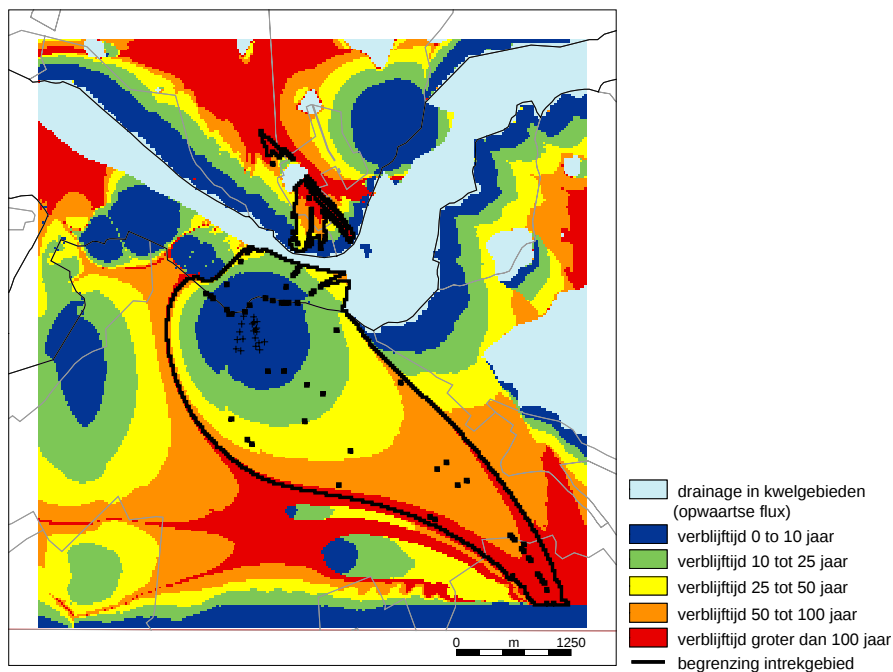
Figuur 5.2 Verblijftijd van stroombanen voor het model Engelsewerk.

In Figuren 5.1 en 5.2 kan worden gezien dat het intrekgebied van het pompstation Engelse Werk op een aantal plaatsen de rand van het modelgebied "raakt". Hieruit kan geconcludeerd worden dat het modelgebied wellicht iets te klein is gekozen. Vooruitlopend op de bespreking van de cumulatieve frequentieverdeling (Hoofdstuk 6, Figuur 6.1) wordt nu reeds

gememoreerd dat het aannemelijk is dat vanwege het te klein gekozen modelgebied ca. 7% van het onttrokken grondwater door de diepe aquifers langs de modelrand binnenkomt, terwijl het gehele onttrokken debiet vanuit de bovenzijde binnen het model had moeten komen. Om deze reden bereikt de kromme van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden in Figuur 6.1 de waarde van slechts 93% in plaats van 100%.



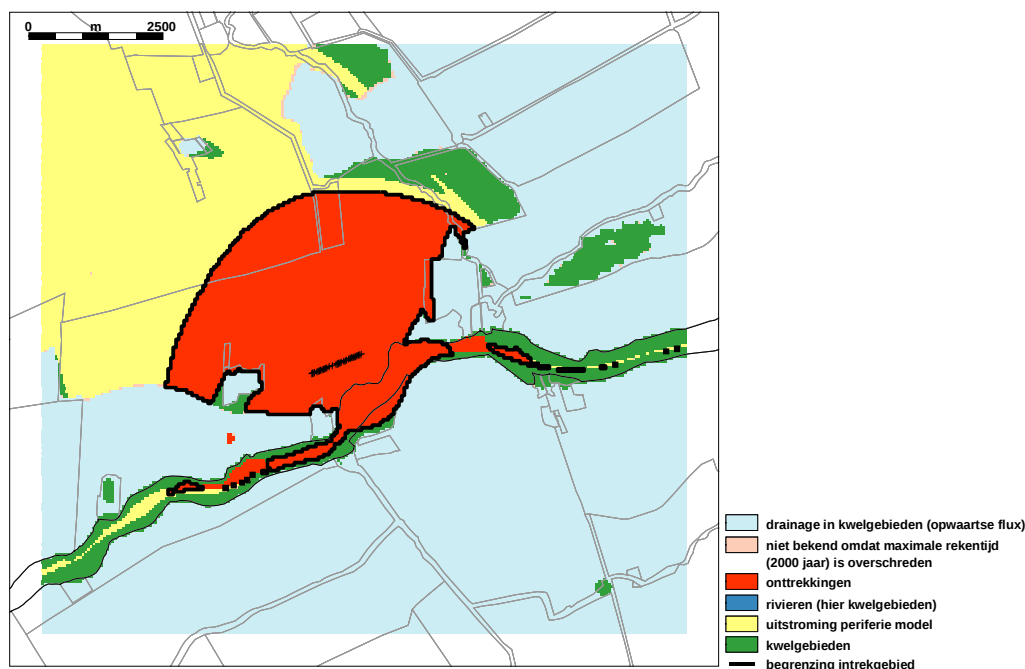
Figuur 5.3 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation Nieuwe Marktstraat (model Nieuwemarkt).



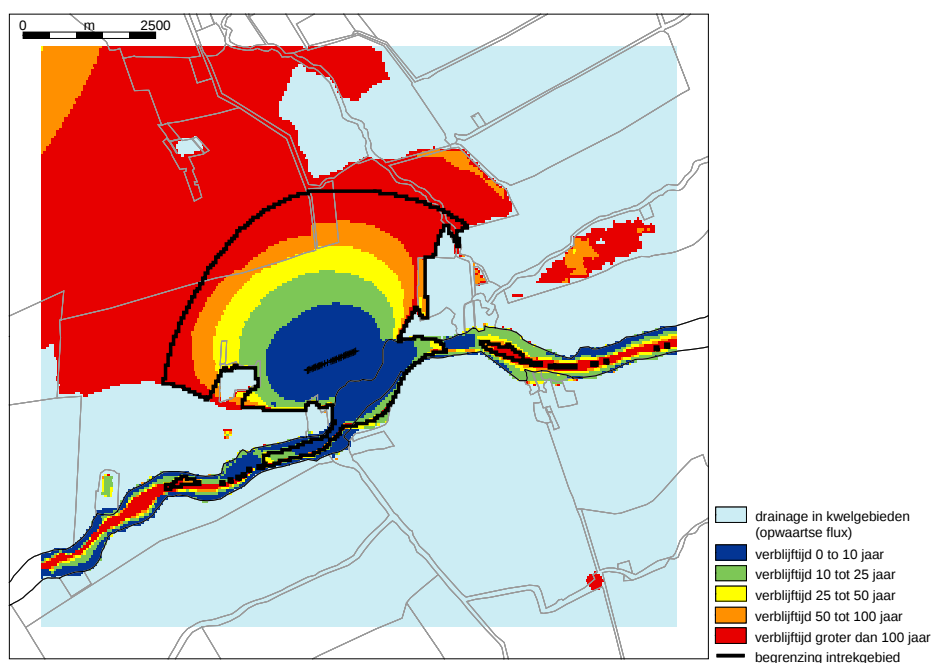
Figuur 5.4 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation Nieuwe Marktstraat (model Nieuwemarkt).

Wat betreft het pompstation Nieuwe Marktstraat (Figuren 5.3 en 5.4) kan uit de "afgeknotte" staart van het intrekgebied in de zuidoostelijke hoek worden geconcludeerd dat het model-

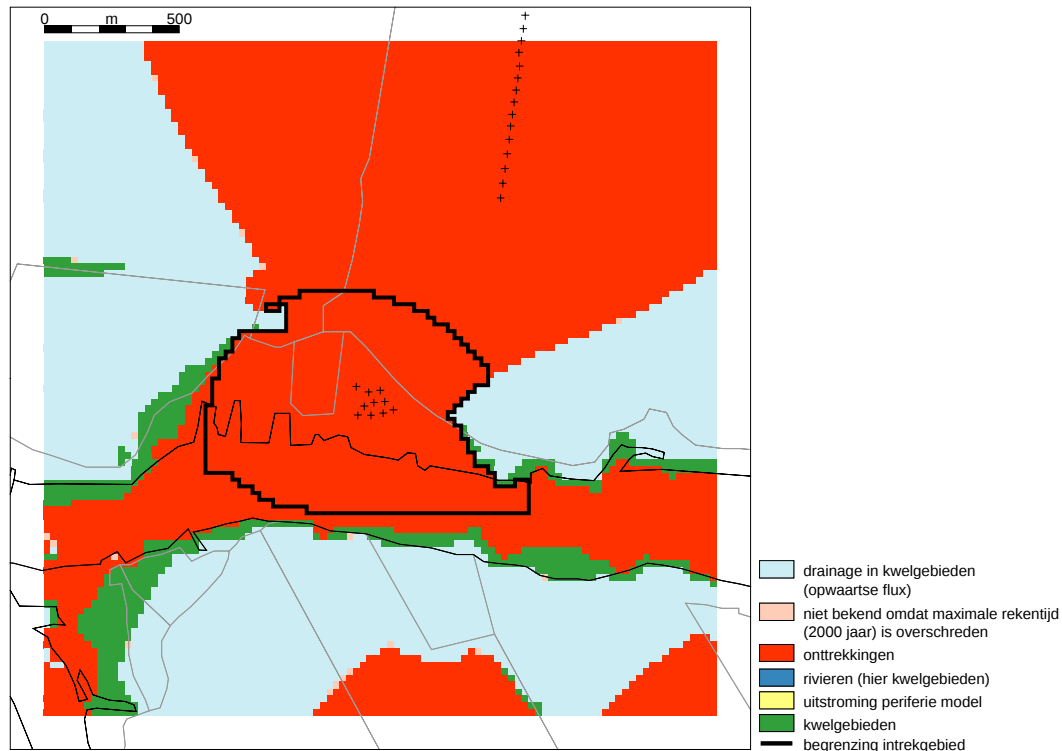
gebied iets te klein is gekozen. Het intrekgebied had daar immers steeds smaller moeten worden en in een "punt" had moeten eindigen. Omdat het modelgebied te klein is, zal een gedeelte van het onttrokken grondwater door aquifers langs de modelrand binnenkomen (ca. 10%), in plaats van dat het gehele debiet zijn oorsprong aan de bovenzijde binnen het model heeft. Dit weerspiegelt zich in het feit dat de kromme van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden voor dit pompstation de waarde van slechts 90% bereikt in plaats van 100% (Figuur 6.2).



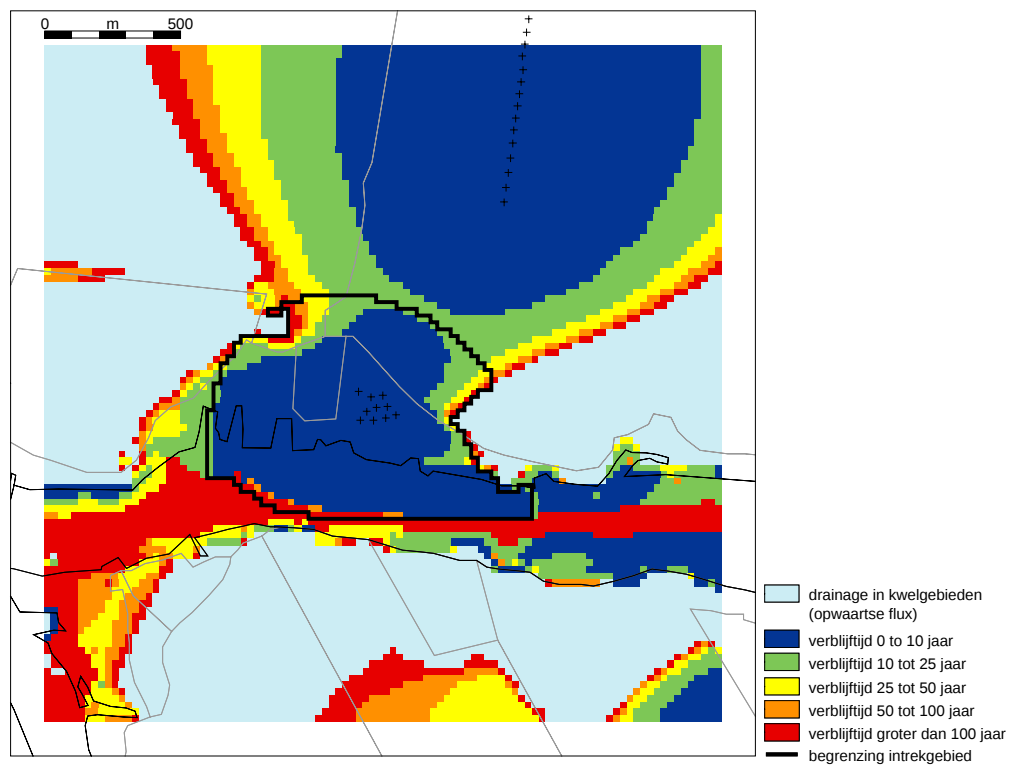
Figuur 5.5 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (model Bergambacht).



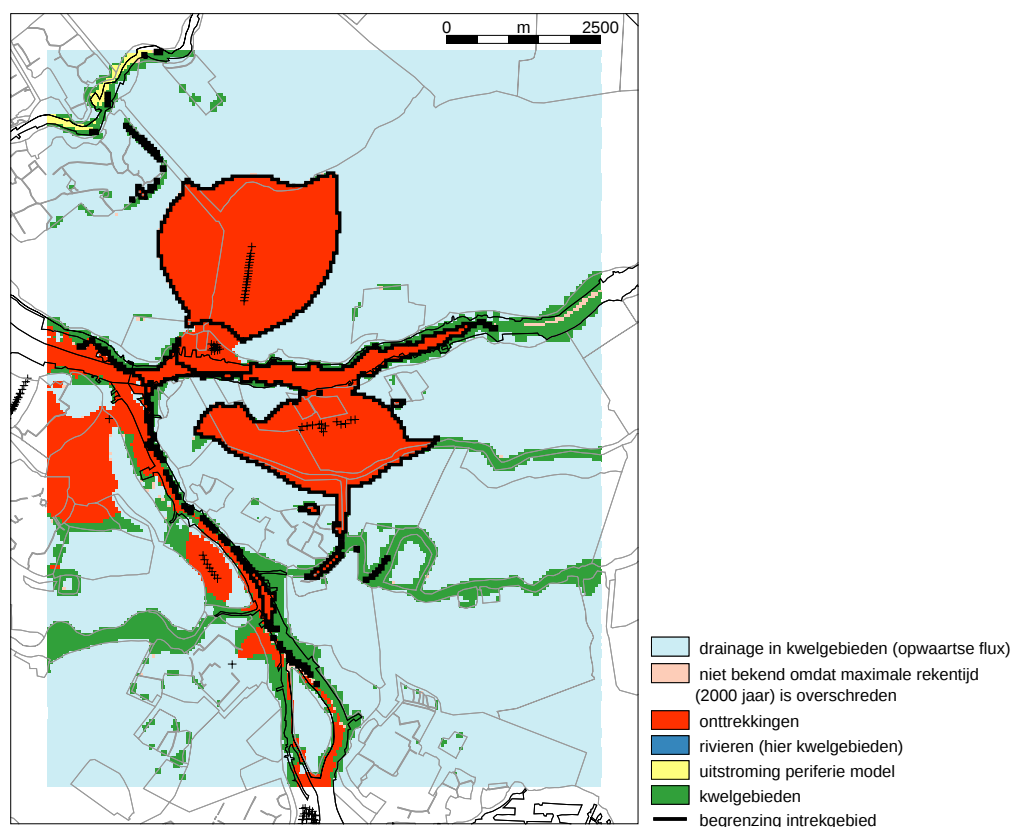
Figuur 5.6 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (model Bergambacht).



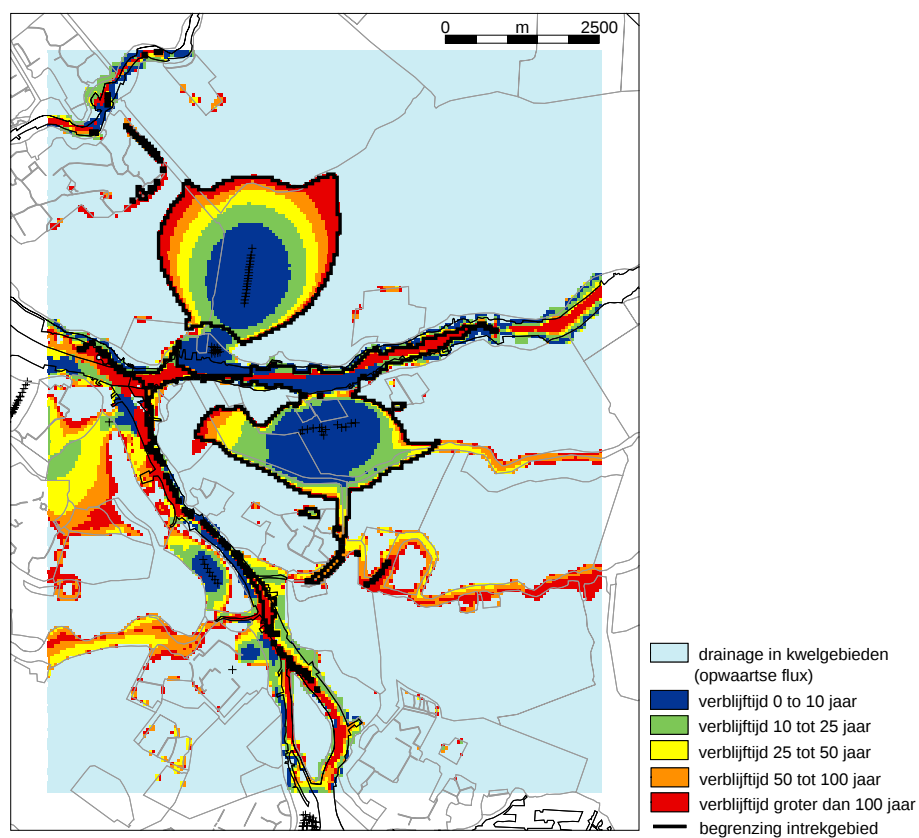
Figuur 5.7 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation Schuwacht (model WZHWest).



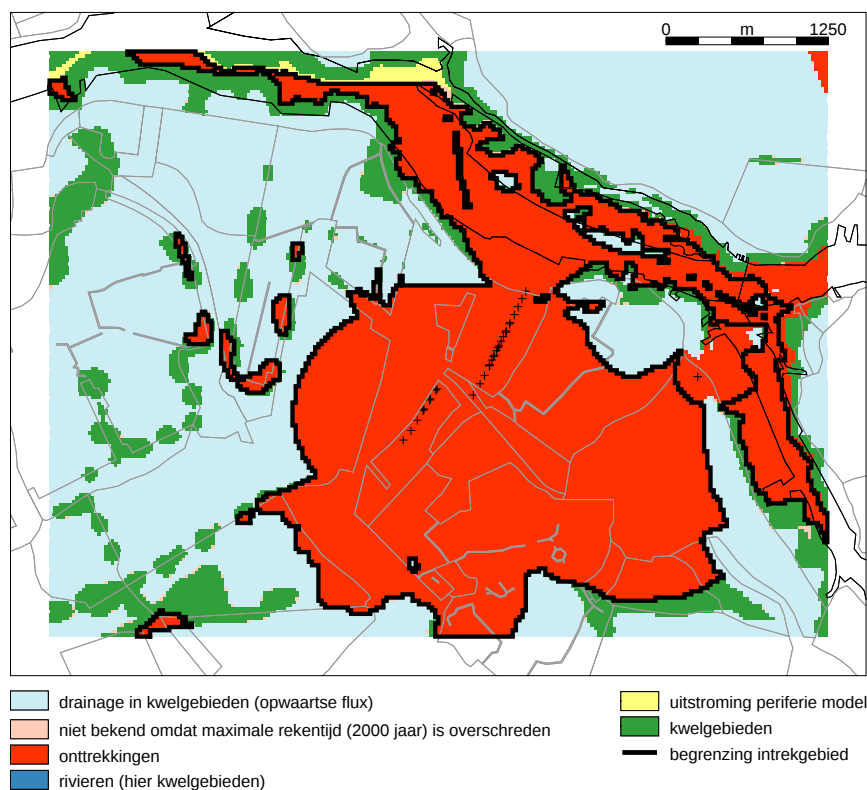
Figuur 5.8 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation Schuwacht (model WZHWest).



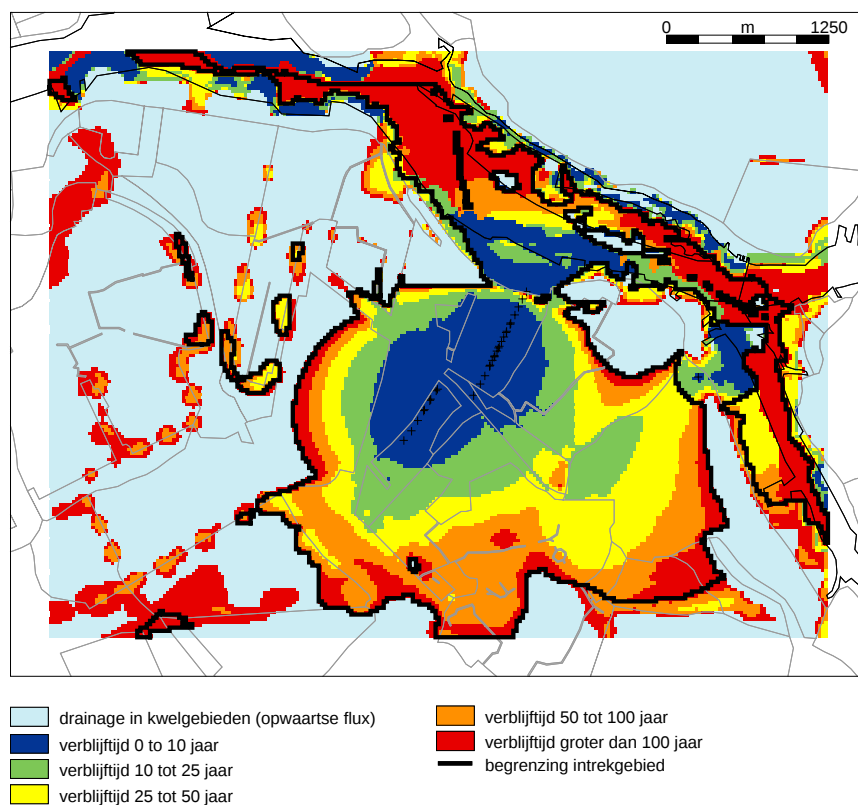
Figuur 5.9 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor pompstations Tiendweg en De Put (model WZHWest).



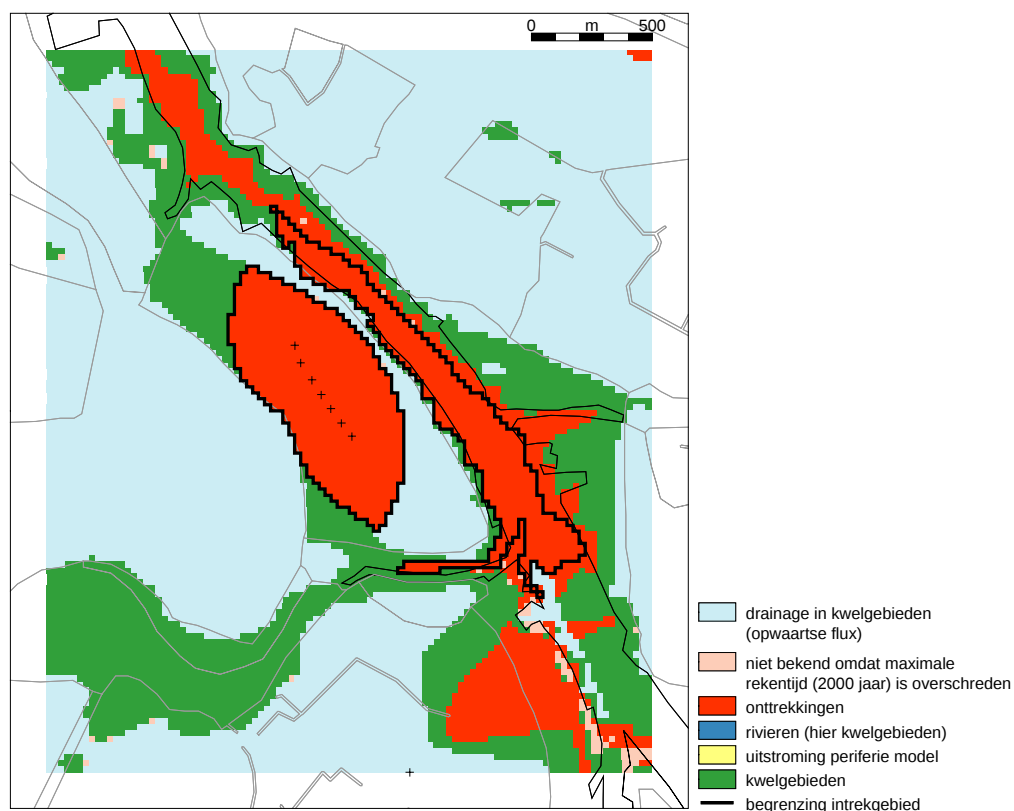
Figuur 5.10 Verblijftijd van stroombanen voor pompstations Tiendweg en De Put (model WZHWest).



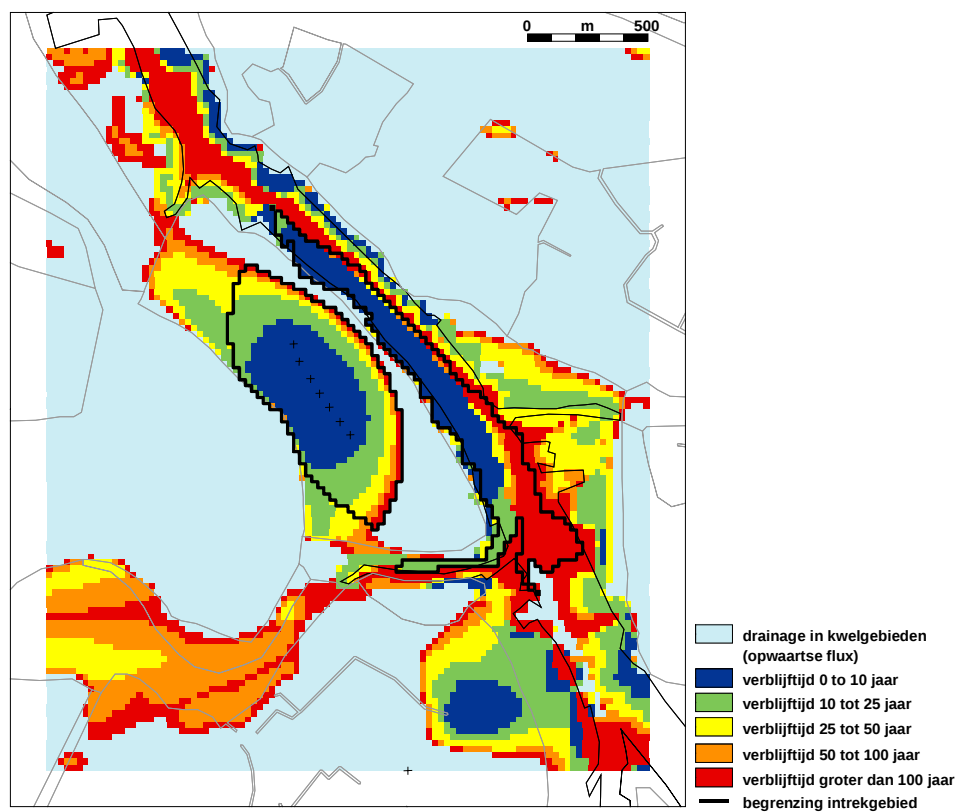
Figuur 5.11 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation Ridderkerk (model WZHOWest).



Figuur 5.12 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation Ridderkerk (model WZHOWest).

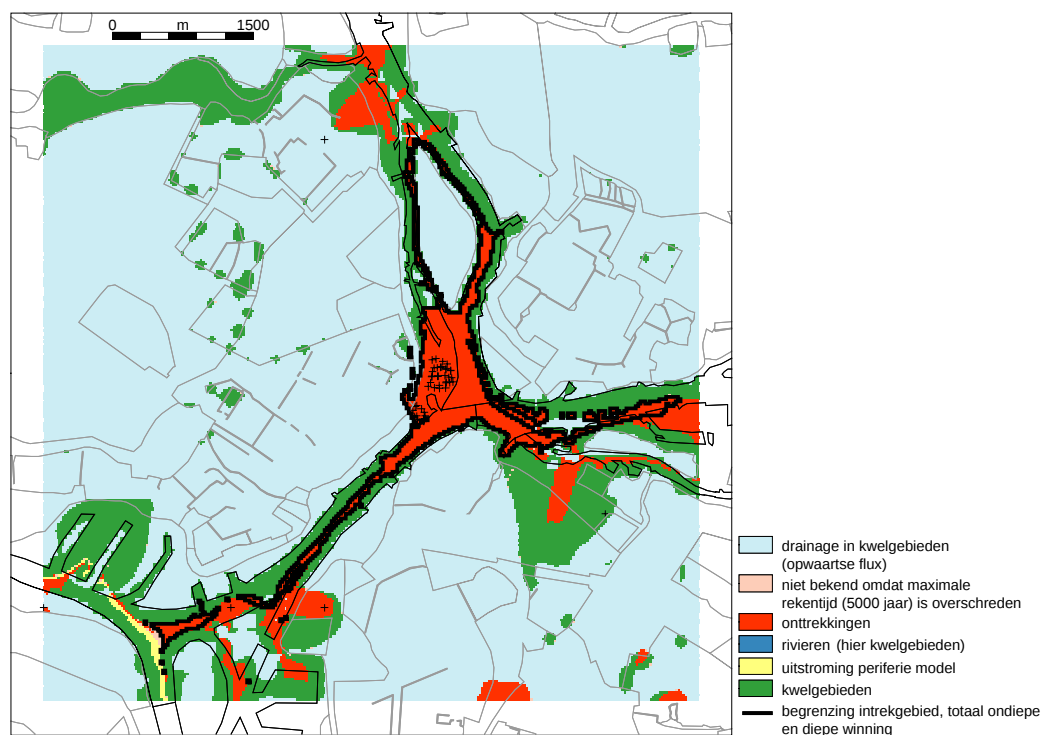


Figuur 5.13 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation H.I. Ambacht (model WZHOwest).

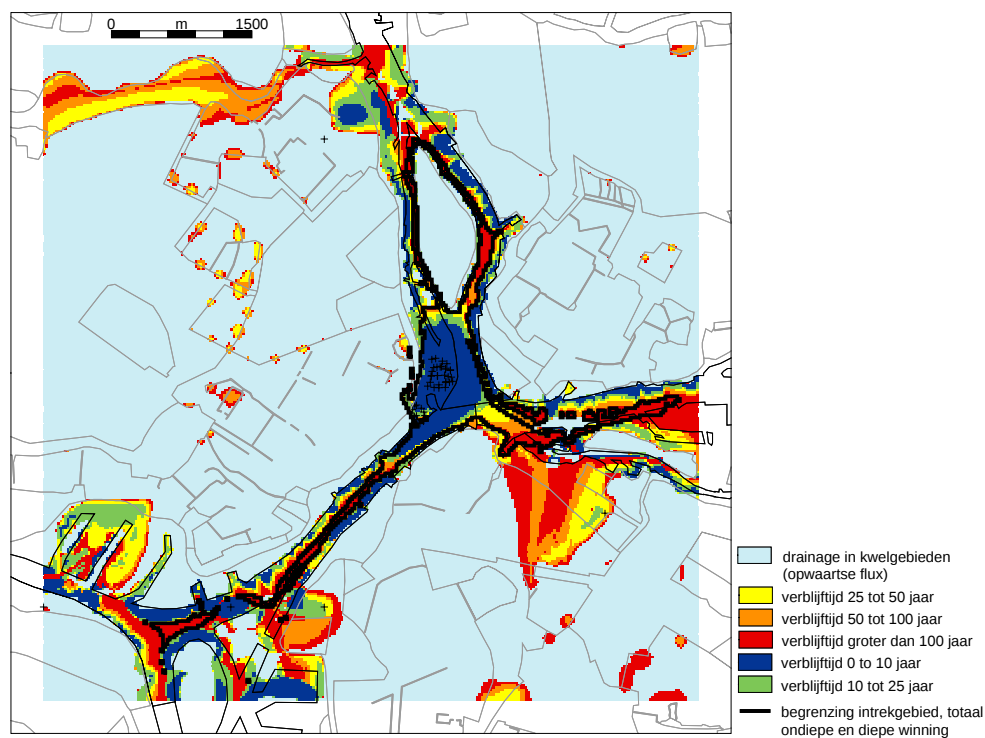


Figuur 5.14 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation H.I. Ambacht (model WZHOwest).

De contouren van het intrekgebied voor het pompstation Zwijndrecht in Figuren 5.15 en 5.16 betreffen het totaal van de ondiepe winning (uit aquifers 1 en 2) en de diepe winning (uit aquifer 3).



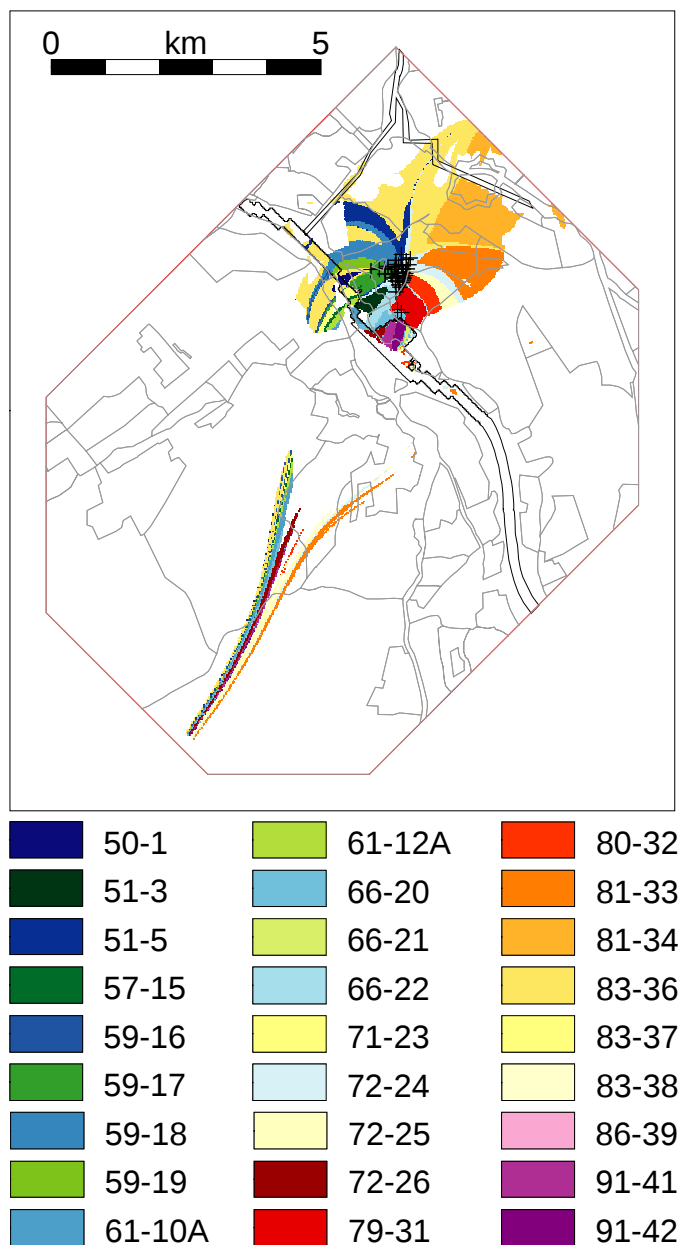
Figuur 5.15 Eindbestemming van infiltrerend grondwater voor het pompstation Zwijndrecht (model WZHOwest).



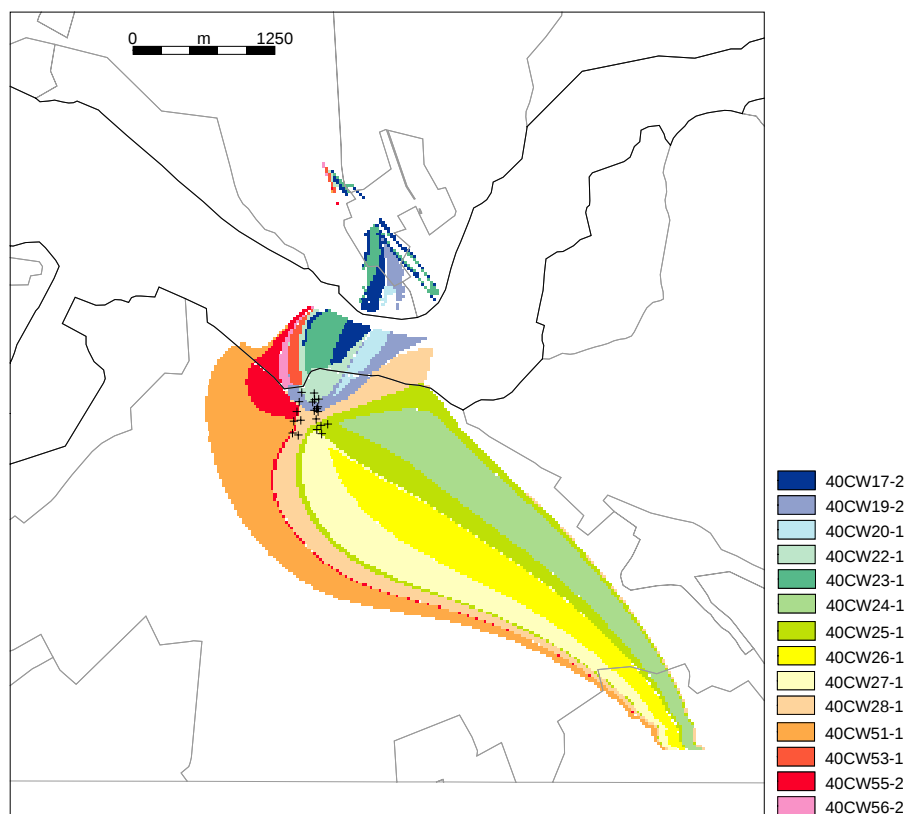
Figuur 5.16 Verblijftijd van stroombanen voor het pompstation Zwijndrecht (model WZHOwest).

5.3 Intrekgebieden

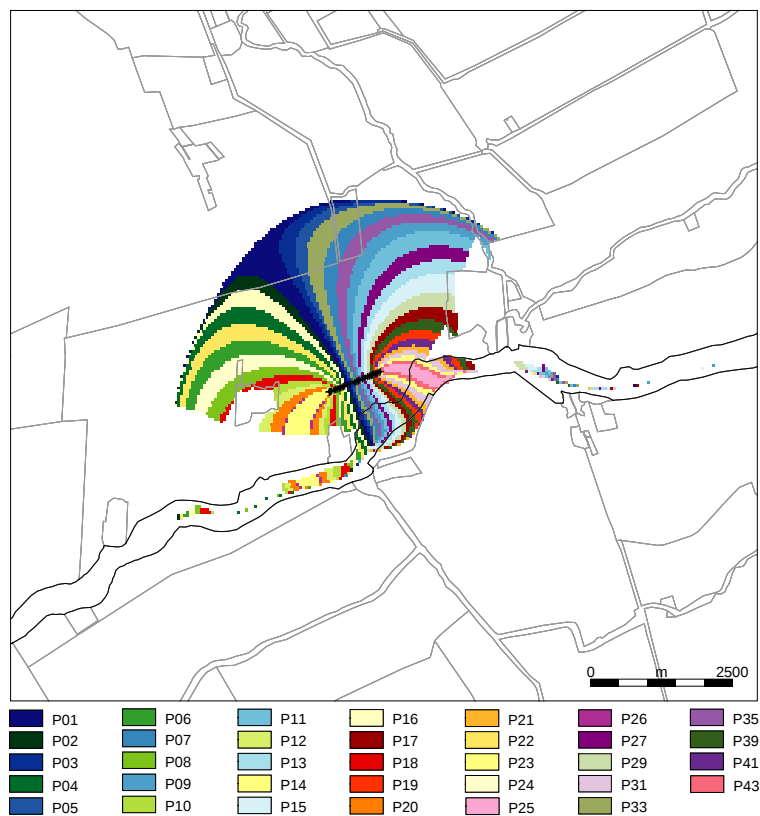
Figuren 5.17 t/m 5.26 laten de intrekgebieden zien van de afzonderlijke putten binnen de puttenvelden. Een intrekgebied is het gebied waarbinnen het infiltrerende water uiteindelijk de winningsmiddelen zal bereiken.



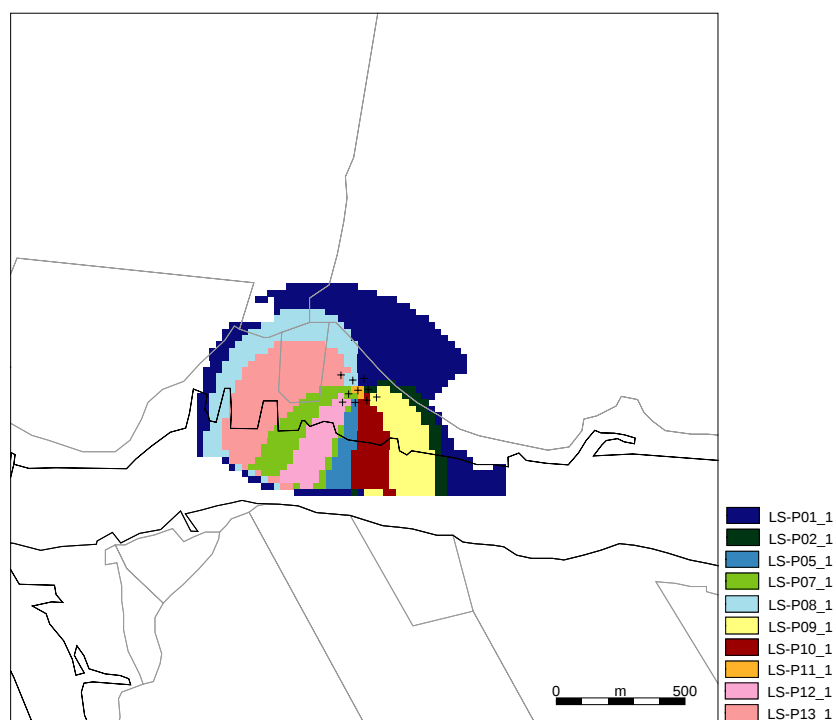
Figuur 5.17 Intrekgebied van het pompstation Engelse Werk.



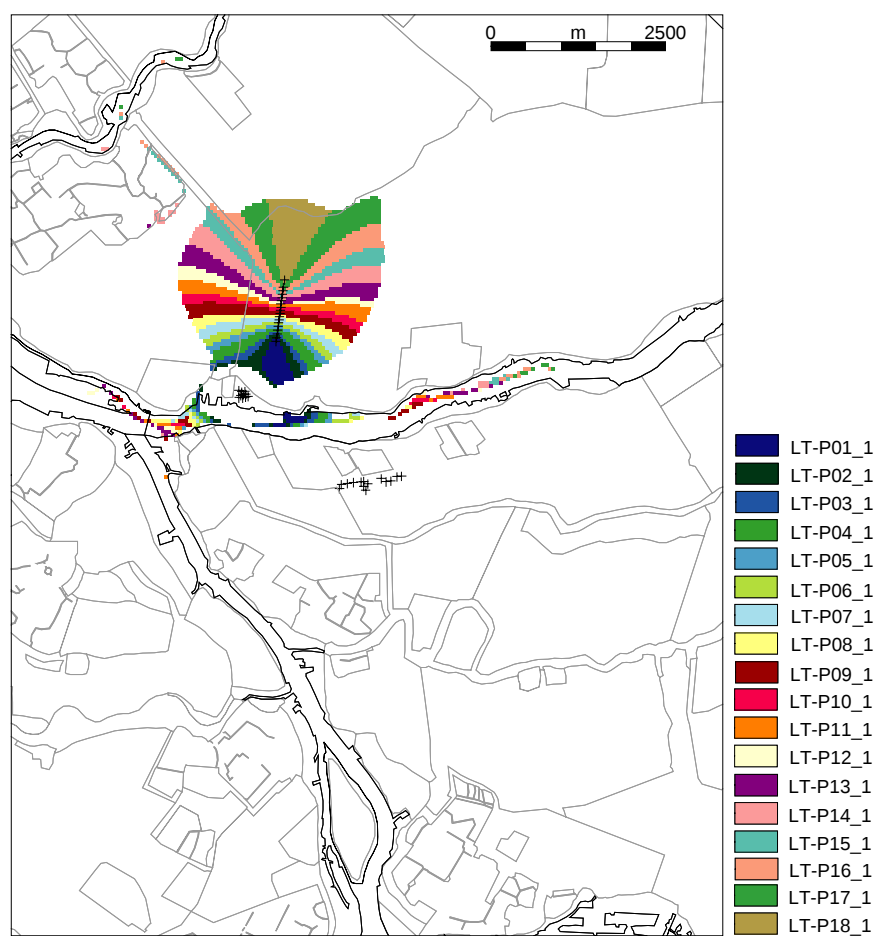
Figuur 5.18 Intrekgebied van het pompstation Nieuwe Marktstraat.



Figuur 5.19 Intrekgebied van het pompstation Bergambacht-Rodenhuis.

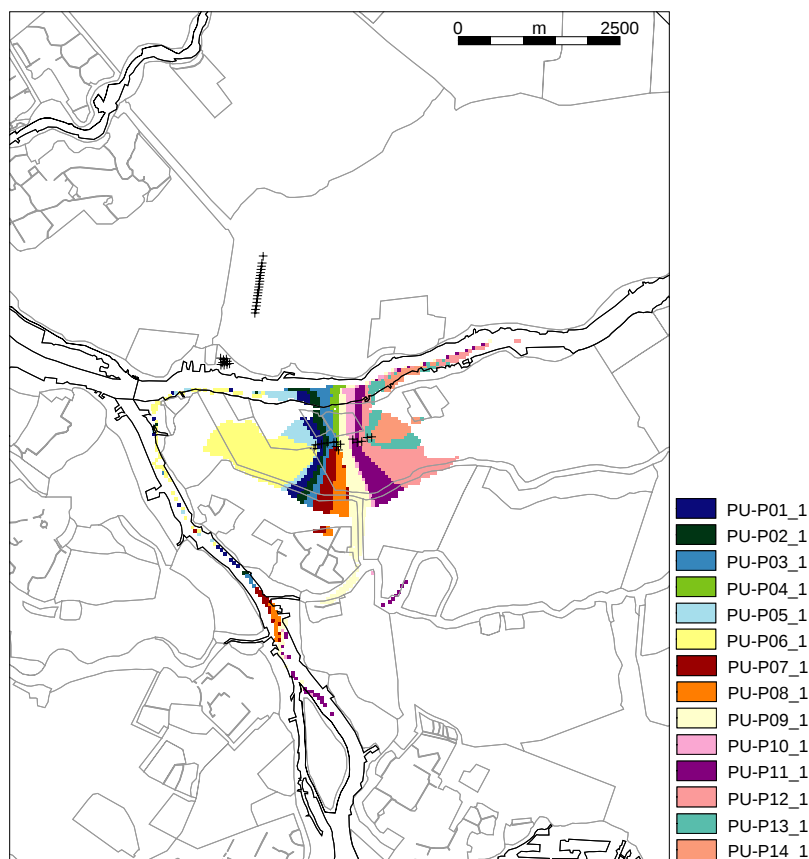


Figuur 5.20 Intrekgebied van het pompstation Schuwacht.



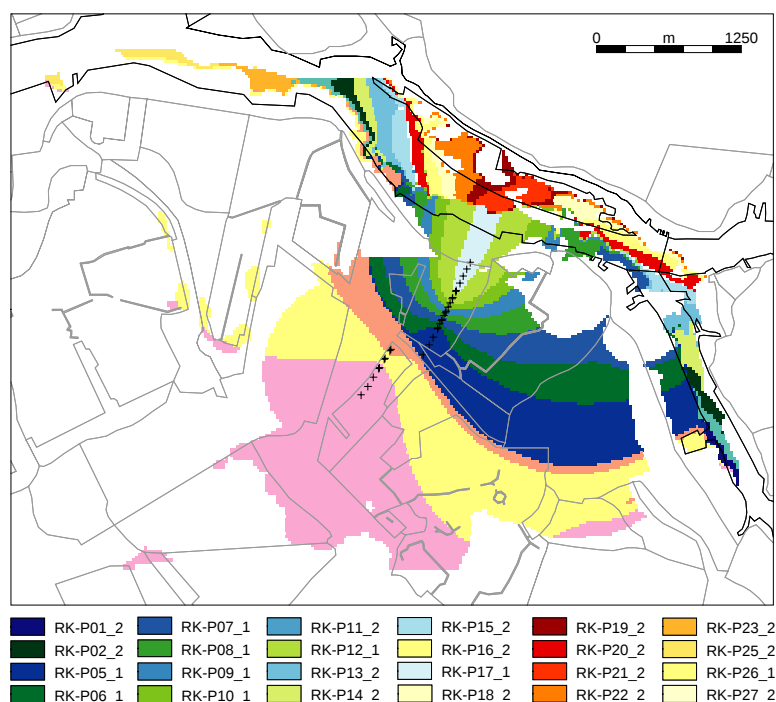
Figuur 5.21 Intrekgebied van het pompstation Tiendweg.

Figuur 5.21 laat zien dat een aanzienlijk gedeelte van het berekende intrekgebied van het pompstation Tiendweg zich in het polderland bevindt. Dit laat vermoeden (mondelinge info WZHO) dat de gemodelleerde winning ten opzichte van de werkelijke situatie te weinig water uit de rivier onttrekt. De geohydrologische achtergronden hiervoor zijn toegelicht in paragraaf 2.6.4. Een meest waarschijnlijke verklaring voor het feit dat het pompstation in het LGM model relatief veel water uit de polder aantrekt (ten koste van rivierwater) is de invoer van het top-systeem. De waarde van de hydraulische weerstand van de afdekkende (Holocene) laag in de polder in het LGM model is blijkbaar te laag. In paragraaf 2.6.4 is een vergelijking gemaakt tussen de weerstanden in het LGM en in het model Lekkerkerk (IWACO, 1997; WZHO, 1999c). Uit Bijlage E4 blijkt dat in het gebied ten noorden van de Lek de weerstand in het LGM vaak 500-1000 dagen lager is dan in het model Lekkerkerk. Het vermoeden dat het LGM model voor het pompstation Tiendweg in vergelijking met de werkelijke situatie te weinig water uit de rivier onttrekt wordt gestaafd door de vergelijking van de berekende en waargenomen chlorideconcentraties (paragraaf 7.2, Figuur 7.5).



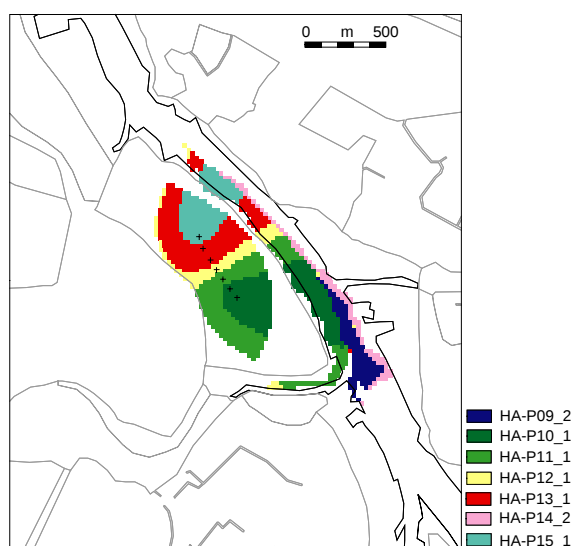
Figuur 5.22 Intrekgebied van het pompstation De Put.

Het wordt niet uitgesloten geacht dat het berekende intrekgebied van het pompstation De Put (Figuur 5.22) zodanig is dat, ten opzichte van de werkelijkheid, relatief te veel polderwater wordt aangetrokken, en dus te weinig rivierwater. Evenals bij het pompstation Tiendweg het geval is, zou de belangrijkste reden voor de afwijking de invoer voor het top-systeem kunnen zijn, met name de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied. Het vermoeden dat het LGM model voor het pompstation De Put relatief te weinig rivierwater aantrekt wordt bevestigd door de analyse van de berekende en waargenomen chlorideconcentraties (paragraaf 7.2, Figuur 7.6).



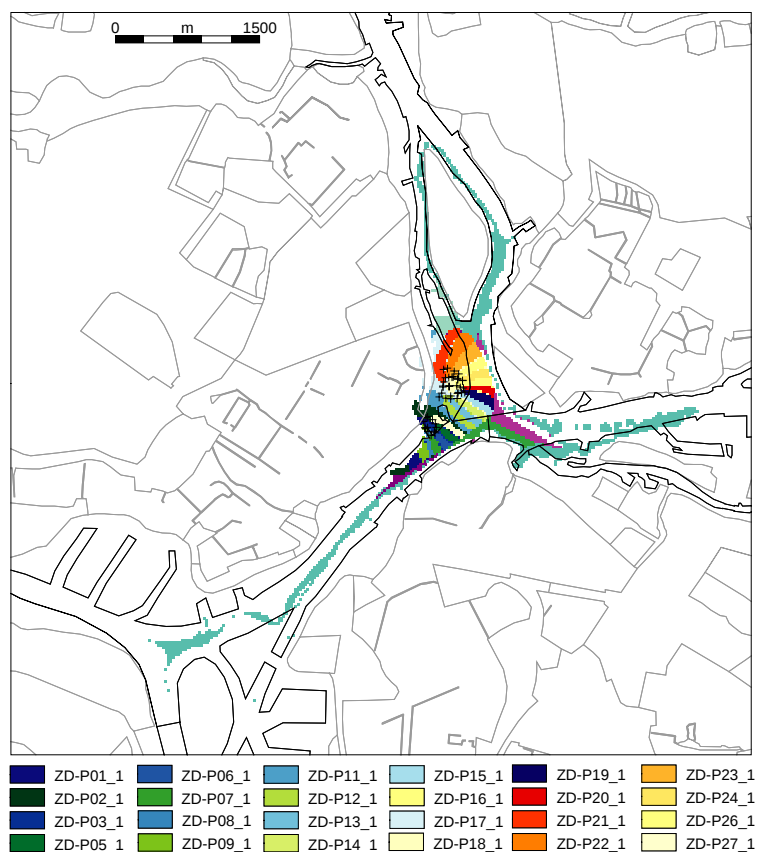
Figuur 5.23 Intrekgebied van het pompstation Ridderkerk.

Op grond van de afwijking tussen de berekende en waargenomen chlorideconcentraties (paragraaf 7.2, Figuur 7.7) is mogelijkserwijs ook het gemodelleerde intrekgebied van het pompstation Ridderkerk (Figuur 5.23) zodanig dat in het model, ten opzichte van de werkelijkheid, relatief te veel polderwater wordt aangetrokken. Met andere woorden zou dan te weinig rivierwater worden onttrokken. De voornaamste oorzaak hiervan zou ook in dit geval een te lage hydraulische weerstand zijn van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied.

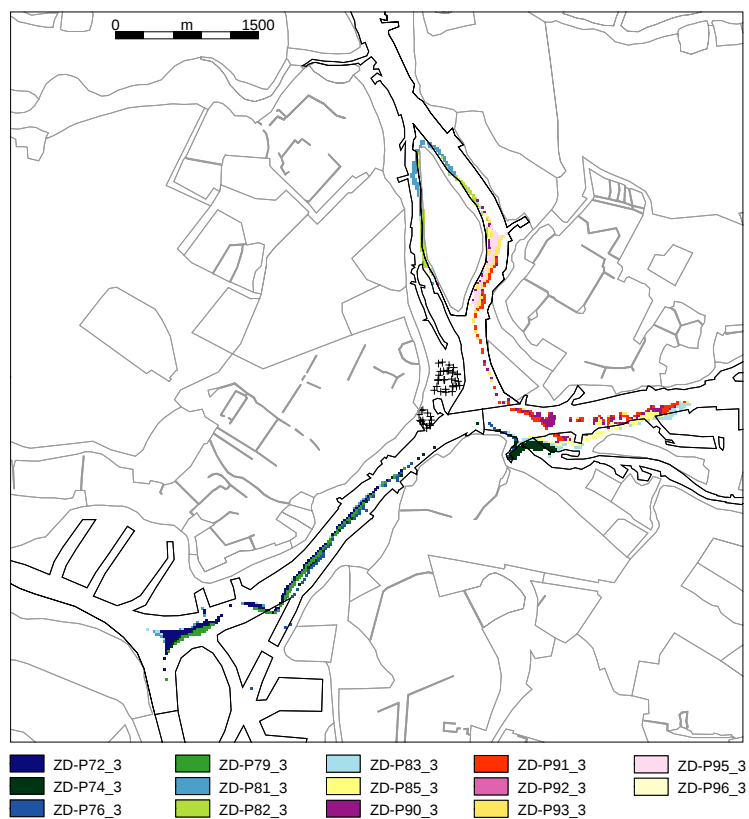


Figuur 5.24 Intrekgebied van het pompstation H.I. Ambacht.

Voor het pompstation Zwiindrecht is onderscheid gemaakt tussen de ondiepe winning (uit aquifers 1 en 2) en de diepe winning (uit aquifer 3). Dit is gedaan vanwege de aanzienlijke hydraulische weerstand van de Formatie van Tegelen/Maasluis, gelegen tussen aquifers 2 en 3. De weerstand bedraagt meer dan 3000 dagen (paragraaf 2.4.4).



Figuur 5.25 Intrekgebied van ondiepe putten van het pompstation Zwijndrecht.



Figuur 5.26 Intrekgebied van diepe putten van het pompstation Zwijndrecht.

6. Modellerings cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden

6.1 Inleiding

De cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden geeft inzicht in de spreiding van de verblijftijden (reistijden door de bodem) van het grondwater dat door een grondwaterwinning wordt onttrokken. Het betreft het aandeel van het gewonnen grondwater, uitgedrukt als percentage van het totale debiet, dat vanuit de bovenkant van het geohydrologische systeem het puttenveld vóór een bepaald tijdstip bereikt. Typische vormen van cumulatieve frequentieverdelingen zijn eerder in hoofdstuk 1 (Figuur 1.4) geïllustreerd. Een cumulatieve frequentie is een maat voor de reactie in de kwaliteit van het gewonnen grondwater op de veranderingen in de kwaliteit van het water dat aan de bovenzijde het systeem binnentreedt.

De bepaling van de cumulatieve frequentieverdeling is op de aanname van stationaire grondwaterstroming gebaseerd. Als bijvoorbeeld op een bepaald tijdstip 28% van het onttrokken grondwater vanaf de bovenkant (land en oppervlaktewater) zijn oorsprong vindt, dan betekent dat, dat op dat moment 62% van het onttrokken grondwater het water is dat oorspronkelijk in de ondergrond aanwezig was (resident grondwater). Vanzelfsprekend zal uiteindelijk, na voldoende tijd, alle onttrokken grondwater (100%) vanaf de bovenkant van het systeem afkomstig zijn. Met andere woorden, dan zal het gehele intrekgebied aan de winning bijdragen en zal dan tevens al het residente grondwater zijn "uitgespoeld" en door het water vanaf de bovenkant zijn vervangen.

De cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden kan gemaakt worden voor een aantal varianten van de oorsprong van het gewonnen grondwater, te weten voor de oorsprong vanuit (i) het totaal van land en oppervlaktewater, (ii) alleen oppervlaktewater, of (iii) alleen land. Zoals hiervoor is genoemd, zal in de situatie van "totaal van land en oppervlaktewater" de frequentie uiteindelijk de waarde van 100% bereiken. Daarentegen, in de gevallen van "alleen oppervlaktewater" en "alleen land" zal de frequentie (dus het percentage van het gewonnen grondwater) altijd lager dan 100% eindigen. Het spreekt voor zich dat de som van de frequentieverdelingen voor "alleen oppervlaktewater" en "alleen land" gelijk is aan de frequentieverdeling opgesteld voor het totaal van land en oppervlaktewater.

In dit rapport zullen de cumulatieve frequentieverdelingen worden gepresenteerd voor de situatie van het totaal van land en oppervlaktewater, en voor alleen het oppervlaktewater (rivieren).

De lezer die een vergelijking wenst te maken tussen de hier gerapporteerde resultaten voor oevergrondwaterwinningen en de resultaten voor freatische en semi-spanningswinningen uit Kovar *et al.* (1998) wordt erop gewezen dat in Kovar *et al.* (1998) in plaats van "cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden" het begrip "controle-doorbraakkromme" wordt gehanteerd. Het betreft echter hetzelfde fenomeen.

6.2 Methode

De methode die hier voor de bepaling van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden is gebruikt is beschreven in Kovar *et al.* (1998, Appendix E).

De kern van de methode berust hierin dat de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden ook in termen van een concentratieverloop in tijd kan worden geïnterpreteerd (opgevat). Het kan namelijk als een doorbraakkromme van concentratie in onttrokken grondwater worden gezien, als gevolg van een instantané (op tijdstip nul), in ruimte en tijd constante belasting van 100 concentratie-eenheden van een stof aan de bovenzijde van het verzadigde systeem. Daarbij is van het volgende uitgegaan:

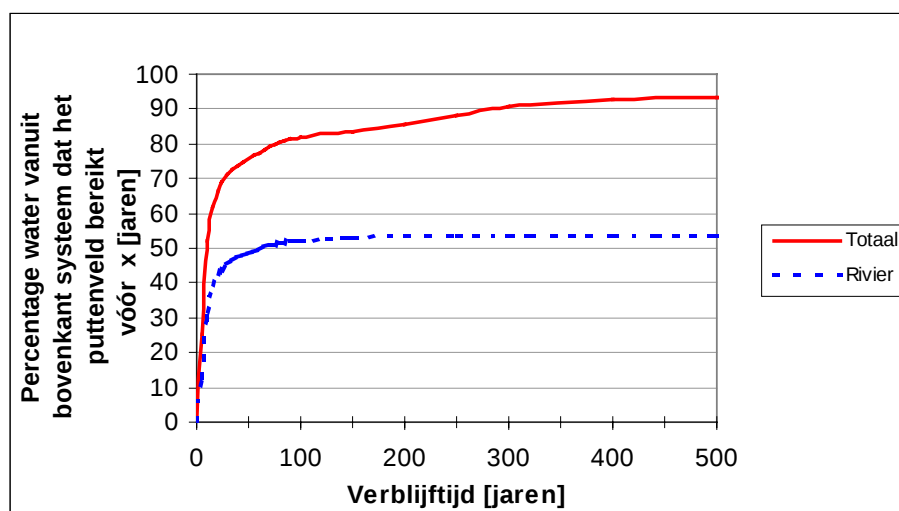
- (a) de grondwaterstroming is stationair;
- (b) de initiële concentratie (op tijdstip nul) in het residente grondwater is gelijk aan nul;
- (c) de stof breekt niet af in de ondergrond.

Onder deze omstandigheden zal immers de bijdrage van de stof vanaf de bovenkant in de loop van de tijd toenemen en inherent daaraan zal de bijdrage van het residente grondwater afnemen. In het geval van de belasting vanuit het totaal van land en oppervlaktewater zal uiteindelijk alle onttrokken grondwater (met opgeloste stof) vanaf de oppervlakte afkomstig zijn, met andere woorden 100 concentratie-eenheden bedragen.

De kern van de aanpak is dat er eerst met behulp van LGMFLOW in de voorwaartse tracking de stroombanen worden uitgerekend vanuit startpunten aan de oppervlakte van het systeem. Daarna wordt op het tijdstip nul aan de oppervlakte de concentratie van 100 eenheden aangebracht en wordt met behulp van LGMCAM de resulterende ruwwaterconcentratie berekend. Het verloop van ruwwaterconcentratie in tijd is getalsmatig identiek aan de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden.

6.3 Resultaten

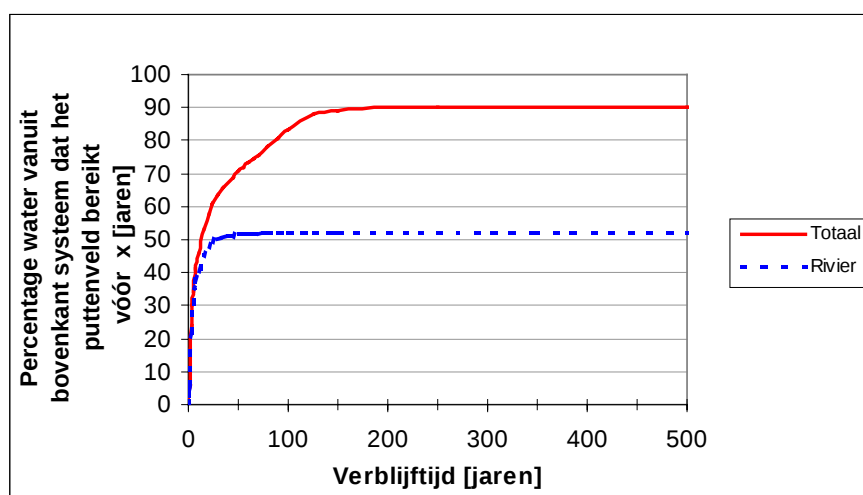
Figuren 6.1 t/m 6.9 tonen de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden voor de negen beschouwde pompstations. Volgens de gemaakte modelberekeningen vertonen alleen de pompstations Tiendweg en Ridderkerk niet duidelijk de typische kenmerken van een oevergrondwaterwinning. In beide gevallen is het aandeel van het rivierwater binnen 50 jaar namelijk maximaal 20%, terwijl het in overige zeven gevallen minimaal 40% bedraagt. De genoemde twee winningen lijken relatief sterk beïnvloed te zijn door de toestroming van water uit het polderachterland, met grote hydraulische weerstand van de afdekkende top laag.



Figuur 6.1 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Engelse Werk (voor winning uit aquifers 2 t/m 6).

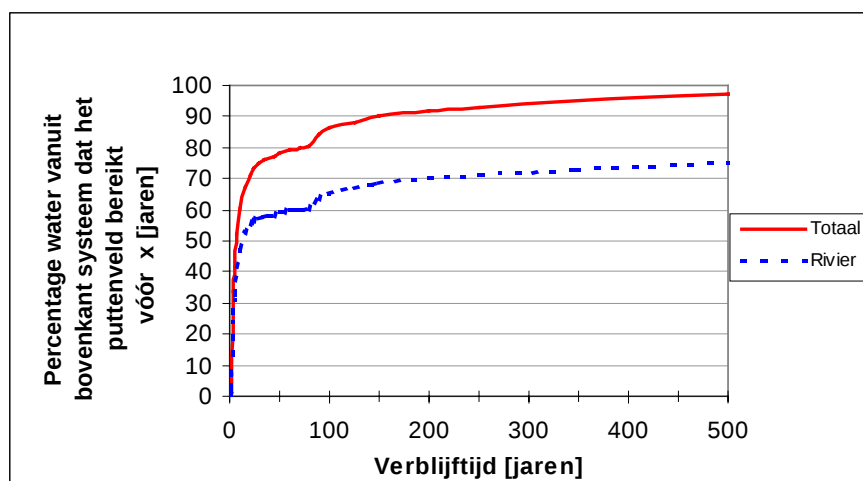
In paragraaf 5.2 is bij de bespreking van Figuren 5.1 en 5.2 reeds het vermoeden uitgesproken dat het modelgebied van het pompstation Engelse Werk wellicht iets te klein is gekozen. Dit vermoeden is mede gebaseerd op het feit dat de cumulatieve frequentieverdeling in Figuur 6.1 zich vanaf een bepaald moment op de waarde van 93% stabiliseert. Dit zou erop duiden dat ca. 7% van het onttrokken grondwater "gemist" wordt. Het "ontbrekende" water treedt het model binnen door diepe aquifers langs de modelrand binnen, terwijl dit vanuit de bovenzijde van het model had moeten gebeuren.

In paragraaf 2.4.1 is uitgelegd waarom de onttrekkingen op het pompstation Engelse Werk uit aquifer 7 (onder de Formatie van Tegelen) weliswaar voor de berekening van grondwaterstroming zijn meegenomen, maar daarvoor geen concentratieberekeningen zijn uitgevoerd.

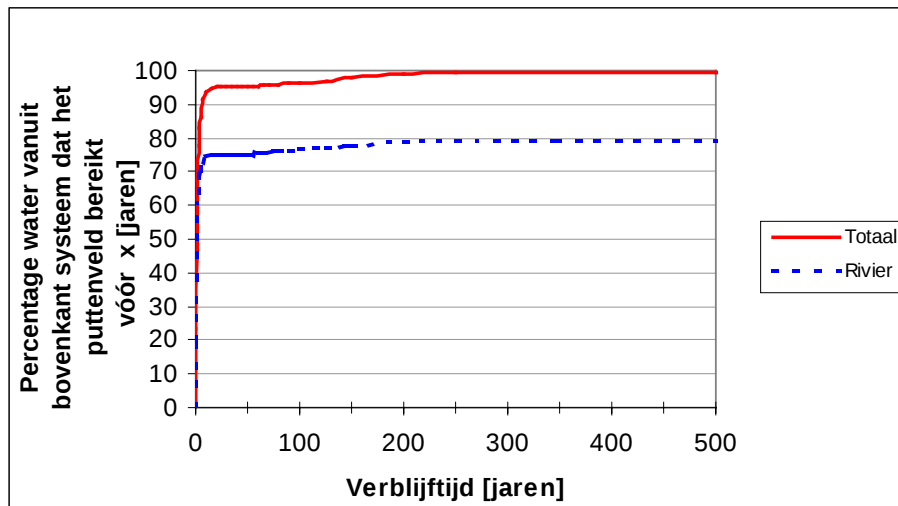


Figuur 6.2 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Nieuwe Marktstraat (winning uit aquifers 3 en 4).

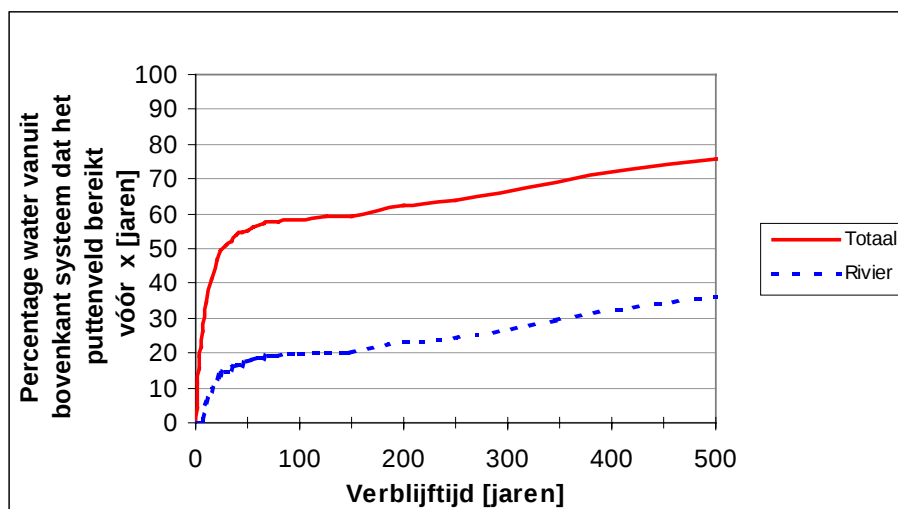
Wat betreft het pompstation Nieuwe Marktstraat was eerder in Figuur 5.18 op de "afgeknotte" staart van het intrekgebied gewezen. Op grond daarvan is geconcludeerd dat het modelgebied iets te klein is gekozen. Omdat het modelgebied te klein is, komt een gedeelte van het onttrokken grondwater (ca. 10%) door aquifers langs de modelrand binnen, in plaats dat het gehele debiet zijn oorsprong aan de bovenzijde binnen het model heeft. Daarom bereikt de kromme van de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden de waarde van slechts ca. 90%, in plaats van de verwachte 100%.



Figuur 6.3 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (winning uit aquifer 1).

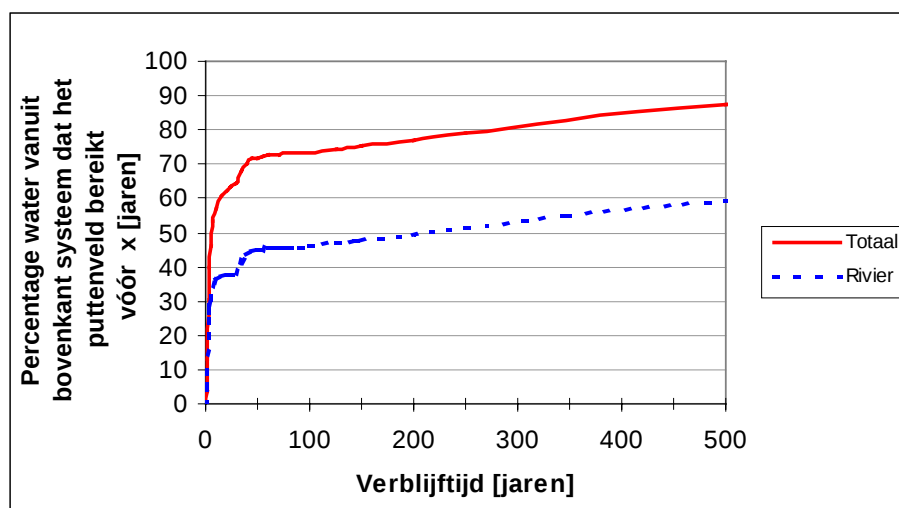


Figuur 6.4 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Schuwardijk (winning uit aquifer 1).



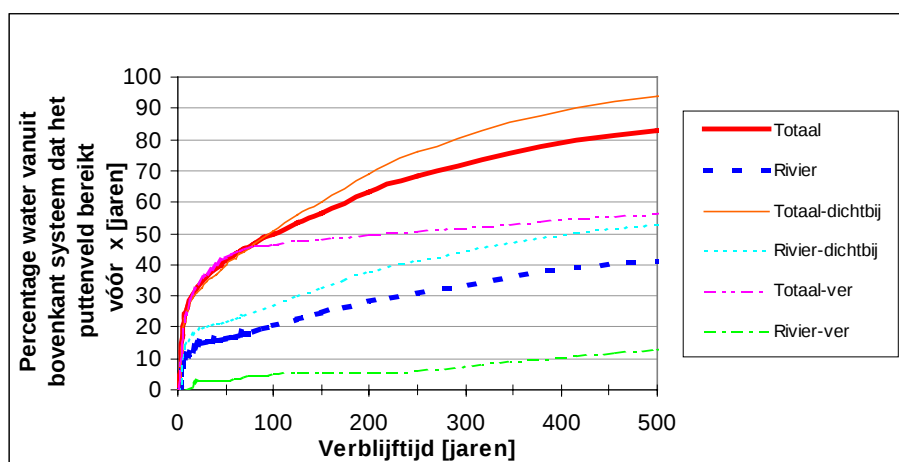
Figuur 6.5 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Tiendweg (winning uit aquifer 1).

Volgens Figuur 6.5 zou men het pompstation Tiendweg amper als oevergrondwaterwinning kunnen classificeren. Het aandeel van het rivierwater blijft in de loop van de tijd zeer laag, na 50 jaar is het nog steeds kleiner dan 20%. In het gemaakte LGM model onttrekt de winning blijkbaar relatief veel water uit de polders. Een verklaring hiervoor is eerder in paragraaf 5.3 gegeven. De belangrijkste reden voor het feit dat het pompstation relatief veel water uit de polder (en dus te weinig uit de rivier) aantrekt (zie Figuur 7.5 in paragraaf 7.2) is dat de hydraulische weerstand van de afdekkende (Holocene) laag in de polder ten noorden van de Lek in het LGM model blijkbaar te laag is.



Figuur 6.6 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation De Put (winning uit aquifer 1).

Met betrekking tot het pompstation De Put (Figuur 6.6) doet zich iets vergelijkbaars voor als bij het pompstation Tiendweg. Zoals in paragraaf 5.3 is gesteld wordt mede op grond van de analyse van de berekende en waargenomen chlorideconcentraties (paragraaf 7.2, Figuur 7.6) vermoed dat het LGM model voor het pompstation De Put ten opzichte van de werkelijke situatie te veel water uit de polder onttrekt, met andere woorden te weinig water uit de rivier. De meest waarschijnlijke oorzaak is een te lage waarde van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied rondom de winningslocatie.

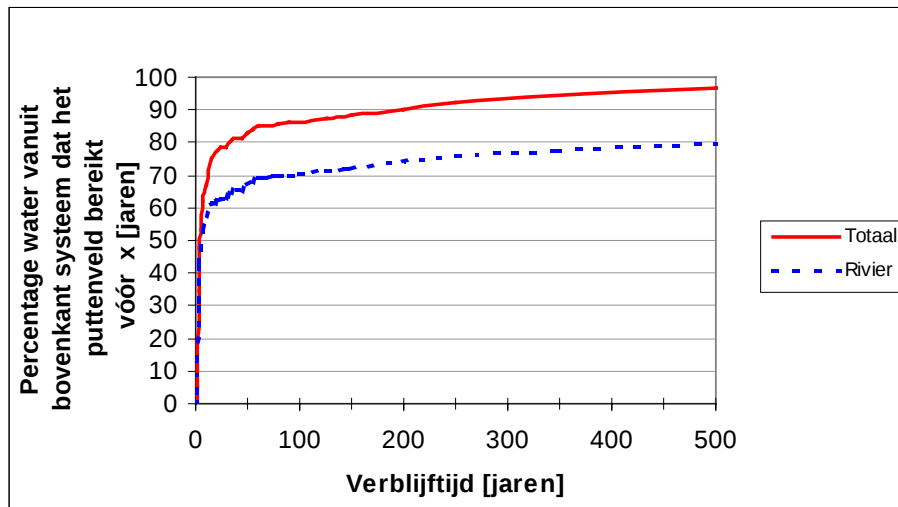


Figuur 6.7 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Ridderkerk (winning uit aquifers 1 en 2).

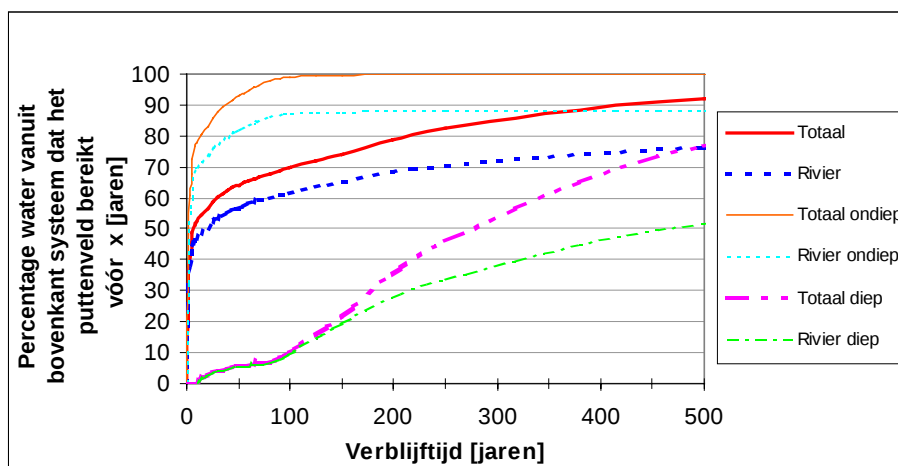
Het pompstation Ridderkerk bestaat uit twee grote puttenvelden (Figuur 2.8), met verschillende afstanden ten opzichte van de rivier. Figuur 6.7 geeft daarom niet alleen de frequentieverdeling voor het gehele pompstation maar ook voor de twee puttenvelden afzonderlijk. Hierin zullen alle drie lijnen voor de "totalen" uiteindelijk de waarde van 100% bereiken.

Evenals bij pompstations Tiendweg en De Put wordt ook voor pompstation Ridderkerk geconcludeerd dat de winning in het model relatief te weinig water uit de rivier onttrekt. Deze conclusie is gemaakt op grond van de verschillen tussen de berekende en waargenomen chlorideconcentraties (paragraaf 7.2, Figuur 7.7). Een belangrijke oorzaak zou een te lage

waarde kunnen zijn van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied rondom de winningslocatie.



Figuur 6.8 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation H.I. Ambacht (winning uit aquifer 1).



Figuur 6.9 Cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden van het pompstation Zwijndrecht (winning uit aquifers 1, 2 en 3).

Het pompstation Zwijndrecht bestaat uit de ondiepe winning (uit aquifers 1 en 2) en de diepe winning (uit aquifer 3). Figuur 6.9 toont de frequentieverdeling voor zowel het gehele pompstation als ook voor de twee winningsdiepten afzonderlijk. Alle drie lijnen die de "totalen" betreffen stijgen naar de waarde van 100%. Dit komt omdat bij elke lijn voor de "totaal" een eigen debiet hoort, respectievelijk $4,5 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$ voor "diep+ondiep", $3,0 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$ voor "alleen ondiep", en $1,5 \text{ Mm}^3/\text{jaar}$ voor "alleen diep". De lijnen voor "ondiep" en "diep" mogen pas met de lijnen voor "diep+ondiep" worden vergeleken nadat zij op basis van hun aandeel in het totale debiet zijn neergeschaald, dus respectievelijk vermenigvuldigd met fracties $3/4,5$ ($=0,6667$) en $1,5/4,5$ ($=0,3333$).

7. Modelling ruwwaterconcentratie in onttrokken grondwater

7.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten van de modellering van ruwwaterconcentraties van chloride en nitraat in het grondwater onttrokken op de negen beschouwde pompstations. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de periode 1950-2050. Daarbij is van een stationaire grondwaterstroming uitgegaan, onophoudelijk werkzaam vanaf 1950.

De ruwwaterconcentraties worden door de volgende parameters beïnvloed:

- (a) de **opbouw van het geohydrologische systeem**, zoals dikten van aquifers en aquitards, doorlaatvermogen van aquifers en hydraulische weerstand van aquitards (paragraaf 2.4);
- (b) de **top-systeem fluxrelatie op het "landgedeelte" van het model** (paragraaf 2.6). In het bijzonder belangrijk is gebleken de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene lagen bij de vijf pompstations van de WZHO;
- (c) de **grondwateraanvulling**, op het "landgedeelte" van het model (paragraaf 2.6);
- (d) de locatie van **rivieren**, de weerstand van rivierbodem en het peil van rivierwater. Dit samen bepaalt de top-systeem fluxrelatie op het "riviergedeelte" van het model (paragraaf 2.6);
- (e) de **randvoorwaarden langs de periferie** van het model. In ons geval zijn dat de vaste grondwaterstijghoogten (paragraaf 2.3);
- (f) **grondwateronttrekkingen**. De in werkelijkheid in tijd variërende debieten zijn in deze studie d.m.v. constante waarden geschematiseerd, werkzaam vanaf 1950 (paragraaf 2.5);
- (g) de **effectieve porositeit** van de doorstroomde ondergrond, waarvan (lineair) de advectiesnelheid afhangt. Gehanteerd is de effectieve porositeit in aquifers en aquitards van respectievelijk 0,3 en 0,1 (paragraaf 5.2);
- (h) de **initiële concentratie in de ondergrond**, d.w.z. concentratie van chloride en nitraat bij de aanvang van de simulatieperiode (1950) (paragraaf 4.2.1 en 4.3.1);
- (i) het verloop van de **concentratie van chloride/nitraat in tijd in infiltratie op het "land"** (paragraaf 4.2.2 en 4.3.2);
- (j) het verloop van de **concentratie van chloride/nitraat in tijd in het rivierwater** (paragraaf 4.2.3 en 4.3.3);
- (k) **dispersie** in de ondergrond. In Kovar *et al.* (1996, Hoofdstuk 5) is de afvlakkende invloed van dispersie op ruwwaterconcentraties geïllustreerd. Als gevolg van dispersie zijn de ruwwaterconcentraties lager en gelijkmatiger. De ruwwaterconcentratie komt tot stand door menging van grondwater met verschillende concentraties, het water dat binnen het intrekgebied vanuit de rivier en het land afkomstig is. Omdat de invloed van deze menging op ruwwaterconcentraties aanzienlijk groter is dan die van inhomogeniteit in de bodem (dispersie) is de dispersie in ons geval buiten beschouwing gelaten;
- (l) **processen in de ondergrond** (afbraak, transformaties). Chloride gedraagt zich conservatief (geen afbraak). Wat nitraat betreft, daalt de concentratie ten gevolge van **denitrificatie**. Denitrificatie vindt onder meer plaats tijdens de neerwaartse passage van het rivierwater door de rivierbodem (denitrificatie door oxidatie van in de bodem aanwezige organische stof). Ook het water dat op het "landgedeelte" van het model naar het grondwater infiltreert, denitrificeert soms zeer snel als gevolg van de aanwezigheid van organische stof (veen, klei) en daarmee samenhangende anaerobie. Dit laatste is in het bijzonder het geval bij de zeven pompstations van de WZHO. In deze studie zijn dergelijke processen buiten beschouwing gelaten.

In paragraaf 7.2 en paragraaf 7.3 worden de resultaten gepresenteerd van de berekeningen voor respectievelijk chloride en nitraat. Alhoewel de berekeningen voor de periode 1950-2050 zijn gedaan, worden de resultaten voor een kortere periode getoond, te weten 1950-2030 (vanaf 2030 nagenoeg géén verandering). De simulaties zijn uitgevoerd met behulp van de module LGMCAM, rekening houdend met (a) advectie van de stof in de ondergrond en (b) volledige menging in putfilters. Naast de berekende ruwwaterconcentraties worden ook de waargenomen concentraties getoond, en wel van (a) het Landelijk Meetnet Drinkwaterkwaliteit (LMD) van het RIVM (concentratie van reinwater, dus na de mogelijk aanwezige zuivering van het onttrokken ruwwater), en (b) van het systeem REWAB (Registratie opgaven van waterleidingbedrijven). Het systeem REWAB is in bedrijf vanaf 1993. Tenslotte bevatten de figuren ook het (geschematiseerde) verloop van de concentratie in rivierwater, zijnde één van de invoerparameters.

Mogelijke effecten van de schematisering van debieten als constante waarden op de modeluitkomsten worden besproken in paragraaf 7.4. Tenslotte worden in paragraaf 7.5 suggesties gegeven voor de uitvoering van modelcalibratie, die tot een verbetering van het voorspellend vermogen zou leiden.

7.2 Resultaten voor chloride

Chloride in ruwwater vormt in het algemeen geen probleem bij de bereiding van leidingwater uit (oever-)grondwater. Uitzondering hierop zijn de kustprovincies en het grote rivierengebied waar de chlorideconcentraties van het gewonnen grondwater sterk kunnen stijgen als gevolg van (lokaal) optrekken van het grensvlak tussen het zoete en het zoute grondwater.

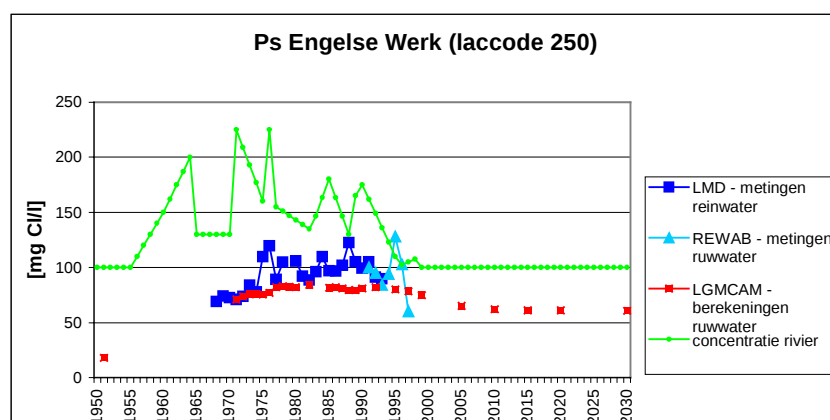
De berekeningen van chlorideconcentraties in ruwwater zijn in deze studie toch uitgevoerd en wel vanwege het conservatieve gedrag van chloride in de ondergrond. Chloride reageert namelijk tijdens de bodempassage nagenoeg niet met de bodemmatrix en kan daarom worden gebruikt voor de beoordeling van de juistheid van het model voor de verzadigde grondwaterstroming, met andere woorden de invoer voor modules LGMSAT en LGMFLOW.

Figuren 7.1 t/m 7.9 tonen de berekende ruwwaterconcentraties van chloride voor de negen beschouwde pompstations. De concentraties zijn verkregen met de invoerconcentraties beschreven in paragraaf 4.2. Voor elk pompstation zijn de berekende concentraties met de waargenomen concentraties vergeleken. De resultaten worden in het navolgende besproken. Daarna worden suggesties gedaan voor de richting van de verandering (toe-/afname) van een aantal invoerparameters, zodanig dat daarmee een betere overeenstemming tussen berekende en waargenomen waarden zou worden bereikt. Vanwege het gebruik van constante debieten vanaf 1950 en omdat de gehanteerde debieten de werkelijke debieten na ca. 1980 gaandeweg beter representeren, wordt met name op de waarnemingen na 1980 getoetst.

Een verandering in de waarde van de volgende parameters zou de berekende chlorideconcentraties als volgt beïnvloeden:

- zowel (a) verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd, als (b) verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning), als (c) verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in de polders binnen het intrekgebied leiden tot het aantrekken van

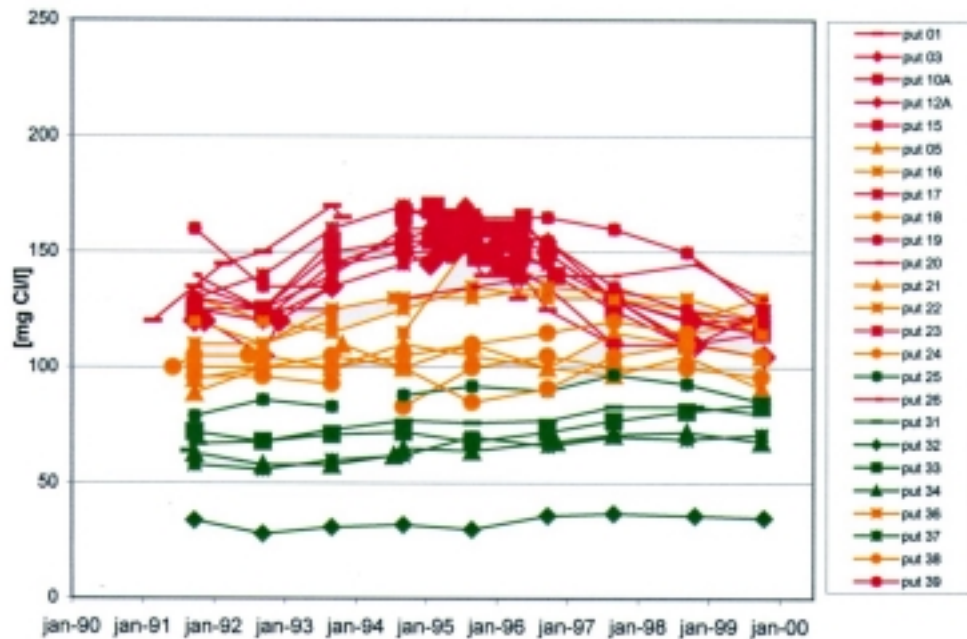
- meer rivierwater, en dus tot verhoging van "rivierpieken" in gemodelleerde chlorideconcentraties;
- verlaging/verhoging van de effectieve porositeit (nu 0,3 voor aquifers, en 0,1 voor aquitards) leidt tot snellere/langzamere reactie van de winning op de concentratiepieken in de rivier (een piek treedt eerder op);
 - verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950) leidt tot hogere concentraties, vooral in het begintraject van de berekening. Bij diepe winningen in het westen (Ridderkerk en Zwijndrecht) zou de initiële concentratie vooral in de diepe aquifers moeten worden verhoogd (brak grondwater) om de lange-termijn verzilting beter weer te geven;
 - verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land (constant in tijd) leidt tot verhoging in de chlorideconcentratie in ruwwater.



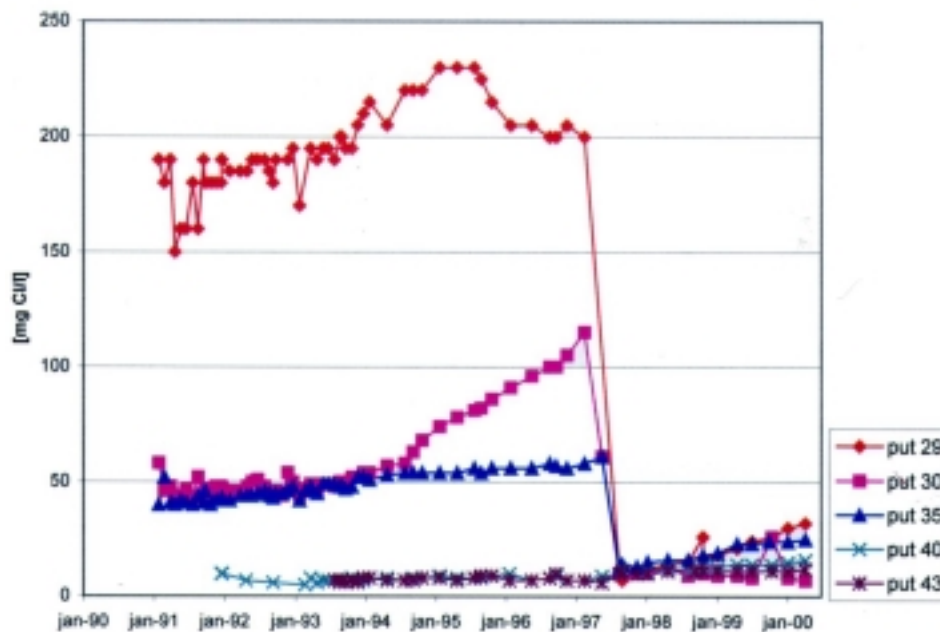
Figuur 7.1 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Engelse Werk (voor winning uit aquifers 2 t/m 6).

Alhoewel de onttrekkingen uit aquifer 7 op het pompstation Engelse Werk in de simulatie van grondwaterstroming zijn meegenomen, zijn de ruwwaterconcentraties alleen voor de ondiepe winning berekend (paragraaf 2.4.1). De waargenomen concentraties (LMD en REWAB) in Figuur 7.1 betreffen echter het totaal van de ondiepe en diepe winning. Het verloop van de waargenomen concentraties voor alleen de ondiepe putten is in deze databanken niet voorhanden. Gelet op het feit dat het ondiepe debiet 11,75 Mm³/jaar bedraagt, tegenover slechts 1,5 Mm³/jaar voor de diepe winning, mag echter worden verwacht dat de waargenomen LMD-REWAB concentratie in Figuur 7.1 de concentratie van alleen de totale winning uit de ondiepe putten goed benadert. Opvallend in Figuur 7.1 is de plotselinge daling van de concentratie in 1997, namelijk van 100 naar ca. 60 mg Cl l⁻¹.

Om de lezer een indruk te geven van de ruimtelijke en temporele variabiliteit van concentraties in de ondergrond, zijn in Figuren 7.1.A en 7.1.B de ruwwaterconcentraties van chloride getoond zoals waargenomen in een aantal geselecteerde ondiepe en diepe putten van het pompstation Engelse Werk (informatie verkregen van waterleidingbedrijf WMO). Het verloop van chlorideconcentratie in ondiepe putten is sterk afhankelijk van (a) de afstand van een put tot de rivier, en (b) de diepteligging van het putfilter. De concentratie in het ondiepe systeem is lager naarmate de afstand tot de rivier groter wordt en het putfilter dieper ligt (in het ondiepe systeem is géén resident brak grondwater). Dit is vanzelfsprekend een globale regel, want in werkelijkheid wordt de concentratie ook door lokale geohydrologische omstandigheden bepaald, zoals door de aanwezigheid van kleilagen.



Figuur 7.1.A Waargenomen ruwwaterconcentratie van chloride in ondiepe putten van het pompstation Engelse Werk (boven de Tegelen klei).

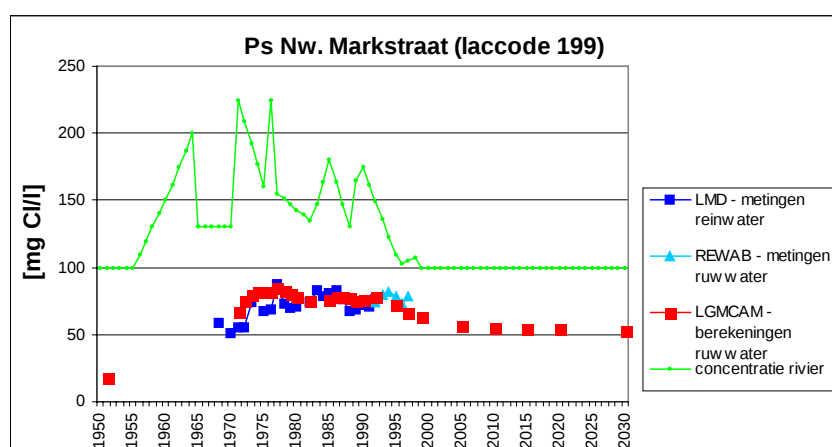


Figuur 7.1.B Waargenomen ruwwaterconcentratie van chloride in diepe putten van het pompstation Engelse Werk (beneden de Tegelen klei).

Uit Figuur 7.1.B kan nu de mogelijke oorzaak worden afgeleid van de plotselinge verlaging van de waargenomen totale (ondiep+diep) chlorideconcentraties in 1997. De verlaging (van 100 naar ca. 60 mg Cl l⁻¹) is waarschijnlijk veroorzaakt door een verandering in bedrijfsvoering van de diepe putten. In dit verband wordt in herinnering geroepen dat vanwege de zeer hoge hydraulische weerstand van de Formatie van Tegelen boven aquifer 7, er door de diepe putten uit deze aquifer nagenoeg geen rivierwater wordt aangetrokken. Volgens WMO

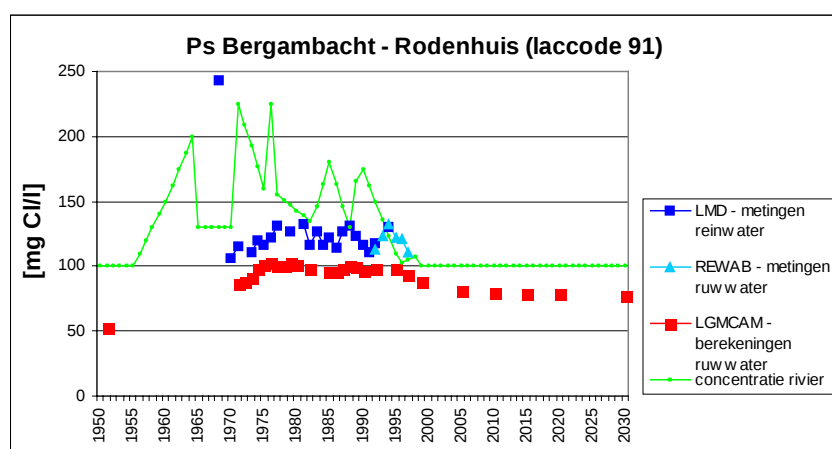
zijn de hoge chlorideconcentraties in de diepe putten 29, 30 en 35, in Figuur 7.1.B veroorzaakt door het aantrekken van diep brak grondwater. Om het aantrekken van diep brak grondwater te verminderen zijn in 1997 door WMO een aantal diepe putten verplaatst. Dit leidde tot een grote verlaging van chlorideconcentraties in de drie genoemde diepe putten, en is dus ook een belangrijke oorzaak van de verlaging van de waargenomen totale (ondiep en diep) chlorideconcentraties in 1997.

In Figuur 7.1 zijn de berekende chlorideconcentraties (uitsluitend voor de ondiepe putten) van het pompstation Engelse Werk in redelijke overeenstemming met de waargenomen waarden. Een complicerende factor bij de vergelijking is de omstandigheid dat er géén waarnemingen zijn van chlorideconcentratie voor ondiepe putten afzonderlijk, maar alleen voor het totaal van ondiepe en diepe putten. Daarom moet bij de vergelijking van de berekende en waargenomen chlorideconcentraties voorzichtigheid in acht worden genomen.



Figuur 7.2 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Nieuwe Marktstraat (winning uit aquifers 3 en 4).

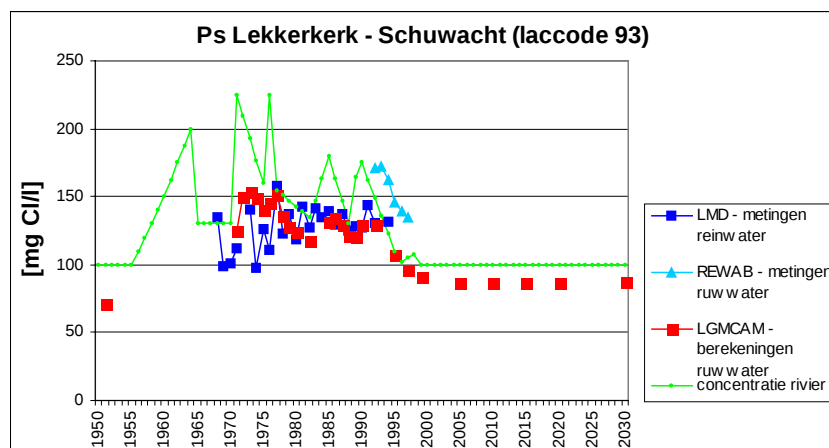
In Figuur 7.2 zijn de berekende chlorideconcentraties voor het pompstation Nieuwe Marktstraat in redelijke overeenstemming met de waargenomen waarden. Op basis hiervan zou mogen worden geconcludeerd dat het LGM-model met betrekking tot geohydrologie géén bijstelling behoeft.



Figuur 7.3 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (winning uit aquifer 1).

In Figuur 7.3 zijn de berekende chlorideconcentraties voor het pompstation Bergambacht-Rodenhuis ten opzichte van de waargenomen concentraties (a) ca. 25 mg Cl l⁻¹) lager en (b) gelijkmatiger (minder pieken in verloop). Om de berekende concentraties meer in overeenstemming te brengen met de waargenomen waarden, zouden in het LGM-model de volgende parameters aangepast kunnen worden:

- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied ten noorden van de Lek;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l⁻¹;
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹.



Figuur 7.4 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Schuwacht (winning uit aquifer 1).

De beoordeling van de berekende chlorideconcentraties voor pompstations Schuwacht (Figuur 7.4) en Tiendweg (Figuur 7.5) afzonderlijk is vanwege de korte tijdsduur van de beschikbare meetserie niet zonder meer mogelijk. Een tekort aan waarnemingen wordt veroorzaakt door de omstandigheid dat het ruwwater van beide pompstation op één gezamenlijke zuiveringslocatie wordt behandeld, te weten op pompstation Schuwacht. Wellicht ten overvloede wordt er nogmaals op gewezen dat de chlorideconcentratie tijdens het zuiveringsproces van ruwwater naar reinwater nauwelijks verandert. De chlorideconcentratie van het reinwater voor Schuwacht-Tiendweg is in het Landelijk Meetnet Drinkwater (LMD) voor de periode 1968-1994 beschikbaar. Het is echter niet mogelijk om deze LMD-serie in twee delen "op te splitsen", één voor de bijdrage van het pompstation Schuwacht en één voor de bijdrage van het pompstation Tiendweg.

Pas vanaf 1992 is informatie beschikbaar over chlorideconcentraties voor beide winningslocaties afzonderlijk, te weten de REWAB-waarnemingen van de kwaliteit van ruwwater. Het feit dat voor Schuwacht de REWAB-concentratie in 1992-1994 aanzienlijk hoger is (ca. 50 mg Cl l⁻¹) dan de LMD-concentratie in het "gezamenlijke" reinwater is in overeenstemming met geohydrologische omstandigheden. De winningslocatie Schuwacht is namelijk vlak aan de rivier gelegen, waardoor het ruwwater van dat pompstation een relatief hoge chlorideconcentratie zal hebben. Andersom, moet de REWAB-concentratie van het ruwwater voor het pompstation Tiendweg (ver vanaf rivier gelegen) relatief lager zijn ten opzichte van de LMD-concentratie in het "gezamenlijke" reinwater. Hierbij wordt ervan

uitgegaan dat chlorideconcentratie in het rivierwater hoger is dan die in het grondwater. Uit vergelijking van Figuren 7.4 en 7.5 volgt voor pompstation Tiendweg inderdaad dat de REWAB-concentratie in 1992-1994 lager is (ca. 25 mg Cl l⁻¹) dan de LMD-concentratie in het "gezamenlijke" reinwater.

Ondank het feit dat de waargenomen (REWAB) chlorideconcentraties pas vanaf 1992 voorhanden zijn, zullen hierna de berekende chlorideconcentraties voor pompstations Schuwacht en Tiendweg geanalyseerd worden. Deze analyse kan echter, vanwege beperktheid aan waarnemingen slechts globaal en kwalitatief van aard zijn.

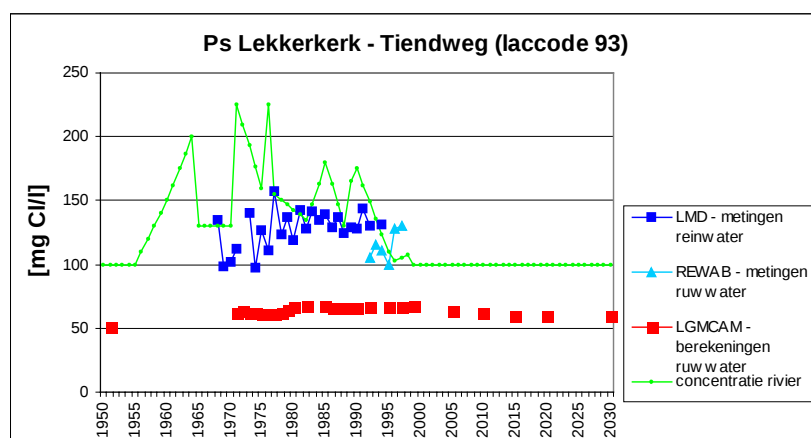
Wat betreft het pompstation Schuwacht, wordt aan de hand van Figuur 7.4 geconcludeerd dat de berekende chlorideconcentraties redelijk met de waargenomen waarden overeenstemmen. Als waarnemingsmateriaal wordt gebruikt:

- de LMD-meetserie reinwater (1968-1994), waarin de concentraties met ca. 50 mg Cl l⁻¹ verhoogd worden gedacht, en met meer pieken in verloop.
- de REWAB-meetserie ruwwater (vanaf 1992).

Zoals volgt uit de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden (Figuur 6.4) is het pompstation Schuwacht de meest uitgesproken oevergrondwaterwinning van alle negen beschouwde pompstations, want 70% tot 80% van grondwater komt al binnen enkele jaren uit de rivier! Het ziet er naar uit dat de gemodelleerde chlorideconcentraties ten opzichte van de (gecorrigeerde) waarnemingen iets lager zijn en gelijkmatiger verlopen. Om ervoor te zorgen dat het systeem sneller op de rivier reageert (hogere pieken, lagere dalen) en om te bereiken dat de berekende waarden (vooral na 1980) hoger worden, zou het nodig zijn om in het LGM-model de volgende parameters aan te passen:

- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹. Omdat relatief weinig grondwater vanuit het land afkomstig is, zal een verandering in deze invoerparameter niet veel invloed hebben.

Vanwege de korte verblijftijden zou een aanpassing van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950) weinig effect op ruwwaterconcentraties hebben. Hiervoor wordt nu 55 mg Cl l⁻¹ gehanteerd.



Figuur 7.5 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Tiendweg (winning uit aquifer 1).

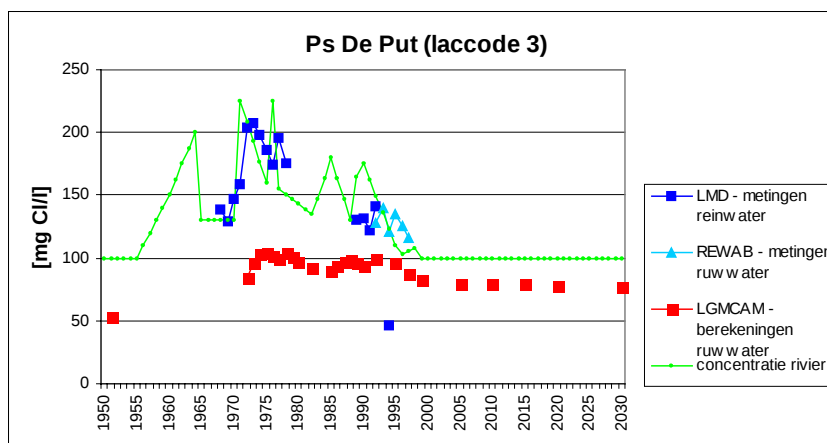
Figuur 7.5 toont de berekende en waargenomen chlorideconcentraties voor het pompstation Tiendweg. Als waarnemingsmateriaal wordt gebruikt:

- de LMD-meetserie reinwater (1968-1994), waarin de concentraties met ca. 25 mg Cl l⁻¹ verlaagd worden gedacht, en met minder pieken in verloop;
- de REWAB-meetserie ruwwater (vanaf 1992).

De berekende chlorideconcentraties voor het pompstation Tiendweg zijn ten opzichte van de (gecorrigeerde) waargenomen waarden (a) 30-40 mg Cl l⁻¹ lager en (b) gelijkmatiger (géén pieken). Het is duidelijk dat in het LGM-model minder rivierwater wordt aangetrokken dan in de werkelijkheid gebeurt. Met andere woorden, het aandeel polderwater is in het model te groot. Een mogelijke geohydrologische verklaring voor deze discrepantie is eerder in paragraaf 5.3 gegeven, te weten een te lage hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied ten noorden van de Lek.

Om de berekende concentraties voor het pompstation Tiendweg meer in overeenstemming te brengen met de waargenomen waarden, zouden in het LGM-model de volgende parameters aangepast kunnen worden:

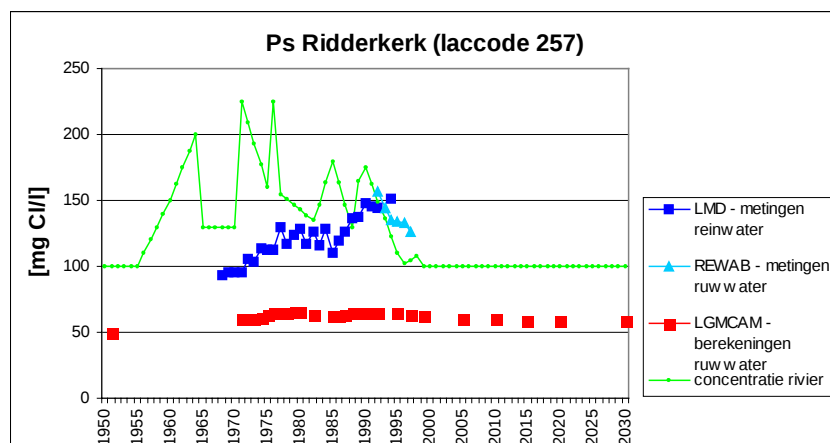
- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied ten noorden van de Lek;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l⁻¹;
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹.



Figuur 7.6 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation De Put (winning uit aquifer 1).

Een complicerende factor bij het pompstation De Put is dat de winning op de huidige locatie pas in 1980 is gestart. Daaraan voorafgaand vond de winning plaats op het pompstation Middelweg. Daarom kunnen alleen de chlorideconcentraties waargenomen na 1980 worden gebruikt. De vergelijking van de berekende en waargenomen concentraties in de periode na 1980 (Figuur 7.6) laat zien dat de berekende chlorideconcentraties ten opzichte van de waargenomen waarden (a) 40-50 mg Cl l⁻¹ lager zijn en (b) gelijkmatiger verlopen (minder pieken). In het model bereikt blijkbaar minder rivierwater de winning dan in de werkelijkheid het geval is. Het gemodelleerde aandeel polderwater is dus relatief te groot. Om de berekende concentraties meer in overeenstemming te brengen met de waargenomen waarden, zouden in het LGM-model de volgende parameters aangepast kunnen worden:

- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in het poldergebied;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l^{-1} ;
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l^{-1} .



Figuur 7.7 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Ridderkerk (winning uit aquifers 1 en 2).

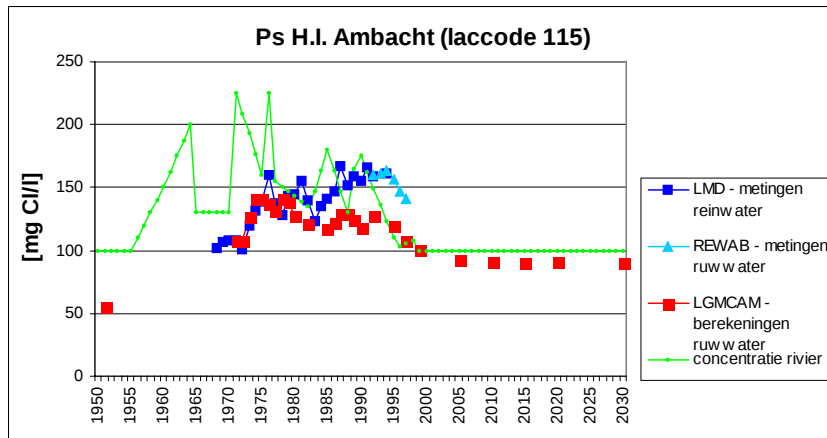
De lezer wordt eraan herinnerd dat het pompstation Ridderkerk uit twee grote puttenvelden bestaat (Figuur 2.8), met verschillende afstanden ten opzichte van de rivier. Bovendien vindt de winning plaats uit zowel aquifer 1 als uit de diepere aquifer 2. Eén en ander moet een grote diversiteit in het verloop van chlorideconcentraties per put tot gevolg hebben. Figuur 7.7 betreft de mengconcentratie voor alle putten. Volgens de mondelinge informatie van waterleidingbedrijf WZHO wordt als gevolg van winning uit aquifer 2 brak grondwater aangetrokken (opwaartse verplaatsing van zoet-zout grensvlak). De verzilting kan men in Figuur 7.7 zien aan de trendmatige toename van de chlorideconcentratie in de tijd. Vanwege de grote afstand tot de rivier vertonen de waargenomen series nagenoeg geen pieken ten gevolge van concentratiepieken in het rivierwater.

Figuur 7.7 laat zien dat de berekende chlorideconcentraties ten opzichte van de waargenomen waarden aanzienlijk lager zijn. Behalve door de verzilting zou het verschil tussen de berekende en waargenomen concentraties vooral kunnen zijn veroorzaakt door een te lage hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in de polders binnen het intrekgebied.

Om de berekende concentraties voor het pompstation Ridderkerk meer in overeenstemming te brengen met de waargenomen waarden, zouden in het LGM-model de volgende parameters aangepast kunnen worden:

- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in de polders binnen het intrekgebied;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);

- verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l⁻¹. Ook zou de initiële concentratie gedifferentieerd en toenemend met de diepte moeten worden opgegeven, met de hoogste concentratie (500 mg Cl l⁻¹ of meer) onderaan in de ondergrond (brak grondwater);
 - verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹.
- Het spreekt vanzelf dat het bij eventuele calibratie van het model op ruwwaterconcentraties nodig zou zijn om met de variabiliteit in chlorideconcentratie in alle putten afzonderlijk rekening te houden, in plaats van alleen met de variabiliteit in de mengconcentratie voor alle putten.



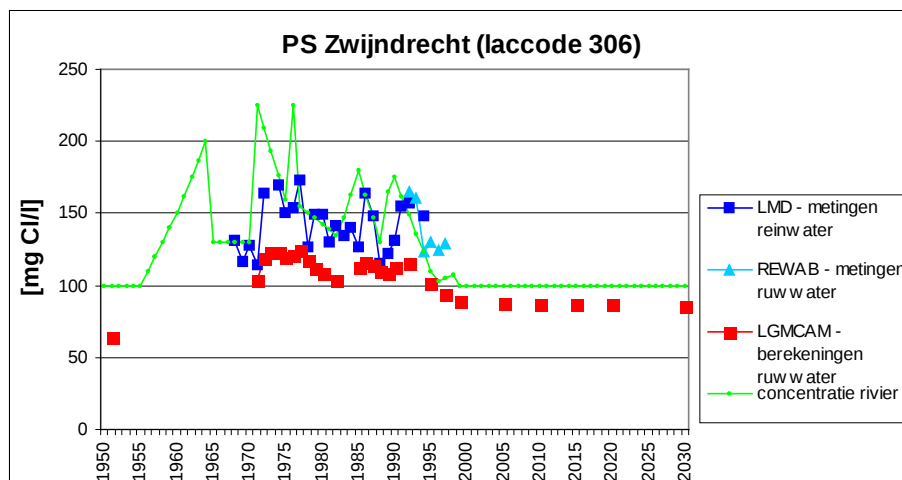
Figuur 7.8 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation H.I. Ambacht (winning uit aquifer 1).

Bij de modellering is als winplaats van het pompstation H.I. Ambacht alleen de locatie Crezeepolder beschouwd. Deze is pas in 1985 in gebruik is genomen (voorheen locatie Veerweg, binnen de bebouwde kom). Daarom kunnen alleen de chlorideconcentraties waargenomen na 1985 worden gebruikt (Figuur 7.8). De berekende chlorideconcentraties voor het pompstation H.I. Ambacht zijn in de periode na 1985 40-50 mg Cl l⁻¹ lager dan de waargenomen waarden. Uit de cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden (Figuur 6.8) volgt dat het pompstation H.I. Ambacht een duidelijke oevergrondwaterwinning is, want ca. 60% van grondwater komt al binnen enkele jaren uit de rivier. Om vanaf 1985 een betere fit tussen berekende en waargenomen waarden te bereiken zou het nodig zijn om in het LGM-model de volgende parameters aan te passen:

- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in de polders binnen het intrekgebied;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l⁻¹. Het lijkt niet nodig deze waarde wezenlijk aan te passen;
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹.

Het pompstation Zwijndrecht bestaat uit de ondiepe winning (uit aquifers 1 en 2) en de diepe winning (uit aquifer 3). Volgens WZHO (mondelinge informatie) wordt door de winning in aquifer 3 brak grondwater aangetrokken. Figuur 7.9 laat echter geen duidelijke trendmatige toename in de waargenomen chlorideconcentratie zien. Evenals het geval was bij het pompstation Ridderkerk, zal ook bij Zwijndrecht vanwege de winning uit verschillende diepten (met scheidende lagen) de concentratieverloop per put in de tijd zeer divers zijn. In

grote lijnen neemt de chlorideconcentratie met de diepte van de putfilters toe. Figuur 7.9 betreft de mengconcentratie voor alle putten.



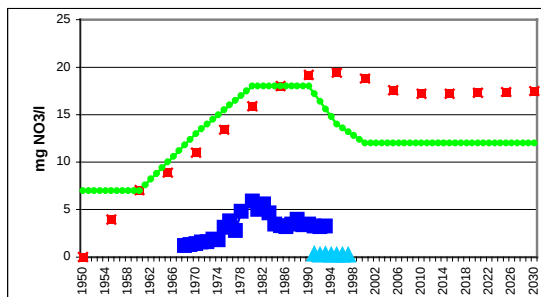
Figuur 7.9 Berekende ruwwaterconcentratie van chloride van het pompstation Zwijndrecht (winning uit aquifers 1, 2 en 3).

De berekende chlorideconcentraties voor het pompstation Zwijndrecht zijn ten opzichte van de waargenomen waarden (a) lager en (b) gelijkmatiger (berekening vertoont géén pieken). Om de berekende concentraties meer in overeenstemming te brengen met de waargenomen waarden, zouden in het LGM-model de volgende parameters aangepast kunnen worden:

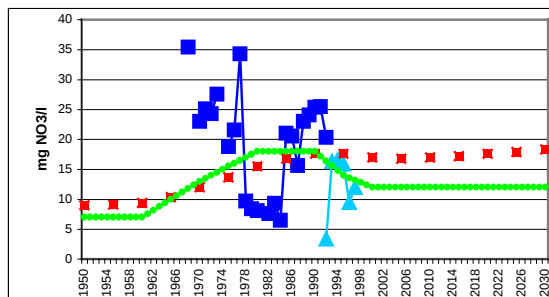
- verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag in de polders binnen het intrekgebied;
- verhoging van het doorlaatvermogen in de zone die door de stroombanen vanuit de rivier naar de onttrekking wordt gepasseerd;
- verlaging van de bodemweerstand van de rivierbodem (in ieder geval binnen het intrekgebied van de winning);
- verhoging van de initiële chlorideconcentratie in de ondergrond (aanvang berekening in 1950), nu gehanteerd 55 mg Cl l⁻¹. Ook zou de initiële concentratie gedifferentieerd met de diepte moeten worden opgegeven, met de hoogste concentratie onderaan in de ondergrond (brak water);
- verhoging van de chlorideconcentratie vanuit het land, nu constant in tijd 55 mg Cl l⁻¹.

Voor het verkrijgen van een betere fit in de gemodelleerde gevallen zou ook de waarde van effectieve porositeit aangepast kunnen worden. Hiermee kan het optreden van pieken en dalen langs de tijdas worden beïnvloed. Een uniforme verlaging van de waarde (b.v. 10% lager in het hele systeem) zou een snellere reactie van ruwwaterconcentraties op de invoerconcentraties tot gevolg hebben, overigens zonder een verandering van de hoogte van de berekende concentraties. Een uniforme verandering van effectieve porositeit heeft namelijk géén invloed op de verhouding tussen de hoeveelheid water die uit de rivier en vanuit het land wordt aangetrokken. Het naar de putten toestromende grondwater komt daar alleen eerder of later aan. Vanzelfsprekend zou, als de waarde van de effectieve porositeit per laag anders wordt, dat wél tot een algehele verandering van ruwwaterconcentraties leiden.

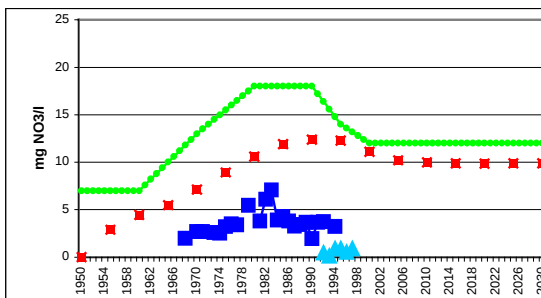
Ps. Engelse Werk (laccode 250)



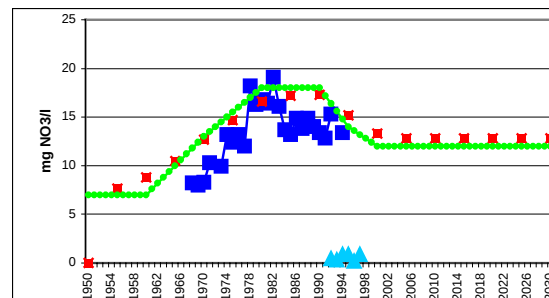
Ps. Nw.Marktstraat (laccode 199)



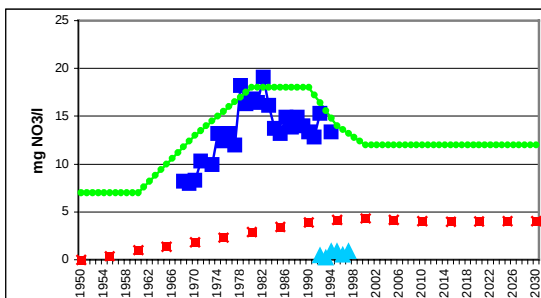
Ps. Bergambacht - Rodenhuis (laccode 91)



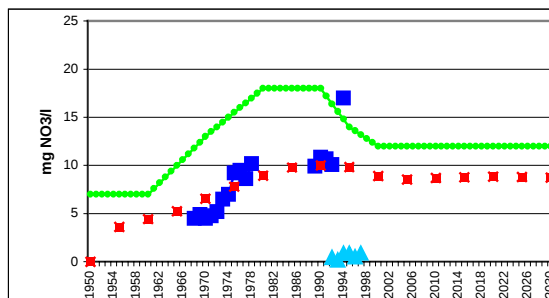
Ps. Lekkerkerk - Schuwacht (laccode 93)



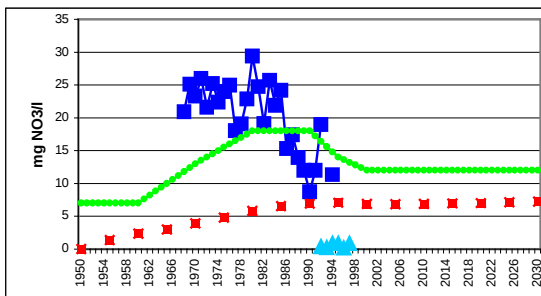
Ps. Lekkerkerk - Tiendweg (laccode 93)



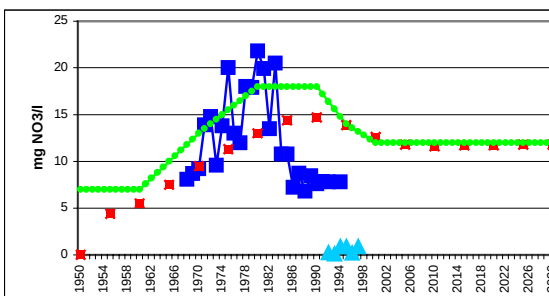
Ps. De Put (laccode 3)



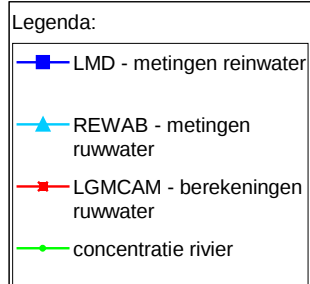
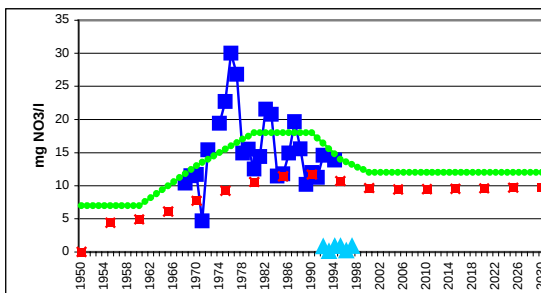
Ps. Ridderkerk (laccode 257)



Ps. H.I.Ambacht (laccode 115)



Ps. Zijndrecht (laccode 306)



Figuur 7.10 Berekende ruwwaterconcentratie van nitraat voor de negen beschouwde pompstations.

7.3 Resultaten voor nitraat

De berekende ruwwaterconcentraties voor nitraat (1950-2030) zijn gepresenteerd in Figuur 7.10. De figuur bevat ook de concentraties waargenomen in reinwater (LMD), de concentraties in ruwwater (REWAB) en het verloop van de invoer-nitraatconcentratie in het rivierwater. De invoerconcentraties zijn beschreven in paragraaf 4.3, te weten:

- concentraties van nitraat in ondergrond bij de aanvang van simulatie in 1950;
- concentratieverloop van nitraat in tijd in infiltratie op het "land";
- concentratieverloop van nitraat in tijd in infiltratie uit de rivier.

Om beter inzicht te krijgen van de berekeningsresultaten is het nodig om eerst de waargenomen waarden te analyseren. Met uitzondering van het pompstation Nieuwe Marktstraat valt het op dat de waargenomen ruwwaterconcentraties (REWAB, 1991-1998) praktisch nihil zijn, terwijl in het reinwater (LMD, 1967-1995) wél nitraat aanwezig is. Zoals in paragraaf 4.3.1 is uitgelegd, is er in de ondergrond op alle pompstations, behalve op Nieuwe Marktstraat, sprake van grotendeels anaërobe condities. Hierdoor vindt oxidatie van organische stof plaats (en wellicht redox reactie tussen nitraat en ijzersulfiden, zoals pyriet), waarbij nitraat wordt gereduceerd (denitrificatie).

De nitraatconcentraties in het reinwater zijn ontstaan als gevolg van zuivering van ruwwater, voornamelijk tijdens de beluchting door oxidatie van ammonium. Het ammoniumgehalte in ruwwater in de Holocene veen(-klei) gebieden (acht pompstations in deze studie) is waarschijnlijk niet door het stikstofoverschot van de lokale landbouw beïnvloed (pers. comm. Leo Boumans, RIVM). In de ondergrond van de veen(-klei) gebieden is ammonium namelijk van nature aanwezig als gevolg van omzettingen van de organische stof. Een andere bron van ammonium in dergelijke gebieden is veenaafbraak (oxidatie van organische stof) als gevolg van diepere ontwatering (verlaging van het freatische vlak). Dit proces is al zeer lang aan de gang en kan (gedeeltelijk) ook door grondwateronttrekkingen zijn veroorzaakt.

Alle aërobe grondwaterwinningen zijn in principe kwetsbaar voor nitraat veroorzaakt door stikstofoverschot van de landbouw. Dit komt omdat daar onvoldoende denitrificatie is om alle nitraat uit het grondwater te verwijderen. Een voorbeeld van een (deels) aërobe winning is het pompstation Nieuwe Marktstraat. De daar berekende nitraatconcentraties geven de orde van grootte van de waargenomen concentraties goed weer. Het feit dat denitrificatie in het LGM model buiten beschouwing is gelaten, komt in dit geval dus redelijk met de werkelijke situatie overeen. De "dip" in de waargenomen waarden in de periode 1978-1984 is waarschijnlijk door bedrijfstechnische veranderingen veroorzaakt, zoals door een verandering van putlocaties en/of verandering van debieten binnen het puttenveld.

Zoals reeds opgemerkt zijn de nitraatconcentraties waargenomen in ruwwater op de overige acht pompstations nagenoeg nihil (Figuur 7.10). Desbetreffende acht winningen zijn in de Holocene veen(-klei) gebieden van Nederland gelegen. Het feit dat in ruwwater in deze gebieden nagenoeg geen nitraat is waargenomen kan door denitrificatie worden verklaard, zowel in het bovenste grondwater als in het diepe grondwater. Fraters *et al.* (2000, paragraaf 4.2.3) geven aan dat in het bovenste grondwater van veengebieden nagenoeg geen nitraat ($<25 \text{ mg l}^{-1}$) voorkomt. Voor oevergrondwaterwinningen is dit bovenste grondwater (indien geïnfiltreerd) één van de bronnen van het onttrokken ruwwater.

Uit Figuur 7.10 volgt ook dat de berekende nitraatconcentraties op de genoemde acht pompstations hoger zijn dan de waargenomen (REWAB) nul-waarden in ruwwater. Dit wordt veroorzaakt door het niet in rekening brengen van de invloed van denitrificatie in het

gehanteerde LGM model. In werkelijkheid kan denitrificatie plaatsvinden (a) tijdens de passage van rivierwater door de rivierbodem, en (b) tijdens de passage van grondwater door de ondergrond (verticale stroming door veen-klei aquitards en overwegend horizontale stroming door aquifers).

Eén van de acht winningen is het pompstation Engelse Werk. Daar is de berekening van de concentratie alleen voor de ondiepe winning gedaan (11,75 Mm³/jaar). De diepe winning (1,5 Mm³/jaar) is buiten beschouwing gelaten.

Op basis van de negen beschouwde winningslocaties wordt geconcludeerd dat nitraat geen wezenlijk probleem bij oevergrondwaterwinningen vormt. Voor de lage nitraatconcentraties in ruwwater kunnen vier oorzaken aangewezen worden:

- a) omdat rivierwater een groot aandeel van gewonnen grondwater vormt, en omdat de nitraatconcentratie in rivierwater relatief laag is (niet meer dan 15 mg l⁻¹), terwijl bij winning "vanaf land" de nitraatconcentraties in bovenste grondwater (uitspoeling naar diep grondwater) veel hoger kunnen zijn;
- b) omdat oevergrondwaterwinningen vaak in de Holocene veengebieden van Nederland gelegen zijn, waar de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (begin van infiltratie naar diep grondwater) doorgaans lager is dan 25 mg l⁻¹ (Fraters *et al.*, 2000);
- c) omdat oevergrondwaterwinningen vaak in het grote rivierengebied zijn gesitueerd, waar (in de buurt) Holocene afzettingen aanwezig zijn, dus met organische stof die tot denitrificatie leidt. In de diepe ondergrond heerst dan namelijk een anaëroob milieu;
- d) omdat een gedeelte van nitraat al tijdens de passage door de rivierbodem (naar diep grondwater) wordt afgebroken. Rivierbodem bevat namelijk slibdeeltjes (dus organisch materiaal).

Problemen met nitraat in ruwwater bij oevergrondwaterwinning kunnen zich voordoen op de locaties met aërobe condities in de ondergrond (b.v. in zandgebieden weinig organische stof, en met een grondwaterstand dieper dan 2 m), waar tevens een overwegend gedeelte van het gewonnen grondwater uit een landbouwgebied afkomstig is. Géén van de negen onderzochte locaties behoort uitgesproken tot deze categorie.

Denitrificatie is in de berekeningen niet opgenomen, omdat niet over gevalideerde informatie met betrekking tot desbetreffende afbraaksnelheid wordt beschikt. De berekende nitraatconcentraties moeten daarom als worst-case situatie worden opgevat.

7.4 Invloed van constante debieten op berekende concentraties

In de voorgaande paragrafen 7.2. en 7.3 zijn de berekeningsresultaten voor respectievelijk chloride- en nitraatconcentraties gepresenteerd. Ook zijn daar mogelijke oorzaken geanalyseerd van de verschillen tussen de berekende en waargenomen waarden. Aan één oorzaak is tot nu toe echter géén aandacht gegeven, te weten aan de gevolgen van de model-schematisering van de onttrekkingsdebieten.

Deze studie is gebaseerd op een maximale hoeveelheid te winnen grondwater volgens vergunning in 1988 (VEWIN, 1989). Omdat hier van een stationaire grondwaterstroming is uitgegaan is het debiet van de grondwateronttrekkingen als constant vanaf 1950 ingevoerd. In werkelijkheid echter (Bijlage C) zijn sommige onttrekkingen pas na 1950 begonnen en/of is het debiet geleidelijk in tijd toegenomen. De toename is gerealiseerd door (a) verhoging van het debiet of (b) door toevoeging van nieuwe winputten. Tenslotte kan het gebeurd zijn dat op

sommige pompstations gedurende bepaalde perioden het debiet om operationele redenen tijdelijk verlaagd is geweest of zelfs dat de winningslocatie als geheel verplaatst is (b.v. De Put en H.I. Ambacht).

Invloed van te hoge constante debieten

De invoer van debieten is behandeld in paragraaf 2.5, waar in Tabel 2.4 de constante debieten (vergunning 1988) zijn gegeven die in plaats van de in tijd variërende debieten zijn gebruikt. Het is belangrijk om op te merken dat op de negen beschouwde winningen het gehanteerde totale debiet voor de simulatie van het grondwaterpotentiaalprobleem 49,45 Mm³/jaar bedraagt, terwijl het gemeten totale debiet vanaf 1990 ongeveer 40 Mm³/jaar is (Figuur 1.3). De gevolgen op de ruwwaterconcentraties van het rekenen met hogere debieten dan in werkelijkheid kunnen op voorhand niet zonder meer worden gekwantificeerd. Omdat echter verwacht wordt dat bij een verhoging van het debiet (van 40 naar 49,45 Mm³/jaar) de verhouding tussen het aandeel onttrokken rivier- en polderwater niet wezenlijk zal veranderen, zal de ruwwaterconcentratie door het rekenen met hogere debieten niet noemenswaardig worden beïnvloed. De voorgaande redenering is gebaseerd op de lineariteit van alle systeemcomponenten, zoals de top-systeem fluxrelatie.

Invloed van schematisering van debietvariabiliteit door constant debiet vanaf 1950

De vraag is nu welke fout in ruwwaterconcentraties ontstaat als vanaf 1950 met een debiet wordt gerekend dat in werkelijkheid pas na ca. 1980 aanwezig is. Vanzelfsprekend zal, naarmate het werkelijke tijdsafhankelijke verloop van het debiet meer van het constante debiet afwijkt, dit tot een grotere fout (onbetrouwbaarheid) in de gesimuleerde ruwwaterconcentraties leiden, althans in een bepaald tijdstraject. De gemaakte fout hangt direct samen met de verhouding tussen (i) de initiële concentratie in de ondergrond (bij aanvang van berekening in 1950), (ii) de concentratie vanuit het land, en (iii) de concentratie in de rivier. Als ervan wordt uitgegaan dat de concentratie in de rivier hoger is dan de overige twee concentratie-inputs, dan zal het te hoge constante debiet (vanaf 1950) in het begin tot te hoge waarden van berekende ruwwaterconcentraties leiden. Immers, het hoge debiet zal ten opzichte van de werkelijkheid het grondwatersysteem (met zijn relatief lage initiële concentratie) te snel "doorspoelen", met andere woorden zal het rivierwater (met relatief hoge concentraties) te snel worden aangetrokken. Hoe dan ook, de fout in de gesimuleerde concentraties ten gevolge van het constante debiet zal in de tijd gaandeweg steeds kleiner worden. Deze fout neemt sneller af naarmate het aandeel rivierwater aan het putdebiet groter is.

Concluderend, voor de resultaten van deze studie wordt daarom aangenomen dat ten gevolge van (vanaf 1950) constante debieten de fout in berekende ruwwaterconcentraties vanaf ca. het jaar 1980 aanvaardbaar klein is.

7.5 Mogelijkheden voor toekomstige calibratie

In paragraaf 7.2 is een analyse uitgevoerd van de berekende ruwwaterconcentraties voor chloride. Voor elk pompstation is de richting aangegeven waarin enkele invoerparameters aangepast zouden moeten worden opdat een betere overeenstemming tussen de berekende en waargenomen ruwwaterconcentraties zal worden bereikt. Het voorspellende vermogen van een model zou nog groter worden als, naast de waargenomen concentraties ook zou worden gestreefd naar een adequate modelweergave van de waargenomen grondwaterstanden.

Het proces van modelbouw waarbij de initiële parameterwaarden zodanig worden aangepast dat er een betere overeenstemming tussen berekende waarden en waarnemingen optreedt

wordt modelcalibratie genoemd. In principe kan calibratie op twee manieren worden uitgevoerd:

- handmatig (trial-and-error). Hierbij verandert de gebruiker proberenderwijs de waarden van invoerparameters, totdat voldoende verbetering in de fit verkregen is. Deze methode vereist grote ervaring met geohydrologische modellering. Vanwege het grote aantal vrijheidsgraden ("knoppen waaraan gedraaid kan worden") kan de handmatige calibratie veel tijd in beslag nemen. Een belangrijk nadeel van deze methode is dat een model door een modelleur op basis van zijn/haar subjectief oordeel als (goed genoeg) gecalibreerd wordt verklaard. De methode is dus niet objectief en dus in principe ook niet herhaalbaar;
- geautomatiseerd (inverse modellering). Hierbij wordt gebruik gemaakt van een computerprogramma dat automatisch de parameters aanpast totdat een tevoren gedefinieerde doelfunctie geminimaliseerd is. Een doelfunctie kan bijvoorbeeld zijn de kwadratensom van verschillen tussen berekende en waargenomen concentraties en/of grondwaterstanden. Een invers model heeft twee grote voordelen, namelijk dat (a) de methode objectief en herhaalbaar is, en (b) dat de methode informatie levert over de betrouwbaarheid van de geoptimaliseerde parameters (als covariantiematrix). Als men over de betrouwbaarheid van de geoptimaliseerde parameters beschikt, is het in een vervolgstap mogelijk om daarmee de betrouwbaarheid van modelvoorspellingen te bepalen.

In het kader van deze studie is geen calibratie uitgevoerd. Echter, voorafgaande aan deze studie is door A. Oosterhof als onderdeel van zijn afstudeerwerk aan de Landbouw-universiteit Wageningen, met behulp van LGM een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor het pompstation Bergambacht-Rodenhuis (Oosterhof, 1999). Dit is voor de ruwwaterconcentratie voor chloride gedaan. Omdat de berekende concentraties lager waren dan de waarnemingen is geprobeerd (trial-and-error) om hogere waarden te bereiken door de halvering van de hydraulische weerstand van de rivierbodem en de verhoging van de initiële chloride-concentratie in de ondergrond. De hiermee bereikte concentraties waren weliswaar hoger dan oorspronkelijk, maar nog steeds niet voldoende hoog voor een voldoende fit. Een grotere toename van de berekende concentraties zou waarschijnlijk zijn bereikt door een verhoging van de hydraulische weerstand van de afdekkende Holocene laag. Daardoor zou de winning in sterkere mate "gedwongen" worden om relatief meer water uit de rivier te onttrekken, waar hogere chlorideconcentraties zijn dan in de polders.

Veel beter zou het zijn de calibratie door middel van een invers model uit te voeren. Het LGM beschikt weliswaar over een eerste versie van een calibratiemodule op basis van stijghoogten, maar niet over een calibratiemodule op basis van waargenomen ruwwaterconcentraties. Inmiddels is aanvang gemaakt met verbetering van het calibratiemodule op basis van stijghoogten, en zijn binnen het RIVM voorstellen naar voren gebracht voor de ontwikkeling van een calibratiemodule op basis van waargenomen ruwwaterconcentraties.

Een belangrijk voordeel van een calibratiemodule (invers model) is dat het gegevens kan leveren voor de daarop volgende analyse van betrouwbaarheid van simulatieresultaten. De voorspellingen (resultaten van modelsimulaties) bestaan dan niet alleen uit "gemiddelde" waarden maar bevatten ook een betrouwbaarheidsmarge rondom deze "gemiddelde" waarden.

8. Conclusies en discussie

8.1 Conclusies

Deze studie was gericht op de zogenaamde oevergrondwaterwinningen en was een vervolg op de eerdere studies met betrekking tot freatische en semi-spannings-grondwaterwinningen. Gebleken is dat het door het RIVM ontwikkelde Landelijke Grondwater Model, LGM, ook voor oevergrondwaterwinningen met succes kan worden toegepast.

De hier gerapporteerde werkzaamheden hebben geresulteerd in operationele grondwatermodellen voor de negen geselecteerde locaties van oevergrondwaterwinning in Nederland. De negen winningen onttrekken ca. 2/3 van het debiet van de 20 oevergrondwaterwinningen uit Mülschlegel (1992; Figuur 4.2.1, Bijlage cc) die per 1995 in bedrijf waren. De winningen zijn gelegen aan (de riviertakken van) de Rijn, inclusief de IJssel. Bij de ontwikkeling van de modellen is per winplaats gebruik gemaakt van de maximale hoeveelheid te winnen grondwater volgens vergunning in 1988. Belangrijke reden hiervoor is dat op basis daarvan de omvang van beschermingsgebieden werd bepaald.

De LGM-modellen die in deze studie zijn ontwikkeld zijn in vergelijking met voorgaande LGM-toepassingen aanzienlijk gedetailleerder. Het eindige-elementen netwerk is lokaal verfijnd, plaatselijk zelfs tot elementenzijden van enkele meters. In voorgaande (regionale) studies was dit ruimtelijk uniform tussen 250 en 1000 m (met lokale verdichting langs rivieren). De verfijning was nodig om het stromingsbeeld rondom de putten en in de omgeving van rivieren adequaat te kunnen weergeven. De conclusie is dat LGM rekentechnisch gezien goed in staat is om met dergelijke zeer grote contrasten in elementgrootte om te gaan. Echter wat betreft de datavoorziening is gebleken dat de huidige landelijke database van LGM te grofschalig is voor de gehanteerde (vereiste) ruimtelijke detaillering. Daarom moest aanvullende lokale informatie van waterleidingbedrijven bij de studie worden betrokken. De bewerking van deze informatie tot de LGM-invoer heeft onverwacht veel inzet vereist. Door aankomende beschikbaarheid (in 2001) van het REgionaal Geohydrologisch Informatiesysteem (REGIS) van TNO/NITG voor het LGM zal in de toekomst voor een belangrijk deel in de behoefte aan lokaal (meer) gedetailleerde invoergegevens worden voorzien.

De modellen kunnen de kwaliteit van het onttrokken grondwater (ruwwater) in de tijd simuleren, onder de invloed van de tijdsafhankelijke verandering in de kwaliteit van zowel (a) het rivierwater als (b) het oppervlaktewater en regenwater dat op het land naar het grondwater infiltreert.

Voor alle negen winningslocaties is een zogenaamde cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden bepaald, dat wil zeggen het percentage van het gewonnen (grond)water dat vanuit de bovenkant van het geohydrologische systeem het puttenveld vóór een bepaald tijdstip bereikt. De kennis van cumulatieve frequentieverdeling van verblijftijden is waardevol voor de inschatting van de doorbraaksnelheid in ruwwaterconcentratie van een willekeurige stof in de rivier (of vanuit het land). Dit kan bijvoorbeeld nodig zijn voor het inschatten van de gevolgen van het optreden van een verontreiniging van het rivierwater in de toekomst en geeft zo inzicht in de duurzaamheid van de winning.

Verder zijn voor de beschouwde locaties intrekgebieden bepaald en daarbinnen de ruimtelijke verdeling van verblijftijden, zijnde de "reistijd" van een waterdeeltje vanaf het moment van infiltratie in het grondwatersysteem tot het moment van het bereiken van een putfilter. De informatie over de reistijden kan worden gebruikt voor de bepaling van beschermingszones van winningen.

De modellen zijn getoetst (gevalideerd) aan de hand van de vergelijking van de gesimuleerde concentraties van chloride met de concentraties waargenomen in het onttrokken ruwwater (paragraaf 7.2). Chloride als zodanig vormt zelden een bedreiging voor kwaliteit van onttrokken grondwater en is in deze studie gehanteerd omdat het niet met de bodemmatrix reageert (ideale tracer, geen afbraak).

De resultaten voor nitraat zijn besproken in paragraaf 7.3.

Alle aërobe grondwaterwinningen zijn in principe kwetsbaar voor nitraat veroorzaakt door stikstofoverschot van de landbouw. Dit komt omdat daar onvoldoende denitrificatie is om alle nitraat uit het grondwater te verwijderen. Een voorbeeld van een (deels) aërobe winning is het pompstation Nieuwe Markstraat (één van de negen beschouwde winningslocaties).

In het algemeen kan nitraat echter tijdens de bodempassage denitrificatie ondergaan, wat tot een afname van nitraatconcentratie leidt. Denitrificatie treedt op vanwege de anaërobe condities en aanwezigheid van organische stof in de ondergrond. In anaërobe condities vindt namelijk oxidatie van organische stof plaats, waarbij nitraat wordt gereduceerd. Behalve door mineralisatie van organische stof kan denitrificatie in principe ook optreden door een redox reactie tussen nitraat en ijzersulfiden (zoals pyriet).

De nitraatconcentraties waargenomen in ruwwater op de overige acht (van de negen beschouwde) pompstations zijn nagenoeg nihil. Desbetreffende acht winningen zijn in de Holocene veen(-klei) gebieden van Nederland gelegen. Het feit dat in ruwwater in deze gebieden nagenoeg geen nitraat is waargenomen kan door denitrificatie worden verklaard, zowel in het bovenste grondwater als in het diepe grondwater.

Denitrificatie is in de berekeningen niet opgenomen, omdat niet over gevalideerde informatie met betrekking tot desbetreffende afbraaksnelheid wordt beschikt. De berekende nitraatconcentraties liggen dan ook hoger dan de waargenomen waarden.

Alhoewel de nitraatconcentraties in ruwwater op de negen winningslocaties meestal (zeer) laag zijn, bevat het reinwater op veel van deze pompstations wél noemenswaardige hoeveelheden nitraat. Deze nitraatconcentraties in het reinwater zijn ontstaan als gevolg van zuivering van ruwwater, voornamelijk tijdens de beluchting door oxidatie van ammonium. Desbetreffende zuiveringsprocessen vallen echter buiten het kader van deze studie. Het ammoniumgehalte in ruwwater in de Holocene veen(-klei) gebieden (acht pompstations in deze studie) is waarschijnlijk niet door het stikstofoverschot van de lokale landbouw beïnvloed. In de ondergrond van de veen(-klei) gebieden is ammonium namelijk van nature aanwezig als gevolg van omzettingen van de organische stof. Bovendien ontstaat ammonium daar door veenafbraak, als gevolg van diepere ontwatering. Dit proces is al zeer lang aan de gang en kan (gedeeltelijk) ook door grondwateronttrekkingen zijn veroorzaakt.

De ontwikkelde modellen kunnen in de toekomst worden gebruikt voor de voorspelling van de veranderingen in de kwaliteit van het onttrokken grondwater ten gevolge van het voorkomen van een specifieke verontreiniging in het rivierwater. De modellen kunnen later

ook toepasbaar worden gemaakt in een breder kader dan alleen voor onderzoek met betrekking tot oevergrondwater.

8.2 Discussie

In hoofdstuk 7 zijn de berekeningsresultaten voor respectievelijk chloride- en nitraatconcentraties gepresenteerd. Ook is daar een vergelijking gemaakt tussen de berekende en waargenomen waarden. De verschillen tussen de berekende en waargenomen concentraties kunnen een reeks oorzaken hebben en kunnen aan de onzekerheid in modelparameters (invoerparameters) worden gerelateerd.

Vanzelfsprekend betreft de onzekerheid niet alleen de numeriek (getalsmatig) weer te geven variabiliteit in de waarde van een invoerparameter, maar wordt de onzekerheid ook in ruimere zin door het modelconcept als geheel bepaald. Men bedenke dat een keuze van een modelconcept (schematisering in ruimte en tijd, processen) tot gevolg heeft dat de waarde van bepaalde parameters als modelinvoer moet worden opgegeven. Een (al dan niet bewust) gekozen modelconcept "dicteert de invoerparameters". Een voorbeeld daarvan is de aanname van quasi-drie-dimensionale stroming in een systeem van meerdere aquifers gescheiden door aquitards, terwijl het stromingsbeeld in werkelijkheid driedimensionaal is, en met een doorlatendheid die op kleine schaal van plaats tot plaats varieert. De onzekerheid ten gevolge van dergelijke conceptuele modelaannamen komt gedeeltelijk tot uiting in de grotere onzekerheid (marge) van modelinvoerparameters, zoals het doorlaatvermogen van aquifers en de hydraulische weerstand van aquitards. Omdat LGM nog geen module voor de bepaling van betrouwbaarheid van modeluitkomsten bevat, was het in deze studie niet mogelijk om de onzekerheid in modelinvoer op kwantitatieve wijze in rekening te brengen.

Een mogelijke indeling van de groepen van onzekere invoerparameters is als volgt:

- 1a) onzekerheid in (geo)hydrologische randvoorwaarden (grondwateraanvullingsflux, stijghoogten langs modelperiferie, parameters van top-systeem fluxrelatie, schematisatie van onttrekkingen, etc.);
- 1b) onzekerheid in geohydrologische opbouw van het diepere systeem (doorlaatvermogen van aquifers, hydraulische weerstand van aquitards en rivierbodem, etc.);
- 2a) onzekerheid in "chemische" randvoorwaarden in ruimte en/of tijd (stofconcentratie in rivierwater, stofconcentratie in grondwater dat op het land inspoelt, stofconcentratie in het grondwatersysteem ten tijde van het begin van berekening, etc.);
- 2b) onzekerheid in (geo)chemische processen in de ondergrond (in deze studie potentiëel alleen denitrificatie).

De onzekerheid in modelparameters zoals hiervoor onder punten (1a) t/m (2b) genoemd is in het rapport op "kwalitatieve" wijze besproken. Eén van de bronnen van onzekerheid is de aanname van constante debieten (vanaf 1950), in plaats van in werkelijkheid in de tijd variërende debieten. Hieraan is afzonderlijk aandacht gegeven in paragraaf 7.4.

Geconcludeerd wordt dat in deze studie de fout ten gevolge van de aanname van een constant debiet op de gesimuleerde concentraties vanaf ca. het jaar 1980 aanvaardbaar klein is, zodat de berekende en waargenomen concentraties vanaf ca. 1980 onderling vergeleken mogen worden.

Aanbevelingen

Een belangrijk middel om het voorspellende vermogen (betrouwbaarheid) van de modellen te verhogen is calibratie door middel van inverse modellen, zoals in paragraaf 7.5 is behandeld. Hierbij zou een model echter niet (alleen) op grondwaterstanden moeten worden

gecalibreerd, maar (ook) op waargenomen ruwwaterconcentraties. Hierdoor zou men onder meer beter inzicht verkrijgen in de ruimtelijke verdeling van de afbraaksnelheid van in het grondwater opgeloste stoffen, zoals bij denitrificatie. Bij de meeste van de onderzochte oevergrondwaterwinningen veroorzaakt nitraat in ruwwater geen problemen. Bij een deel van de (freatische) grondwaterwinningen in zandgebieden van Nederland is dit wél het geval. Behalve voor ruwwater is inzicht in nitraatconcentraties ook nodig bij grondwater dat in (potentiële) natuurgebieden oppervlakkig opkwelt, dat een belangrijke standplaatsfactor voor de vegetatie is. Daarom is het gewenst om in de toekomst (vooral) aandacht aan (de ontwikkeling van) methoden te geven voor een verbetering van de calibratie van het Landelijk Grondwater Model, LGM.

Een aanverwant en functioneel logisch onderwerp voor toekomstig onderzoek is ook de modelmatige bepaling van betrouwbaarheid in de modeluitkomsten van het LGM. Hierbij wordt namelijk direct gebruik gemaakt van de uitkomsten van modelcalibratie. De betrouwbaarheid kan worden bepaald niet alleen van gesimuleerde grondwaterstanden en fluxen, maar in principe ook van (ruwwater)concentraties, intrekgebieden, reistijden en beschermingszones.

Tenslotte is het nodig om aandacht te geven aan de verbetering van modellering van stofafbraak in het grondwater, zoals denitrificatie. Enerzijds is het nodig om de afbraaksnelheid ruimtelijk gedifferentieerd (in diepte en x/y ruimte) te kunnen modelleren (in LGM-CAM thans alleen een constante afbraak in geheel modelgebied). Anderzijds moet de afbraak(snelheid) landelijk geparameteriseerd worden. Voor de parameterisering van denitrificatie zou hiertoe het eerder genoemde calibratie (invers) model kunnen worden toegepast dat gebruik maakt van de waargenomen nitraatconcentraties in ruwwater.

Literatuur

- Beugelink, G.P. en J.H.C. Mülschlegel (1989): Prognose van de ontwikkeling van de grondwater kwaliteit op freatische winplaatsen in Nederland. *RIVM rapport 728803001*, Bilthoven.
- Boumans, L.J.M. en W.H.J. Beltman (1991): Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater onder bos en heidevelden in de zandgebieden van Nederland. *RIVM rapport 724901001*, Bilthoven.
- Fraters, B., van Eerd, M.M., de Hoop, D.W., Latour, P., Olsthoorn, C.S.M., Swertz, O.C., Verstraten, F. en W.J. Willems (2000): Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland. *RIVM rapport 718201003*, Bilthoven.
- IWACO (1996): Omzetting van het Triwaco-model Oost-IJsselmonde naar een MicroFem model. Rapport IWACO B.V.
- IWACO (1997): Hydrochemisch onderzoek Lekkerkerk. Rapport 1064430, IWACO B.V.
- KIWA (1988a): Onderzoek naar het bestrijdingsmiddel bentazon in grond- en oppervlaktewater en het daaruit bereide drinkwater. Puijker, L.M., Janssen, J.M.J., Vogelaar, A.J., *KIWA rapportnummer 88.232*, Nieuwegein.
- KIWA (1988b): Organische micro-verontreinigingen in de Rijn (Lobith) en Maas (Keizersveer) in 1987: Bestrijdingsmiddelen, adsorbeerbare organische zwavelverbindingen en mutageniteit. Puijker, L.M., Janssen, J.M.J., van Genderen, J., *KIWA rapportnummer SWO-88.263*, Nieuwegein.
- KIWA (1988c): Een inventarisatie van de aanwezigheid van bentazon en andere bestrijdingsmiddelen in het ruwe en reine water van oevergrondwater- en oppervlaktewaterverwerkende bedrijven in Nederland, deel 1. Hopman, R., *KIWA rapportnummer SWO-88.313*, Nieuwegein.
- KIWA (1989): De voorspelling van nitraat- en sulfaatconcentraties voor pompstation Vierlingsbeek. *KIWA rapport SWE 89.021*, Nieuwegein.
- Kovar, K. en A. Leijnse (1989a): AQ-EP: Computer Program Package for Groundwater Potential Problems Analysis (Finite-Element Method). User's Manual, Bilthoven.
- Kovar, K. en A. Leijnse (1989b): AQ-EF: Computer Program Package for Groundwater Flowline Analysis (Finite-Element Method). User's Manual, Bilthoven.

- Kovar, K., Leijnse, A. en J.B.S. Gan (1992): Groundwater Model for the Netherlands; Mathematical Model Development and User's Guide. *RIVM rapport 714305002*, Bilthoven.
- Kovar, K., Uffink, G.J.M. en M.J.H. Pastoors (1996): Evaluation of the Netherlands Groundwater Model, LGM, for calculating pathlines, travel times and concentration at abstracting wells. *RIVM rapport 703717001*, Bilthoven.
- Kovar, K., Pastoors, M.J.H., Tiktak, A. en F.W. van Gaalen (1998): Application of the Netherlands Groundwater Model, LGM, for calculating concentration of nitrate and pesticides at abstraction wells in sandy soil areas of the Netherlands. *RIVM rapport 703717002*, Bilthoven.
- Kragt, F.J., Mülschlegel, J.H.C., Versteegh, J.F.M. en W. Verweij (1993): Milieurapportage 1993. Deel V: Rapportage drinkwater 1992. *RIVM rapport 482533005*, Bilthoven.
- Mülschlegel, J.H.C. (1992): Basisrapport winning en zuivering van grondwater voor drink- en industriewatervoorziening. *RIVM rapport 719106003*, Bilthoven.
- NUON (1999): MODFLOW invoergegevens voor het model van pompstation Nieuwe Marktstraat. NUON Water NV.
- Oosterhof, A. (1999): De effecten van verontreinigd rivierwater op de kwaliteit van gewonnen ruwwater voor de drinkwaterproductie. Een onderzoek naar oevergrondwaterwinningen. Afstudeerscriptie Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Pastoors, M.J.H. (1992): Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. *RIVM rapport 714305004*, Bilthoven.
- RIKZ/RIZA (1996-1997): Jaarboek monitoring Rijkswateren. Fysische kengetallen 1996-1997.
- Van Drecht, G., Goossensen, F.R., Hack-ten-Broeke, M.J.D., Jansen, E.J. en J.H.A.M. Steenvoorden (1991): Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen. *RIVM rapport 724901003*, Bilthoven.
- Van Drecht, G. (1993): Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, the Netherlands. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue, no.2, 175-178.
- Van Drecht, G., Reijnders, H.F.R., Boumans, L.J.M. en W. van Duijvenbooden (1996): De kwaliteit van het grondwater op een diepte tussen 5 en 30 meter in Nederland in het jaar 1992 en de verandering daarvan in de periode 1984-1993. *RIVM rapport 714801005*, Bilthoven.

- Van Drecht, G. en E. Scheper (1998): Actualisering van model NLOAD voor de nitraatuitspoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving. *RIVM rapport 711501002*, Bilthoven.
- VEWIN (1989): *Tienjarenplan 1989, Hoofdrapport*. Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN), juni 1989, Rijswijk.
- VROM (1993a): Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Deel 1: ontwerp planologische kernbeslissing Kabinetsstandpunt.
- VROM (1993b): *Milieu-effectrapport Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Hoofdrapport*. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Publicatie VROM 93107/h/4-93, Den Haag, april 1993.
- VROM (1995): Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Deel 3: Kabinetsstandpunt.
- Wang Xichuan (1995): Modelling of groundwater flow and contaminant transport in het Engelse Werk (Overijssel). *MSc Thesis*, IHE, Delft.
- Witteveen en Bos (1998): Integrale studie Nijmegen (NUON) Water). Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs b.v., Deventer.
- WMO (1999): MODFLOW invoergegevens voor het model van pompstation Engelsewerk. Waterleidingmaatschappij Overijssel.
- WZHO (1999a): Invoergegevens voor MicroFem model van pompstation. Bergambacht (file par311.xls). Waterleidingmaatschappij Zuid-Holland Oost, Gouda.
- WZHO (1999b): Invoergegevens voor MicroFem model van het gebied Lekkerkerk-De Put. Waterleidingmaatschappij Zuid-Holland Oost, Gouda.
- WZHO (1999c): Invoergegevens voor MicroFem model van het gebied Lekkerkerk. Waterleidingmaatschappij Zuid-Holland Oost, Gouda.

Bijlage 1 Verzendlijst

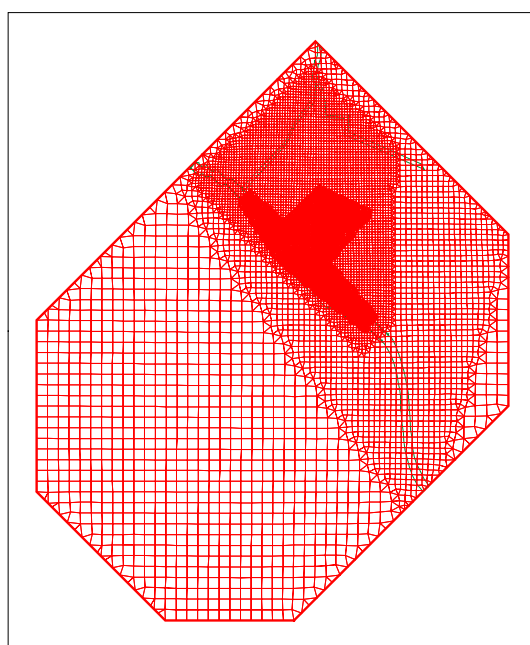
- 1 Drs. J.A. Suurland, Directeur van de Directie Bodem, Water en Landelijk gebied van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- 2 Dr.Ir. B.C.J. Zoeteman, Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- 3 Ir. G.W. Ardon, Hoofd afdeling Drinkwater, Industriële Emmissies en Afvalwaterketen (DIA), van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- 4 Ir. W. Cramer, afdeling Drinkwater, Industriële Emmissies en Afvalwaterketen (DIA), van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- 5 WZHO, t.a.v. Ir. G. Grakist
- 6 WMO, t.a.v. Drs. J.H. Hoogendoorn
- 7 NUON, t.a.v. Drs. M. de Jonge
- 8 Ir. J. Griffioen, NITG-TNO
- 9 Prof.Dr.Ir. A. Leijnse, NITG-TNO
- 10 Prof.Dr.Ir. C. van den Akker, TU Delft
- 11 Prof.Dr.Ir. R. Feddes, LU Wageningen
- 12 Hydrotheek
- 13 Bibliotheek VEWIN
- 14 Bibliotheek Kiwa
- 15 Depot van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 16 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 17 Prof.Ir. N.D. van Egmond
- 18 Ir. F.L. Langeweg
- 19 Ir. R. van den Berg (hoofd LBG)
- 20 Dr.Ir. J.J.M. van Grinsven
- 21 Dr.Ir. G.J.M. Uffink
- 22 Ir. B.J. de Haan
- 23 Ir. A.H.M. Bresser (hoofd LWD)
- 24-27 Auteurs
- 28 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
- 29 Bureau Rapportenregistratie
- 30 Bibliotheek Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 31-40 Bureau Rapportenbeheer
- 41-50 Reserve algemeen

Bijlage A Eindige elementennetwerk van modelgebieden Engelsewerk, Nieuwemarkt, Bergambacht en WZHOwest

(bijlagen A1 t/m A4)

Bijlage A1

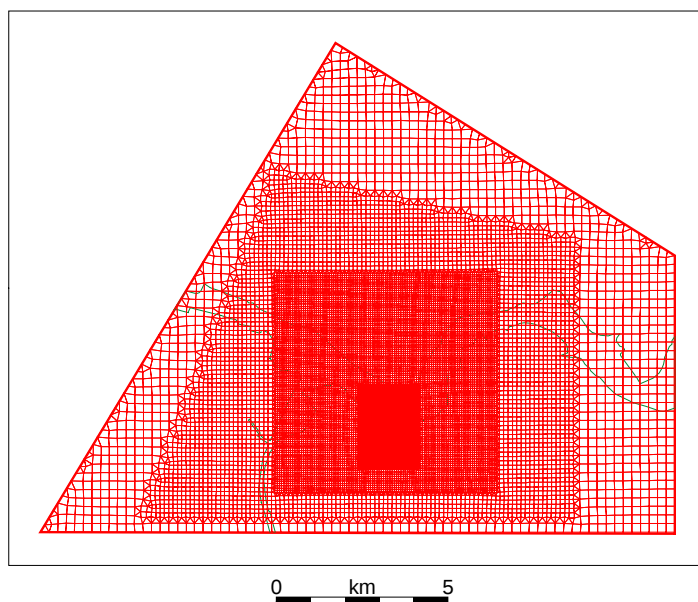
Modelgebied Engelsewerk Eindige elementen netwerk



0 km 5

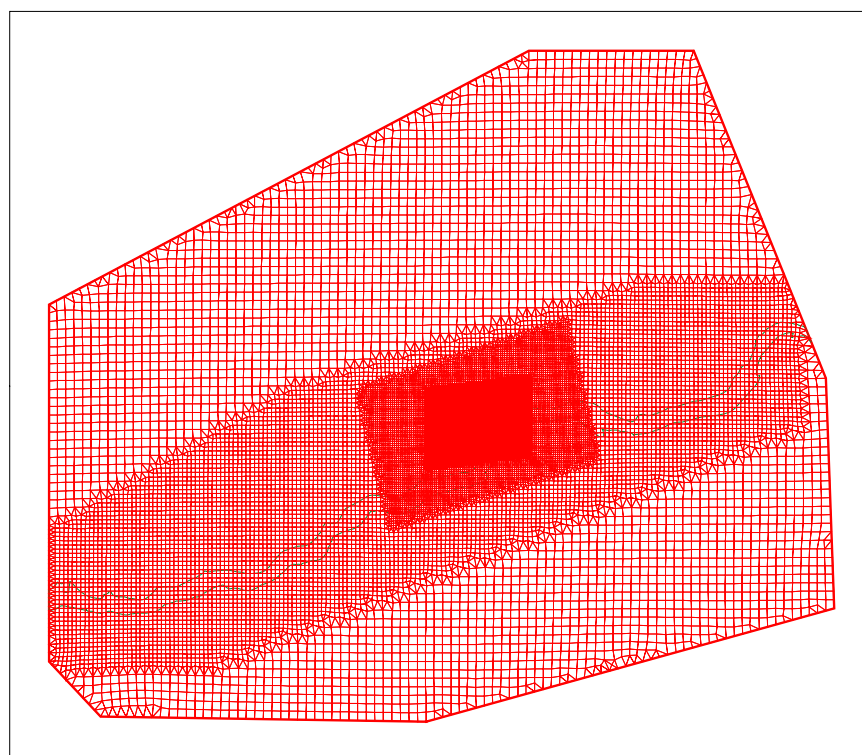
Bijlage A2

Modelgebied Nieuwemarkt Eindige elementen netwerk



Bijlage A3

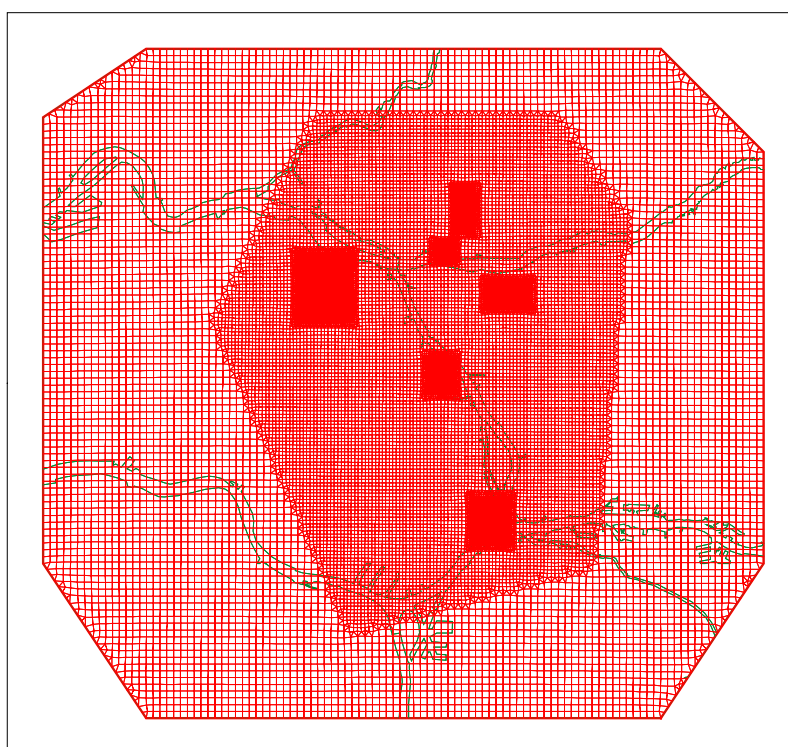
Modelgebied Bergambacht Eindige elementen netwerk



0 km 5

Bijlage A4

Modelgebied WZHOwest Eindige elementen netwerk



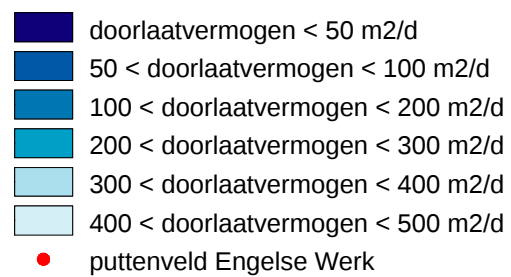
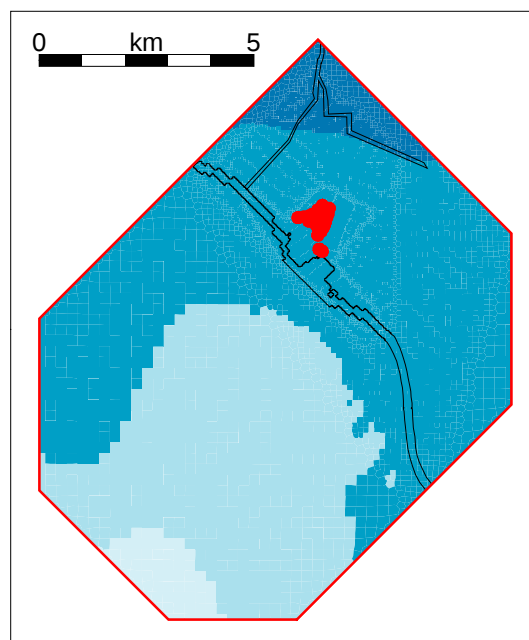
0 km 5

Bijlage B1 Invoerparameters voor modelgebied Engelsewerk

(bijlagen B1.TR1 t/m B1.TR6)

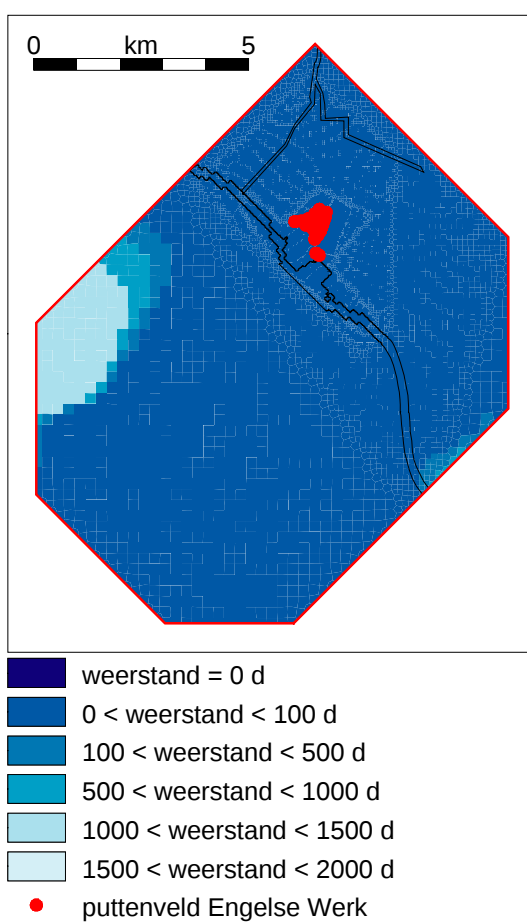
Bijlage B1.TR1

Modelgebied Engelsewerk Doorlaatvermogen aquifer 1 (TR1)



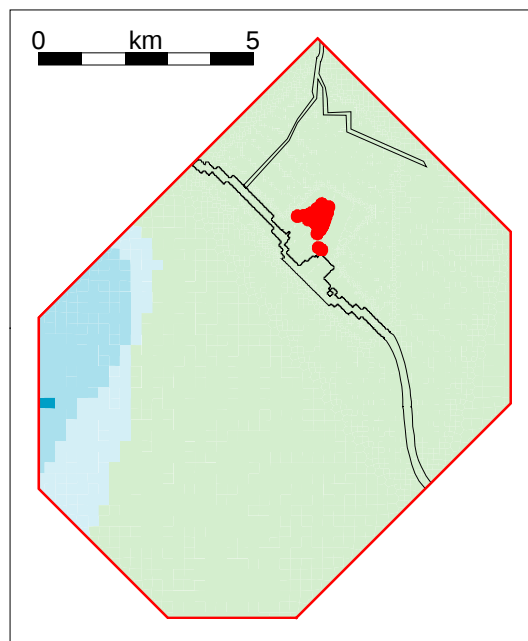
Bijlage B1.RA1

Modelgebied Engelsewerk Hydraulische weerstand aquitard 1 (RA1)



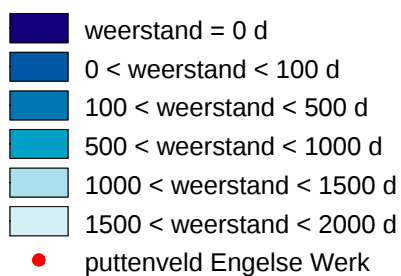
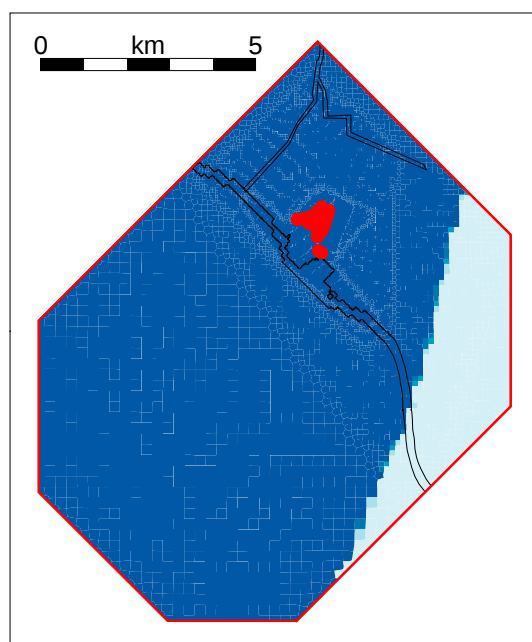
Bijlage B1.TR2

Modelgebied Engelsewerk Doorlaatvermogen aquifer 2 (TR2)



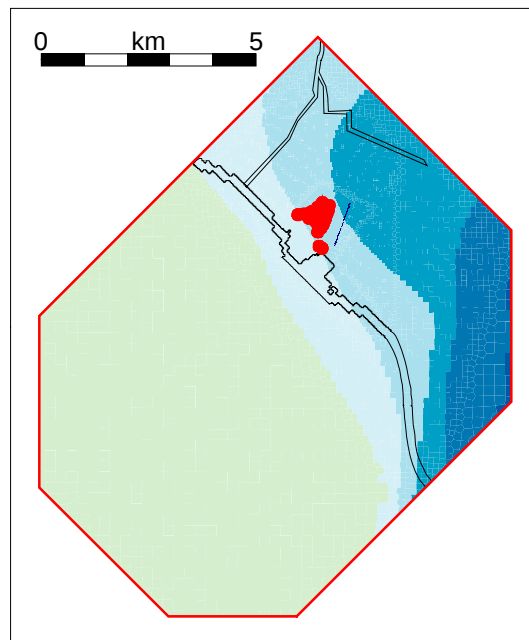
Bijlage B1.RA2

Modelgebied Engelsewerk Hydraulische weerstand aquitard 2 (RA2)



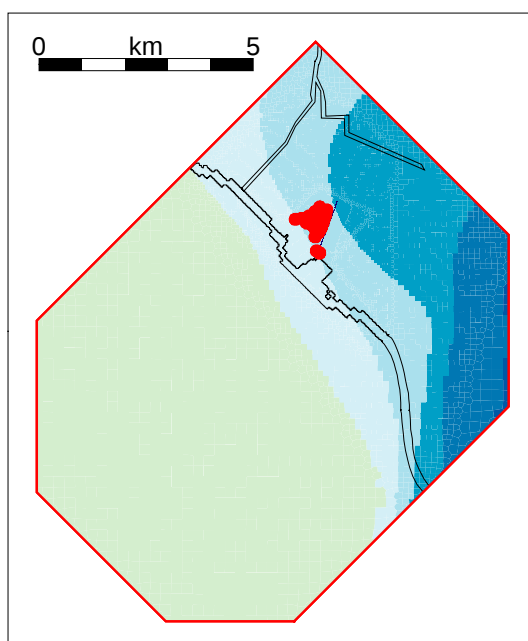
Bijlage B1.TR3

Modelgebied Engelsewerk Doorlaatvermogen aquifer 3 (TR3)



Bijlage B1.TR6

Modelgebied Engelsewerk Doorlaatvermogen aquifer 6 (TR6)

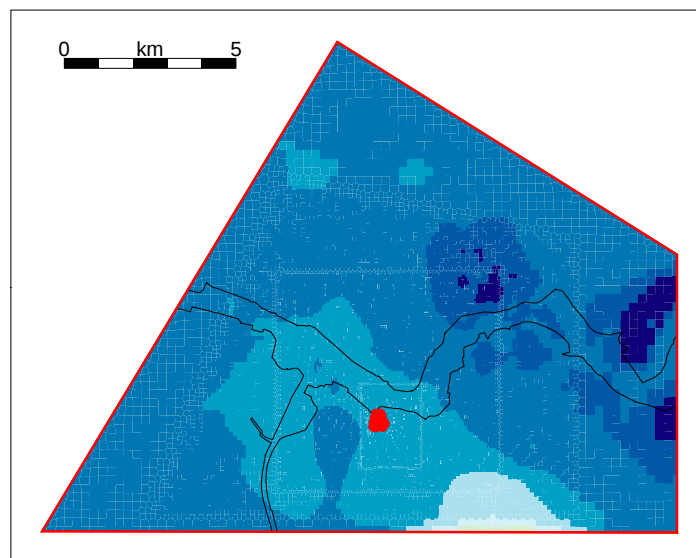


Bijlage B2 Invoerparameters voor modelgebied Nieuwemarkt

(bijlagen B2.TR1 t/m B2.TR4)

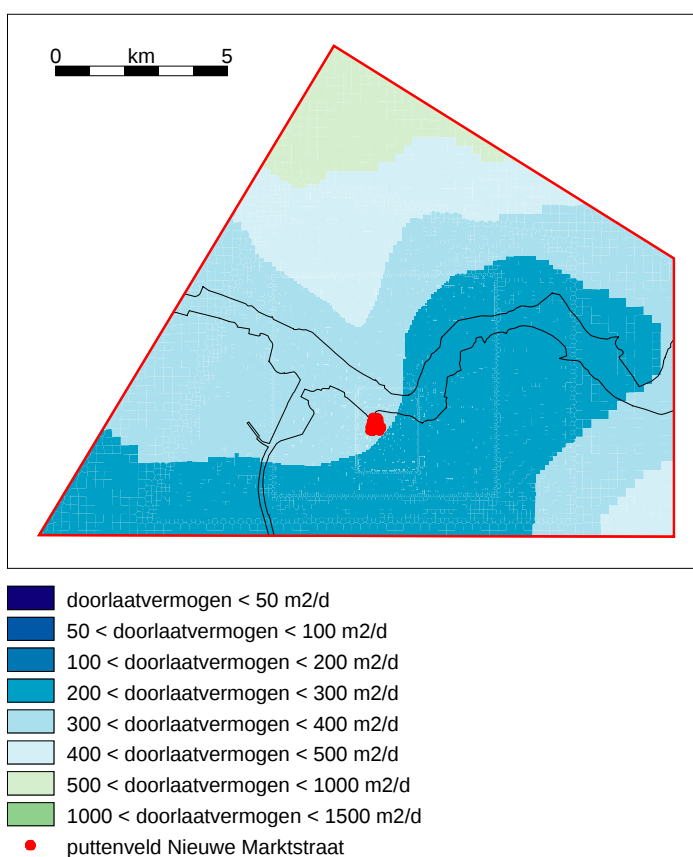
Bijlage B2.TR1

Modelgebied Nieuwemarkt Doorlaatvermogen aquifer 1 (TR1)



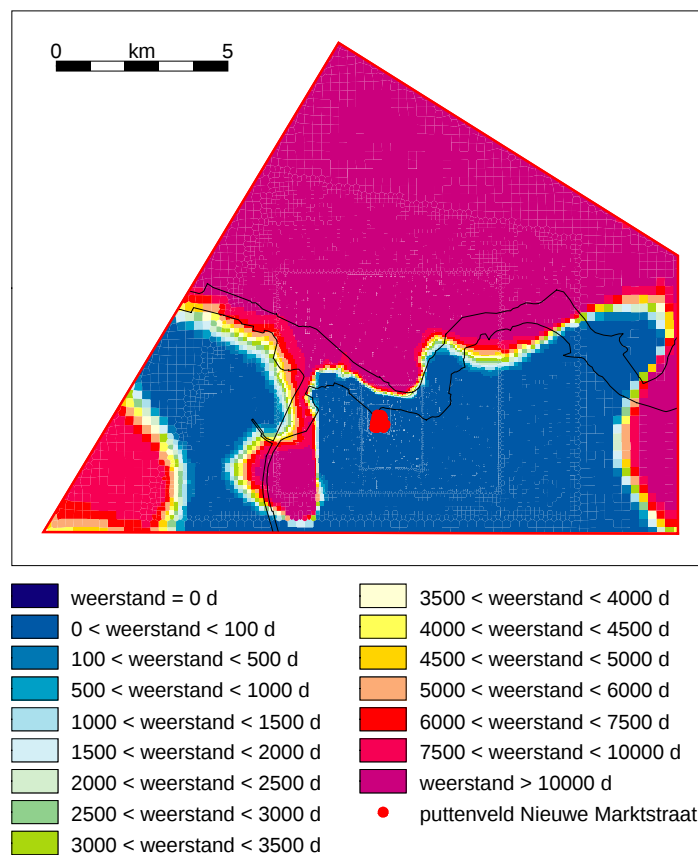
Bijlage B2.TR2

Modelgebied Nieuwemarkt Doorlaatvermogen aquifer 2 (TR2)



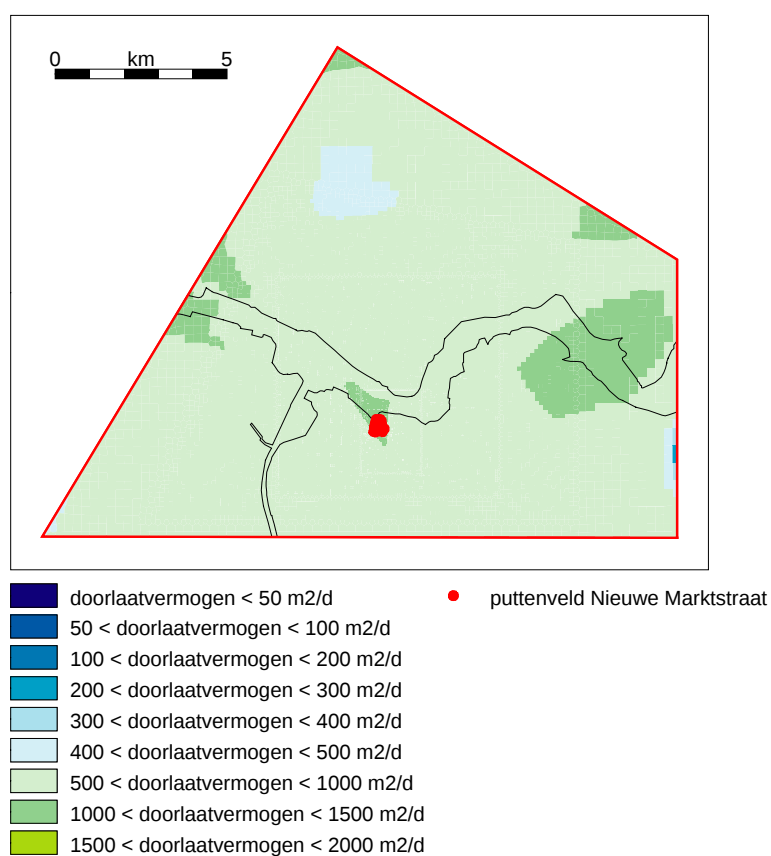
Bijlage B2.RA2

Modelgebied Nieuwemarkt Hydraulische weerstand aquitard 2 (RA2)



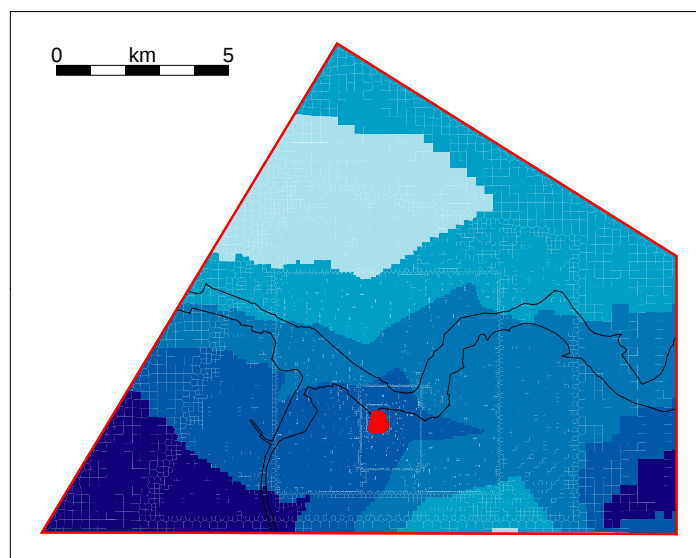
Bijlage B2.TR3

Modelgebied Nieuwemarkt Doorlaatvermogen aquifer 3 (TR3)



Bijlage B2.TR4

Modelgebied Nieuwemarkt Doorlaatvermogen aquifer 4 (TR4)

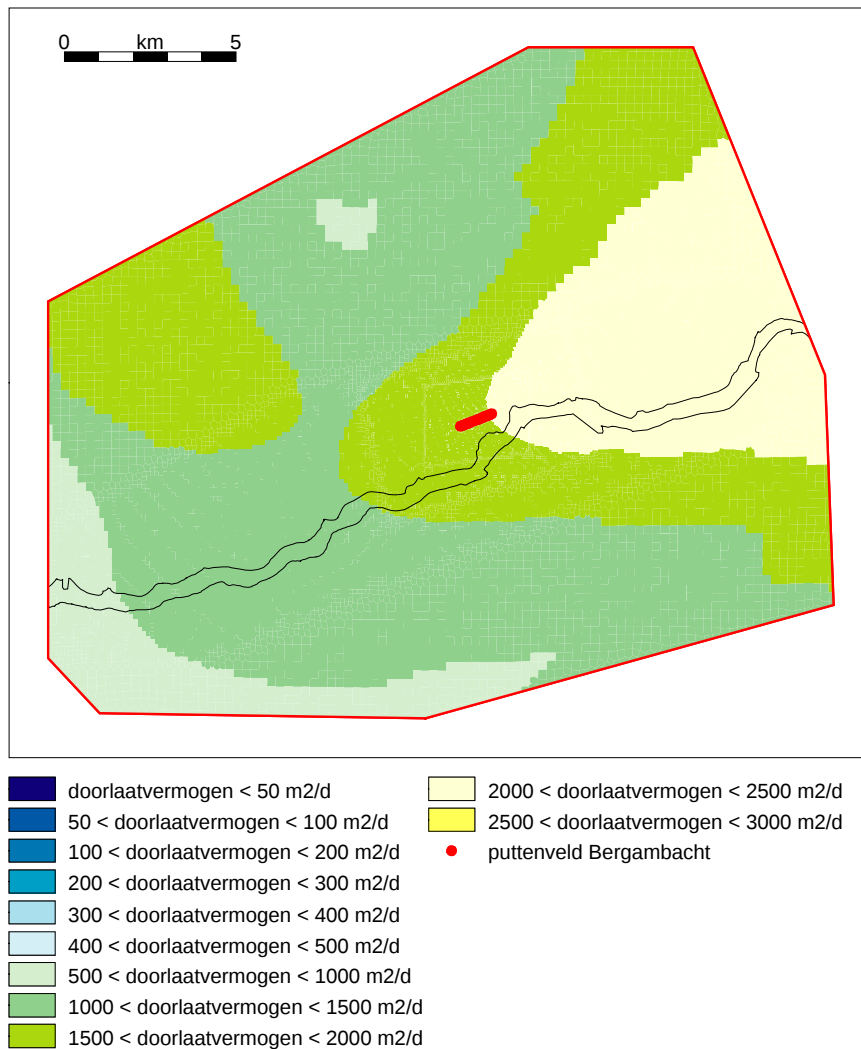


Bijlage B3 Invoerparameters voor modelgebied Bergambacht

(bijlagen B3.TR1 t/m B3.TR2)

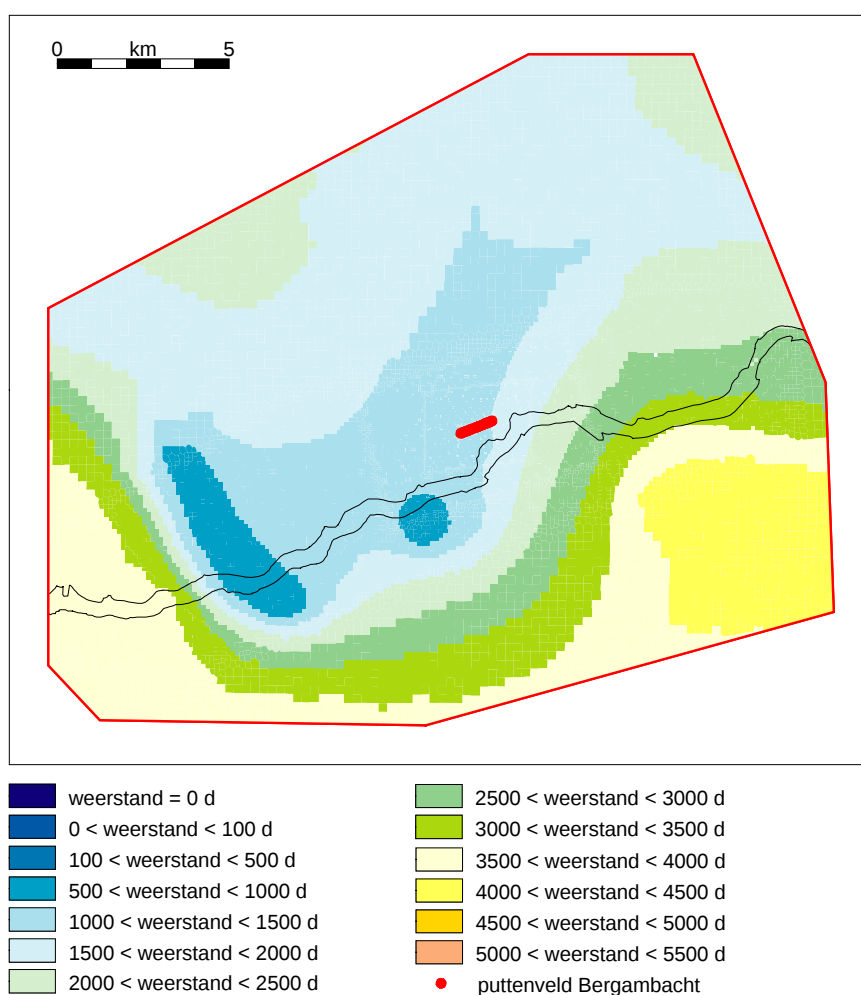
Bijlage B3.TR1

Modelgebied Bergambacht Doorlaatvermogen aquifer 1 (TR1)



Bijlage B3.RA1

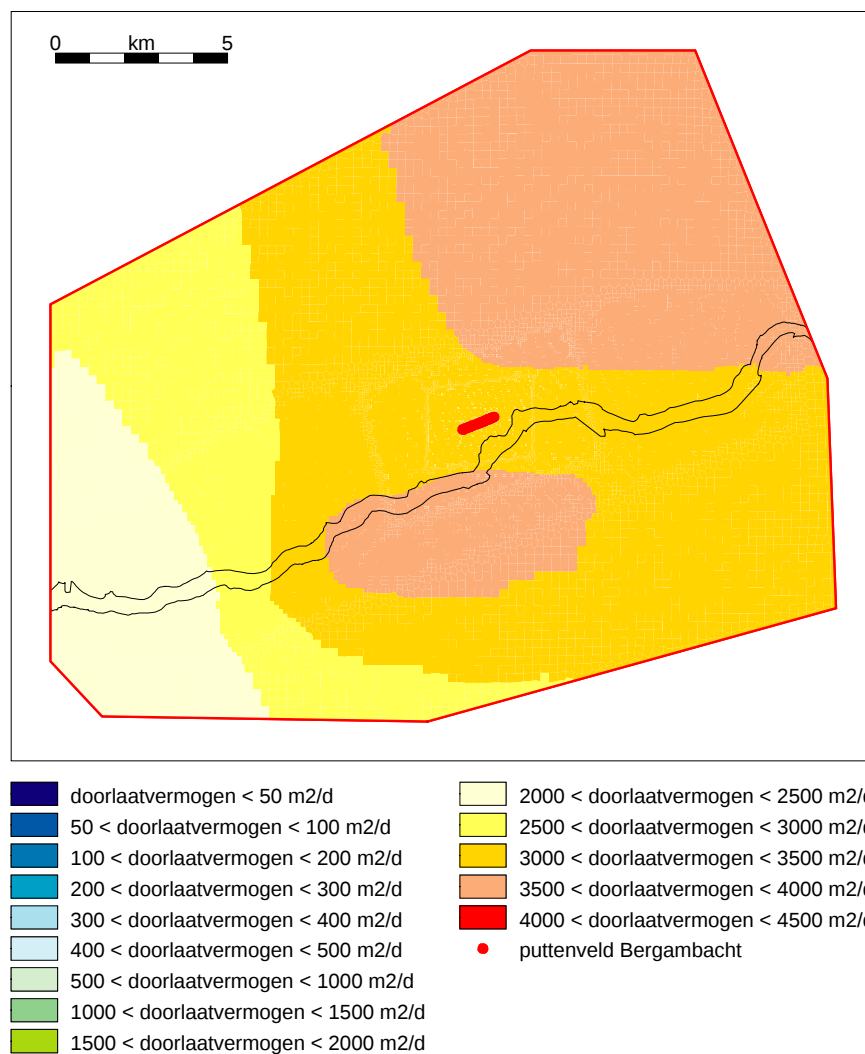
Modelgebied Bergambacht Hydraulische weerstand aquitard 1 (RA1)



Bijlage B3.TR2

Modelgebied Bergambacht

Doorlaatvermogen aquifer 2 (TR2)

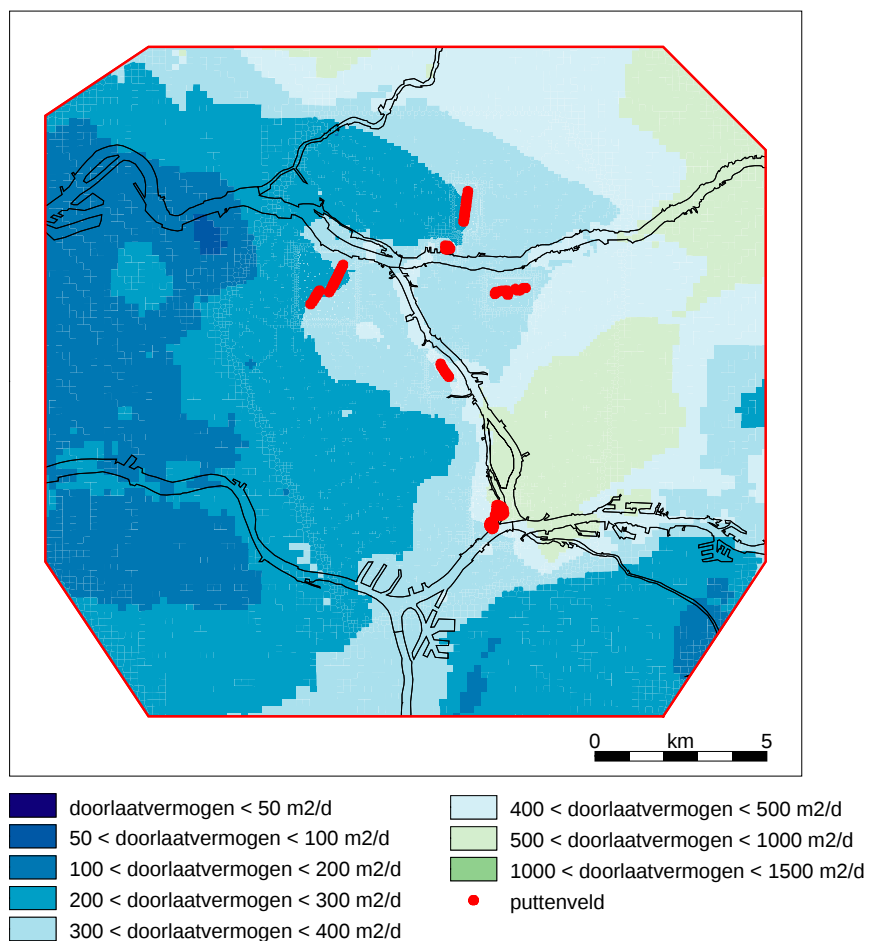


Bijlage B4 Invoerparameters voor modelgebied WZHOwest

(bijlagen B4.TR1 t/m B4.RA2)

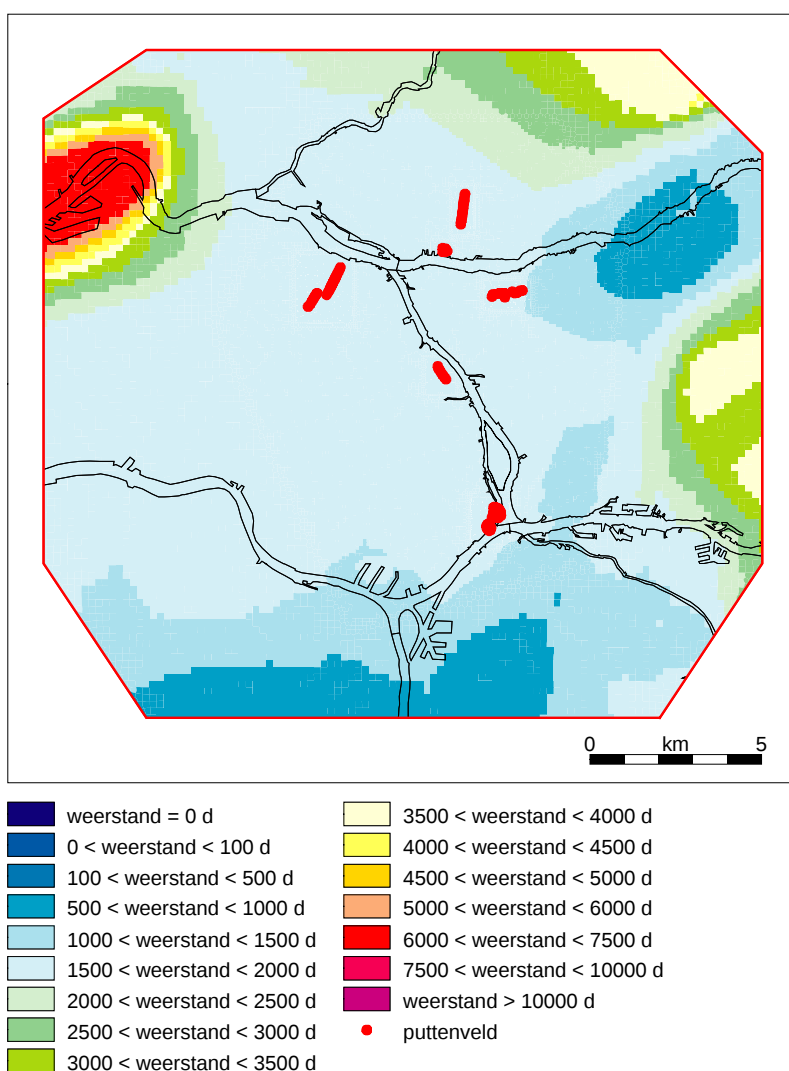
Bijlage B4.TR1

Modelgebied WZHOWest Doorlaatvermogen aquifer 1 (TR1)



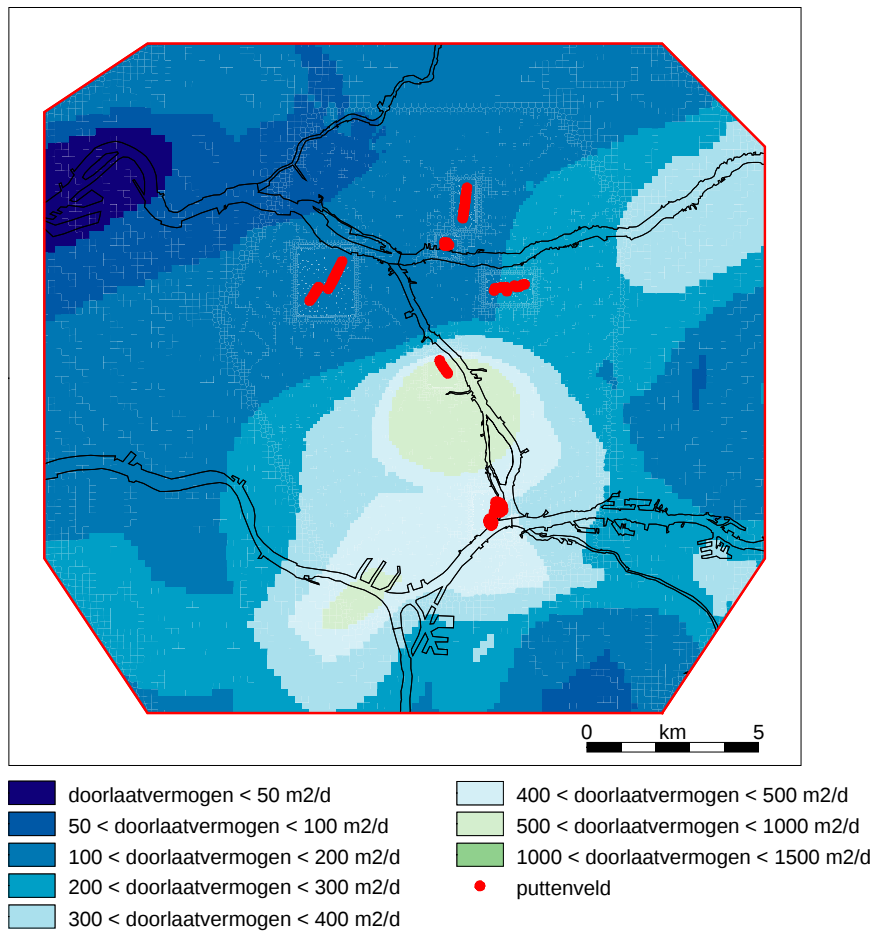
Bijlage B4.RA1

Modelgebied WZHOwest Hydraulische weerstand aquitard 1 (RA1)



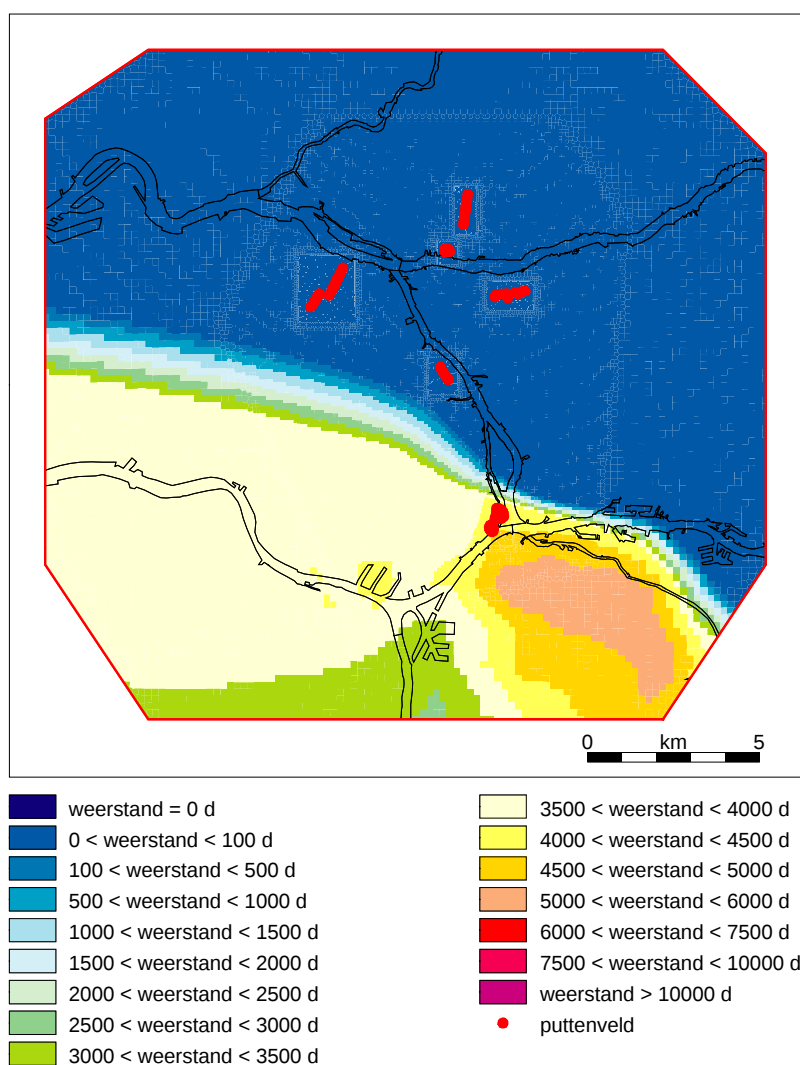
Bijlage B4.TR2

Modelgebied WZHWest Doorlaatvermogen aquifer 2 (TR2)



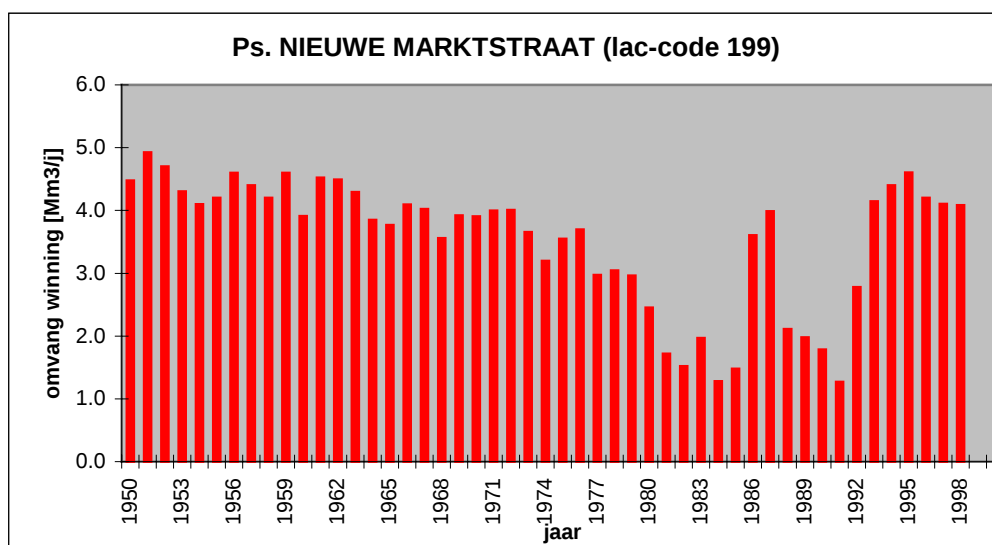
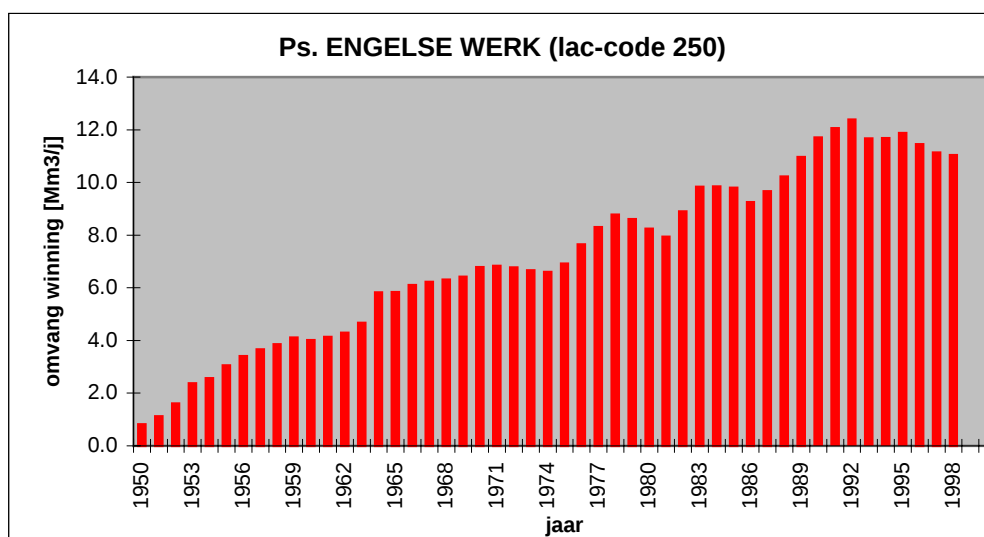
Bijlage B4.RA2

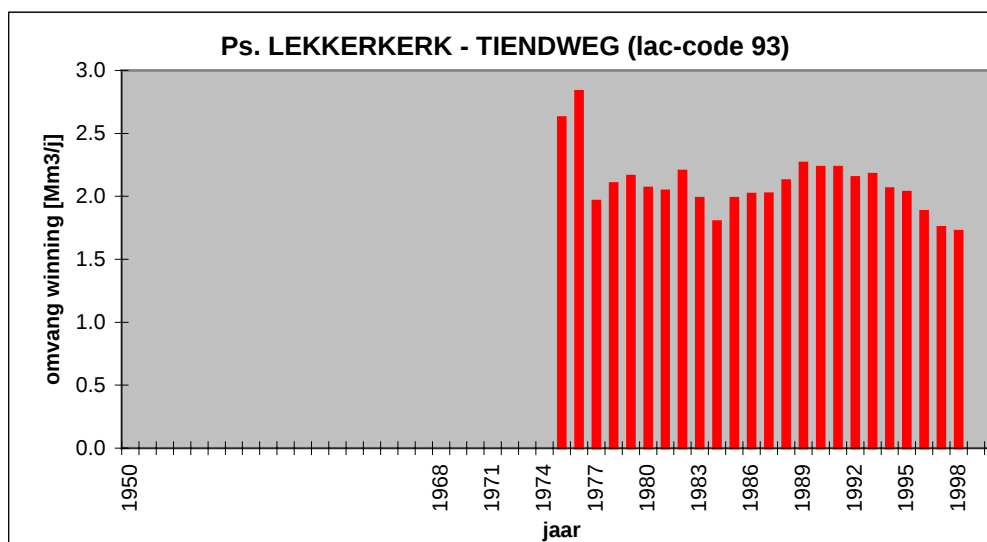
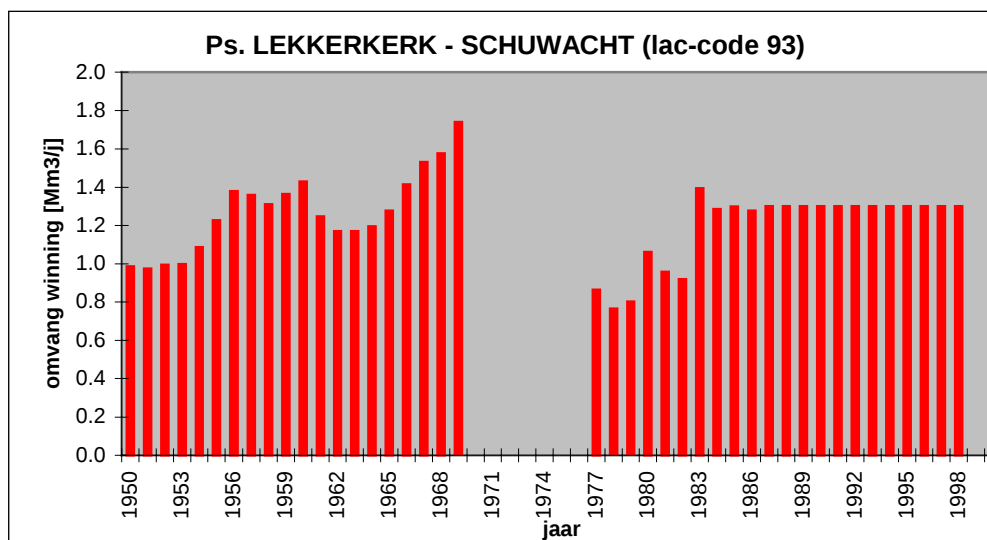
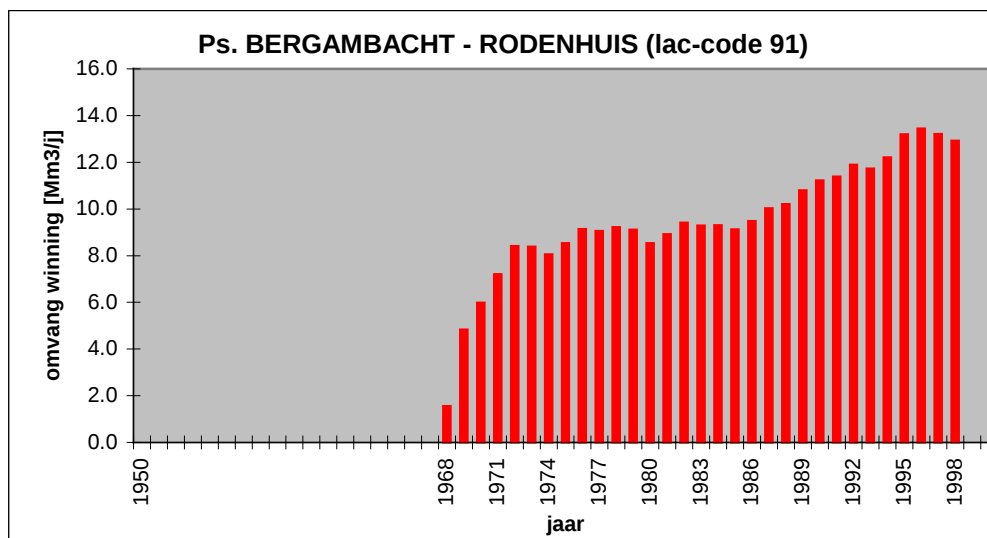
Modelgebied WZHOwest Hydraulische weerstand aquitard 2 (RA2)

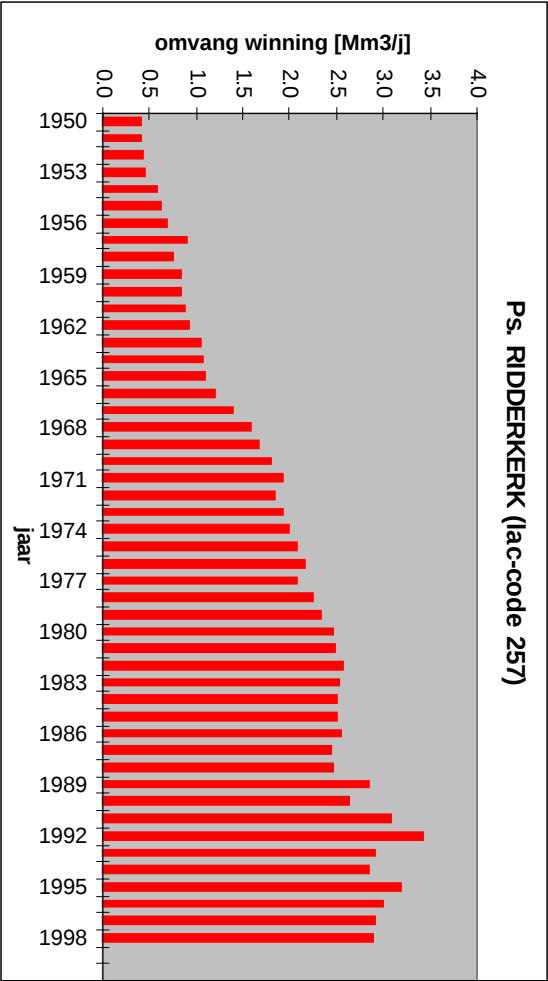
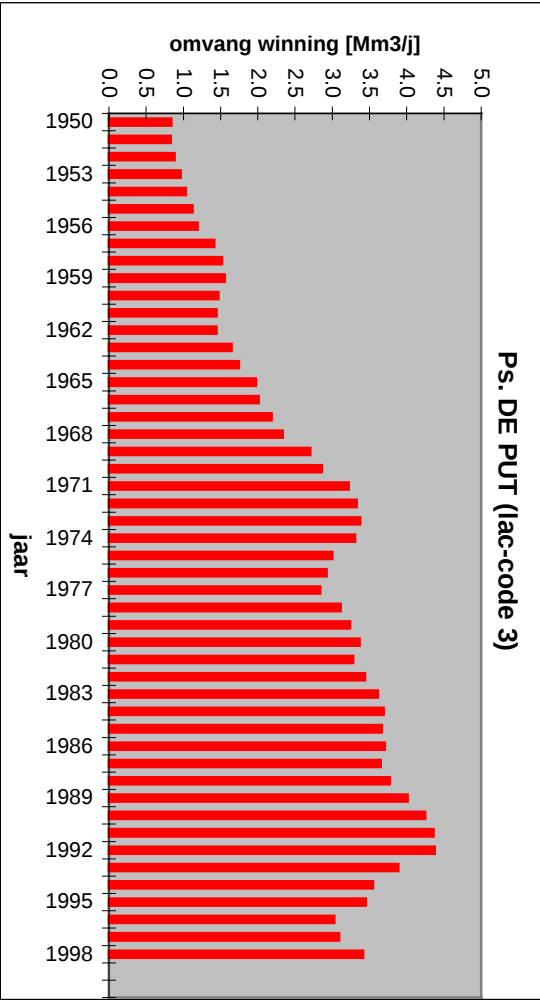


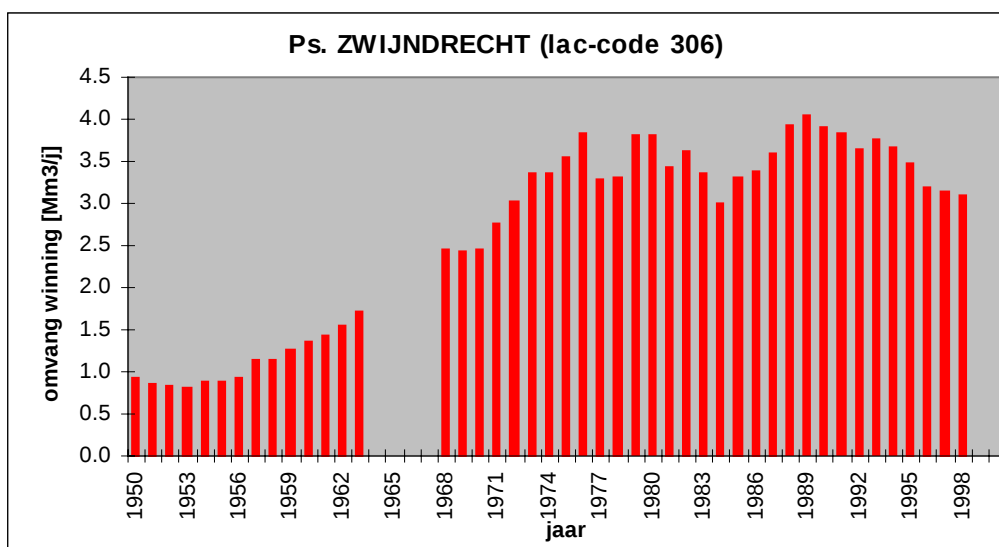
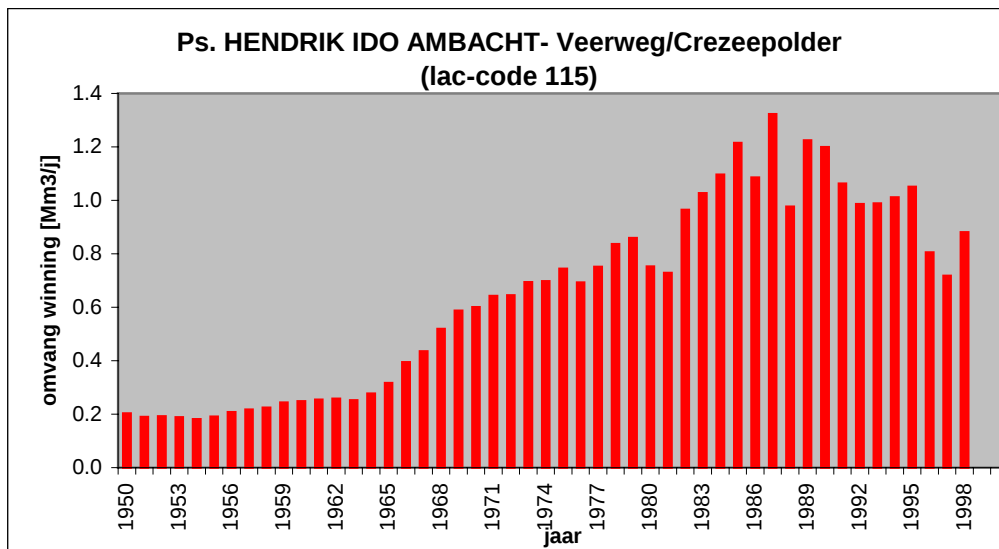
Bijlage C Debiet beschouwde oevergrondwater-winningen (N=9) in periode 1950-1998

- NB.: 1 – Voor enkele pompstations ontbreken gegevens voor een aantal jaren, te weten Schuwacht (1970-1976), Tiendweg (1968-1974) en Zwijndrecht (1964-1967).
- 2 – Voor Ps. Schuwacht en Tiendweg is alleen het gezamenlijk debiet bekend. In verband daarmee is voor Ps.Schuwacht vanaf het jaar 1986 een constant debiet aangenomen en het restant bij Ps.Tiendweg aangegeven.
- 3 – Ps.De Put startte in 1980. Daaraan voorafgaand vond de winning plaats op Ps.Middelweg.
- 4 – Ps. H.I.Ambacht startte op de huidige locatie (Crezeepolder) in 1988. Daarvoor vond de winning plaats op de locatie Veerweg.
- 5 – De "lac-code" is een door RIVM gehanteerde code per Ps.









Bijlage D Overzicht gemodelleerde onttrekkingen, debieten in Mm³/jaar

Pompstation Engelse Werk

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
201184	501387	0,3068100	3	'50-1_3'
201518	501251	0,1534050	4	'51-3_4'
201518	501251	0,1534050	5	'51-3_5'
201544	501464	0,1022700	3	'51-5_3'
201544	501464	0,1022700	4	'51-5_4'
201544	501464	0,1022700	5	'51-5_5'
201405	501293	0,0350640	3	'57-15_3'
201405	501293	0,0701280	4	'57-15_4'
201405	501293	0,0701280	5	'57-15_5'
201405	501293	0,0350640	6	'57-15_6'
201509	501419	0,1022700	3	'59-16_3'
201509	501419	0,1022700	4	'59-16_4'
201509	501419	0,1022700	5	'59-16_5'
201472	501374	0,1753200	2	'59-17_2'
201472	501374	0,1753200	3	'59-17_3'
201472	501374	0,0876600	4	'59-17_4'
201486	501470	0,0840075	2	'59-18_2'
201486	501470	0,1680150	3	'59-18_3'
201486	501470	0,1680150	4	'59-18_4'
201486	501470	0,0840075	5	'59-18_5'
201346	501438	0,2191500	3	'59-19_3'
201346	501438	0,2191500	4	'59-19_4'
201487	501162	0,1461000	4	'61-10A_4'
201487	501162	0,1461000	5	'61-10A_5'
201487	501162	0,1461000	6	'61-10A_6'
201435	501222	0,0613620	4	'61-12A_4'
201435	501222	0,0613620	5	'61-12A_5'
201435	501222	0,0613620	6	'61-12A_6'
201552	501091	0,0876600	4	'66-20_4'
201552	501091	0,1753200	5	'66-20_5'
201552	501091	0,1753200	6	'66-20_6'
201620	501136	0,4383000	6	'66-21_6'
201622	501238	0,1972350	5	'66-22_5'
201622	501238	0,1972350	6	'66-22_6'
201291	501287	0,0876600	3	'71-23_3'
201291	501287	0,1753200	4	'71-23_4'
201291	501287	0,1753200	5	'71-23_5'
201621	501381	0,2520225	4	'72-24_4'
201621	501381	0,2520225	5	'72-24_5'
201681	501303	0,1008090	3	'72-25_3'
201681	501303	0,2016180	4	'72-25_4'
201681	501303	0,2016180	5	'72-25_5'
201497	500962	0,2191500	5	'72-26_5'
201497	500962	0,2191500	6	'72-26_6'
201632	501327	0,2142860	7	'77-27_7'
201705	501386	0,2142860	7	'77-28_7'
201648	501211	0,2142860	7	'77-29_7'
201569	501048	0,2142860	7	'77-30_7'
201634	501174	0,2191500	3	'79-31_3'
201634	501174	0,2191500	4	'79-31_4'
201672	501270	0,0613620	2	'80-32_2'
201672	501270	0,2454480	3	'80-32_3'
201737	501467	0,0730500	3	'81-33_3'
201737	501467	0,1461000	4	'81-33_4'
201737	501467	0,1461000	5	'81-33_5'

201737	501467	0,0730500	6	'81-33_6'
201763	501586	0,1680150	4	'81-34_4'
201763	501586	0,1680150	5	'81-34_5'
201763	501586	0,1680150	6	'81-34_6'
201416	501299	0,2142860	7	'81-35_7'
201495	501546	0,1260113	3	'83-36_3'
201495	501546	0,1260113	4	'83-36_4'
201495	501546	0,1260113	5	'83-36_5'
201495	501546	0,1260113	6	'83-36_6'
201691	501553	0,0986175	3	'83-37_3'
201691	501553	0,0986175	4	'83-37_4'
201691	501553	0,0986175	5	'83-37_5'
201691	501553	0,0986175	6	'83-37_6'
201601	501655	0,1260113	3	'83-38_3'
201601	501655	0,1260113	4	'83-38_4'
201601	501655	0,1260113	5	'83-38_5'
201601	501655	0,1260113	6	'83-38_6'
201296	501397	0,0767025	3	'86-39_3'
201296	501397	0,0767025	4	'86-39_4'
201296	501397	0,0767025	5	'86-39_5'
201296	501397	0,0767025	6	'86-39_6'
201034	501370	0,2142860	7	'91-40_7'
201526	500633	0,3506400	4	'91-41_4'
201526	500633	0,3506400	5	'91-41_5'
201526	500633	0,1753200	6	'91-41_6'
201600	500584	0,4383000	4	'91-42_4'
201600	500584	0,4383000	5	'91-42_5'
201607	501449	0,2142860	7	'91-43_7'

Pompstation Nieuwe Marktstraat

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
187360	428900	0,2624000	4	'40CW17-2_4'
187380	428820	0,1556000	3	'40CW19-2_3'
187380	428820	0,1556000	4	'40CW19-2_4'
187388	428835	0,0032000	3	'40CW20-1_3'
187342	428879	0,1296000	3	'40CW22-1_3'
187342	428879	0,1296000	4	'40CW22-1_4'
187356	428957	0,3332000	3	'40CW23-1_3'
187475	428684	0,3512000	4	'40CW24-1_4'
187416	428671	0,2932000	4	'40CW25-1_4'
187424	428597	0,3108000	4	'40CW26-1_4'
187381	428636	0,2924000	4	'40CW27-1_4'
187374	428727	0,2896000	4	'40CW28-1_4'
187178	428709	0,3816000	3	'40CW51-1_3'
187246	428964	0,3116000	3	'40CW53-1_3'
187205	428794	0,1810000	3	'40CW55-2_3'
187205	428794	0,1810000	4	'40CW55-2_4'
187225	428881	0,2384000	4	'40CW56-2_4'

Pompstation Bergambacht-Rodenhuis

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
115350	438990	0,3650309	1	'P01'
115306	438967	0,2281352	1	'P02'
115408	439007	0,2281352	1	'P03'
115259	438949	0,3650309	1	'P04'
115477	439034	0,2281352	1	'P05'
115216	438932	0,3650309	1	'P06'
115529	439053	0,3650309	1	'P07'
115167	438914	0,3650309	1	'P08'
115575	439072	0,3650309	1	'P09'

115122	438896	0,3650309	1	'P10'
115619	439091	0,3650309	1	'P11'
115075	438878	0,3650309	1	'P12'
115668	439108	0,3650309	1	'P13'
115028	438861	0,3650309	1	'P14'
115711	439134	0,3650309	1	'P15'
115284	438959	0,3650309	1	'P16'
115756	439150	0,3650309	1	'P17'
115145	438905	0,3650309	1	'P18'
115802	439167	0,3650309	1	'P19'
115051	438869	0,3650309	1	'P20'
115848	439184	0,3650309	1	'P21'
115238	438941	0,3650309	1	'P22'
115896	439205	0,3650309	1	'P23'
115188	438922	0,3650309	1	'P24'
115942	439225	0,3650309	1	'P25'
115040	438865	0,3650309	1	'P26'
115645	439099	0,3650309	1	'P27'
115734	439142	0,3650309	1	'P29'
115871	439194	0,3650309	1	'P31'
115505	439044	0,3650309	1	'P33'
115552	439063	0,3650309	1	'P35'
115779	439159	0,3650309	1	'P39'
115825	439176	0,3650309	1	'P41'
115919	439215	0,3650309	1	'P43'

Puttenveld Lekkerkerk-Schuwwacht

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
103749	434206	0,1803030	1	'LS-P01_1'
103766	434165	0,0772727	1	'LS-P02_1'
103715	434114	0,1803030	1	'LS-P05_1'
103690	434147	0,1803030	1	'LS-P07_1'
103706	434200	0,1803030	1	'LS-P08_1'
103798	434134	0,1803030	1	'LS-P09_1'
103760	434122	0,1803030	1	'LS-P10_1'
103726	434161	0,1803030	1	'LS-P11_1'
103666	434114	0,1803030	1	'LS-P12_1'
103660	434220	0,1803030	1	'LS-P13_1'

Pompstation Lekkerkerk-Tiendweg

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
104196	434919	0,1666667	1	'LT-P01_1'
104204	434974	0,1666667	1	'LT-P02_1'
104212	435028	0,1666667	1	'LT-P03_1'
104221	435082	0,1666667	1	'LT-P04_1'
104229	435137	0,1666667	1	'LT-P05_1'
104233	435185	0,1666667	1	'LT-P06_1'
104240	435229	0,1666667	1	'LT-P07_1'
104247	435274	0,1666667	1	'LT-P08_1'
104253	435318	0,1666667	1	'LT-P09_1'
104260	435363	0,1666667	1	'LT-P10_1'
104267	435407	0,1666667	1	'LT-P11_1'
104264	435458	0,1666667	1	'LT-P12_1'
104274	435502	0,1666667	1	'LT-P13_1'
104281	435547	0,1666667	1	'LT-P14_1'
104288	435595	0,1666667	1	'LT-P15_1'
104295	435645	0,1666667	1	'LT-P16_1'
104303	435694	0,1666667	1	'LT-P17_1'
104319	435803	0,1666667	1	'LT-P18_1'

Pompstation De Put

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
105218	432882	0,2962733	1	'PU-P01_1'
105307	432900	0,2683230	1	'PU-P02_1'
105415	432905	0,3354037	1	'PU-P03_1'
105454	432911	0,2962733	1	'PU-P04_1'
105135	432868	0,3074534	1	'PU-P05_1'
105107	432810	0,4248447	1	'PU-P06_1'
105452	432842	0,1397516	1	'PU-P07_1'
105484	432786	0,1397516	1	'PU-P08_1'
105514	432877	0,4919255	1	'PU-P09_1'
105703	432952	0,2683230	1	'PU-P10_1'
105772	432909	0,4583851	1	'PU-P11_1'
105842	432921	0,4304348	1	'PU-P12_1'
105931	432980	0,3465839	1	'PU-P13_1'
105998	432987	0,2962733	1	'PU-P14_1'

Pompstation Ridderkerk

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
100268	432860	0,2412533	2	'RK-P01_2'
100357	433011	0,1900783	2	'RK-P02_2'
100396	433091	0,2193211	1	'RK-P05_1'
100413	433127	0,1681462	1	'RK-P06_1'
100431	433163	0,2120104	1	'RK-P07_1'
100449	433199	0,2046997	1	'RK-P08_1'
100467	433235	0,1608355	1	'RK-P09_1'
100484	433271	0,1608355	1	'RK-P10_1'
100502	433307	0,0292428	2	'RK-P11_2'
100520	433343	0,3216710	1	'RK-P12_1'
100427	433154	0,1973890	2	'RK-P13_2'
100392	433082	0,1608355	2	'RK-P14_2'
100460	433222	0,1827676	2	'RK-P15_2'
100551	433406	0,1900783	2	'RK-P16_2'
100555	433414	0,1389034	1	'RK-P17_1'
100586	433477	0,1827676	2	'RK-P18_2'
100646	433599	0,1973890	2	'RK-P19_2'
100524	433352	0,1754569	2	'RK-P20_2'
100674	433657	0,2120104	2	'RK-P21_2'
100616	433538	0,2046997	2	'RK-P22_2'
99990	432907	0,1754569	2	'RK-P23_2'
99938	432829	0,2193211	2	'RK-P25_2'
99931	432820	0,3655352	1	'RK-P26_1'
99890	432749	0,1900783	2	'RK-P27_2'
99883	432741	0,3362924	1	'RK-P28_1'
99837	432666	0,0365535	2	'RK-P29_2'
99790	432585	0,0731071	2	'RK-P30_2'
99730	432512	0,0365535	2	'RK-P31_2'
100321	432944	0,2266319	2	'RK-P32_2'
99979	432896	0,1900783	1	'RK-P33_1'

Pompstation H.I.Ambacht

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
103760	430395	0,0613636	2	'HA-P09_2'
103717	430450	0,1636364	1	'HA-P10_1'
103674	430510	0,1636364	1	'HA-P11_1'
103634	430568	0,0818182	1	'HA-P12_1'
103596	430628	0,1636364	1	'HA-P13_1'
103549	430700	0,1022727	2	'HA-P14_2'
103525	430772	0,1636364	1	'HA-P15_1'

Pompstation Zwijndrecht

X	Y	Debiet	Aquifer	Code in model
104945	426105	0,0763431	1	'ZD-P01_1'
104969	426147	0,1060320	1	'ZD-P02_1'
104983	426046	0,1272385	1	'ZD-P03_1'
105075	426046	0,1060320	1	'ZD-P05_1'
105060	425990	0,1060320	1	'ZD-P06_1'
105024	425964	0,0975495	1	'ZD-P07_1'
104989	426004	0,0636192	1	'ZD-P08_1'
104957	426044	0,1060320	1	'ZD-P09_1'
105106	426360	0,1060320	1	'ZD-P11_1'
105175	426348	0,1060320	1	'ZD-P12_1'
105226	426343	0,1060320	1	'ZD-P13_1'
105293	426347	0,1060320	1	'ZD-P14_1'
105302	426409	0,1060320	1	'ZD-P15_1'
105287	426480	0,1060320	1	'ZD-P16_1'
105143	426465	0,1060320	1	'ZD-P17_1'
105206	426473	0,1060320	1	'ZD-P18_1'
105370	426411	0,1060320	1	'ZD-P19_1'
105357	426455	0,1060320	1	'ZD-P20_1'
105153	426519	0,1060320	1	'ZD-P21_1'
105204	426566	0,1060320	1	'ZD-P22_1'
105253	426572	0,1060320	1	'ZD-P23_1'
105348	426536	0,1060320	1	'ZD-P24_1'
105297	426554	0,1060320	1	'ZD-P26_1'
105035	426124	0,1060320	1	'ZD-P27_1'
105213	426473	0,1060320	2	'ZD-P54_2'
105239	426570	0,1060320	2	'ZD-P56_2'
105169	426561	0,1060320	2	'ZD-P57_2'
105151	426648	0,1060320	2	'ZD-P58_2'
105190	426658	0,1060320	2	'ZD-P59_2'
104986	426158	0,1060320	3	'ZD-P72_3'
105064	426084	0,1060320	3	'ZD-P74_3'
105056	426006	0,1060320	3	'ZD-P76_3'
104965	426034	0,1060320	3	'ZD-P79_3'
105132	426402	0,1060320	3	'ZD-P81_3'
105145	426472	0,1060320	3	'ZD-P82_3'
105225	426373	0,1060320	3	'ZD-P83_3'
105297	426398	0,1060320	3	'ZD-P85_3'
105324	426464	0,1060320	3	'ZD-P90_3'
105348	426529	0,1060320	3	'ZD-P91_3'
105309	426601	0,1060320	2	'ZD-P92_2'
105296	426544	0,1060320	3	'ZD-P93_3'
105261	426629	0,1060320	3	'ZD-P95_3'
105337	426406	0,1060320	3	'ZD-P96_3'

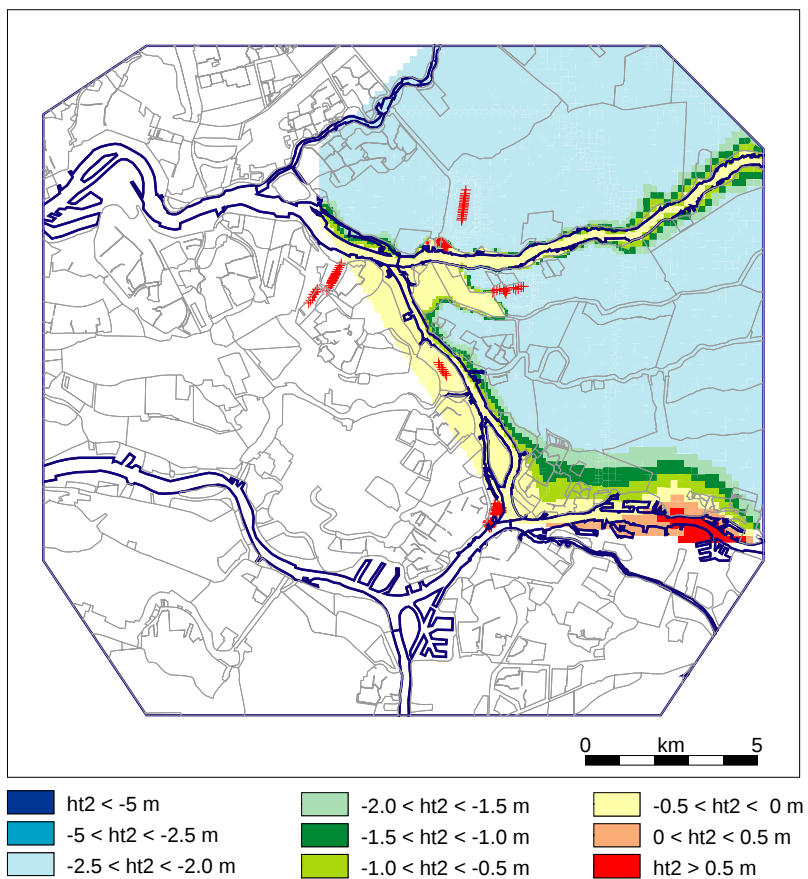
Bijlagen E Vergelijking van LGM-invoerparameters voor model WZHOwest met die uit andere modellen (WZHO, 1999c; IWACO, 1996)

(bijlagen E1 t/m E6)

Bijlage E1

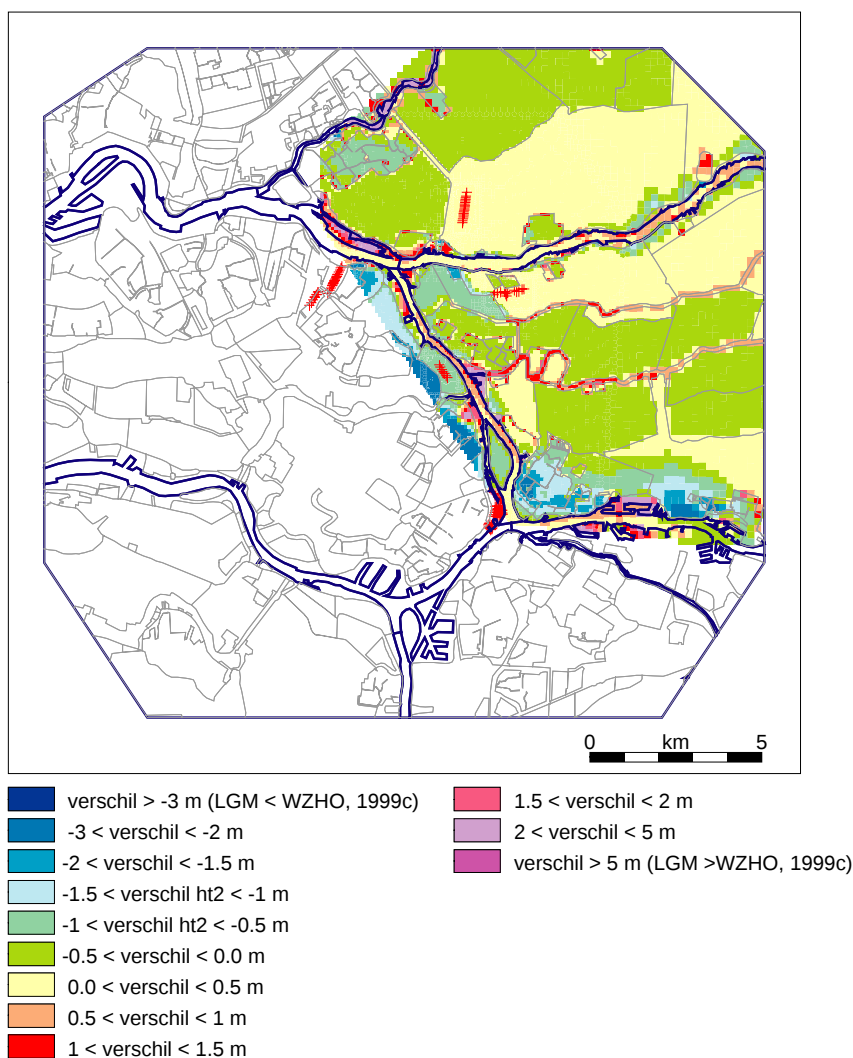
Modelgebied WZHO - Lekkerkerk

Hoogte H0 in topsysteem (uit WZHO, 1999c)



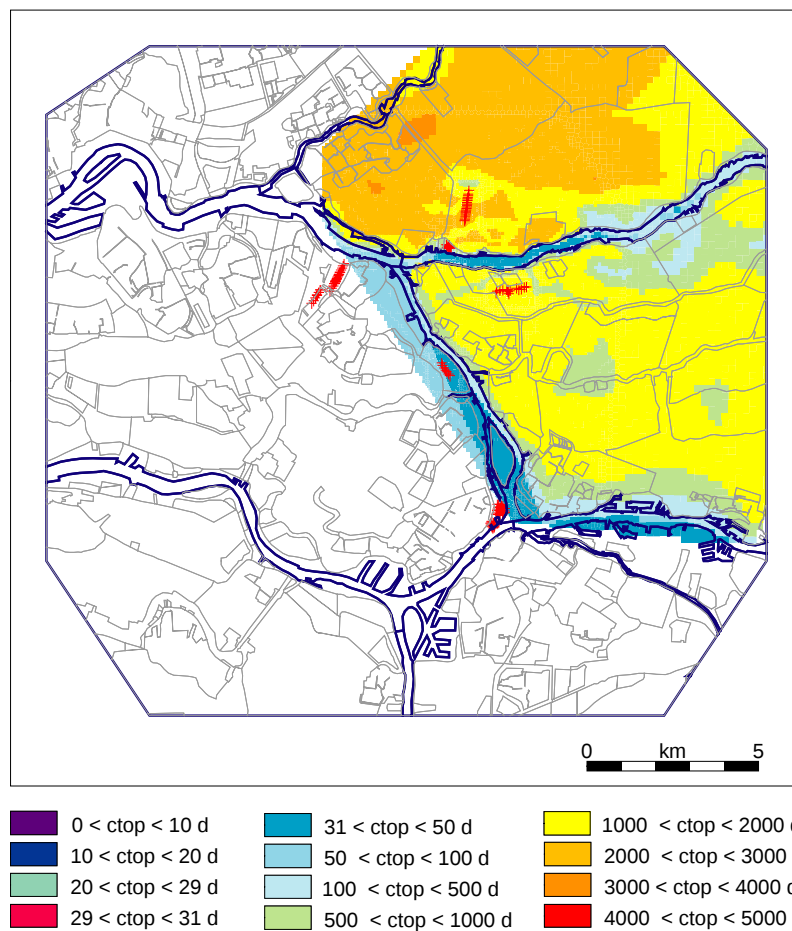
Bijlage E2

Modelgebied WZHO - Lekkerkerk Verschil HT2 (LGM) - H0 (uit WZHO, 1999c)



Bijlage E3

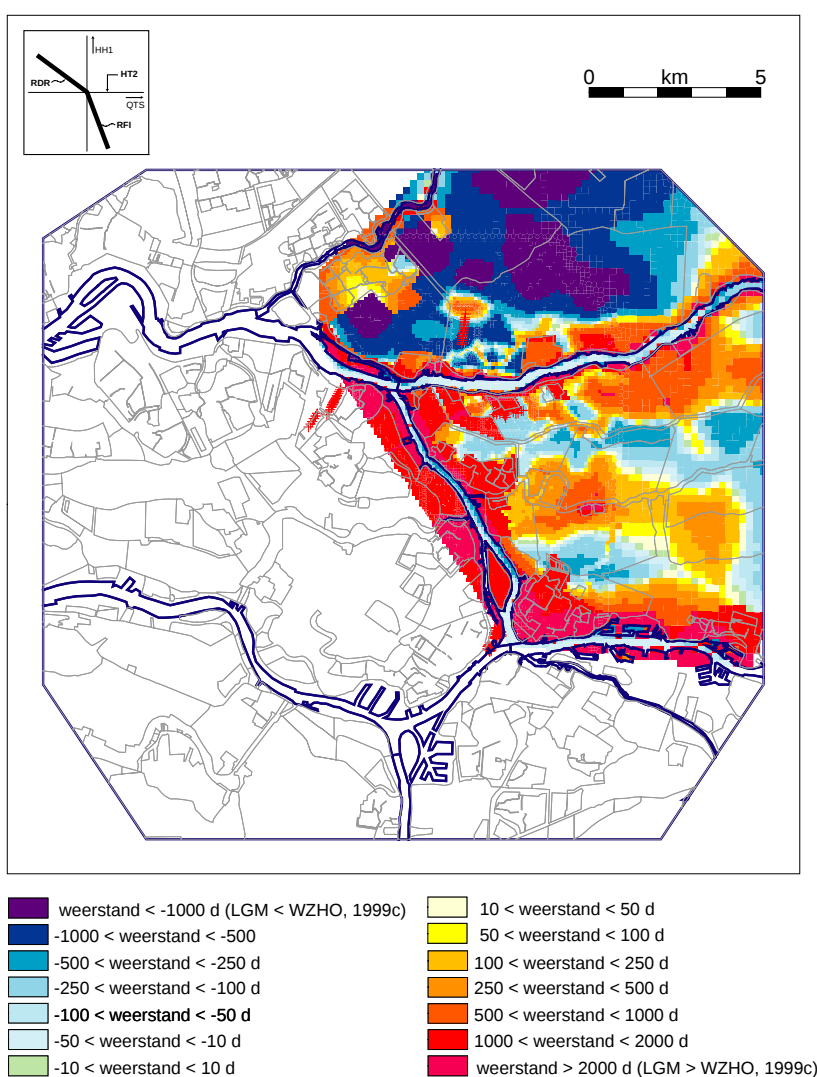
Modelgebied WZHO - Lekkerkerk Weerstand CTOP (= CDRA + CDEK) (uit WZHO, 1999c)



Bijlage E4

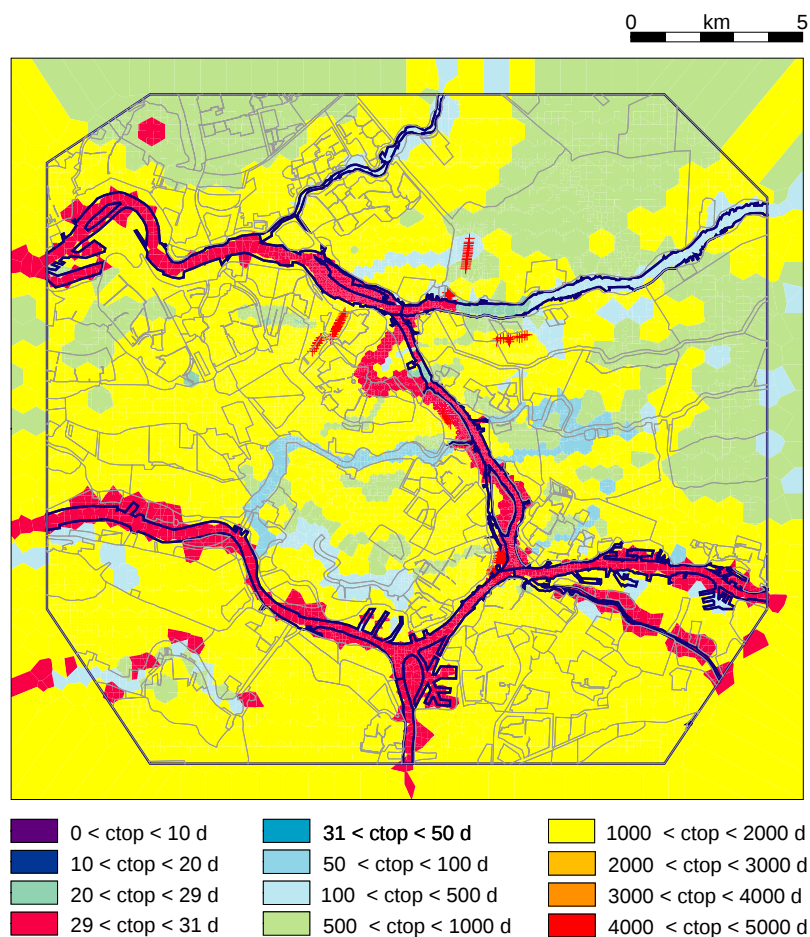
Modelgebied WZHO - Lekkerkerk

Verschil weerstand RDR (LGM) -
CTOP(= CDRA + CDEK uit WZHO, 1999c)



Bijlage E5

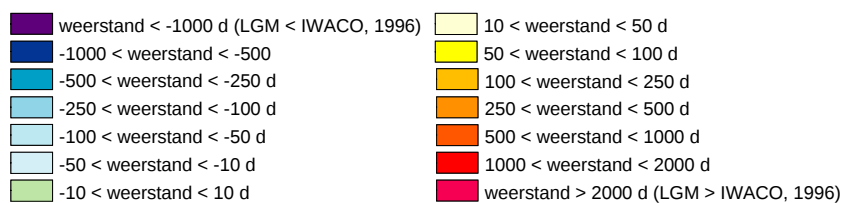
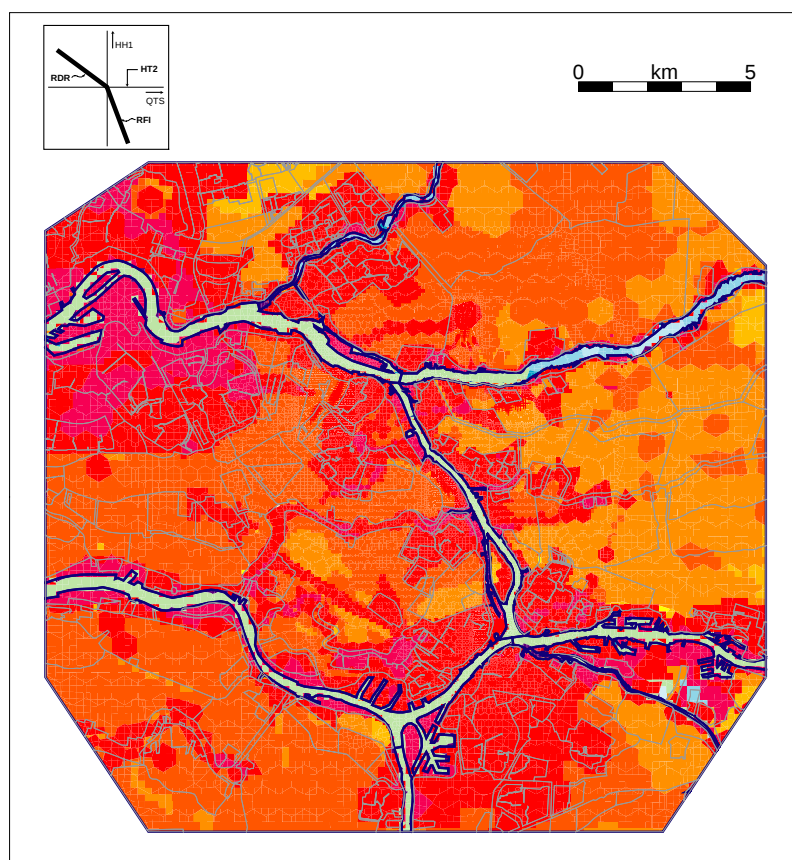
Modelgebied WZHO-Oost-IJsselmonde (OY) Weerstand CTOP (=CDRA + CDEK) (uit IWACO, 1996))



Bijlage E6

Modelgebied WZHO - Oost-IJsselmonde

Vershil weerstand RDR (LGM) -
CTOP(= CDRA + CDEK uit IWACO, 1996))



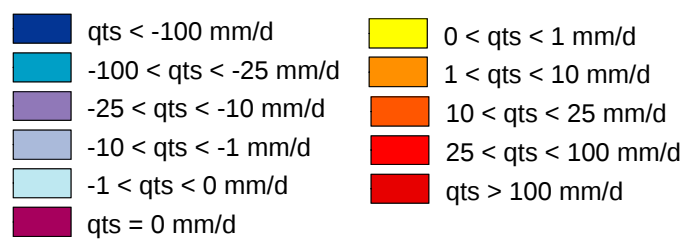
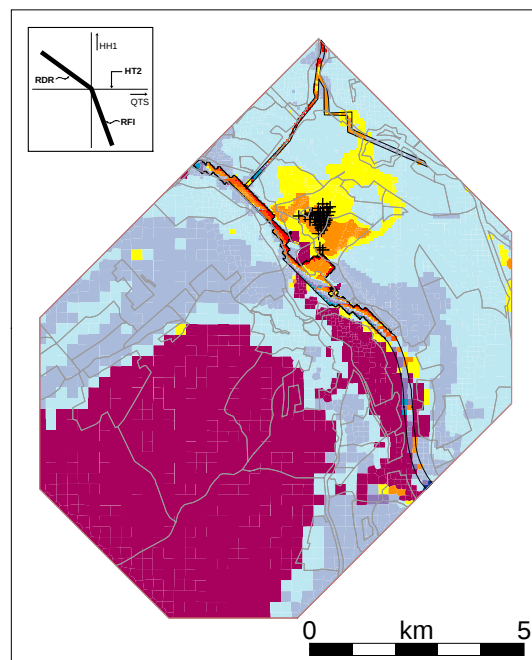
**Bijlagen F Berekende top-systeem flux QTS en de
totale aquifer-aanvullingsflux QA0 ($QA0=QRE+QTS$),
voor modelgebieden Engelsewerk, Nieuwemarkt,
Bergambacht en WZHOwest**

(bijlagen F1 t/m F6)

Bijlage F1

Modelgebied Engelsewerk

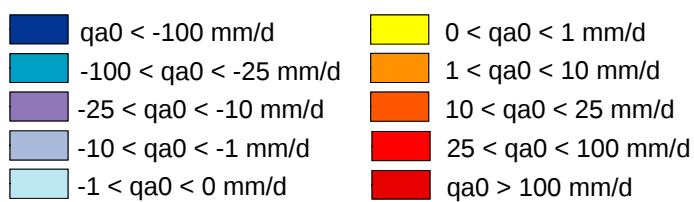
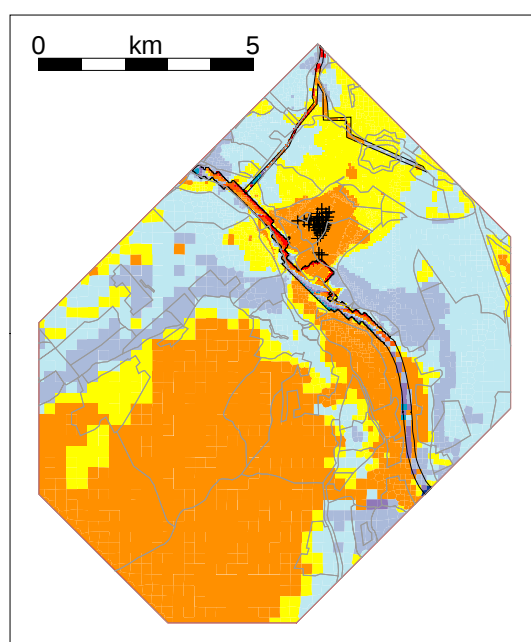
QTS = top systeem flux f(HH1) (mm/d), >0 infiltratie



Bijlage F2

Modelgebied Engelsewerk

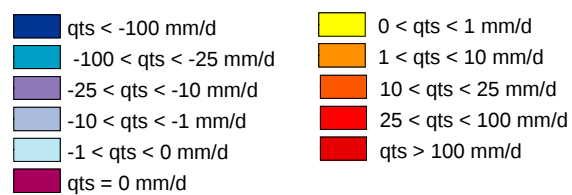
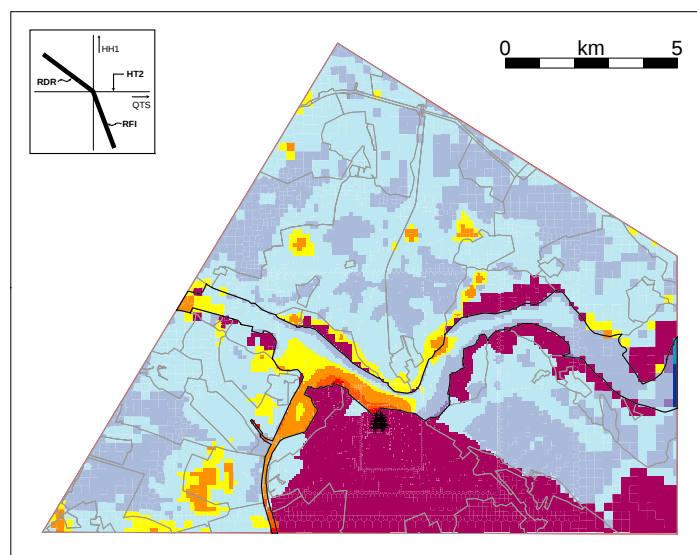
QA0, QA0 = QRE + QTS (mm/d), >0 infiltratie



Bijlage F3

Modelgebied Nieuwemarkt

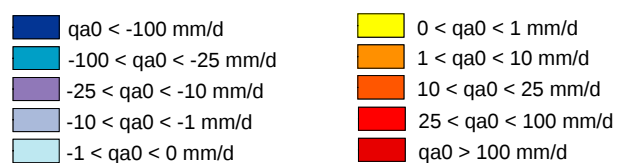
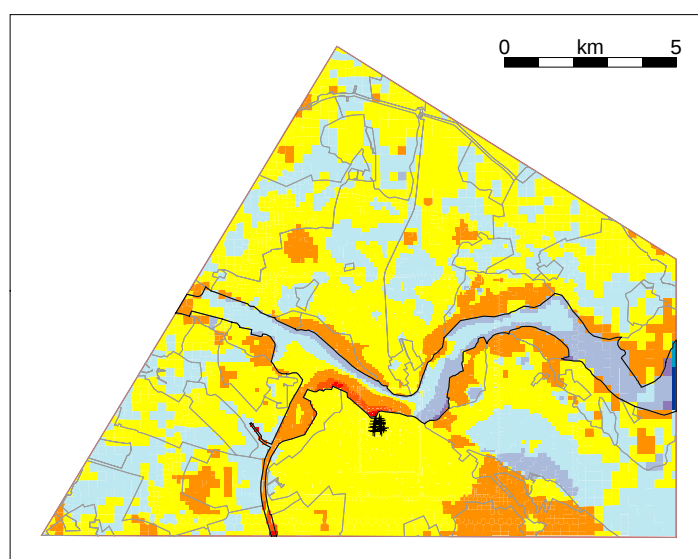
QTS = top systeem flux $f(\text{HH1})$ (mm/d), >0 infiltratie



Bijlage F4

Modelgebied Nieuwemarkt

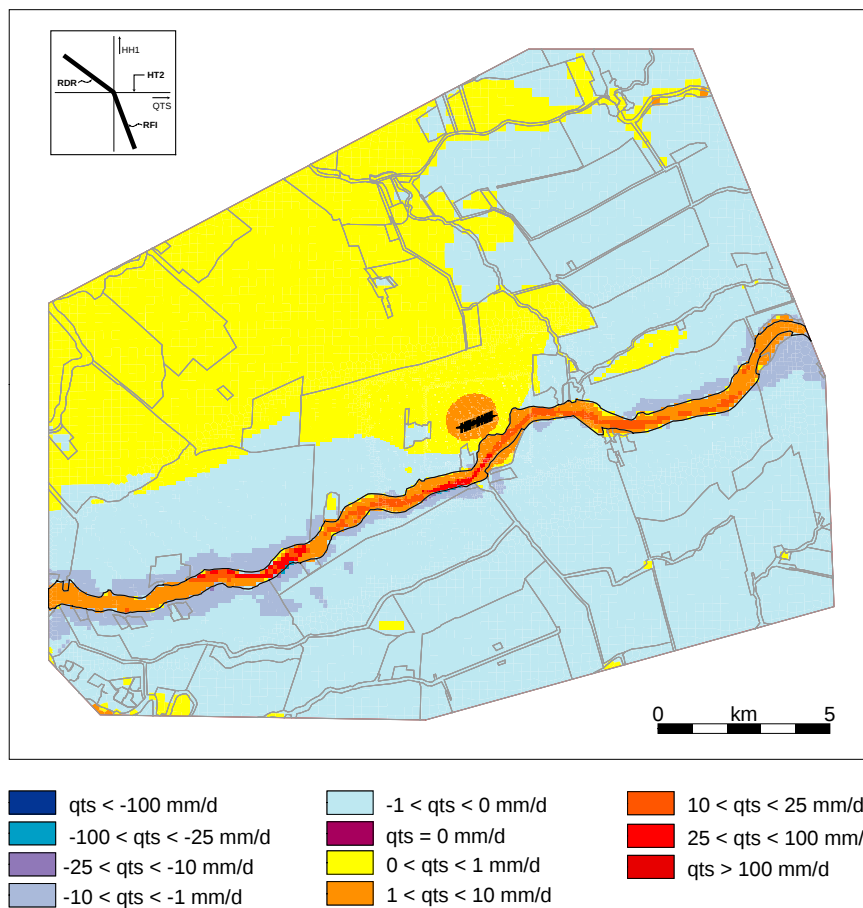
QA0, QA0 = QRE + QTS (mm/d), >0 infiltratie



Bijlage F5

Modelgebied Bergambacht

QTS = top systeem flux f(HH1) (mm/d), >0 infiltratie



Bijlage F6

Modelgebied WZHOwest

QTS = top systeem flux f(HH1) (mm/d), >0 infiltratie

