TNO Bouw en Ondergrond

Vrije Universiteit Brussel

ALTERRA WAGENINGEN UR

VITO

Bodem en Water
Princetonlaan 6
Postbus 80015
3508 TA Utrecht

www.tno.nl

T +31 30 256 47 50
F +31 30 256 48 55
info-BenO@tno.nl

TNO-rapport

2008-U-R0729/A

Een grondwatermodel voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen
Fase 2: Modellering

Datum	augustus 2008
Auteur(s)	B. van der Grift (TNO), I. Joris (VITO), G. Janssen (TNO), J. Bronders (VITO), J.G. Kroes (Alterra), L.T.C. Bonten (Alterra), P. Groenendijk (Alterra), F. De Smedt (VUB), P. Seuntjens (VITO)
Opdrachtgever	Actief Bodembeheer de Kempen
Projectnummer	034.79144
Aantal pagina's	207 (incl. bijlagen)
Goedgekeurd door	B. Minnema

Alle rechten voorbehouden. Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

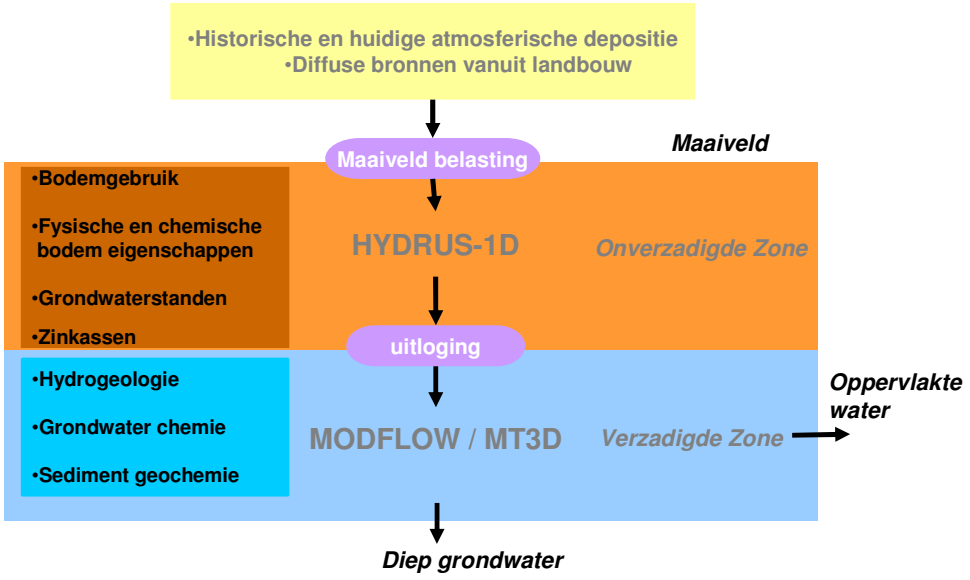
© 2008 TNO

Samenvatting

Inleiding
De bodem in het Vlaamse en Nederlandse gebied van de Kempen is diffuus verontreinigd geraakt door de uitstoot van zink en cadmium van enkele lokale zinkverwerkende industrieën. Om de impact op bodem en grondwater beter te kunnen inschatten en begroten werd een grensoverschrijdend model opgesteld voor de simulatie van stoftransport in onverzadigde en verzadigde zone en uitspoeling naar het oppervlaktewater.

De studie omvatte verschillende fasen, de modellering (zijnde fase 2) wordt in onderhavig rapport beschreven. Het volgende komt daarbij aan bod: achtergronden/aanpak van het model, de model invoer inclusief dataverwerking en gemaakte keuzes, validatie van het model en de resultaten van de modelberekening waar mogelijk geïnterpreteerd naar bedreigde objecten.

Modelaanpak
Voor het centrale deel van het BeNeKempen projectgebied dat beïnvloed is door atmosferische depositie vanuit de zinksmelterijen werd een 3-dimensionaal regionaal transportmodel ontwikkeld. Dat model bestaat uit verschillende gekoppelde modellen voor de verzadigde en onverzadigde zone zoals schematisch weergegeven wordt in de onderstaande figuur.



De transportmodellering gaat uit van de variabele metaalbelasting van de bodem, terwijl voor de waterstroming gerekend wordt met gemiddelde waarden voor neerslag en onttrekkingen (e.a. randvoorwaarden) die representatief zijn voor een langjaarlijkse periode. Bij het uitvoeren van de eigenlijke modellering worden de volgende scenario's beschouwd: het nul scenario, autonome ontwikkeling en een scenario met maatregelen. In de 2de fase van de studie werd het nulscenario uitgewerkt. Voor het nulscenario werd zowel de historische belasting (1880 tot 2010) als een voorspelling naar de toekomst (2010 tot 2100) doorgerekend. In de voorspellende berekening wordt uitgegaan van de huidige situatie (anno 2010) met de huidige bronnen, bodemkwaliteit en –belasting en

wordt er 90 jaar verder in de tijd gerekend. Het nulscenario zal in de volgende fase als een referentie dienst doen waarmee resultaten voor de autonome ontwikkeling en specifieke maatregelen vergeleken worden.

Bronnen van de metaalverontreiniging
De verontreiniging in het studiegebied wordt veroorzaakt door verschillende types bronnen. Er wordt onderscheid gemaakt tussen diffuse en punt-/lijnbronnen van Cd en Zn.

Ten aanzien van de historische en actuele diffuse bodembelasting met cadmium en zink zijn de volgende bronnen te identificeren: historische en actuele atmosferische depositie en belasting landbouwgronden door gebruik van dierlijke mest en kunstmest.

Voor de atmosferische depositie van Cd en Zn wordt er een verschil gemaakt tussen de periode vóór 1975 (waarin het merendeel van de depositie is gebeurd) en na 1975 (wanneer de depositie door de bedrijven door maatregelen drastisch verminderd is). De historische atmosferische depositie (tot 1975) wordt gereconstrueerd op basis van de historiek van de bedrijfsprocessen terwijl de actuele atmosferische depositie (vanaf 1975) gebaseerd is op metingen van depositie in de regio. Om een gebiedsdekkende reconstructie van de historische depositie te krijgen, is voor elk rekenpunt de atmosferische depositie van de 4 bedrijven opgeteld en zijn er voor elke vijfjaarlijkse periode tussen 1890 en 1975 kaarten van de atmosferische depositie van Cd en Zn opgesteld. Er is een groot verschil in vrachten tussen het Vlaamse en het Nederlandse deel van het gebied dat toe te schrijven is aan de hogere atmosferische depositie in Vlaanderen (met 3 sites) t.o.v. Nederland (1 site). Voor cadmium is er in de periode 1890-2100 als gevolg van atmosferische depositie 1762 ton afgezet waarvan 593 ton in Nederland en 1169 ton in Vlaanderen. Voor zink is er in totaal 160938 ton afgezet waarvan 54093 ton in Nederland en 106845 ton in Vlaanderen

Ten aanzien van de lijn en puntbronnen zijn de volgende bronnen te identificeren: zinkassenwegen, -erven en –depots en bronzones op sites zinkfabrieken (Balen, Overpelt, Maatheide, Budel). Deze bronnen werden begroot op basis van bestaande data en kaartgegevens met inventarisaties van zinkassen.

De informatie betreffende de bronnen van verontreiniging vormt de basis invoer voor de berekeningen die uitgevoerd werden.

Modellering onverzadigde zone
In het model voor de onverzadigde zone wordt de uitspoeling van Cd en Zn onderaan de onverzadigde zone berekend. Er is initieel uitgegaan van een onbelaste bodem waarop zware metalen worden afgezet door atmosferische depositie, toediening van meststoffen of zinkassen. Na verloop van tijd zijn de metalen door de bodem getransporteerd en spoelen ze onderaan het bodemprofiel uit. In het model voor de onverzadigde zone wordt deze uitspoeling dynamisch berekend en voor elke modelcel als een tijdsreeks van vijfjaarlijks gemiddelde concentraties doorgegeven naar het verzadigde zone model dat deze fluxen als invoer gebruikt.

Het modelgebied is voor de modellering van de onverzadigde zone opgedeeld in 1-dimensionale bodemkolommen. Voor elk van deze kolommen wordt waterstroming en metaaltransport gesimuleerd met HYDRUS-1D. De waterstroming is bepaald door een constante waterflux gelijk aan de netto-neerslag met als onderste randvoorwaarde de

grondwatertafel. Er wordt bij deze berekeningen ook rekening gehouden met het landgebruik namelijk onderscheid tussen i) landgebruik natuur, bos of bebouwing waarbij een gelaagd bodemprofiel (2 lagen) wordt beschouwd; ii) landbouwgronden waarbij de ploeglaag (bovenste 30 cm) apart beschouwd wordt als een perfect gemengde laag met metaalaanvoer door atmosferische depositie en bemesting en -afvoer via plantopname en uitspoeling.

Berekende uitloogconcentraties voor cadmium en zink werden bekomen voor verschillende periodes. Het patroon van de zinkassenwegen komt telkens duidelijk naar voren. Opvallend is dat in de periode 1950-1955 al een aanzienlijke uitloging optreedt in de wijde omgeving van de sites van Balen, Maatheide en Overpelt terwijl dit voor het Nederlandse deel van het modelgebied nog niet het geval is. In de huidige situatie (2010) begint de uitloging rond de Vlaamse sites al gedeeltelijk af te nemen terwijl de uitloging rond Budel toeneemt. Dit is consistent met de hogere bodemgehaltes die berekend worden in de omgeving van Budel en duidt op een verschillende dynamiek in uitloging rond de drie Belgische sites en Budel. Als gevolg van verschillen in bodemtype en de metaalbelasting aan maaiveld is de uitloging van deze metalen naar het bovenste grondwater in Vlaanderen dus veel sneller gegaan dan in Nederland.

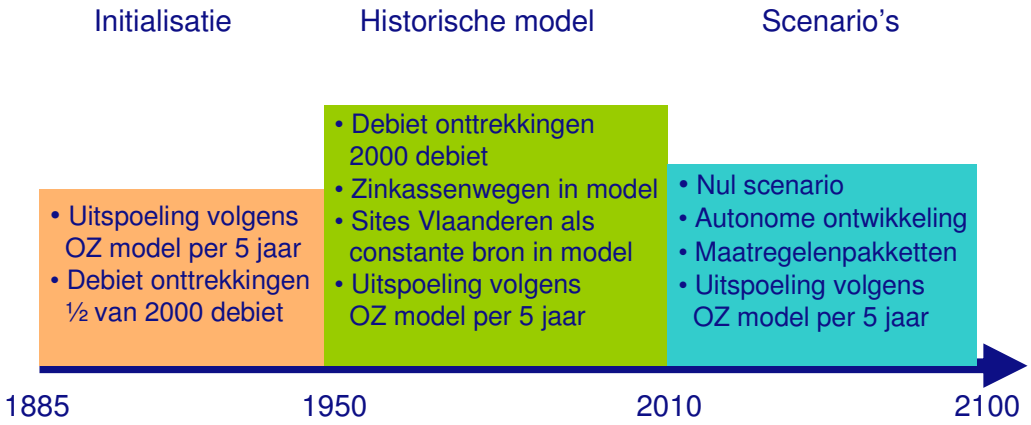
Modellering verzadigde zone

Grondwaterstroming
Het uitgewerkte grondwatermodel berekent (d.m.v. MODFLOW) op basis van systeemeigenschappen (doorlatendheden, drainageniveaus etc.) en overwegend langjarige gemiddelden van systeeminvloeden (netto grondwateraanvulling, onttrekkingen, waterpeilen, randvoorwaarden etc.) een zo goed mogelijke schatting van de gemiddelde (= stationaire, langjarige) waterdrukverdeling in het grondwatersysteem. Met de berekende fluxverdeling is het stromingspatroon van het grondwater vastgesteld. Dit stromingspatroon vormt vervolgens de basis van de stoftransportberekeningen. De resultaten van deze grondwaterstromingsberekeningen geven een beeld van: grondwaterstanden, infiltratie en kwel (fluxen), stroomtijden, waterbalansen en intrekgebieden.

De resultaten van de modelberekeningen worden binnen dit project geïnterpreteerd naar bedreigde objecten. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de volgende types bedreigde objecten waarbij er voor elk object tevens een aantal vragen m.b.t. de mogelijke bedreiging gesteld worden. Een overzicht van de bedreigde objecten wordt hieronder gegeven:

- Oppervlaktewater/beektrajecten: wat is de stofflux van cadmium en zink vanuit het grondwater naar een beektraject en welke concentratie levert dit op wanneer er geen retentie van metalen in het oppervlaktewaterlichaam plaatsvindt.
- Natte natuurgebieden: wat is de concentratie van cadmium en zink in het bovenste grondwater in grondwaterafhankelijke natuurgebieden.
- Aquatische natuurwaarden: wat is de stofflux van cadmium en zink vanuit het grondwater naar een oppervlaktewaterlichaam in waardevolle en/of kwetsbare natuurgebieden.
- Grondwateronttrekkingen voor menselijke consumptie: wat is de concentratie van cadmium en zink in grondwateronttrekkingen waarbij het water direct of indirect voor menselijke consumptie wordt gebruikt.
- Diep grondwater: is er een risico voor verspreiding van cadmium en zink naar het grondwater dieper dan 40 m-mv.

Stoftransport
Het 3D stromingsveld zoals berekend met het grondwaterstromingsmodel is de basis voor het stoftransportmodel (MT3DMS). De uitspoeling van cadmium en zink vanuit de onverzadigde zone is hier in periodes van 5 jaar als bovenrandvoorwaarde opgegeven. De grondwaterverontreiniging onder de sites in Vlaanderen is vanaf 1950 als constante concentratie in het model gebracht. Per gridcel van het modelgebied wordt de mate van sorptie van de metalen berekend. Voor de transportberekening werden rekenperioden zoals gegeven in de onderstaande figuur gebruikt.



Concentraties in het grondwater
Zink- en cadmiumconcentraties zijn berekend op verschillende dieptes en dit voor verschillende periodes. De berekende gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties in de bovenste meter grondwater in verschillende gebiedstypen in Nederland komen goed tot zeer goed overeen met gemiddelde gemeten concentraties. In kwelgebieden worden te hoge concentraties berekend. De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk in het feit dat de holocene organisch stofrijke beekdalafzettingen niet als aparte eenheden in het ondergrondmodel opgenomen zijn. In Vlaanderen zijn er geen representatieve meetreeksen in de bovenste meter van het grondwater en kan dus geen vergelijking worden gemaakt.

Er kan afgeleid worden dat de huidige cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater in Vlaanderen hoger zijn dan in Nederland. Dit verschil is ongeveer een factor vier. De hoogste concentraties worden gevonden in de driehoek rondom de Vlaamse sites. Dit is in overeenstemming met meetresultaten in het grondwater. De oorzaak van dit verschil ligt in een combinatie van een hogere bodembelasting, een bodem die gevoeliger is voor uitspoeling en een hogere netto neerslag. Met het toenemen van de diepte nemen de concentraties in het grondwater sterk af. De kwelgebieden met lagere concentraties zijn duidelijk in kaartbeelden met berekende concentraties te herkennen.

Bij vergelijking van de 2060 met de 2010 resultaten valt op dat in het bovenste grondwater de hoogste concentraties (Cd > 50 µg/l en Zn > 5000 µg/l) uit het kaartbeeld verdwijnen maar dat tegelijk het oppervlak met licht verhoogde concentraties (Cd > 1 µg/l en Zn > 100 µg/l) toeneemt. Het grondwater op 11,5 – 14,5 m-gwsp blijft ook in 2060 relatief zuiver. Op basis van concentratie-diepteprofielen werd tevens aangetoond dat rond 2100 beneden de circa 18 m-gwsp gemiddeld geen verhoogde concentraties worden berekend. Beneden deze diepte kan dus wel verontreinigd grondwater voorkomen maar niet in een mate dat dit de gemiddelde concentratie in het gehele

modelgebied beïnvloedt. De maximale concentraties in 2100 liggen in infiltratiegebieden op 9 m-gwsp. In kwelgebieden liggen de maximale concentraties dan nog in het bovenste grondwater.

Specifiek werd er ook aandacht besteed aan de verspreiding van cadmium en zink vanuit de zwaar verontreinigde fabrieksterreinen naar de omgeving. Er werd voor deze oefening rekening gehouden met verschillende groottes van retardatie door ijking van de resultaten met behulp van de sorptiecapaciteit. Er werd op die wijze een verspreiding van de pluim in het ondiepe grondwater (1,5 tot 10 m-gwsp) berekend die globaal goed overeenkomt met de omvang van de gemeten pluim. Op grotere diepte berekent het model een te geringe verspreiding.

Voor de bedreigde objecten werden de volgende resultaten bekomen:

- De meeste bedreigde oppervlaktewaterlichamen hebben een piek in belasting vanuit het grondwater tussen 1990 en 2025, waarna de flux weer langzaam afneemt. Er is een groot verschil in berekende concentraties tussen verschillende beektrajecten. De MTR voor cadmium en zink (2 en 40 µg/l) wordt wel vrijwel overal overschreden. De grondwaterbelasting van een beektraject is een complex proces dat vooral afhankelijk is van:
  - de ligging van het stroomgebied ten opzicht van de sites;
  - de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling van metalen;
  - de snelheid van het hydrologische systeem.

  Beektrajecten met bovenstromen in het gebied met de hoogste maaiveldbelasting, een bodem die gevoelig is voor uitspoeling en hydrologisch als snel (en dus kwetsbaar) worden gekenmerkt zijn het meest gevoelig voor verontreiniging vanuit het grondwater. De meest kwetsbare beken in het modelgebied zijn: Scheppelijke Nete, Molse Nete, Eindergatloop en Beekloop-Keersop.
- De berekende gemiddelde metaalconcentraties in het bovenste grondwater (0 tot 1,5 m-gwsp) zijn in een aantal natte natuurgebieden, met name degene die dichtbij de Vlaamse sites liggen, met enkele tientallen microgrammen per liter cadmium en enkele duizenden microgrammen per liter zink hoog. Dit kan een bedreiging zijn voor terrestische natuurwaarden. Dergelijke hoge concentraties zijn ook geregeld in het bovenste grondwater in (Nederlandse) natuurgebieden gemeten. Wel zijn de bovenste grondwater concentraties in de natte delen van het natuurgebied vaak lager dan op de hoger gelegen infiltratiegebieden.
- Tussen 2005 en 2060 laten veel in Nederland gelegen natuurgebieden een toename van de concentraties in het bovenste grondwater zien terwijl in Vlaanderen over het algemeen een afname van de concentraties op dit diepteniveau wordt berekend. Ook dit wordt veroorzaakt doordat de bodem in Vlaanderen gevoeliger is voor uitspoeling.
- De oppervlaktewaterconcentraties in natuurgebieden is van belang voor inschatting van de risico's voor aquatische natuurwaarden. Voor verschillende natuurgebieden dalen of stijgen de concentraties in de periode 1950-2010. Belasting van het oppervlaktewater vanuit het grondwater is daarmee een complex proces. Het is afhankelijk van een combinatie van de ligging van het natuurgebied ten opzichte van de bronzones (sites), de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling en de snelheid van het hydrologische systeem. De Nederlandse norm (MTR-totaal) voor cadmium in oppervlaktewater is 2 µg/l en voor zink 40 µg/l. In alle natuurgebieden wordt de zinknorm overschreden terwijl dit voor cadmium niet altijd het geval is.
- Bestaande grondwaterwinningen voor menselijke consumptie worden nu en in de komende eeuw niet bedreigd door de cadmium en zinkverontreiniging. Dit wordt

bevestigd door metingen. In een klein aantal winningen in het westelijk deel van het modelgebied voor 2005 een doorbraak van metalen berekend wordt. De concentraties zijn echter dermate laag dat deze momenteel geen direct bedreiging vormen voor de waterkwaliteit.
- Het als bedreigde object beschouwde diepe grondwater (> 40 m-mv) zal in het door atmosferische depositie diffuus verontreinigde gebied in de toekomst schoon blijven.

Bronzones sites Vlaanderen
Met het huidige basismodel wordt de ontwikkeling van grondwaterverontreinigingspluimen vanuit de bronzones onder de Vlaamse sites waarschijnlijk onderschat. Er is daarom een model gemaakt met 50% sorptiecapaciteit voor metalen t.o.v. het basismodel. Dit geeft een meer representatieve weergave van de huidige pluimen maar dit is een tamelijk arbitraire keuze. Voor de extreem hoge metaalconcentraties onder de sites in Vlaanderen is de modelbenadering niet optimaal. Het probleem is dat er geen thermodynamische database bestaat om de sorptie van cadmium en zink aan bodemdeeltjes onder dergelijke condities goed te beschrijven. Een modelparameterisatie gebaseerd op gemeten verdelingscoëfficiënten voldoet mogelijk beter. Deze moeten dan wel zodanig niet-lineair zijn dat er een natuurlijke overgang ontstaat naar het omliggende gebied waar veel lagere concentraties voorkomen. Ondanks de onzekerheid in de modelresultaten van de grondwaterverontreinigingspluimen vanuit de bronzones onder de Vlaamse sites kan met zekerheid worden geconcludeerd dat er nu geen sprake is en in de toekomst ook geen sprake kan zijn van een grensoverschrijdende grondwaterproblematiek. Volgens het modelinstrument hebben de grondwaterverontreinigingspluimen een grote invloed op de stofbelasting van de Molse Nete (bij site Balen) en Eindergatloop (bij site Overpelt). Het modelinstrument heeft te weinig locaal detail om de gemeten invloed op de Scheppelijke Nete (bij site Balen) te berekenen.

Hydrodynamische instationaire modellering
Naast het regionale hydrologisch stationaire model is er een aparte studie uitgevoerd om de effecten van seizoensdynamiek en meteorologische variatie op de verplaatsing van Cd en Zn te analyseren. Uit eerder onderzoek is namelijk gebleken dat de seizoensdynamiek invloed heeft op de uitspoeling naar het oppervlaktewater. Voor een kleiner deelgebied zijn hydrodynamische instationaire berekeningen uitgevoerd. Als deelgebied is de Keersop gekozen vanwege de relatief zware belasting met zware metalen, het voorkomen van ondiepe grondwaterstanden en de gemeten verontreinigingen. De dynamische berekeningen zijn uitgevoerd met het model SWAP. Voor de schematisering en de parameterisering is zo veel mogelijk aangesloten bij het grondwatermodel voor de gehele Kempen. Indien gegevens niet voorhanden waren, zijn gegevens gebruikt afkomstig van recente landsdekkende datasets. Er is een periode vanaf 1880 tot 2060 doorgerekend om de historische belasting van het oppervlaktewater na te bootsen, de huidige belasting te toetsen aan recente meetgegevens en een voorspelling voor de toekomst te doen. Tenslotte is een scenarioanalyse uitgevoerd voor drie verschillende meteorologische scenario's, een droog, nat en gemiddeld weerjaar om de effecten van meteorologische variaties te simuleren.

Uit de vergelijking van modelresultaten met metingen blijkt een goede overeenkomst tussen de gemeten en berekende waterafvoeren en grondwaterstanden. Uit een vergelijking tussen gemeten en berekend gehaltes en concentraties van zware metalen blijkt dat gehaltes van Cd in de bodem en concentraties in het bodemvocht en in het oppervlaktewater redelijk overeenkomen met de metingen. De gehaltes en concentraties

van Zn zijn in het algemeen aan de hoge kant, wat mogelijk veroorzaakt wordt door een sterkere sorptie van Zn in werkelijkheid dan het model berekend. Waardoor de transportsnelheid van Zn in de bodem te hoog wordt berekend.

Uit de scenarioanalyses blijkt dat de afvoer van water en de vrachten zware metalen een dynamiek vertonen die sterk door de weersomstandigheden wordt bepaald. Waterafvoer en stofbelastingen van Zn en Cd vinden voornamelijk plaats in het vroege voorjaar en in het najaar. De waterafvoer is in het stroomgebied van de Keersop een nat jaar circa 3 maal hoger dan de waterafvoer in een droog jaar. De stofvrachten van Cd en Zn zijn in een nat jaar respectievelijk 6.5 en 6.0 maal zo hoog als de stofvrachten in een droog jaar. Naarmate het metaal meer is de bovengrond is blijven plakken is het effect van deze dynamiek op de uitspoeling naar het oppervlaktewater groter. Door deze complexiteit is het niet mogelijk om de getallen voor de Keersop één op één te vertalen naar andere stroomgebieden.
Uit het dynamische karakter van de waterafvoeren en de niet-lineaire relatie tussen waterafvoeren en stofvrachten van zware metalen blijkt dat het nodig om voor realistische schattingen van de stofvrachten van zware metalen rekening te houden met de dynamiek van de grondwaterstanden en de bijbehorende waterafvoeren. Bij berekeningen met een gemiddelde grondwaterstand zal de berekende stofvracht een onderschatting geven van de daadwerkelijke gemiddelde stofvracht

Modelgevoeligheid
Het gehele model kent een groot aantal invoerparameters die enerzijds allemaal een onzekerheid kennen en anderzijds allemaal een effect hebben op de uiteindelijke berekende concentraties. Deze onzekerheid en het effect op de modelresultaten is zeer sterk wisselend tussen verschillende parameters. Er is in het kader van de studie een overzicht gegeven van mogelijke effecten ten gevolge van de onzekerheid op de invoerparameters. De belangrijkste modelgevoeligheden/onzekerheden zijn:

- Sorptie-eigenschappen van de bodem.
- Atmosferische depositie.
- Opbouw ondergrondmodel.
- Ontwatering Vlaanderen.
- Parameterisatie sedimentgeochemie verzadigde zone, waaronder
  - ontbreken geochemische data Vlaanderen;
  - uitmiddelen gehaltes reactieve bestanddelen per eenheid van het geohydrologische lagenmodel;
  - ontbreken beekdalafzettingen in hydrogeologische lagenmodel.
- Sorptie in verzadigde zone bij sites Vlaanderen.
- Dynamiek in afvoer naar oppervlaktewater.

Inhoudsopgave

Samenvatting **3**

1 Inleiding **13**
1.1 Doelstelling modelstudie 13
1.2 Aanpak 14

2 Algemene uitgangspunten voor het grondwatermodel **15**
2.1 Algemene modelbenadering 15
2.2 Afbakening van het studiegebied 17
2.3 Grens in het vertikaal vlak 18

3 Bronnen van de metaalverontreiniging **19**
3.1 Diffuse bronnen van Cd en Zn 19
3.2 Lijn- en puntbronnen Cd en Zn 30

4 Modellering onverzadigde zone **51**
4.1 Inleiding 51
4.2 Modelprincipes 51
4.3 Modelparameterisatie 54
4.4 Validatie/ijking 66
4.5 Resultaten 70

5 De verzadigde zone - grondwaterstroming **77**
5.1 Inleiding 77
5.2 Modelprincipes 77
5.3 Modelinvoer 82
5.4 Calibratie 98
5.5 Resultaten 104
5.6 Bedreigde objecten 112
5.7 Stoftransport voor fictieve conservatieve stof 117

6 Modellering verzadigde zone - stoftransport **121**
6.1 Inleiding 121
6.2 Modelprincipes 121
6.3 Modelinvoer 125
6.4 Validatie/IJking 135
6.5 Resultaten 143

7 Hydrodynamische instationaire modellering **173**
7.1 Inleiding 173
7.2 Modelprincipes 174
7.3 Modelinvoer 175
7.4 Validatie 179
7.5 Resultaten 185

8 Gevoeligheid modelinstrument **189**
8.1 Onverzadigde zone 190
8.2 Verzadigde zone – stromingsmodel 191
8.3 Verzadigde zone - transportmodel 192

8.4 Mogelijkheden voor verbetering van het instrument 194

9 Conclusies 197

10 Referenties 203

1 Inleiding

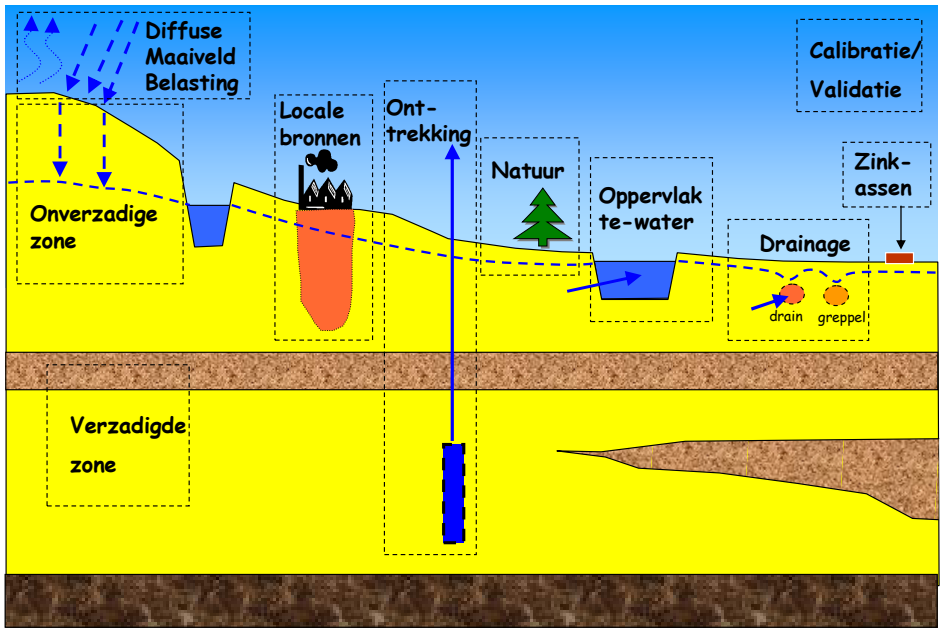
De bodem in het Vlaamse en Nederlandse gebied van de Kempen is diffuus verontreinigd geraakt door de uitstoot van zink en cadmium van enkele lokale zinkverwerkende industrieën. Deze verontreiniging is ook geconcentreerd aanwezig als lijnbron omdat er vele landelijke zinkassenwegen zijn aangelegd. Tevens zijn er een aantal hot spots die gelegen zijn ter hoogte van de terreinen van metallurgische industriële activiteiten. Vanuit de zandige bodem (de bovenste decimeters) en zinkassenwegen logen de metalen uit naar het bovenste grondwater (1,5 m-gwsp) en verspreidt de verontreiniging zich langzaam naar het ondiepe grondwater (tussen 1,5 en 10 m-gwsp) en diepere grondwater (> 10 m-gwsp) en drainerende oppervlaktewateren. Daar waar intensieve ontwatering aanwezig is (drainbuizen, greppels en sloten) wordt de verspreiding naar het oppervlaktewater vergroot en versneld.
In het verleden zijn modelstudies verricht om de grondwaterstroming te simuleren en de verspreiding van zware metalen via het grondwater in beeld te brengen. De gedane studies waarbij ook het stoftransport met zware metalen is gemodelleerd, zijn vooral gericht geweest op het Nederlandse deel van de Kempen. Voor het onderhavige project wordt nu gevraagd om een grensoverschrijdend model op te stellen voor simulatie van stoftransport in onverzadigde en verzadigde zone en uitspoeling naar het oppervlaktewatersysteem in de Vlaamse en Nederlandse Kempen.

1.1 Doelstelling modelstudie

Het doel van de modelstudie is om met behulp van een grondwatermodel transparant inzicht te verkrijgen in:

- de regionale grondwaterstroming (Vlaams en Nederlands deel van de Kempen);
- de daaraan gerelateerde verspreiding van zware metalen in tijd en ruimte (nu en toekomst);
- de factoren die het meest bepalend zijn voor deze verspreiding;
- het effect van mogelijke verspreiding op bedreigde objecten;
- effecten autonome ontwikkelingen (m.n. veranderingen landgebruik, waterbeheer, klimaat);
- de effecten van maatregelen om risico's van de verspreiding te verkleinen.

De concepten waarop het modelinstrument wordt gebaseerd zijn in het onderstaande figuur weergegeven.



Figuur 1.1: Concepten van het grondwatermodel voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen

1.2 Aanpak

De modelstudie is gefaseerd uitgevoerd. Fase 1 betreft de inventarisatie van data en het opstellen van conceptuele modellen. Fase 2 is de ontwikkeling van het modelinstrument inclusief het opstellen en doorrekenen van een nulscenario. In Fase 3 worden scenario's voor autonome ontwikkeling en maatregelen opgesteld en doorgerekend.

Dit rapport beschrijft de resultaten van Fase 2 van het project. Het beschrijft de opzet van het model, alle gebruikte data en de wijze waarop de data tot modelinvoer is verwerkt. In dit rapport is tevens een nulscenario opgesteld en doorgerekend. Het beschrijft de validatie van de modelresultaten voor de bodem, het bovenste grondwater, het ondiepe en diepe grondwater en het oppervlaktewater. Het nulscenario houdt in dat de modelinvoer voor de periode 2005 – 2010 zonder verandering is voortgezet tot 2100.

De rapportage van Fase 3 beschrijft hoe scenario's zijn opgesteld, met het modelinstrumentarium doorgerekend en wat de resultaten hiervan zijn. Teven bevat dit rapport een evaluatie van het gehele project

2 Algemene uitgangspunten voor het grondwatermodel

2.1 Algemene modelbenadering

Voor het centrale deel van het BeNeKempen projectgebied dat beïnvloed is door atmosferische depositie vanuit de zinksmelterijen wordt een 3-dimensionaal regionaal transportmodel ontwikkeld dat uit verschillende gekoppelde modellen voor de verzadigde en onverzadigde zone bestaat (Figuur 2.1). De (historische) belasting aan maaiveld is invoer voor het onverzadigde zone model. Belasting aan maaiveld bestaat uit historische en actuele atmosferische depositie en de belasting van landbouwgronden door bemesting. De concentratie die via de onverzadigde zone het bovenste grondwater van de verzadigde zone bereikt, wordt bepaald door bodemtype, landgebruik en grondwaterstand. In de verzadigde zone bepalen grondwaterstroming, geochemische eigenschappen van de ondergrond en de grondwatersamenstelling het transport. Hiervoor is een grondwatertransportmodel ontwikkeld dat bestaat uit een 3D stromingsmodel en een geochemisch model voor sorptie van zware metalen aan bodemdeeltjes. Voor het stromingsmodel is zoveel mogelijk uitgegaan van beschikbare informatie in bestaande (MODFLOW) modellen aan beide zijde van de grens. Deze zijn dus als bouwstenen voor het BeNeKempen grondwatermodel gebruikt. Een overzicht van de gebruikte grondwatermodellen is weergegeven in Tabel 2.1.

Tabel 2.1: Bestaande grondwatermodellen die gebruikt zijn voor het BeNeKempen grondwatermodel

naam	gebied	ontwikkelaar	Opdrachtgever
Vlaams Grondwatermodel Maas	VL ten oosten van waterscheiding Schelde – Maas	Vrij Universiteit Brussel	AMINAL
Vlaams Grondwatermodel Kempen	VL: ten westen van waterscheiding Schelde – Maas	Vrij Universiteit Brussel	AMINAL
IBRAHYM	NL: provincie Limburg	TNO	Waterschap Peel en Maasvallei; Waterschap Roer en Overmaas; Provincie Limburg
Waterdoelen	NL: provincie Noord-Brabant	TNO	Provincie Noord Brabant

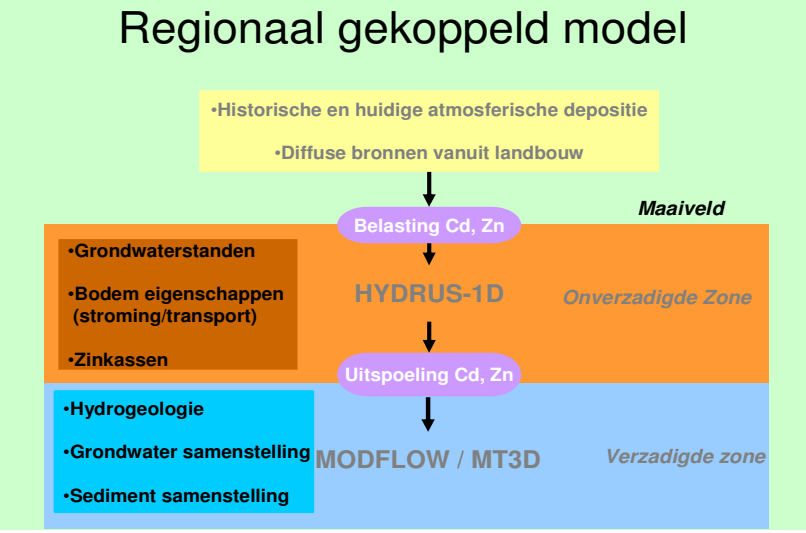
Voor dit project is in een eerder stadium in opdracht van OVAM een grensoverschrijdend geohydrologisch lagenmodel ontwikkeld (Soresma, 2006). Dit is gebruikt als ondergrondmodel voor het grondwaterstromingsmodel.

Met de hier beschreven modelbenadering kan de grondwaterbijdrage aan de oppervlaktewaterkwaliteit berekend worden. Hierbij moet echter wel opgemerkt worden dat in het hier beschreven model geen processen zijn opgenomen die zich afspelen in de waterbodem of het water van een greppel, sloot of beek. Het in deze studie gebruikte model berekent de grondwaterbijdrage aan het oppervlaktewatersysteem, waarbij wij het oppervlaktewatersysteem definiëren als een systeem bestaande uit oppervlaktewater (en alles wat zich daarin bevindt) en waterbodem.

De modellering gaat uit van de variabele metaalbelasting van de bodem, terwijl voor de waterstroming gerekend wordt met gemiddelde waarden voor neerslag en onttrekkingen (e.a. randvoorwaarden) die representatief zijn voor een lang jaarlijkse periode. Bij het uitvoeren van de eigenlijke modellering rekenen we de volgende scenario's door:

- nul scenario;
- autonome ontwikkeling;
- maatregelenscenario's volgens de maatregelen van ABdK en het Vlaamse Actieplan Cadmium.

De resultaten van het nulscenario zijn in deze rapportage beschreven, die van de autonome ontwikkeling en maatregelenscenario's in de rapportage van Fase 3 van dit project



Figuur 2.1: Schematische weergave van de opbouw van het conceptueel model en de voorgestelde modelcodes

Voor het nulscenario rekenen we zowel de historische belasting (1880 tot 2010) als een voorspelling naar de toekomst (2010 tot 2100) door. In de voorspellende berekening gaan we uit van de huidige situatie met de huidige bronnen, bodemkwaliteit en –belasting en rekenen we 100 jaar verder in de tijd. In het scenario van autonome ontwikkeling vertalen we verwachte veranderingen in klimaat, landgebruik en waterbeheer naar veranderingen in hydrologische randvoorwaarden en bodemkenmerken. Voor de onverzadigde zone berekenen we vervolgens de uitloging van cadmium en zink naar het grondwater onder deze gewijzigde randvoorwaarden. Het ruimtelijk patroon en de hoeveelheid uitgeloogde metalen kunnen we dan vergelijken met de voorspelde uitloging onder het nulscenario.

In de scenario's met de maatregelen van ABdK en/of het Vlaams Actieplan Cadmium vertalen we de maatregelen naar verwijdering van bronnen van zware metalen in het projectgebied. Het gewijzigde ruimtelijk patroon van uitloging en de vracht metalen naar het grondwater bij toepassing van de maatregelen wordt berekend en vergeleken met de uitloging onder het nulscenario.

Een uitgangspunt voor het model is dat het model effecten kan berekenen van denkbare maatregelen die gericht zijn op de verontreiniging. In ieder geval betreft dit grondwateronttrekkingen, afgravingen van verontreinigde bodems, immobilisatie, pump

and treat, fytoremediatie en verwijdering van zinkassenwegen. Omdat we het te ontwikkelen modelinstrument modulair opzetten (Figuur 2.1) is het relatief eenvoudig om in de toekomst in deelgebieden in te zoomen en hier aanpassingen of verbeteringsslagen te maken.

Niet -stationaire hydrodynamische berekening

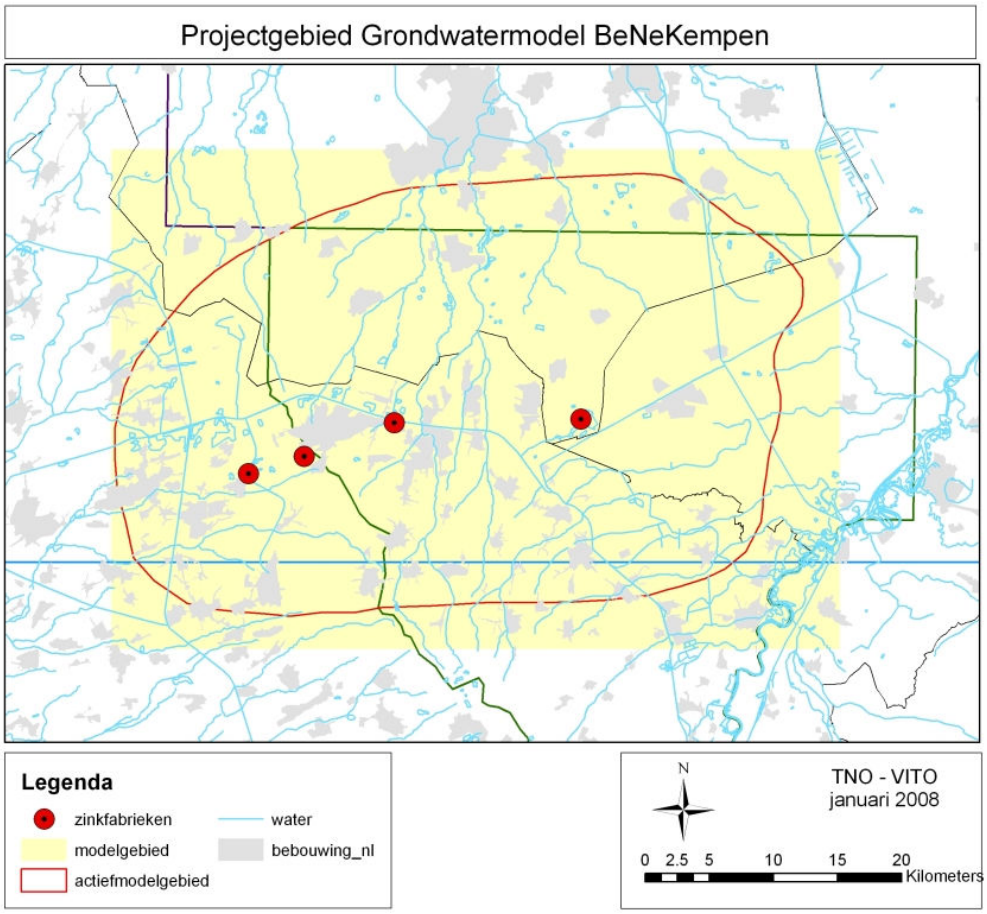
Naast een langjarig hydrodynamisch stationair model wordt voor het stroomgebied van de Keersop voor een droog, normaal en nat huidig representatief weerjaar een niet-stationaire hydrodynamische berekening uitgevoerd. Zodanig dat duidelijk wordt hoe seizoenale variatie van hoge en lage grond- en oppervlaktewaterstanden doorwerken op de belasting van het oppervlaktewater. Hieruit kunnen basis-, gemiddelde en piekafvoeren van zware metalen naar het oppervlaktewatersysteem wordt afgeleid. Dit wordt met een aangepaste versie van het langjarige stationaire model door te rekenen. Hierdoor zijn:

1. de resultaten van het dynamische model zijn direct te vergelijken met het stationaire model
2. de resultaten van het dynamische model ook te gebruiken worden voor interpretatie van de resultaten van het langjarig model.

2.2 Afbakening van het studiegebied

Grenzen in het horizontale vlak

Het interessegebied van het BeNeKempen model is aangegeven met de rode lijn in Figuur 2.2. Dit is het gebied waarvoor de transportberekeningen voor de verzadigde zone zijn uitgevoerd. De ligging van dit interessegebied is gebaseerd op de verspreiding van de verontreiniging als gevolg van atmosferische emissie en depositie. Dit is in feite het gebied waar verhoogde gehaltes Cd en Zn in de bodem zijn aangetroffen die het gevolg zijn van de emissies door de zinkfabrieken (CSO, 2001, Seuntjens et al. 2006). Dit actieve modelgebied heeft een oppervlak van bijna 151 duizend hectare. Rondom dit actieve modelgebied moet een rechthoek worden getrokken voor het grondwatermodel. Dit is het gele vlak in de onderstaande figuur. Dit gebied heeft een oppervlak van 220 duizend hectare.



Figuur 2.2: Grenzen BeNeKempen grondwatermodel

2.3 Grens in het vertikaal vlak

In is gekozen om de ondergrens van het in opdracht van OVAM ontwikkelde geohydrologisch lagenmodel over te nemen in het BeNeKempen grondwatermodel (zie hoofdstuk 5). Dit wordt deels ingegeven door het feit dat er geen enkele scheidende laag aan te wijzen is die het hele projectgebied beslaat en daardoor als ondergrens genomen kan worden. In Nederland betreft dit de Formatie van Breda en in Vlaanderen de Formatie van Boom (klei van Putte). De diepte van deze ondergrens is ligt ongeveer tussen de 70 m-mv in het zuidelijk gedeelte van het modelgebied tot ongeveer 300 m-mv in het noordelijk gedeelte.

3 Bronnen van de metaalverontreiniging

3.1 Diffuse bronnen van Cd en Zn

Ten aanzien van de historische en actuele diffuse bodembelasting met cadmium en zink zijn de volgende bronnen te identificeren:

- Historische en actuele atmosferische depositie.
- Belasting landbouwgronden door gebruik van dierlijke mest en kunstmest.

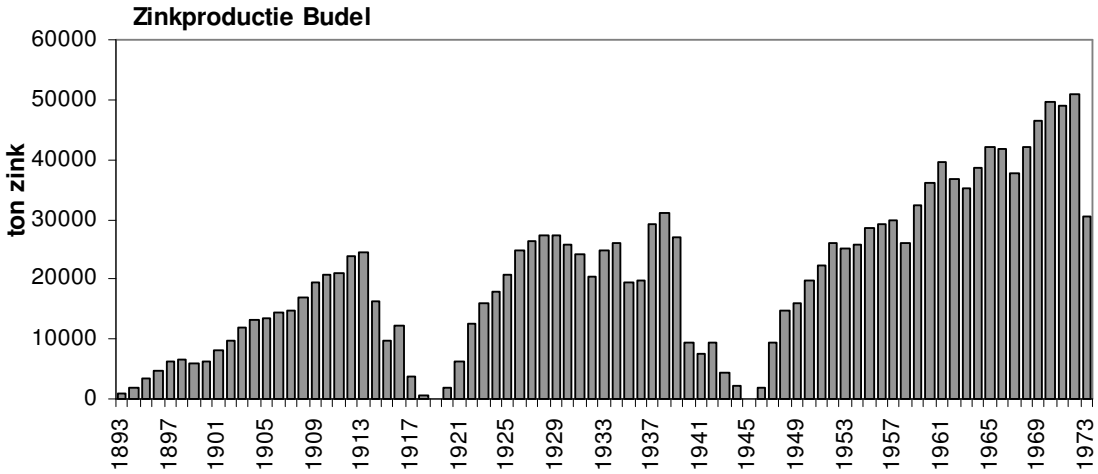
Voor de atmosferische depositie van Cd en Zn wordt er een verschil gemaakt tussen de periode vóór 1975 (waarin het merendeel van de depositie is gebeurd) en na 1975 (wanneer de depositie door de bedrijven door maatregelen drastische verminderd is). De historische atmosferische depositie (tot 1975) wordt gereconstrueerd op basis van de historiek van de bedrijfsprocessen terwijl de actuele atmosferische depositie (vanaf 1975) gebaseerd is op metingen van depositie in de regio.

3.1.1 Historische atmosferische depositie

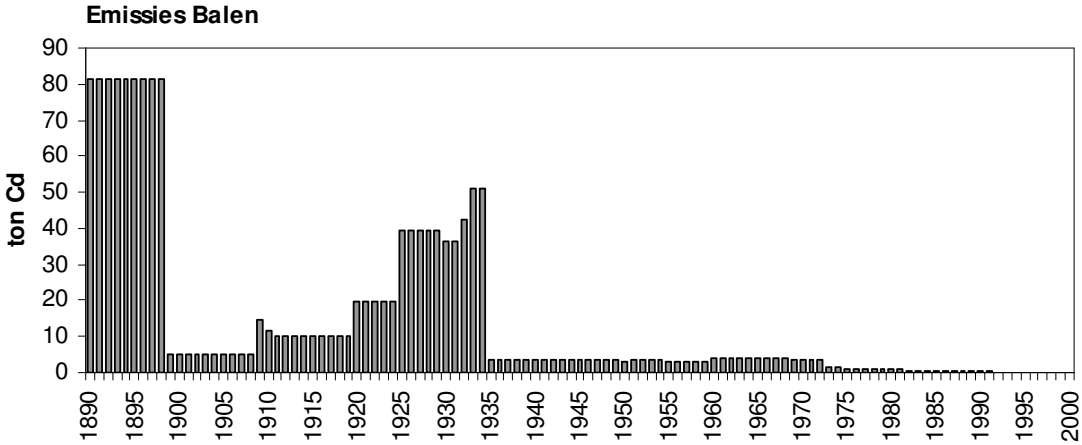
De huidige bodem- en grondwaterconcentraties in het projectgebied zijn voor een belangrijk deel het gevolg van historische depositie. Voor het model is deze informatie van groot belang. Voor de invoer in het model zijn vlakdekkende gegevens nodig over het verloop van de historische en actuele atmosferische depositie.
Om de gebiedsdekkende en tijdsafhankelijke historische depositie van Cd en Zn te bepalen, volgen we de volgende aanpak:

- tijdsverloop a.h.v. productie/emissie schattingen van de bedrijven;
- gebiedsdekkende depositie op basis van relaties tussen afstand tot de bron en bodemconcentraties.

Gegevens m.b.t. het ***tijdsverloop*** van historische en actuele atmosferische depositie in het modelgebied kunnen afgeleid worden uit historische informatie m.b.t. emissie door de bedrijven vanaf het begin van de bedrijfsvoering (1890) (o.a. LISEC) in combinatie met metingen in onverstoorde bodemprofielen (Seuntjens, 2000; Wilkens, 1995). Tot aan het moment dat van thermische zinkproductie overgestapt werd naar elektrolytische zinkproductie kan het verloop van de atmosferische depositie in de tijd gelijk gesteld worden aan de zinkproductie in de fabrieken. Vanaf de oprichting van de fabriek in Budel is de jaarlijkse zinkproductie bekend en weergegeven in Figuur 3.1 (Van der Blom en Donkers, 1992). Voor Balen is het tijdsverloop van de geschatte emissies van Cd gegeven in Figuur 3.2. Voor Overpelt en Lommel zijn dergelijke tijdsreeksen niet beschikbaar, maar afgaande op de gelijkenissen in productieproces wordt voor deze twee sites hetzelfde tijdsverloop in emissies als voor Budel aangenomen.



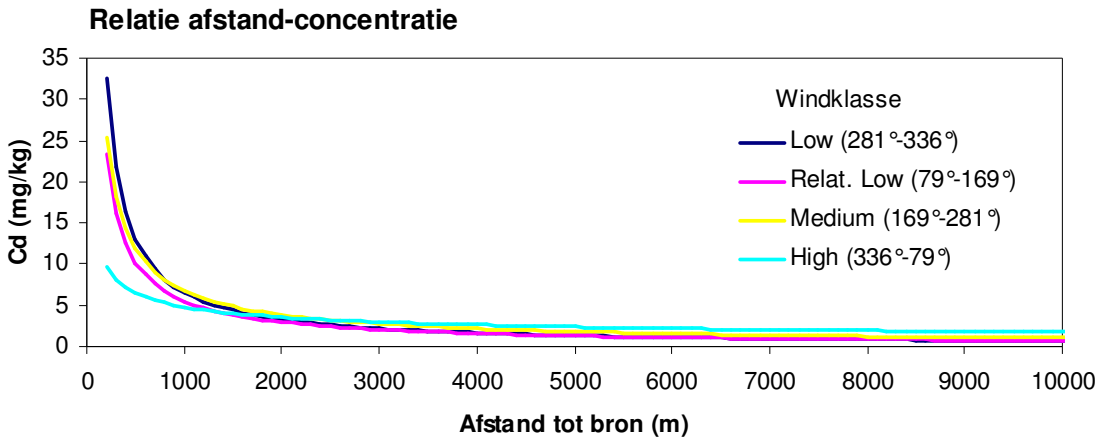
Figuur 3.1: Jaarlijkse zinkproductie in Budel vanaf oprichting fabriek tot de stopzetting van het thermisch bedrijf (Van der Blom & Donkers, 1992).



Figuur 3.2: Jaarlijkse geschatte emissies van Cd in Balen (Seuntjens, 2000).

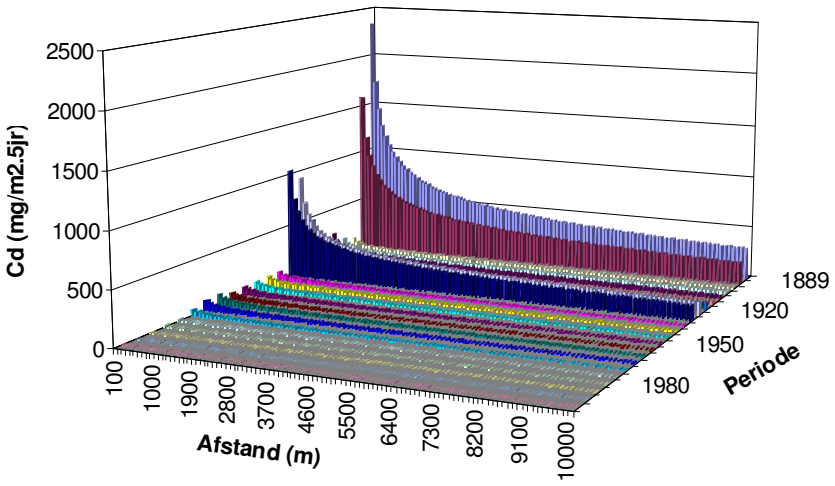
Om een ***ruimtelijk beeld*** van de atmosferische depositie te krijgen, wordt er gebruik gemaakt van de afstandsrelaties afgeleid door Mohammadi (1997). In het doctoraat van Mohammadi (1997) zijn statistische relaties tussen concentratie van Cd in de bodem en afstand tot het bedrijf afgeleid op basis van een dataset van 1690 bodemconcentraties. Deze 1690 bodemstalen zijn allemaal genomen in de omgeving van de bedrijfsterreinen van Balen, Lommel en Overpelt (afstand tot de dichtstbijzijnde fabriek varieert van 0,2 tot 10 km) en in de toplaag (bovenste 40 cm) van de bodem. De stalen zijn genomen in de periode 1983-1987 (door het studiebureau LISEC) en geven dus een ruimtelijk beeld van de totale depositie die is opgetreden vanaf het begin van de bedrijfsactiviteiten tot aan het moment van staalname. Op basis van de 1690 metingen van Cd in bodems in de omgeving van de fabrieken van Lommel, Balen en Overpelt zijn er vier relaties afgeleid afhankelijk van de windrichting. De relaties hebben de vorm $Y=aX^b$ (met X afstand; Y concentratie in de bodem) en zijn weergegeven in Figuur 3.2. Door te veronderstellen dat het gemeten gehalte van Cd in de bodem representatief is voor de bovenste 40 cm en het surplus t.o.v. de natuurlijke achtergrondwaarde volledig afkomstig is van atmosferische depositie, kan de relatie omgezet worden naar een relatie tussen

atmosferische depositie van Cd en afstand tot de fabriek. Als natuurlijke achtergrondwaarde voor het gebied is uitgegaan van de waarde bepaald in een recente meetcampagne voor OVAM (Seuntjens et al., 2006) en voor het modelgebied komt dit neer op 0,2 mg/kg Cd.



Figuur 3.3: ·Relatie tussen concentratie Cd in de bodem en afstand tot de dichtstbijzijnde fabriek voor verschillende windrichtingen (naar Mohammadi, 1997).

Door deze twee informatiebronnen te combineren (emissie-/productie-historiek enerzijds en afstandsrelaties anderzijds) is een ruimtelijk verdeeld en tijdsafhankelijk beeld van de atmosferische depositie van Cd in de omgeving van de bedrijven gereconstrueerd. Een voorbeeld voor de site van Balen in de dominante windrichting (klasse ‘high’) is gegeven in Figuur 3.4. De figuur is opgesteld door te veronderstellen dat de vorm van de afstandsrelatie altijd gelijk blijft, en dat de hoeveelheid die is afgezet in een bepaalde periode gerelateerd is aan het relatieve aandeel van die periode in de totale emissie/productie. Op deze manier is de historische depositie van Cd in de omgeving van de bedrijven in kaart gebracht.

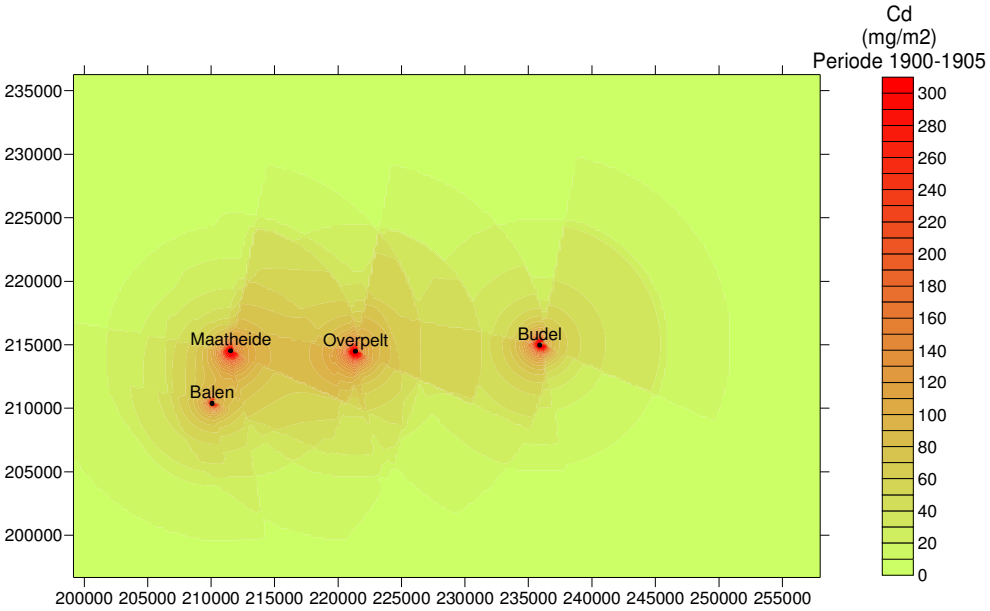


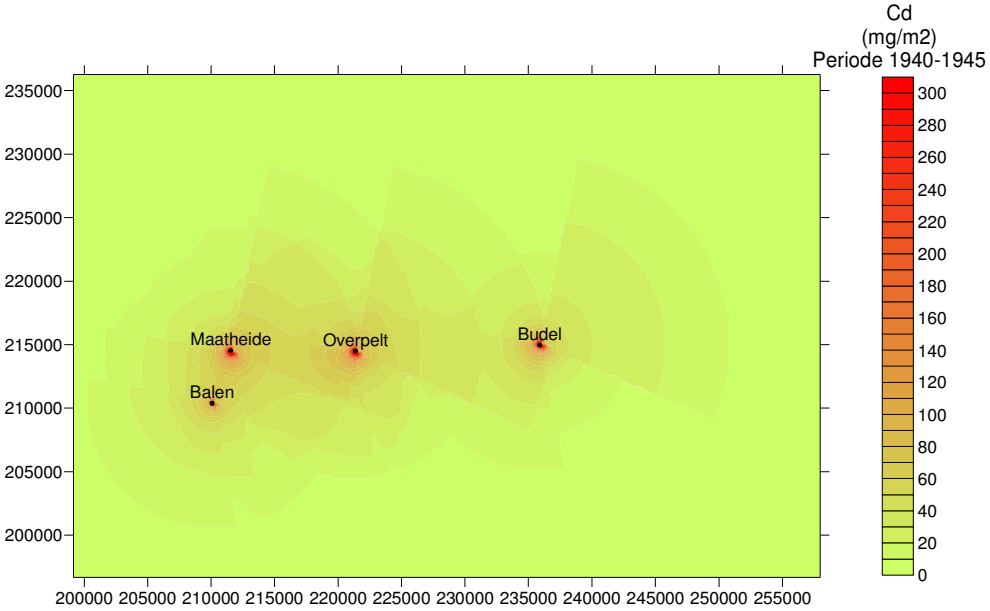
Figuur 3.4: Historische atmosferische depositie van Cd in functie van afstand tot het bedrijfsterrein van Balen in de dominante windrichting (klasse 'high') voor tijdsblokken van 5 jaar in de periode 1889-2000.

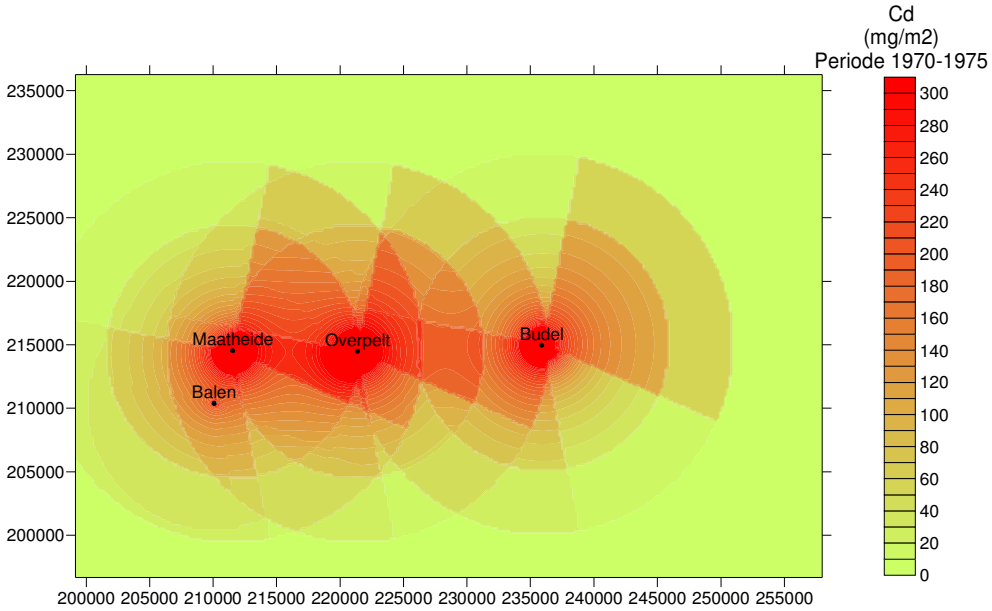
Om een gebiedsdekkende reconstructie van de historische depositie te krijgen, is voor elk punt de atmosferische depositie van de 4 bedrijven opgeteld en zijn er voor elke vijfjaarlijkse periode tussen 1890 en 1975 kaarten van de atmosferische depositie van Cd opgesteld. Om de kaarten op te stellen zijn volgende bijkomende aannames gemaakt:

1. binnen een straal van 10 km van een bedrijf is de totale depositie gelijk aan de som van de deposities op die locatie van de 4 bedrijven;
2. binnen een straal van 10 tot 15 km van de bedrijven is de totale depositie gelijk aan de helft van de totale depositie op 10 km van het bedrijf (deze extra invloedssfeer van 5 km is toegevoegd omdat de invloedssfeer van de fabrieken op basis van kaarten van bodemconcentraties iets groter is dan de 10 km waarvoor de afstandsrelaties bepaald zijn);
3. indien er geen bedrijf aanwezig is in een straal van 15 km is de totale depositie gelijk aan de achtergronddepositie (gelijkgesteld aan de waarde gemeten in 1974, voor Cd gelijk aan 3,6 g/ha.j en voor Zn 330 g/ha.j).

Ter illustratie zijn de kaarten voor 1900, 1940 en 1970 getoond in Figuur 3.5. De totale depositie over de hele periode 1890-1975 wordt getoond in Figuur 3.6.

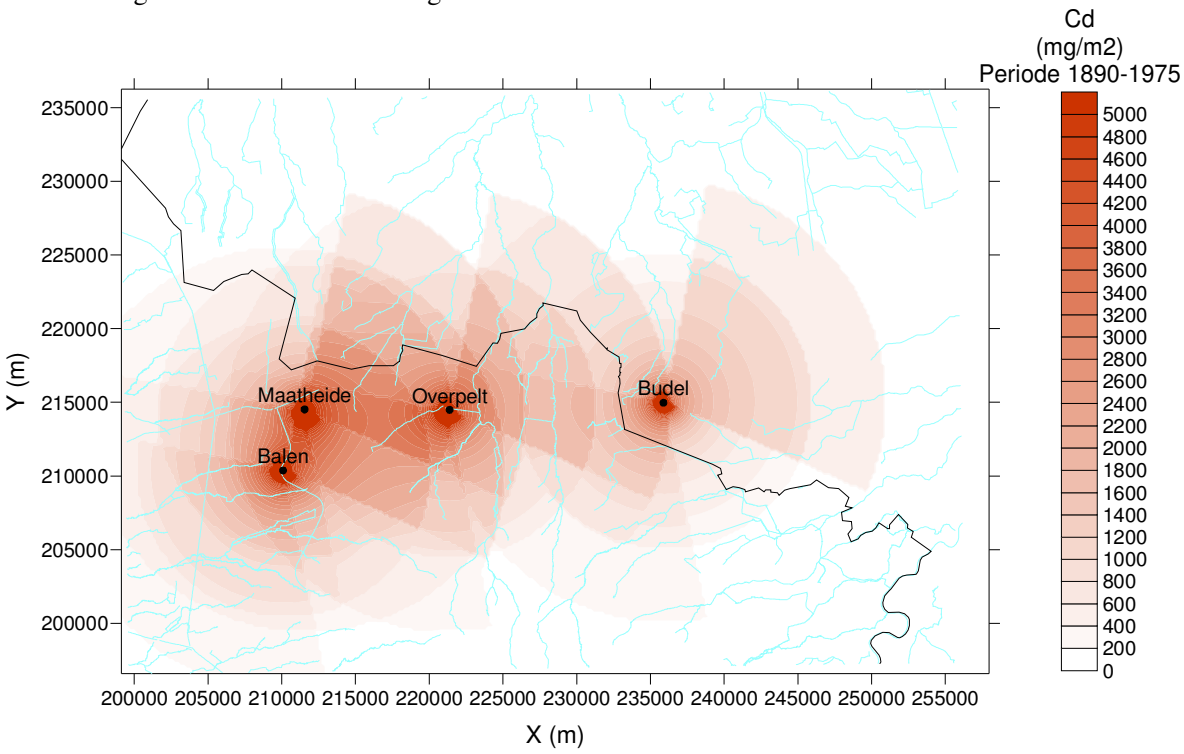

Cd
(mg/m2)
Periode 1900-1905
Maatheide
Overpelt
Budel
Balen
235000
230000
225000
220000
215000
210000
205000
200000
200000 205000 210000 215000 220000 225000 230000 235000 240000 245000 250000 255000
300
280
260
240
220
200
180
160
140
120
100
80
60
40
20
0


Cd
(mg/m2)
Periode 1940-1945
Maatheide
Overpelt
Budel
Balen
235000
230000
225000
220000
215000
210000
205000
200000
200000 205000 210000 215000 220000 225000 230000 235000 240000 245000 250000 255000
300
280
260
240
220
200
180
160
140
120
100
80
60
40
20
0



Figuur 3.5: Atmosferische depositie van Cd voor de periodes 1900-1905, 1940-1945 en 1970-1975.

De totale berekende belasting door atmosferische depositie (over de hele productieperiode van de bedrijven) komt goed overeen met schattingen uit andere studies. De uitkomst uit de berekening in deze studie geeft voor Cd depositie binnen 15 km van de fabrieken tussen 17-825 g/ha.j, terwijl van der Grift et al (2008) met waarden 15-642 g/ha.j heeft gewerkt en Sonke et al. (2002) 1600 g/ha.j berekend heeft voor ongestoorde vennen. De in deze studie berekende waarden liggen dus in dezelfde orde van grootte als andere schattingen.



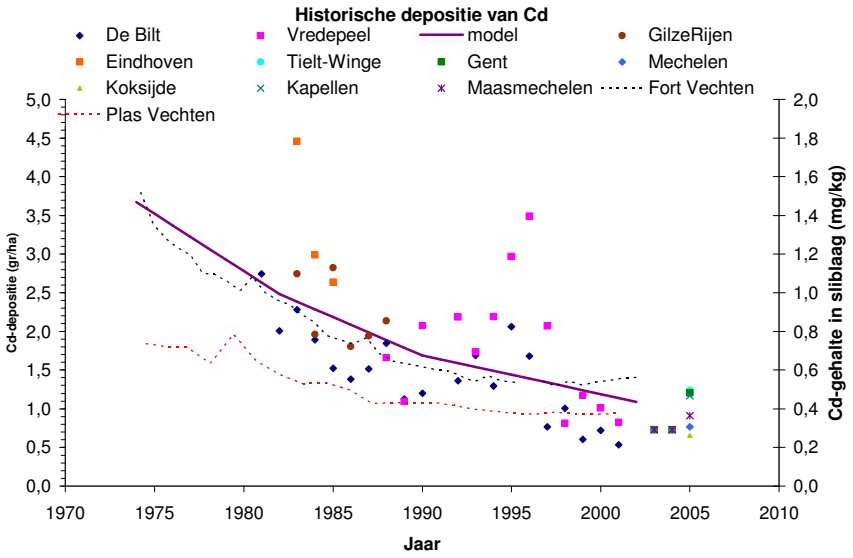
Figuur 3.6: Totale atmosferische depositie van Cd over de periode 1890-1975.

Voor de historische atmosferische depositie van Zn wordt aangenomen dat de patronen van depositie in ruimte en in tijd gelijklopend zijn met die van Cd en dat er dus een min of meer vaste verhouding bestaat tussen de depositie van Zn en die van Cd. De historische atmosferische depositie van Zn is dan ingeschat door een correlatie te leggen tussen de gemeten concentraties Cd en Zn in bodems die geen of weinig uitspoeling gekend hebben. In de studie van Sonke et al. (2002) is voor 22 bodemstalen uit onverstoorde vennen de depositiesnelheid van Cd, Zn en enkele andere metalen gereconstrueerd. Voor deze stalen is er gemiddeld een factor 90 bekomen voor de verhouding van atmosferische depositie van Zn t.o.v. die van Cd en die verhouding is gebruikt om de historische atmosferische depositiekaarten voor Zn op te stellen. De atmosferische depositie van Zn bedraagt 1564-75587 g/ha.j in een straal van 15 km rond de sites.

3.1.2 Actuele atmosferische depositie

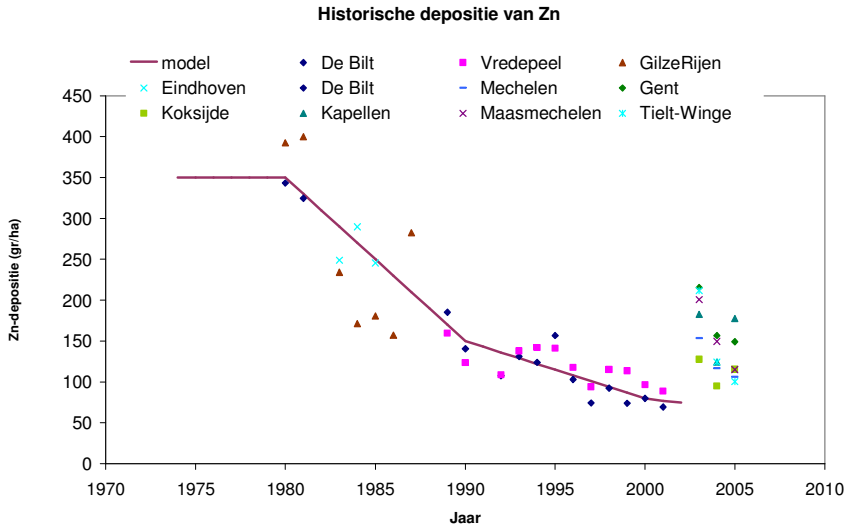
Vanaf 1975 is de depositie niet meer verhoogd door de zinkfabrieken en zijn regionale cijfers over de depositie van zware metalen gebruikt. Deze gegevens zijn aanwezig onder de vorm van metingen in neerslagkruiken van de overheid en de industrie vanaf het begin van de jaren 80 tot heden (Werkgroep Zware Metalen Subwerkgroep Lucht, VMM rapporten, gegevens Umicore in Vlaanderen en RIVM in Nederland). In de afgelopen 30 jaar is de regionale depositie van cadmium en zink als gevolg van tal van milieu-maatregelen duidelijk afgenomen.

TNO heeft een inventarisatie gemaakt van de regionale zware metalen depositie vanaf 1975 (Van Vliet et al., 2006). Hiervoor is gemaakt van regenwaterkwaliteitsmetingen van de KNMI-meetstations bijvoorbeeld De Bilt, Vredepeel, Eindhoven en Gilze-Rijen, die vanaf 1981 worden uitgevoerd (KNMI, RIVM, 1981-2000). TNO heeft een methodiek ontwikkeld en toegepast om de historische atmosferische depositie af te leiden uit zware metalen gehaltes in sedimentkernen gestoken in vennen op ondiepe plassen (Walraven, 2003). De essentie hiervan was dat de sedimentkern nauwkeurig is gedateerd op leeftijden waardoor een relatie kon worden gelegd tussen de diepe van het sediment in je kern, het jaar van sedimentatie en het gehalte van verschillende metalen in het sediment. Het gehalte kon dan met behulp van de berekende sedimentatiesnelheid worden omgerekend naar een depositie per oppervlak per jaar. Figuur 3.7 en Figuur 3.8 geven de depositie van Cd en Zn in De Bilt, Vredepeel, Eindhoven en GilzeRijen in de periode 1980-2001. Ook zijn voor Cd, Cu en Pb de gehaltes in de sedimentkernen opgenomen (Vechten nabij Utrecht). Het verloop sinds 1981 in regenwater samenstelling en sedimentgehalte is sterk gelijk. De depositie van zware metalen in de periode 1975-1980 kan geëxtrapoleerd worden uit de sedimentgehalten of als deze niet beschikbaar is voor deze periode als constant worden verondersteld. In de figuren is een ‘model’ voor depositie van cadmium en zink. Hiervoor is een lijn door de puntenwolk getrokken.



Figuur 3.7: ·Regionale jaarlijkse depositie van cadmium (zonder locale invloed van zinksmelterijen)

In Vlaanderen heeft de VMM een meetcampagne uitgevoerd van zware metalen in neervallend stof in zes natuurgebieden vanaf 2003 (VMM, 2003; VMM, 2004; VMM, 2005). Deze gegevens zijn mee opgenomen in Figuur 3.7 en Figuur 3.8 voor de jaren 2003, 2004 en 2005 (Legenda eenheden Tielt-Winge, Gent, Mechelen, Kokzijde, Kapellen, Maasmechelen). Uit de figuren blijkt dat het model ook toepasbaar is voor Vlaanderen. Voor Cd komen de meetwaarden zeer goed overeen met de waarde voorspeld door het model. Voor Zn is de overeenkomst minder goed maar nog steeds voldoende, zeker indien men in aanmerking neemt dat deze waarden voor actuele depositie verschillende ordes van grootte lager liggen dan de waarden voor historische depositie in de omgeving van de bedrijven (ter vergelijking: atmosferische depositie van Cd in 1980 is 2,8 g/ha.jr terwijl historische depositie in de omgeving van de bedrijven in de orde van kilogrammen per ha bedraagt (zie ook Figuur 3.6)).



Figuur 3.8: Regionale jaarlijkse depositie van zink (zonder locale invloed van zinksmelterijen)

Ter verdere validatie van het voorgestelde model voor actuele depositie geeft Tabel 3.1 een overzicht van gerapporteerde metalen depositie in verschillende jaren uit verschillende literatuurbronnen (voor Nederland). Te zien is dat deze goed overeenkomen met het depositiemodel voor cadmium en zink na 1975.

Tabel 3.1 Depositie zware metalen

depositie jaar	Cu gr.ha.jr-1	Zn gr.ha.jr-1	Pb gr.ha.jr-1	Cd gr.ha.jr-1	Ni gr.ha.jr-1	bron
1995	25		37	0,5		3
1991	25,6	156	33,1	1,3		1
1990	30,6	149	61	1,72	7,18	2
1982	22	156	102	2,6	14	4

1) Aben, J., E. Schokken & M. Schutten (1992) Environmental diagnosis 1991, Part II: Air quality (In Dutch). RIVM report 724801004

2) Coppoolse J, Bentum F van, Schwartz MJC, Annema JA, Quarles van Ufford CHA (1993) Zware metalen in oppervlaktewater, bronnen en maatregelen. SPEED-document zware metalen RIVM Rapport 773003001

3) RIVM (1996) Achtergronden bij: Milieubalans 95. RIVM Rapport 251701023

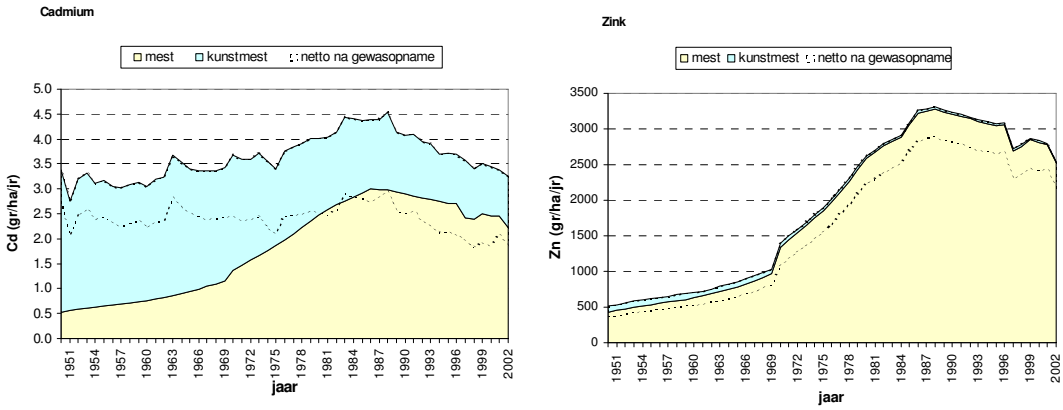
4) van Jaarsveld, J.A., R.M. van Aalst, D. Onderlinden (1986) Deposition of metals from the atmosphere into the North Sea: model calculations. RIVM report no. 842015002, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Voor Cd is er in de periode 1890-2100 als gevolg van atmosferische depositie 1762 ton afgezet waarvan 593 ton in Nederland en 1169 ton in Vlaanderen. Voor Zn is er in totaal 160938 ton afgezet waarvan 54093 ton in Nederland en 106845 ton in Vlaanderen

3.1.3 Belasting van landbouwgronden door gebruik van dierlijke mest en kunstmest

Naast nutriënten worden in de landbouw met veevoer, (kunst)mest en gewasbeschermingmiddelen een diversiteit aan zware metalen aangevoerd. Voorbeelden daarvan zijn koper, cadmium, zink, chroom, nikkel, kwik en lood. Met name voor koper en zink is de bruto belasting van landbouwgronden veel hoger dan de gewasopname.

Voor het Nederlandse deel van het studiegebied zijn er tijdreeksen de zware metalen belasting van landbouwgronden voor de periode 1950-2002 opgesteld. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Figuur 3.9. De belasting door aanvoer van mest is berekend door uit te gaan van de mestproductie per provincie of per landbouwgebied en de gehaltes hoofdelementen en sporenmetalen in verschillende soorten mest. Door de aanwezigheid van de intensieve veehouderij is de belasting van landbouwgronden met dierlijke mest in de Kempen relatief hoog t.o.v. andere delen in Nederland.



Figuur 3.9: Belasting van landbouwgronden in het zuidelijk veehouderijgebied in Nederland door gebruik van dierlijke mest en kunstmest en de netto maaiveldbelasting door correctie voor gewasopname.

Voor het Vlaamse deelgebied is de geografische informatie over de bemesting van landbouwgronden voor diverse teelten beschikbaar bij de Mestbank. Elke landbouwer is verplicht een jaarlijkse aangifte te doen van het teeltplan per perceel van zijn bedrijf en van de geproduceerde en toegepaste mest en op basis van deze aangiftes worden gemeentestatistieken opgesteld. Op basis van de mestproductie voor het gebied, de samenstelling van de veestapel, het beschikbare areaal en de gehaltes Cd en Zn in de verschillende soorten mest (uit de databank van het AROMIS-project (Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems; Eckel et al., 2005)) is de gemiddelde hoeveelheid toegediende Cd en Zn per ha landbouwgrond berekend voor de jaren 2000-2002. In Tabel 3.2 staan deze waarden in vergelijking tot de berekende Nederlandse waarden (uit Figuur 3.9). De geschatte toediening door dierlijke mest ligt hoger in Nederland dan in Vlaanderen. Dit is te wijten aan een groter relatief aandeel van varkens (met relatief hoge metaalgehaltes in varkensmest) in de veestapel vergeleken met het Vlaamse deel van de Kempen. Daarom zijn de Nederlandse tijdsreeksen herschaald vooraleer ze toe te passen voor het Vlaamse deel.

Tabel 3.2: ·Toediening van Cd en Zn aan landbouwgronden in de vorm van dierlijke mest en kunstmest voor de periode 2000-2002.

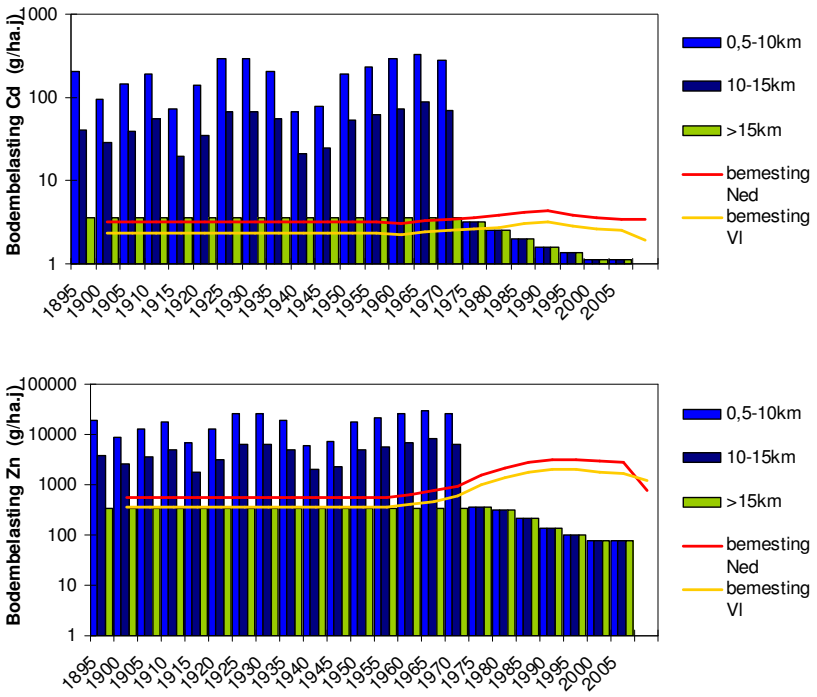
Vlaanderen	**Cd (g/ha.jaar)**			**Zn (g/ha.jaar)**		
	Mest	**Kunstmest**	**Totaal**	**Mest**	**Kunstmest**	**Totaal**
2000	1.7	0.9	2.6	1751	61	1812
2001	1.6	0.8	2.4	1637	54	1691
2002	1.5	0.8	2.4	1596	56	1652
Nederland		**Cd (g/ha.jaar)**			**Zn (g/ha.jaar)**	
	Mest	**Kunstmest**	**Totaal**	**Mest**	**Kunstmest**	**Totaal**
2000	2.5	1.0	3.4	2811	22	2833
2001	2.5	0.9	3.4	2775	21	2796
2002	2.2	1.0	3.3	2525	24	2548

3.1.4 Vergelijking verschillende bronnen diffuse belasting

Over de ganse simulatieperiode is de gemiddelde bodembelasting met Cd afkomstig van mest gelijk aan 3,4 g/ha.j of 2,5 g/ha.j voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwbodems. Dit is ongeveer gelijk aan de achtergronddepositie (voor locaties meer dan 15 km van de sites) die 3,4 g/ha.j bedraagt. Voor Zn is de belasting door mest gelijk aan 1235 g/ha.j of 812 g/ha.j voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwbodems. Dat is hoger dan de achtergronddepositie (gelijk aan 312 g/ha.j) maar lager dan de waarden berekent voor het gebied binnen 15 km van de fabrieken (daar worden waarden tussen 1564 en 75587 g/ha.j bekomen).

Indien er een onderscheid gemaakt wordt tussen de periode vóór en na 1975 wordt het beeld meer genuanceerd (zie Figuur 3.10): voor de historische periode (tot 1975) bedraagt de belasting van Cd door mest 3,2 of 2,4 g/ha.j (voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwgrond) terwijl de belasting door atmosferische depositie 21-1067 g/ha.j bedraagt in de zone van 15 km rond de sites en 3,6 g/ha.j buiten de invloedzone van de fabrieken. Voor de periode na 1975 wordt de belasting door mest 3,8 of 2,7 g/ha.j (voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwgrond) terwijl de depositie terugvalt naar 2,2 g/ha.j voor het hele modelgebied.

Voor Zn is de belasting door bemesting in de periode tot 1975 gelijk aan gemiddeld 667 g/ha.j of 420 g/ha.j (voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwgrond) terwijl de belasting door atmosferische depositie 1950-97743 g/ha.j bedraagt in de zone van 15 km rond de sites en 330 g/ha.j buiten de invloedzone van de fabrieken. Voor de periode na 1975 stijgt de belasting door mest naar 2534 of 1706 g/ha.j (voor resp. Nederlandse of Vlaamse landbouwgrond) terwijl de depositie terugvalt naar 210 g/ha.j voor het hele modelgebied.



Figuur 3.10: Diffuse belasting door atmosferische depositie (staafjes) in verschillende zones rond de fabrieken en door bemesting van Nederlands of Vlaamse landbouwbodem (lijnen).

3.2 Lijn- en puntbronnen Cd en Zn

Ten aanzien van de lijn en puntbronnen zijn de volgende bronnen te identificeren:
- Zinkassenwegen; -erven en -depots;
- Bronzones op sites zinkfabrieken.

Oppervlaktewater wordt niet als lijnbron voor verontreiniging van het grondwater gezien. De aanwezige waterlopen namelijk vrijwel allemaal drainerend. Voor de kanalen die wel toeleveren aan het grondwatersysteem wordt de bijdrage als niet belastend beschouwd door de vrij lage concentraties in het kanaalwater en de dikke sliblaag op de bodem van de kanalen.

3.2.1 Zinkassenwegen en assendepots

Op de eerste plaats baseren we de invoer van het model op inventarisaties van de aanwezigheid en de historiek van dergelijke zinkassen. De meest recente inventarisatie van de ligging van zinkassenwegen en depot in het projectgebied is opgenomen in de Kaartenatlas BeNeKempen.

In tweede instantie maken we gebruik van uitloogstudies op zinkassenmateriaal en metingen in poriënwater en grondwater onder zinkassenwegen om de fluxen uit zinkassen naar het grondwater in te schatten. De historiek van de zinkassenwegen in het gebied is zeer moeilijk na te gaan. In de studie 'Risico-analyse en sanering van wegen bedekt met assen en slakken uit de non-ferro industrie' (Van den Broeck en Vandecasteele, 2000) is getracht een inventaris van zinkassenwegen op te stellen o.m. op basis van een bevraging van de gemeenten. Hierop is een gedeeltelijke respons gekomen over de aanwezigheid van zinkassenwegen binnen de gemeenten maar niet over de periode van toepassing. Het grootste deel van de toepassing van zinkassen voor verharding van wegen is na WO II gebeurd (Milieurapport Vlaanderen MIRA-T, 2006). Daarom zal in eerste instantie 1950 als startdatum gehanteerd worden voor de aanwezigheid van zinkassen. Omwille van de heterogeniteit van de zinkassen en de weinige gegevens beschikbaar over de historiek, wordt een pragmatische aanpak gehanteerd waarbij de zinkassen een constante bron vormen van Cd en Zn naar het grondwater met een concentratie bepaald op basis van metingen van metaalgehaltes onder zinkassenwegen

Uitspoeling van cadmium en zink vanuit zinkassen naar het grondwater is een complex en zeer heterogeen proces. In de Meetronde Grondwaterkwaliteit de Kempen 2002/2003 (Van der Grift, 2004) zijn er direct naast de assenwegen in het freatisch grondwater cadmium- en zinkconcentraties onder de streefwaarde gemeten maar ook overschrijdingen van de interventiewaarde met een factor 4. Tegelijk zijn in filters van peilbuizen geplaatst naast wegen, die waarschijnlijk met zinkassen zijn verhard, extreem hoge zinkconcentraties in de orde van 30 mg/l aangetroffen. Ook de studie van Van den Broeck en Vandecasteele (2000) laat een zeer heterogeen beeld zien. Uit beide onderzoeken blijkt dat het grondwater onder invloed van de assenwegen matig tot sterk verontreinigd is met cadmium en zink. Er is geen duidelijk verband aangetoond met het type assenweg. In deze rapporten zijn resultaten van schudtesten met zinkassen gegeven. Voor cadmium worden getallen tussen de 0,1 en 0,001 mg/l liter gegeven. Voor zink worden getallen tussen de ongeveer 5 en 20 mg/l gegeven. Er zijn ook concentraties bepaald van het poriënwater (onverzadigde zone) op verschillende dieptes onder de zinkassenwegen door bodemstalen te nemen en het poriewater af te scheiden door centrifugatie. In het freatisch grondwater onder de zinkassenwegen zijn

grondwaterstalen genomen. Voor het poriëwater geven de metingen onderaan de onverzadigde zone (vlak boven de grondwatertafel) (zie Tabel 3.3) mediaanwaarden van 34 µg/l voor Cd en 15,8 mg/l voor Zn. Metingen in het freatisch grondwater onder zinkassenwegen gaan van 3,6 tot 147 µg/l (mediaan 8,8 µg/l) voor Cd en 0,042 tot 98,7 mg/l (mediaan 0,99 mg/l) voor Zn.

Tabel 3.3: Gemeten concentraties van Cd (mg/l) en Zn (mg/l) op verschillende dieptes in het poriënwater onder zinkassenwegen (n=120) (gebaseerd op Van den Broeck en Vandecasteele, 2000).

Diepte (cm)	Cd (mg/l)			Zn (mg/l)		
	min	max	mediaan	min	max	mediaan
0-20	0,002	11,152	0,020	0,030	12667,0	12,3
20-50	0,005	4,493	0,106	0,070	1000,0	27,4
50-100	0,001	2,349	0,031	0,130	644,7	15,5
100-390	0,001	1,559	0,034	0,260	150,0	15,8

Voor de modelcellen waarin zinkassenwegen liggen krijgt de grondwateraanvulling voor de rekenperiode vanaf 1950 tot 2100 (voor het nulscenario) een extra concentratie aan Cd en Zn. Deze concentratie wordt erbij geteld bij de overgang van onverzadigde naar verzadigde zone dus in plaats van het transport en de attenuatie van de concentraties van het uitgeloogde Cd en Zn uit de zinkassen doorheen de onverzadigde zone te berekenen, wordt een vereenvoudigde benadering gevolgd en wordt de 'typische' concentratie van Cd en Zn (zie Tabel 3.3) die men terugvindt in het poriënwater onder de zinkassenwegen ter hoogte van de grondwatertafel opgeteld bij de concentraties afkomstig van uitloging uit de modelcel. Gezien de heterogeniteit van het materiaal lijkt deze vereenvoudigde benadering meer aangewezen. Het begintijdstip van 1950 is gekozen op basis van de (beperkte) kennis van de historiek van de toepassing van zinkassen. De concentratie die bijgeteld wordt per modelcel met zinkassenwegen bij de overgang van onverzadigde naar verzadigde zone wordt gelijkgesteld aan 30 µg/l voor Cd en 15 mg/l voor Zn, gebaseerd op de mediane concentratie die gemeten is ter hoogte van de grondwatertafel (zie Tabel 3.3) vermenigvuldigd met het relatieve aandeel van de oppervlakte van de zinkassenwegen in de totale oppervlakte van de modelcel.

3.2.2 Bronzones op sites

De verontreinigingspluimen onder de zinkfabrieken worden in rekening gebracht in de modelstudie. Gemeten concentraties op en in de directe nabijheid van de fabrieksterreinen zijn hierbij het uitgangspunt.
Er dient hierbij duidelijk gesteld dat er in dit rapport een interpretatie van de terreintoestand gegeven wordt die moet toelaten om de informatie in het kader van de regionale modelstudie te kunnen gebruiken. Voor bijkomende detailinformatie wordt verwezen naar de uitgevoerde bodemonderzoeken.

In het Vlaamse deel van de BeNeKempen regio zijn er 3 belangrijke bronzones van verontreiniging van deze aard aanwezig. Deze omvatten de sites van:
- Umicore Balen;
- Umicore Overpelt;
- Maatheide.

In het Nederlandse deel is 1 bronzone aanwezig, de site van de zinkfabriek te Budel.

De bronzone van Reppel (arseen) laten we in de studie buiten beschouwing.

De informatie voor deze sites wordt teruggevonden in de tot op heden uitgevoerde bodemonderzoeken. Voor de 3 locaties gelegen in Vlaanderen werd er in de beschrijvende bodemonderzoeken aangegeven dat de bulk van de grondwaterverontreiniging aangetroffen wordt onder of in de directe omgeving van de fabrieksterreinen of ter hoogte van aanwezige stortplaatsen.

Uit de bodemonderzoeken is per fabrieksterrein een karakteristieke verontreinigingtoestand van het grondwater afgeleid. Deze dienen als uitgangspunt voor het verzadigde zone stoftransportmodel (zie ook paragraaf 4.3.3). De ontwikkeling van de omvang van de grondwaterverontreiniging onder de fabrieksterreinen in de afgelopen eeuw is niet te achterhalen. De bodemonderzoeken waarop deze inventarisatie is gebaseerd zijn altijd momentopnamen.

Voor het model kunnen de karakteristieke concentraties in het grondwater die zijn afgeleid per fabrieksterrein beschouwd worden als een constante bron. Deze veronderstelling steunt op de hoge K_d-waarden waardoor de vaste fase voor constante nalevering zal zorgen. Bij een K_d-waarde van bijv. 100 l/kg is de concentratie in de vaste fase 100 keer hoger dan in de opgeloste fase. Wanneer een deel van de verontreiniging in opgeloste fase wordt meegevoerd met de grondwaterstroming stelt zich een nieuw evenwicht in met dezelfde verhouding tussen vaste fase en opgeloste fase. Door de overmaat in de vaste fase resulteert dit in nagenoeg dezelfde concentratie in de opgeloste fase als daarvoor. De bron wordt dus gedurende lange tijd in stand gehouden en kan (indien er geen ingrepen gebeuren) voor het model beschouwd worden als constant.

Daarnaast moet een keuze worden gemaakt op welk tijdstip een constante bron in het model wordt geïntroduceerd. Daar er geen gegevens gekend zijn over de ontwikkeling van de grondwaterverontreiniging is deze keuze arbitrair. Er is geweten dat de fabrieken zich eind negentiende eeuw in het gebied hebben gevestigd en er is een tamelijk goed inzicht in de omvang van de huidige verontreinigingsituatie. Het kan worden aangenomen dat de omvang van de grondwaterverontreiniging zich in de loop van de tijd heeft ontwikkeld.
Als er een bron, overeenkomend met de huidige verontreinigingsituatie, in het model zou ingebracht worden voor de totale periode waarover er gerekend werd, is dit zeker een overschatting van de werkelijkheid. Anderzijds geeft de inbreng van een constante bron vanaf 1995 of 2000 waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijkheid. Er is daarom arbitrair gekozen dat in het model vanaf 1950 tot het einde van de rekenperiode een constante bron aangenomen werd. Met het grondwatermodel is nagegaan of met deze bron de gemeten verspreiding vanuit de fabrieksterreinen naar de omgeving kan worden berekend. De resultaten hiervan rechtvaardigen de aanname voor een constante bron vanaf 1950.
De 4 vermelde bronzones werden aangegeven op figuur 2.2 waar van west naar oost de locaties Balen, Maatheide, Overpelt en Budel aangeduid werden.

Een overzicht van de situatie per site wordt in de volgende paragraven gegeven.

3.2.2.1 Site Balen

Situering
Ter hoogte van de UMICORE site te Balen werd reeds uitgebreid bodemonderzoek uitgevoerd. Op basis daarvan is gebleken dat er in de toplaag (0-0,3 m-mv) op het

productieterrein zelf de grond verontreinigd is met voornamelijk lood, cadmium en zink en tevens, maar in mindere mate, met arseen en koper. Van de metalen die de norm overschrijden (As, Cd, Cu, Pb, Ni en Zn), zijn arseen, cadmium, lood en zink de voornaamste in het ondiepe grondwater. As, Cd en Zn worden in concentraties boven de BSN (bodemsaneringsnorm) aangetroffen tot op de (semi) scheidende (klei)laag. In de filters op een diepte van 50 – 60 m-mv worden de hoogste concentraties aan Zn opgemeten. Ter hoogte van de kalkarsenaatopslag bij het Kanaal (ten noorden van de spoorweg) wordt een verontreiniging met As en in mindere mate met Zn vastgesteld. Deze verontreinigingen zijn allen te wijten aan de verscheidene productie-eenheden en erts- en andere opslagplaatsen (o.a. slibbekkens) die, in de loop van jarenlange exploitatie, aanwezig waren op deze site van UMICORE.

Geraadpleegd rapport
"Aanvullend beschrijvend bodemonderzoek" uitgevoerd door de deskundige Tauw dd. 31 mei 2002.

Karakteristieken van de verontreiniging
De karakteristieken van de verontreiniging ter hoogte van de site Balen op basis van het aanvullend beschrijvend bodemonderzoek worden hieronder samengevat.

Algemene informatie
- Lambert coördinaten centrum van de site: 211000 – 210400.
- Topografisch peil: +/- 44 m TAW.
- Oppervlakte van de fabrieksterreinen: 260 ha (inclusief de slibdeponie).
- Freatisch grondwaterpeil: 2 – 3 m-mv.
- Raming Kd waarde (voor zink): 1 tot 18 l/kg (afgeleid voor de site Maatheide voor een beperkt aantal stalen in een beperkt aantal afzettingen).

Onverzadigde zone:
- De totale site is verontreinigd met zware metalen waarvoor de bodemsaneringsnorm meerdere malen wordt overschreden.
- De belangrijkste verontreiniging in de toplaag (tot 1 m-mv) bevindt zich ter hoogte van de eigenlijke productie zone langs het kanaal.
- Er is een duidelijk heterogene verspreiding op het terrein vast te stellen.

Verzadigde zone:
- Er wordt onderscheid gemaakt tussen 3 dieptes nl. oppervlakkig grondwater (peilbuizen met ondiepe filters tot 7 m-mv); eerste aquifer (peilbuizen met filters tussen 7 en 50 m-mv); tweede aquifer (peilbuizen met filters dieper dan 50 m-mv).
- Deze indeling loopt samen met de gehanteerde hydrogeologische opbouw namelijk:

0 – 55 m-mv:	eerste aquifer bestaande uit quartair zand en de zanden van de Formaties van Mol en Kasterlee.
55 – 65 m-mv:	aquitard bestaande uit klei tot zandige klei van de Formatie van Kasterlee.
65 – 285 m-mv:	tweede aquifer bestaande uit zand van de Formaties van Diest en Berchem.

De eerste en tweede aquifer zijn als aparte lagen in het Soresma ondergrondmodel opgenomen (3e en 4e tertiaire aquifer). De aquitard tussen 55 – 65 m-mv ontbreekt in het ondergrondmodel.

Verontreiniging met Cadmium:

Cadmium – fabrieksterrein:

oppervlakkig grondwater (tot 7m-mv): concentraties variëren tussen 650 en 100910 µg/l.

- eerste aquifer: sterke toename van de concentraties vanaf +/- 40 m-mv waar waarden tussen 16000 en 40000 µg/l voorkomen.
- tweede aquifer: op 60 m-mv worden zeer hoge concentraties aangetroffen in de orde van 28000 tot 262000 µg/l. Daling van de concentraties wordt vastgesteld op een diepte van 90 m-mv. Op dieptes tussen 100 en 150 m-mv worden waarden aangetroffen rond de achtergrondwaarde (= 1 µg/l).

Cadmium – omgeving (= buiten het terrein doch stroomafwaarts):

- oppervlakkig grondwater: dicht bij de site (tot enkele 100 m ten westen van de site) worden kleine overschrijdingen van de norm waargenomen verder af zijn de concentraties lager.
- eerste aquifer: in functie van de richting worden concentraties tussen 6,5 en 7700 µg/l aangetroffen.
- tweede aquifer: op de meeste plaatsen met diepe peilbuizen worden lage concentraties aangetroffen tot maximaal 8 µg/l. Op de meeste locaties worden concentraties rond de achtergrondwaarde aangetroffen.

Verontreiniging met Zink:

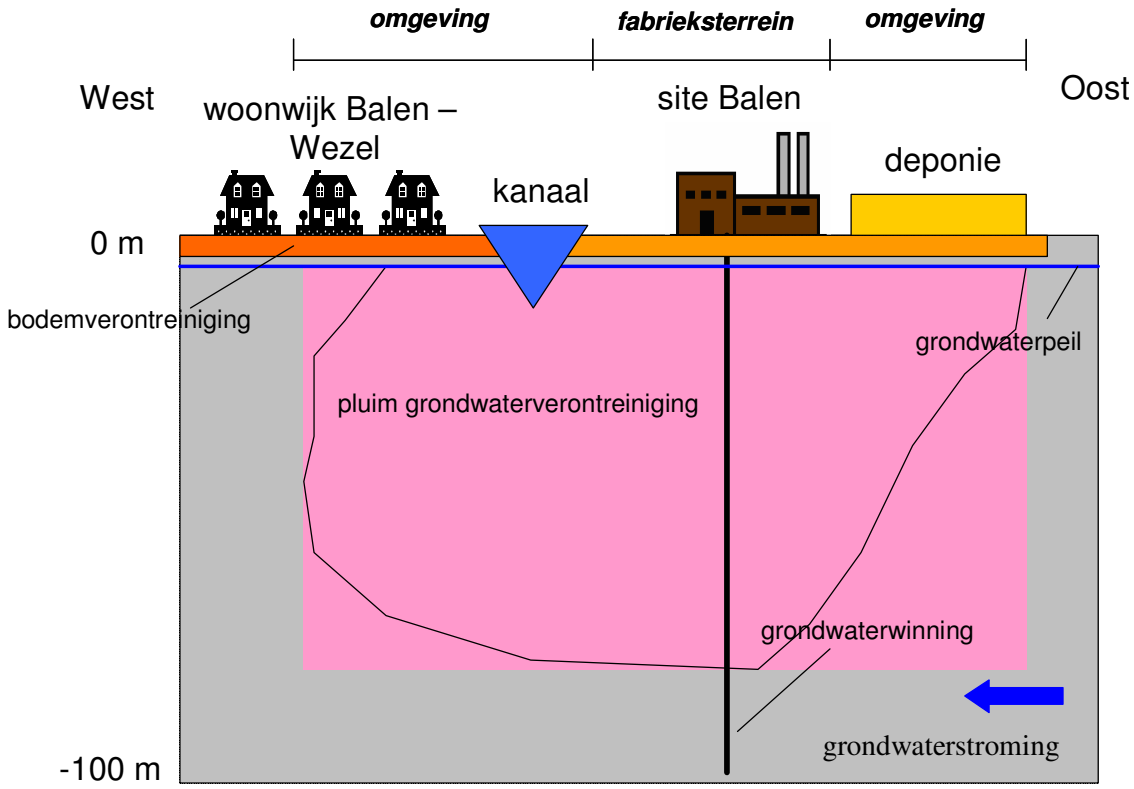
Zink – fabrieksterrein:

- oppervlakkig grondwater: concentraties variëren tot 2 g/l worden aangetroffen. Waarden zijn op de meeste locaties tussen 0,5 en 0,8 g/l.
- eerste aquifer: overal worden de bodemsaneringsnormen overschreden. Tot +/- 40 m-mv worden de hoogste waarden aangetroffen die variëren tussen enkele duizenden tot meerdere tienduizenden µg/l (29000 µg/l – 1g/l).
- tweede aquifer: op 70 m-mv worden zeer hoge concentraties aangetroffen tot 2,7 g/l (waarden variëren tussen 1,3 en 2,7 g/l). Daling van de concentraties wordt vastgesteld op een diepte van 100 m-mv. Op dieptes tussen 100 en 150 m-mv worden waarden aangetroffen beneden de bodemsaneringsnorm (500 µg/l).

Zink – omgeving (= buiten het terrein doch stroomafwaarts):

- oppervlakkig grondwater: in de wijk stroomafwaarts van de site (Bankei) worden concentraties aangetroffen hoger dan de norm. Waarden tot 8000 – 9000 µg/l worden waargenomen.
- eerste aquifer: in de nabijheid van de site worden sterk verhoogde waarden aangetroffen op een diepte van +/- 40 m-mv. concentraties tot 0,4 g/l worden waargenomen (waarden tussen 32000 – 400000 µg/l).
- tweede aquifer: op de meeste plaatsen met diepe peilbuizen worden lage concentraties aangetroffen. Voor de peilbuizen MOR en Bankei (gelegen ten westen van de site) worden lichte overschrijdingen van de bodemsaneringsnorm aangetroffen (orde 700 µg/l).

Een schematische weergave van de verontreiniging wordt gegeven in Figuur 3.11.



Figuur 3.11: ·Schematische weergave van de verontreinigingstoestand site Balen

Afperking van de verontreiniging en input in de modelstudie

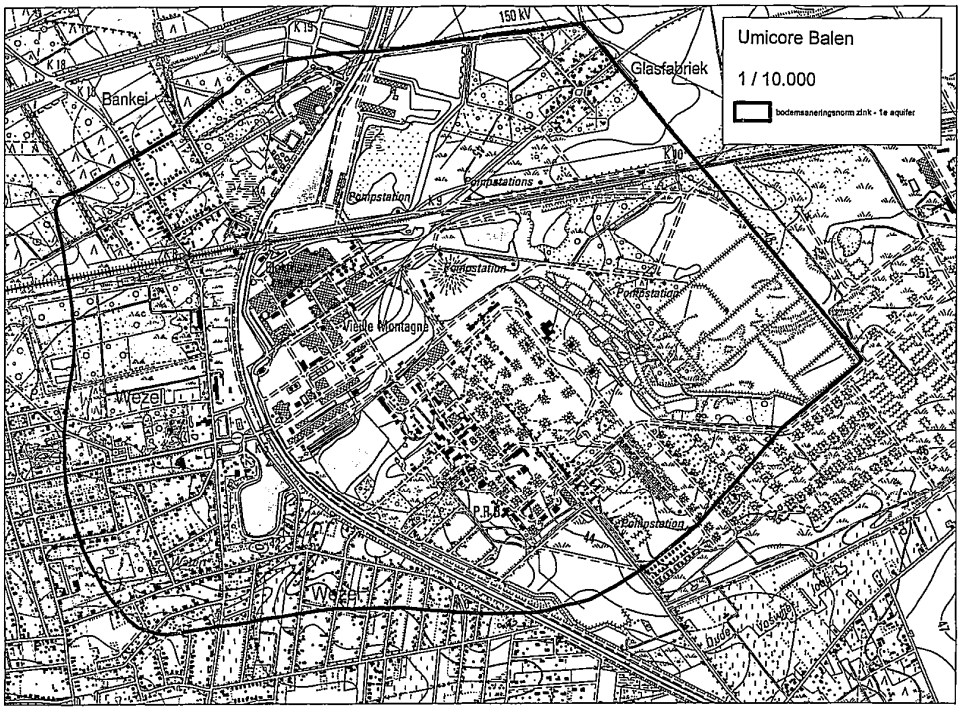
- Voor de metalen zink en Cadmium werd een afperking bekomen, deze werd opgenomen in het beschrijvend bodemonderzoek (BBO, 2002). Op basis van deze afperking en de concentraties die vastgesteld werden kan een beeld bekomen worden van de omvang en vracht van de verontreiniging.
- De afperking van de grondwaterverontreiniging wordt gegeven in de figuren 3.9 en 3.10.
- De verontreiniging van het grondwater werd afgeperkt. De grens van de pluim wordt in het BBO opgegeven. De grens voor de verontreiniging van beide zware metalen is globaal gelijk zodat er m.b.t. bepaling van de input voor de modelstudie aangenomen wordt dat de opgegeven afperking voor cadmium overeenkomt met deze van zink.
- Voor de grondwatermodelstudie wordt, op basis van de gegevens van 2002, de volgende input van concentraties voorgesteld:

Tabel 3.4: ·Overzicht van de omvang van de verontreiniging zoals in te voeren in de modelberekening (toestand 2002)

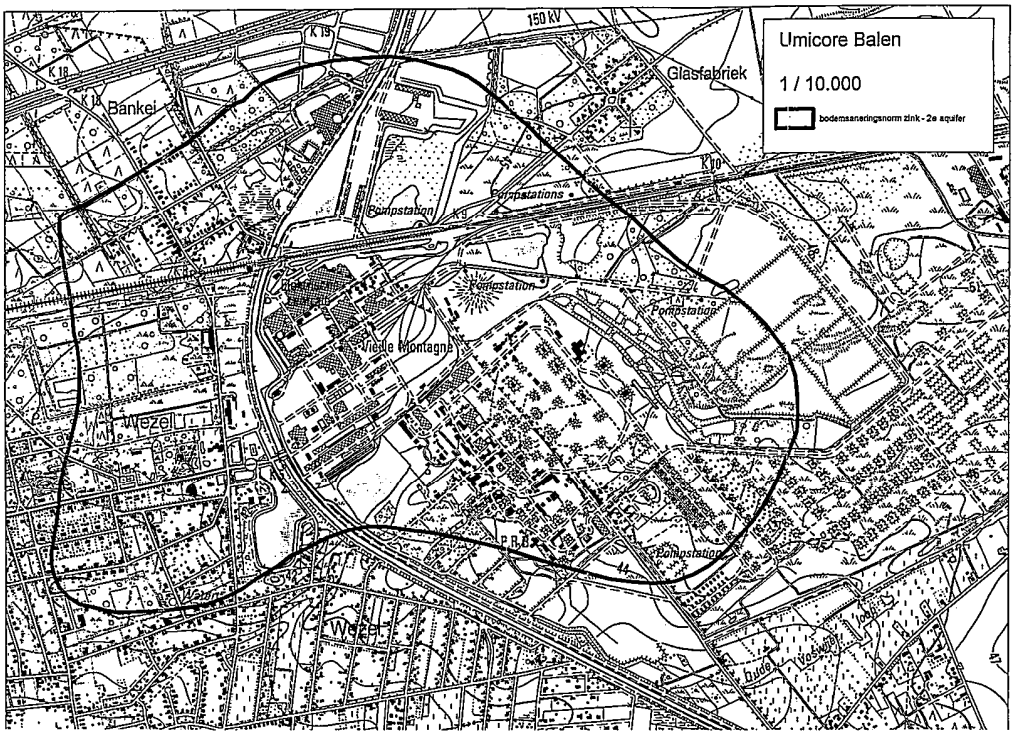
deel verzadigde zone	fabrieksterrein			omgeving		
	oppervlakte	Cd	Zn	oppervlakte	Cd	Zn
	(*)			(*)		
	(ha)	(µg/l)	(µg/l)	(ha)	(µg/l)	(µg/l)
oppervlakkig grondwater	370	25000	1000000	180	10	8000
(tot 7 m-mv)						
eerste aquifer	370	20000	5000000	180	3000	1000000
(7m-mv tot 55 m-mv)						
tweede aquifer						
(55 m-mv tot 70 m-mv)	260	100000	1000000	150	5	700
(70 m-mv tot 90 m-mv)	260	1000	100000	150	5	700
(*) oppervlaktes afgeleid van de afperking van de grondwaterverontreiniging met zink (BBO, 2002)						

Gezien het niet direct voorzien is om op deze site de vuilvrachten aanwezig in het grondwatersysteem te verwijderen kunnen deze concentraties globaal van dezelfde orde blijven voor langere tijd. Dit betekent dat deze waarden als grensvoorwaarde in een stoftranportmodelering kunnen aangehouden blijven voor meerdere tientallen jaren. Dit zou echter aangepast moeten worden indien er aanwijzingen zijn dat er bijvoorbeeld hydrodynamische maatregelen genomen worden om de vuilvrachtverspreiding tegen te gaan (dit is bijvoorbeeld een optie ter hoogte van de grens van het industrieterrein van Umicore Balen).

Figuur 3.12: Site Balen: afperking grondwaterverontreiniging zink 1ste aquifer – contour bodemsaneringsnorm zink (ref. beschrijvend bodemonderzoek)



Figuur 3.13: Site Balen: afperking grondwaterverontreiniging zink 2de aquifer – contour bodemsaneringsnorm zink (ref. beschrijvend bodemonderzoek)



3.2.2.2 Site Overpelt

Situering

Ter hoogte van de UMICORE site te Overpelt werd reeds uitgebreid bodemonderzoek uitgevoerd. Op basis daarvan is gebleken dat er in de toplaag (0-0,3 m-mv) op het productieterrein zelf de grond verontreinigd is met voornamelijk koper, lood, cadmium en zink, en tevens, maar in mindere mate met arseen en kwik. Deze verontreiniging spreidt zich uit over de hele site, tot aan de perceelsgrenzen van het productieterrein. De toplaag maakt deel uit van een pakket aanvulgrond met diktes tussen 0,3 m in het zuidoosten tot 2,5 m in het noordwesten. De eigenlijke bodem onder de opvulmaterialen is slechts in beperkte mate verontreinigd. Het grondwater onder het fabrieksterrein is verontreinigd tot op grote diepte (> 100 m) met As, Cd, Zn, sulfaten en bijkomend met Cu, Ni en Pb. Buiten de algemene verontreiniging is er een lozingspunt naar het oppervlaktewater (lozing in de Eindergatloop). Specifiek voor deze site is de aanwezigheid van verschillende slibbekkens waardoor ook op deze locaties in de bodem de normen voor meerdere metalen ruim overschreden worden (Cd, Ni en Zn, lokaal As).

Geraadpleegde rapporten

"Beschrijvend bodemonderzoek in een ruime omgeving rond UM Overpelt partim fysische en chemische karakterisatie van het grondwater en evaluatie van het verspreidingsrisico". Uitgevoerd door de deskundige Slim. April 2001.

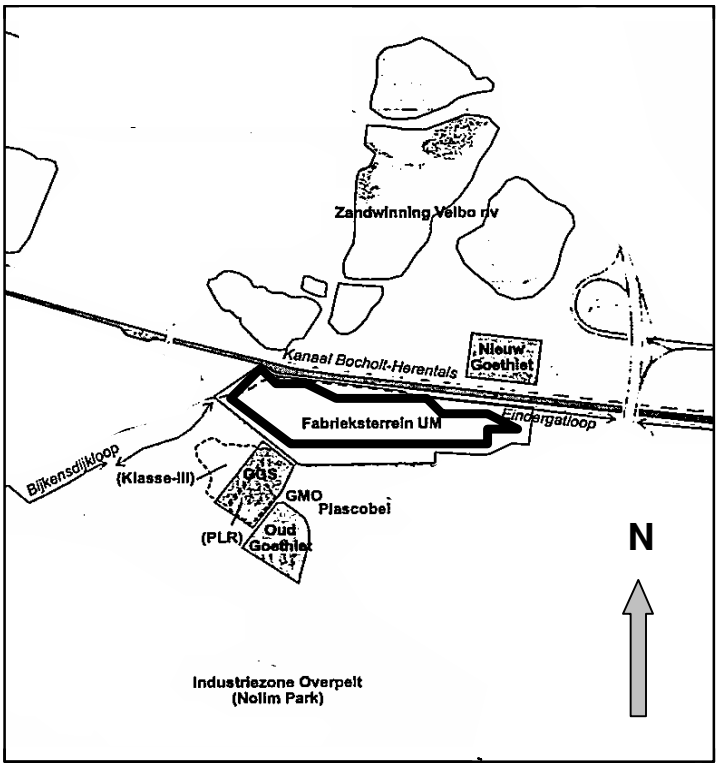
"Aanvullend beschrijvend bodemonderzoek Umicore vestiging Overpelt (fabrieksterrein)".Uitgevoerd door de deskundige Slim. Mei, 2002.

"Beschrijvende bodemonderzoeken met betrekking tot fabrieksterreinen en stortplaatsen van Union Minière te Overpelt". Algemene samenvatting. April 2001.

Karakteristieken van de verontreiniging

De karakteristieken van de verontreiniging ter hoogte van de site Overpelt werden op basis van de vermelde rapporten samengevat.

Een overzicht van de ligging van de site en de verschillende deelterreinen wordt gegeven in Figuur 3.14.



Figuur 3.14: ·Ligging van het fabrieksterrein en de deelsites ter hoogte van de site Overpelt (figuur niet op schaal)

Algemene informatie

Er worden 4 deelterreinen onderscheiden namelijk:

- Fabrieksterrein.
- Oud Goethiet.
- Gesaneerd gemengd stort (GGS).
- Nieuw Goethiet.

(in de onderzoeksdossiers worden de deelterreinen Oud Goethiet en GGS meestal samen besproken)

- Lambert coördinaten van de deelsites:
  - Fabrieksterrein: 221600 – 214425.
  - Oud Goethiet: 221000 – 213825.
  - Gesaneerd gemengd stort (GGS): 220950 – 214050.
  - Nieuw Goethiet: 222000 – 213750.
- Topografische peil fabrieksterrein: +/- 44 m TAW.
- Oppervlaktes:
  - Fabrieksterrein: 46 ha.
  - Oud Goethiet: +/- 6,2 ha.
  - Gesaneerd gemengd stort (GGS): 5 ha.
  - Nieuw Goethiet: 6,5 ha.
- Freatisch grondwaterpeil: afhankelijk van de deelsite tussen 1 – 5 m-mv.

Onverzadigde zone:

- De totale site is verontreinigd met zware metalen waarvoor de bodemsaneringsnorm meerder malen wordt overschreden.
- Er is een duidelijk heterogene verspreiding op het terrein vast te stellen.

- Er werden op de site al een reeks saneringsmaatregelen uitgevoerd waardoor de verspreiding van pollutie vanuit de onverzadigde zone verminderd is.

Verzadigde zone:

- De volgende geologische opbouw wordt ter hoogte van de site omschreven:

Tabel 3.5: Overzicht van de geologische opbouw en hydrogeologische karakteristieken hoogte van de site Overpelt

Geologische laag	HCOV	dikte (m)	K (m/d)	S_y	S_x (* 10^{-4})
Zand van Lommel	0151 of 0171	5 tot 10	18 tot 20	0,1 - 0,23	-
Kwartszand van Maatheide	0232	35	20	-	10 - 50
Spriethorizont van Maat	0232	2 tot 5		-	
Kwartszand Mol Donk	0232	35	13	-	7
Zand van Kasterlee	0251	70	16	-	4
Zand van Diest	0252	180	10 tot 14	-	0,7
Zand van Antwerpen	0254	80 tot 100	6 tot 8	-	20

K hydraulische geleidbaarheid (op basis van pompproeven)
Sy bergingscoëfficient freatisch deel van de watervoerende laag
Sx bergingscoëfficient afgesloten deel van de watervoerende laag

HVOC 0151 is onderdeel van de deklaag die aan het Soresma ondergrondmodel is toegevoegd. HVOC 0171 is onderdeel de 1ste quartaire aquifer. HVOC 0232 betreft de 3e tertiaire aquifer. HCOV 0251, 0252 en 0254 zijn gezamenlijk opgenomen in de 4e tertiaire aquifer.

- Verontreiniging fabrieksterrein: verontreinigd met Cd, Zn, sulfaten en bijkomend Cu, Ni en Pb. Verontreiniging aangetroffen tot meer dan 100 m-mv.
- Verontreiniging nieuw goethietbekken: heterogeen verspreid maar voornamelijk verontreiniging ter hoogte van de voet van de noorddijk van het bekken. Overschrijdingen van de norm voor grondwater voor de parameters Zn en Cd.
- Oud goethietbekken en GGS: belangrijkste verontreinigingen worden aangetroffen ten noorden en ten westen van het oud goethietbekken en aan de noordrand van het GGS.
- Algemeen blijkt dat de verontreiniging in het grondwater voornamelijk ter hoogte van de deelsites zelf aanwezig is.

Verontreiniging met Cadmium:

- *Cadmium – fabrieksterrein*:

  Opdeling in een oostelijk en een westelijk deel van de site.
  Oostelijk deel:
  Oostrand van het perceel:
  grondwater (tot 120 m-mv) concentraties tot enkele honderden µg/l.
  Oostelijk deel van het terrein:
  ondiep grondwater (tot 40 m-mv) sterke verontreiniging met concentraties van enkele 1000 tot 500000 µg/l (top van watervoerende laag)
  grotere diepte 100 tot enkele 1000 µg/l.

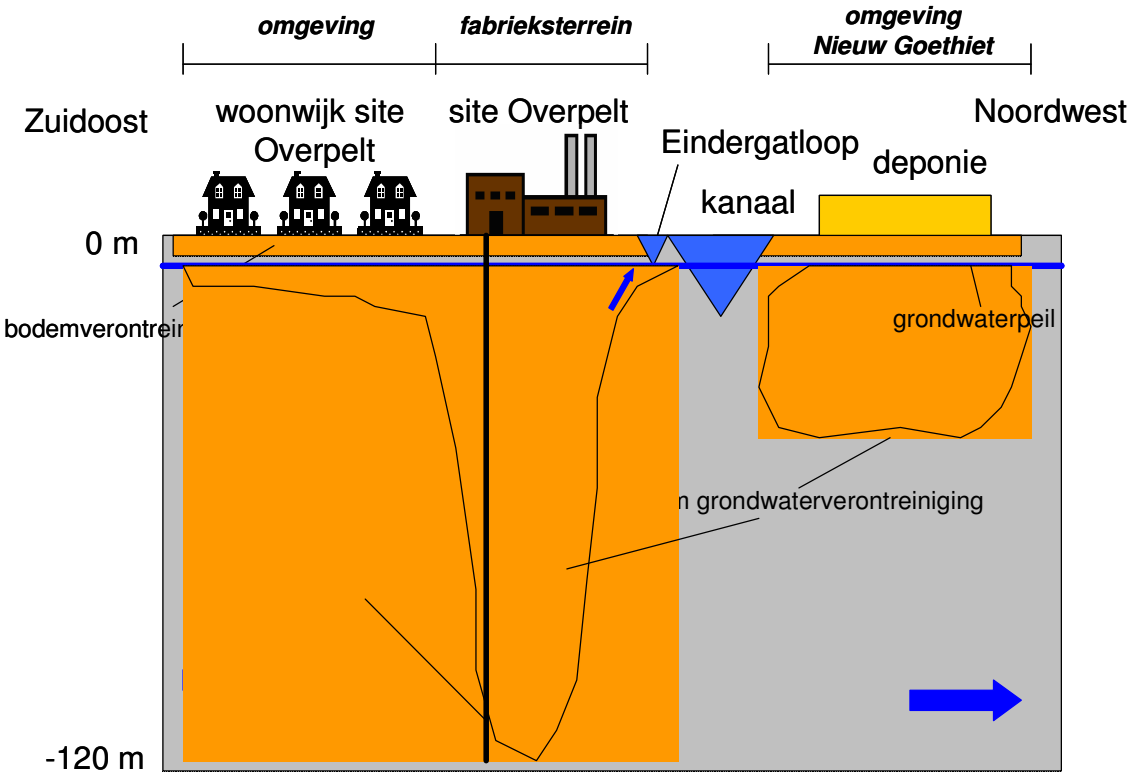
Westelijk deel:
Westrand van het perceel:
ondiep grondwater tot 40 m-mv verontreiniging concentraties van enkele 100 tot 1000 µg/l.
grotere diepte (tot 100 m-mv) in de orde van 6 µg/l.
Westelijk deel van het terrein:
ondiep grondwater tot 40 m-mv verontreiniging concentraties van enkele 100 tot 1000 µg/l.
grotere diepte (40 - 100 m-mv) in de orde van enkele 100 tot 10000 µg/l
tussen 100 en 120 m-mv zijn de aangetroffen concentraties in de orde van minder dan 1000 µg/l.

- *Cadmium – Nieuw goethietbekken*:
  ondiep grondwater overschrijding van de saneringsnorm tot 1000 µg/l(tot 40 m-mv).
- *Cadmium – Oud goethietbekken / GGS*:
  ondiep grondwater concentraties van enkele 100 tot 2800 µg/l.
- *Cadmium – omgeving* (= buiten het terrein, stroomopwaarts van de site)
- tot 1,5 km ten zuiden van de site werden metingen in de BBO's opgenomen. Daaruit blijkt dat de concentraties meerdere malen de norm overschrijden. Deze waarden zijn het gevolg van de depositie.

- Verontreiniging met Zink:
- *Zink – fabrieksterrein*:
  opdeling in een oostelijk en een westelijk deel van de site
  Oostelijk deel:
  Oostrand van het perceel:
  over heel het profiel (tot 120 m-mv) waarden tussen 100 en 5500 µg/l
  Oostelijk deel van het terrein:
  ondiep grondwater (tot 40 m-mv) sterke verontreiniging met concentraties van meerdere 1000 tot 32000 µg/l
  dieper grondwater (40 – 110 m-mv) waarden tussen 1000 en 28000µg/l
  Westelijk deel:
  Westrand van het perceel:
  ondiep grondwater (tot 40 m-mv) sterke verontreiniging met concentraties van meerdere 1000 tot 220000 µg/l
  dieper grondwater (40 – 100 m-mv) tussen 100 en 2300 µg/l
  dieper waarden kleiner dan de BSN
  Westelijk deel van het terrein:
  ondiep grondwater (tot 40 m-mv) sterke verontreiniging met concentraties van meerdere 10000 tot 240000 µg/l.
  dieper grondwater (40 – 120 m-mv) tot 110000µg/l.
- *Zink – Nieuw goethietbekken*:
  ondiep grondwater concentraties van enkele 1000 tot 54000µg/l.

- *Zink – Oud goethietbekken / GGS:*
  ondiep grondwater concentraties van enkele 1000 tot 200000 µg/l.
- *Zink – omgeving* (= buiten het terrein, stroomopwaarts van de site)
- tot 1,5 km ten zuiden van de site werden metingen in de BBO's opgenomen. Daaruit blijkt dat de concentraties meerdere malen de norm overschrijden tot 5320 µg/l. Deze waarden zijn, het gevolg van de depositie.

Een schematische weergave van de verontreiniging wordt gegeven in Figuur 3.15.



Figuur 3.15: ·Schematische weergave van de verontreinigingstoestand site Overpelt

Afperking van de verontreiniging en input in de modelstudie

- Voor de metalen zink en cadmium werd een globale afperking bekomen, deze werd opgenomen in het BBO. Op basis van deze afperking en de concentraties die vastgesteld werden kan een beeld bekomen worden van de omvang en vracht van de verontreiniging.
- Voor de grondwatermodelstudie wordt, op basis van de verzamelde gegevens van 2002, de volgende input van concentraties voorgesteld:

Tabel 3.6: Overzicht van de omvang van de verontreiniging zoals in te voeren in de modelberekening (toestand 2001)

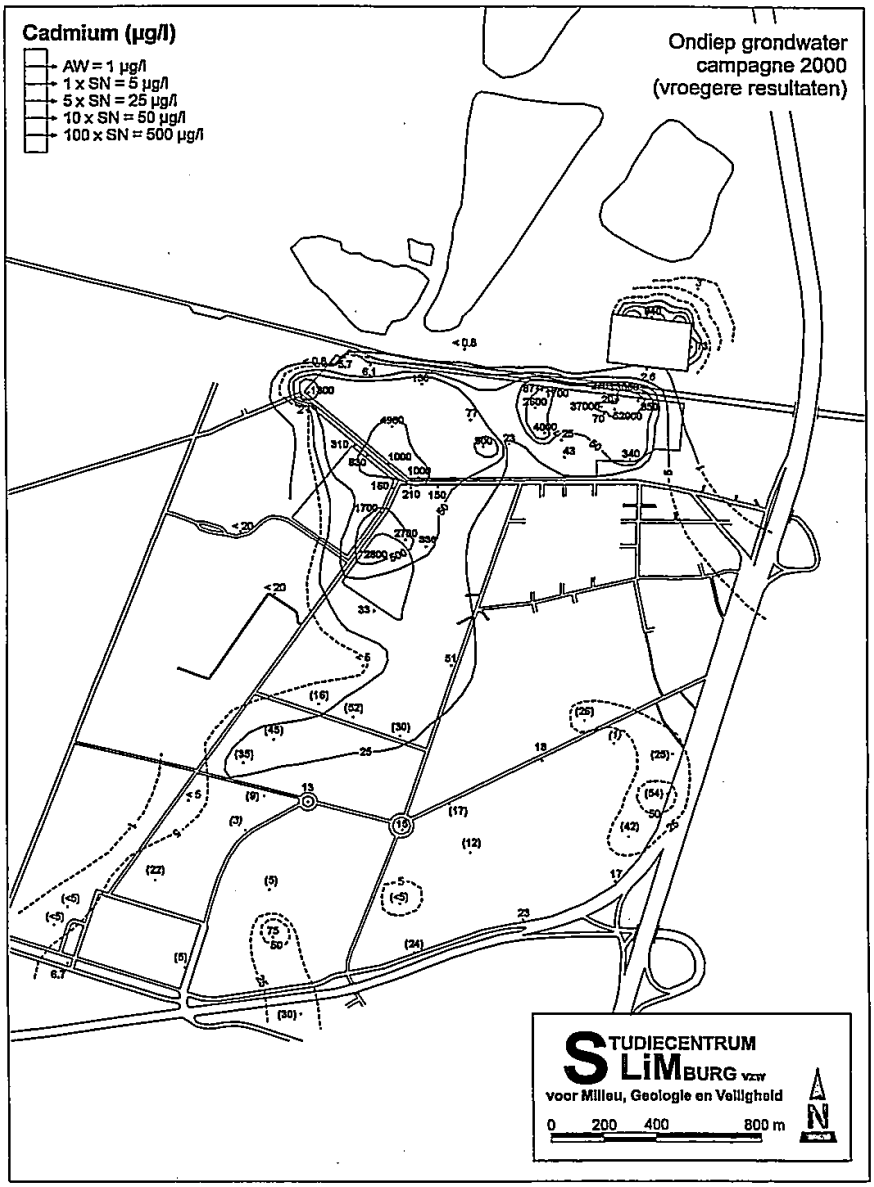
deel verzadigde zone	fabrieksterrein - oost			fabrieksterrein west			nieuw goethiet			oude goethiet + GGS		
	opp	Cd	Zn	opp	Cd	Zn	opp	Cd	Zn	opp	Cd	Zn
	(*)			(*)			(*)			(*)		
	(ha)	(µg/l)	(µg/l)	(ha)	(µg/l)	(µg/l)	(ha)	(µg/l)	(µg/l)	(ha)	(µg/l)	(µg/l)
0 - 40 m-mv	23	10000	10000	23	1000	50000	6,5	500	25000	6 + 5	1000	50000
40 - 100 m-mv	23	500	5000	23	5000	25000						
100-120 m-mv	23		500	23	500	50000						

(*) oppervlaktes afgeleid van de afperking van de grondwaterverontreiniging met zink (BBOs, 2001 & 2002)

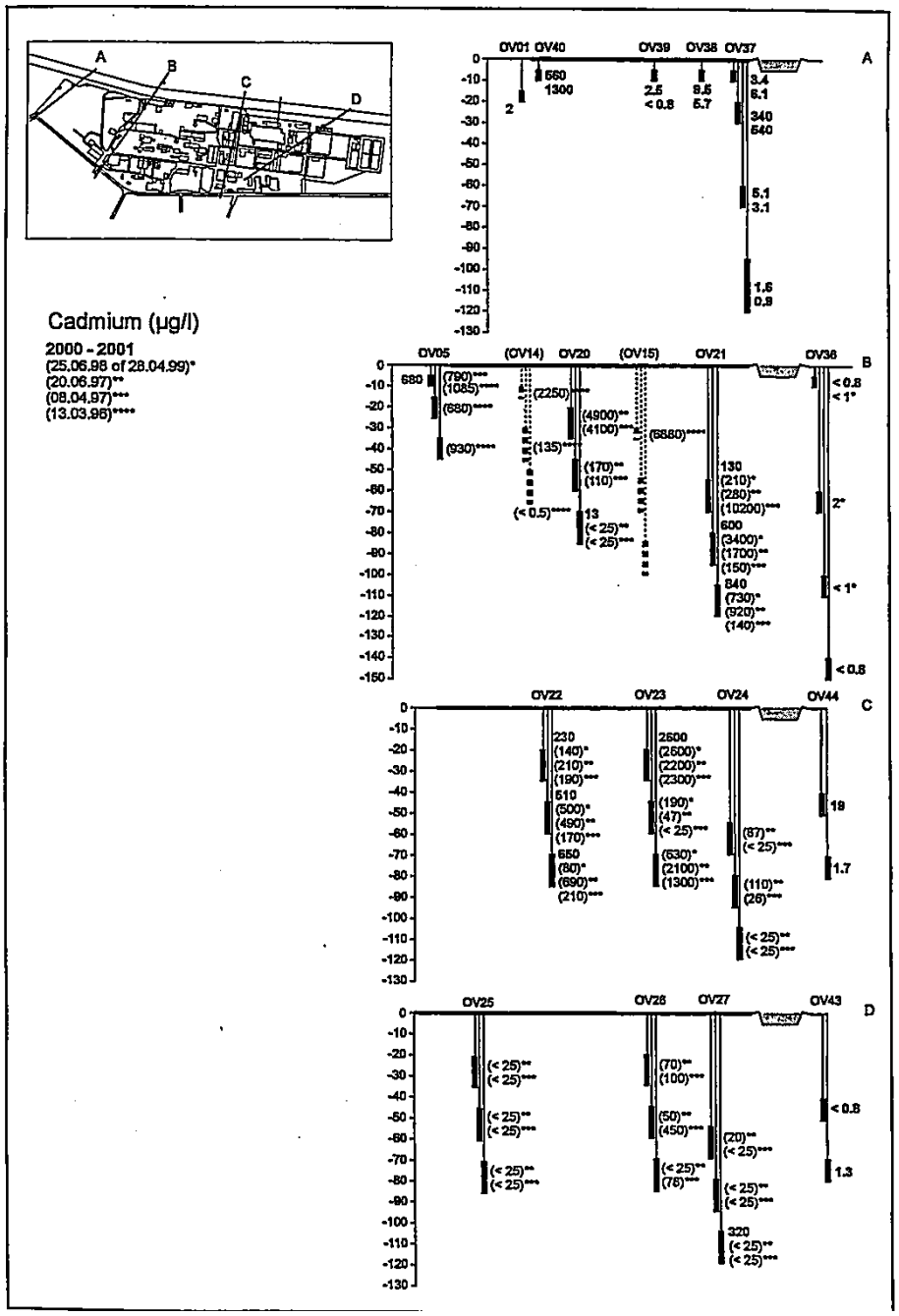
oppervlaktes in verhouding oppervlakte van de sites daar de verontreiniging globaal onder de sites aangetroffen wordt

De afperking van de grondwaterverontreiniging wordt gegeven in Figuur 3.16 en Figuur 3.17.

Gezien het niet direct voorzien is om op deze site de vuilvrachten aanwezig in het grondwatersysteem te verwijderen, er werd namelijk aangetoond dat de verspreiding beperkt is, kunnen deze concentraties globaal van dezelfde orde blijven voor langere tijd. Dit betekent dat deze waarden als grensvoorwaarde in een stoftransportmodellering kunnen aangehouden blijven voor meerdere tientallen jaren.



Figuur 3.16: ·Site Overpelt: afperking grondwaterverontreiniging cadmium ondiep grondwater (ref. beschrijvend bodemonderzoek)



Figuur 3.17: ·Site Overpelt: afperking grondwaterverontreiniging cadmium in het vertikaal profiel (ref. beschrijvend bodemonderzoek)

3.2.2.3 Site Maatheide

Situering

De site “Maatheide” (voormalige GM-terrein) was een pollutiekern met een zware verontreiniging aan Zn, Cd, Pb en Cu in de oppervlakkige puinlaag. De verontreiniging was niet gelijkmatig verdeeld daar bij de afbraak van de gebouwen van de voormalige zinkfabriek puin, roosterassen en andere afvalproducten willekeurig over het terrein verspreid werden. Algemeen wordt dus een belangrijke diffuse verontreiniging door o.a. Zn en Cd op het terrein vastgesteld. Door o.a. het hergebruik van de industriële restproducten (assen en slakken verwerkt in wegfunderingen) zijn talrijke secundaire verontreinigingsbronnen ontstaan. Niet alleen de bodem is verontreinigd maar ook het ondiep grondwater. In de kern van de voormalige fabrieksgebouwen worden tot op grote diepte hoge gehalten aan Zn en Cd aangetroffen.

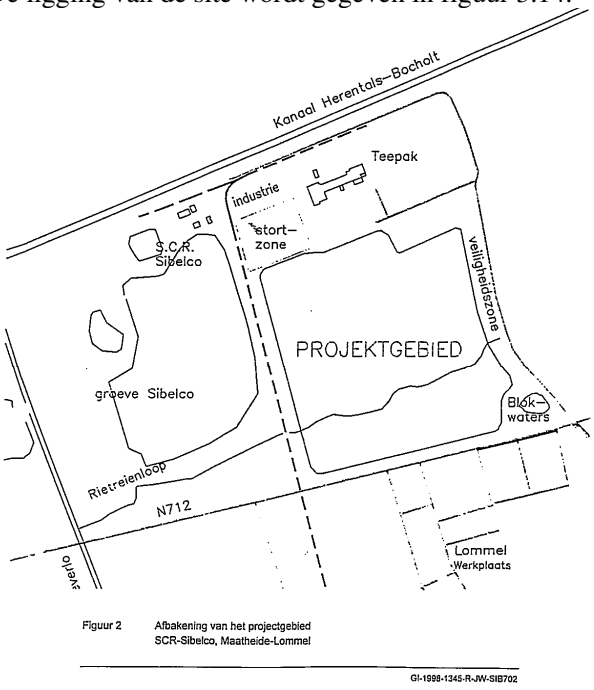
Ter hoogte van het voormalige GM-terrein werd een sanering uitgevoerd waarbij de bovenste sterk verontreinigde grond voor een groot deel weggenomen werd.

Geraadpleegd rapport

“Bodemsaneringsproject Maatheide, uitgevoerd door Lisec 1999”

Karakteristieken van de verontreiniging

De informatie betreffende de terreintoestand en de uitgevoerde sanering wordt hieronder samengevat weergegeven op basis van de informatie die in rapport van Lisec teruggevonden wordt.
De ligging van de site wordt gegeven in figuur 3.14.



Figuur 3.18: ·Site Maatheide: schematische weergave van de ligging (nu projectgebied voor ‚zandwinning), (ref. bodemsaneringsproject). Regionale ligging van de site zie figuur 2.2.

Algemene informatie:

- Lambert coördinaten centrum van de site: 211550 – 214520.
- Topografische peil: +/- 46 m TAW.
- Oppervlakte van de fabrieksterreinen: 180 ha (gesaneerde opp: 130 ha).
- Freatisch grondwaterpeil: 44 mTAW (+/- 2 m-mv).

Geologische opbouw

De volgende geologische opbouw wordt ter hoogte van de site omschreven:

Tabel 3.7: ·Overzicht van de geologische opbouw en hydrogeologische karakteristieken ter hoogte van de site Maatheide

Afzetting	HCOV	dikte (m)	K (m/d)
Pleistocene terrasafzettingen 0232	10		
Formatie van Mol	0232	90	
Formatie van Kasterlee	0251	10	
Formatie van Diest	0252	110	12
(Zand van Dessel)	0252	30	5
Formatie van Berchem	0254	70	2

Indeling van de Pliocene afzettingen behorend tot de formatie van Mol:

MlMh : Formatie van Mol : lid van Maatheide (wit kwartszand, bruingekleurd door humusinfiltratie ; vooral ten oosten van breuk van Rauw, Vroeger : Mol Supérieur);

MlMa : Laag van de Maat : zwarte sprietlaag (soms ook witte klei) van ongeveer 2 m dik, maar niet continue;

MlDo : Formatie van Mol : lid van Mol Donk, wit goed gesorteerd kwartszand, het vroegere Mol Inférieur.

HCOV : voor deze afzettingen slechts één code: 0232, deze is als 3^{e} tertiaire aquifer in het Soresma ondergrondmodel opgenomen

De formaties van Kasterlee, Diest en Berchem zijn gezamenlijk als 4^{e} tertiaire aquifer in het Soresma ondergrondmodel opgenomen.

Onverzadigde zone

Uitgevoerde sanering:

De voormalige zinkfabriek werd in 1974 afgebroken, de terreinen hebben daarna een hele tijd braak gelegen. De sanering omvatte het verwijderen van de sterk verontreinigde toplaag en dit over een oppervlakte van 133 ha. De afgegraven gronden werden gestockeerd in een gecontroleerd stort. Daar de grootste verontreiniging aanwezig was in de toplaag van +/- 1,2 m dikte is door deze afgraving een groot deel van de vuilvracht verwijderd. Maar gezien het grondwater zich bevindt op enkele meter onder het maaiveld bleef er wel nog verontreiniging in de onverzadigde zone aanwezig zodat dit tijdens de zandwinning in rekening gebracht moet worden.

- Verzadigde zone

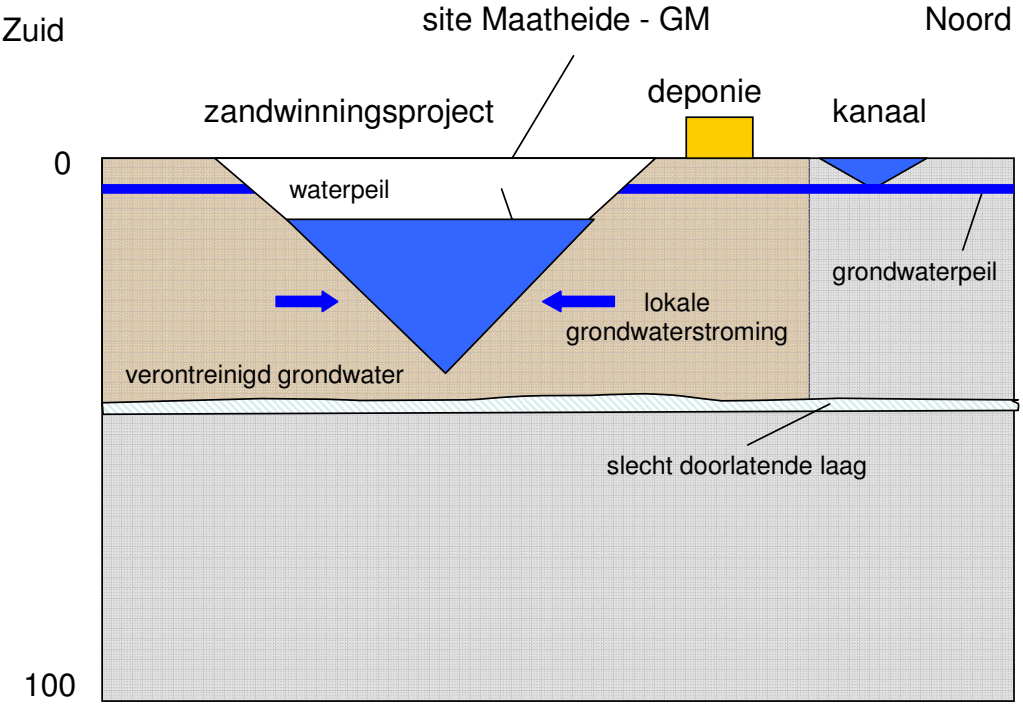
Grondwaterstroming

Juist ten oosten van de site is de waterscheidingslijn tussen het Maas- en het Scheldebekken gelegen. De site Maatheide zelf is gelegen in het Scheldebekken dus globale stroming van het grondwater is westwaarts.

Grondwaterwinning
Ten oosten van de site is eveneens een grondwaterwinning van de Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening (VMW) gelegen (aangegeven op de 2de figuur te vinden in Bijlage 4). Deze winning bevat een 10-tal winningsputten waaruit water ontrokken wordt uit de Zanden van Diest (Formatie van Diest). Een debiet in de orde van $10^6 m^3$ wordt jaarlijks onttrokken.
Aangetroffen concentraties in grondwater
De aangetroffen concentraties voor Zn en Cd variëren sterk in functie van de diepte en de locatie. Voor Zn komen concentraties tussen 0,2 en 320 mg/l voor op dieptes tussen 0 en 40 m-mv. Voor Cd zijn de concentraties gelegen tussen 14 en 1650 µg/l. De aangetroffen verontreiniging is niet homogeen verdeeld, vertoont minder hoge concentraties en heeft dus zeker niet de "omvang" zoals de verontreinigingen aangetroffen te Overpelt en Balen.
Kd waarden voor de site:
Voor de geologische opbouw van de site werden een aantal Kd waarden voor zink bepaald. Deze worden Ter hoogte van de site werden de volgende waarde gehanteerd:
MIMh (diepte 8 – 10 m-mv): 1 tot 18 l/kg
MIMh (diepte 18 – 20 m-mv): 8 l/kg
MIMa (diepte 37 m-mv): 1 l/kg
MIDo (diepte 38 – 39 m-mv): 1 – 7 l/kg

Zandwinningsactiviteiten:
Op een groot deel van de voormalige fabrieksterreinen werd vanaf 2005 gestart met een zandwinning. Deze activiteiten werden gestart nadat er een sanering op het terrein uitgevoerd werd. De waterplas die door de zandwinning ontstaat wordt ook gebruikt om transportwater te leveren. Een voldoende toevoer van grondwater wordt daarom vereist. Dit wordt bekomen door het waterpeil van de plas, waaruit de zandwinning gebeurt, op een peil te houden zodat een dergelijke toevoer gegarandeerd blijft. Deze toestand blijft behouden tot het einde van de voorziene zandwinning, d.i. 2040. Nadien wordt er aangenomen dat het waterpeil terug in evenwicht komt met het grondwater. Daarna wordt de grondwaterkwaliteit terug beïnvloed door de in de bodemachtergebleven vuilvracht. Dergelijke vuilvracht is achtergebleven op die locaties waar er geen zandwinning uitgevoerd wordt.

Een schematische weergave van de verontreiniging wordt gegeven in Figuur 3.19.



Figuur 3.19: Schematische weergave van de hydrodynamische toestand site Maatheide

Afperking van de verontreiniging en input in de modelstudie

Ter hoogte van de site zijn zink en Cd zijn reeds tot vrij diep (40 – 50 m-mv) in het grondwater aanwezig met concentraties boven de bodemsaneringsnorm. Dit is duidelijk meer uitgesproken het geval voor de parameter Zn daar voor Cd de concentraties véél lager zijn en eigenlijk beperkt tot enkele "hot-spots". Er valt op te merken dat de aangetroffen verontreiniging redelijk goed onder de site te blijft, m.a.w. de verplaatsing in horizontale richting is relatief beperkt. Dit heeft vermoedelijk temaken met de Kd waarde van de betreffende laag zodat Zn goed aan het korrelskelet blijft plakken (hoog gehalte aan organisch materiaal van MlMh-zand).
De zandontginning zorgt ervoor dat een groot deel van de verontreiniging verwijderd wordt maar niettegenstaande er tot 40 m-mv ontgonnen en rekening houdend dat er met een talud van 1:4 – 1:5 moet gewerkt worden zal er een deel van de pollutie achterblijven en uiteindelijk wel een verdere bijdrage aan de grondwaterverontreiniging leveren.

Voor de periode tot 2040 wordt voorgesteld om voor deze site in het grondwater geen vuilvracht als randvoorwaarde op te geven gezien de gunstige hydrodynamische situatie als gevolg van de zandwinningsactiviteiten (zie hierboven). Na de periode van zandwinning, dus na 2040, worden de randvoorwaarden gegeven in tabel 4 voorgesteld:

Tabel 3.8: ·Overzicht van de voorgestelde omvang van de verontreiniging zoals in te voeren in de modelberekening voor de berekeningen na 2040.

deel verzadigde zone	fabrieksterrein		
	opp	Cd	Zn
	(1)	(2)	(2)
	(ha)	(µg/l)	(µg/l)
25 - 50 m-mv	133	50	2000
(1) oppervlaktes = oppervlakte gesaneerde site			
(2) raming concentraties			

3.2.2.4 Budel

Op het bedrijfsterrein van Budelco B.V. (tegenwoordig Nyrstar) zijn verschillende milieutechnische onderzoeken uitgevoerd (MER, 1994). Uit deze onderzoeken is naar voren gekomen, dat het grondwater onder het bedrijfsterrein verontreinigd is met voornamelijk Zn, Cd, en sulfaat. De belangrijkste oorzaken daarvoor zijn de uitloging van kelderassen (toegepast als ophoogmateriaal) en de lekkage uit jarosietbekkens. Voor Zn en Cd zijn concentraties boven de interventiewaarde aangetoond tot een diepte van respectievelijk 33 en 25 m - mv. Sulfaat is in verhoogde concentraties aangetroffen tot 70 m - mv. Dichtheid gedreven stoftransport speelt hierbij waarschijnlijk een belangrijke rol als ook lekkage van H_2SO_4.

De hoogste concentraties zijn aangetoond op het westelijke terreingedeelte, waar de productieactiviteiten plaatsvinden en het terrein het meest is opgehoogd met kelderassen. Dit gebied kan worden gezien als het belangrijkste brongebied van de verontreinigingen. Van daaruit zijn verontreinigingen met het grondwater verplaatst in oostelijke richting, waarbij de diepte van voorkomen is toegenomen. Zo komen oostelijk van het fabriekscomplex de verhoogde concentraties voor op circa 40 m - mv. Maar ook ondiep (op circa 3 m –mv) worden op het oostelijke terreingedeelte hoge concentraties aangetoond. Deze verontreinigingen zijn, vrijwel zeker, niet afkomstig van het 'brongebied' op het westelijke terreingedeelte, maar uit een van de jarosietbekkens. Deze verontreinigingen zullen zich in noordelijke tot noordoostelijke richting verplaatsten met een snelheid van 15 a 25 meter per jaar.

Er is een schatting gemaakt van de hoeveelheden verontreiniging onder de grondwaterspiegel (Budelco, GD, Tauw, Risico-evaluatie, 1993). Op basis van deze onderzoeken kan de hoeveelheid verontreinigd water onder het hele terrein worden geschat op 40 miljoen m^3.

Halverwege de jaren 90 van de vorige eeuw is een Geohydrologisch Beheers Systeem (GBS) op het terrein operationeel geworden op de verspreiding van verontreinigd grondwater te stoppen. Uiteraard wordt deze in het model meegenomen. De grondwaterverontreiniging binnen het GBS heeft geen invloed op de regionale grondwaterkwaliteit en belasting van het oppervlaktewater. Deze wordt daarom niet in het regionale grondwatermodel opgenomen.

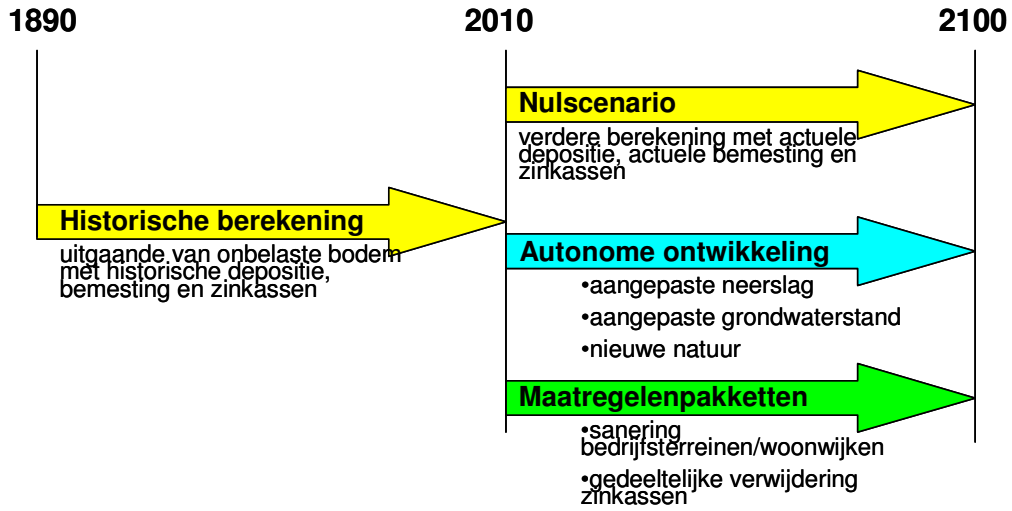
4 Modellering onverzadigde zone

4.1 Inleiding

In het model voor de onverzadigde zone wordt de uitspoeling van Cd en Zn onderaan de onverzadigde zone berekend. Er is initieel uitgegaan van een onbelaste bodem waarop zware metalen worden afgezet door atmosferische depositie, toediening van meststoffen of zinkassen. Na verloop van tijd zijn de metalen door de bodem getransporteerd en spoelen ze onderaan het bodemprofiel uit. In het model voor de onverzadigde zone wordt deze uitspoeling dynamisch berekend en voor elke modelcel als een tijdsreeks van vijfjaarlijks gemiddelde concentraties doorgegeven naar het model voor de verzadigde zone dat deze fluxen als invoer gebruikt (zie Hoofdstuk 6).

In Figuur 4.1 wordt een overzicht gegeven van alle berekeningen die uitgevoerd zijn. In eerste instantie is er een historisch model opgesteld dat start bij het begin van de bedrijfsactiviteiten (1890) en op basis van de gereconstrueerde historiek van atmosferische depositie, mesttoediening en toepassing van zinkassen de huidige concentraties (toestand 2010) in bodem en grondwater berekent. Deze concentraties zijn vergeleken met beschikbare metingen om het model te valideren.

In een volgende fase is dit model gebruikt voor verschillende toekomstberekeningen (2010-2100): onder niet-veranderde omstandigheden (nulscenario), bij autonome ontwikkeling (klimaatsverandering en inrichting nieuwe natuur) en bij het invoeren van maatregelenpakketten (sanering Vlaamse terreinen en verwijdering zinkassen). Deze toekomstberekeningen worden besproken in het rapport van fase 3.



Figuur 4.1: Overzicht van de verschillende rekenscenario's gebruikt in de modellering van de onverzadigde zone.

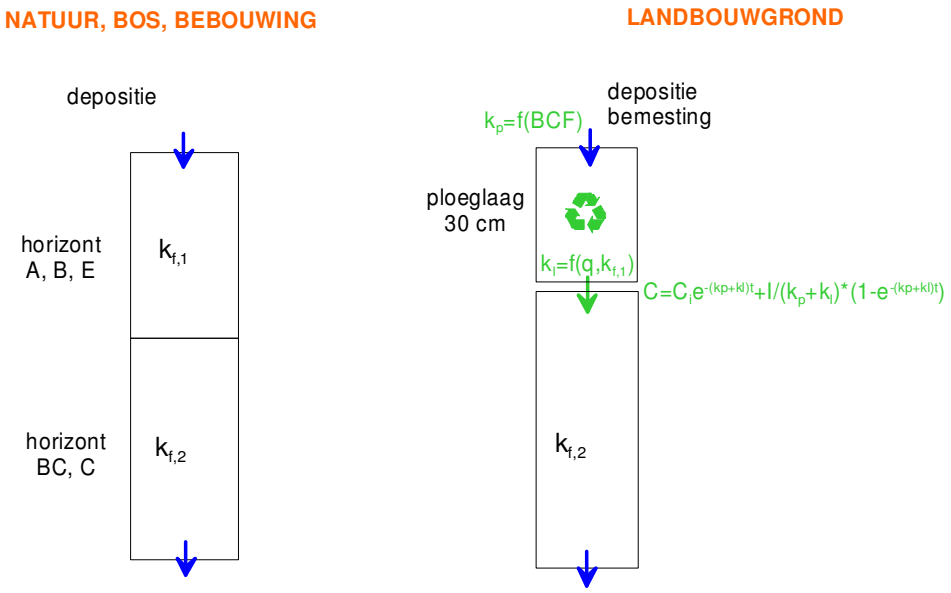
4.2 Modelprincipes

De uitspoeling van Cd en Zn uit de onverzadigde zone wordt berekend met het model HYDRUS-1D (Simunek et al., 2005). HYDRUS-1D is een numerieke eindige elementen code die waterstroming en stoftransport in één dimensie in variabel

verzadigde media simuleert. De code lost de Richards' vergelijking op voor waterstroming en de convectie-dispersie vergelijking voor stoftransport.

Het modeldomein is voor de modellering van de onverzadigde zone opgedeeld in 1-dimensionale bodemkolommen. Voor elk van deze kolommen wordt waterstroming en metaaltransport gesimuleerd met HYDRUS-1D. De waterstroming is bepaald door een constante waterflux gelijk aan de netto-neerslag met als onderste randvoorwaarde de grondwatertafel (een drukhoogte gelijk aan 0 onderaan de onverzadigde zone).

Een schematisch overzicht van de 1D-bodemkolommen is gegeven in Figuur 4.2. Er is een onderscheid gemaakt naar landgebruik: de berekeningen verschillen voor natuur, bos of bebouwing ten opzicht van landbouwgronden.



Figuur 4.2: Schematisch overzicht van de 1D-bodemkolommen voor de onverzadigde zone.

Voor landgebruik natuur, bos of bebouwing wordt een gelaagd bodemprofiel (2 lagen) beschouwd. Metalen worden aangevoerd bovenaan het profiel door atmosferische depositie. Sorptie in de bodem wordt beschreven met een Freundlich-isotherm (voor elk van de bodemlagen). Uitspoeling onderaan het bodemprofiel wordt berekend met HYDRUS-1D.

Voor landbouwgronden wordt de ploeglaag (bovenste 30 cm) apart beschouwd als een perfect gemengde laag waar metalen worden aangevoerd door atmosferische depositie en bemesting en worden afgevoerd via plantopname en uitspoeling. De concentratie in de ploeglaag wordt beschreven door:

$$C_b = C_i e^{-(k_p+k_l)t} + \frac{I}{k_p + k_l}(1 - e^{-(k_p+k_l)t}) \qquad [4\text{-}1]$$

met: C_b de totale concentratie in de ploeglaag (mg kg^{-1})
C_i de initiële concentratie (mg kg^{-1})
k_p de plantopname coëfficiënt (j^{-1})

k_l de uitspoelingscoëfficiënt (j^{-1})
t de tijd (j)
I de totale belasting (mg kg^{-1} j^{-1})

De plantopname coëfficiënt k_p wordt gegeven door:

$$k_p = BCF \cdot \frac{Y}{\rho d} \qquad [4\text{-}2]$$

met BCF de bioconcentratiefactor (kg droge stof/kg versgewicht)
Y de gewasopbrengst (kg versgewicht m^{-2} j^{-1})
ρ de dichtheid van de bodem (kg droge stof m^{-3})
d de dikte van de ploeglaag (m)

De bioconcentratiefactor BCF is gelijk aan:

$$BCF = \frac{C_{plant}}{C_b} \qquad [4\text{-}3]$$

met C_{plant} de concentratie metaal in de plant (mg/kg versgewicht)

De uitspoelingscoëfficiënt k_l tenslotte wordt gegeven door:

$$k_l = \frac{q}{d} \frac{1}{(\theta_{w,s} + \rho k_f n C_w^{n-1})} \qquad [4\text{-}4]$$

met q de netto-neerslag (m j^{-1})
θ_w het volumetrisch vochtgehalte in de bodem (m^3 m^{-3})
k_f de Freundlich constante voor sorptie
n de exponent van de Freundlich isotherm (-)
C_w de opgeloste metaalconcentratie

Voor een verdere toelichting bij het model voor de ploeglaag wordt verwezen naar Seuntjens et al. (2006). De tijdsreeksen van opgeloste metaalconcentraties in de ploeglaag (berekend via vergelijking [4-1] en de Freundlich-isotherm) worden gebruikt als bovenste randvoorwaarde voor de HYDRUS-berekening. Met HYDRUS wordt het transport van Cd en Zn doorheen de onderliggende bodem en de uitspoeling onderaan de onverzadigde zone berekend.

Voor de modellering van de uitspoeling uit de onverzadigde zone is het modeldomein verdeeld in een grid van cellen van 200 m x 200 m, dat geeft een totaal van 58705 cellen. Voor elk van deze cellen zijn de kenmerken bepaald uit de beschikbare regionale informatie en zijn eigenschappen toegekend uitgaande van:

- dominant landgebruik;
- dominant bodemtype;
- gemiddelde netto-neerslag;
- gemiddelde dikte van de onverzadigde zone;
- depositie in het centrum van de cel.

De gridcellen zijn later gegroepeerd in groepen met gelijkaardige eigenschappen (zie 4.3.1) en voor elke groep is een bodemkolom opgesteld waarvoor vervolgens de dynamische uitspoeling van Cd en Zn berekend is met de HYDRUS-1D code. Indien er zinkassen aanwezig zijn in de gridcel is er bij de metaalconcentratie die uitspoelt onderaan de onverzadigde zone nog een extra concentratie bijgeteld in verhouding tot de oppervlakte die de zinkassen innemen in de totale oppervlakte van de gridcel (zie 3.2).

De parameterisatie van de bodemkolommen wordt verder besproken in de volgende paragrafen.

4.3 Modelparameterisatie

4.3.1 Invoertabel en opbouw bodemkolommen

Alle parameters en randvoorwaarden nodig voor de transportberekeningen in de onverzadigde zone zijn samengebracht in een invoertabel die voor elke cel van 200 x 200 meter de tijdsafhankelijke depositie, landgebruik, bodemtype, dikte van de onverzadigde zone en percentage van de oppervlakte van de cel ingenomen door zinkassen geeft (zie Figuur 4.3).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1				TOTDEP 1889	TOTDEP 1985	...	TOTDEP 1965	TOTDEP 1970	netto neerslag (recharge)	% aanwezigheid zinkaswegen in cel 200x200m	bodemgebruik (0)1-4	bodemtype (0)1-7 8-13	dikte OZ
2	nummer cel (200mx200m)	midden cel x (m)	midden cel y (m)										
3													
4	1	199170	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	345.10	0.00	2	2	-999.999
5	2	199370	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	370.68	0.00	1	2	-999.999
6	3	199570	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	362.99	0.00	2	2	-999.999
7	4	199770	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	348.10	0.00	1	1	-999.999
8	5	199970	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	340.21	0.00	1	3	-999.999
9	6	200170	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	339.11	0.00	1	3	-999.999
10	7	200370	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	326.92	0.00	2	3	-999.999
11	8	200570	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	337.06	0.00	2	3	-999.999
12	9	200770	236263	1.8	1.8		1.8	1.8	348.71	0.00	2	2	-999.999
13	...												
14	58699	256770	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	244.56	0.00	0	13	-999.999
15	58700	256970	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	248.09	0.00	0	13	-999.999
16	58701	257170	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	260.66	0.00	0	13	-999.999
17	58702	257370	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	257.05	0.00	0	13	-999.999
18	58703	257570	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	248.91	0.00	0	13	-999.999
19	58704	257770	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	250.69	0.00	0	13	-999.999
20	58705	257970	196663	1.8	1.8		1.8	1.8	233.35	0.00	0	13	-999.999

Figuur 4.3: Overzicht van de invoertabel van parameters voor de onverzadigde zone.

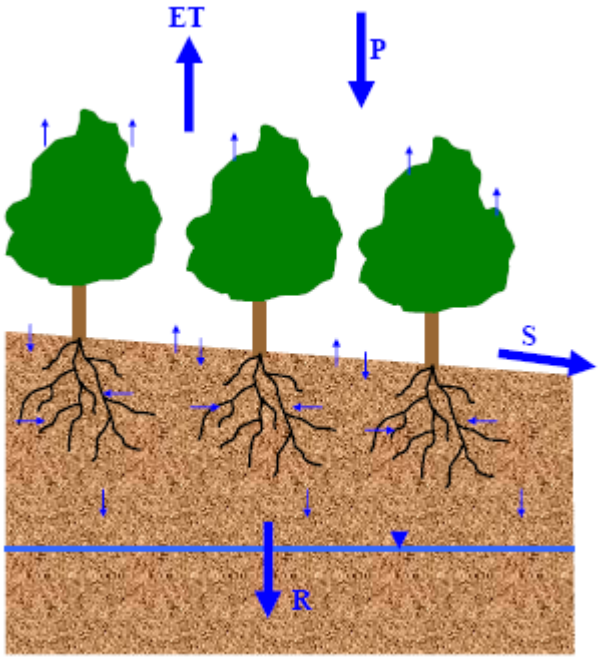
Op basis van deze tabel zijn de parameters (tijdsreeks depositie, netto-neerslag, landgebruik, bodemtype, dikte onverzadigde zone) vervolgens opgedeeld in klassen. Op die manier wordt elke gridcel gekenmerkt door een combinatie van discrete getallen weergegeven in een code. Elke code staat voor een unieke combinatie van invoerparameters die gebruikt wordt om een HYDRUS-1D berekening aan te sturen. De berekende uitspoeling horend bij een code is dan achteraf weer toegewezen aan elke gridcel gekenmerkt door deze code. Voor de historische berekening zijn er voor elk van de twee metalen 15458 berekeningen uitgevoerd (4471 bodemkolommen voor landgebruik landbouw en 10987 bodemkolommen voor ander landgebruik).

De opbouw van de tabel en de codering van de invoerparameters wordt meer in detail besproken in de volgende paragrafen.

4.3.2 Netto neerslag

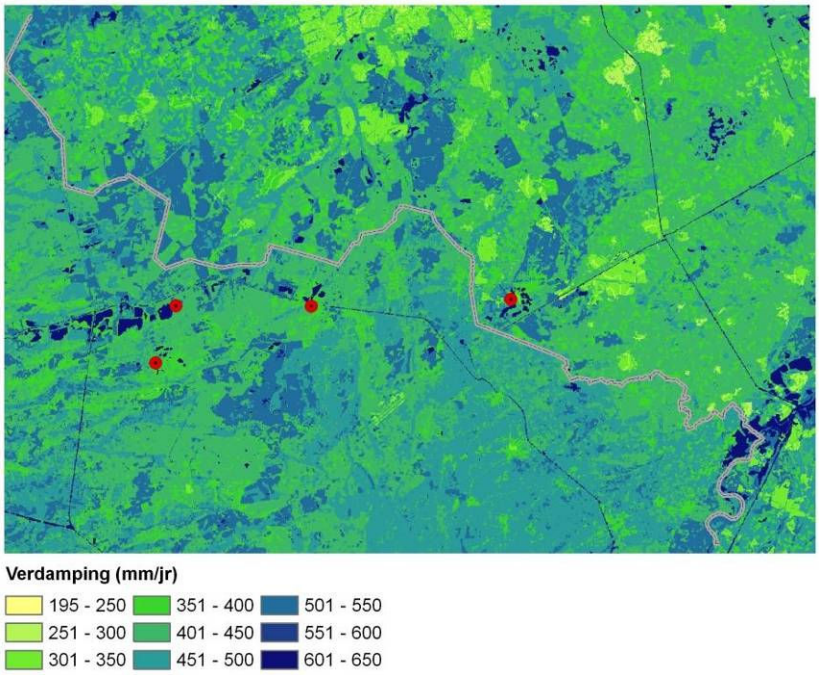
Voor elke gridcel in de invoertabel is de gemiddelde berekende netto-neerslag ingevoerd. De netto-neerslag is berekend met het WETSPASS-model, een code die de grondwateraanvulling berekent rekening houdend met de topografie, de bodemtextuur, het landgebruik, de neerslag, de temperatuur en de oppervlakkige afstroming (Batelaan en De Smedt, 2001). Hierbij wordt rekening gehouden met de topografie, de bodemtextuur, het landgebruik, de neerslag, de temperatuur en de oppervlakkige afstroming. De gemiddelde jaarlijkse grondwatervoeding wordt met dit model met een rastergrootte van 50 bij 50 meter berekend.

De werking van het model is als volgt. De kenmerken van een stroombekken of regio worden beschreven in een raster-GIS, zodat voor een regelmatig patroon van rastercellen de topografie, de bodemtextuur en landgebruiktype gekend zijn. De resolutie kan zeer klein zijn, hetgeen toelaat het gebied zeer gedetailleerd te beschrijven. Er worden GIS-kaarten van neerslag en potentiële verdamping ingevoerd en het model berekent in elke rastercel de oppervlakkige afstroming, de reële verdamping en de infiltratie in functie van de bodembedekking, de interceptie, de evaporatie en de bodemvochttoestand. Het model houdt rekening met de diverse landgebruiktypes. De digitale landgebruikgegevens zijn meestal afgeleid van satellietbeelden. Ook alle voorkomende bodemtexturen, overeenkomstig met de klassen van de Belgische bodemclassificatie kunnen ingebracht worden. Er is een vertaaltabel voor de Nederlandse bodemclassificatie naar de Belgische. Er dienen geen modelparameters gekalibreerd te worden. Alle parameters werden reeds vastgelegd in het model, waarbij de waarden ervan uit de literatuur en voorgaande studies komen. In het model wordt een bekken of regio opgedeeld in een regelmatig raster van rekencellen. Iedere cel kan op zijn beurt bestaan uit een begroeid, onbegroeid, verhard en open water gedeelte. Voor iedere rekencel wordt de waterbalans opgesteld, zoals schematisch is weergegeven in Figuur 4.4 In deze studie wordt de waterbalans berekend voor een zomerseizoen van april tot en met september en een winterseizoen van oktober tot en met maart. De resultaten worden daarna gesommeerd om jaarlijkse gemiddelden te bekomen.

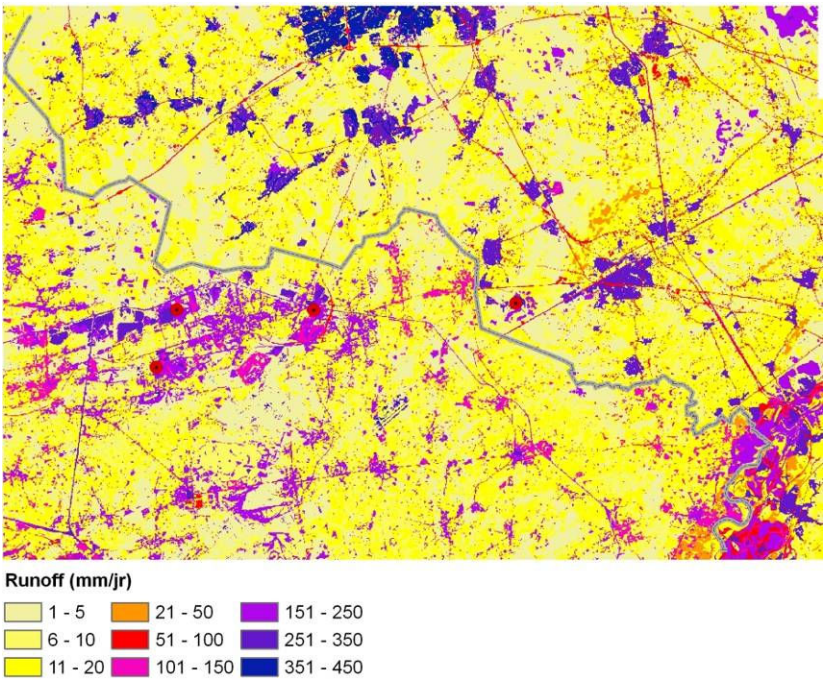


Figuur 4.4: Schematische voorstelling van het WetSpass-model met aanduiding van de verschillende componenten in de waterbalans.

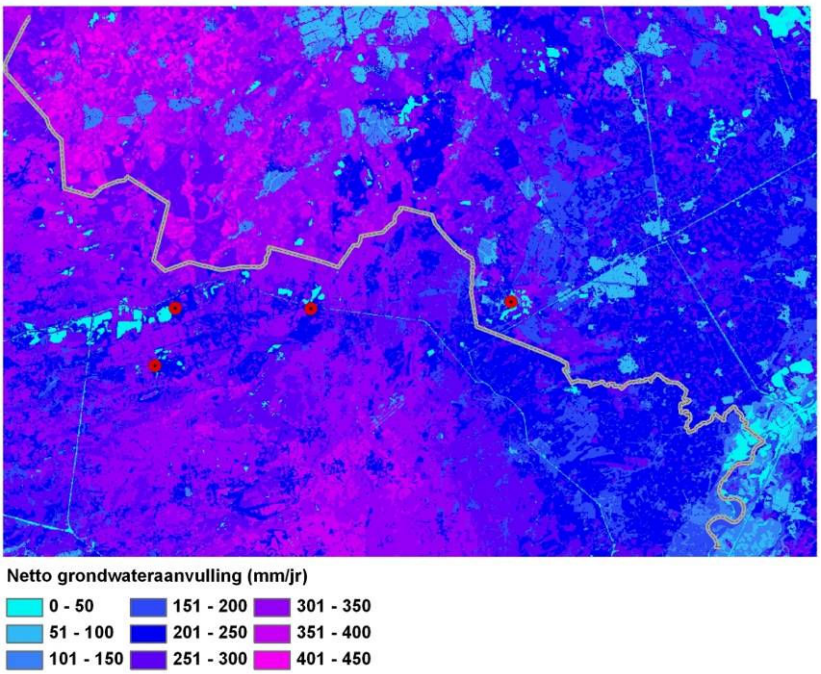
Figuur 4.5, Figuur 4.6 en Figuur 4.7 geven de resultaten van de Wetspass berekeningen voor de grondwateraanvulling: de verdamping, runoff en netto grondwateraanvulling op jaarbasis. In Figuur 4.5 is het open water en de natuurgebieden met een hogere verdamping duidelijk zichtbaar. In Figuur 4.6 is het bebouwde gebied duidelijk ter herkennen door een hoger runoff. De gemiddelde grondwateraanvulling in het gehele modelgebied is 259 mm/jr en het maximum 433 mm/jr. In Figuur 4.7 valt het verschil tussen het Kempisch plateau en de Centrale Slenk op. Op het Kempisch plateau is de grondwateraanvulling net iets hoger dan in de Slenk. Dit heeft te maken met de ontwikkeling van de bodem in beide gebieden. Op het Kempisch plateau is de bodem wat grover waardoor er een snellere infiltratie optreed. Dit resulteert in een hogere grondwateraanvulling. Verder is het open water en het bebouwde gebied met een lagere grondwateraanvulling te herkennen



Figuur 4.5: Verdamping (in mm/jr) volgens Wetspass modellering

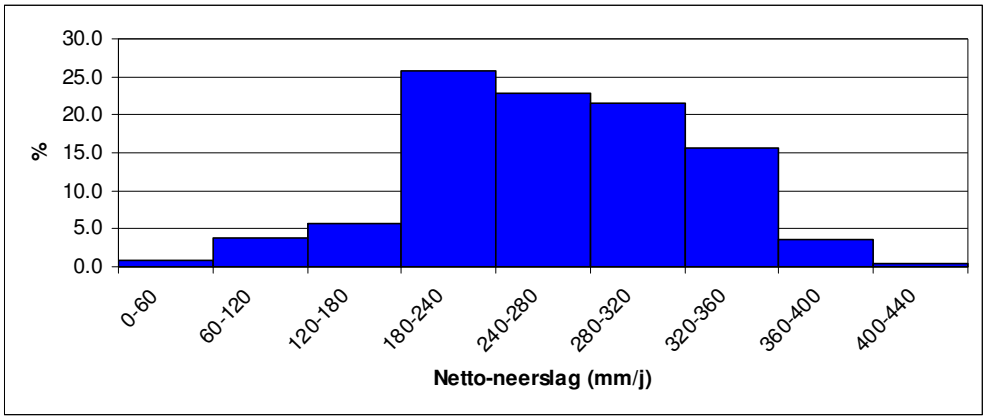


Figuur 4.6: Runoff (in mm/jr) volgens Wetspass modellering



Figuur 4.7: Netto grondwateraanvulling (in mm/jr) volgens Wetspass modellering

De netto-neerslag is voor het opstellen van de bodemkolommen arbitrair ingedeeld in 9 gelijke klassen. De verschillende klassen en de verdeling van de gridcellen over de klassen worden getoond in Figuur 4.8. Als constante flux die opgelegd is aan de 1D-bodemkolommen is telkens het klassegemiddelde gebruikt.

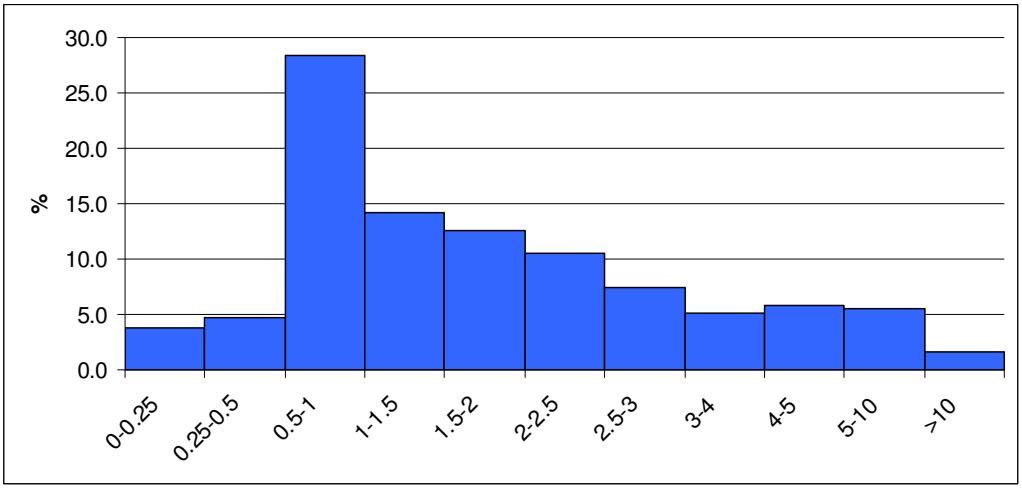


Figuur 4.8: Verdeling van de netto-neerslag over de gridcellen in het modelgebied.

4.3.2.1 *Dikte onverzadigde zone*

Om de dikte van de onverzadigde zone te bepalen is gebruik gemaakt van de berekende grondwaterstand uit het hydrodynamisch model (zie Hoofdstuk 5). De dikte van de onverzadigde zone is voor het opstellen van de bodemkolommen ingedeeld in 11 klassen. De keuze van de klassen is arbitrair, maar er is voor gekozen om de verdeling fijner te maken voor de kleinere diktes omdat cellen met een ondiepe grondwatertafel gevoeliger zijn voor snelle uitspoeling. De verschillende klassen en de verdeling van de gridcellen over de klassen worden getoond in Figuur 4.9. Voor 65% van de gridcellen bevindt de grondwatertafel zich tussen 0,5 en 2,5 meter beneden het maaiveld. Als dikte

van de onverzadigde zone voor de 1D-bodemkolommen is telkens de klasse-ondergrens gebruikt (bijv. voor gridcellen met een dikte van de onverzadigde zone tussen 2 en 2,5 m is een bodemkolom van 2 m diepte opgesteld).



Figuur 4.9: Verdeling van de gemiddelde dikte van de onverzadigde zone in de gridcellen.

4.3.2.2 *Atmosferische depositie*

Voor het hele gebied zijn kaarten van atmosferische depositie opgesteld met een tijdsstap van vijf jaar (zie Figuur 3.5). Om voor elke gridcel een tijdsreeks van atmosferische depositie op te stellen, is de atmosferische depositie in functie van de tijd voor het centrum van de gridcel opgesteld. Om deze tijdsreeksen om te zetten naar invoer voor de 1D-bodemkolommen, zijn de tijdsreeksen ook in klassen ingedeeld. Dat is gebeurd door alle vijfjaarlijkse waarden voor atmosferische depositie in te delen in 63 klassen, arbitrair gekozen maar met een fijnere verdeling voor de lagere waarden omdat deze een veel groter deel van de regio bestrijken (depositie neemt exponentieel af met de afstand tot de fabriek, zie 3.1.1). Elke tijdsreeks van historische atmosferische depositie werd zo omgezet in een opeenvolging van 17 codes (1 voor elke periode van 5 jaar tussen 1890 en 1975) tussen 1 en 63 en op die manier werden 2906 unieke tijdsreeksen bekomen. Van de 58705 gridcellen in het modeldomein kent 37% een achtergronddepositie omdat er geen fabriek aanwezig is binnen een straal van 15 km dus al die gridcellen worden gekarakteriseerd door slechts één tijdsreeks van atmosferische depositie en de 63% andere door 2905 verschillende tijdsreeksen. Omdat atmosferische depositie zo bepalend is voor het verloop en de grootte van de metaaluitspoeling en omdat de historische atmosferische depositie vrij gedetailleerd gereconstrueerd is in deze studie, is ervoor gekozen om voor deze parameter een grote mate van detail te behouden.

4.3.3 *Landgebruik*

4.3.3.1 *Huidig landgebruik*

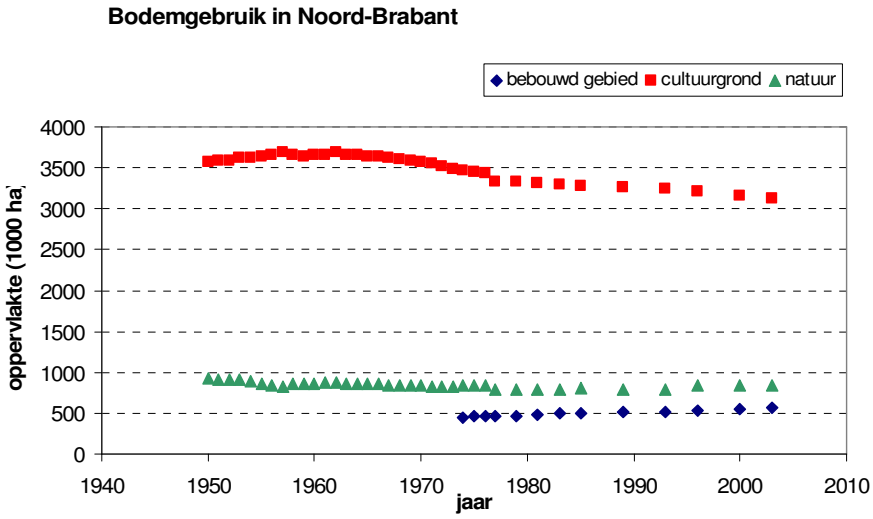
Voor bodemgebruik is er bij het opstellen van de invoertabel uitgegaan van vier verschillende gebruiksklassen: natuur, landbouw, bebouwd (verharding door bebouwing of wegen) en open water. Aan elke gridcel in de tabel is het bodemgebruik toegekend dat het meest voorkomt in de gridcel.

Voor omzetting van de invoertabel naar bodemkolommen is enkel het verschil weerhouden tussen landbouw enerzijds en natuur + bebouwd anderzijds omdat de modelconcepten voor beide groepen verschillen (zie schema in Figuur 4.2; ploeglaag wordt apart behandeld voor landbouw).

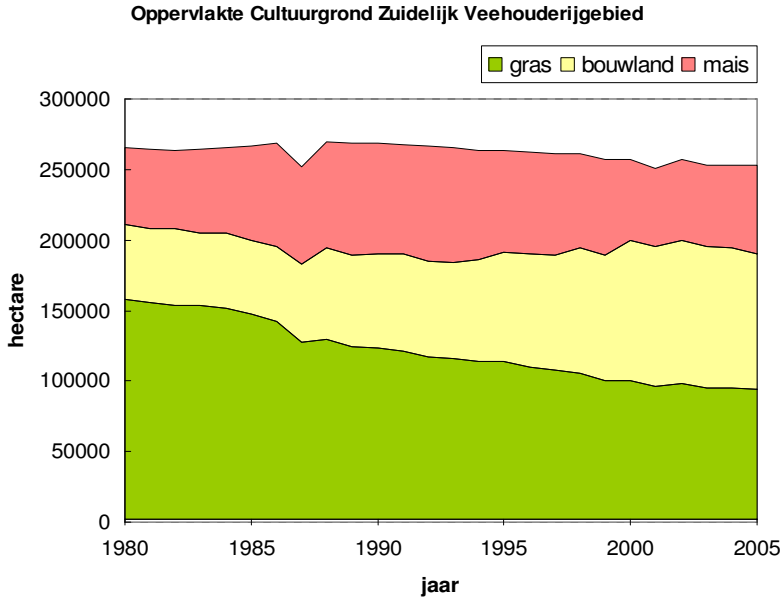
4.3.4 Historisch landgebruik

Nederland

Voor het verloop van het historisch landgebruik in Nederland is daarom gebruik gemaakt van cijfers van het CBS. Deze zijn weergegeven in Figuur 4.10 en Figuur 4.11. Figuur 4.10 geeft het areaal cultuurgrond, natuur en bebouwd gebied vanaf 1950. Voor 1950 heeft het CBS geen gegevens per provincie. Te zien is dat het areaal cultuurgrond vanaf 1950 licht afneemt en het areaal bebouwd gebied iets toeneemt. Ook is te zien dat er in 1977 een trendbreuk in de data zit. De oorzaak hiervan zit in een verandering van de mannier van berekenen.
Figuur 4.11 geeft de verandering van het areaal cultuurgrond in het Zuidelijk Veehouderijgebied vanaf 1980. Dit landbouwgebied is behoorlijk representatief voor het Nederlandse deel van het BeNeKempen modelgebied, in ieder geval beter dan de gehele provincie Noord-Brabant. Ook deze figuur laat vanaf 1980 een lichte daling van het areaal cultuurgrond zien.
De verandering in zowel Figuur 4.10 als Figuur 4.11 geven geen aanleiding om de modellering aan Nederlandse zijde te verfijnen. Ten opzichte van andere onzekerheden in de modelinvoer zal de verandering in landgebruik geen significant verschil in uitloging van cadmium en zink opleveren.



Figuur 4.10: Bodemgebruik in Noord-Brabant vanaf 1950 (bron: CBS statline).



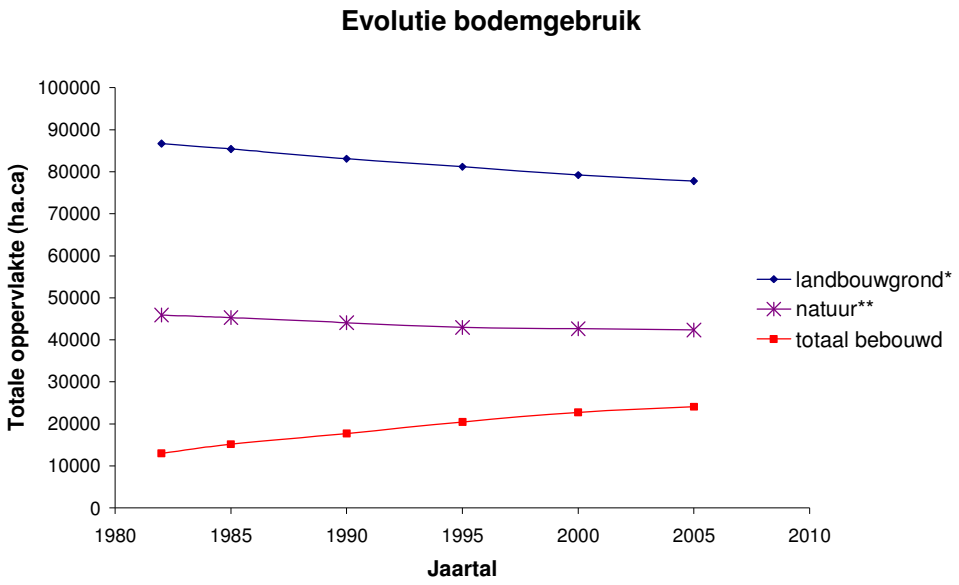
Figuur 4.11: Oppervlakte Cultuurgrond in het Zuidelijk Veehouderijgebied (bron: CBS statline).

Vlaanderen

Inzichten in de verandering van het bodemgebruik in de Kempen kunnen afgeleid worden uit historische kaarten en gegevens van het Nationaal Instituut voor Statistiek (NIS).

Vanaf 1982 heeft het NIS de gegevens betreffende bodemgebruik digitaal ter beschikking per gemeente. Voor de 26 gemeenten, die vallen binnen het Vlaamse studiegebied, werden deze gegevens opgevraagd en verwerkt.

Figuur 4.12 geeft de evolutie van het areaal landbouwgrond, natuur en bebouwd gebied weer vanaf 1982 voor het Vlaams deel van het studiegebied. Daaruit kan afgeleid worden dat het areaal “landbouwgrond” sinds 1982 licht afneemt en het areaal “bebouwd” licht toeneemt.



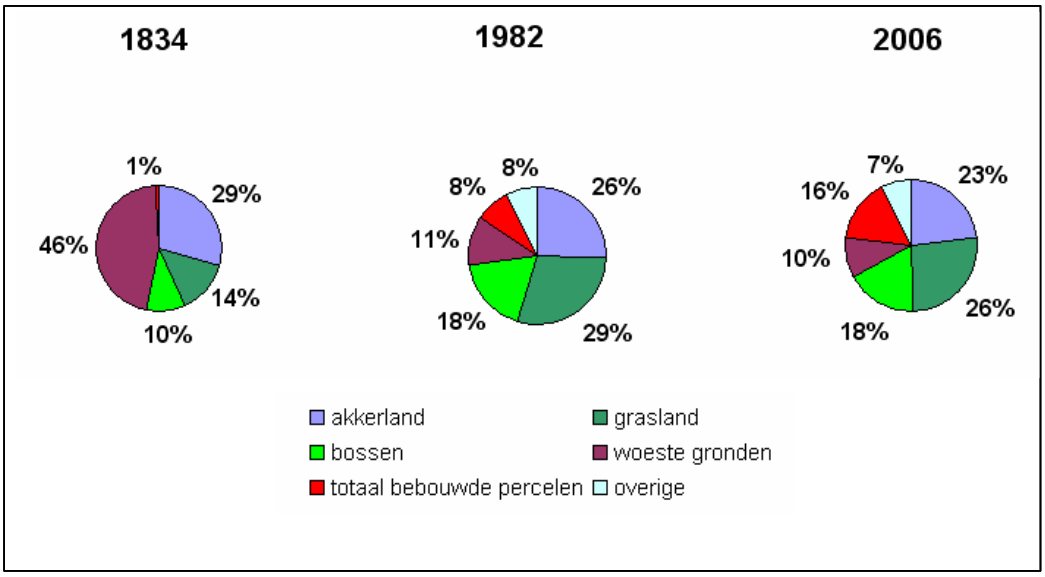
*: akkerland, grasland, boomgaarden en tuinen
**: bos en woeste gronden

Figuur 4.12– Evolutie bodemgebruik, voor het Vlaams deel van het studiegebied, vanaf 1982

De bodembezetting voor 1834 en 1980 wordt in de publicatie “Het bodemgebruik in België en de evolutie ervan sinds 1834 volgens de kadastrale gegevens”[1] weergegeven aan de hand van kaarten. Op deze kaarten wordt telkens een specifiek bodemgebruik (vb. akkerland, grasland, woeste gronden, ...) weergegeven als aandeel in de totale oppervlakte. Aan de hand van deze kaarten werd voor het jaartal 1834 de oppervlakte bestemd voor akkerland, grasland, boomgaarden, bossen en woeste gronden ingeschat. Aan de hand van de taartdiagrammen (figuur 4.5), opgesteld op basis van de informatie van 1834, 1982 en 2006, zijn duidelijke verschuivingen in het aandeel van de oppervlakte voor akkerland, grasland, woeste gronden en bebouwing waar te nemen. Uit Figuur 4.13 kan afgeleid worden dat het areaal woeste gronden sinds 1834 sterk is afgenomen, terwijl het areaal grasland, het areaal bossen en het areaal bebouwing sterk is toegenomen. Het landbouwareaal vertoont een licht dalende trend.

Voor Vlaanderen wordt er, zoals voor het Nederlandse deelgebied, aangenomen dat de vastgestelde verandering geen aanleiding geven om de modellering aan Vlaamse zijde te verfijnen. Ten opzichte van andere onzekerheden in de modelinvoer zal de verandering in landgebruik geen significant verschil in uitloging van cadmium en zink opleveren.

[1] Van Der Haegen, H. "Het bodemgebruik in België en de evolutie ervan sinds 1834 volgens de kadastrale gegevens". Statistisch Tijdschrift, 1982, 2-29.



Figuur 4.13 – Weergave bodemgebruik Vlaams deel studiegebied 1834 – 1982 en 2006 (N.B. de categorie 'overige' omvat tuinen en parken, boomgaarden, recreatieterreinen, wateren, wegen, andere)

4.3.5 *Bodemtype*

De kenmerken van de verschillende bodemtypes aanwezig in het modelgebied zijn bepaald uit de Aardewerk-databank (België) (Van Orshoven en Vandenbroucke, 1993) en de Nederlandse bodemkaart inclusief fysisch-chemische karakterisatie.
De Aardewerk databank is opgebouwd uit bodemprofielen en bevat gegevens over bodemtype, profielopbouw en de fysico-chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. Op basis van deze databank zijn de voorkomende bodemtypes in het modelgebied opgelijst met de dominante profielopbouw en de fysico-chemische eigenschappen van de verschillende lagen (klei en organisch stofgehalte, pH). De werkwijze is schematisch weergegeven in Figuur 4.14 (voor de 11 meest frequent voorkomende bodemseries in de modelgebied).
Voor Nederland is hetzelfde soort informatie (bodemtypes, profielopbouw en fysico-chemische eigenschappen) beschikbaar uit de 1:50.000 digitale bodemkaart inclusief fysisch-chemische karakterisatie.

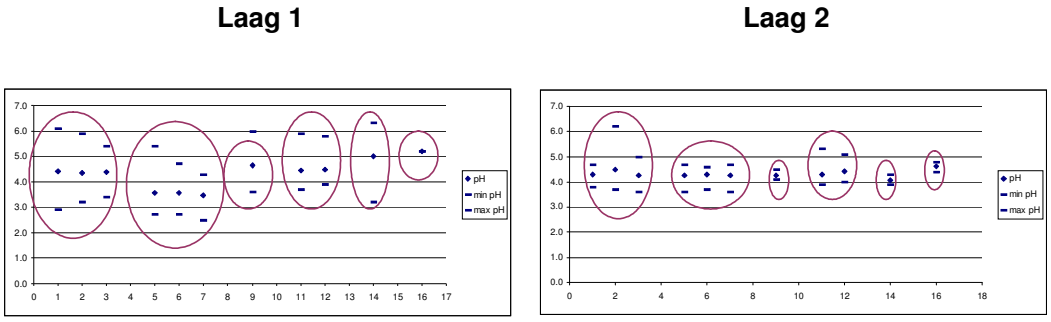
Bodemserie	Aantal	freq	Sequentie
Zdg	97	12.8	Ap_Bh_Bi_BC_C
Zcg	73	9.6	A1_A2_Bh_Bi_BC_C
Zbg	62	8.2	A1_A2_Bh_Bi_BC_C
Zeg	53	7.0	Ap_Bh_Bi_BC_C
Zag	24	3.2	A1_A2_Bh_Bi_BC_C
Zbm	23	3.0	Ap_BC_C
Zfg	23	3.0	Ap_Bh_Bi_BC_C
Zbf	17	2.2	Ap_Bh_C
Seg	17	2.2	Ap_Bh_Bi_BC_C
Zcm	14	1.8	Ap_BC_C
Zdm	14	1.8	Ap_Bi_BC_C

	diepte	grof zand	fijn zand	leem	klei	C	pH	CEC totaal
	cm	%	%	%	%	%	KCl	meq/100g
Ap	0	27	62	10	2	1.9	4.6	2.9
Bh	37	28	63	7	2	1.9	4	2.8
Bi	43	24	68	6	2	0.8	4.2	2.8
BC	60	25	68	5	2	0.3	4.4	2.8
C	101	25	68	6	2	0.1	4.4	2.8

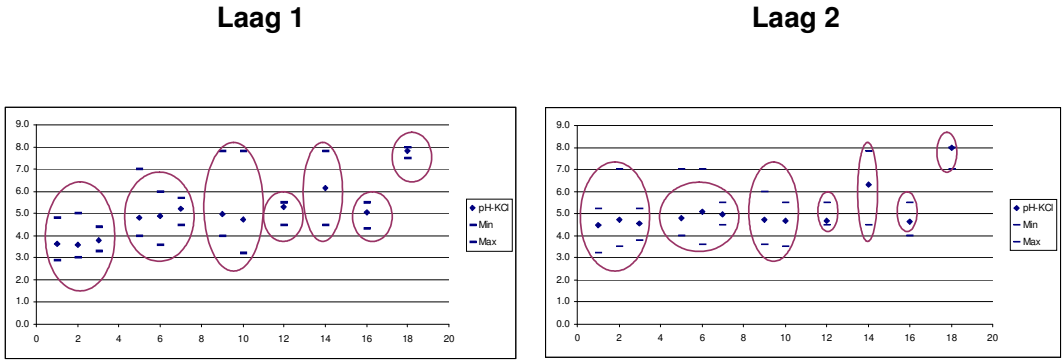
Figuur 4.14: Informatie beschikbaar uit de Aardewerk-databank: bodemseries, dominante sequentie en fysico-chemische eigenschappen van de horizonten.

Op basis van gelijkaardige kenmerken in de bovenste horizonten en onderliggende lagen zijn de verschillende aanwezige bodemtypes uiteindelijk samengebracht in 13 verschillende groepen (zie bijv. pH van de bodem in laag 1 (toplaag) en 2 (onderliggende bodem) voor Vlaanderen in Figuur 4.15 en voor Nederland in Figuur

4.16). Voor deze verschillende groepen zijn de kenmerken (pH, organische stof en klei) bepaald als het gemiddelde van de kenmerken van de bodemtypes uit de groep voor een profiel van twee lagen.



Figuur 4.15: Gemiddelde, minimum en maximum pH in bovenste bodemhorizonten en onderliggende lagen voor 11 meest voorkomende bodemprofielen in het Belgische deel van het gebied gegroepeerd in 6 groepen.



Figuur 4.16: Gemiddelde, minimum en maximum pH in bovenste bodemhorizonten en onderliggende lagen voor 12 meest voorkomende bodemprofielen in het Nederlandse deel van het gebied gegroepeerd in 7 groepen.

De sorptie-eigenschappen van de bodemhorizonten zijn bepaald via volgende transferfuncties afgeleid voor 60 Nederlandse bodems waaronder bodems uit de regio (Römkens et al., 2004):

Voor Cd: $\log k_f = -4{,}85 + 0{,}58 \log(\%os) + 0{,}27\ pH + 0{,}28 \log(\%klei)$
$n=0{,}54$

Voor Zn: $\log k_f = -4{,}51 + 0{,}39 \log(\%os) + 0{,}45\ pH + 0{,}35 \log(\%klei)$
$n=0{,}74$

In Tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de 13 groepen en de bodemtypes die in deze groepen vallen (type 1 tot 5 volgens Belgische bodemkaart; type 6 tot 12 volgens Nederlandse bodemkaart).

Tabel 4.1: Dominante bodemtypes in het modelgebied (type 1 tot 6 in België; type 7 tot 12 in Nederland) met omschrijving en percentage van de oppervlakte.

	Bodem-type	Omschrijving	% voor-komen
Vlaamse bodemtypes			
Type 1	Zdg Zeg Zfg Zbf	matig natte zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) natte zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) zeer natte zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) droge zandige grond met zwakke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont	10,8
Type 2	Zcg Zbg Zag	matig droge zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) droge zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) zeer droge zandige grond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol)	10,4
Type 3	Seg Sdg	natte lemige zandgrond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol) matig natte lemige zandgrond met duidelijke humus en/of ijzer aanrijkingshorizont (podzol)	14,1
Type 4	Sec	natte lemige zandgrond met sterk gevlekte of verbrokkelde klei-aanrijkingshorizont	2,1
Type 5	Pdcy0	matig natte lichte zandleemgrond met sterk gevlekte of verbrokkelde klei-aanrijkingshorizont	3,1
Nederlandse bodemtypes			
Type 6	Hn Zn Y	humuspodzolgronden (zonder ijzerhuidjes) kalkloze zandgrond (zonder minerale eerdlaag en zonder ijzerhuidjes); vlakvaaggronden moderpodzolgronden	20,6
Type 7	EZg pZg BKd	(lage) enkeerdgronden Beekeerdgronden	25,5
Type 8	vWp aV	moerige podzolgrond (met moerige bovengrond) veengrond met kleiarme moerige eerdlaag	2,8
Type 9	pLn	Leek-/woudeerdgronden (leemgrond)	0,8
Type 10	Rn	Poldervaaggronden (rivierkleigronden)	0,3
Type 11	KRn	Poldervaaggronden (oude rivierkleigronden)	0,1
Type 12	MO	zeeklei	0,0
Type 13	rest	niet geklasseerd	9,6

In de invoertabel is aan elke gridcel het bodemtype toegekend dat de grootste oppervlakte inneemt in de gridcel. Alle 13 bodemtypes zijn verder weerhouden om bodemkolommen op te stellen.

4.3.6 Plantparameters voor het landbouwmodel

Voor de cellen met landgebruik landbouw moeten bijkomend de bioconcentratiefactor BCF en de gewasopbrengst Y gegeven worden voor de berekening van de concentraties in de ploeglaag. Voor de BCF zijn volgende transferfuncties (opgesteld voor tarwe) die afgeleid zijn voor de Kempen gebruikt (Rietra et al., 2006):

Voor Cd: $$BCF = \frac{C_{tarwe}}{C_b} = \frac{10^{0,46-0,15pH+1,13C_b}}{C_b}$$

Voor Zn: $BCF = \frac{C_{tarwe}}{C_b} = \frac{10^{1,47-0,13pH+0,67C_b}}{C_b}$

Als gewasopbrengst Y is een geraamde opbrengst van 10 ton/ha gebruikt (geschatte normale opbrengst voor graan).

4.3.7 Zinkassenwegen

Voor elke gridcel is berekend welk percentage van de oppervlakte is ingenomen door zinkassenwegen. Hierbij zijn de lijnen van de kaart van de inventarisatie van de zinkassenwegen omgezet naar oppervlaktes door uit te gaan van de veronderstelling dat elke zinkassenweg een breedte heeft van 5 meter.

4.4 Validatie/ijking

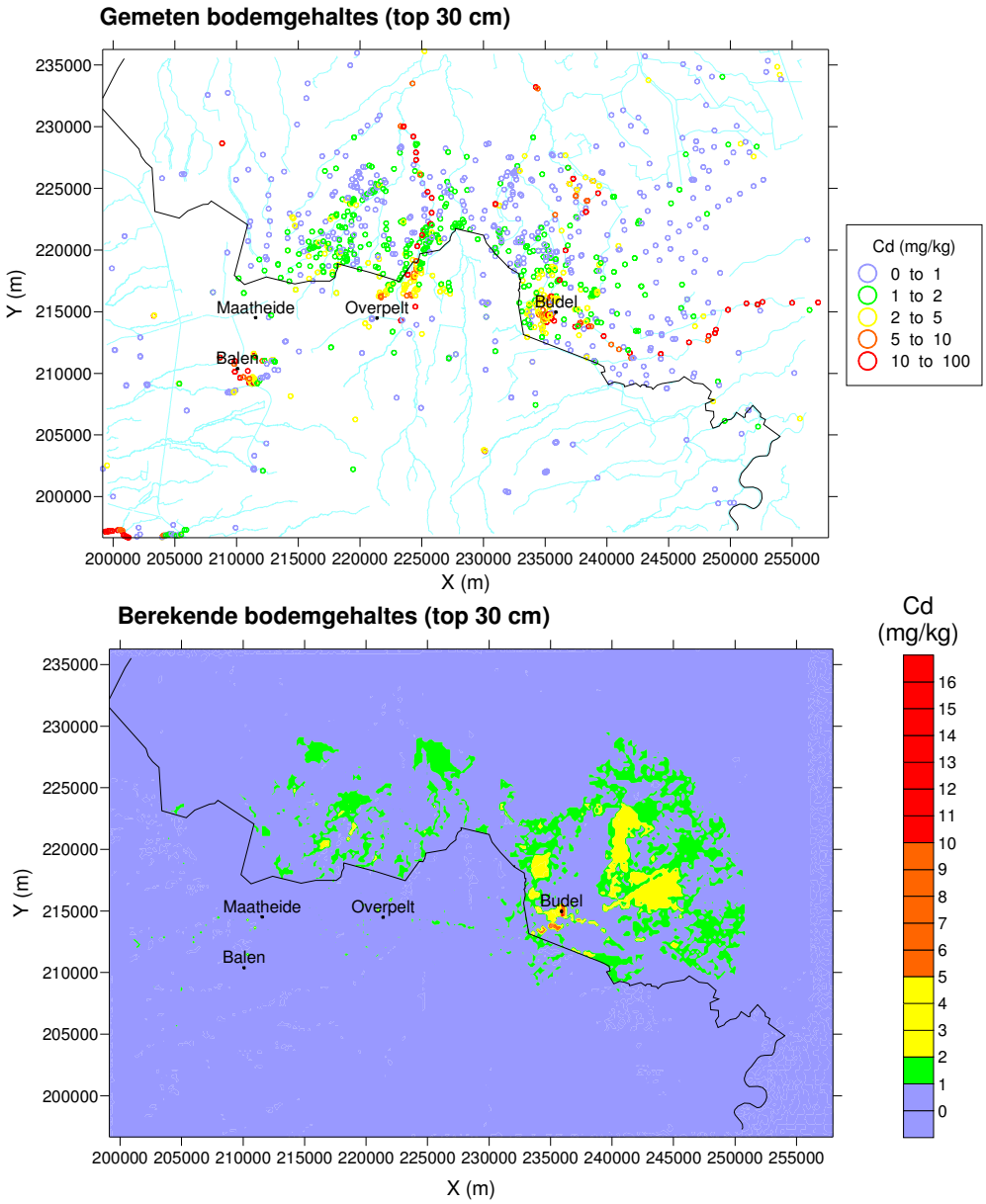
Het is niet haalbaar om een rigoureuze ijking van het model uit te voeren enerzijds door de schaal van het model (regionaal model met gridcellen van 200 m x 200m) waardoor een 1:1-relatie tussen gridcelconcentraties en puntmetingen niet zal optreden en anderzijds door de beschikbare dataset die een uitvoerige bijstelling van de modelparameters niet toelaat. Een validatie van het opgestelde model is wel uitgevoerd waarbij geconcentreerd werd op volgende vragen:

- Kan het model de (huidige) ruimtelijke patronen van bodemgehaltes in de regio reproduceren?
- Stemmen de gemeten concentraties in ondiep grondwater en de uitloogconcentraties overeen in orde van grootte en ruimtelijke spreiding?

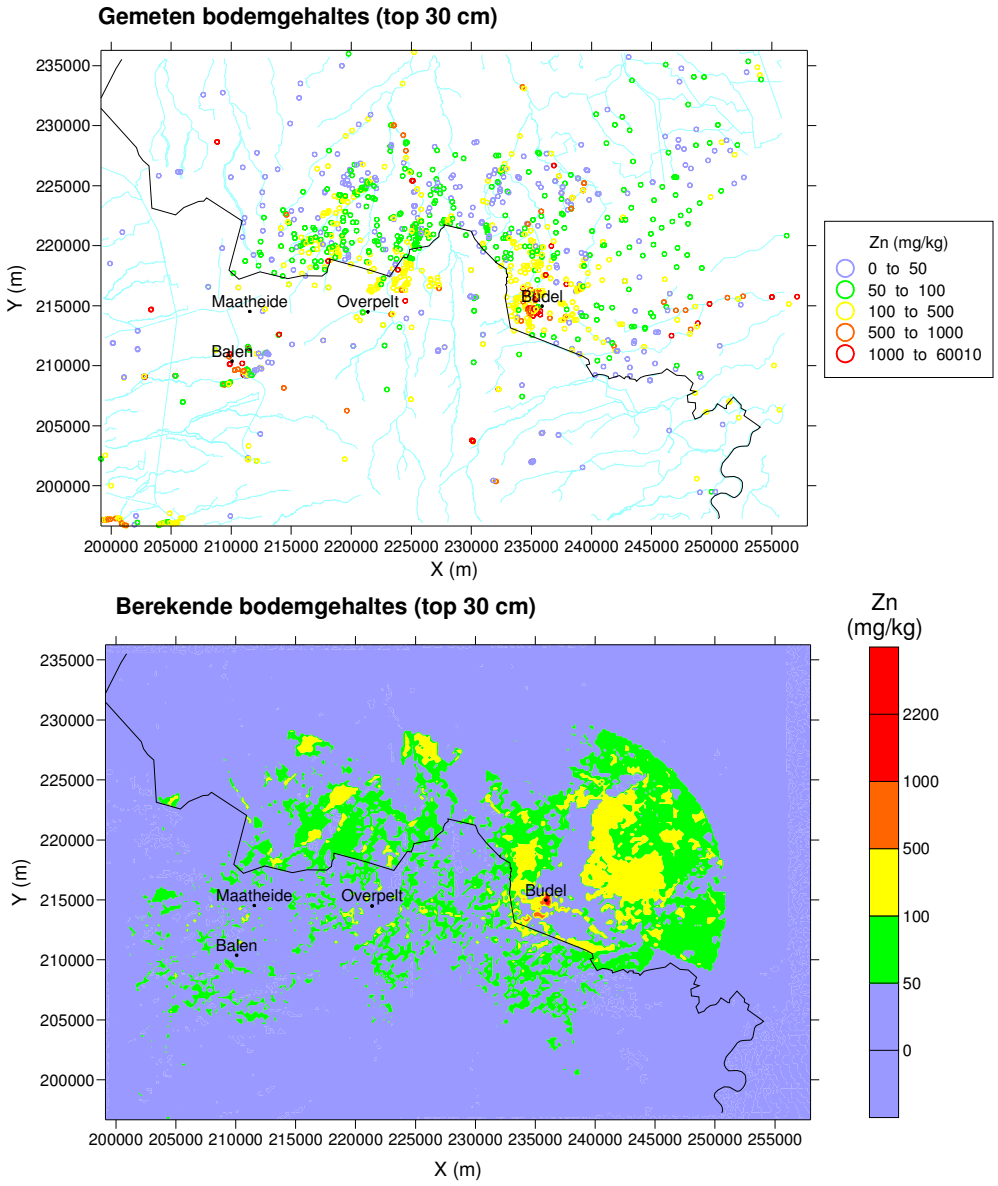
4.4.1 Bodemgehaltes

In eerste instantie zijn de gemeten en berekende bodemgehaltes voor Cd (zie Figuur 4.17) en Zn (zie Figuur 4.18) vergeleken. Door de verschillende schaal van meting en model mag een 1:1-relatie niet verwacht worden. Daarbij komt dat metingen plaatselijk hoog kunnen zijn door de aanwezigheid van zinkassen of dicht bij de fabrieken door andere puntbronnen en dit is niet meegenomen in de modelberekeningen (NB: concentraties uit zinkassen worden wel meegnomen maar rechtstreeks bijgeteld bij concentraties naar grondwater en zitten dus niet in de berekende bodemconcentraties). Daarom wordt er enkel een visuele vergelijking van de spreidingspatronen gedaan. Voor de gemeten waarden zijn alle waarden uit de databank van Benekempen binnen de top 30 cm meegenomen. De berekende waarden geven een gemiddelde waarde over de top 30 cm. Voor beide kaarten (meting en modellering) is dezelfde kleurcodering aangehouden.

Zowel voor Cd als voor Zn blijkt er een vrij goede overeenstemming in het gemeten en berekend ruimtelijk beeld van bodemgehaltes in de top 30 cm. De verhoogde gehaltes ten noorden van Maatheide en Overpelt worden gereproduceerd als ook de hogere gehaltes rond Budel. De hoogste metingen (in het rood) zijn wellicht te wijten aan andere dan diffuse bronnen en kunnen dus niet door het model gereproduceerd worden.



Figuur 4.17: Gemeten en berekende bodemgehaltes van Cd in de bovenste bodemlaag (top 30 cm) van het modelgebied.



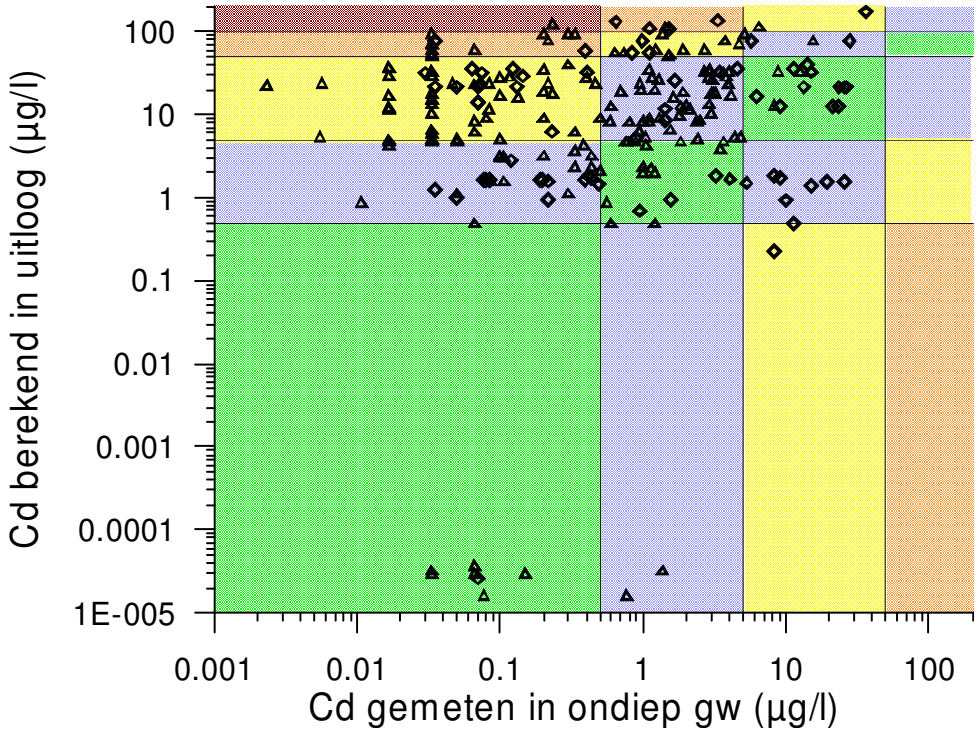
Figuur 4.18: Gemeten en berekende bodemgehaltes van Zn in de bovenste bodemlaag (top 30 cm) van het modelgebied.

4.4.2 *Uitloog-/grondwaterconcentraties*

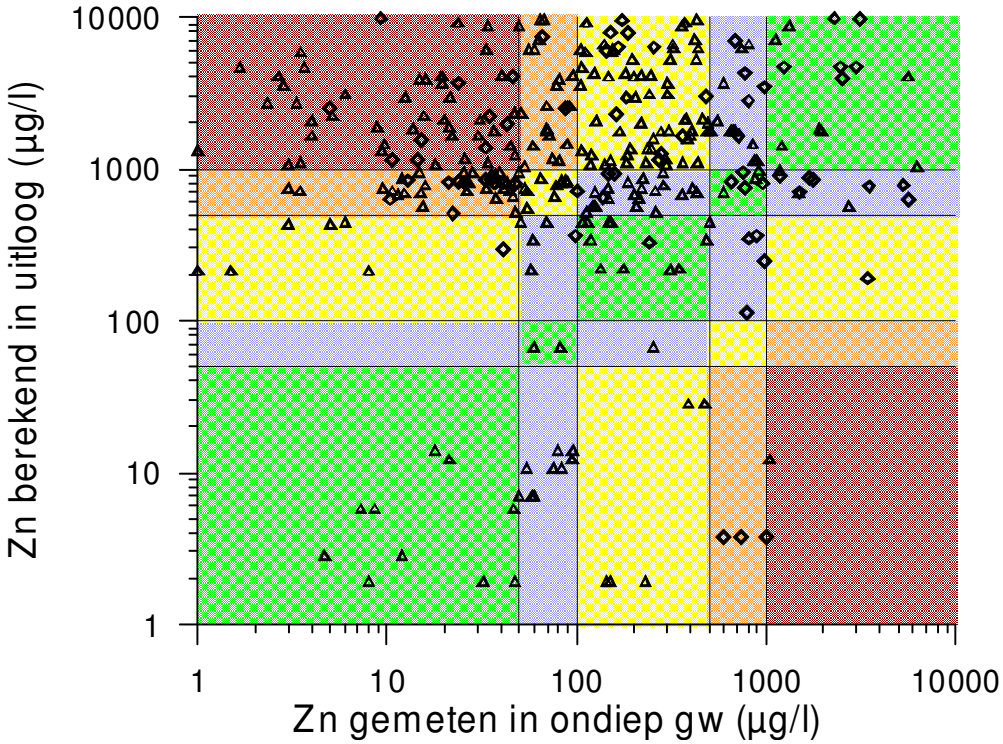
Een tweede validatie is uitgevoerd op de concentraties van Cd en Zn die uitspoelen uit de onverzadigde zone. Deze concentraties zijn vergeleken met de concentraties gemeten in het ondiepe grondwater. Die analyse heeft wel enkele beperkingen. Zo is de concentratie die uitloogt en de concentratie in het ondiepe grondwater niet hetzelfde aangezien er in grondwater doorgaans nog verdunning optreedt. Daarbij komt dat als metingen alle waarnemingen gegeven in de Benekempen databank, binnen de 10 m-mv, beschouwd zijn. Van een aantal metingen is de juiste diepteligging van de filter ook niet duidelijk. Omdat op basis van die overwegingen niet verwacht kan worden dat de metingen en berekeningen exact overeenkomen, is ervoor gekozen de concentraties in te delen in klassen en te zien hoeveel klassen de metingen en berekende waarden afwijken.

Voor beide metalen zijn de observaties en modelberekeningen uitgezet in een scatterplot (zie Figuur 4.19 en Figuur 4.20). De kleurvlakken geven de concentratieklassen aan en de kleur duidt aan hoe sterk meting en berekende waarde afwijken (groen=beiden in dezelfde klasse, blauw=1 klasse verschil, enz.). De driehoekige symbolen staan voor locaties uit Vlaanderen en de ruiten voor punten uit Nederland.

Voor Cd ligt 42% van de punten in dezelfde klasse van concentratie, 33% wijkt 1 klasse af, 21% wijkt 2 klassen af en 5% wijkt meer dan 2 klassen af (oranje en bruine zones in Figuur 4.19). Voor Zn ligt 33% in dezelfde klasse, 16% wijkt 1 klasse af, 26% wijkt 2 klassen af en 25% wijkt meer dan 2 klassen af (zie Figuur 4.20). Daarbij komt dat de afwijking zowel voor Cd als voor Zn in de richting van een overschatting door het model gaat en dat geeft vertrouwen in het model omdat de berekende uitloogconcentraties inderdaad verwacht worden hoger te liggen dan de concentraties in grondwater (waar al verdunning heeft opgetreden).



Figuur 4.19: Gemeten concentraties in grondwater en berekende uitloogconcentraties uit de onverzadigde zone voor Cd voor Nederland (ruiten) en Vlaanderen (driehoeken).



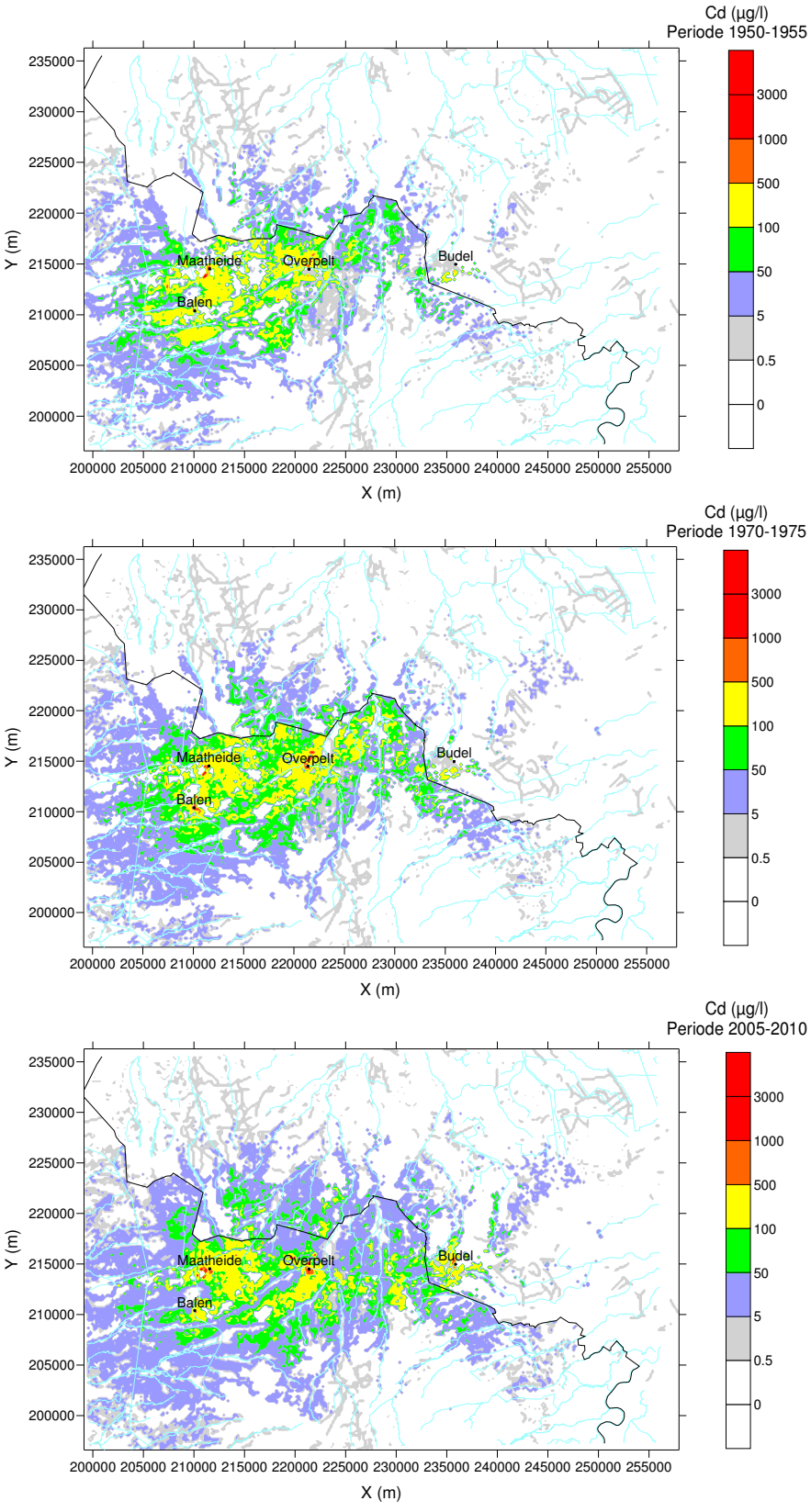
Figuur 4.20: Gemeten concentraties in grondwater en berekende uitloogconcentraties uit de onverzadigde zone voor Zn voor Nederland (ruiten) en Vlaanderen (driehoeken).

4.5 Resultaten

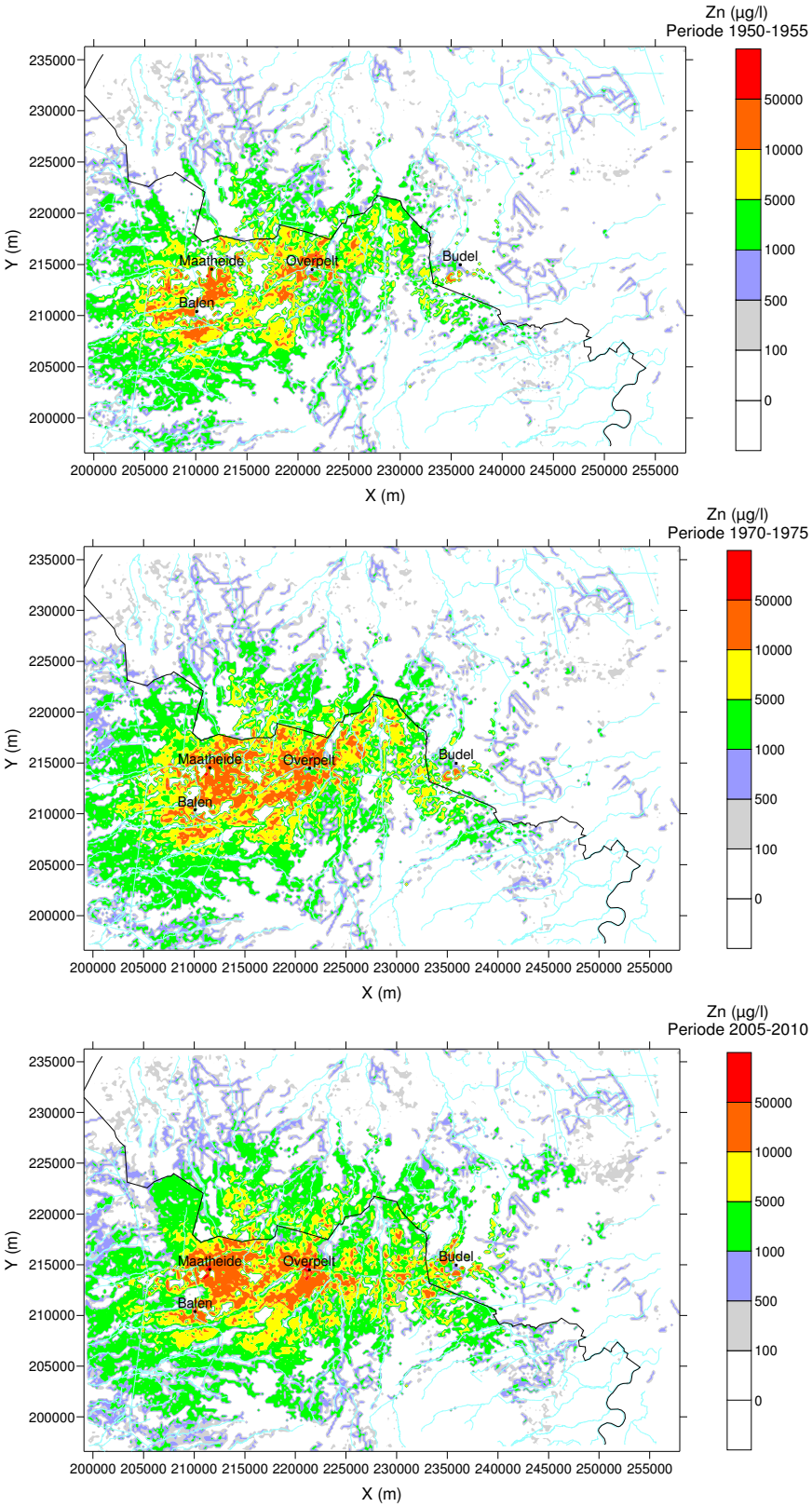
4.5.1 Uitloogconcentraties

De berekende uitloogconcentraties worden getoond voor Cd in Figuur 4.21 voor de periodes 1950-1955, 1970-1975 en 2005-2010. Het patroon van de zinkassenwegen komt in alle drie de periodes duidelijk naar voren (grijze lijnen komen globaal overeen met de zinkassenwegen). Opvallend is dat in de periode 1950-1955 al een aanzienlijke uitloging optreedt in de wijde omgeving van de sites van Balen, Maatheide en Overpelt terwijl dit voor Budel nog niet het geval is. Ook in de periode 1970-1975 is dit het geval en in de huidige situatie begint de uitloging rond de Belgische sites al gedeeltelijk af te nemen terwijl de uitloging rond Budel toeneemt. Dat wordt ook weerspiegeld in de hogere bodemgehaltes die voor de huidige situatie berekend worden in de omgeving van Budel (zie Figuur 4.17) en duidt erop dat het uitlogingsproces met een verschillende snelheid verloopt rond de drie Belgische sites ten opzichte van Budel. Als gevolg van verschillen in bodemtype en de metaalbelasting aan maaiveld is de uitloging van deze metalen naar het bovenste grondwater in Vlaanderen dus veel sneller gegaan dan in Nederland. De bodems ten westen van de Feldbissbreuk (dus op het Kempisch plateau) zijn over het algemeen veel grover van samenstelling en dus gevoeliger voor uitspoeling dan de bodems in de Centrale Slenk.

Voor Cd is er in totaal (van 1890 tot nu) 1737 ton op de bodem terecht gekomen door depositie en 26 ton door bemesting. Daarvan is 566 ton intussen verdwenen door uitloging (of 32.1%).



Figuur 4.21: Kaarten met concentraties van Cd die uitspoelen uit de onverzadigde zone voor de periode 1950-1955, 1970-1975 en 2005-2010.

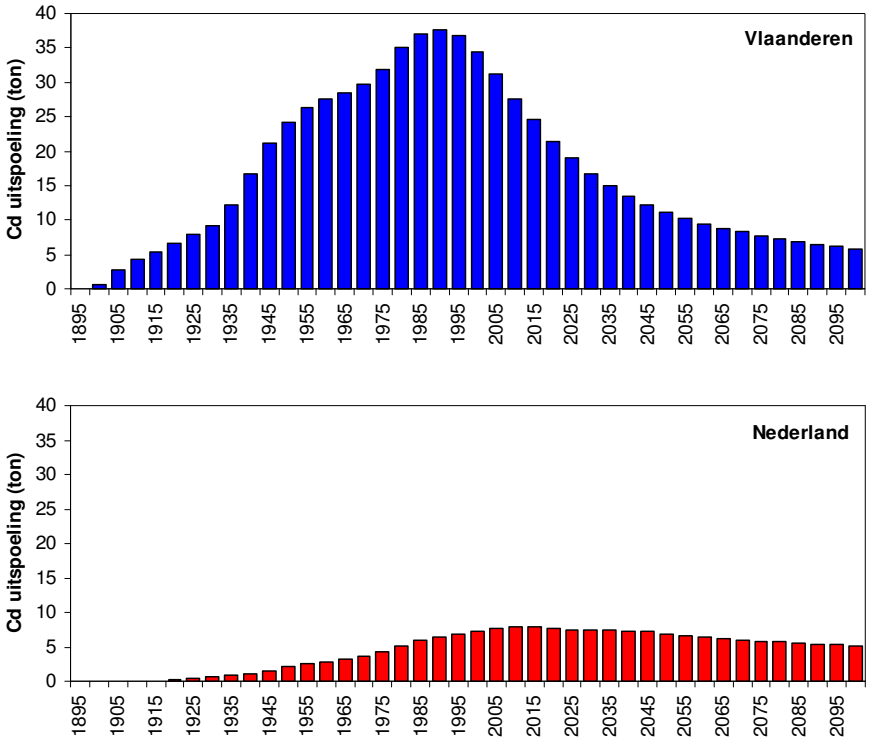


Figuur 4.22: Kaarten met concentraties van Zn die uitspoelen uit de onverzadigde zone voor de periode 1950-1955, 1970-1975 en 2005-2010.

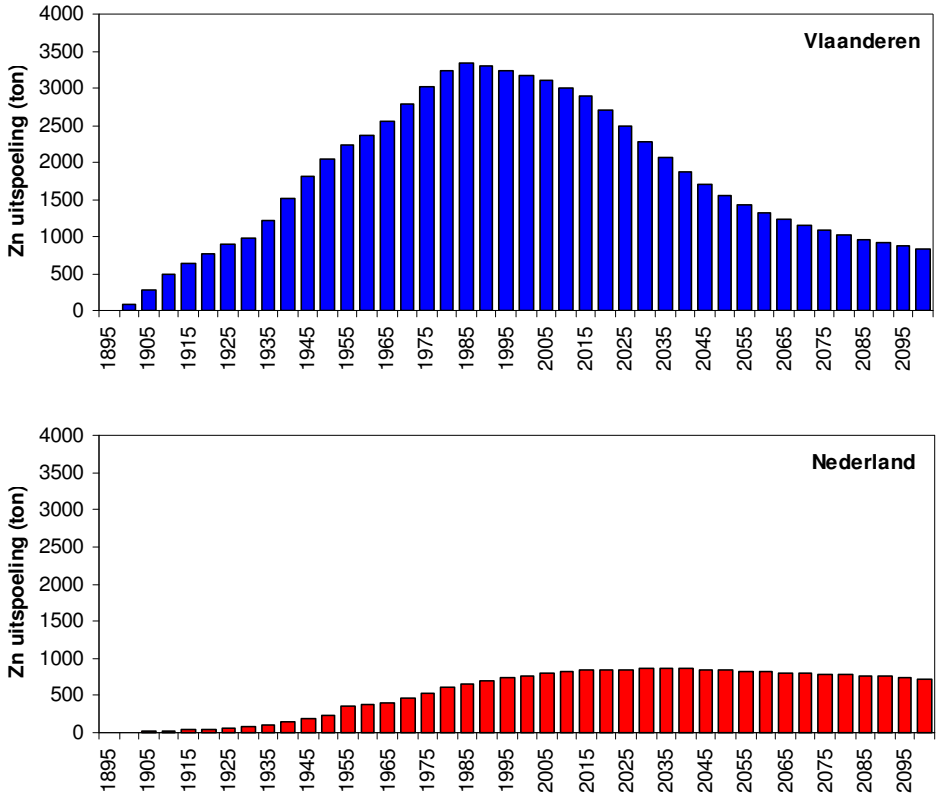
Voor zink worden de berekende uitloogconcentraties getoond in Figuur 4.22 voor de periodes 1950-1955, 1970-1975 en 2005-2010. Het patroon van de zinkassenwegen komt in alle drie de periodes duidelijk naar voren. Ook hier is te zien dat de uitloging rond de Belgische sites met een andere snelheid verlopen is dan rond Budel. Het verschil is te wijten aan de verschillende bodemtypes, waarbij de grovere bodems uit het westelijk deel van het modeldomein een lagere sorptie kennen en een hogere netto-neerslag. Voor Zn is er in totaal (van 1890 tot nu) 159303 ton afgezet door depositie en 8347 ton door bemesting en daarvan is 54199 ton al uitgeloogd (32.3%).

De kaarten met uitspoeling van cadmium en zink voor de verschillende vijfjaarlijkse periodes tussen 1890 en 2010 dienen als invoer voor het transportmodel voor de verzadigde zone (zie Hoofdstuk 6).

In Figuur 4.23 en Figuur 4.24 zijn de totale vrachten van cadmium en zink die uitspoelen onder het nulscenario gegeven voor de periode vanaf de start van de fabrieken tot 2100 voor het Vlaamse deel en het Nederlandse deel van het modelgebied. De vrachten zijn gegeven in ton en berekend als vracht per 5 jaar die uitspoelt onderaan de onverzadigde zone. Opvallend is het verschil in vrachten tussen het Vlaamse en het Nederlandse deel van het gebied dat toe te schrijven is aan de grotere belaste oppervlakte in Vlaanderen (met 3 sites) t.o.v. Nederland (1 site). Wat daarnaast ook opvalt, is het verschil in snelheid van het uitloogproces. Terwijl in Vlaanderen de uitloging van zowel Cd als Zn op dit moment al licht aan het afnemen is, is er in Nederland nog steeds een stijging in de vrachten die nog aanhoudt tot ongeveer 2040 (voor Zn) of 2020 (voor Cd) om dan slechts heel licht terug af te nemen. Dit verschil is te wijten aan de verschillende bodemgesteldheid in het Vlaamse en Nederlandse deel van het modelgebied, met in het westelijk deel grovere bodems die een lagere sorptie en hogere netto-neerslag kennen.



Figuur 4.23: ·Cd-vrachten die uitspoelen uit de onverzadigde zone in Vlaanderen en Nederland onder het nulscenario.



Figuur 4.24: Zn-vrachten die uitspoelen uit de onverzadigde zone in Vlaanderen en Nederland onder het nulscenario.

5 De verzadigde zone - grondwaterstroming

5.1 Inleiding

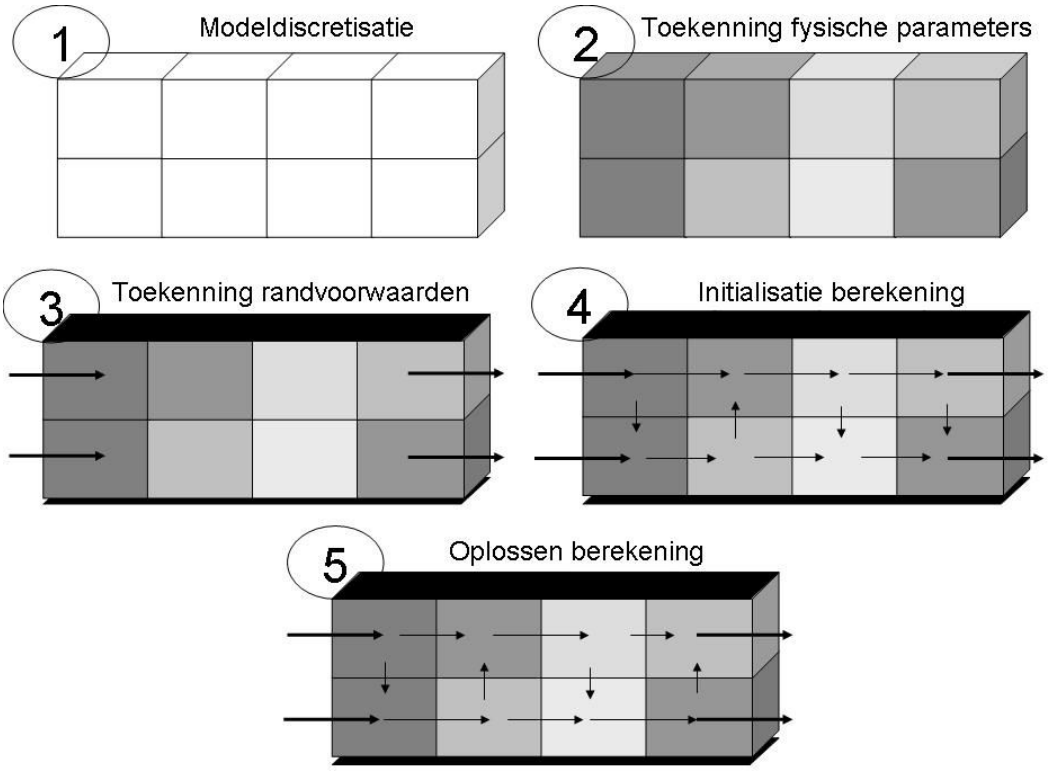
Het hier beschreven grondwatermodel berekent op basis van systeem*eigenschappen* (doorlatendheden, drainageniveaus etc.) en overwegend langjarige gemiddelden van systeem*invloeden* (netto grondwateraanvulling, onttrekkingen, waterpeilen, randvoorwaarden etc.) een zo goed mogelijke schatting van de gemiddelde (= stationaire, langjarige) waterdrukverdeling in het grondwatersysteem. Deze waterdrukverdeling is de oplossing van een massabalans: de drukverdeling heeft, in combinatie met de doorlatendheden in het model, een bepaald fluxenpatroon ("snelheidsveld") tot gevolg, dat in de oplossing van het model zodanig is dat in alle elementen van het model de instroom van water gelijk is aan de uitstroom van water. Met de berekende fluxenverdeling is het stromingspatroon van het grondwater vastgesteld. Dit stromingspatroon vormt vervolgens de basis van de stoftransportberekeningen. Een en ander wordt verduidelijkt in Figuur 5.1.
Het BeNeKempenmodel is, net als de hierboven genoemde modellen, gebouwd voor de eindige-differentiecode MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1984). MODFLOW is ontwikkeld door de USGS (United States Geological Survey) en is wereldwijd één van de meest gebruikte grondwatermodellen. MODFLOW modelleert grondwaterstroming in het verzadigde gedeelte van de ondergrond en is daartoe opgebouwd uit modules. Naast een aantal generieke modules, waarin zaken als in- en uitvoerbeheer, modeldiscretisatie en rekenalgoritme geregeld worden, zijn er modules die specifieke aspecten van het hydrologisch systeem beschrijven (o.a. onttrekkingen, grondwatervoeding, drainage, rivieren, etc.) en elk staan voor een bepaald onderdeel van de invoer en uitvoer van het model. In sectie 5.2. wordt meer in detail ingegaan op de werking van het model.
Voor het vereenvoudigen van de modelinvoer, het uitvoeren van modelruns, visualisatie, stroombaanberekeningen, calibratie en scenarioanalyses is besloten om gebruik te maken van de door TNO ontwikkelde modelomgeving iMOD. iMOD is een om MODFLOW gebouwde gebruikersschil welke de gebruiksvriendelijkheid en functionaliteit van MODFLOW en de mogelijkheden wat betreft post-processing van modelresultaten enorm vergroot. iMOD heeft een eigen protocol wat betreft modelinvoer en dit protocol is dus gevolgd voor de constructie van het BeNeKempenmodel. Dit maakt het mogelijk om ook in de toekomst de huidige en nog te ontwikkelen, door iMOD geboden functionaliteit toe te passen op het BeNeKempenmodel.

5.2 Modelprincipes

5.2.1 Werking van het model

Alle grondwatermodellen doen eigenlijk niets anders dan een massabalans oplossen. Per tijdsstap (of, zoals in onderhavige studie, over een langjarige periode) wordt een zo goed mogelijke inschatting gemaakt van alle massatermen die het systeem binnenkomen (grondwateraanvulling, infiltratie vanuit de waterlopen, toestroom van water over de randen van het model, etc.) en het systeem verlaten (onttrekkingen, drainage, uitstroom van water over de randen van het model, etc.). De massabalans

schrijft voor dat het verschil tussen de instroom en uitstroom van water uit een (deel van een) systeem gelijk moet zijn aan de toename of afname van waterberging in ditzelfde (deel van het) systeem. In een instationair model resulteert een verschil tussen in- en uitstroom in een bergingsverandering, wat een verandering in de waterdruk in de tijd veroorzaakt. In een stationair model is de bergingsverandering in het (deel)systeem per definitie op nul gesteld over de beschouwde periode. De in- en uitstroom van water moeten dus voor het (deel)systeem gelijk aan elkaar zijn. De waterdruk (stijghoogte) blijft over de gehele beschouwde periode constant. Het BeNeKempenmodel zoals hier beschreven is stationair opgezet.



Figuur 5.1: · Simplistische weergave van de bouw en werking van een MODFLOW grondwatermodel. De pijlen geven de richting en de grootte van de fluxen aan. Zwarte randen zijn dichte modelranden. Grijswaarden impliceren verschillende waarden van de doorlatendheid. Stap 1: discretisatie van het modeldomein. 2: toekenning van fysische parameters (conductances, weerstanden). 3: Toekenning van randvoorwaarden (dichte randen, vaste fluxen, vaste stijghoogtes, peilen, drainageniveaus etc.). 4: Initialisatie van de berekening (door toekenning van startstijghoogtes). De massabalansen per cel zijn op basis van deze startstijghoogtes en de resulterende fluxen niet sluitend. 5: Oplossen van de massabalans. Het resultaat is een stromings- en fluxenpatroon dat de massabalansen per cel kloppend maakt.

Zoals gezegd is de voor de grondwaterstromingsmodellering gebruikte code MODFLOW een zogenaamde eindige-differentiecode. Dit houdt in feite niets anders in dan dat het volledige modelgebied, dat in werkelijk natuurlijk een continuüm is, onderverdeeld (gediscretiseerd) wordt in kleine 3-dimensionale deelsystemen (modelcellen, zie ook Figuur 5.1). Het continuüm van de ruimtelijke fluctuatie van de waterdruk over het modelgebied wordt daardoor vervangen door een discrete benadering van deze fluctuatie. Door de waterdruk te discretiseren en dus tot een eindig aantal punten te beperken wordt de berekening ervan haalbaar. De eindige-differentiemethode is manier van discretisatie en is dus een *oplossings*methode. In feite

wordt in MODFLOW voor elke modelcel bovengenoemde massabalans opgesteld en wordt met een slim algoritme gezocht naar de stijghoogteverdeling die deze massabalansen voor elke cel kloppend maakt (Figuur 5.1). Hoe kleiner de modelcellen, hoe beter het continuüm benaderd kan worden. Grof gezegd bepalen de modeltoepassing, de beschikbare rekencapaciteit (computerkracht) en de beschikbaarheid van data respectievelijk het gewenste, het haalbare en het zinvolle discretisatieniveau.

5.2.2 Schematisatie en discretisatie

Zoals gezegd wordt het modelgebied ten behoeve van de eindige-differentiemethode onderverdeeld in kleine subeenheden ofwel modelcellen. Hierbij vormt elke modelcel op zich dus een zo goed mogelijke weergave van de werkelijkheid, dat wil zeggen: elke modelcel bevat zo goed en volledig mogelijk de hydrologische systeemeigenschappen en systeeminvloeden van de werkelijke geografische locatie die vertegenwoordigd wordt door de betreffende modelcel. Dit maakt het model volledig *gedistribueerd*: elke cel, in het model aangeduid met kolomnummer, rijnummer en laagnummer, heeft een direct verband met een bepaalde (x,y,z) locatie in het gemodelleerde gebied.
In het *horizontale* vlak is voor deze studie gekozen voor modelcellen van 100 bij 100 meter, voornamelijk ingegeven door de te verwachten rekentijden voor de transportberekeningen, welke bij dit discretisatieniveau nog behapbaar zijn. Met dit discretisatieniveau bestaat het BeNeKempenmodel uit 567 kolommen (west-oost) en 389 rijen (noord-zuid).
De discretisatie die aangebracht wordt in de *verticaal* wordt vooral gedicteerd door de transportberekeningen. De discretisatie moet zodanig zijn dat stroombanen goed voorspeld worden en de numerieke dispersie binnen de perken gehouden wordt. Dat laatste wil zeggen dat de verspreiding van stoffen niet teveel beïnvloed wordt door de wijze van discretisatie, maar vooral door het berekende stromings- en snelheidsveld en het chemische gedrag van de stoffen. Uit testberekeningen uitgevoerd door TNO en uit ervaringen in soortgelijke modelstudies (Heerdink et al., 2007; Van der Grift et al., 2004) blijkt dat goede resultaten verkregen worden indien het bovenste deel van het topsysteem onderverdeeld wordt in lagen van ongeveer 2 meter terwijl helemaal bovenin een toplaagje wordt aangebracht van 0.5m. Hoe dieper in het systeem, hoe dikker de lagen kunnen zijn omdat de verticale component van de grondwaterstroming en stoftransport dan steeds minder belangrijk wordt en numerieke dispersie in de verticaal daardoor automatisch afneemt. Voor de huidige studie wordt een verticale discretisatie aangehouden die vergelijkbaar is met de verticale discretisatie zoals toegepast in bovengenoemde eerdere studies. De toegepaste laagsequentie (volgorde van laagdiktes) is aangegeven in Tabel 5.1. Zoals deze tabel laat zien bestaat het BeNeKempenmodel uit 20 lagen. Het totaal aantal modelcellen komt daarmee op (aantal kolommen x aantal rijen x aantal lagen = 567 x 389 x 20 =) 3.633.260.

Tabel 5.1: ·De laagdiktes in het BeNeKempen-grondwatermodel.

Laag	*Dikte*	*Diepte*
1	0.5	0-0.5
2	1.0	0.5-1.5
3-7	2.0	1.5-11.5
7-11	3.0	11.5-23.5
12-14	5.0	23.5-38.5
15-16	10.0	38.5-58.5
17-20	50.0	58.5-258.5

Bij het aanbrengen van de verticale discretisatie in het model wordt het ondergrondmodel, dat is aangeleverd door SORESMA, dus als het ware opgeknipt in lagen welke een constante dikte hebben over het gehele modelgebied en waarvan de boven- en ondergrens steeds een constante afstand hebben tot het maaiveld (zie als voorbeeld Figuur 5.2). De parameterisatie (verticale en horizontale doorlatendheden) van de lagen die op deze manier ontstaan wordt steeds berekend vanuit de relatieve bijdrage van de oorspronkelijke SORESMA-lagen aan de nieuwe lagen.

5.2.3 Randvoorwaarden

Het in deze studie gemodelleerde domein vormt als vanzelfsprekend geen gesloten systeem: er is interactie met de omgeving. Deze interactie wordt in het model meegenomen in de vorm van randvoorwaarden. Randvoorwaarden zijn opgelegde contactcondities tussen het gemodelleerde systeem en de wereld buiten het gemodelleerde systeem. Het effect van de buitenwereld op het gemodelleerde systeem wordt in feite vertaald in of teruggebracht tot model- en systeemeigen variabelen welke aan het grensvlak worden toegekend en in combinatie met het model zelf datzelfde effect trachten na te bootsen. Zo wordt bijvoorbeeld het effect van een rivier teruggebracht tot een vaste opgelegde stijghoogte, welke in combinatie met de doorlatendheid van de waterbodem en de stijghoogte in omringende modelcellen een bepaalde infiltratieflux tot gevolg heeft. Het doel van het aanwijzen van randvoorwaarden is eigenlijk tweeledig:

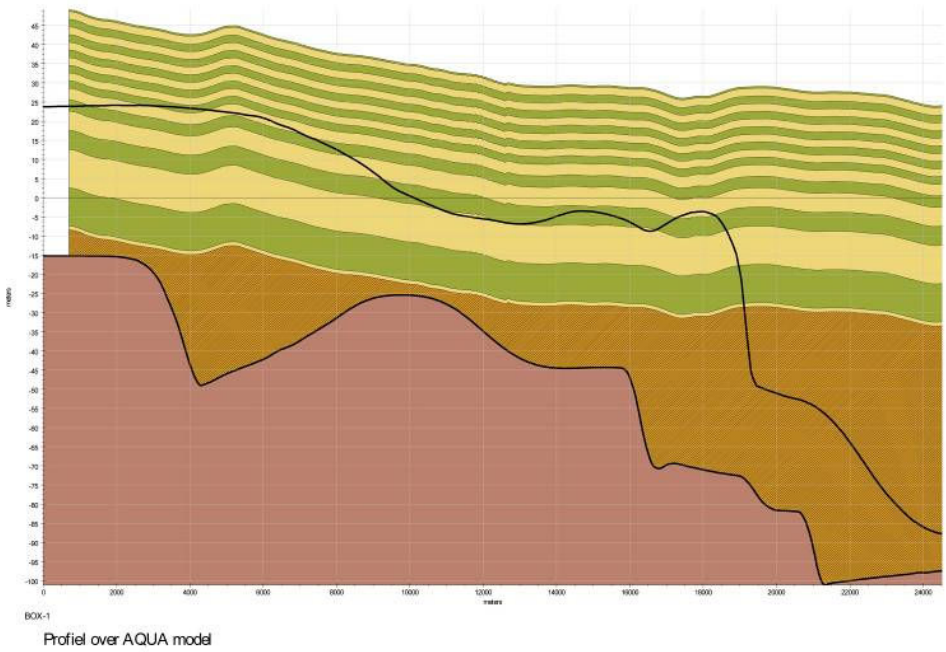
- zonder randvoorwaarden, en dan specifiek vaste stijghoogtes, kan het grondwatermodel geen unieke oplossing voor de massabalansen vinden;
- het inbrengen van bron- en lektermen naar en vanuit het gemodelleerde domein

Randvoorwaarden kunnen onderverdeeld worden in vaste stijghoogtes en vaste fluxen. Van het eerste type bevat het BeNeKempenmodel twee voorbeelden:

- de vaste stijghoogtes op de verticale modelranden (zie paragraaf 5.3.4)
- de vaste waterpeilen in waterlopen en plassen (zie paragraaf 5.3.5)

Opgelegde fluxen zitten eveneens op drie manieren in het BeNeKempenmodel:

- de opgelegde netto grondwateraanvulling (zie paragraaf 5.3.3.)
- de onttrekkingen (zie paragraaf 5.3.7)
- de “no-flux” voorwaarde op de onderrand van het model (de onderrand wordt dus als ondoorlatend aangenomen).



Figuur 5.2: ·Voorbeeld verticale schematisatie van het transportmodel. De zwarte lijnen geven de formatiegrenzen van het ondergrondmodel aan. De gele, groene en bruine lagen geven de verschillende modellagen aan. Het roze gedeelte is de ondoorlatende basislaag en doet niet mee in het transportmodel.

5.2.4 Aannames

Een model is altijd hoogstens een volgens de best beschikbare kennis opgestelde schematisatie en dus benadering van de werkelijkheid. Vanwege de beperkte beschikbaarheid van kennis, data en rekenkracht ontkomt een modelleur niet aan het inbrengen van vereenvoudigingen en het doen van aannames. De modelleur dient zich echter wel tot die aannames te beperken waarvan niet verwacht wordt dat zij een wig drijven tussen de conclusies van de modelstudie en de werkelijkheid.

Naast de aannames die ten grondslag liggen aan de mathematische formuleringen in MODFLOW zijn de belangrijkste aannames in het BeNeKempen grondwatermodel:

- Isotropie: de horizontale doorlatendheden zijn overal onder elke hoek gelijk. Hoewel we weten dat dit niet overal zo zal zijn, ontbreekt het aan data om anisotropie op een onderbouwde manier in het model te brengen.
- Dichte onderrand: de onderrand van het BeNeKempen model is als ondoorlatend gemodelleerd. Ook hiervan is bekend dat dit in werkelijkheid niet zo is. Voor de transportberekeningen heeft deze aanname echter geen gevolgen, omdat het transportvraagstuk zich enkel in de bovenste 30 meter afspeelt.
- Breuken: er wordt aangenomen dat de scherpe overgangen tussen formaties zoals die ter plaatse van breuken in het ondergrondmodel zitten en zoals die ook grotendeels intact gehouden worden door bovengenoemde wijze van verticaal knippen, voldoende de stromingsbeïnvloeding door deze breuken nabootsen. Er worden geen andere stromingsbeperkende eigenschappen aan breuken toegekend, zoals een verminderde doorlatendheid als gevolg van kleiversmering. Ook dit is weer ingegeven door het gebrek aan data. Tijdens de calibratie (zie sectie 5.4) werden overigens geen eenduidige aanleidingen gevonden iets aan de stromingsweerstanden ter plaatse van de breuken te veranderen.

5.2.5 Gebruikte data

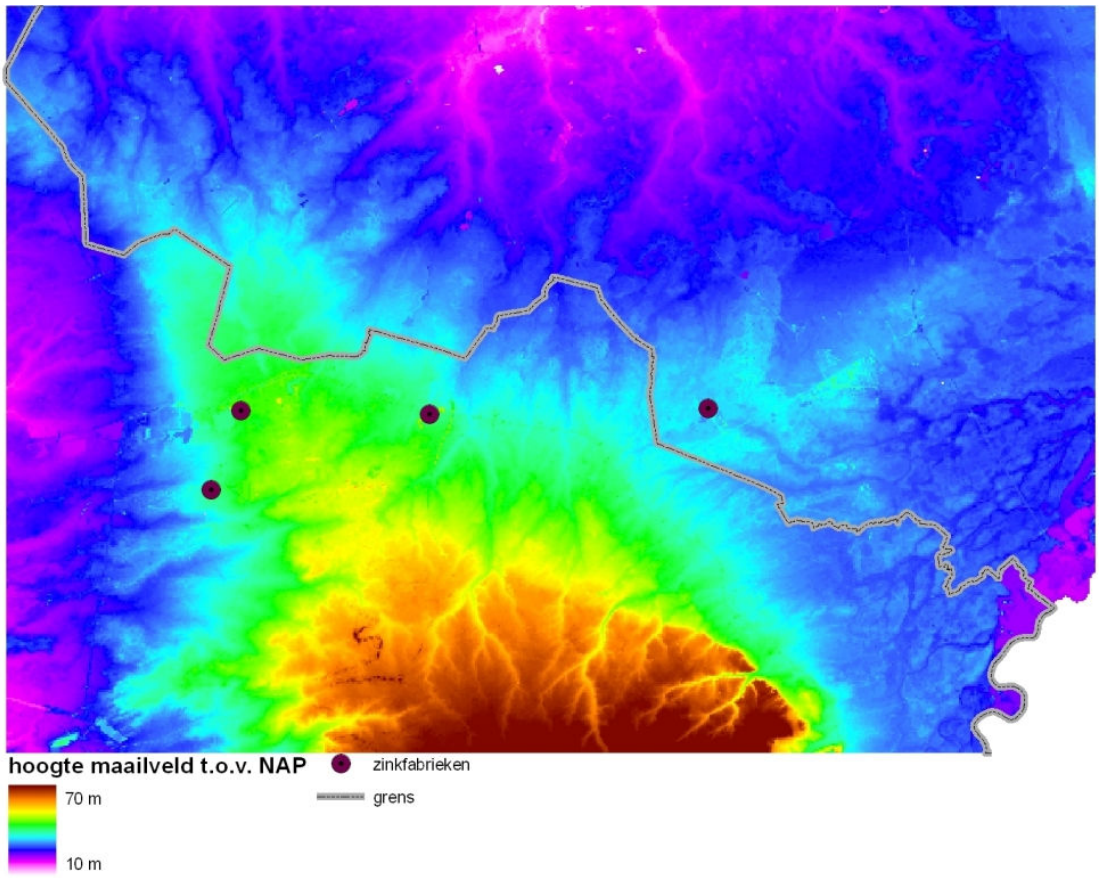
Het hydrodynamische model is opgebouwd uit data die zijn verzameld en verwerkt in het kader van drie eerdere modelstudies die samen het gehele modelgebied van de BeNeKempenstudie beslaan (zie Tabel 2.1). Het betreft het Limburgmodel IBRAHYM (Vermeulen et al., 2007) dat door TNO gebouwd is en twee regionale modellen welke door de Vrije Universiteit Brussel zijn ontwikkeld ten behoeve van het Vlaamse Grondwater Model (VGM): het model voor het Centraal Kempisch Systeem (Meyus et al., 2004; Verbeiren et al., 2006) (in het vervolg het CKS-model genaamd) en het model voor Maassysteem (Severyns et al., 2004; Severyns en De Smedt, 2006) (vanaf nu naar verwezen als het Maasmodel). Voor het Brabantse deel in het Limburgmodel IBRAHYM zijn de gegevens afkomstig uit het Waterdoelen Model.

In de volgende paragraaf wordt vooral beschreven hoe de informatie die besloten ligt in de bovengenoemde “moedermodellen” (IBRAHYM, CKS-model en Maasmodel) is bewerkt en gecombineerd tot de uiteindelijke modelinvoer voor het BeNeKempen model. Op kritieke punten zal ook beschreven worden hoe deze broninformatie in de eerdere modelstudies is verkregen, maar voor het grootste gedeelte wordt voor informatie over de oorspronkelijke data-acquisitie verwezen naar de betreffende rapporten.

5.3 Modelinvoer

5.3.1 Maaiveld

De maaiveldhoogte is afkomstig van het Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen (25x25 meter) en het AHN (5x5 meter) voor Nederland. Nederland werkt met het Normaal Amsterdams Peil (NAP) als referentiehoogte waartegenover de hoogtemetingen worden uitgedrukt. Vlaanderen gebruikt de Tweede Algemene Waterpassing (TAW). Het TAW ligt 2,32 meter hoger dan het NAP Figuur 5.3 geeft de maaiveldhoogte ten opzichte van NAP.
Het gehele modelgebied ligt boven zeeniveau. In het meest noordelijke deel bevindt het laagste punt zich op 14 m boven NAP. Het hoogste punt van 75 m boven NAP ligt in het meest zuidelijke deel.



Figuur 5.3: ·Hoogte maaiveld in meters ten opzicht van NAP

5.3.2 *Geohydrologie*

5.3.2.1 *Geohydrologische schematisatie*

De geohydrologische ondergrondschematisatie die gebruikt is voor het BeNeKempenmodel is aangeleverd door Soresma (2007a). Dit ondergrondmodel is onveranderd overgenomen. Wel is op advies van het consortium meer detail aangebracht in de 1^{e} quartaire aquifer van dit ondergrondmodel: het werd voor een goede modellering van de transportprocessen noodzakelijk geacht de deklagen apart in het model in te brengen, en dan met name de Formatie van Boxtel in het Nederlandse deel van het modelgebied en de HCOV 0150 in het Vlaamse gedeelte. In totaal betekent dit een toevoeging van 6 geohydrologische lagen aan het ondergrondmodel van Soresma:

1. Bxz1 (Formatie van Boxtel, zandlaag 1);
2. Bxk1 (Formatie van Boxtel, kleilaag 1 laagpakket van Liempde ofwel Brabantse leem);
3. Bxz2 (Formatie van Boxtel, zandlaag 2);
4. Bxk2 (Formatie van Boxtel, kleilaag 2 laagpakket van Best);
5. Bxz3 (Formatie van Boxtel, zandlaag 3);
6. HCOV 0150 (de deklagen in de quartaire aquifersystemen binnen de HCOV kartering).

De verspreiding en diktes van de Formatie van Boxtel zijn rechtstreeks overgenomen uit het Nederlandse ondergrondmodel REGIS2. Het voorkomen van de HCOV 0150

werd rechtsreeks ontleend aan digitale kaarten welke door de VVM aan het consortium ter beschikking werden gesteld.

De totstandkoming van het ondergrondmodel is in detail beschreven in het Soresma rapport “3D hydrologische kartering voor het BeNeKempengebied” (Soresma, 2007a). Het inbrengen van de deklagen is geschied door successievelijk de diktes van de betreffende lagen af te trekken van het eerstvolgende grensvlak erboven, te beginnen met het maaiveld zoals dat was aangeleverd door Soresma. Dus: de onderkant van Bxz1 werd verkregen door de dikte van deze laag af te trekken van het maaiveld, de onderkant van Bxk1 werd verkregen door de dikte van Bxk1 af te trekken van de onderkant van Bxz1, enzovoorts. De onderkant van de 1^{e} quartaire aquifer (Qaf1), zoals deze in het ondergrondmodel van Soresma zit, werd gehandhaafd, ondanks dat op enkele plaatsen de HCOV 0150 in de ons aangeleverde informatie nog wat dieper is ingeschat. Deze deklaag is dus waar nodig afgekapt op de onderkant van Qaf1, een ingreep die overigens een verwaarloosbaar effect heeft op het totale plaatje: het gaat om een aantal zeer kleine gebiedjes en het hoogteverschil bedraagt maximaal 5.5m.

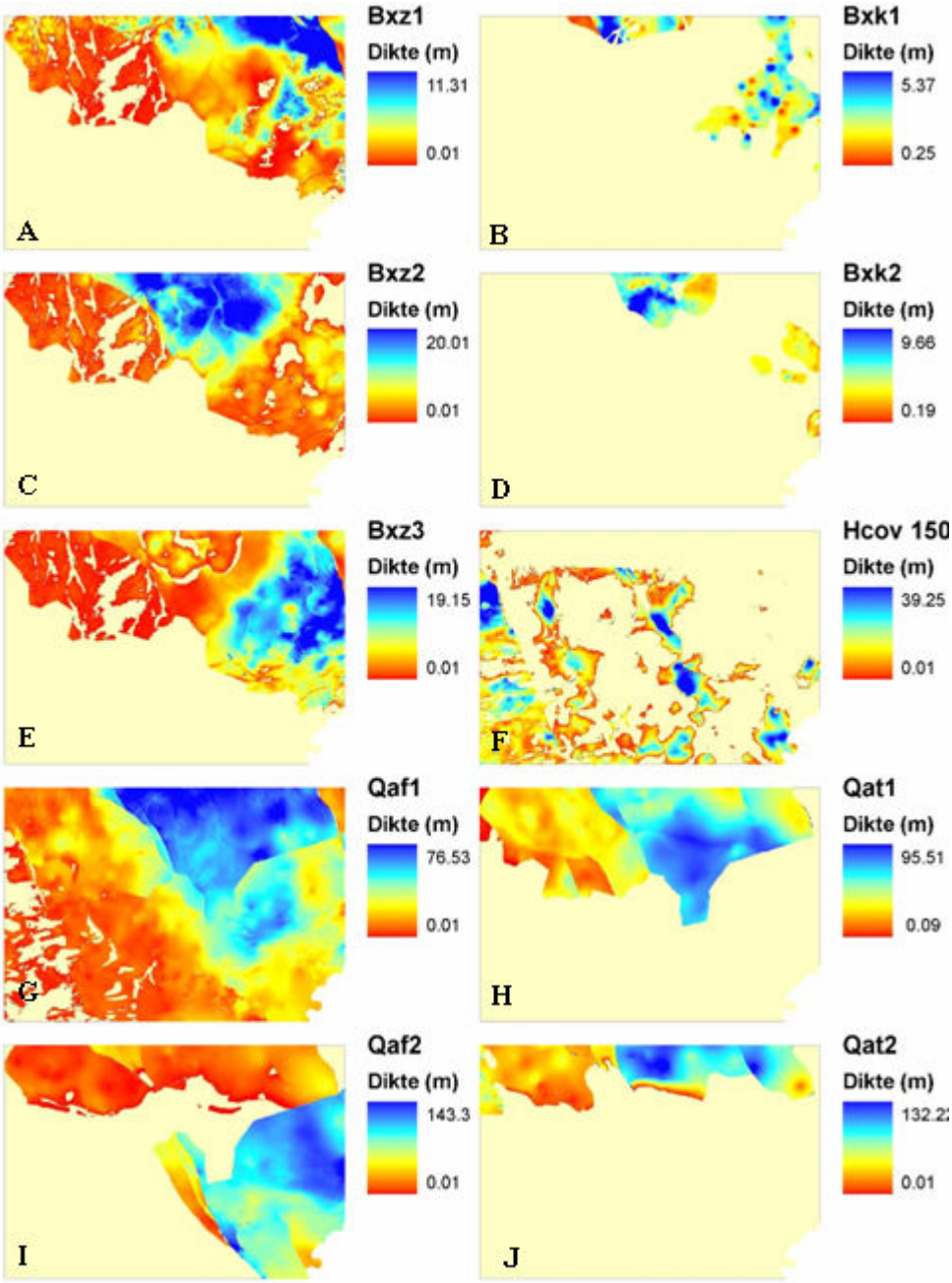
Naast de Qaf1 onderscheidt het ondergrondmodel van Soresma nog 11 geohydrologische pakketten. Deze 11 lagen zijn onveranderd in het BeNeKempen-ondergrondmodel overgenomen, waarbij nog wel de aantekening gemaakt dient te worden dat niet alle lagen in het aangeleverde Soresma-model overal netjes op elkaar aansloten: het kwam voor dat de onderkant van een bepaalde laag boven de onderkant van de laag erboven lag. In deze gevallen is de onderste laag van de twee op de betreffende locaties hypothetisch gemaakt (dus niet aanwezig). Een voorbeeld hiervan is de gatenkaasstructuur in het noordwesten van Figuur 5.4L. Ter plaatse van deze “gaten” is de laag door bovengenoemde ingreep weggevallen. Het zal duidelijk zijn dat deze situatie zich alleen voordoet op plaatsen waar lagen erg dun zijn, hetgeen betekent dat bovengenoemde ingreep verwaarloosbare stromings- en transporteffecten zal geven.

Tezamen met de Qaf1 en de 6 ingebrachte deklaagformaties komt het totaal aan geohydrologische lagen op 18, welke alle een aparte modellaag vormen in het BeNeKempen-grondwatermodel. Een overzicht van deze 18 lagen wordt gegeven in Tabel 5.2. De verspreiding (voorkomen en diktes) van alle 18 lagen wordt getoond in Figuur 5.4a t/m Figuur 5.4r. Tenslotte geeft Figuur 5.5, ter illustratie, een diagonale dwarsdoorsnede van het ondergrondmodel (van de zuidwesthoek van het modelgebied tot de noordoosten van het modelgebied).

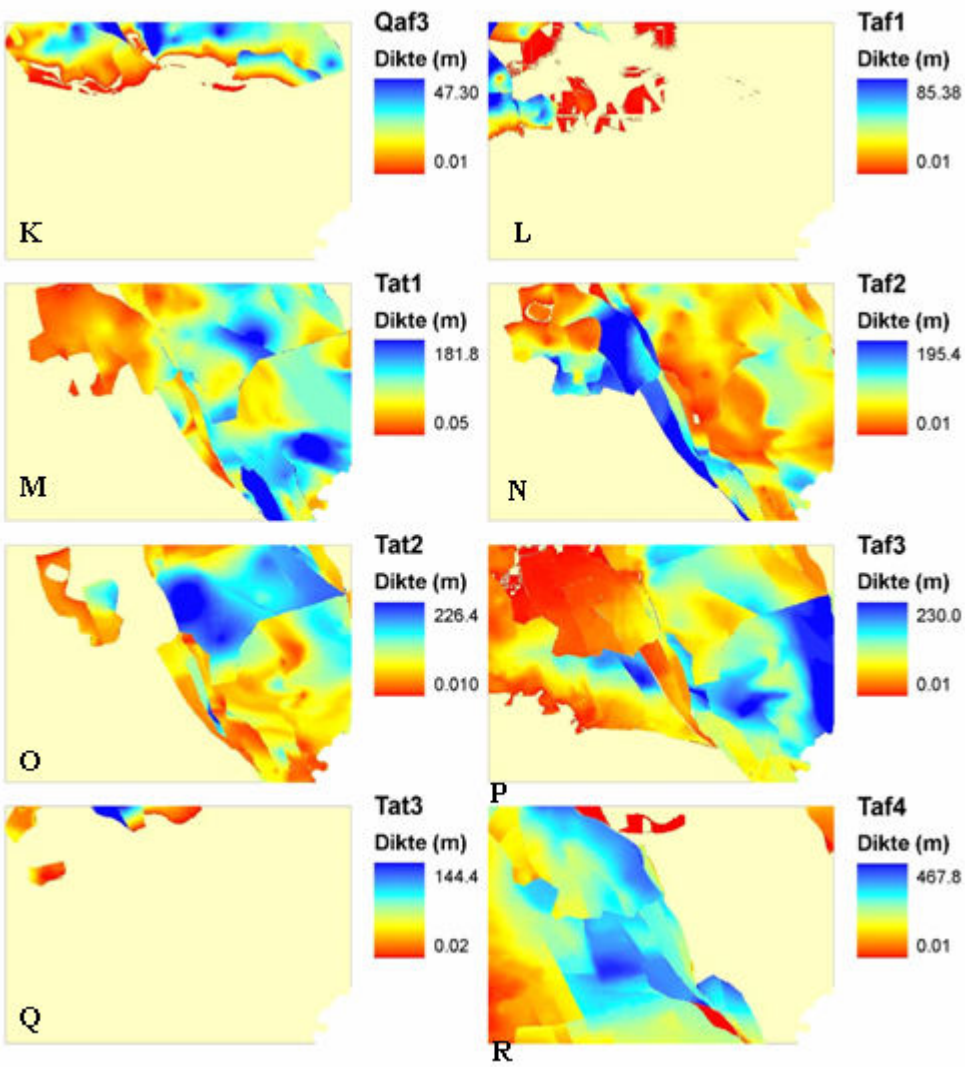
5.3.2.2 Parameterisatie

Soresma heeft het ondergrondmodel aangeleverd met een grove inschatting van enkele geohydrologische parameters. Grofweg gaat het om fysische ranges van bergingscoëfficiënten en van horizontale doorlatendheden voor de aquifers (of subeenheden van de aquifers) en verticale doorlatendheden voor de aquitards (of subeenheden daarvan). Bergingscoëfficiënten worden in deze studie niet gebruikt omdat deze alleen van belang zijn in instationaire berekeningen.
Vanwege het ontbreken van gedetailleerde informatie over ruimtelijke patronen van parameters en geostatistieken is besloten tot een zonale aanpak van de geohydrologische parameterisatie, wat inhoudt dat het ondergrondmodel wordt opgedeeld in zones waarbinnen parameters niet ruimtelijk variëren (homogeen). Bij het opgeven van de doorlatendheden heeft Soresma steeds onderscheid gemaakt tussen het plateau en de slenk in zowel Nederland als Vlaanderen. Het onderscheid tussen plateau en slenk is bij deze studie in stand gehouden, echter het Vlaamse deel en het

Nederlandse deel binnen plateau of slenk worden steeds als één zone gerekend, aangezien de fysische vormingsprocessen die tot het huidige bodemsysteem geleid hebben zich niet aan de landsgrenzen gehouden zullen hebben. Een illustratie van de zonering, die als zodanig dus op elke laag (behalve de Boxtellagen, zie hieronder) in het BeNeKempenmodel wordt toegepast, wordt gegeven in Figuur 5.6.



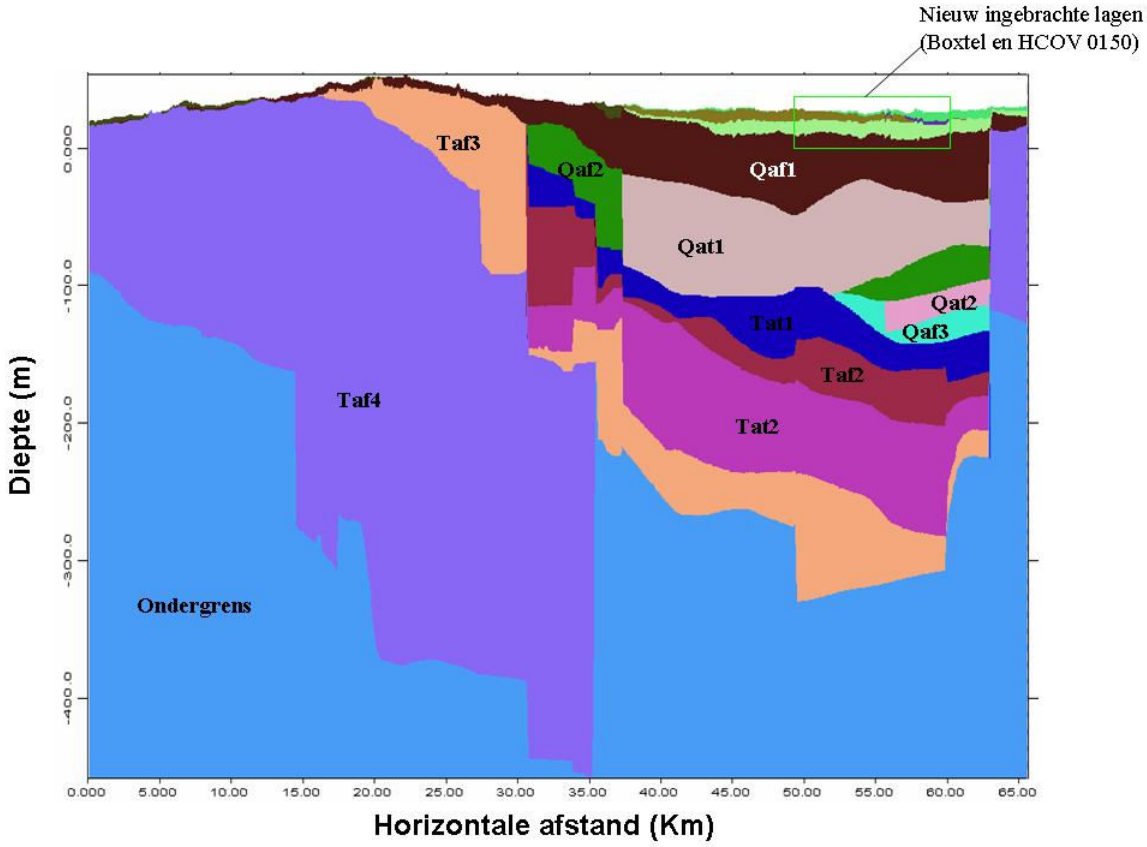
Figuur 5.4: · Verspreiding (voorkomen en diktes) van alle 18 lagen van het ondergrondmodel. De gebruikte afkortingen voor de namen van de formaties worden uitgelegd in Tabel 5.2.



Figuur 5.4. (vervolg)

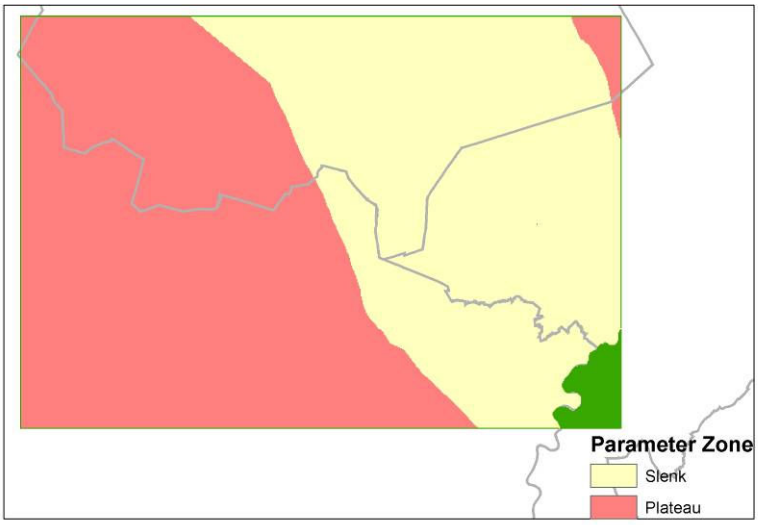
Tabel 5.2: ·Overzicht van de 18 geohydrologische lagen in de ondergrondschematisatie

Laag Nr.	Naam	Afkorting	Bron
1	Boxtel Zanden 1	Bxz1	REGIS2
2	Boxtel Klei 1	Bxk1	REGIS2
3	Boxtel Zanden 2	Bxz2	REGIS2
4	Boxtel Klei 2	Bxk2	REGIS2
5	Boxtel Zanden 3	Bxz3	REGIS2
6	Dekzanden	HCOV 0150	Soresma
7	1e Quartaire Aquifer	Qaf1	Soresma
8	1e Quartaire Aquitard	Qat1	Soresma
9	2e Quartaire Aquifer	Qaf2	Soresma
10	2e Quartaire Aquitard	Qat2	Soresma
11	3e Quartaire Aquifer	Qaf3	Soresma
12	1e Tertiaire Aquifer	Taf1	Soresma
13	1e Tertiaire Aquitard	Tat1	Soresma
14	2e Tertiaire Aquifer	Taf2	Soresma
15	2e Tertiaire Aquitard	Tat2	Soresma
16	3e Tertiaire Aquifer	Taf3	Soresma
17	3e Tertiaire Aquitard	Tat3	Soresma
18	4e Tertiaire Aquifer	Taf4	Soresma



Figuur 5.5: ·Diagonale dwarsdoorsnede door het ondergrondmodel, met ingebrachte Boxtellagen en HCOV 0150. De dwarsdoorsnede loopt grofweg van de zuidwesthoek van het modelgebied tot de noordoosthoek. De gebruikte afkortingen voor de namen van de formaties worden uitgelegd in Tabel 5.2.

Initiële inschattingen van de parameters (dat wil zeggen parameterwaarden waarmee de ijking werd ingezet) werden berekend vanuit de door Soresma aangeleverde informatie. Steeds werd simpelweg een gemiddelde berekend van alle voor een bepaalde zone opgegeven waarden voor een bepaalde parameter. Het gebrek aan informatie rechtvaardigt deze eenvoudige aanpak. Verticale doorlatendheden van aquifers werden berekend als een derde van de horizontale doorlatendheid. Omgekeerd werden horizontale doorlatendheden van aquitards berekend als drie maal de verticale doorlatendheid. Het werd de meeste parameters toegestaan tijdens de ijking aangepast te worden. Een overzicht van de initiële waarden van de geohydrologische parameters van de Soresmalagen wordt gegeven in paragraaf 5.4 (Tabel 5.3).
Een uitzondering op de zonale aanpak van parameterisatie vormen de Boxtellagen. Vanuit REGIS2 zijn hier ruimtelijke heterogene inschattingen van de doorlatendheden beschikbaar. Deze ruimtelijke variatie is in stand gehouden. Tijdens de ijking werd slechts een vermenigvuldigingsfactor, toegepast op een gehele laag, toegestaan om aangepast te worden.



Figuur 5.6: ·Illustratie van de toegepaste zonering (onderscheid tussen Plateau en Slenk) op de formaties uit Tabel 5.2 (met uitzondering van de Boxtellagen). Het groene gebied ten zuidoosten van de Maas is inactief modelgebied.

5.3.3 *Grondwateraanvulling*

Een belangrijke drijvende kracht achter de grondwaterstroming is de grondwateraanvulling of netto neerslag. De wijze waarop deze is berekend is beschreven in paragraaf 4.3.2.

5.3.4 *Randvoorwaarden op de verticale modelranden*

De randvoorwaarden op de verticale randen van het BeNeKempenmodel bestaan volledig uit vaste stijghoogtes die zijn overgenomen uit het Limburgmodel (de noordgrens en een deel van de oostgrens), het CKS-model (de westgrens en een deel van de zuidgrens) en het Maasmodel (een deel van de zuidgrens, de oostgrens en de Maas). Behalve de laatstgenoemde grensconditie (de Maas) zijn alle vaste stijghoogtes overgenomen uit de stationaire resultaten van de moedermodellen.
Uit de modelresultaten van het CKS-model is gebleken dat er langs de westrand van het BeNeKempenmodel nauwelijks variatie aanwezig is in stijghoogte tussen de modellagen (van het CKS- model): alleen in de noord-zuidrichting is een duidelijk verloop zichtbaar. Daarom is de stijghoogte op de westrand van het BeNeKempen modelgebied in alle lagen simpelweg vastgezet op de stijghoogtes langs deze modelrand in laag 3 van het CKS-model. Daar waar deze laag niet voorkomt langs de BeNeKempen modelgrens (het gaat hier slechts om enkele cellen), zijn de stijghoogtes geïnterpoleerd op basis van de nearest-neighbor-methode.

Voor de zuidgrens, van kolom 1 tot 421, geldt eenzelfde verhaal: het CKS-model en het Maasmodel vertonen hier geen variatie in stijghoogtes tussen lagen, alleen in de horizontaal. De stijghoogtes op de zuidrand zijn daarom vastgezet op de stijghoogtes zoals die berekend zijn voor laag 5 van het CKS-model (voor dat deel van de zuidgrens dat met dit CKS-model overlapt) en voor laag 4 van het Maasmodel (voor het resterende deel).
In het overige deel van de modelgrens (dus de noordgrens, de oostgrens en de zuidgrens van kolom 422 tot aan de Maas) is er wel veel verloop in de stijghoogte tussen de verschillende lagen. Dit verloop moet dus overgebracht worden naar de modelgrens van

het BeNeKempenmodel. De vaste stijghoogtes voor deze delen van de modelgrens zijn alle overgenomen van het Limburgmodel. Dit is gedaan door ter plaatse van de modelrand de Limburgmodellagen over de BeNeKempenmodellagen heen te leggen en op basis van de berekende overlap tussen de lagen de stijghoogtes uit het Limburgmodel op de modelrand van het BeNeKempenmodel te projecteren.

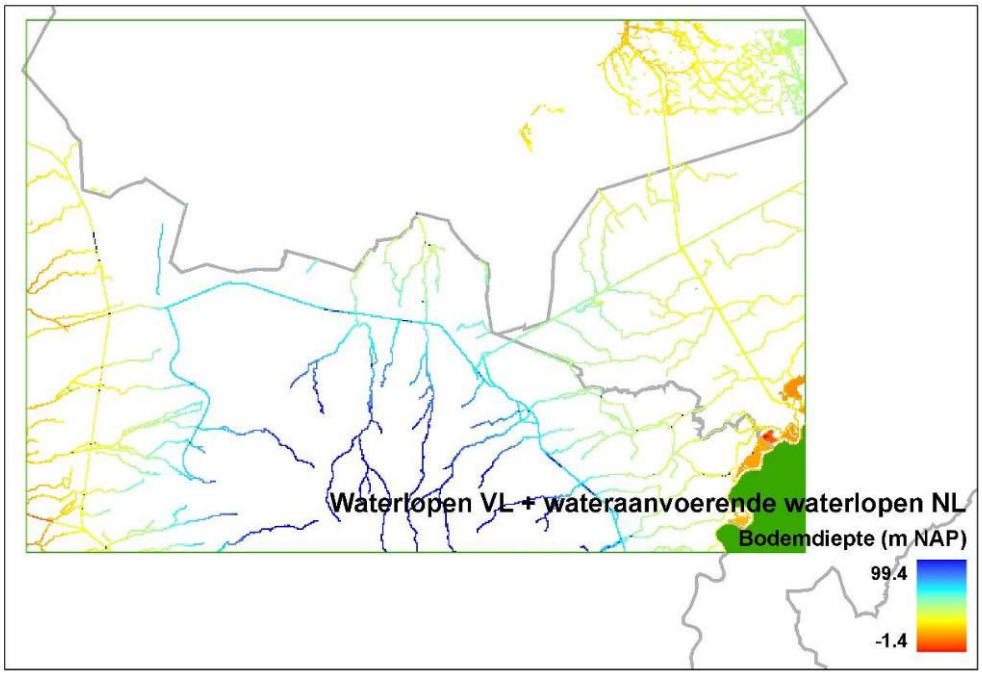
5.3.5 Oppervlaktewater

Vlaams deel

In het Vlaamse Grondwater Model wordt onderscheid gemaakt tussen een 0^e, een 1^e en een 2^e categorie waterlopen. De 0^e categorie staat voor bevaarbare waterlopen en kanalen, en de 1^e en 2^e categorie betreffen onbevaarbare waterlopen waarbij de 2^e categorie kleinere waterlopen bevat dan de 1^e categorie. De 1^e categorie betreft onbevaarbare waterlopen met een brongebied van tenminste 5000 ha, terwijl de 2^e categorie de waterlopen bevat welke noch in de 1^e, noch in de 3^e categorie thuishoren, waarbij de 3^e categorie onbevaarbare waterlopen betreft die de brongemeente nog niet verlaten hebben of nog niet zijn uitgemond in een waterloop van een hogere categorie (Wet van 28 december 1967 betreffende de onbevaarbare waterlopen, Artikel 1 en 2). De 3^e categorie onbevaarbare waterlopen is niet expliciet in het VGM en de deelmodellen ervan opgenomen. De 0^e, 1^e en 2^e categorie waterlopen in het CKS-model en het Maasmodel zijn rechtstreeks, voor de gebieden overeenkomend met het Belgische gedeelte van het BeNeKempenmodel, overgenomen in de RIVER module van het BeNeKempen-model.

De RIVER module vraagt voor elk waterloopsegment (i.e. dat van een waterloop dat binnen 1 modelcel valt) een waarde voor de hoogteligging van de waterloopbodem, het waterpeil en de conductance van de waterbodem. Deze informatie stond ter beschikking aan het consortium in de vorm van ArcGis shapefiles welke aan de basis hebben gelegen van het CKS- en het Maasmodel. De waarden voor de genoemde eigenschappen van de waterlopen zijn in deze shapefiles per lijnsegment gegeven en principe rechtstreeks overgenomen in het BeNeKempenmodel, met dien verstande dat:

- de diepteliggingen en de waterpeilen natuurlijk zijn omgerekend van mTAW naar mNAP (= mTAW – 2.32m).
- de conductancewaarden zijn herberekend zodat ze gelden voor de gridcelgrootte van het BeNeKempenmodel (100 x 100m). Hiertoe zijn de lengtes van de waterloopsegmenten binnen de modelcellen berekend waarna de aangeleverde conductancewaarden, welke waren opgegeven per lengte-eenheid, hiermee werden vermenigvuldigd.



Figuur 5.7: ·Visualisatie van de waterlopen- (RIVER) module. De figuur toont de diepteliggingen van de bodems van alle expliciet in het model opgenomen Vlaamse waterlopen, en van die Nederlandse waterlopen die in het Limburgmodel als gemiddeld wateraanvoerend werden aangemerkt.

In het Maasmodel zijn de Maasplassen niet expliciet opgenomen. Dit is wel het geval in het Limburgmodel, waar de Maasplassen samen met de Maas zelf in de RIVER-module zitten (wateraanvoer). De kartering van de Maas voor het BeNeKempenmodel is echter overgenomen uit het Maasmodel, omdat deze kartering iets afwijkt van de kartering in het Limburgmodel maar wel exact de grens vormt van het ondergrondmodel. De Maas in het Limburgmodel komt dus niet exact overeen met deze grens. Daarom zijn alleen de Maasplassen uit de Maas/Maasplassen-invoerbestanden van het Limburgmodel overgenomen, en niet de Maas zelf. Hiertoe zijn deze in ArcMap uit de invoerbestanden geknipt en zijn er aparte invoerbestanden voor het BeNeKempenmodel van gemaakt.

De waterlopen zijn op basis van de hoogteligging van de waterloopbodem verdeeld over de verschillende modellagen van het BeNeKempenmodel.

Nederlands deel

In de stationaire variant van het Limburgmodel is een onderverdeling gemaakt tussen waterlopen die gemiddeld draineren en waterlopen die gemiddeld wateraanvoerend zijn. In de RIVER module van dit stationaire Limburgmodel en dientengevolge ook van het Nederlandse deel van het BeNeKempenmodel zijn alleen de waterlopen opgenomen die gemiddeld wateraanvoerend zijn; de gemiddeld drainerende waterlopen zijn verwerkt in de DRAIN module (zie sectie 5.3.6). Het verschil tussen de DRAIN en RIVER module zit hem vooral in het feit dat in de RIVER module een waterpeil opgegeven dient te worden en in de DRAIN module niet. Een waterloop uit de RIVER module infiltreert indien de stijghoogte in de betreffende modelcel lager is dan het opgegeven waterpeil. Indien de stijghoogte in de modelcel hoger is dan het waterpeil, vindt afvoer plaats door de waterloop.

De invoerbestanden (i.e. de hoogteliggingen van de rivierbodems, de waterpeilen en de conductances van de waterbodems) voor de wateraanvoerende waterlopen bestaan uit omwerkingen van de 25x25m bestanden van het Limburgmodel. De omwerking bestaat uit de volgende stappen:

- het modelgebied van de BeNeKempen is uit de Limburgbestanden “geknipt”;
- opschaling naar waarden die overeenstemmen met het grovere 100x100m grid. Voor de hoogteliggingen en de waterpeilen komt deze opschaling neer op het aggregeren van waarden uit het fijnere grid waarbij deze waarden eenvoudig worden gemiddeld. Voor de conductances van de waterbodem dienen bij aggregatie de waarden uit het fijnere grid echter gesommeerd te worden, aangezien het hier om een oppervlakte-afhankelijke eigenschap gaat.

Bovenstaande procedure is ook uitgevoerd voor de Maasplassen (deels Vlaams gebied, maar de invoerbestanden zijn afkomstig van het Limburgmodel).

Ook voor het Nederlandse deel van het modelgebied geldt natuurlijk dat de waterlopen op basis van de hoogteligging van de waterloopbodems verdeeld zijn over de verschillende lagen van het BeNeKempenmodel.

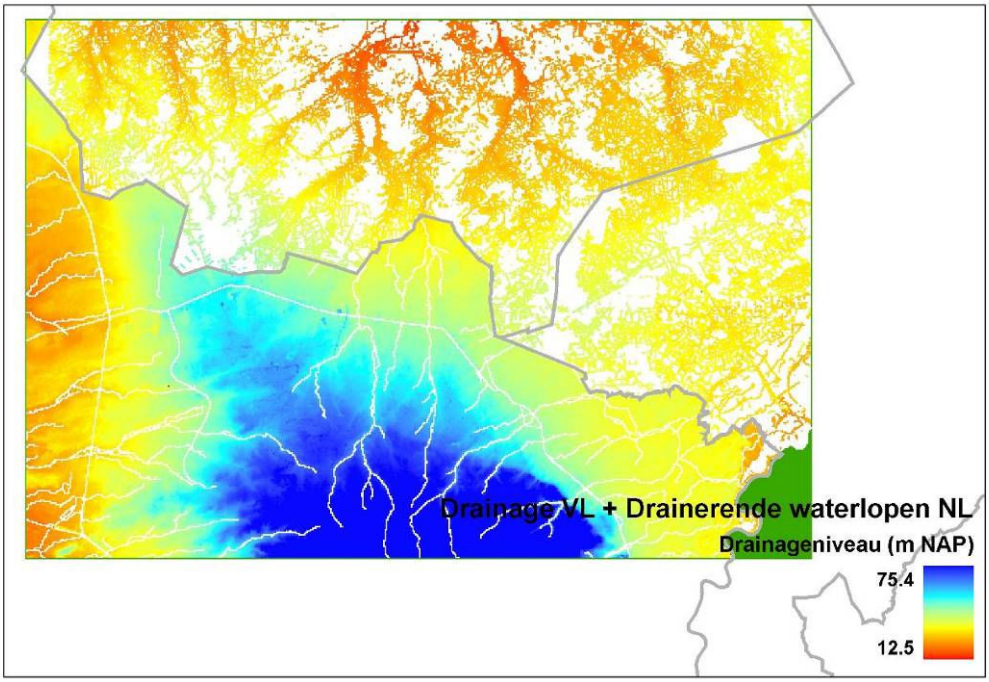
Figuur 5.7 geeft een visualisatie van de RIVER module, met voor het Vlaamse deel dus alle in het grondwatermodel opgenomen waterlopen en voor het Nederlandse deel alleen die waterlopen die door het Limburgmodel als gemiddeld wateraanvoerend werden gemodelleerd.

5.3.6 Drainage

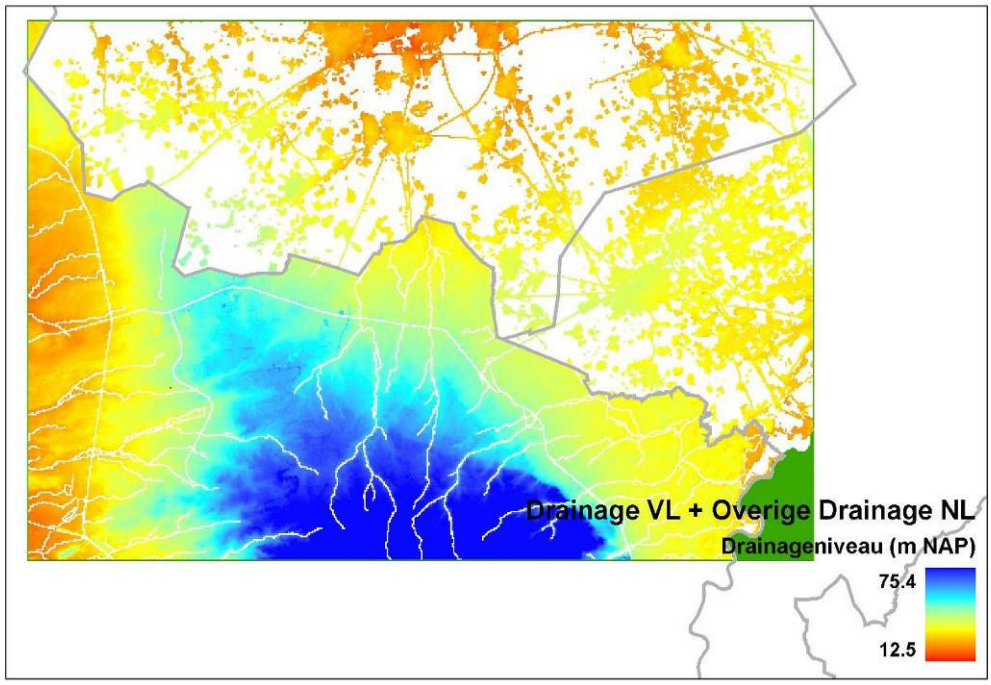
De conceptuele verwerking van de drainage verschilt sterk tussen de Vlaamse en Nederlandse moedermodellen van het BeNeKempenmodel. Bij het ontbreken van een goede kartering van de 3^{e} categorie waterlopen en overige drainagemiddelen in Vlaanderen wordt in de Vlaamse modellen alle drainage door deze ontwateringsmiddelen geaggregeerd tot een vlakdekkende drainagekaart (zie het Vlaamse deel van Figuur 5.8 en Figuur 5.9) met voor elke modelcel (ongeacht of er drainage plaatsvindt of niet) inschattingen van de voor de betreffende modelcel effectieve waarden voor drainageniveau en drainageweerstanden. Het effectieve drainageniveau werd afgeleid van (indirecte) waarnemingen van gemiddelde grondwaterstanden. Voor de drainageweerstand werd een constante waarde aangenomen voor het gehele gebied overlappend met het BeNeKempenmodel en werd er tijdens de calibratiefase (van de ontwikkeling van de Vlaamse grondwatermodellen) bekeken of deze waarden aanpassing behoefden (wat overigens niet het geval bleek te zijn).
In het Limburgmodel zit de afwatering echter explicieter verwerkt in de modelinvoer. De drainagemodule heeft alleen invoer voor modelcellen waarin daadwerkelijk drainagemiddelen (aangenomen worden) aanwezig (te) zijn. De toegekende parameterisatie van de module is ook expliciet afgeleid voor deze drainagemiddelen: de drainagediepte en drainageconductance toegekend aan een bepaalde cel voor een bepaald drainagemiddel zijn ook de ingeschatte waarden voor dat drainagemiddel. Voor gedetailleerde informatie over de gebruikte methodieken wordt verwezen naar Vermeulen et al. (2007) of Snepvangers en Berendrecht (2007).
Figuur 5.8 en Figuur 5.9 illustreren het verschil in drainageconcept tussen het Vlaamse en Nederlandse deel. Het Vlaamse deel is een vlakdekkende kaart, terwijl in het Nederlandse deel gedraineerde cellen onderscheiden kunnen worden van cellen zonder drainagemiddelen. Hierbij is wat het Nederlandse deel betreft een aparte kaart gemaakt

voor de drainage door waterlopen (greppels, sloten, rivieren, primaire watergangen, secundaire watergangen, rivieren, kanalen, beken en meren) en buisdrainage. Deze laatste is niet expliciet maar statistisch gekarteerd. Voor het aanwijzen van de percelen met buisdrainage is een bepaalde beslisprocedure gevolgd welke beschreven staat in Bijlage H van Vermeulen et al. (2007). Naast deze percelen in het landelijk gebied wordt er wordt voor het Nederlandse modelgebied aangenomen dat al het stedelijk gebied, evenals hoofd- en spoorwegen, vliegvelden, boomgaarden, begraafplaatsen, boomkwekerijen en fruitkwekerijen met buisdrainage gedraineerd worden.
Voor het BeNeKempenmodel is besloten tot een hybride benadering van de drainage waarin de conceptuele verschillen tussen de Vlaamse modellen en het Nederlandse model dus worden gehandhaafd. De voornaamste reden hiervoor is dat het overnemen van de Nederlandse aanpak voor het Vlaamse gebied onmogelijk is aangezien hiervoor de basisgegevens ontbreken. Andersom zou het overnemen van de Vlaamse methode voor het Nederlandse modelgebied een onnodige vereenvoudiging van de modellering betekenen wat de voorspellende waarde van het model niet ten goede kan komen.

Hieronder wordt, wederom afzonderlijk voor het Vlaamse en Nederlandse modelgebied, de constructie van de drainagemodule besproken.



Figuur 5.8: ·Visualisatie van de drainagemodule. De figuur toont de drainageniveaus van alle drainage in Vlaanderen en van de drainage in Nederland door waterlopen (greppels, sloten, rivieren, primaire watergangen, secundaire watergangen, beken, kanalen en meren) die door het Limburgmodel als gemiddeld drainerend zijn berekend.



Figuur 5.9: ·Visualisatie van de drainagemodule. De figuur toont de drainageniveaus van alle drainage in Vlaanderen en van de drainage in Nederland door buisdrainage

Vlaams deel

Voor het Vlaamse deel van het modelgebied had het consortium de beschikking over ArcGIS shapefiles van de ingeschatte drainageniveaus (in m -mv) welke ten grondslag hebben gelegen van de Vlaamse grondwatermodellen. De afzonderlijke shapefiles voor het CKS- en het Maasmodel zijn samengevoegd en verrasterd en geknipt naar het modelgrid van het BeNeKempenmodel. Op plaatsen waar in de shapefiles geen ingeschat drainageniveau gegeven werd, is het drainageniveau, net als in de Vlaamse grondwatermodellen, op 0.05m beneden maaiveld gezet. Er zijn geen draincondities toegekend aan cellen die al een waterloop van de 0^e, 1^e of 2^e categorie bevatten of anderszins een vaste stijghoogte opgelegd hebben gekregen.

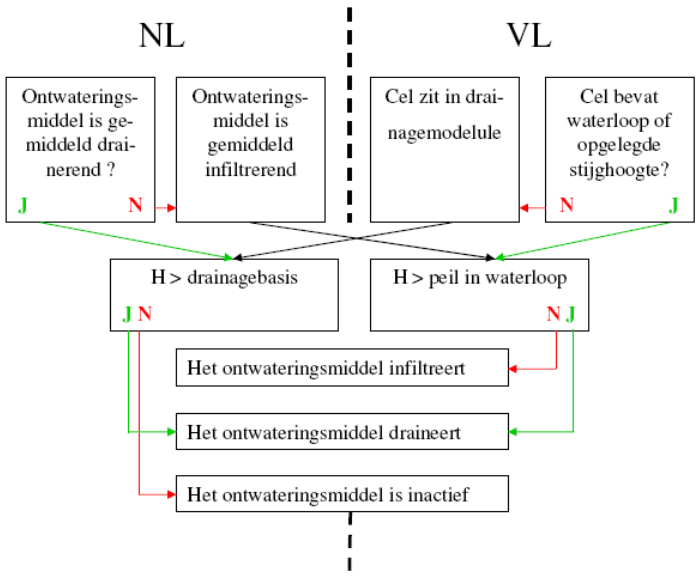
De drainageconductance werd voor alle in de drainagemodule actieve cellen gelijk gesteld aan 40 m^2/d, wat overeenkomt met de aangenomen conductancewaarde in de Vlaamse modellen (250 m^2/d), gecorrigeerd voor de (6.25x) kleinere gridceloppervlakte.

Nederlands deel

Zoals gezegd bestaat de drainage, zoals ingebracht in het Nederlandse deel van het grondwatermodel, uit buisdrainage en uit drainage door waterlopen, waarvan de laatste alleen in de DRAIN module is opgelopen als de waterloop in het Limburgmodel als gemiddeld drainerend is gemodelleerd. Anders is de waterloop verdisconteerd in de RIVER module.
Er is voor het Nederlandse deel weer uitgegaan van de 25x25m invoerbestanden van het Limburgmodel. Het gaat om afzonderlijke bestanden voor de drainageniveaus en de drainageconductances, welke exact zijn behandeld zoals de bestanden voor respectievelijk de diepteliggingen van de waterbodems en de waterbodemconductance van de gemiddeld wateraanvoerende waterlopen, zoals hierboven beschreven.

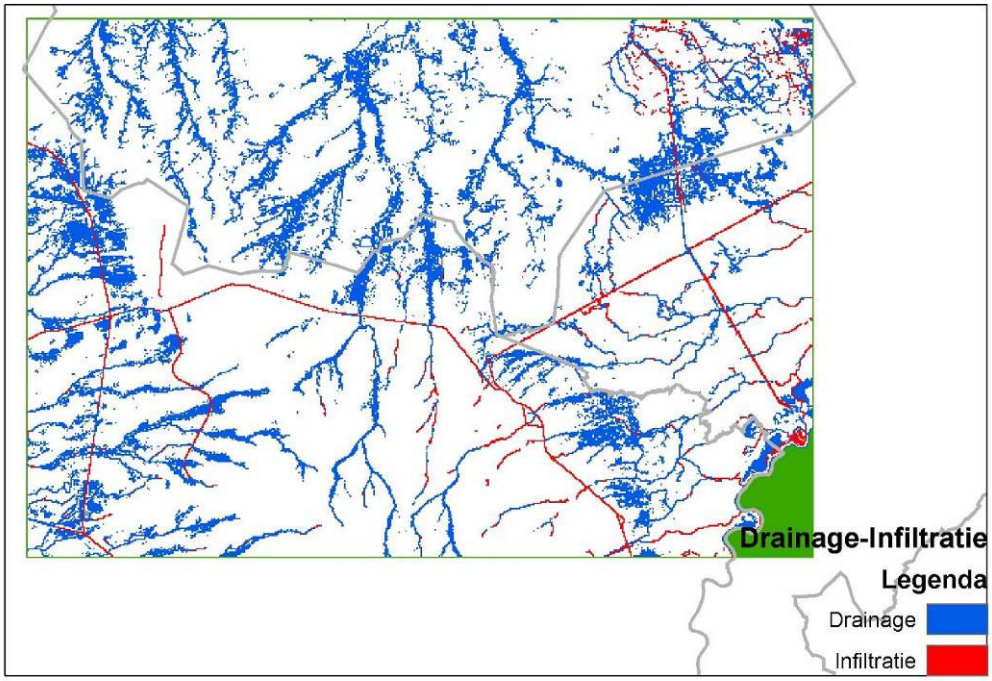
Voor zowel het Vlaamse als het Nederlandse deel geldt dat het afwateringssysteem verdeeld is over de modellagen op basis van het drainageniveau.

Figuur 5.10 geeft ter verduidelijking een schematische weergave van de conceptuele verschillen tussen de verwerking van de afwatering in het Nederlandse en het Vlaamse modelgebied.



Figuur 5.10: ·Schematisch overzicht van het verschil in concept tussen de modellering van de afwatering in het Nederlandse (NL) en het Vlaamse (VL) modelgebied. H = gemodelleerde stijghoogte in de betreffende modelcel.

Figuur 5.11 laat zien dat de verschillende gehanteerde concepten voor wateraanvoer en drainage in het Nederlandse en Vlaamse modelgebied niet leiden tot grenseffecten of duidelijk verschillende patronen aan weerszijden van de landsgrens. Zo laat de figuur bijvoorbeeld duidelijk zien dat, ondanks dat in elke cel binnen het Vlaamse deel drainage is gedefinieerd (met uitzonderingen zoals hierboven beschreven), drainage zich hoofdzakelijk beperkt tot in en rondom de beken, in een met het Nederlandse deel vergelijkbaar patroon.



Figuur 5.11: ·Drainage versus infiltratie zoals berekend met het grondwatermodel, voor de modelcellen welke een RIVER- of DRAIN- randvoorwaarde hebben.

5.3.7 *Grondwaterwinningen*

Voor het Vlaamse modelgebied was vanuit de Vlaamse moedermodellen informatie beschikbaar gesteld over effectieve en vergunde onttrokken hoeveelheden voor het jaar 2000. Door ANIMAL zijn in aanvulling daarop de vergunde debieten voor het jaar 2005 ter beschikking gesteld. Voor het Nederlandse gedeelte zijn lange tijdreeksen beschikbaar van onttrokken debieten. Om te voorkomen dat tijdrovende tijdreeksanalyses opnieuw uitgevoerd hadden moeten worden is besloten om gebruik te maken van de hierboven genoemde en als zodanig beschikbare gegevens, en deze discrepantie in tijdsbases van de winningengegevens in stand te houden. Met het oog op calibratie wordt deze discrepantie niet als problematisch gezien, aangezien de stijghoogtemetingen in elk modelgebied dezelfde tijdsbasis hebben als de winningengegevens.

<u>Vlaams gedeelte</u>

Zoals gezegd was voor het Vlaamse modelgebied informatie beschikbaar over effectieve en vergunde onttrokken hoeveelheden voor het jaar 2000 en over vergunde debieten voor het jaar 2005. De winningenset voor 2000 werd gebruikt voor de modelcalibratie, aangezien de stijghoogtemetingen ook gemiddelden waren van dat jaar. In de calibratieversie van het model werden dezelfde debieten gebruikt als in de Vlaamse modellen.

De winningenset voor 2005 werd gebruikt voor de transportberekeningen (de historische runs uitgezonderd), om van de meest actuele informatie uit te gaan. Hier diende zich echter het probleem aan dat voor 2005 alleen vergunde debieten beschikbaar waren, en van de effectieve debieten derhalve een inschatting gemaakt diende te worden. Hiertoe is voor winningen die in 2000 ook al bestonden is het

effectieve debiet van 2000 overgenomen. Voor nieuwe winningen (t.o.v. 2000) is het effectieve debiet ingeschat op basis van de verhouding tussen vergund en effectief debiet voor winningen van vergelijkbare grootte. Een dergelijke analyse is in het kader van de constructie van de Vlaamse grondwatermodellen ook al uitgevoerd. Daarbij werden grofweg de volgende getallen gevonden:

- Voor winningen > 5000 m^3/jaar: effectief debiet ≈ 55% van vergund debiet (gemiddeld).
- Voor winningen < 5000 m^3/jaar: effectief debiet ≈ 90% van vergund debiet (gemiddeld).

Deze percentages werden toegepast op de winningenset van 2005, om effectieve debieten van de nieuwe winningen in te schatten.

Om de grondwaterwinningen uit de Vlaamse modellen toe te kennen aan de lagen in het BeNeKempenmodel, is gebruik gemaakt van de HCOV-code welke van alle winningen bekend was. Op basis van de HCOV-code werd de winning eerst toegekend aan een laag van het oorspronkelijke Soresma-ondergrondmodel (zonder de Boxtellagen, want deze komen in Vlaanderen niet voor). Vervolgens werden de debieten van de winningen naar rato verdeeld over de grondwatermodellagen op basis van de mate van overlap tussen de grondwatermodellaag en de “Soresmalaag” waar de winning toe behoort. Een winning kan dus over meerdere lagen van het grondwatermodel verdeeld worden.

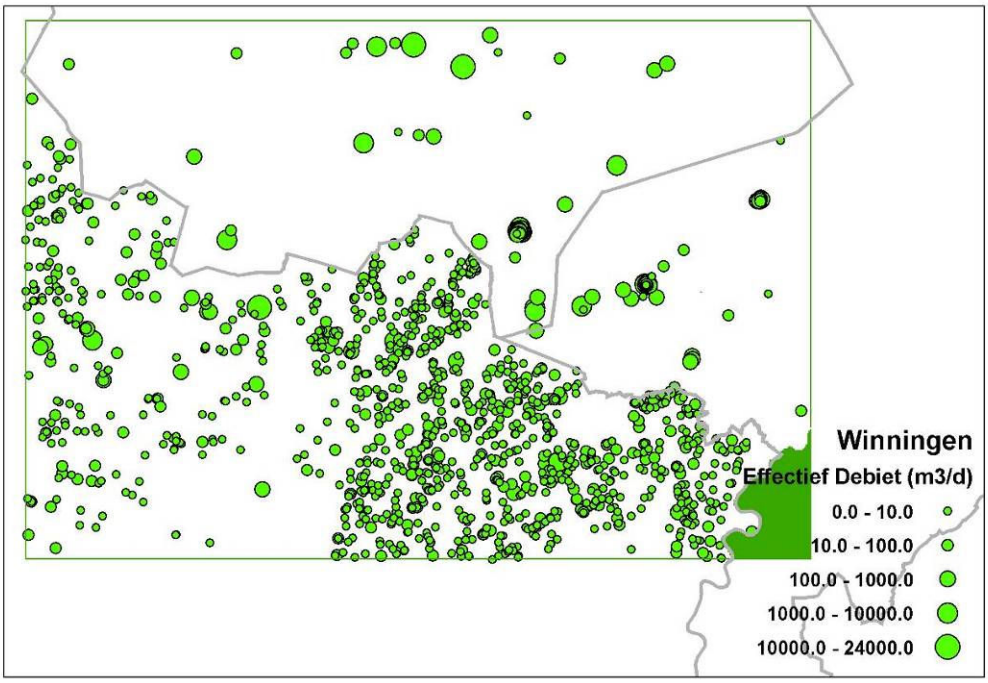
Bovenstaande procedure ging in het geval van een aantal winningen mank om de volgende redenen:

- 8 winningen hadden een te grove inschatting van de HCOV-code in de bronbestanden (HCOV200). Op basis hiervan konden deze winningen niet eenduidig aan een Soresmalaag toegekend worden. Deze filters zijn op basis van filterdieptes en laagdiktes van het ondergrondmodel aan Soresmalagen toegekend.
- De aan de winningen toegekende HCOV-code komt niet altijd op de (X,Y) coördinaat van de winning voor (waarschijnlijk door verschillen in ondergrondmodellering tussen de verschillende modellen). In deze gevallen werden de winningen automatisch doorgeschoven naar de eerstvolgende, wel op deze locatie voorkomende aquifer. In een aantal gevallen bood ook dat geen soelaas omdat er zich geen aquifers onder de oorspronkelijk aan de winning toegekende aquifer bevond. Uit inspectie is gebleken dat deze winningen zich steeds ten oosten (in de slenk) van het verspreidingsgebied van Qaf4, waar ze oorspronkelijk toe gerekend zijn, bevinden. Al deze winningen zijn daarom in Qaf3 gezet.

<u>Nederlands gedeelte</u>

De (ingeschatte effectieve) debieten behorend bij de winningen uit het Limburgmodel zijn langjarige mediane waarden. Voor elke winning werd opgezocht wat de bovenkant en de onderkant van de laag in het Limburgmodel op de (X,Y)-coördinaat van de winning is. Vervolgens werd de winning verdeeld over de grondwatermodellagen op een manier die identiek is aan wat hierboven is beschreven voor de plaatsing van Vlaamse winningen in de grondwatermodellagen.

In Figuur 5.12 worden de liggingen en de debietklassen van alle winningen weergegeven (volgens de set uit 2000). Uit het verschil in dichtheid van de winningen blijkt duidelijk dat in Vlaanderen er een administratie is van kleine winningen en in Nederland niet. Later in dit rapport (bij de beschrijving van de bedreigde objecten) wordt weergegeven welke van deze winningen voor menselijke consumptie zijn.



Figuur 5.12: ·De locaties en de debieten van de grondwaterwinningen in het BeNeKempenmodel

5.3.8 Stijghoogtemetingen

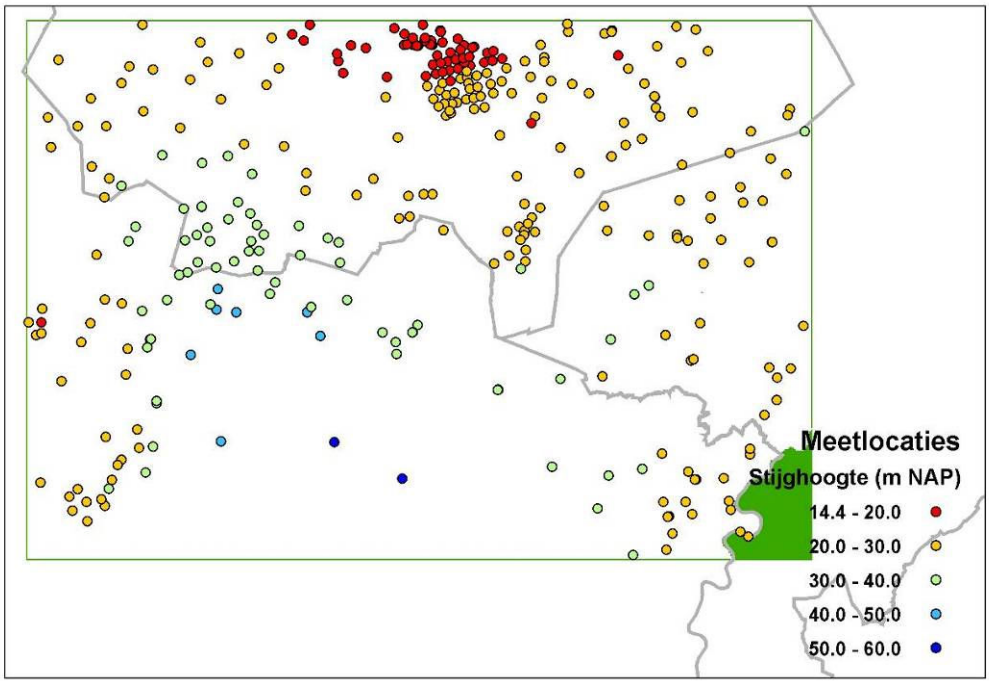
Vlaams gedeelte

Voor het Vlaamse modelgebied kon van 174 meetlocaties een gemiddelde stijghoogte over het jaar 2000 (het jaar waarvan ook de gemiddelde debieten van de Vlaamse grondwaterwinningen bekend waren) berekend worden. Toekenning van de meetpunten aan de lagen van het BeNeKempenmodel kon weer grotendeels plaatsvinden aan de hand van met de metingen meegegeven HCOV-codes. Voor de metingen waarvan geen of alleen een te grove inschatting van de HCOV-code bekend was, werden de filterdieptes gebruikt om de juiste laag te berekenen. Metingen die na de lagentoekenning binnen dezelfde cel vielen werden gemiddeld en voorts dus als een enkele meting beschouwd. Voor het Vlaamse modelgebied resulteerde dit in 136 bruikbare stijghoogtemetingen.

Nederlands gedeelte

Alle stijghoogtemetingen die voor de stationaire calibratie van het Limburgmodel zijn gebruikt en binnen het Nederlandse deel van het BeNeKempen-modelgebied liggen, zijn ook gebruikt voor de calibratie van het BeNeKempenmodel. Het betreft, net als de debieten van de grondwaterwinningen in dit gedeelte van het modegebied, langjarige mediane waarden voor de stijghoogtes. De periode waarover deze medianen werden berekend verschilt per meting, omdat deze afhankelijk was van de aanwezigheid van goede continue meetreeksen. De toekenning aan de modellagen is voor alle lagen gebeurd aan de hand van de filterdieptes. Metingen binnen dezelfde cel werden weer gemiddeld. Voor het Nederlandse deel van het modelgebied resulteerde dit in een ijkset van 371 bruikbare stijghoogtemetingen.

In totaal werd de ijking dus uitgevoerd met 507 stijghoogtemetingen. Figuur 5.13 geeft een overzicht van de locaties van de betreffende meetlocaties.



Figuur 5.13: ·De locaties van de voor de calibratie gebruikte stijghoogtemetingen

5.4 Calibratie

5.4.1 Methodiek

De calibratie van het BeNeKempenmodel is uitgevoerd met behulp van het programma PEST (Doherty, 2004). PEST is een gebruiksvriendelijke implementatie van het Levenberg-Marquart-algoritme voor optimalisatie (minimalisatie of maximalisatie) van een bepaalde doelfunctie, in dit geval de minimalisatie van de som van de kwadraten van het verschil tussen metingen van stijghoogtes en de gemodelleerde waarden van de stijghoogtes op de meetlocaties. De optimalisatie van de doelfunctie vindt plaats door het zoeken naar een optimale aanpassing van de parameters die deze doelfunctie beïnvloeden, in dit geval dus de modelparameters van het BeNeKempenmodel.
Er is voor gekozen de calibratie toe te passen op het “opgeknipte” model. Dit is een andere aanpak dan de tot nu toe (bij TNO) gangbare praktijk. Meestal wordt eerst een stromingsmodel gebouwd waarin de lagen de modellagen de geohydrologische bodemopbouw volgen (i.e. de aquifers worden gescheiden van de aquitards), gecalibreerd, en wordt met de aldus verkregen modelparameters een opgeknipte versie van het model geconstrueerd. De voornaamste redenen om deze aanpak in de huidige studie te verlaten zijn dat:

- het aangeleverde ondergrondmodel zich niet leent om direct ingelezen te worden als lagenmodel voor een grondwatermodel: horizontale uitwisseling tussen de lagen getoond in Figuur 5.5. zou in zo’n concept niet mogelijk zijn, terwijl deze uitwisseling er in werkelijkheid wel is (m.n. over breuken). In een verticaal

opgeknipt model snijden de modellagen door de geohydrologische lagen en is horizontale uitwisseling tussen de geohydrologische lagen wel mogelijk;
- het feit dat de breuken, welke in het gebied een belangrijke rol spelen, conceptueel geheel anders in een geohydrologische laagindeling ingebracht moeten worden dan in een opgeknipt model met lagen die het maaiveld volgen. De gevonden optimale set van parameters met ijking van het model met geohydrologische laagindeling zal niet langer optimaal zijn in combinatie met het andere breukenconcept in het opgeknipte model.

Een nadeel van het niet calibreren van een grondwatermodel dat geen geohydrologische laagindeling heeft is dat geavanceerde ijktechnieken waar TNO ervaring mee heeft (e.g. de representermethode, Valstar et al., 2004)) niet gebruikt kunnen worden aangezien de invoer van deze methoden samenhangt met de geostatistische eigenschappen van deze lagen. In een opgeknipt model is elke cel een andere combinatie van geohydrologische lagen waardoor de geostatistiek per cel verschilt. Dit maakt de parameterisatie van deze ijkmethoden onmogelijk.
Een voordeel van het direct calibreren van het opgeknipte model is dat het ijkingsresultaat zonder aanpassing voor de stromings- en transportberekeningen gebruikt kan worden: het opknippen van een model *na* calibratie zou de fit met de metingen verslechteren.

PEST voert per aan te passen parameter een modelrun uit met een zeer kleine aanpassing van die parameter om de gevoeligheid van de gemodelleerde waarden op de meetlocaties voor die parameter te berekenen. Op basis van de gevoeligheden voor alle te ijken parameters wordt in elke iteratie een optimale parameterupdate uitgevoerd. Na deze parameterupdate wordt het model opnieuw gerund om de uitgangswaarden van de stijghoogtes voor de nieuwe iteratie te verkrijgen. De parameterisatie van het opgeknipte model is afhankelijk van de waarde van parameters die tijdens de ijking aangepast worden. De keuze voor het calibreren van het opgeknipte model houdt daarom in dat steeds, voorafgaand aan elke modelrun in PEST en op basis van de nieuwe set parameters, het opknippen van het geohydrologische model opnieuw plaatsvindt.

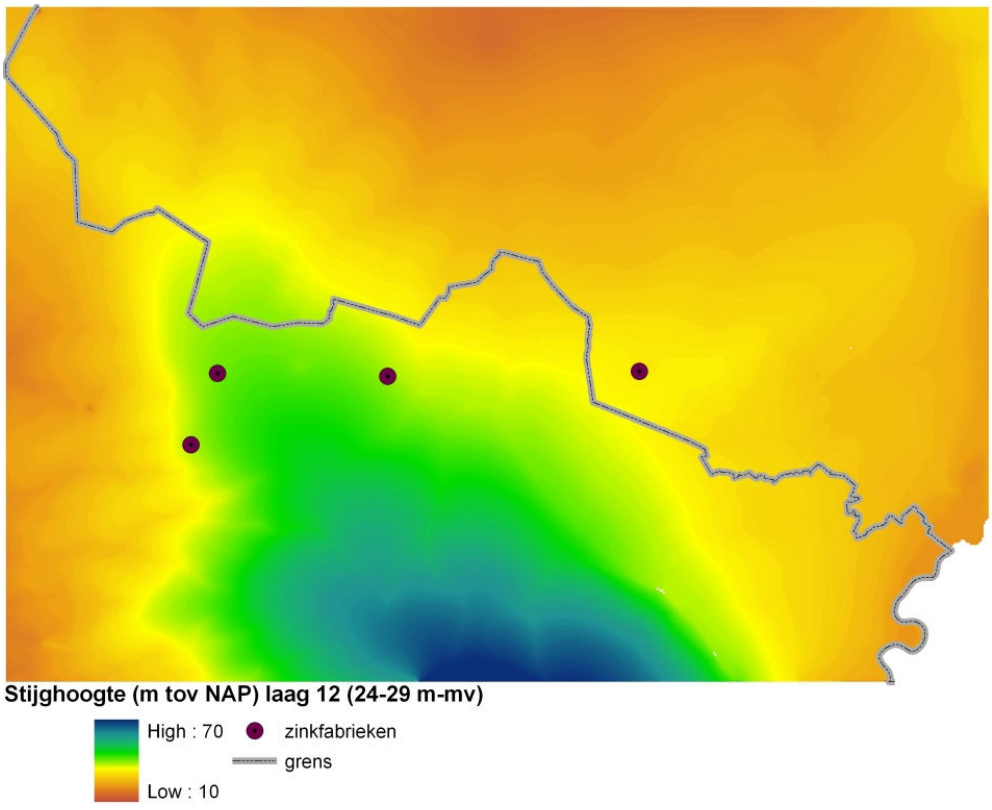
Tabel 5.3. geeft een overzicht van de parameters welke tijdens de ijking werden toegestaan aangepast te worden. Het betreft:
1. de horizontale doorlatendheid (Kh) van een groot aantal zones, in principe alle zones behalve de aquitards (de horizontale component van de grondwaterstroming in aquitards is zeer klein en daarom wordt ijking van de horizontale doorlatendheid niet zinvol geacht) en zones met een geringe verspreiding (zo komt bijvoorbeeld Taf4 nauwelijks voor binnen de Slenk en daarom werd de horizontale doorlatendheid van deze zone niet geijkt);
2. de verticale doorlatendheden (Kv) van in principe alle zones behalve de aquifers en zones met een geringe verspreiding;
3. alle conductances van de waterlopen. Dit werd belangrijk geacht gezien de grote onzekerheid omtrent deze parameters en hun sterke invloed op het stromingsbeeld;
4. alle drainageconductances, ook weer vanwege hun grote onzekerheid en invloed.

ad 1 en 2: per zone werd een vermenigvuldigingsfactor geijkt welke werd toegepast op de parameters in de gehele zone. De initiële waarden voor de parameters, zoals

verkregen via de in sectie 5.3.2. beschreven weg, werden alle met deze vermenigvuldigingsfactor aangepast.
ad 3: ook hier werden weer vermenigvuldigingsfactoren geijkt, welke werden toegepast op de riverconductances van alle waterlopen binnen een bepaalde categorie. Er werd onderscheid gemaakt tussen 5 categorieën: de drie categorieën zoals die in de Vlaamse modellen zitten (RIV_CAT_0, RIV_CAT_1 en RIV_CAT_2), de gemiddeld drainerende waterlopen in Nederland (RIV_DRN_NL) en de gemiddeld wateraanvoerende waterlopen (RIV_INF_NL) in Nederland.
ad 4: weer werden vermenigvuldigingsfactoren geijkt, welke werden toegepast op de drainageweerstanden van alle drains binnen een bepaalde categorie. De drains werden onderverdeeld in twee categorieën: de drains in Vlaanderen (DRN_VL) en de drains in Nederland (DRN_NL). Dit onderscheid werd gemaakt vanwege het conceptuele verschil tussen de modelleringen van de drainage aan weerszijden van de landsgrens. De startwaarde van deze vermenigvuldigingsfactoren was, vanzelfsprekend, steeds 1.0.

5.4.2 *Resultaat*

Figuur 5.14 geeft ter ondersteuning van de beoordeling van het calibratieresultaat het stijghoogteverloop in het modelgebied. De berekende stijghoogte varieert van 70 meter in het zuiden van het modelgebied tot 15-20 meter op de noordelijke en westelijke rand van het modelgebied.

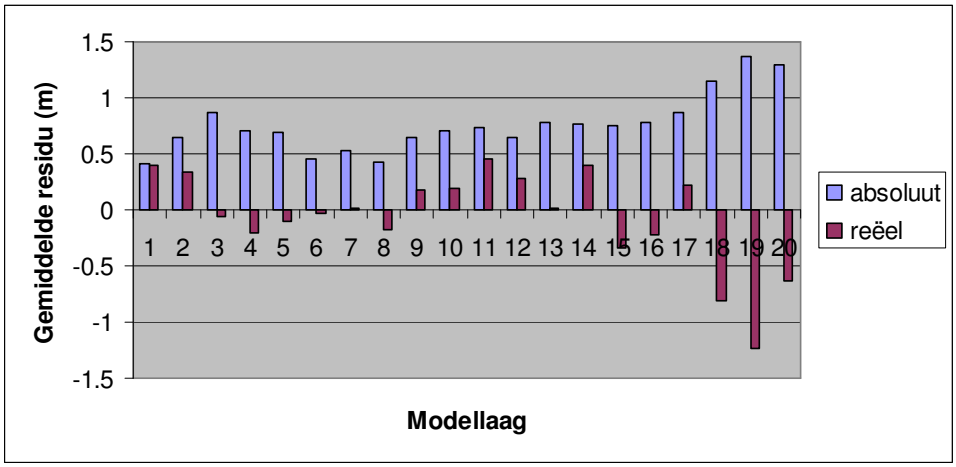


Figuur 5.14: ·Berekende stijghoogtes van modellaag 12 (24-29 m-mv) in meter t.o.v. NAP.

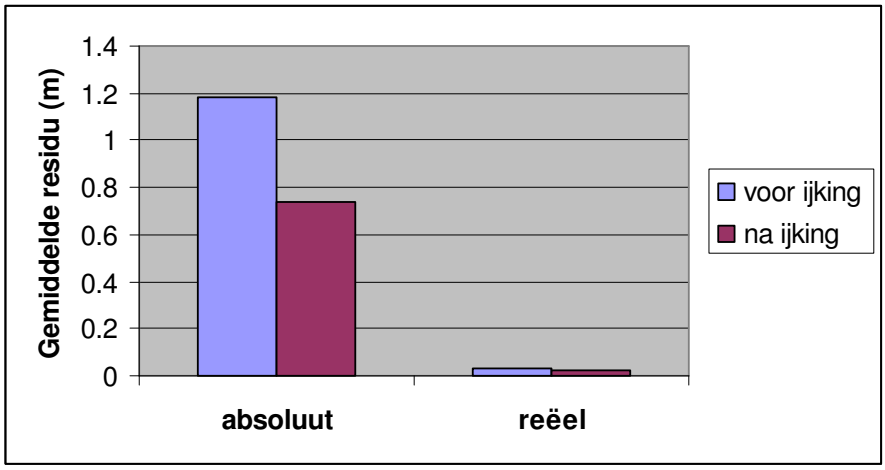
In Tabel 5.3. staan tevens de gecalibreerde waarden van alle vermenigvuldigingsfactoren vermeld. Voor de parameters die niet in de ruimte variëren (i.e. de zonaal gemodelleerde ondergrondparameters) staat in Tabel 5.3 ook de waarde van deze parameters na aanpassing met de gecalibreerde vermenigvuldigingsfactoren.

Tenslotte geeft deze tabel een klassering van de tien meest gevoelige parameters, inclusief de relatieve gevoeligheid van deze parameters ten opzichte van de meest gevoelige parameter. Deze klassering is gegeven voor de situatie voorafgaand aan de ijking en voor de situatie na afloop van de ijking (door parameteraanpassingen kunnen de gevoeligheden gewijzigd worden). Het blijkt dat de horizontale doorlatendheid van de 1e quartaire aquifer ten hoogte van de Slenk (*Kh Qaf1 Slenk*) de meest gevoelige parameter is, gevolgd door de horizontale doorlatendheid van respectievelijk de 4e en 3e tertiaire aquifer t.h.v. het Plateau. De wijdverbreidheid en de dikte van deze pakketten vormen een logische verklaring voor de gevoeligheid van de metingen voor de waarde van deze parameters. De grote aanpassing van *Kh Qaf1 Slenk* is te verklaren door de grote foutmarge in de initiële schatting van deze parameter. Deze initiële schatting is namelijk, zoals hierboven beschreven, een gemiddelde van door Soresma gerapporteerde waarden, welke voor m.n. de in de 1e quartaire aquifer gelegen afzettingen HCOV 0171 en 0173 zeer sterk uiteenlopen. In de Vlaamse grondwatermodellen zijn deze zones dan ook apart gedefinieerd, echter in de ondergrondmodellering van Soresma en dus ook in het grondwatermodel zijn deze zones samengenomen.

Figuur 5.15 geeft per modellaag een overzicht van de residuen na ijking, terwijl Figuur 5.16 een grafisch beeld geeft van de over alle metingen gemiddelde residuen vóór en na de ijking. Tenslotte worden in Figuur 5.16 zogenaamde bollenkaarten gegeven van de residuen van alle metingen, per groep van modellagen. Hoewel het gebruikelijk is het ijkresultaat per watervoerend pakket te beschrijven, is dat hier niet mogelijk aangezien de lagen in het stromingsmodel niet de geohydrologische opbouw volgen: de lagen snijden dwars door aquifers en aquitards heen (zie boven).
De over alle metingen gemiddelde *absolute* afwijking (Figuur 5.16) tussen meetwaarden en de waarden verkregen met het gecalibreerde model bedraagt 0.72 meter (ter vergelijking: initieel bedroeg de gemiddelde absolute afwijking 1.18m), waarbij de grootste residuen te vinden zijn in de onderste modellagen (lagen 18 t/m 20). Figuur 5.15 laat ook een grote *reële* gemiddelde afwijking zien voor deze lagen, wat duidt op een systematische fout. Deze systematische fout wordt gezocht in het ten onrechte als volledig afgesloten veronderstellen van de onderrand van het model, wat leidt tot te hoge stijghoogtes in deze lagen. Omdat deze lagen geen rol spelen in het transportvraagstuk is geen poging ondernomen dit te repareren. Vanaf laag 17 wordt de systematische fout niet meer waargenomen.
Echt grote systematische fouten, welke aanleiding zouden geven tot herziening van het model, komen verder niet uit het ijkresultaat naar voren. Dit was ook niet de verwachting: de basis van het BeNeKempen model wordt namelijk voor een belangrijk deel gevormd door drie moedermodellen waarvoor in eerdere studies reeds omvangrijke calibratie-inspanningen zijn geleverd.
De gemiddelde absolute afwijking tussen meetwaarden en gemodelleerde waarden met weglaten van lagen 18 tot en met 20 bedraagt 0.67 meter. Met name de (zonale aanpak van de) ondergrondmodellering en de daaraan gekoppelde zonale ijking, en het feit dat de verticaal opgeknipte modellagen niet de geohydrologie volgen, worden gezien als beperkende factoren voor het verkrijgen van lagere residuen. De verkregen eindresiduen zijn echter sterk vergelijkbaar met de afwijkingen in de Vlaamse modellen.



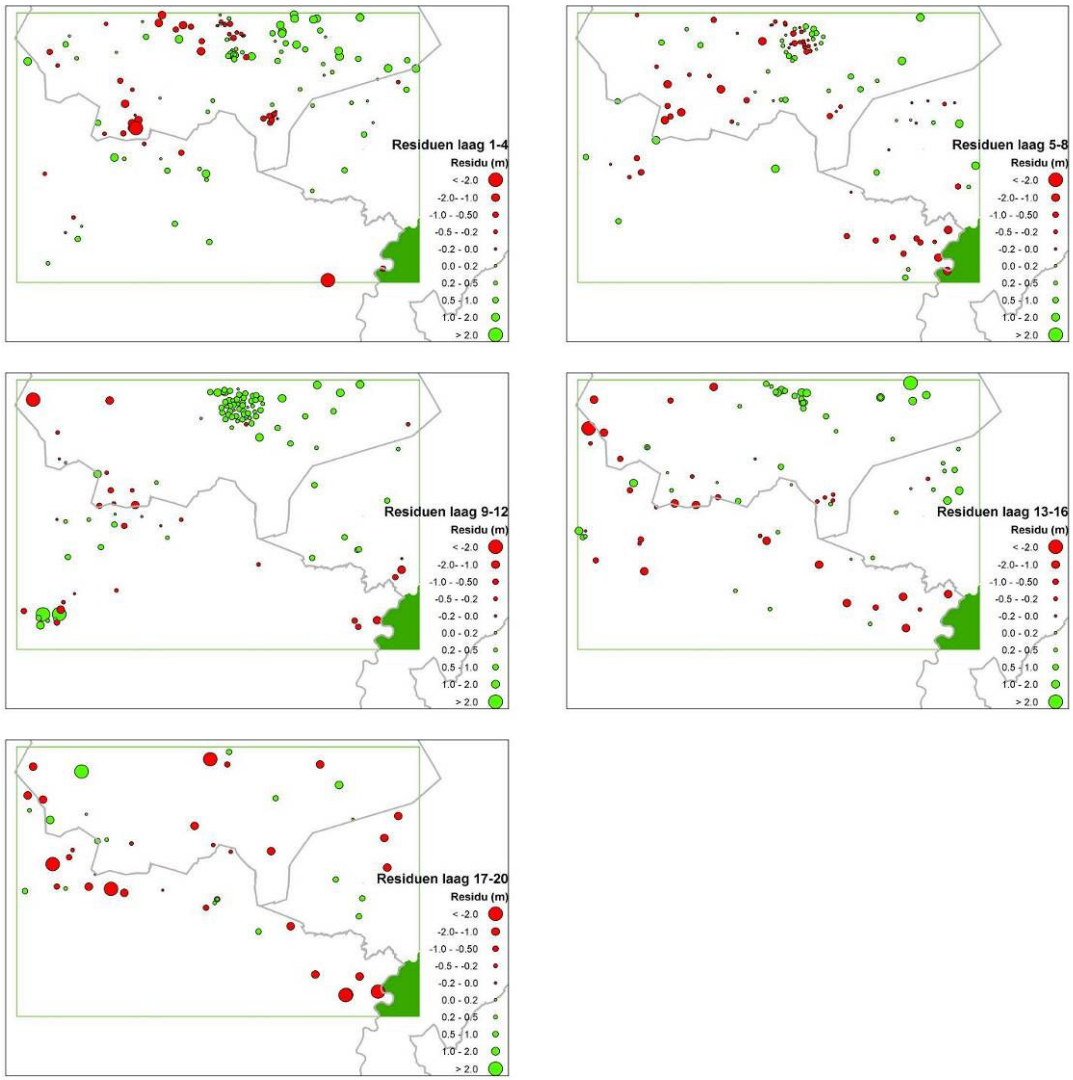
Figuur 5.15: ·IJkresultaat. Per modellaag zijn de gemiddelde absolute en de gemiddelde reële afwijking (residu) tussen meting en gemodelleerde stijghoogte gegeven. Een negatieve waarde voor de reële afwijking betekent hier dat de meetwaarde kleiner is dan de gemodelleerde waarde.



Figuur 5.16: ·Over alle metingen gemiddelde absolute en reële afwijking tussen meetwaarden en gemodelleerde stijghoogte.

Tabel 5.3: ·Overzicht van de gecalibreerde parameters of parametergroepen, tezamen met initiële waarden, ijkresultaat en gevoeligheden. De drie gevoeligste parameters zijn vet gedrukt.

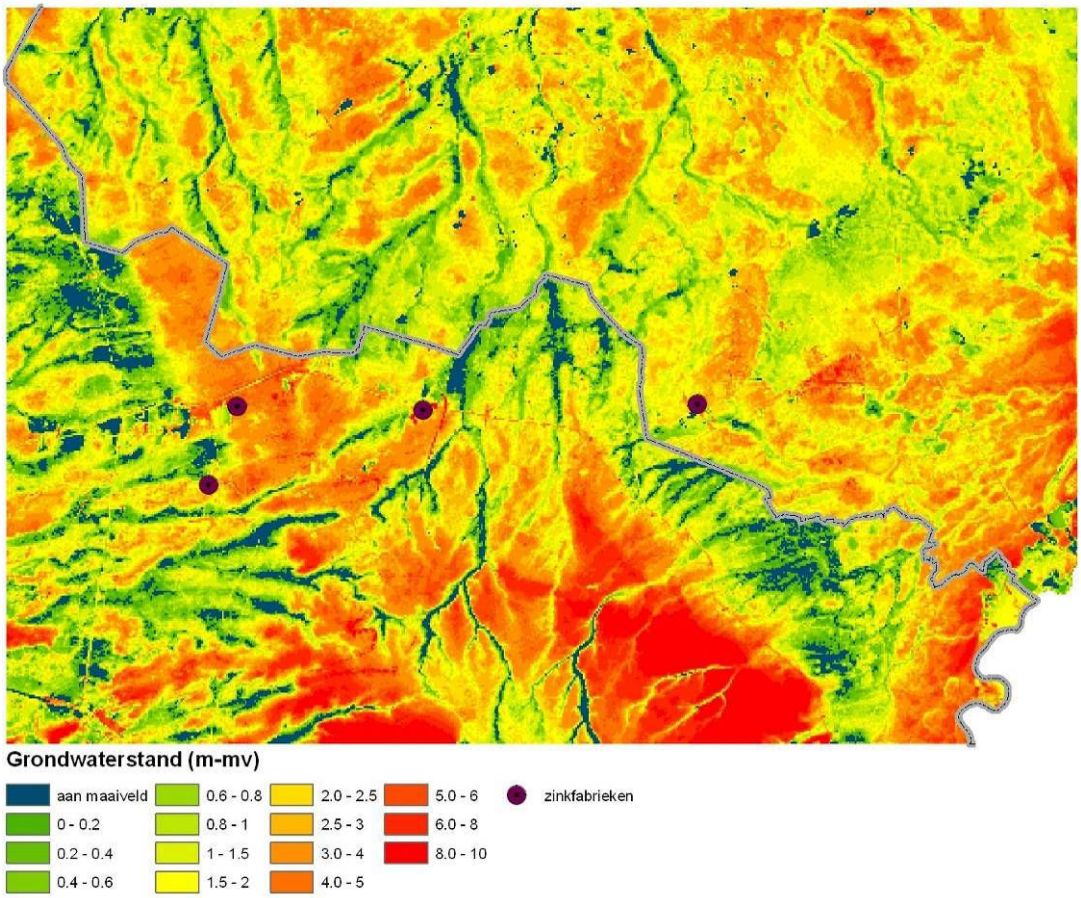
Parameter	Initiële waarde	Gecali-breerde multiplier	Gecali-breerde waarde	Gevoelig-heids-ranking voor ijking	Gevoelig-heids-ranking na ijking
Kh Bxz1 Slenk	heterogeen	1.10	heterogeen		
Kh Bxz1 Plat	heterogeen	1.21	heterogeen		
Kh Bxz2 Slenk	heterogeen	0.21	heterogeen	6 (0.088)	5 (0.106)
Kh Bxz2 Plat	heterogeen	1.33	heterogeen		
Kh Bxz3 Slenk	heterogeen	0.85	heterogeen		
Kh Bxz3 Plat	heterogeen	1.04	heterogeen		
Kh Qaf1 Slenk	**293 m/d**	**0.15**	**44 m/d**	**1**	**1**
Kh Qaf1 Plat	18 m/d	1.92	34 m/d	9 (0.053)	
Kh Qaf2 Slenk	19 m/d	1.00	19 m/d		7 (0.070)
Kh Qaf3 Slenk	28 m/d	1.09	30 m/d		
Kh Qaf3 Plat	30 m/d	1.94	58 m/d		
Kh Taf1 Plat	15 m/d	1.56	23 m/d		
Kh Taf2 Slenk	14 m/d	0.69	10 m/d		
Kh Taf2 Plat	14 m/d	1.92	26 m/d	8 (0.068)	10 (0.059)
Kh Taf3 Slenk	26 m/d	2.62	69 m/d		
Kh Taf3 Plat	**14 m/d**	**0.90**	**13 m/d**	**3 (0.158)**	**3 (0.143)**
Kh Taf4 Plat	**10 m/d**	**0.17**	**2 m/d**	**2 (0.574)**	**2 (0.532)**
Kv Bxk1 Slenk	heterogeen	2.33	heterogeen		
Kv Bxk2 Slenk	heterogeen	1.05	heterogeen	7 (0.075)	9 (0.067)
Kv HCOV Slenk	10 m/d	0.79	8 m/d		
Kv Qat1 Slenk	0.030 m/d	1.18	0.034 m/d		
Kv Qat1 Plat	0.007 m/d	1.05	0.0074 m/d		
Kv Qat2 Slenk	0.005 m/d	0.27	0.0014 m/d		
Kv Qat2 Plat	0.010 m/d	0.35	0.0035 m/d	10 (0.053)	8 (0.070)
Kv Tat1 Slenk	0.003 m/d	1.65	0.0049 m/d		
Kv Tat2 Slenk	0.003 m/d	2.33	0.0064 m/d		
Kv Qaf1 Slenk	72 m/d	0.58	42 m/d		
RIV_CAT_0	heterogeen	0.76	heterogeen		
RIV_CAT_1	heterogeen	0.49	heterogeen		
RIV_CAT_2	heterogeen	0.58	heterogeen	4 (0.112)	6 (0.105)
RIV_INF_NL	heterogeen	1.01	heterogeen		
RIV_DRN_NL	heterogeen	0.71	heterogeen	5 (0.111)	4 (0.110)
DRN_VL	heterogeen	1.74	heterogeen		
DRN_NL	heterogeen	1.23	heterogeen		



Figuur 5.17: ·De residuen (reële verschillen) tussen gemodelleerde waarden en gemodelleerde stijghoogte per groep van modellagen. Een negatief residu betekent hier dat de gemeten waarde lager is dan de gemodelleerde waarde.

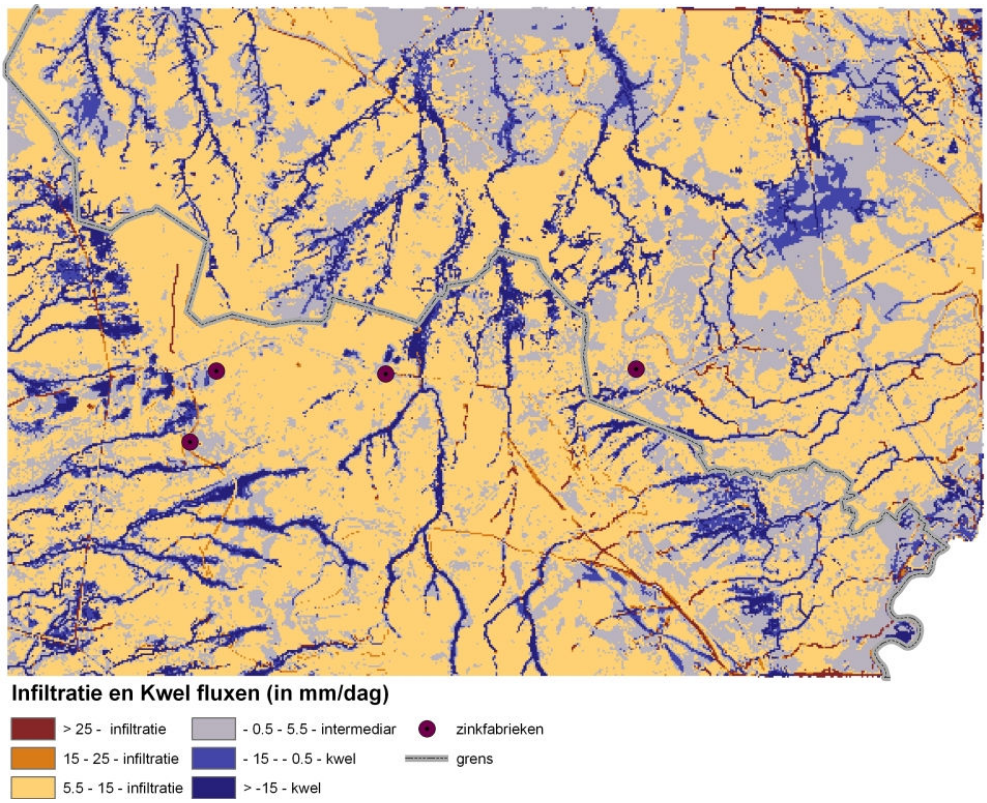
5.5 Resultaten

Figuur 5.18 geeft de berekende grondwaterstanden ten opzicht van maaiveld. Het patroon hierin geeft duidelijk de beekdalen met ondiepe grondwaterstanden en de hoger gelegen gebieden daartussen. De dikste onverzadigde zones komen in het zuidelijk deel van het modelgebied voor. Met name in Vlaanderen is er een sterke overgang tussen het Kempisch plateau en de Roerdalslenk. De Feldbissbreuk is rechtsonder in het figuur terug te vinden. Het hooggelegen gebied ten zuidwesten kenmerkt zich door diepe grondwaterstanden terwijl in het laaggelegen gebied ten noord-oosten ondiepere grondwaterstanden voorkomen.



Figuur 5.18: Berekende grondwaterstanden

Figuur 5.19 geeft de berekende kwel-infiltratiefluxen op 5,5 m-gwsp. Op deze diepte zijn er geen infiltratiefluxen meer die direct naar een ontwatering stromen die op een diepte van bijvoorbeeld 3 meter beneden de grondwaterspiegel ligt. Op deze kaart zijn op een aantal plaatsen scherpe overgangen in het kwel-infiltratiepatroon te zien. Dit is het gevolg van de schematisatie van de ondergrond in het ModFlow model. Als gevolg van de wijze van het verticale opknippen (in lagen van gelijke dikte) kunnen twee geologisch verschillende lagen in één modellaag tegen elkaar aanliggen. Hierdoor kunnen sprongen in de hydraulische doorlatendheid ontstaan waardoor er kunstmatige overgangen in de kwel-infiltratieflux ontstaan.
Deze kwel-infiltratiekaart is gebruik om een indeling te maken in gebiedstypen voor grondwaterkwaliteit. Deze gebiedstype indeling wordt gebruikt voor parameterisatie van de macrochemische grondwatersamenstelling ten behoeve van het geochemische sorptiemodel (zie paragraaf 6.2.2). Daarnaast wordt dezelfde gebiedstype indeling gebruikt voor validatie van het model (zie paragraaf 6.4).

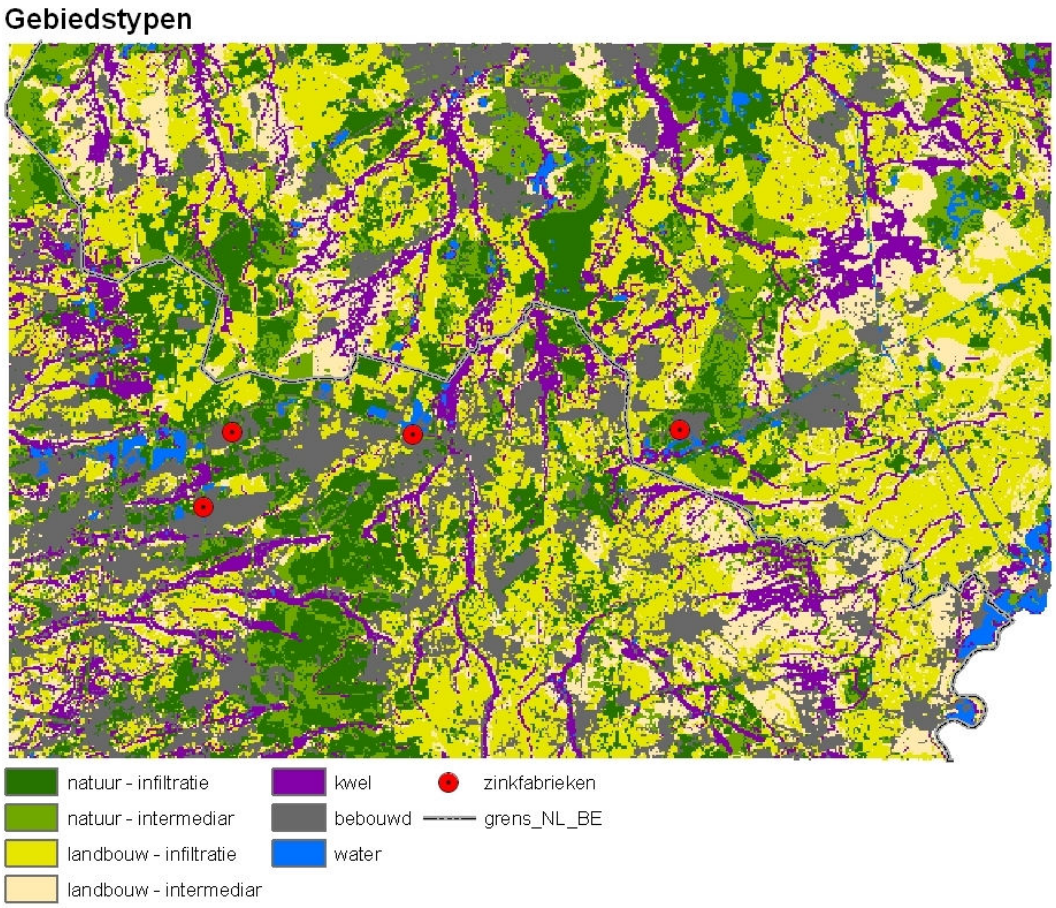


Figuur 5.19: Berekende Kwel-Infiltratie fluxen op 5,5 m-gwsp

In de gebiedstype indeling wordt een onderscheid gemaakt tussen *kwelgebieden*, *intermediaire* gebieden en *infiltratiegebieden*. *Infiltratiegebieden* zijn de voedingsgebieden van het diepere grondwater. Dit zijn de hooggelegen gebieden tussen de beekdalen. De bodem (hier meestal zure zandgronden met diepe grondwaterstanden) is gevoelig voor uitspoeling van zware metalen naar het bovenste grondwater en verder infiltratie naar diepere bodemlagen. Grondwater dat hier infiltreert, zal een lange weg afleggen voordat het kwelt in een ontwatering.
Intermediaire gebieden liggen meestal tussen de beekdalen en hooggelegen ruggen. De landbouwgronden in deze gebieden zijn vaak gedraineerd met drainbuizen, greppels en kleine slootjes. Intermediaire natuurgebieden worden soms ook op deze manier ontwaterd. In Figuur 5.19 is te zien dat er in Nederland meer intermediaire gebieden voorkomen dan in Vlaanderen. De oorzaak hiervan is dat de landbouwgronden in Nederland intensiever gedraineerd zijn dan in Vlaanderen.
De k*welgebieden* zijn de beekdalen waar regionaal diep grondwater kwelt.

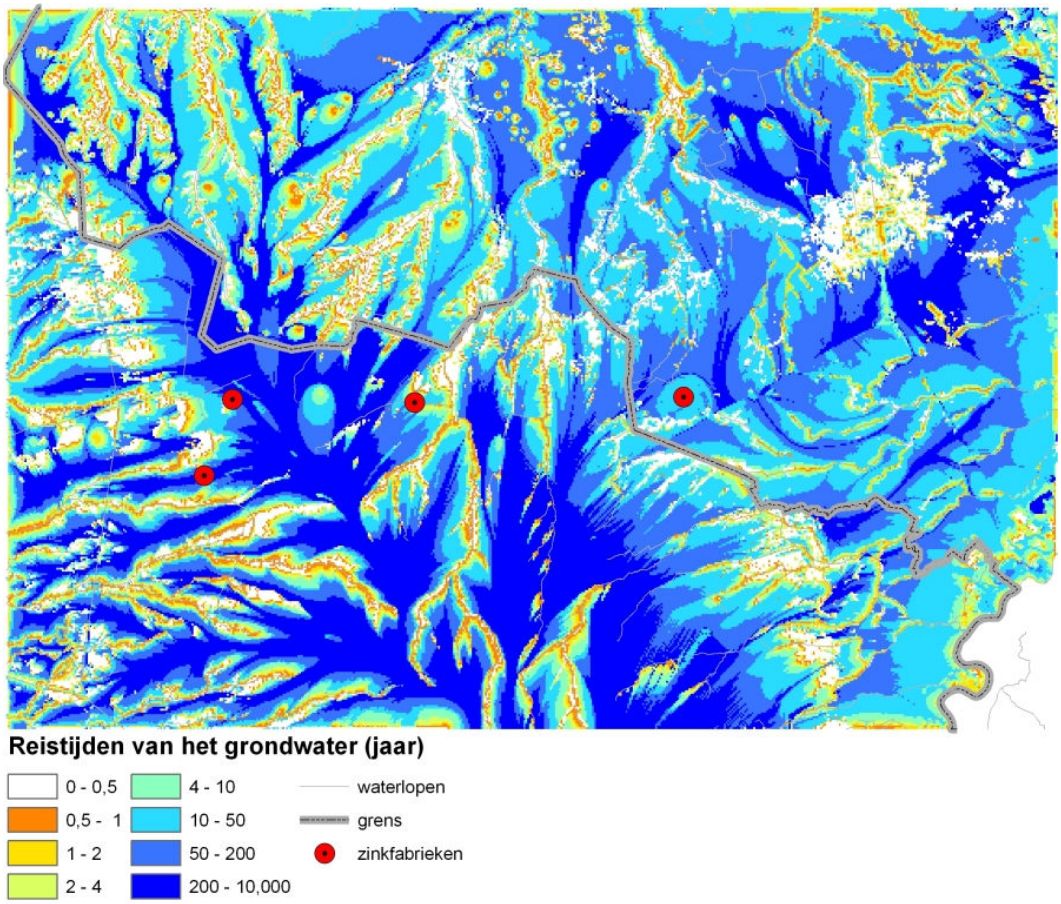
De grens tussen infiltratie en intermediaire gebieden is neergelegd op een infiltratieflux van 0,55 mm per dag. De grens tussen intermediaire en kwelgebieden is neergelegd op een kwelflux van -0,05 mm/dag. Deze keuze is gebaseerd op een visuele interpretatie van de kaartbeelden en dus niet op harde theoretisch onderbouwde grenzen.

Combinatie van de kwel-infiltratiekaart met de landgebruikkaart levert de gebiedstypenkaart (Figuur 5.20). Qua landgebruik wordt een onderscheid gemaakt tussen natuur, landbouw en bebouwd gebied. Onder bebouwd gebied verstaan we het stedelijk gebied, villawijken en industrieterreinen.



Figuur 5.20: Gebiedtypen voor parameterisatie van de grondwaterkwaliteit

Figuur 5.21 geeft de berekende reistijden van het grondwater vanaf infiltratie. Dit is het resultaat van een stroombaanberekening waarbij in elke modelcel een aantal stroombanen is gestart. De reistijd van deze stroombaan is berekend en vervolgens is het startpunt ingekleurd naar reistijd van het grondwater. Het patroon van infiltratie en kwelgebieden is duidelijk in deze kaart zichtbaar. Uit het figuur wordt duidelijk dat er grote gebieden zijn met lange grondwaterverblijftijden. Met name in Vlaanderen zijn er grote gebieden met reistijden groter dan 200 jaar. Het geohydrologisch beheerssysteem van de zinkfabriek in Budel is duidelijk in het reistijden patroon terug te zien



Figuur 5.21: ·Reistijden grondwater als functie van het startpunt van de stroombaan

Een belangrijke doelstelling voor de modelstudie is om voor (deel)stroomgebieden de huidige en toekomstige flux van zware metalen vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater te berekenen. Hiervoor moeten (deel)stroomgebieden worden afgebakend. Aan Vlaamse zijde betreft het Netebekken, het Dommelbekken, en een deel van de Grensmaas. De Molse Nete, Scheppelijke Nete en Grote Neet maken onderdeel uit van het Nete Bekken. Aan Nederlandse zijde betreft het de stroomgebieden van De Dommel (inclusief Beekloop-Keersop en Run), de Tongelreep, de Kleine Dommel en de Tungelroysche Beek. Bovenstrooms in Vlaanderen draagt de Tongelreep de naam Warmbeek. De Kleine Dommel of Rul wordt gevormd door de beken Groote Aa en Sterkselsche Aa. De Groote Aa is weer een combinatie van de waterlopen Strijper Aa en Buulder Aa. De Raam is een bovenloop van de Tungelroysche Beek.

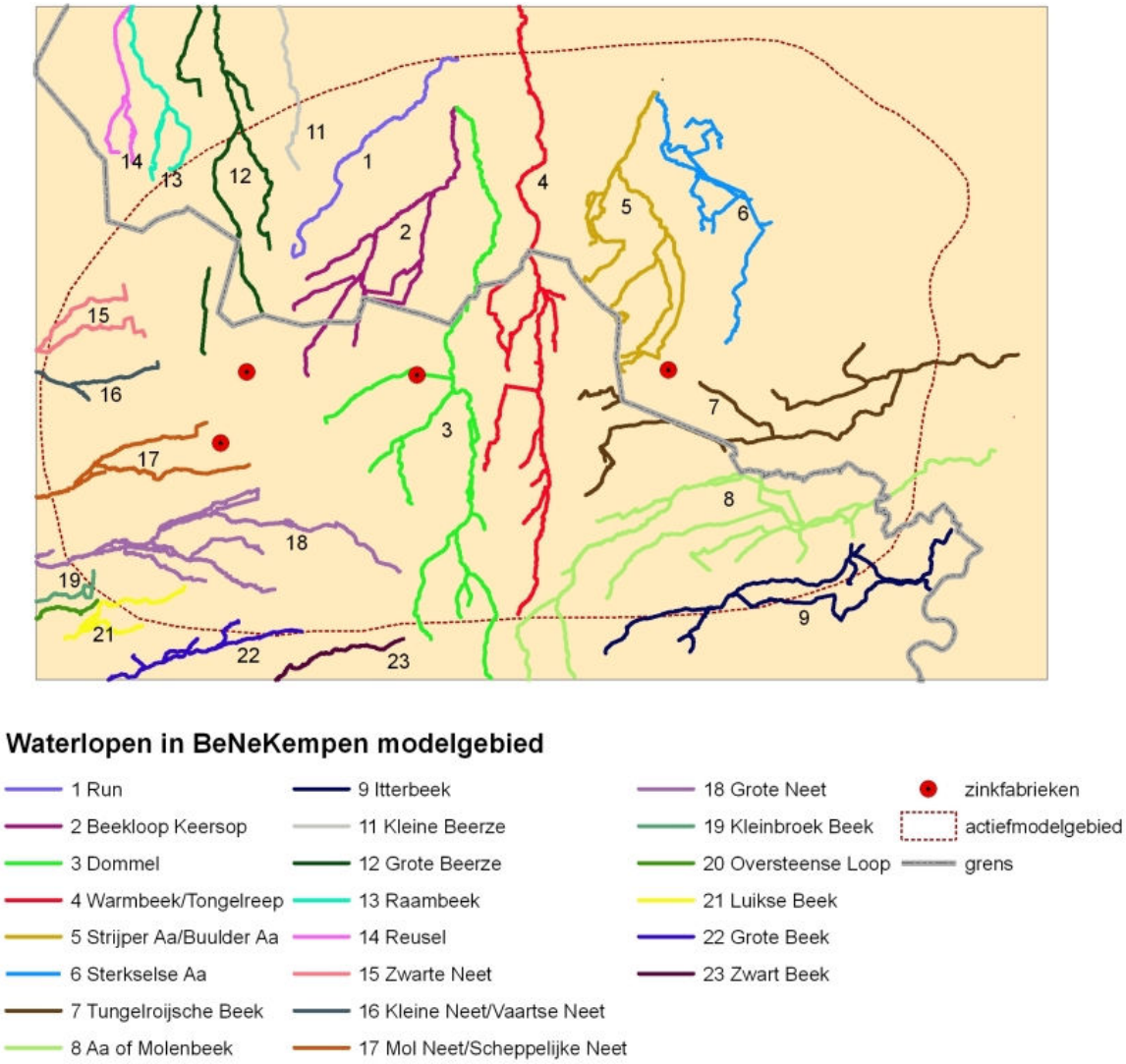
Figuur 5.22 geeft een overzicht van de verschillende beken in het gebied. Tabel 5.5 geeft de berekende jaarafvoeren van deze beken. Deze berekende afvoer kan vergeleken worden met gemeten debieten. Door het Waterschap de Dommel wordt voor 2003 de volgende cijfers gerapporteerd:

- Boven Dommel – 112 miljoen m^3/jaar (= Dommel + Beekloop + Keersop + Run);
- Tongelreep – 32 miljoen m^3/jaar (= Warmbeek + Tongelreep);
- Kleine Dommel – 53 miljoen m^3/jaar (Buulder Aa + Strijper Aa + Sterkselse Aa).

In Tabel 5.4 zijn cijfers gerapporteerd voor waterbalansen voor drie beken in het grensgebied van de Vlaamse en Nederlandse Kempen (Soresma, 2007). Deze cijfers komen behoorlijk overeen met de 2003 afvoeren van het waterschap de Dommel.

Tabel 5.4: ·Waterbalansen voor 3 beken in het grensgebied van de Vlaamse en Nederlandse Kempen (Soresma, 2007) (Boven Dommel incl. Beekloop-Keersop en Run)

	Totale afvoer 10^6 m^3/jr	Runoff 10^6 m^3/jr	Basis afvoer 10^6 m^3/jr	Lozing industrie 10^6 m^3/jr	Effluent RWZI 10^6 m^3/jr	Instroom kanaal 10^6 m^3/jr	Kwel-infiltratie 10^6 m^3/jr
Boven Dommel	105	27	79	0.6	13	6.3	59
Tongelreep/Warmbeek	33	10	23	0	2.9	5.5	15
Beekloop-Keersop	28	7	21	0	0	3.2	18



Figuur 5.22: ·Waterlopen in het BeNeKempen modelgebied

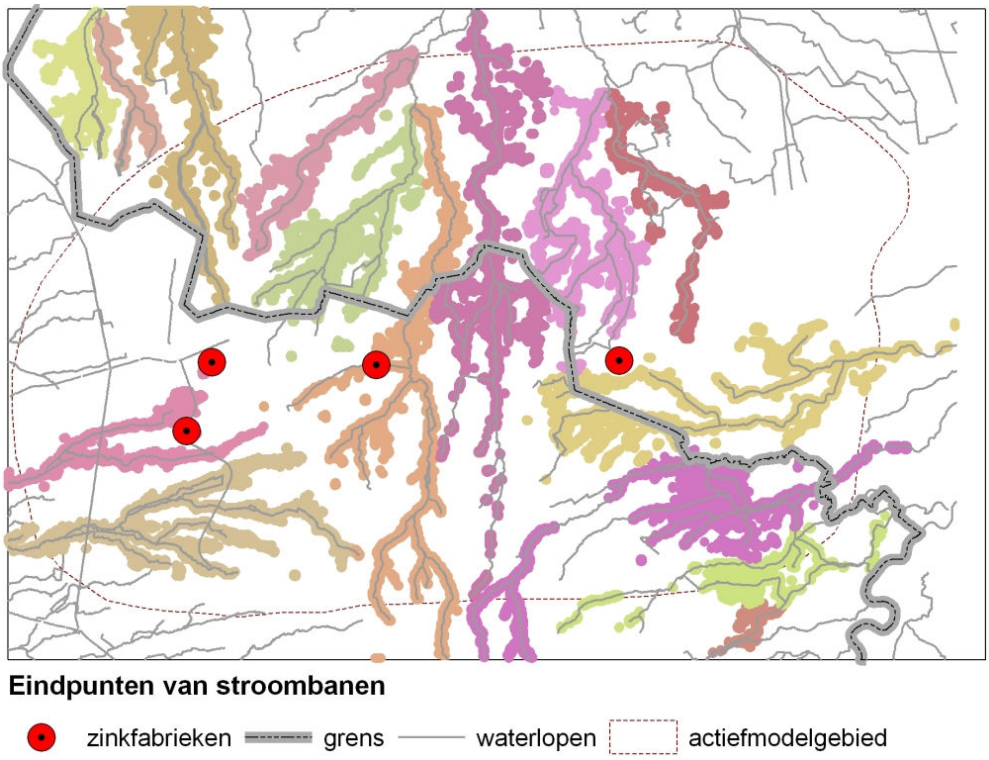
Voor de Boven Dommel berekent het model een afvoer van 77 miljoen m^3/jaar, voor de Tongelreep/Warmbeek 28 miljoen m^3/jaar, voor de Kleine Dommel 36 miljoen m^3/jaar en voor de Beekloop-Keersop 22 miljoen m^3/jaar. Deze cijfers liggen wat hoger dan de kwel-infiltratie post van de waterbalansen van Soresma (2007) (Tabel 5.4). Wanneer ongeveer de helft van de runoff wordt meegenomen komen de cijfers goed overeen. Ook met de afvoercijfers van het waterschap de Dommel komen de berekende afvoeren

goed overeen. Hierbij moet bedacht worden dat 2003 een relatief droog jaar was met in Eindhoven 714 mm neerslag. Voor de Tongelreep komen de berekende en gemeten afvoeren goed overeen. Blijkbaar is er hier in 2003 niet heel erg veel water ingelaten. In de Boven Dommel en de Kleine Dommel wordt veel meer kanaalwater ingelaten waardoor de berekende afvoeren lager zijn dan de gemeten afvoeren. Daarnaast is er in de Dommel ook een behoorlijke bijdrage van RWZI effluent lozingen.

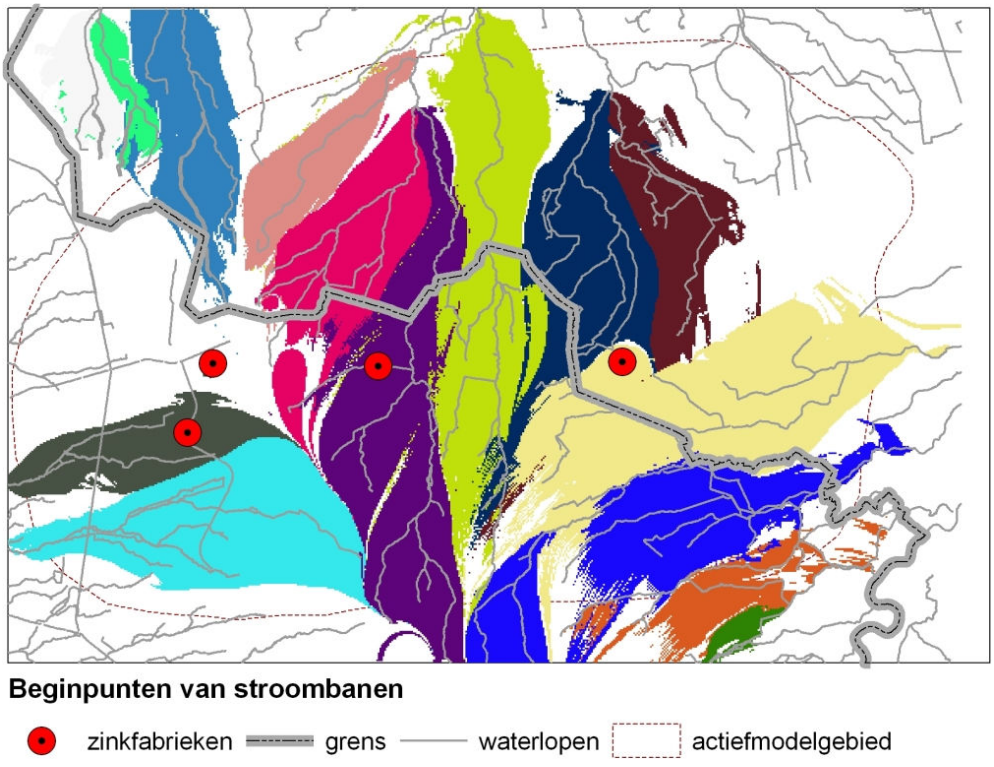
Tabel 5.5: ·Berekende jaarafvoeren van waterlopen in BeNeKempen modelgebied

Waterloop	Afvoer 10^6 m^3/jaar
Itterbeek	9.4
Aa of Molenbeek	31.1
Grote Neet	33.8
Tungelroijsche Beek	55.9
Mol Neet/Oude Neet	13.4
Beekloop-Keersop	21.7
Dommel	40.4
Sterkselse Aa	16.5
Stijper Aa	19.6
Run	15.1
Warmbeek/Tongelreep	27.6
Raam	5.5
Reuzel	8.1
Grote Beerze	20.3

Met behulp van het grondwaterstromingsmodel is de ligging van de ‘intrekgebieden’ van de beken afgebakend. Hiervoor zijn stroombaanberekeningen uitgevoerd. Figuur 5.23 geeft de eindpunten van deze stroombanen. Deze zijn ingedeeld naar stroomgebied waar ze opkwellen. Vervolgens is van deze stroombanen bekeken waar ze beginnen waardoor per beek precies het ‘intrekgebied’ kan worden afgeleid. De resultaten van deze berekening zijn afgebeeld in Figuur 5.24.



Figuur 5.23: ·Eindpunten van stroombanen



Figuur 5.24: ·Beginpunten van stroombanen, intrekgebieden van de stroomgebieden

5.6 Bedreigde objecten

De resultaten van de modelberekeningen worden binnen dit project geïnterpreteerd naar bedreigde objecten. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de volgende types bedreigde objecten:

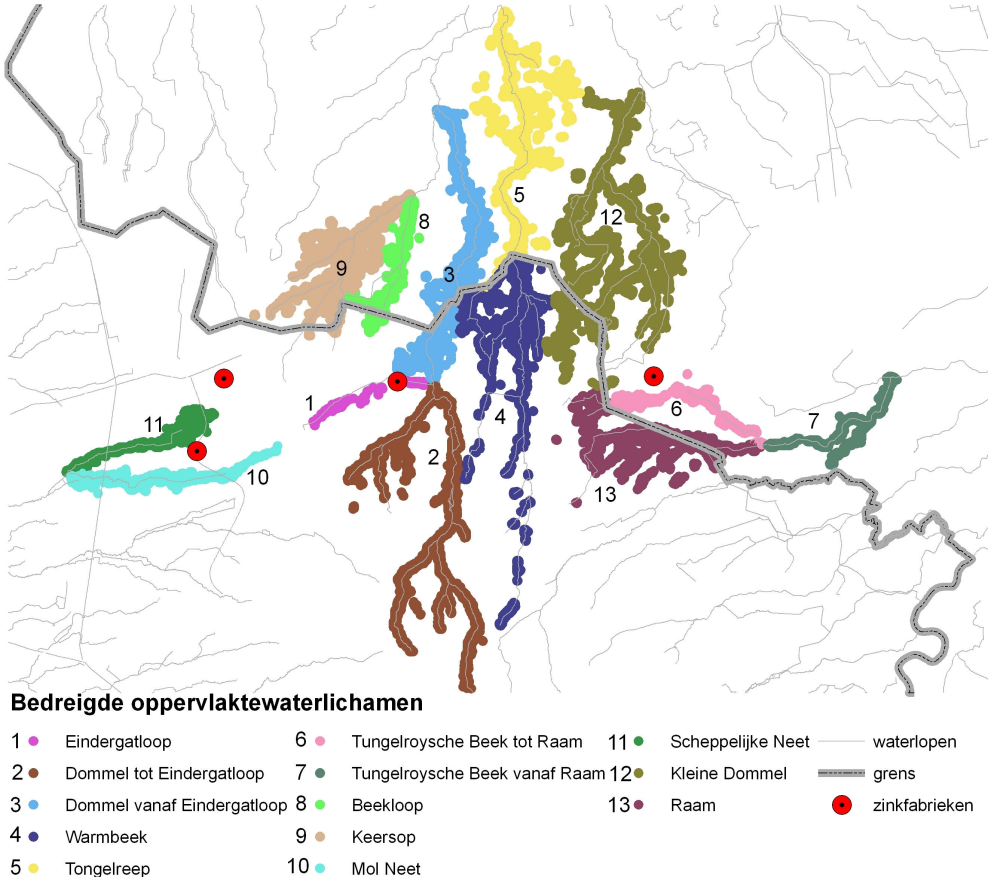
- Oppervlaktewater/oppervlaktewaterlichamen: wat is de stofflux van cadmium en zink vanuit het grondwater naar een oppervlaktewaterlichaam en welke concentratie levert dit op wanneer er geen retentie van metalen in het oppervlaktewaterlichaam plaatsvindt?
- Grondwaterafhankelijke natuurgebieden: wat is de concentratie van cadmium en zink in het bovenste grondwater in grondwaterafhankelijke natuurgebieden?
- Aquatische natuurwaarden: wat is de stofflux van cadmium en zink vanuit het grondwater naar een oppervlaktewaterlichaam in waardevolle en/of kwetsbare natuurgebieden?
- Grondwateronttrekkingen voor menselijke consumptie: wat is de concentratie van cadmium en zink in grondwateronttrekkingen waarbij het water direct of indirect voor menselijke consumptie worden gebruik?
- Diep grondwater: is er een risico voor verspreiding van cadmium en zink naar het diepere grondwater?

5.6.1 Oppervlaktewaterlichamen / beektrajecten

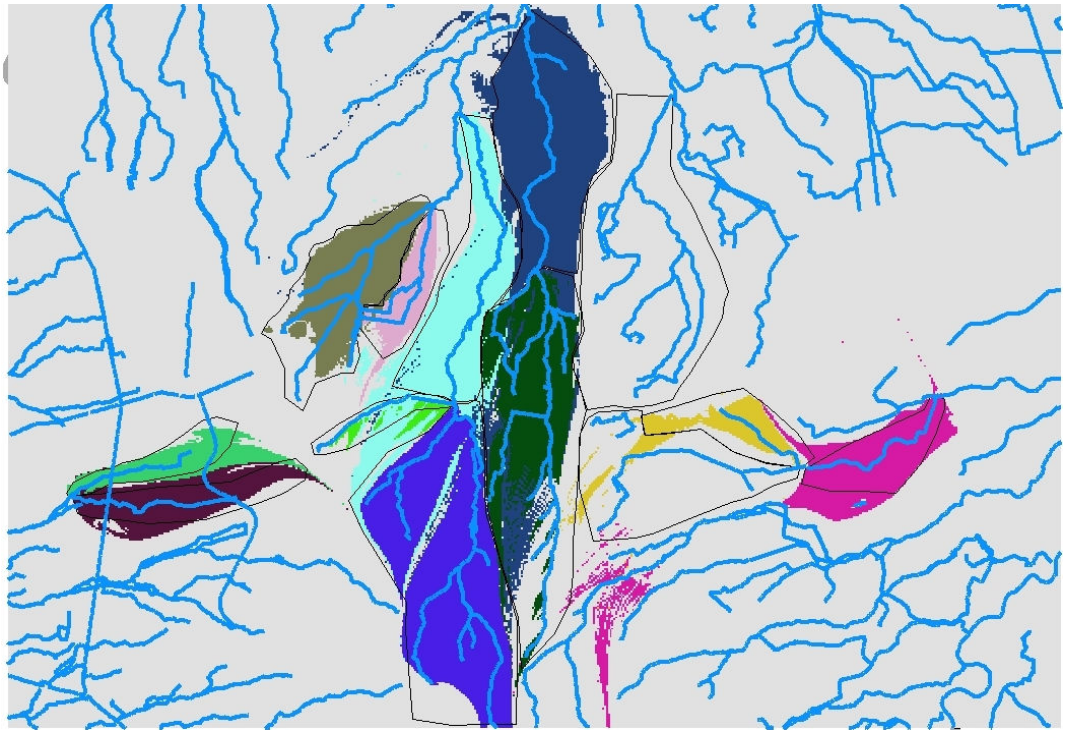
In overleg met de stuurgroep is besloten om een selectie van de beken zoals in de voorgaande paragraaf zijn beschreven als bedreigde beektrajecten te beschouwen. Een aantal beken is onderverdeeld in verschillende trajecten. Uiteindelijk zijn de volgende beektrajecten als bedreigd object gespecificeerd:

- Eindergatloop;
- Bovenlopen Dommel tot Eindergatloop;
- Dommel vanaf Eindergatloop;
- Warmbeek;
- Tongelreep;
- Tungelroysche beek tot instroom Raam;
- Tungelroysche beek tot instroom Leukerbeek;
- Beekloop;
- Keersop;
- Mol Neet;
- Scheppelijke Neet;
- Kleine Dommel;
- Raam.

De eindpunten van stroombanen die een bijdrage kunnen leveren aan de oppervlaktewaterkwaliteit zijn weergegeven in Figuur 5.25, de stroomgebieden van deze bedreigde beektrajecten in Figuur 5.26 en de berekende afvoer in Tabel 5.6.



Figuur 5.25: ·Eindpunten stroombanen bedreigde beektrajecten



Figuur 5.26: ·Stroomgebieden van de bedreigde beektrajecten

Tabel 5.6: ·Berekende afvoeren van bedreigde oppervlaktewaterlichamen

Bedreide waterloop	**Afvoer** 10^6 m^3/jaar
Eindergatloop	0.5
Dommel tot Eindergatloop	23.9
Dommel vanaf Eindergatloop	15.7
Warmbeek	13.5
Tongelreep	12.1
Tungelroysche Beek tot Raam	7.0
Tungelroysche Beek vanaf Raam	8.7
Beekloop	4.3
Keersop	10.5
Mol Neet	6.9
Scheppelijke Neet	4.1
Kleine Dommel	21.2
Raam	16.3

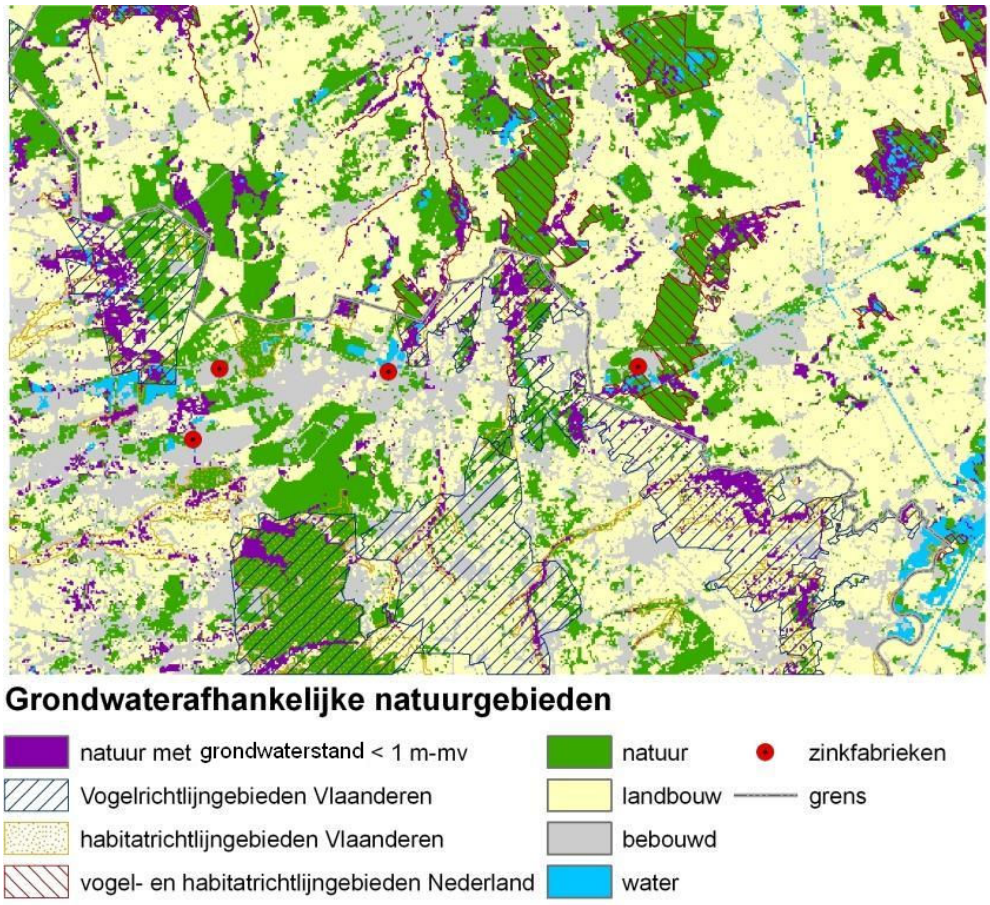
5.6.2 *Grondwaterafhankelijke natuurgebieden*

In het projectgebied liggen een aantal ecologisch waardevolle waterrijke natuurgebieden, waaronder grondwater(kwel)gebonden vegetaties, laagveenrelicten, soortenrijke natte hooilanden, moerassen en broekbossen.

De ligging van natuurgebieden in Vlaanderen met grondwater-afhankelijke ecosystemen bepalen we door een combinatie van de geografische informatielaag van natuurgebieden (VEN-, Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden) met de Biologische Waarderingskaart (die aangeeft welk type natuur aanwezig is) en informatie uit de bekkenbeheerplannen.
In Nederland is de ligging van de waardevolle waterrijke natuurgebieden door de provincie Noord-Brabant vastgelegd in de Groene Hoofdstructuur (GHS). De Provincie Limburg heeft dit gedaan in de Provinciale Ecologische Structuur (PES) en Ecohydrologische Atlas van Limburg. Daarnaast vallen er grondwaterafhankelijke natuurgebieden binnen het netwerk van Natura 2000 gebieden. Dit netwerk van beschermde natuurgebieden omvat alle gebieden die zijn beschermd op grond van de Vogelrichtlijn (1979) en de Habitatrichtlijn (1992).

Als bedreigd object zijn voor de grondwaterafhankelijke natuurgebieden de volgende modeluitkomsten van belang:

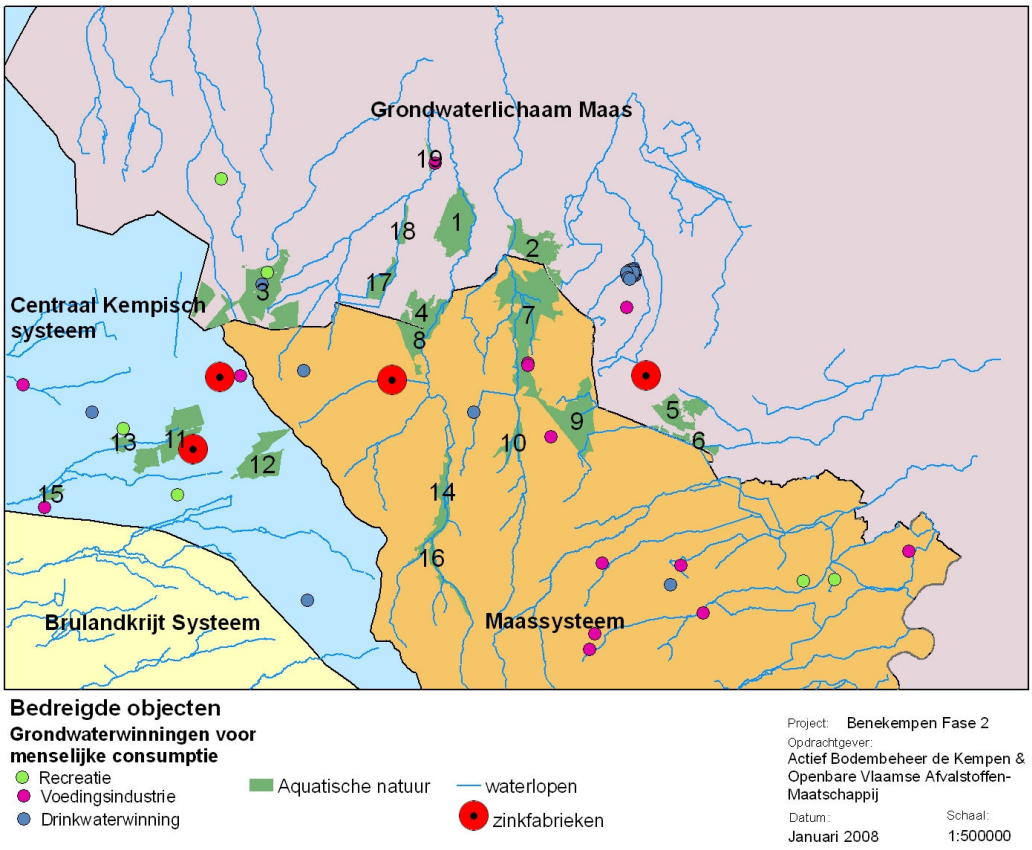
- Terrestrische natuurwaarden: het beschouwen van de berekende concentraties in freatisch grondwater op alle grondwaterafhankelijke natuurgebieden. Deze selectie is in GIS uitgevoerd door alleen natuurgebieden met ondiepe berekende grondwaterstanden te selecteren (< 1 m-mv) (zie Figuur 5.27). Op deze kaart is zijn ook de contouren van de Vogel- en Habitatrichtlijngebieden in Nederland en Vlaanderen weergegeven.



Figuur 5.27: ·Grondwaterafhankelijke natuurgebieden voor beschouwing van bovenste grondwaterconcentraties

- Aquatische natuurwaarden: het beschouwen van de drain(sloot)concentraties in een select aantal natuurgebieden waar hoge metaalconcentraties kritisch kunnen zijn voor de aquatische natuurwaarden. Gedacht kan wordt aan de beekbegeleidende natuurstroken. Dit wordt op eenzelfde wijze berekend als de stofflux naar de oppervlaktewaterlichamen. De volgende specifieke natuurgebieden zijn in overleg met de stuurgroep vastgesteld (zie Figuur 5.28):
    1. Malpiebeemden;
    2. Groote Heide / Gastelsche Heide;
    3. Rietbos / Venakkerbosch;
    4. De Plateaux;
    5. Kruispeel;
    6. Wijffelterbroek;
    7. Haarterheide / Binnenheide / Beverbeekse Heide;
    8. Hagerven;
    9. Broekkant/Lozenbos;
    10. Kolosbos;
    11. Bankei;
    12. Kattebosserheide;
    13. Berkenbossen;
    14. Park Heesakker/Eikelbos;
    15. Heidebeemden;
    16. natuurgebied langs Dommel;
    17. Maaij;

18. Koolblieks ven;
19. Keersopperbeemden.



Figuur 5.28: Bedreigde objecten – aquatische natuurwaarden, grondwateronttrekkingen voor menselijke consumptie en grondwatersystemen.

5.6.3 *Grondwateronttrekkingen*

Grondwateronttrekkingen voor menselijke consumpties en hoogwaardige industriële onttrekkingen ondieper dan 100 m-mv kunnen als bedreigd object worden gedefinieerd. Aan Nederlandse zijde betreft dit de winning van Brabant water (Luyksgestel en Budel). De Waterleidingmaatschappij Limburg heeft geen ondiepe winningen in het gebied. In het gebied zijn verder enkele industriële onttrekkingen voor menselijke consumptie die ondiep water onttrekken en dus als bedreigd object kunnen worden beschouwd en een aantal kleinere onttrekkingen voor recreatieve doeleinden. Deze grondwateronttrekkingen zijn afgebeeld in Figuur 5.28.

Aan Vlaamse zijde bevinden zich in het gebied een aantal belangrijke grondwaterwinningen met onttrekkingsdebieten groter dan 1.000.000 kubieke meter per jaar, een aantal onttrekkingen voor de voedingsindustrie en een aantal kleinere onttrekkingen voor recreatieve doeleinden Deze grondwateronttrekkingen zijn tevens afgebeeld in Figuur 5.28.

5.6.4 Diep grondwater

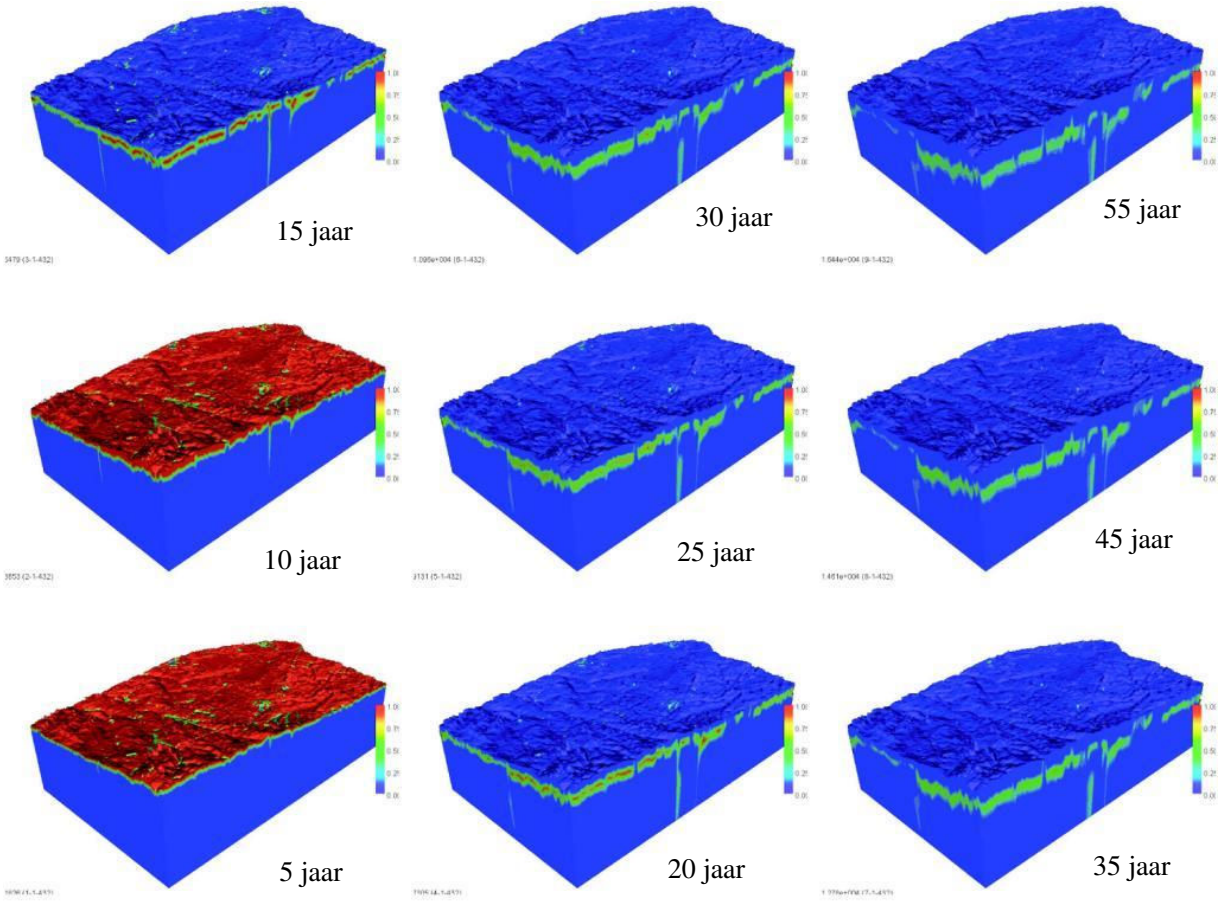
Het diepe grondwater (> 40 m-mv) wordt als bedreigd object beschouwd. Dit zijn namelijk strategische grondwatervoorraden waarvan door de grote diepte en stromingsafstanden een verontreiniging nauwelijks meer terug valt te dringen. In principe is dit al het diepe grondwater dat in het modelgebied voorkomt.

In het Vlaamse deel van de Kempen zijn de volgende KRW grondwaterlichamen afgebakend:
-Grondwaterlichamen van het Centraal Kempisch Systeem;
-Grondwaterlichamen van het Maassysteem.

Aan Nederlandse zijde ligt het gebied geheel in het KRW grondwaterlichaam Maas

5.7 Stoftransport voor fictieve conservatieve stof

Het 3D stromingsveld zoals berekend met het grondwaterstromingsmodel is de basis voor het stoftransportmodel. Met dit stoftransportmodel is een scenario doorgerekend waarbij een conservatief blokfront wordt gesimuleerd. Dit betekent dat gedurende 10 jaar de grondwater aanvulling een concentratie van 1 (van fictieve stof) heeft opgekregen gevolgd door 45 jaar concentratie nul. De totale simulatietijd is dus 55 jaar. Zo'n scenario geeft inzicht in de relaties tussen het grondwater- en oppervlaktewatersysteem. Figuur 5.29 geeft de concentraties in het grondwater als gevolg van dit blokfront, in tijdstappen van 5 jaar. De neerwaartse verplaatsing van dit front is duidelijk in het figuur terug te zien. Met het toenemen van de tijd wordt de ligging van het front steeds grilliger. In infiltratiegebieden zakt het front naar beneden terwijl dit in de kwelgebieden niet gebeurd. Ook is te zien dat de concentraties in het front afnemen (de rode kleur verdwijnt). Dit is het gevolg van de afvoer van stof vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater in de kwelgebieden. Ook zijn in het profiel smalle banden van hoge concentraties te zien die snel de diepte in duiken. Dit is het gevolg van de kanalen die door het gebied lopen en een hoge infiltratiesnelheid van kanaalwater veroorzaken.

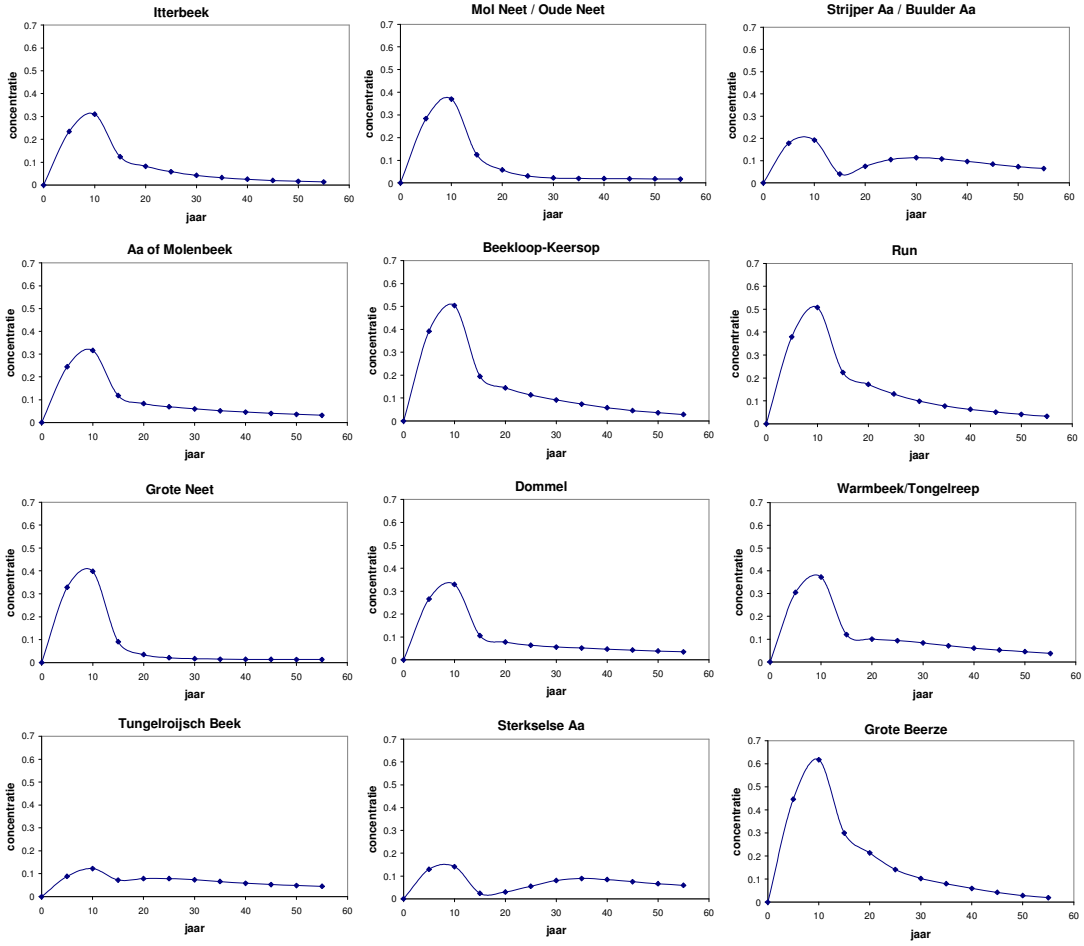


Figuur 5.29: ·Grondwaterconcentraties als gevolg van blokfront in periodes van 5 jaar (blauw = concentratie 0, rood = concentratie 1)

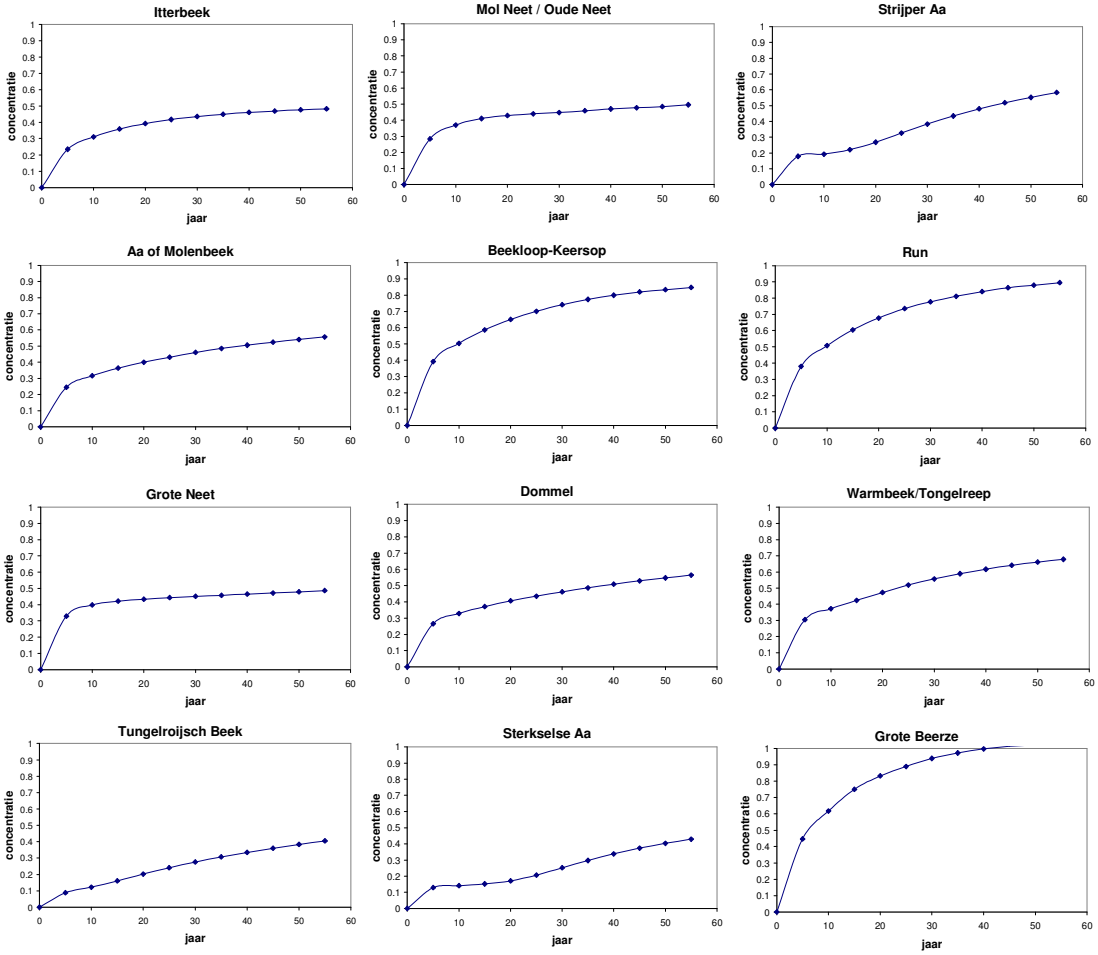
Figuur 5.30 geeft het verloop van de oppervlaktewaterconcentraties in de verschillende stroomgebieden als gevolg van de grondwaterkwel volgens het blokfront scenario. Het oppervlaktewater reageert direct op het toenemen van concentraties in het grondwater. Ook blijkt dat in alle stroomgebieden de maximale oppervlaktewaterconcentratie wordt bereikt na 10 jaar; het einde van blokfront. De oppervlaktewaterconcentraties nemen daarna weer snel af. De hoogte van de piek is wel sterk per stroomgebied verschillend. Dit is een maat voor snelheid van het hydrologische systeem. Hoe groter de bijdrage van korte stroombanen aan de beek hoe hoger de concentratie na 10 jaar is. De Grote Beerze, Run en de Beekloop-Keersop hebben na 10 jaar met concentraties hoger dan 0,5 de hoogste concentratie. Bij de Grote Beerze ligt alleen een klein stukje van de bovenloop in het actieve modelgebied. Dit stuk bovenloop wordt alleen door korte stroombanen gevoed, hetgeen de hoge concentratie verklaart.

Om nog meer inzicht te krijgen in de leeftijdverdeling van het oppervlaktewater in de verschillende stroomgebieden is een scenario doorgerekend met dezelfde conservatieve stof maar dan met een concentratie van 1 in de grondwater aanvulling gedurende de gehele simulatie periode van 55 jaar. Figuur 5.31 geeft het effect hiervan op het verloop van de oppervlaktewaterconcentraties in de verschillende stroomgebieden. De concentratie op de y-as kan nu gelezen worden als cumulatieve leeftijdsverdeling van het oppervlaktewater. Voor de Beekloop-Keersop betekent dit bijvoorbeeld dat 50% van het oppervlaktewater een leeftijd heeft van 10 jaar of minder. Er is dus een duidelijk onderscheid tussen snel reagerende systemen zoals de Run en Beekloop-

Keersop en traag reagerende systemen zoals de Tungelroysche Beek. Bij een beek als de Grote Neet is er een duidelijk onderscheid tussen een deel dat snel tot afvoer komt (ca. 40% van het water) en een deel met lange reistijden van het grondwater vanaf infiltratie tot kwel. Dit gedrag is in feite ook terug te zien in Figuur 5.21. Trage systemen hebben in het stroomgebied een groter oppervlak met lange reistijden (blauwe kleuren) dan snelle systemen. Vergelijk bijvoorbeeld de Run of Beekloop-Keersop met de Grote Neet. In het stroomgebied van de Grote Neet komen grote blauwe stukken voor tussen de verschillende bovenlopen. Voor de Tungelroysche beek geldt vooral dat de voeding uit Vlaanderen lange tijd door de ondergrond onderweg is voordat het opkwelt in het oppervlaktewater. Dit is echter wel een aanzienlijk deel van de waterflux in de beek. Een lange reistijd betekent dan ook een lange weg om af te leggen. Het grondwater dat direct ten westen van de Tungelroysche beek of Raam infiltreert, zal pas verder stroomafwaarts richt de Maas opkwellen.



Figuur 5.30: ·Concentratie in oppervlaktewaterlichaam als gevolg van blokfront in recharge concentratie



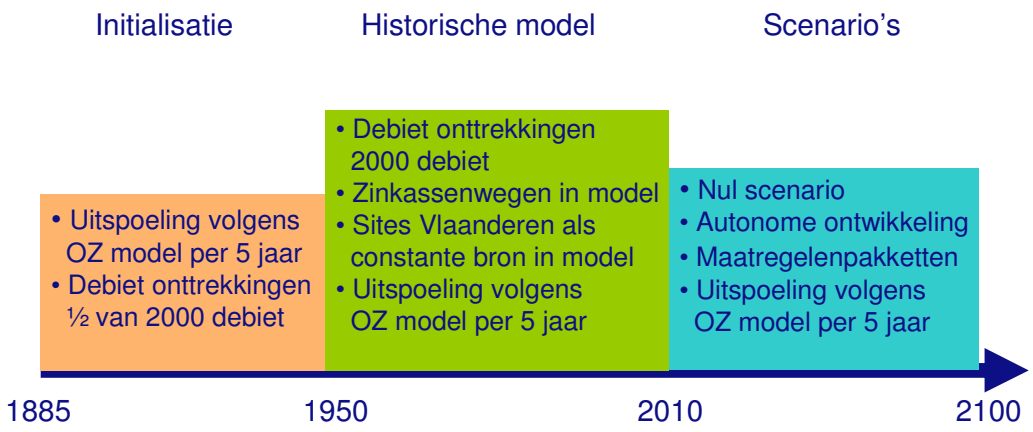
Figuur 5.31: ·Concentraties van in bedreigde oppervlaktewaterlichamen als gevolg van continue grondwateraanvulling met een concentratie van 1.

6 Modellering verzadigde zone - stoftransport

6.1 Inleiding

We nemen het stromingspatroon, zoals berekend met het verzadigde zone stromingsmodel, als basis voor de opzet van het grondwater transportmodel. De uitspoeling van cadmium en zink vanuit de onverzadigde zone is hier in periodes van 5 jaar als bovenrandvoorwaarde aan opgehangen. De grondwaterverontreiniging onder de sites in Vlaanderen is als constante concentratie in het model gebracht. Per gridcel wordt de mate van sorptie van de metalen berekend.

De berekeningen voor de verzadigde zone bestaat uit de opeenvolging van rekenperioden zoals in Figuur 6.1 is weergegeven. Omdat zink en cadmium al duidelijk vóór 1950 uit de onverzadigde zone uitspoelden, is de initialisatie gestart in 1885. Tot 1950 is het model doorgerekend met een modelrun van het stromingsmodel waarin de debieten van de grondwateronttrekkingen zijn gehalveerd. Vanaf 1950 zijn de zinkassenwegen en de grondwaterverontreiniging onder de sites in Vlaanderen in het model gebracht. De wijze waarop deze verontreinigingbronnen in het model zijn gebracht is beschreven in hoofdstuk 3. Het historische model is doorgerekend tot 2010. De resultaten van 2005 worden gebruikt voor validatie van het model. Vanaf 2010 zijn het nulscenario (geen veranderingen), de autonome ontwikkeling en de maatregelenpakketten doorgerekend. De resultaten van het nulscenario worden beschreven in paragraaf 6.5. De invoer en resultaten van de autonome ontwikkeling en maatregelenscenario's worden beschreven in de rapportage van fase 3.



Figuur 6.1: ·Opeenvolging van rekenperioden voor het verzadigde zone stoftransportmodel

6.2 Modelprincipes

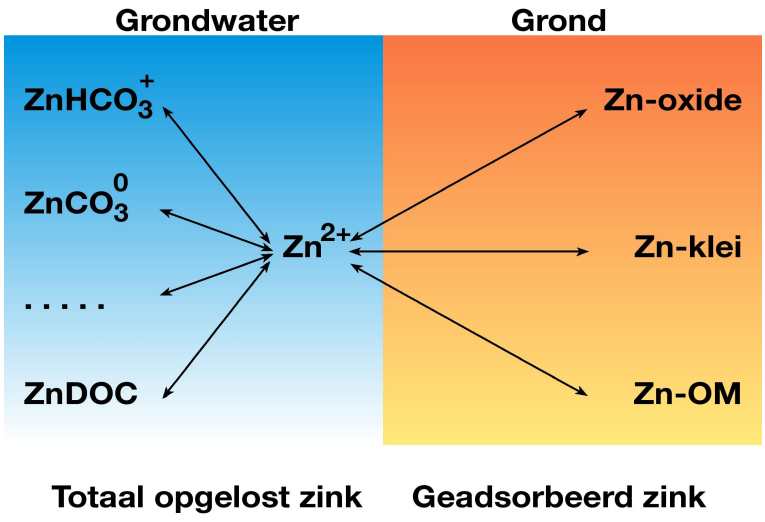
De modelberekeningen worden uitgevoerd met het single-solute transportmodel MT3DMS (versie: 5, Zheng & Wang, 1999 en Zheng, 2006). Voor de zware metalen wordt MT3DMS in combinatie met het adsorptie model ISOTHERM gebruikt (Griffioen en Veenema, 1998). MT3DMS is een eindige-differentie modelcode voor advectief/dispersief grondwatertransport. MT3DMS bouwt voort op de veel gebruikte code MODFLOW (McDonald & Harbaugh, 1988).

De concepten voor de ontwikkeling van het verzadigde zone stoftransportmodel worden in de volgende paragraven beschreven.

6.2.1 *Geochemische processen*

De geochemische processen die de verspreiding van zware metalen in de verzadigde zone controleren worden onderverdeeld in sorptie- en oplos/neerslag reacties. Bij sorptie kunnen we een onderscheid maken tussen kationuitwisseling aan kleimineralen, en sorptie aan organisch stof en Fe- en Al-oxiden. Voor oplos/neerslag reacties zijn met name het oplossen en neerslaan van ijzersulfides van belang. Deze mineralen kunnen namelijk hoge gehalten aan zware metalen bevatten.

Voor de verzadigde zone is op basis van eerder onderzoek van TNO in het Nederlandse deel van de Kempen geconcludeerd dat sorptie het dominante proces is dat de verspreiding van cadmium en zink in de bovenste ca. 35 meter bepaald (Van der Grift et al., 2006). Neerslag van ijzersulfides treedt nauwelijks op. Dit is alleen aangetoond in organisch stof rijke beekdalafzettingen, de overgangszone tussen grond- en oppervlaktewater. Het oplossen van ijzersulfides als gevolg van uitspoeling van nitraat naar het grondwater is wel aangetoond maar dit leidt slechts in enkele gevallen tot verhoogde metaalconcentraties.
Op basis van deze bevindingen wordt in het verzadigde zone model alleen gerekend met adsorptie en desorptie van cadmium en zink aan bodemdeeltjes.
In Figuur 6.2 is een conceptueel model voor sorptie van zink weergegeven. Voor cadmium geldt hetzelfde conceptuele model. In de linker helft van het figuur zien we het totaal opgeloste zink. Dit is deels vrij Zn^{2+} en deels anorganische en organisch complexen van Zn ($ZnHCO_3^-$, $ZnCO_3^0$ en ZnDOC). Aan de rechterkant zien we Zn geadsorbeerd aan oxides, klei en organisch materiaal. Zowel de aquatische complexatie als de adsorptie zijn pH-afhankelijke processen. Uiteraard wordt mate van adsorptie mede bepaald de door de hoeveelheid oxides, klei en organische materiaal in de grond.



Figuur 6.2: Conceptueel model voor sorptie van cadmium en zink

6.2.2 *Modelbenadering*

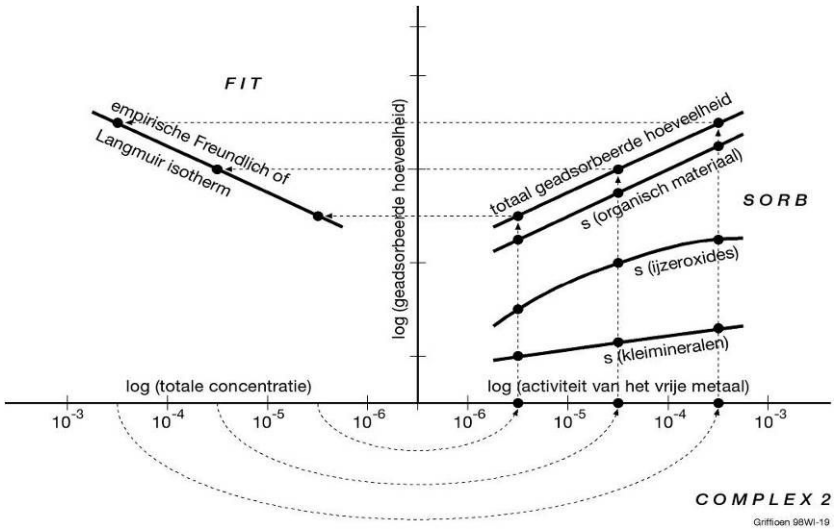
Voor berekening van sorptie karakteristieken per gridcel wordt gebruik gemaakt van het meta-model ISOTHERM (Griffioen en Veenema, 1998). Dit is gebaseerd op om een groot aantal berekeningen met de geochemische modelcodes PHREEQC (Parkhurst &

Appelo, 1999) en ECOSAT (Keizer & Van Riemsdijk, 1998). ISOTHERM is een voorbewerking module voor transportberekeningen van sporenelementen met het single-solute transportmodel MT3DMS. Deze module berekent de (niet-lineaire) sorptie-isothermen voor sporenelementen per modelcel als functie van pH en macro-grondwatersamenstelling en de gehaltes reactieve bestanddelen organisch materiaal, lutum en ijzeroxides. De sorptie-isothermen worden berekend door combinatie van:

- de geochemische samenstelling van de grond;
- de macrochemische samenstelling van het grondwater;
- empirische functies voor sorptie van een sporenelement middels kation-uitwisseling en sorptie aan ijzeroxides en organisch materiaal.

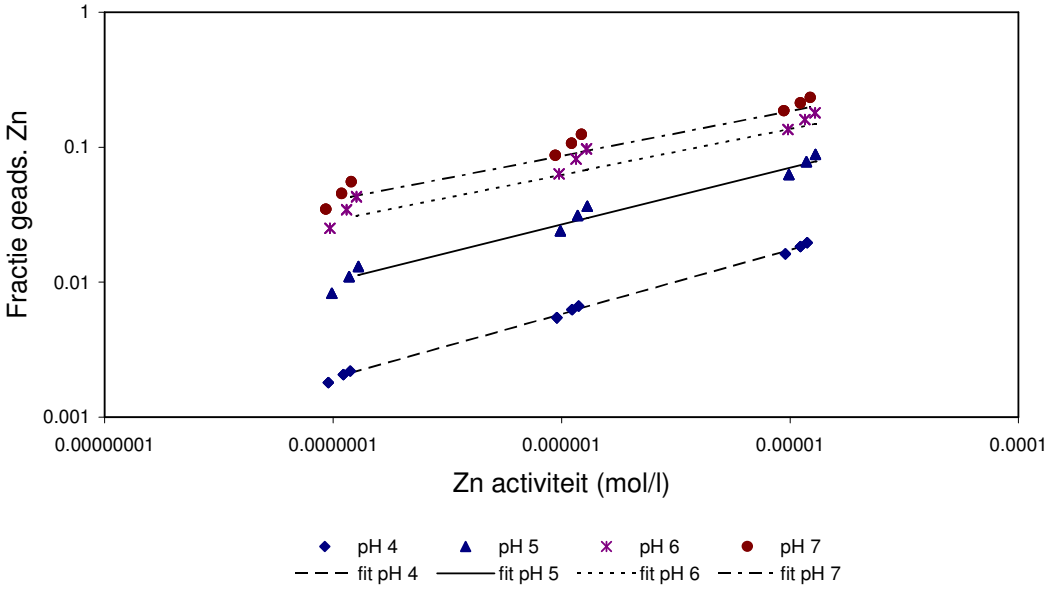
Het meta-model dat gebruikt wordt voor de sorptie reacties in de onverzadigde zone (zie hoofdstuk 4) is niet geschikt voor de verzadigde zone. Dit meta-model is namelijk afgeleid uit een multivariabele regressie analyse op basis van gemeten grondgehaltes en poriewaterconcentraties van bodemmonsters. De bodem is hierbij gedefinieerd als de onverzadigde zone tot 120 cm-mv. Omdat aquifermateriaal over het algemeen gekenmerkt word door lage gehaltes reactieve bestanddelen valt dit buiten de range van het meta-model.

De benadering van ISOTHERM is, is dat de fractie van de totale sorptiecapaciteit die bezet is met een zwaar metaal, berekend is voor een set van 21 watersamenstellingen middels speciatieberekeningen met het multicomponent geochemisch rekenmodel PHREEQC voor kationuitwisseling en sortpie aan oxides en ECOSTAT voor sortpie aan organisch materiaal. De 21 watersamenstellingen representeren het bereik in de samenstellingen van zoet grondwater, zoals die voorkomen in Pleistoceen Nederland. Drie types zijn opgesteld: natuurlijk schoon grondwater, lichtvervuild grondwater en met mest zwaarvervuild grondwater. De drie types zijn elk onderverdeeld in 7 individuele samenstellingen die van pH 4 tot pH 7 reiken. De watersamenstellingen zijn gebruikt om relatief eenvoudige functies af te leiden waarmee de fractie geadsorbeerd berekend wordt aan de hand van variabelen zoals pH, calciumconcentratie, etc. De concentraties van Zn en Cd waarvoor de berekeningen per watersamenstelling zijn uitgevoerd, waren één maal, een tiende maal en tien maal de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) volgens het drinkwaterleidingbesluit (100 µg Zn/l en 5 µg Cd/l). Op die manier ontstaat een beeld van de mate van sorptie afhankelijk van: 1. de concentratie van het sporenelement, 2. de pH van het water als belangrijke variabele in sortie-intensiteit van sporenelementen en 3. de algemene watersamenstelling als variabele met ionen die in competitie zijn met de sporenelementen om sorptieplaatsen.



Figuur 6.3: Modelbenadering ISOTHERM

ISOTHERM is ontwikkeld om het reactief transport van sporen metalen te modelleren. De PHREEQC en ECOSAT berekeningen waarop ISOTHERM is gebaseerd zijn uitgevoerd voor cadmiumconcentraties van 0,5 tot 50 µg/l en zinkconcentraties van 10 tot 1000 µg/l. 3 laat zien dat in dit concentratiebereik de adsorptie lineair verloopt met de zinkactiviteit in oplossing (daarnaast wordt de goede fit tussen de ECOSAT berekeningen en het ISOTHERM model bij verschillende pH's duidelijk). Een extrapolatie van de ISOTHERM benadering naar hogere concentratie is dus mogelijk, voor zink tot ca. 10 mg/l en voor cadmium tot enkele honderden µg/l.



Figuur 6.4: Vergelijking van de beschrijving van de adsorptie van zink aan organische stof als functie van de zink activiteit in oplossing volgens het NICA model in ECOSAT (punten) en volgens de ISOTHERM benadering die hiervan is afgeleid (lijnen).

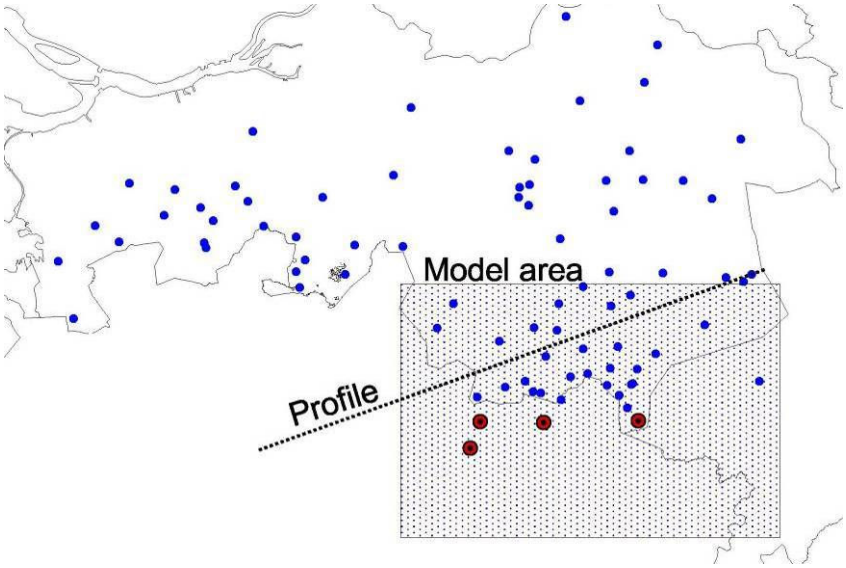
6.3 Modelinvoer

Voor ISOTHERM is het noodzakelijk om de modelcellen te vullen met getallen voor de geochemische samenstelling van de grond en de macrochemische samenstelling van het grondwater. De aanpak en resultaten van deze parameterisatie is in de volgende paragraven beschreven.

6.3.1 Parameterisatie Sedimentgeochemie

Primair zijn de gehaltes lutum, organisch stof en ijzeroxides in de ondergrond van belang voor de sorptiecapaciteit van zware metalen. Voor de parameterisatie van de sedimentgeochemie is er een groot onderscheid in gegevensdichtheid tussen de Nederlandse en Vlaamse zijde van het gebied. De laatste jaren is de geochemische karakterisatie van met name de ondiepe ondergrond namelijk in het kader van haar nationale taak voor de geowetenschappelijke informatievoorziening een van de speerpunten van TNO geworden. De geochemische parameterisatie van het model is daarom gebaseerd op Nederlandse data. De correlatietabel van de Vlaamse HCOV en de Nederlandse REGIS II classificatie die is opgesteld ten behoeve van de 3D hydrogeologische kartering voor het BeNeKempen gebied (Soresma, 2007) is gebruik om de Nederlandse gegevens naar Vlaanderen te vertalen. Waar nodig is dit aangevuld met correlatietabellen uit Meyus et al. (2005).

Voor de parameterisatie van de sedimentgeochemische eigenschappen is gebruik gemaakt van de dataset die ook gebruik is door Bakker et al. (2007). In dit rapport is een eerste verkennende studie uitgevoerd voor Noord-Brabant en het noorden van Limburg, om inzicht te krijgen in het onderscheidende vermogen van geologische eenheden en eventuele beperkingen van de huidige analysegegevens voor de reactiecapaciteit. Deze studie omvat het bovenste deel van de ondergrond dat zich bevindt vanaf het maaiveld tot 15-30 meter diep, afhankelijk van de geologische opbouw, de hydrogeologie en de geochemie van geologische deelgebieden binnen deze provincies. Dit is het deel van de ondergrond waar invloed van menselijke activiteiten op de bodem- en grondwatersamenstelling het grootst is.



Figuur 6.5: Overzicht van de boringen in Zuid-Nederland die gebruikt zijn voor parameterisatie van de sedimentgeochemie.

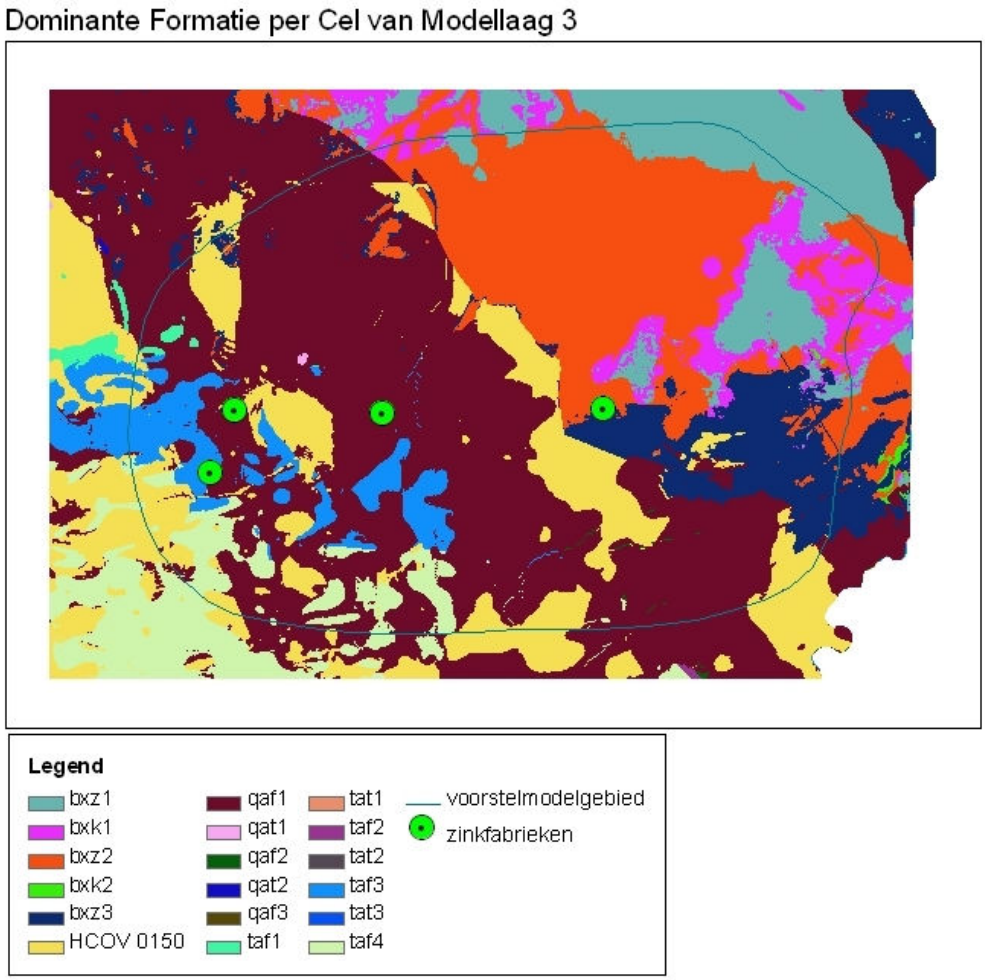
Omdat we voor het model ook geochemisch gegevens nodig hebben over formaties dieper dan 30 m-mv en omdat in Vlaanderen oudere (dus diepere) formaties ondiep voorkomen hebben we ook gebruik gemaakt van sediment geochemische analyses die buiten het modelgebied liggen. In bijvoorbeeld de Peel Horst/Venlo Slenk, het Maasdal, Westelijk Noord-Brabant liggen oudere formaties minder diep dan in het Nederlandse deel van het modelgebied. De oudere formaties (de Formaties van Waalre (WA), Breda (BR), Oosterhout (OO), en de Kiezeloöliet formatie (KI)) komen buiten het Nederlandse deel van het modelgebied wel in de bovenste 30 meter van de ondergrond voor. Hierdoor ontstaat een uitgebreide dataset met gegevens over alle geologische formatie die nodig zijn voor parameterisatie van het model (zie Figuur 6.5). De uiteindelijke geochemische dataset bestaat uit 2655 monsters uit 99 boringen die op meerdere componenten zijn geanalyseerd.

Door Bakker et al (2007) is voor de 2655 monsters bepaald tot welke geologische formaties deze behoren. Er is onderscheid gemaakt in 9 formaties (in toenemende ouderdom: de Formatie van Boxtel (BX), Sterksel (ST), Stramproy (SY), Beegden (BE), Waalre (WA), Kiezeloöliet formatie (KI), Oosterhout (OO) en Breda (BR)). Ook is per grondmonsters de dominante lithologie bepaald. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen zand, klei, leem, veen, grind en gyttja. Per lithologie klasse per geologische formatie zijn beschrijvende statistische kentallen van de reactieve componenten berekend. Dit betreft het aantal monsters, het gemiddelde, de spreiding, de mediaan, P10, P25, P75 en P90.
Ook is de totaalsamenstelling van een formatie berekend. Dit is niet hetzelfde als de statistiek van alle monsters uit een formatie. De verdeling van het aantal geanalyseerd zand, klei, leem en veen monsters is namelijk niet representatief voor een formatie. De meer reactieve (klei en veen) lagen zijn namelijk vaak preferent bemonsterd. Daarom is de procentuele verdeling van de verschillende lithologische eenheden per formatie berekend. Met behulp van deze berekende verdeling is voor elke afzonderlijke geologische formatie het gewogen gemiddelde van de statische kentallen voor de gehaltes aan reactieve componenten berekend. Deze totaalgehaltes en de gehaltes van de afzonderlijke lithologische eenheden zijn gebruik als ‘bouwstenen’ voor geochemische parameterisatie van het ondergrondmodel. Tabel 6.1 geeft een overzicht van deze kentallen.

Vervolgens is bepaald welke lithologie en formatie het beste bij een laag uit het Soresma ondergrondmodel en de hieraan toegevoegde deklaag past (Tabel 6.2). Afhankelijk van de eigenschappen van de lagen in het ondergrondmodel zijn dit gehaltes van een specifieke lithologie in een formatie, de totaalsamenstelling van een formatie, een combinatie van lithologieën uit meerdere formaties of een combinatie van totaalsamenstellingen van meerdere formaties. De 1^{e}Quartaire aquifer aan Nederlandse zijde is bijvoorbeeld een combinatie van de Formaties Beegden (Be) Sterksel (ST) en het bovenste zandpakket van de Formatie van Stramproy (SY). De Formatie van Sterksel is hierin dominant. De Formatie van Beegden komt namelijk alleen aan de oostkant van het model net ten westen van de Peelrandbreuk voor. Het bovenste zand laagpakket van de Formatie van Stramproy is tamelijk dun. De 1^{e} Quartaire aquifer wordt daarom geparameteriseerd als een laag die voor 80% uit de totale formatie van Sterksel, voor 10% uit Beegden zand en voor 10% uit Stramproy zand bestaat (Tabel 6.2). Op eenzelfde wijze is er bijvoorbeeld voor gekozen dat de 3^{e} Tertiaire aquifer voor 50% uit Kiezeloöliet en 50 % uit Oosterhout zand bestaat. De statistische kentallen van de lagen in het ondergrondmodel zijn dus gewogen gemiddelden uit de kentallen van de afzonderlijke ‘bouwstenen’ uit Tabel 6.1.

Voor parameterisatie van het transportmodel zal een keuze voor gebruik van een statisch kental gemaakt moeten worden. Met name het organisch stof en ijzeroxide gehalte is nogal schreef verdeeld waardoor het gemiddelde afwijkt van de mediaan. In veel gevallen is zelfs het 75 percentiel lager dan het gemiddelde. Uitgaande van kenmerken van het systeem, namelijk dat grondwater door het gehele watervoerende pakket stroomt, moeten we kiezen voor een parameter die zoveel mogelijk representatief is voor de integrale samenstelling van een watervoerend pakket of scheidende laag. Onderweg zal dit water voor het grootste deel (in tijd en ruimte) door een matrix met lage gehaltes stromen. Echter, delen van een watervoerend pakket met hogere gehaltes worden wel gepasseerd. Het gemiddelde voldoet dus beter als parameter voor een integrale samenstelling van een watervoerend pakket dan een mediaan.

Voor iedere gridcel van het transportmodel is bepaald welke laag van het Soresma ondergrondmodel hierin dominant is. Figuur.6.6 geeft hiervan een voorbeeld van modellaag 3. Op deze wijze zijn de getallen uit Tabel 6.2 gekoppeld aan het modelgrid.



Figuur.6.6: ·Dominante laag uit het ondergrondmodel per gridcel van het transportmodel

Tabel 6.1: Statistische kentallen reactieve componenten geologische formaties

Strat	Litho	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM
		Mean	N	std.dev	Min	Max	P25	P50	P75	P10	P90
BX	Z	0.50	231	1.25	0.10	16.07	0.10	0.20	0.45	0.10	0.89
BX	V	6.55	2	7.04	1.57	11.52	1.57	6.55	11.52	1.57	11.52
BX	K	1.22	20	3.97	0.10	17.99	0.10	0.10	0.52	0.10	1.46
BX	L	1.82	42	2.30	0.10	13.20	0.56	1.19	2.13	0.17	3.78
BX	**K/L**	1.52			0.10	15.60	0.33	0.64	1.32	0.14	2.62
BX	**Tot**	0.72			0.12	15.94	0.15	0.35	0.73	0.13	1.27
BE	Z	0.13	46	0.10	0.10	0.51	0.10	0.10	0.10	0.10	0.15
BE	G	0.10	7	0.01	0.10	0.12	0.10	0.10	0.10	0.10	0.12
ST	Z	0.30	124	1.22	0.10	13.26	0.10	0.10	0.18	0.10	0.35
ST	V		0								
ST	K	0.99	8	1.14	0.10	3.32	0.10	0.67	1.47	0.10	3.32
ST	L	1.16	4	0.63	0.33	1.86	0.74	1.21	1.58	0.33	1.86
ST	G	0.12	1	0.00	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
ST	**Tot**	0.35		1.21	0.10	12.56	0.10	0.14	0.27	0.10	0.56
SY	Z	0.26	104	0.58	0.10	5.49	0.10	0.13	0.20	0.10	0.28
SY	V		0								
SY	K	0.82	32	1.71	0.10	7.40	0.10	0.10	0.63	0.10	1.64
SY	L	0.84	5	1.08	0.10	2.71	0.20	0.41	0.78	0.10	2.71
SY	G		0								
SY	GY	6.30	1	0.00	6.30	6.30	6.30	6.30	6.30	6.30	6.30
SY	**Tot**	0.46		0.97	0.10	6.16	0.10	0.12	0.35	0.10	0.76
WA	Z	0.18	160	0.26	0.10	2.67	0.10	0.10	0.20	0.10	0.24
WA	V		0								
WA	K	0.62	32	2.05	0.10	11.66	0.10	0.10	0.15	0.10	1.19
WA	L	0.38	6	0.54	0.10	1.48	0.10	0.15	0.28	0.10	1.48
WA	G	0.19	3	0.16	0.10	0.37	0.10	0.10	0.37	0.10	0.37
WA	**Tot**	0.29			0.10	4.90	0.10	0.10	0.19	0.10	0.48
MS	totaal	-									
KI	Z	0.25	23	0.33	0.10	1.41	0.10	0.13	0.21	0.10	0.62
KI	V		0								
KI	K	0.32	7	0.48	0.10	1.38	0.10	0.10	0.35	0.10	1.38
KI	L		0								
KI	G		0								
KI	**Tot**	0.26			0.10	1.41	0.10	0.13	0.22	0.10	0.66
OO	Z	0.44	26	0.35	0.10	1.21	0.11	0.30	0.77	0.10	0.91
OO	V		0								
OO	K		0								
OO	L	1.25	1	0.00	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
OO	G		0								
OO	**Tot**	0.47	25.00	0.33	0.15	1.21	0.16	0.34	0.79	0.15	0.93
BR	Z	0.36	34	0.32	0.10	1.48	0.17	0.21	0.55	0.10	0.79
BR	V		0								
BR	K	0.24	2	0.01	0.23	0.25	0.23	0.24	0.25	0.23	0.25
BR	L		0								
BR	G		0								
BR	**Tot**	0.35		0.30	0.11	1.41	0.17	0.21	0.53	0.11	0.76

lutum	lutum	lutum	lutum	lutum	lutum	lutum	lutum	lutum	lutum
Mean	N	std.dev	Min	Max	P25	P50	P75	P10	P90
0.94	510	2.52	0.00	21.08	0.00	0.00	0.06	0.00	3.39
0.38	38	1.90	0.00	11.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9.96	56	9.07	0.00	28.15	0.00	8.42	17.61	0.00	23.90
13.61	67	8.29	0.00	31.97	7.12	15.88	20.23	0.00	23.69
11.79			0.00	30.06	3.56	12.15	18.92	0.00	23.80
2.34			0.00	22.10	0.46	1.58	2.51	0.00	5.99
1.24	126	5.48	0.00	34.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.91
0.00	19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2.75	191	6.18	0.00	45.77	0.00	0.60	3.01	0.00	6.34
	0								
24.48	8	14.28	0.00	46.50	18.04	21.69	34.94	0.00	46.50
15.96	15	6.44	0.95	28.28	13.09	16.33	19.00	9.20	22.84
2.58	3	2.93	0.00	5.76	0.00	1.99	5.76	0.00	5.76
4.27			0.00	45.82	1.26	2.08	5.25	0.00	9.15
2.35	307	5.36	0.00	42.86	0.00	0.00	1.82	0.00	8.63
10.43	5	14.22	0.00	31.23	0.00	1.55	19.38	0.00	31.23
18.06	118	13.27	0.00	50.08	4.25	19.18	27.77	0.00	34.26
16.77	15	9.93	0.00	35.48	9.50	19.56	23.76	0.00	26.28
	0								
22.64	4	5.03	17.72	29.68	19.65	21.59	25.64	17.72	29.68
7.85			0.00	45.39	1.49	6.71	10.90	0.00	17.60
6.91	499	8.94	0.00	39.03	0.00	2.88	11.00	0.00	22.84
14.79	5	13.87	0.00	29.50	0.00	20.71	23.76	0.00	29.50
23.65	158	14.65	0.00	53.20	13.32	26.54	34.05	0.00	42.40
18.07	45	11.96	0.00	44.47	5.38	21.17	27.31	0.00	30.13
3.54	3	6.14	0.00	10.63	0.00	0.00	10.63	0.00	10.63
11.14			0.00	42.52	3.33	8.88	16.83	0.00	27.77
-									
0.67	55	2.30	0.00	12.66	0.00	0.00	0.00	0.00	1.75
0.00	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
21.39	11	24.73	0.00	55.21	0.00	6.76	52.04	0.00	54.59
0.00	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	0								
1.71			0.00	14.79	0.00	0.34	2.60	0.00	4.39
5.05	91	7.08	0.00	37.38	0.00	2.79	6.42	0.00	14.43
	0								
9.68	6	10.81	0.00	21.28	0.00	7.79	21.23	0.00	21.28
2.23	1	0.00	2.23	2.23	2.23	2.23	2.23	2.23	2.23
	0								
5.23		7.23	0.00	36.73	0.00	2.99	7.01	0.00	14.70
1.60	76	2.64	0.00	10.19	0.00	0.00	2.50	0.00	6.71
	0								
2.95	2	0.50	2.60	3.31	2.60	2.95	3.31	2.60	3.31
0.00	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	0								
1.69		2.51	0.16	9.78	0.16	0.18	2.55	0.16	6.50

FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX	FeOX
Mean	N	std.dev	Min	Max	P25	P50	P75	P10	P90
0.18	504	0.62	0.00	7.28	0.00	0.01	0.12	0.00	0.38
1.43	32	1.77	0.00	8.63	0.31	0.91	1.89	0.00	3.39
0.73	55	1.52	0.00	7.75	0.00	0.11	0.93	0.00	1.31
0.08	67	0.34	0.00	2.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.40			0.00	4.95	0.00	0.05	0.47	0.00	0.66
0.23			0.00	6.99	0.00	0.03	0.19	0.00	0.46
0.26	126	0.72	0.00	4.54	0.00	0.05	0.13	0.00	0.40
0.08	19	0.05	0.00	0.15	0.06	0.09	0.11	0.00	0.15
0.08	187	0.32	0.00	2.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
	0								
1.44	8	2.38	0.00	6.05	0.00	0.14	2.60	0.00	6.05
0.08	15	0.32	0.00	1.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.18			0.00	3.08	0.00	0.01	0.19	0.00	0.59
0.13	282	0.35	0.00	3.62	0.00	0.02	0.12	0.00	0.34
0.62	4	1.20	0.00	2.41	0.00	0.03	1.24	0.00	2.41
0.89	114	1.35	0.00	5.39	0.00	0.14	1.36	0.00	3.10
0.47	14	0.84	0.00	2.65	0.00	0.00	0.93	0.00	1.48
	0								
0.61	2	0.08	0.55	0.67	0.55	0.61	0.67	0.55	0.67
0.39			0.00	4.24	0.00	0.06	0.55	0.00	1.31
0.58	489	1.81	0.00	20.56	0.00	0.05	0.49	0.00	1.27
0.43	5	0.95	0.00	2.13	0.00	0.00	0.00	0.00	2.13
1.79	144	2.91	0.00	20.94	0.00	0.74	2.74	0.00	4.03
1.52	32	2.15	0.00	8.98	0.10	0.34	2.26	0.00	3.93
0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.88			0.00	20.56	0.00	0.22	1.05	0.00	1.97
1.01					0.28	0.38	0.77	0.13	3.39
0.34	55	0.89	0.00	6.23	0.00	0.05	0.31	0.00	0.89
0.00	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1.99	11	2.92	0.00	8.13	0.00	0.00	4.63	0.00	4.65
1.84	1	0.00	1.84	1.84	1.84	1.84	1.84	1.84	1.84
	0								
0.42		1.00	0.00	6.33	0.00	0.05	0.52	0.00	1.08
2.08	91	1.70	0.26	8.05	0.81	1.71	2.74	0.48	4.33
	0								
1.95	6	1.43	0.66	4.54	1.03	1.43	2.57	0.66	4.54
1.61	1	0.00	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61	1.61
	0								
2.08		1.69	0.27	7.91	0.82	1.70	2.73	0.48	4.34
1.88	76	2.30	0.00	12.35	0.22	1.12	2.72	0.00	4.48
	0								
3.37	2	0.20	3.23	3.50	3.23	3.37	3.50	3.23	3.50
4.64	1	0.00	4.64	4.64	4.64	4.64	4.64	4.64	4.64
	0								
1.97		2.17	0.19	11.82	0.40	1.25	2.77	0.19	4.42

Tabel 6.2: statistische kentallen geochemische parameters ondergrondmodel

	bestaat uit	Strat	OM Mean	OM Min	OM Max	OM P25	OM P50	OM P75	OM P10	OM P90		lutum Mean	lutum Min	lutum Max	lutum P25	lutum P50	lutum P75	lutum P10	lutum P90		FeOX Mean	FeOX Min	FeOX Max	FeOX P25	FeOX P50	FeOX P75	FeOX P10	FeOX P90
BXz2, BXz3, HCOV150	90% BX/Z + 10% BX/K	1	0.60	0.10	16.02	0.12	0.24	0.54	0.10	1.06		2.02	0.00	21.97	0.36	1.22	1.94	0.00	5.43		0.20	0.00	7.04	0.00	0.01	0.16	0.00	0.41
Deklaag BXk1, BXk2	BX/K	2	1.52	0.10	15.60	0.33	0.64	1.32	0.14	2.62		11.79	0.00	30.06	3.56	12.15	18.92	0.00	23.80		0.40	0.00	4.95	0.00	0.05	0.47	0.00	0.66
qaf1	80% ST/Z + 10%BE/Z + 10% SY	3	0.28	0.10	10.65	0.10	0.14	0.25	0.10	0.49		2.56	0.00	44.42	1.01	1.66	4.38	0.00	8.27		0.11	0.00	3.28	0.00	0.01	0.17	0.00	0.54
qat1	90% SY/T + 10% WA/K	4	0.48	0.10	6.71	0.10	0.12	0.33	0.10	0.80		9.43	0.00	46.17	2.67	8.70	13.22	0.00	20.08		0.53	0.00	5.91	0.00	0.13	0.77	0.00	1.58
qaf2	100% WA/Z	5	0.18	0.10	2.67	0.10	0.10	0.20	0.10	0.24		6.91	0.00	39.03	0.00	2.88	11.00	0.00	22.84		0.58	0.00	20.56	0.00	0.05	0.49	0.00	1.27
qat2	100% WA/K	6	0.62	0.10	11.66	0.10	0.10	0.15	0.10	1.19		23.65	0.00	53.20	13.32	26.54	34.05	0.00	42.40		1.79	0.00	20.94	0.00	0.74	2.74	0.00	4.03
qaf3	100% WA/T	7	0.29	0.10	4.90	0.10	0.10	0.19	0.10	0.48		11.14	0.00	42.52	3.33	8.88	16.83	0.00	27.77		0.88	0.00	20.56	0.00	0.22	1.05	0.00	1.97
taf1	100% KI/T	8	0.26	0.10	1.41	0.10	0.13	0.22	0.10	0.66		1.71	0.00	14.79	0.00	0.34	2.60	0.00	4.39		0.42	0.00	6.33	0.00	0.05	0.52	0.00	1.08
tat1	100% KI/K	9	0.32	0.10	1.38	0.10	0.10	0.35	0.10	1.38		21.39	0.00	55.21	0.00	6.76	52.04	0.00	54.59		1.99	0.00	8.13	0.00	0.00	4.63	0.00	4.65
taf2	100% KI/T	10	0.26	0.10	1.41	0.10	0.13	0.22	0.10	0.66		1.71	0.00	14.79	0.00	0.34	2.60	0.00	4.39		0.42	0.00	6.33	0.00	0.05	0.52	0.00	1.08
tat2	100% KI/K	11	0.32	0.10	1.38	0.10	0.10	0.35	0.10	1.38		21.39	0.00	55.21	0.00	6.76	52.04	0.00	54.59		1.99	0.00	8.13	0.00	0.00	4.63	0.00	4.65
taf3	50% KI/T + 50% OO/Z	12	0.35	0.10	1.31	0.11	0.22	0.49	0.10	0.79		3.38	0.00	26.08	0.00	1.56	4.51	0.00	9.41		1.25	0.13	7.19	0.41	0.88	1.63	0.24	2.70
tat3	100% OO/K	13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		9.68	0.00	21.28	0.00	7.79	21.23	0.00	21.28		1.95	0.66	4.54	1.03	1.43	2.57	0.66	4.54
taf4	50% OO/T + 50% BR/T	14	0.41	0.13	1.31	0.16	0.28	0.66	0.13	0.84		3.46	0.08	23.26	0.08	1.58	4.78	0.08	10.60		2.02	0.23	9.87	0.61	1.48	2.75	0.34	4.38

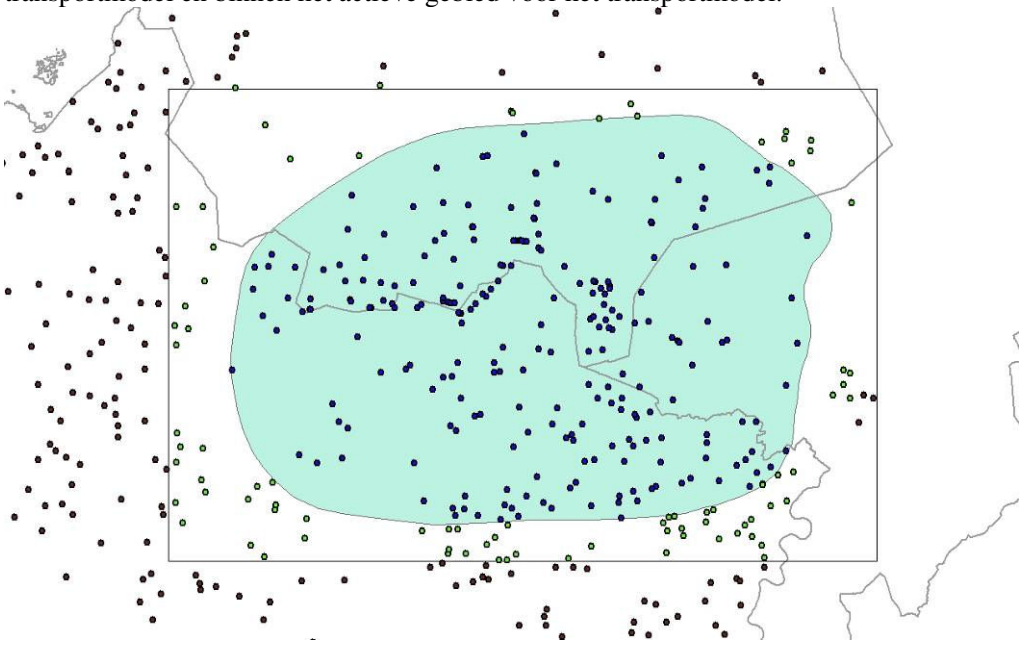
Parameterisatie macrochemische grondwatersamenstelling
Voor het grondwater is het noodzakelijk om een compleet beeld van de macrochemische samenstelling en pH in verschillende gebiedstypen en op verschillende dieptes te krijgen.

Hiervoor maken we voor de Nederlandse Kempen gebruik van de gegevens van:
- het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit;
- de provinciale grondwaterkwaliteit van Noord-Brabant en Limburg;
- de door ABdK uitgevoerde meetrondes voor grondwaterkwaliteit;
- het provinciale meetnet bodemkwaliteit van Noord-Brabant;
- een meetronde bovenste grondwaterkwaliteit in het grondwaterbeschermingsgebied van de drinkwaterwinning Budel;

Deze meetnetten hebben locaties in landbouw en natuurgebieden. Voor deze studie zijn gegeven gebruik gemeten in de periode 2002-2004. Voor het provinciaal meetnet grondwaterkwaliteit van Limburg is een langere periode geselecteerd omdat de meet frequentie in de periode 2002-2004 te laag was. Per meetlocatie is (indien beschikbaar) het gemiddelde van meerdere meetrondes berekend. Voor vrijwel alle meetlocaties waren twee meetrondes beschikbaar.

Voor het Vlaamse deel van het gebied zijn gegevens van het Vlaamse nitraatmeetnet gebruikt. Dit meetnet heeft in het projectgebied een groot aantal meetpunten, voornamelijk in landbouwgebieden. De dataset van het Vlaamse nitraatmeetnet bevat, afhankelijk van stof en het bemonsterde filters 4 tot 9 meetronden, uitgevoerd in de periode 2004-2006. Per meetlocatie is het gemiddelde van deze meetrondes berekend.

De locaties van de grondwaterkwaliteit meetpunten zijn weergegeven in Figuur 6.7. Er is een onderscheid gemaakt tussen meetpunten buiten het domein van het stromingsmodel vallen, binnen dit domein maar buiten het actieve gebied voor het transportmodel en binnen het actieve gebied voor het transportmodel.



Figuur 6.7: Locaties grondwaterkwaliteit

Vervolgens is een overlay gemaakt van de gebiedstypenkaart (Figuur 5.20). Deze kaart is gebruik om de meetpunten in te delen in gebiedstypen. De meetpunten zijn ingedeeld in zes klasse die een combinatie zijn van grondgebruik en kwel-infiltratie: natuur-infiltratie *(n-inf)*, natuur-intermediair *(n-int)*, landbouw-infiltratie *(lb-inf)*, landbouw-intermediair *(lb-int)*, kwel *(kwel)* en bebouwd gebied *(stad)*. Ook zijn de filters ingedeeld in zes diepteklassen: < 2 m-mv, 2-6 m-mv, 6-12 m-mv, 12-18 m-mv 18-30 m-mv en > 30 m-mv. Het aantal meetpunten in deze gebiedstypen en diepteklassen is weergegeven in Tabel 6.3. Deze indeling is de basis voor berekening van groep statistiek voor parameterisatie van het transportmodel. In Tabel 6.3 is te zien dat het aantal meetpunten per gebiedstype en diepteklasse sterk varieert. Met name in de landbouw gebiedstypen zijn veel meetpunten aanwezig.

Tabel 6.3: Aantal meetpunten grondwaterkwaliteit per gebiedstype en diepteklasse (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied).

	n-inf	n-int	lb-inf	lb-int	kwel	stad
freatisch	23	20	29	13	12	1
2-6 m-mv	7	1	80	30	19	8
6-12 m-mv	8	6	79	34	17	5
12-18 m-mv	5	3	63	18	12	3
18-30 m-mv	6	2	86	47	19	5
> 30 m-mv	2	-	14	15	3	1

Voor de combinaties van gebiedstypen en diepte intervallen zijn de beschrijvende statistische kentallen voor de macrochemische grondwatersamenstelling berekend. Dit betreft het aantal monsters, het gemiddelde, de spreiding, de mediaan, P10, P25, P75 en P90 van de groep waarnemingen. Tabel 6.4 geeft de statistische kenmerken van alle groepen.

Om een robuuste groep statistiek per gebiedstype te kunnen berekenen is het noodzakelijk dat er voldoende meetpunten aanwezig zijn. Een exact aantal is moeilijk te geven omdat dit sterk afhankelijk is van de spreiding in de gemeten concentraties. Om tot een voldoende aantal metingen te komen zijn een aantal gebieden of diepteklassen samengevoegd:

- n-inf en n-int: beneden freatisch tot natuur;
- natuur: diepteklassen 5 en 6 (18-30 m-mv + > 30 m-mv) tot > 18 m-mv;
- stad: 6 diepteklasses tot 3 (freatisch + 2-6 m-mv), (6-12 m-mv + 12-16 m-mv) en (18-30 m-mv + > 30 m-mv).

Tabel 6.4: Statistiek grondwaterkwaliteit

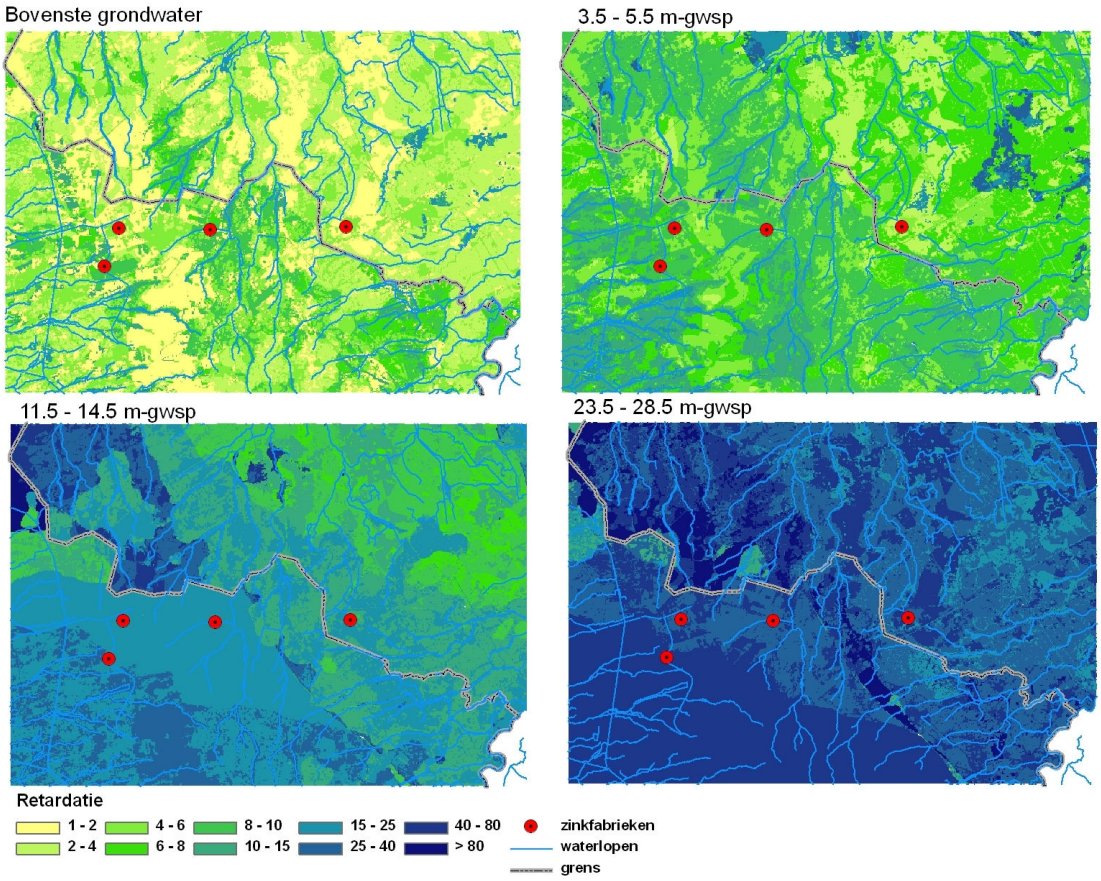
		1 n-inf					2 n-int					3 lb-inf					4 lb-int					5 kwel					6 stad				
		Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count
freatisch	pH	4.52	4.25	4.2	4.54	23	4.51	4.25	4.11	4.57	20	5.13	5.00	4.69	5.73	29	5.55	5.77	5.16	6.21	13	6.09	6.11	5.91	6.35	12	4.12	4.12	4.12	4.12	1
	EGV	231	216	88	252	23	319	291	155	475	20	529	503	397	666	29	505	480	353	628	13	430	346	239	539	12	408	408	408	408	1
	HCO3	4.33	0.3	0.3	0.6	23	6.78	0.30	0.30	0.60	20	10.44	0.80	0.00	15.45	29	48.59	19.30	7.45	51.15	13	57.08	31.55	16.38	88.60	12	0.30	0.30	0.30	0.30	1
	Cl (mg/l)	16.76	12.05	5.55	17.46	23	23.24	18.25	8.96	37.01	20	30.56	25.04	18.53	33.03	29	41.88	30.40	21.24	42.28	13	27.84	29.79	8.85	45.13	12	19.61	19.61	19.61	19.61	1
	NO3 (mg/l)	19.92	19.31	5.21	29.03	23	32.89	16.93	7.18	61.05	20	117.0	98.91	52.41	151.4	29	82.05	38.80	22.88	116.2	13	42.22	3.01	1.47	10.54	12	70.91	70.91	70.91	70.91	1
	SO4 (mg/l)	58.62	35.94	26.2	55.37	23	71.48	68.27	35.42	96.32	20	80.80	69.84	53.98	103.8	29	63.69	57.36	48.88	80.95	13	72.52	63.86	23.27	92.45	12	94.09	94.09	94.09	94.09	1
	P-tot	0.26	0.3	0.3	0.3	23	0.28	0.30	0.30	0.30	20	0.13	0.06	0.02	0.28	29	0.23	0.06	0.01	0.17	13	0.18	0.17	0.07	0.30	12	0.30	0.30	0.30	0.30	1
	NH4 (mg/l)	0.31	0.14	0.09	0.19	23	0.70	0.15	0.09	0.56	20	0.58	0.09	0.05	0.51	29	0.52	0.24	0.03	0.75	13	0.52	0.42	0.19	0.49	12	0.14	0.14	0.14	0.14	1
	Na (mg/l)	9.48	6.89	2.93	8.9	23	13.37	10.24	5.99	19.55	20	15.94	15.44	9.23	20.71	29	27.18	16.70	13.38	27.97	13	14.99	15.67	6.55	21.17	12	10.07	10.07	10.07	10.07	1
	K (mg/l)	1.74	1.35	0.9	2.35	23	3.24	1.88	1.36	3.45	20	19.54	15.97	5.97	33.03	29	21.49	19.29	10.16	28.36	13	9.70	2.85	1.09	12.68	12	6.72	6.72	6.72	6.72	1
	Mg (mg/l)	3.80	1.5	0.49	2.59	23	3.69	2.03	1.03	5.25	20	10.24	9.19	3.97	16.54	29	11.00	8.13	5.81	16.21	13	8.75	4.71	2.39	10.13	12	2.45	2.45	2.45	2.45	1
	Ca (mg/l)	11.62	2.68	0.86	6.88	23	12.92	3.25	1.69	20.11	20	42.21	37.20	24.20	57.02	29	40.93	29.91	25.49	57.44	13	50.18	35.76	18.54	83.15	12	9.93	9.93	9.93	9.93	1
	Al (mg/l)	6.77	7.27	1.99	10.41	23	12.05	8.73	4.73	22.17	20	2.20	1.44	0.10	2.44	29	2.00	0.87	0.21	1.64	13	0.46	0.49	0.04	0.71	12	18.67	18.67	18.67	18.67	1
	Fe (mg/l)	0.49	0.17	0.12	0.3	23	2.02	0.20	0.14	1.08	20	1.26	0.20	0.10	0.69	29	2.76	0.95	0.26	4.28	13	4.16	3.28	0.37	8.33	12	0.19	0.19	0.19	0.19	1
	Cd (mg/l)	9.45	6.51	2.38	13.98	23	10.59	7.79	4.81	14.65	20	3.79	1.40	0.31	4.46	29	4.80	0.64	0.31	2.04	13	0.24	0.13	0.07	0.37	12	50.99	50.99	50.99	50.99	1
	Ni (mg/l)	14.20	8.92	3.37	13.5	23	27.44	13.67	7.09	34.00	20	16.12	7.88	3.95	19.41	29	16.68	7.00	2.47	28.53	13	8.44	7.12	3.56	12.50	12	19.07	19.07	19.07	19.07	1
	Cu (mg/l)	4.94	3.93	2.42	6.5	23	5.90	4.84	3.31	9.63	20	10.17	8.94	2.73	13.76	29	17.97	11.76	0.60	29.56	13	3.17	2.35	0.82	4.11	12	26.69	26.69	26.69	26.69	1
	Zn (mg/l)	1270	927	594	1242	23	1270	1119	446	1678	20	1076	233	48	879	29	768	184	51	587	13	313	42	33	654	12	4944	4944	4944	4944	1
	DOC (mg/l)	7.23	6.18	4.1	9.8	23	9.83	7.81	4.79	11.46	20	17.80	12.82	5.66	25.11	29	26.00	23.44	8.24	41.60	13	18.57	15.46	6.56	29.36	12	8.68	8.68	8.68	8.68	1
2-6 m-mv	pH	4.88	4.46	4.32	5.28	7	4.70	4.70	4.70	4.70	1	5.20	5.03	4.61	5.73	80	5.22	5.12	4.70	5.92	30	5.74	5.73	5.49	6.08	19	5.38	5.36	4.75	5.95	8
	EGV	278	245	161	456	7	301	301	301	301	1	459	412	336	541	80	443	475	329	576	30	478	460	334	601	19	381	367	275	520	8
	HCO3	16.13	2.2	0.3	16.4	7	4.60	4.60	4.60	4.60	1	33.30	12.50	4.90	28.03	80	35.78	17.40	7.03	50.43	30	63.69	56.30	26.00	106.1	19	25.86	14.60	2.58	45.48	8
	Cl (mg/l)	13.88	15	6.06	16.36	7	18.25	18.25	18.25	18.25	1	48.63	31.02	20.10	53.75	80	42.36	44.86	21.82	58.96	30	55.66	44.50	25.25	52.75	19	34.82	23.54	19.60	49.03	8
	NO3 (mg/l)	55.25	23.39	13.67	107.2	7	83.75	83.75	83.75	83.75	1	68.84	53.34	5.81	105.6	80	77.39	43.82	2.80	134.9	30	15.77	0.38	0.25	1.00	19	51.28	36.38	0.74	90.26	8
	SO4 (mg/l)	47.78	34.64	23.95	58.53	7	42.50	42.50	42.50	42.50	1	77.40	63.37	45.40	89.69	80	73.07	68.86	47.66	100.6	30	85.70	70.50	41.62	138.5	19	72.51	69.22	48.81	96.27	8
	P-tot	0.14	0	0	0.3	7	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.03	0.00	0.00	0.00	80	0.02	0.00	0.00	0.00	30	0.01	0.00	0.00	0.00	19	0.05	0.00	0.00	0.12	8
	NH4 (mg/l)	0.07	0	0	0.16	7	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.06	0.00	0.00	0.00	80	0.01	0.00	0.00	0.00	30	0.01	0.00	0.00	0.00	19	0.06	0.00	0.00	0.17	8
	Na (mg/l)	11.18	8.93	3.58	16.24	7	13.17	13.17	13.17	13.17	1	24.62	16.82	11.34	25.92	80	21.57	20.94	14.86	27.61	30	30.43	20.52	14.38	34.76	19	23.32	19.66	12.16	31.76	8
	K (mg/l)	8.05	6.67	2.13	12.03	7	12.12	12.12	12.12	12.12	1	18.90	12.44	5.68	24.99	80	16.76	9.43	3.46	32.69	30	15.52	10.03	2.97	21.30	19	9.74	6.75	2.42	18.71	8
	Mg (mg/l)	6.33	4.8	0.63	9.83	7	8.58	8.58	8.58	8.58	1	8.45	7.25	4.67	10.16	80	9.19	7.17	3.49	13.28	30	7.36	7.27	3.75	9.96	19	8.76	7.89	4.40	11.04	8
	Ca (mg/l)	21.60	19.73	9.02	35.92	7	23.67	23.67	23.67	23.67	1	40.52	32.30	25.16	50.41	80	40.21	39.83	15.44	55.84	30	40.25	40.28	24.51	47.74	19	26.49	25.04	18.71	33.98	8
	Al (mg/l)	1.70	1.39	0.28	3.37	7	0.27	0.27	0.27	0.27	1	1.11	0.43	0.11	1.54	80	0.88	0.15	0.04	0.85	30	0.20	0.17	0.03	0.30	19	0.44	0.22	0.18	0.78	8
	Fe (mg/l)	0.13	0.1	0.06	0.1	7	0.02	0.02	0.02	0.02	1	5.35	0.16	0.06	2.57	80	8.95	0.48	0.05	8.45	30	9.74	3.84	0.40	11.92	19	11.30	1.49	0.14	14.00	8
	Cd (mg/l)	12.03	2.87	0.2	9.47	7	1.67	1.67	1.67	1.67	1	2.10	0.89	0.14	2.30	80	1.54	0.57	0.09	1.15	30	0.34	0.00	0.00	0.10	19	1.77	1.13	0.06	3.19	8
	Ni (mg/l)	23.10	0	0	33.31	7	0.00	0.00	0.00	0.00	1	1.90	0.00	0.00	0.00	80	2.26	0.00	0.00	0.00	30	0.11	0.00	0.00	0.00	19	9.44	0.00	0.00	13.77	8
	Cu (mg/l)	5.40	0	0	9.87	7	0.00	0.00	0.00	0.00	1	1.81	0.00	0.00	0.00	80	0.58	0.00	0.00	0.00	30	0.08	0.00	0.00	0.00	19	0.77	0.00	0.00	1.88	8
	Zn (mg/l)	1656	540	72	1589	7	80	80	80	80	1	973	150	70	426	80	512	248	94	721	30	241	46	21	220	19	976	219	56	507	8
	DOC (mg/l)	9.70	5.5	1.84	18.17	7	2.48	2.48	2.48	2.48	1	7.47	6.53	3.64	9.65	80	8.38	6.81	3.41	11.23	30	13.36	9.06	3.15	24.06	19	7.47	4.58	2.85	12.03	8
6-12 m-mv	pH	5.30	5.415	5.263	5.628	8	5.21	4.99	4.86	5.45	6	5.54	5.52	4.94	6.10	79	5.69	5.93	4.83	6.27	34	5.82	5.99	5.25	6.37	17	5.17	5.43	4.73	5.49	5
	EGV	213	150	109	358	8	389	420	255	529	6	472	478	402	566	79	449	514	342	603	34	381	399	246	493	17	234	174	64	435	5
	HCO3	7.89	4.05	2.5	8.725	8	46.97	0.65	0.30	70.48	6	40.48	18.90	6.70	51.30	79	60.39	32.80	5.25	112.7	34	62.60	46.90	13.15	97.30	17	10.32	11.00	5.10	15.20	5
	Cl (mg/l)	14.68	11.06	5.485	19.93	8	18.01	19.92	14.20	22.37	6	43.94	40.37	27.50	57.38	79	47.59	47.27	37.30	54.78	34	42.15	51.75	23.75	58.46	17	26.24	26.47	14.75	37.61	5
	NO3 (mg/l)	14.83	1.38	0.578	31.4	8	47.67	35.31	2.62	92.04	6	59.56	37.57	2.01	105.3	79	51.54	2.68	0.74	76.82	34	22.14	0.25	0.20	17.32	17	64.09	73.02	0.56	123.2	5
	SO4 (mg/l)	54.91	35.26	27.87	78.41	8	66.44	72.89	24.17	101.9	6	96.72	86.29	54.25	129.6	79	113.4	106.3	67.7	137.4	34	66.22	64.13	31.40	92.53	17	106.8	109.2	35.71	176.7	5
	P-tot	0.21	0.24	0.043	0.348	8	0.38	0.30	0.26	0.47	6	0.07	0.00	0.00	0.00	79	0.12	0.00	0.00	0.19	34	0.04	0.00	0.00	0.00	17	1.14	0.17	0.00	2.77	5
	NH4 (mg/l)	0.22	0.2	0.03	0.38	8	0.30	0.25	0.17	0.42	6	0.10	0.00	0.00	0.00	79	0.15	0.00	0.00	0.10	34	0.03	0.00	0.00	0.00	17	0.13	0.02	0.00	0.31	5
	Na (mg/l)	10.53	6.52	5.165	17.23	8	9.94	12.21	5.31	13.19	6	23.22	21.83	15.45	29.88	79	26.72	26.92	19.49	30.16	34	22.42	23.80	13.50	31.64	17	21.53	20.90	11.27	32.11	5
	K (mg/l)	3.32	2.87	1.818	4.44	8	5.01	3.83	1.46	7.28	6	11.72	6.70	3.45	16.60	79	10.79	4.46	2.57	10.10	34	5.76	3.20	1.93	5.41	17	7.36	3.12	2.45	14.40	5
	Mg (mg/l)	4.34	3.18	2.463	6.245	8	12.40	13.24	7.96	17.37	6	10.83	10.17	6.93	12.85	79	10.70	7.86	5.49	13.80	34	8.30	8.75	3.36	10.42	17	7.40	7.22	4.00	10.89	5
	Ca (mg/l)	15.87	8.11	4.233	31.85	8	33.44	26.76	12.53	54.05	6	47.28	47.20	28.46	61.56	79	54.33	52.21	27.27	79.74	34	37.81	32.90	18.10	57.95	17	45.57	34.15	19.85	77.00	5
	Al (mg/l)	0.57	0.03	0.02	0.23	8	0.95	0.52	0.21	1.80	6	0.40	0.11	0.03	0.44	79	0.96	0.08	0.03	0.17	34	0.16	0.04	0.02	0.18	17	0.78	0.14	0.09	1.80	5
	Fe (mg/l)	3.38	2.2	0.043	5.735	8	5.73	0.15	0.09	15.19	6	6.68	0.57	0.08	10.96	79	12.10	5.01	0.11	19.22	34	8.38	4.36	1.42	17.92	17	6.33	1.27	0.06	15.13	5
	Cd (mg/l)	0.23	0.095	0.043	0.215	8	3.82	4.07	0.06	6.91	6	1.84	0.23	0.03	1.37	79	0.77	0.09	0.02	0.56	34	0.14	0.02	0.00	0.09	17	0.52	0.31	0.01	1.13	5
	Ni (mg/l)	8.39	5.845	0.538	15.35	8	41.14	35.43	5.20	73.93	6	11.11	0.00	0.00	0.00	79	6.54	0.00	0.00	1.42	34	0.07	0.00	0.00	0.00	17	7.97	1.55	0.00	19.15	5
	Cu (mg/l)	0.54	0.685	0.07	0.888	8	36.96	26.37	1.63	74.52	6	1.53	0.00	0.00	0.00	79	2.38	0.00	0.00	0.42	34	0.04	0.00	0.00	0.00	17	2.54	0.89	0.00	5.90	5
	Zn (mg/l)	40	30	18	69	8	632	479	68	1174	6	739	71	19	274	79	147	60	9	152	34	55	25	13	54	17	138	169	40	221	5
	DOC (mg/l)	2.40	1.405	0.53	4.508	8	3.23	2.48	1.38	4.42	6	5.45	3.68	2.53	5.80	79	5.27	3.41	1.98	7.51	34	5.37	3.74	2.62	5.12	17	2.08	2.60	0.45	3.46	5

		1 n-inf					2 n-int					3 lb-inf					4 lb-int					5 kwel					6 stad				
		Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count	Mean	Median	P25	P75	Count
12-18 m-mv	pH	5.45	5.4	4.84	6.08	5	5.16	5.04	4.77	.	3	5.56	5.38	5.10	5.93	63	5.86	5.93	5.32	6.31	18	5.80	5.85	5.29	6.14	12	5.28	4.98	4.65	.	3
	EGV	273	309	154	374	5	315	308	272	.	3	416	406	320	522	63	438	511	350	562	18	348	303	235	487	12	615	528	488	.	3
	HCO3	25.06	8.3	6	52.5	5	5.27	5.80	3.50	.	3	36.51	17.30	7.00	43.20	63	49.93	33.70	16.68	86.78	18	29.53	25.90	11.48	47.10	12	38.10	13.20	7.10	.	3
	Cl (mg/l)	24.36	33.4	8.04	36.17	5	27.28	29.25	21.84	.	3	42.38	40.25	32.33	53.44	63	49.63	48.75	41.83	66.28	18	37.09	36.54	21.31	54.82	12	40.35	40.75	20.80	.	3
	NO3 (mg/l)	23.61	0.67	0.55	58.14	5	46.42	67.25	0.50	.	3	38.20	1.86	0.75	55.25	63	75.60	31.53	0.20	144.9	18	39.28	0.87	0.31	15.26	12	109.7	139.3	1.34	.	3
	SO4 (mg/l)	55.16	50.8	14.34	98.17	5	70.11	77.50	47.00	.	3	94.18	76.71	50.25	137.7	63	75.26	71.88	48.88	113.8	18	60.11	50.67	31.75	72.96	12	87.24	77.75	41.00	.	3
	P-tot	0.07	0	0	0.17	5	0.12	0.00	0.00	.	3	0.04	0.00	0.00	0.00	63	0.05	0.00	0.00	0.00	18	0.02	0.00	0.00	0.00	12	0.13	0.00	0.00	.	3
	NH4 (mg/l)	0.05	0	0	0.115	5	0.12	0.00	0.00	.	3	0.04	0.00	0.00	0.00	63	0.04	0.00	0.00	0.00	18	0.02	0.00	0.00	0.00	12	0.10	0.00	0.00	.	3
	Na (mg/l)	11.90	11.49	6.285	17.73	5	14.80	17.12	9.44	.	3	22.14	20.25	15.07	26.86	63	26.65	27.32	19.81	33.22	18	17.33	14.71	7.29	24.78	12	32.86	25.20	16.16	.	3
	K (mg/l)	6.39	3.57	2.695	11.49	5	2.51	2.65	2.15	.	3	5.89	3.80	2.77	6.45	63	4.62	2.96	2.30	4.57	18	4.14	3.03	2.12	4.03	12	13.32	15.01	3.67	.	3
	Mg (mg/l)	6.86	8.32	4.195	8.805	5	8.43	9.12	3.61	.	3	10.86	9.73	5.20	16.84	63	11.23	8.71	4.24	16.91	18	8.77	6.03	2.94	12.84	12	15.26	15.26	13.29	.	3
	Ca (mg/l)	22.17	20.7	11.39	33.7	5	25.09	28.04	11.50	.	3	41.61	37.30	26.92	53.92	63	49.41	43.83	35.75	67.95	18	32.69	30.24	16.93	50.18	12	47.25	49.38	40.10	.	3
	Al (mg/l)	0.14	0.04	0.02	0.31	5	0.05	0.05	0.03	.	3	0.21	0.08	0.03	0.18	63	0.12	0.02	0.01	0.10	18	0.05	0.04	0.02	0.08	12	0.20	0.08	0.06	.	3
	Fe (mg/l)	6.60	4.73	0.88	13.25	5	10.39	0.00	0.00	.	3	7.04	2.43	0.07	9.60	63	9.47	1.33	0.01	17.65	18	6.14	2.92	0.40	10.43	12	0.53	0.08	0.02	.	3
	Cd (mg/l)	0.61	0.04	0	1.5	5	0.50	0.47	0.04	.	3	0.87	0.07	0.00	0.67	63	0.52	0.05	0.00	0.57	18	0.33	0.02	0.00	0.19	12	1.34	1.33	0.02	.	3
	Ni (mg/l)	0.29	0	0	0.735	5	0.64	0.00	0.00	.	3	11.25	0.00	0.00	0.00	63	0.00	0.00	0.00	0.00	18	0.33	0.00	0.00	0.00	12	6.36	0.00	0.00	.	3
	Cu (mg/l)	0.06	0	0	0.14	5	0.32	0.00	0.00	.	3	0.31	0.00	0.00	0.00	63	1.11	0.00	0.00	0.00	18	0.00	0.00	0.00	0.00	12	0.41	0.00	0.00	.	3
	Zn (mg/l)	42	37	7	80	5	32	32	12	.	3	171	50	12	220	63	134	46	6	153	18	80	53	20	157	12	163	152	16	.	3
	DOC (mg/l)	2.91	3.59	1.3	4.18	5	2.00	1.60	0.72	.	3	3.23	2.34	1.74	3.40	63	3.67	2.16	1.21	3.81	18	2.28	2.06	1.51	3.51	12	3.47	2.82	2.30	.	3
18-30 m-mv	pH	5.49	5.39	5.23	5.728	6	5.54	5.54	5.54	5.54	2	5.95	5.86	5.49	6.51	86	6.12	6.25	5.55	6.68	47	6.13	6.14	5.88	6.41	19	5.59	5.57	5.26	5.93	5
	EGV	164	140	112	208	6	184	184	158	.	2	373	391	273	476	86	352	359	170	508	47	202	153	137	258	19	171	120	64	304	5
	HCO3	8.95	4.25	3.6	13.5	6	4.35	4.35	2.70	.	2	55.67	33.55	15.35	90.05	86	69.16	63.40	16.60	103.7	47	35.11	37.70	27.40	45.20	19	40.82	17.10	12.35	81.15	5
	Cl (mg/l)	10.93	7.47	6.073	14.74	6	16.13	16.13	12.25	.	2	44.06	43.13	29.61	54.69	86	49.22	45.67	27.92	58.71	47	20.08	11.25	9.15	26.67	19	39.11	35.80	17.45	62.43	5
	NO3 (mg/l)	1.23	0.915	0.62	2.18	6	0.76	0.76	0.64	.	2	10.96	0.82	0.33	2.37	86	19.67	1.77	0.50	15.75	47	5.95	0.38	0.25	1.75	19	3.57	2.20	0.53	7.30	5
	SO4 (mg/l)	45.66	34.1	29.83	62.76	6	44.45	44.45	35.80	.	2	74.08	58.82	31.47	103.3	86	67.24	59.88	16.75	102.3	47	34.47	28.81	12.25	43.67	19	98.67	108.0	25.23	167.4	5
	P-tot	0.38	0.45	0.285	0.5	6	0.42	0.42	0.34	.	2	0.07	0.00	0.00	0.00	86	0.10	0.00	0.00	0.00	47	0.06	0.00	0.00	0.00	19	0.04	0.00	0.00	0.11	5
	NH4 (mg/l)	0.71	0.525	0.375	0.983	6	0.48	0.48	0.45	.	2	0.09	0.00	0.00	0.00	86	0.18	0.00	0.00	0.00	47	0.12	0.00	0.00	0.00	19	0.05	0.00	0.00	0.13	5
	Na (mg/l)	8.16	7.475	4.328	12.64	6	10.80	10.80	9.54	.	2	21.90	20.70	13.08	29.64	86	21.76	22.63	9.00	30.03	47	10.18	7.95	6.90	13.46	19	25.59	29.97	7.21	41.79	5
	K (mg/l)	1.68	1.44	0.995	2.583	6	1.49	1.49	1.18	.	2	4.22	3.22	2.25	4.62	86	4.19	2.70	1.57	4.40	47	2.05	2.07	1.15	2.50	19	13.79	4.95	2.89	29.11	5
	Mg (mg/l)	3.48	1.8	1.383	5.763	6	2.53	2.53	1.28	.	2	6.89	5.41	3.20	9.75	86	7.84	5.03	3.12	9.75	47	3.27	2.36	1.66	4.24	19	8.55	9.40	2.95	13.72	5
	Ca (mg/l)	9.36	7.235	5.505	14.86	6	10.71	10.71	8.67	.	2	36.36	35.83	20.95	48.08	86	44.61	39.03	26.60	58.00	47	20.29	15.90	13.60	27.70	19	33.72	25.22	13.21	58.49	5
	Al (mg/l)	0.04	0.04	0.01	0.08	6	0.02	0.02	0.01	.	2	0.17	0.03	0.01	0.12	86	0.09	0.04	0.01	0.11	47	0.14	0.07	0.02	0.15	19	0.10	0.05	0.03	0.20	5
	Fe (mg/l)	6.84	5.52	3.223	10.29	6	6.42	6.42	4.04	.	2	10.33	6.31	2.30	14.31	86	10.13	5.53	1.59	13.15	47	6.58	3.57	2.44	11.93	19	4.15	4.59	0.12	7.96	5
	Cd (mg/l)	0.03	0.03	0.023	0.048	6	0.04	0.04	0.03	.	2	0.60	0.03	0.00	0.10	86	0.47	0.03	0.00	0.20	47	0.06	0.02	0.00	0.05	19	0.37	0.08	0.00	0.89	5
	Ni (mg/l)	1.38	1.205	0.75	2.075	6	1.63	1.63	1.00	.	2	6.74	0.00	0.00	0.00	86	0.90	0.00	0.00	0.00	47	0.23	0.00	0.00	0.00	19	15.64	0.00	0.00	39.11	5
	Cu (mg/l)	0.88	0.7	0.285	1.218	6	0.54	0.54	0.38	.	2	0.15	0.00	0.00	0.00	86	0.33	0.00	0.00	0.00	47	0.04	0.00	0.00	0.00	19	1.07	0.00	0.00	2.68	5
	Zn (mg/l)	17	14	5	31	6	9	9	5	.	2	417	40	12	119	86	76	27	6	112	47	47	32	19	47	19	129	74	21	264	5
	DOC (mg/l)	2.17	1.955	1.385	3.155	6	1.45	1.45	1.39	.	2	3.35	2.09	1.56	3.44	86	6.11	2.02	1.58	4.57	47	3.03	2.35	1.67	4.03	19	1.31	1.20	0.56	2.13	5
> 30 m-mv	pH	5.97	5.965	5.75	.	2	.	.	.	.		5.80	5.57	5.49	6.22	14	5.88	5.97	5.45	6.33	15	5.69	5.73	5.52	.	3	5.52	5.52	5.52	5.52	1
	EGV	210	210	189	.	2	.	.	.	.		307	311	205	418	14	362	318	212	520	15	200	246	51	.	3	93	93	93	93	1
	HCO3	20.65	20.65	6.9	.	2	.	.	.	.		48.14	28.75	10.68	89.33	14	41.37	30.90	16.10	58.90	15	33.70	33.40	24.40	.	3	24.70	24.70	24.70	24.70	1
	Cl (mg/l)	25.82	25.82	14.1	.	2	.	.	.	.		38.39	39.38	24.33	56.16	14	50.75	56.00	43.50	68.25	15	26.17	31.75	6.50	.	3	5.40	5.40	5.40	5.40	1
	NO3 (mg/l)	1.26	1.255	0.5	.	2	.	.	.	.		12.32	1.50	0.25	15.72	14	40.15	27.75	0.25	75.33	15	0.08	0.00	0.00	.	3	1.80	1.80	1.80	1.80	1
	SO4 (mg/l)	38.23	38.23	18.98	.	2	.	.	.	.		55.22	51.00	16.31	75.44	14	47.16	27.25	7.00	76.25	15	37.58	47.00	8.00	.	3	22.40	22.40	22.40	22.40	1
	P-tot	0.39	0.385	0.34	.	2	.	.	.	.		0.00	0.00	0.00	0.00	14	0.00	0.00	0.00	0.00	15	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	1
	NH4 (mg/l)	0.36	0.36	0.28	.	2	.	.	.	.		0.00	0.00	0.00	0.00	14	0.00	0.00	0.00	0.00	15	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	1
	Na (mg/l)	8.59	8.585	8	.	2	.	.	.	.		20.64	16.43	10.67	29.23	14	23.27	22.43	15.75	34.36	15	10.55	12.28	4.15	.	3	3.78	3.78	3.78	3.78	1
	K (mg/l)	0.97	0.97	0.1	.	2	.	.	.	.		3.98	3.54	2.52	5.75	14	3.64	3.41	2.28	4.93	15	1.73	2.07	0.69	.	3	2.81	2.81	2.81	2.81	1
	Mg (mg/l)	3.25	3.25	1.64	.	2	.	.	.	.		6.04	5.58	2.04	9.98	14	7.74	5.86	3.75	12.09	15	1.30	1.58	0.25	.	3	1.76	1.76	1.76	1.76	1
	Ca (mg/l)	17.39	17.39	10.85	.	2	.	.	.	.		29.98	28.69	19.17	38.94	14	35.71	26.26	21.00	52.42	15	25.37	31.59	4.50	.	3	10.35	10.35	10.35	10.35	1
	Al (mg/l)	0.02	0.02	0.02	0.02	2	.	.	.	.		0.04	0.02	0.00	0.09	14	0.02	0.01	0.01	0.02	15	0.33	0.16	0.04	.	3	0.15	0.15	0.15	0.15	1
	Fe (mg/l)	10.08	10.08	9.63	.	2	.	.	.	.		5.14	4.53	0.64	9.54	14	5.04	0.05	0.00	8.03	15	2.98	2.96	1.33	.	3	0.05	0.05	0.05	0.05	1
	Cd (mg/l)	0.08	0.08	0.05	.	2	.	.	.	.		0.26	0.03	0.00	0.11	14	0.07	0.02	0.00	0.13	15	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.33	0.33	0.33	0.33	1
	Ni (mg/l)	4.44	4.44	2.62	.	2	.	.	.	.		0.00	0.00	0.00	0.00	14	0.00	0.00	0.00	0.00	15	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	1
	Cu (mg/l)	1.07	1.07	0.05	.	2	.	.	.	.		0.00	0.00	0.00	0.00	14	0.00	0.00	0.00	0.00	15	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.00	0.00	0.00	0.00	1
	Zn (mg/l)	52	52	19	.	2	.	.	.	.		149	49	3	228	14	60	4	1	15	15	61	65	2	.	3	427	427	427	427	1
	DOC (mg/l)	1.42	1.42	0.85	.	2	.	.	.	.		1.76	1.63	1.07	2.16	14	2.01	1.53	0.90	2.64	15	2.20	1.92	1.65	.	3	0.48	0.48	0.48	0.48	1

6.3.2 *Freundlich isothermen*

Uit de gehaltes reactieve bestanddelen organisch materiaal, lutum en ijzeroxide en de pH en macrochemische grondwatersamenstelling berekent ISOTHERM voor iedere gridcel in het modeldomein de niet-lineaire sorptie-isothermen voor cadmium en zink. Dit is de uiteindelijke invoer voor het MT3D model. Een typische range van Freundlich K waarden voor zink in het bovenste grondwater is $2{,}93*10^{-5}$ tot $1{,}48*10^{-3}$ (gebaseerd op opgeloste concentraties in µg/l en geadsorbeerde gehaltes in mg/kg), n waarden variëren tussen 0,83 en 0,96.

Vanuit de Freundlich isothermen wordt de retardatie van cadmium en zink berekend. Omdat de isothermen niet-lineair zijn is de retardatie afhankelijk van de metaalconcentratie. Figuur 6.8 geeft de berekende retardatie van zink op vier diepteniveaus in het grondwater bij een concentratie van 800 µg/l. Er is een duidelijk patroon zichtbaar van toename van de retardatie met de diepte als gevolg van een stijging van de pH van het grondwater. In het bovenste grondwater zijn er grotere gebieden met een retardatie kleiner dan 4. Op een diepte van 25 m-gwsp is de retardatie meestal groter dan 15 en kan oplopen tot waardes groter dan 80.



Figuur 6.8: ·Berekende retardatie van zink op vier diepteniveaus in het grondwater bij een concentratie van 800 µg/l

In het ondiepe grondwater hebben natuurgebieden de laagste retardatie als gevolg van de lage pH. Met het toenemen van de diepte zien we juist dat de landbouwgebieden de een lagere retardatie hebben. Dit komt enerzijds doordat de pH toename met de diepte in de natuurgebieden groot is waardoor er vanaf in feite vanaf 6 m-mv geen verschil meer is tussen landbouw en natuur. Dan worden concentraties van andere opgeloste stoffen in grondwater belangrijk. De mate van sorptie van een zwaar metaal wordt

bepaald door de competitie met andere metalen (zoals calcium en magnesium) om de beschikbare hoeveelheden bindingsplaatsen. Landbouwwater bevat relatief hogere concentraties opgeloste stoffen, waardoor minder bindingsplekken beschikbaar zijn voor cadmium en zink. Daarnaast speelt organische en anorganische complexvorming in het water een rol. Alleen het vrije metaal-ion kan zich hechten aan de grondbestanddelen (zie Figuur 6.2). Hoe meer opgeloste stoffen, hoe groter de fractie van de totale metaalconcentratie die als organisch of anorganisch complex aanwezig is.

6.4 Validatie/IJking

De validatie van het verzadigde zone stoftransportmodel is op drie manieren uitgevoerd:

1. Een visuele interpretatie van de verspreiding van cadmium en zink in de bovenste 15 meter van het grondwater.
2. Kwalitatieve vergelijking van gemeten en berekende concentraties in het bovenste grondwater.
3. Kwalitatieve vergelijking van gemeten en berekende concentratie-diepteprofielen van cadmium en zink.

Voor de visuele interpretatie van de verspreiding van cadmium en zink in de bovenste 15 meter van het grondwater is gebruik gemaakt van de grondwaterdata in de BeNeKempen databank (zie rapportage fase 1 van dit project). Deze databank bevat een groot aantal grondwateranalyse waardoor een goed beeld ontstaat van de verspreiding van cadmium en zink in het grondwater. Voor een kwalitatieve validatie van de modelresultaten is deze minder geschikt omdat geen kwaliteitscontrole op de data in deze databank is uitgevoerd. Zo worden er eenheden door elkaar heen gebruikt (µg/l en mg/l) zonder dat dit geadministreerd is, ontbreken er filterdieptes en worden hier ook eenheden door elkaar heen gebruikt (cm, dm en m) zonder dat dit geadministreerd is. Daarnaast komen er nulwaardes in de database voor waarvan het niet duidelijk is of deze niet gemeten zijn of daadwerkelijk als nul zijn gemeten.

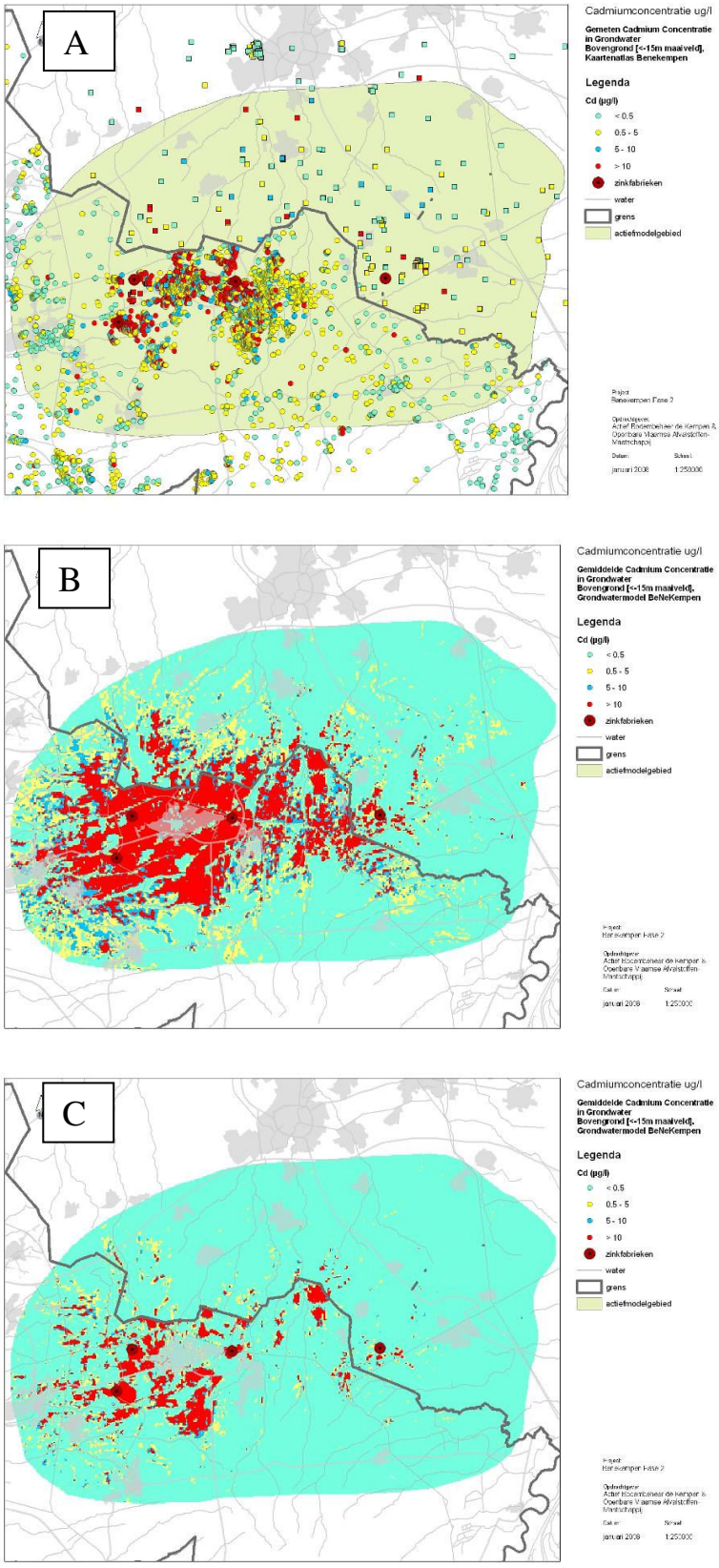
Voor de kwalitatieve validatie is daarom gebruik gemaakt van de metaalanalyses uit de regionale meetnetten grondwaterkwaliteit in Nederland en Vlaanderen. Dit zijn dezelfde meetnetten die gebruik zijn voor parameterisatie van de pH en macrochemische grondwatersamenstelling (zie paragraaf 0). Het zijn kwalitatief hoogstaande meetnetten met eenduidige bronnen van informatie en daarom zeer geschikt voor kwantitatieve validatie van de modelresultaten. De cadmium- en zinkconcentraties zijn op eenzelfde wijze verwerkt als de pH en macrochemische grondwatersamenstelling maar uiteraard niet gebruik voor parameterisatie van het model.

6.4.1 Visuele beschouwing verspreiding cadmium en zink

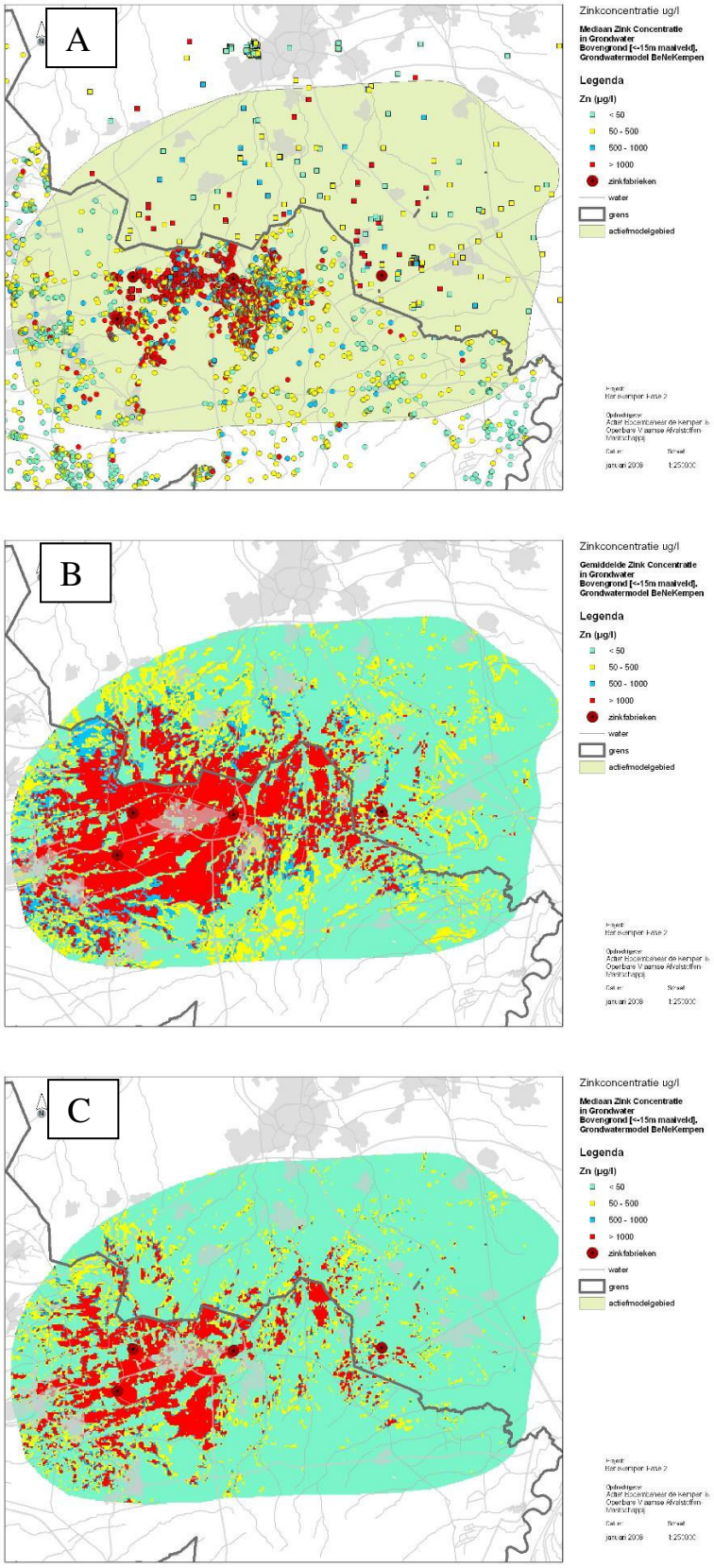
Figuur 6.9 (A) geeft de gemeten cadmiumconcentratie in het grondwater de tot een diepte van 15 m-mv. Dit kunnen dus zowel ondiepe en diepere filters zijn. Het patroon hierin is duidelijk: erg hoge concentraties rondom de sites in Vlaanderen en een afname van deze concentraties met het toenemen van de afstand tot te sites.
Figuur 6.9 (B) geeft het gemiddelde van de berekende cadmiumconcentraties van alle modellagen tot ca. 15 m-mv in dezelfde legenda eenheden als
Figuur 6.9 (A). Het is duidelijk dat het gebied met rode concentraties rondom de sites groter is dan de gemeten concentraties. De berekende gemiddelde concentratie wordt echter sterk bepaald door de hoge concentraties in het bovenste grondwater terwijl

Figuur 6.9 (A) nauwelijks meetpunten in dit bovenste grondwater heeft. Daarom is naast de gemiddelde concentratie over deze bovenste 15 m ook de mediaanwaarde van de modellagen in dit interval berekend (
Figuur 6.9 (C)). Het aandeel rode gebieden hierin is veel kleiner en het patroon hierin is vergelijkbaar met de gemeten concentraties.

Figuur 6.10 (A), (B) en (C) geven dezelfde kaarten maar dan voor zink. In de legenda eenheden tussen cadmium en zink zit een factor 100 verschil. Dit verschil is representatief voor de verhouding tussen cadmium en zink (Van der Grift en Griffioen, 2008) waardoor de omvang van de gebieden met hoge concentraties direct met elkaar kan worden vergeleken. In vergelijking met cadmium is voor zink zowel de gemeten als de berekende concentraties het aandeel ‘rode’ gebieden groter. Zink is iets mobieler dan cadmium. De omvang van het gebied met rode mediaanconcentraties is vergelijkbaar met dat van de gemeten concentraties.



Figuur 6.9: ·Gemeten cadmiumconcentratie (A) gemiddelde berekende cadmiumconcentratie (B) en mediaan berekende cadmiumconcentratie (C) in het grondwater de tot een diepte van 15 m-mv in 2010.



Figuur 6.10: ·Gemeten zinkconcentratie (A) gemiddelde berekende zinkconcentratie (B) en mediaan berekende zinkconcentratie (C) in het grondwater de tot een diepte van 15 m-mv in 2010.

6.4.2 Bovenste grondwater

Het is belangrijk dat de berekeningen van het verzadigde zone transportmodel goed valideren voor het bovenste grondwater (tot 1,5 m-gwsp), omdat grote afwijkingen hierin zich in de hele verdere berekeningen doorzetten (m.a.w.; als de berekening voor het bovenste grondwater niet goed valideert, is de gehele verdere berekening door de verzadigde zone en de uitspoeling naar het oppervlaktewater onbetrouwbaar). Voor het Nederlandse deel van het modelgebied kunnen de berekende concentraties in het bovenste grondwater vrij goed per gebiedstype worden vergeleken met gemeten waarden. In de Nederlands meetnetten wordt namelijk specifiek het bovenste grondwater bemonsterd. In Vlaanderen kan geen validatie op het bovenste grondwater worden uitgevoerd omdat het Vlaamse meetnet geen bovenste grondwater bemonstering kent.

Tabel 6.5 geeft per gebiedstype de gemiddelde berekende en gemeten cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater in Nederland. Qua orde van grootte komt deze uitspoeling voor de onderscheiden gebiedstype zeer goed tot vrij goed overeen. Aandachtspunt is dat in kwelgebieden (te) hoge concentraties worden berekend. Een verklaring is dat bij de parameterisatie van de sedimentgeochemie in het verzadigde zone stoftransportmodel ten aanzien van adsorptiecapaciteit geen differentiatie is aangehouden in de beekdalen. Deze zijn namelijk niet als aparte geologische eenheid in het ondergrondmodel opgenomen. Het is echter goed denkbaar dat in de beekdalen een hogere adsorptiecapaciteit aanwezig, bijvoorbeeld door relatief hoge gehalten aan ijzeroxiden (oerbanken) en een verhoogd organisch stofgehalte omdat er in kwelzones minder afbraak van organische stof is.

Tabel 6.5: ·Gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater (tot 1,5 m-gwsp) in Nederland, vergelijking gemeten en berekende concentraties

gebied	Nederland	ha	Cd (µg/l)	Cd (µg/l)	Zn (µg/l)	Zn (µg/l)
			gemiddelde gemeten	gemiddelde berekend	gemiddelde gemeten	gemiddelde berekend
1	natuur-infiltratie	12277	9.9	9.8	1319	826
2	natuur-intermediar	9427	11.4	8.6	1263	729
3	landbouw-infiltratie	23226	4.4	4.6	1262	616
4	landbouw-intermediar	10626	4.1	6.0	396	773
5	kwel	8729	0.2	2.9	205	527
6	bebouwd	7797		2.7		325

Tabel 6.6 geeft per gebiedstype de gemiddelde berekende cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwaterconcentraties in Vlaanderen exclusief de 2 km zones rond de sites. In de infiltratiegebieden is de gemiddelde concentraties in Vlaanderen ongeveer een factor 4 hoger dan in Nederland.

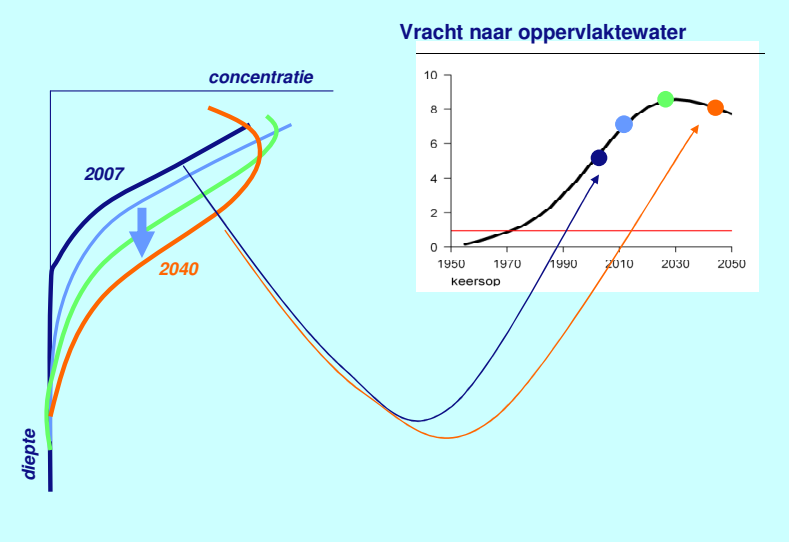
Tabel 6.6: ·Gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater (tot 1,5 m-gwsp) in Vlaanderen, berekende concentraties exclusief 2 km zone rond sites

gebied	Vlaanderen	ha	Cd (µg/l)	Cd (µg/l)	Zn (µg/l)	Zn (µg/l)
			gemiddeld berekend	gemiddelde berekend	gemiddelde gemeten	gemiddelde berekend
1	natuur-infiltratie	13666		39.7		3815
2	natuur-intermediar	4938		31.1		2805
3	landbouw-infiltratie	18240		23.1		2217
4	landbouw-intermediar	8128		13.5		1272
5	kwel	8901		8.9		959
6	bebouwd	17738		30.4		2921

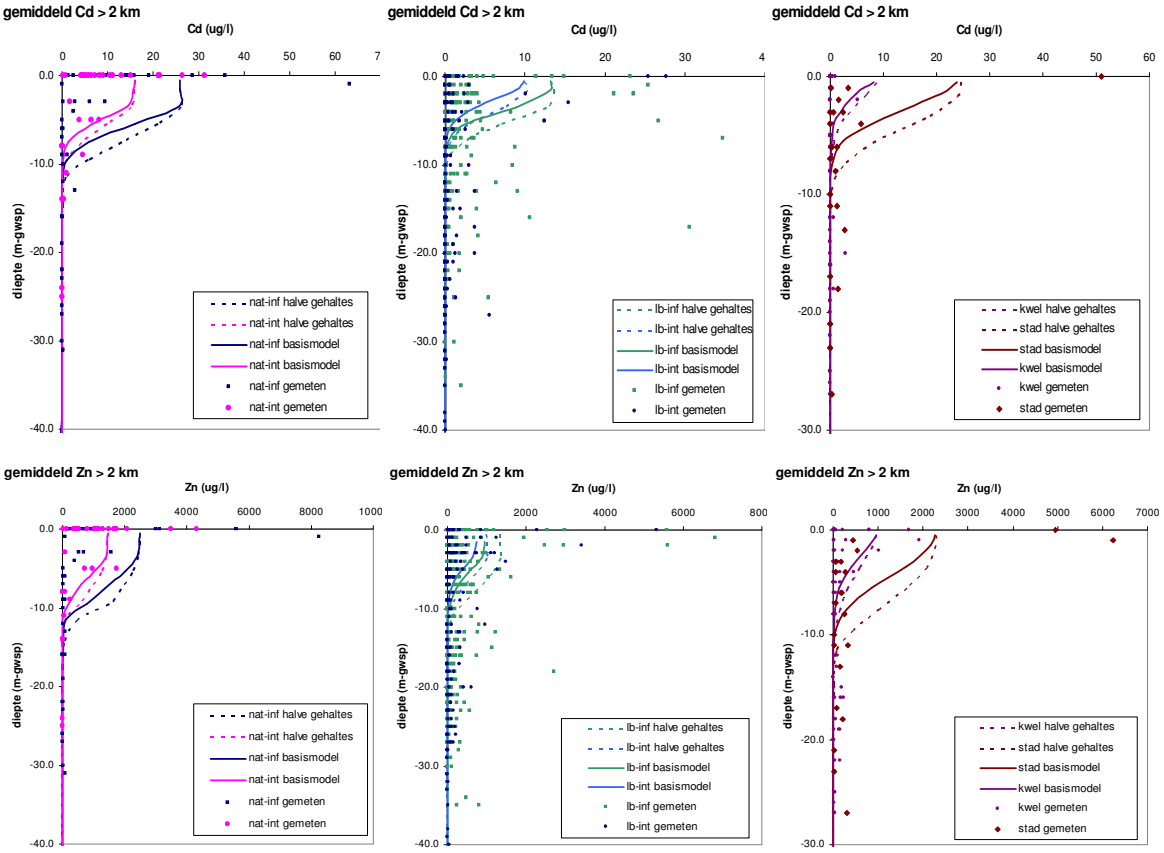
6.4.3 *Validatie diepere grondwater*

Hoe goed de concentraties in het diepere grondwater worden berekend is in beeld gebracht door concentratie-diepteprofielen. Uit het STROMON project dat door TNO is uitgevoerd bleek dat concentratie-diepteprofielen alle belangrijke factoren die de verspreiding van stoffen in de ondergrond bepalen namelijk: de input van stoffen vanuit de onverzadigde zone, de reistijdverdeling van het grondwater en reactieve processen in de ondergrond (Rozemeijer *et al.*, 2007). Daarnaast bleek uit dit STROMON project dat er een relatie bestaat tussen concentratie-diepteprofielen en de belasting van het oppervlaktewater vanuit grondwater, zie de onderstaande tekstbox (Heerdink et al., 2007).

Het onderstaande figuur laat conceptueel zien hoe vanuit concentratie-diepteprofielen een oppervlaktewatersysteembelasting kan worden berekend. De donkerblauwe lijn in het figuur geeft voor een willekeurige stof het concentratie-diepteprofiel in 2007, de lichtblauwe lijn in 2020, de groene lijn in 2030, en de oranjelijn geeft het concentratie-diepteprofiel in 2040 weer. Het concentratie-diepteprofiel in 2007 ligt over het algemeen lager dan de andere concentratie-diepteprofielen. De oppervlaktewatersysteembelasting is de som van de concentraties over de diepte. De som van de concentraties over de diepte is dan ook lager dan in de andere jaren: de donkerblauwe punt in het figuur ligt lager dan de andere drie punten. Zo wordt voor elk jaar (of ander tijdsinterval) de concentratie over de diepte gesommeerd. De som is de belasting van het oppervlaktewatersysteem in dat jaar. De berekende belasting van het oppervlaktewatersysteem kan uitgezet worden tegen de tijd, zoals in het figuur ook is gedaan.



Figuur 6.11 geeft de gemiddelde berekende cadmium- en zinkconcentratie per gebiedstype en de waarnemingen per gebiedstype. In Figuur 6.12 zijn de waarnemingen gemiddeld per diepte-interval waarbij ook het bereik van het diepte-interval en de spreiding rondom het gemiddelde zijn weergegeven. Voor de berekende concentratie-diepteprofielen zijn zowel de resultaten van het basismodel als de resultaten van een gevoeligheidscenario weergegeven. In dit gevoeligheidscenario is de sorptiecapaciteit op 50% van het basismodel gezet. Dit betekent dat de gehaltes organisch stof, lutum en ijzeroxides uit Tabel 6.2 zijn gehalveerd. Hierdoor ontstaat een beeld van de gevoeligheid van de modelresultaten voor parameterisatie van de sedimentgeochemie. Alle rekenscenario's in het vervolg van deze studie zijn berekend met de default sorptiecapaciteit en de 50% sorptiecapaciteit. Het gaat hier over effectief 50% van de defaultwaarde.

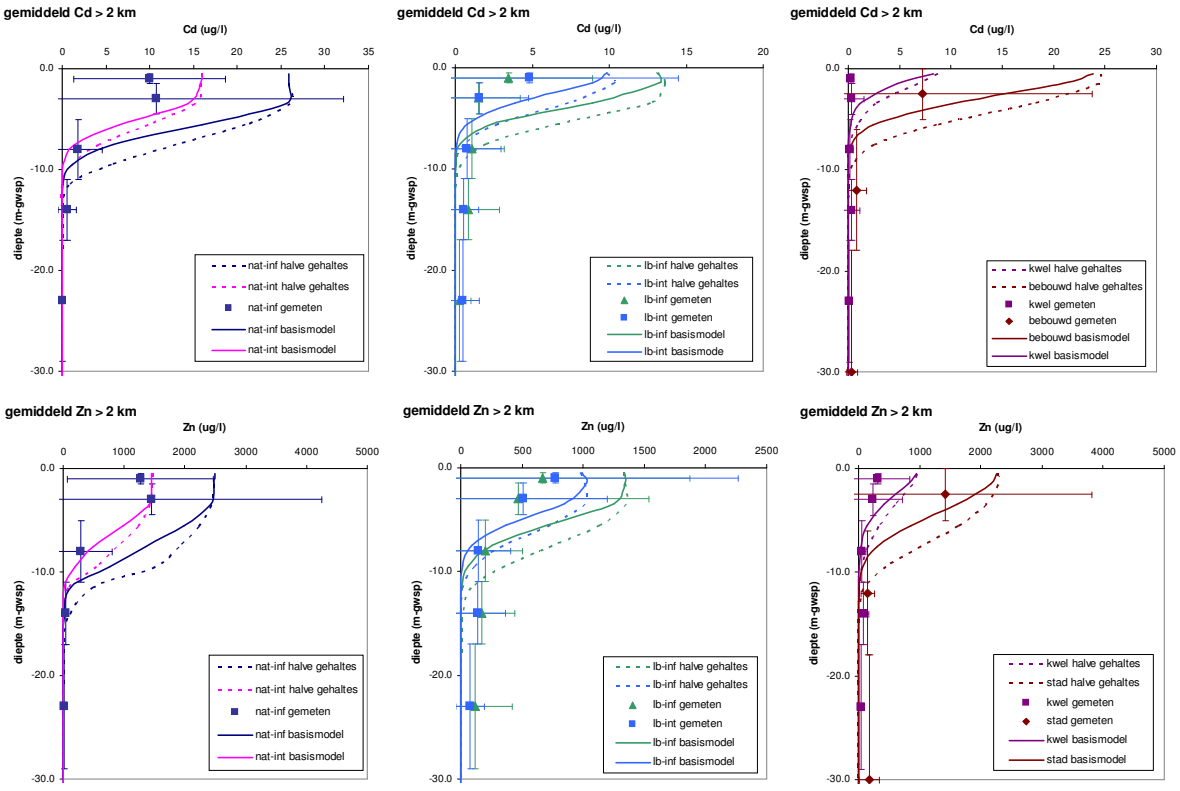


Figuur 6.11: Gemiddelde berekende cadmium- en zinkconcentratie per gebiedstype en de waarnemingen per gebiedstype (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied)

De concentratie-diepteprofielen laten voor cadmium en zink een vergelijkbaar patroon zien. Tot een diepte van ca. 10 m-mv worden verhoogde gemiddelde concentraties in het grondwater berekend. Opgemerkt moet worden dat de waarnemingen in het bovenste grondwater allemaal afkomstig zijn van de Nederlandse meetnetten en dus lager liggen dan de gemiddelde berekende concentraties in het gehele modelgebied. De diepte van het gemiddelde concentratie front verschilt enigszins per gebiedstype. In het gebiedstype natuur-infiltratie ligt het front het diepst. Dit het gevolg van de lage pH's van het grondwater gecombineerd met overheersende verticale waterfluxen in dit gebiedstype.

In dit gebiedstype nemen de concentraties tussen 3 en 13 m-gwsp sterk af. Tussen de grondwaterspiegel en 3 m-gwsp zijn de concentraties tamelijk constant of nemen zelfs ligt toe. Dit betekent dat de gemiddelde piek in uitspoeling vanuit de onverzadigde zone inmiddels is gepasseerd. Hetzelfde zien we ook voor zink in de landbouwgebieden. In de overige gebieden neemt de concentratie vanaf de grondwaterspiegel sterk af en is de piek dus nog niet gepasseerd.

Algemeen kan geconcludeerd worden dat de concentratie-diepteprofielen van de modelberekeningen goed vergelijkbaar zijn met de waarneming. Het diepteniveau waarop zowel in de waarnemingen als in het model gemiddeld geen verhoogde concentraties in het grondwater voorkomen komt per gebiedstype behoorlijk goed overeen. De enige uitzondering zijn de gemiddelde zinkconcentraties in landbouwgebieden beneden de 10 m-gwsp. Hier is te zien dat de gemiddelde waarnemingen hoger zijn dan het model. In deze gebiedstypen is het aannemelijk dat het zink op deze diepte niet afkomstig is vanuit de directe maaiveldbelasting. Oxidatie van pyriet als gevolg van nitraatuitspoeling uit landbouwgronden kan een bron zijn van zink in het grondwater op deze diepte.



Figuur 6.12: Gemiddelde en spreiding van gemeten cadmium- en zinkconcentratie per gebiedstype, de waarnemingen zijn gemiddeld per diepte interval (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied).

In het bovenste grondwater is er geen verschil tussen de modelrun voor het basisscenario en het 50% sorptiecapaciteit model. Op grotere dieptes zijn de metalen in het model met 50% sorptiecapaciteit duidelijk meer mobiel. (vergelijk getrokken lijn met stippellijn). De doorgetrokken lijn van het basisscenario benadert de waarneming

beter dan de stippellijn. Hierdoor kan geconcludeerd worden dat voor de regionale verspreiding van cadmium en zink in de ondergrond het basisscenario voldoet.

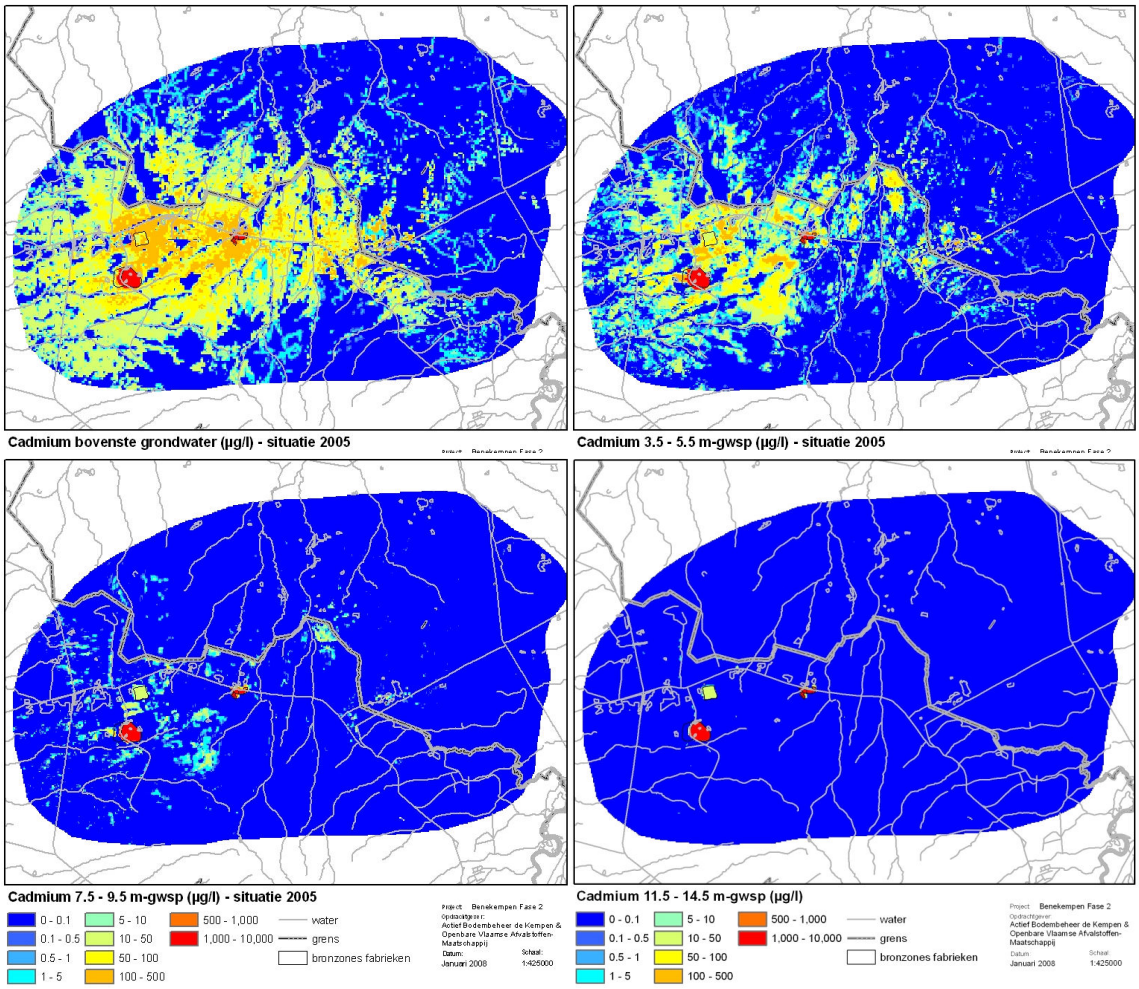
In Figuur 6.11 is wel te zien dat enkele individuele analyse beneden 12 m-gwsp wel verhoogde concentratie hebben. Dat het model dit niet berekend wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat het in het ondergrondmodel geen onderscheid wordt gemaakt tussen lithologische eenheden (zand, klei, veen, leem) binnen een geohydrologische laag. De sedimentgeochemische gehaltes van een geohydrologische laag zijn geparameteriseerd op basis van analyse van organisch stof, lutum en ijzeroxides in de zand, klei, veen en leemmonsters uit deze formatie en de procentuele verdeling van deze verschillende lithologische eenheden binnen deze formatie (Tabel 6.1 en Tabel 6.2). Dit betekent bijvoorbeeld dat het organisch materiaal gehalte van een geohydrologische laag geparameteriseerd is op basis van de aanwezigheid van bijvoorbeeld 10% klei en 90% zand in deze laag (het organisch materiaal gehalte is dus 0,90 x het gemeten organisch materiaal gehalte in de zandmonsters + 0,10 x gemeten organisch materiaal gehalte in de kleimonsters uit deze formatie). Op deze wijze wordt een prima gemiddeld organisch materiaal gehalte per laag berekend maar bestaat het risico dat in een groot gedeelte van de laag de sorptiecapaciteit wordt overschat omdat dit in werkelijkheid alleen maar uit zand bestaat en de 10% klei als aparte (locale) kleilenzen aanwezig is.

6.5 Resultaten

6.5.1 Grondwater

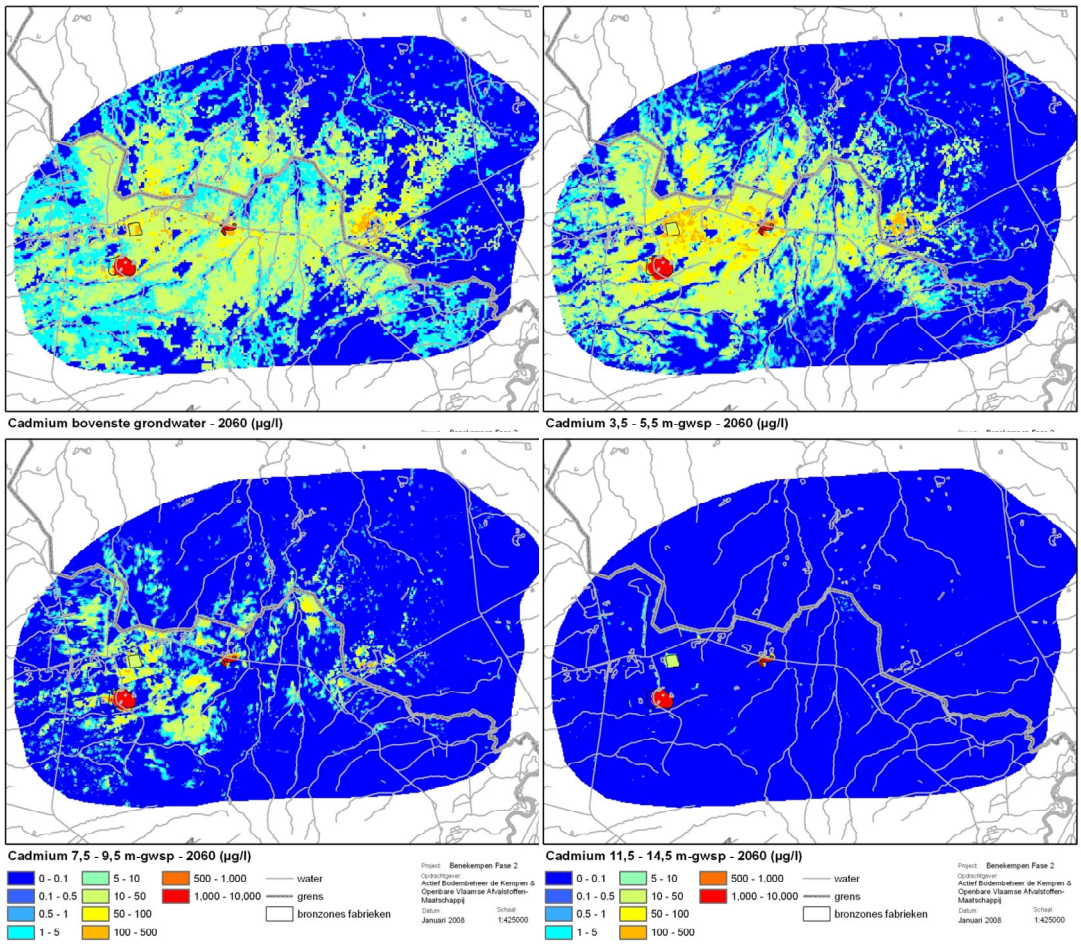
Figuur 6.13 en Figuur 6.14 geven de cadmiumconcentraties in het grondwater op vier diepteniveaus in 2005 en 2060. Voor zink is ditzelfde in Figuur 6.16 en Figuur 6.17 afgebeeld. In deze figuren is duidelijk te zien dat de huidige cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater in Vlaanderen hoger is dan in Nederland. De hoogste concentraties worden gevonden in de driehoek rondom de Vlaamse sites. Dit is in overeenstemming met meetresultaten in het grondwater. De oorzaak van dit verschil ligt in een combinatie van een hogere bodembelasting als gevolg van atmosferische depositie, een bodem die gevoeliger is voor uitspoeling en een hogere netto neerslag. In droge natuurgebieden zijn de bodems het meest gevoelig voor uitspoeling. Hier worden dan ook de hoogste concentraties berekend en gemeten. Met het toenemen van de diepte nemen de concentratie sterk af, wat ook al de conclusie was van de modelvalidatie zoals in de vorige paragraaf is beschreven. De kwelgebieden met lagere concentraties zijn in de kaartbeelden duidelijk te herkennen vooral in 2060, 3,5 – 5,5 m-gwsp.

Bij vergelijking van de 2060 met de 2005 resultaten valt op dat in het bovenste grondwater de hoogste concentraties (Cd > 50 µg/l en Zn > 5000 µg/l) uit het kaartbeeld verdwijnen maar dat tegelijk het oppervlak met ligt verhoogde concentraties (Cd > 1 µg/l en Zn > 100 µg/l) toeneemt. Het grondwater op 11,5 – 14,5 m-gwsp blijft ook in 2060 relatief schoon.

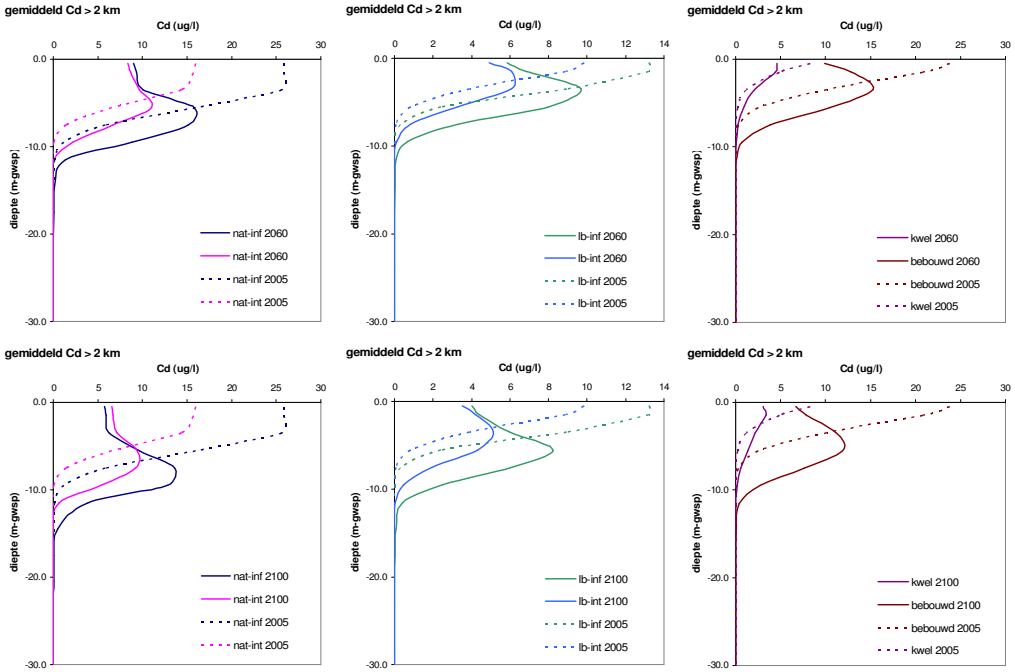


Figuur 6.13: ·Cadmiumconcentraties in het grondwater op vier diepteniveaus, situatie 2005

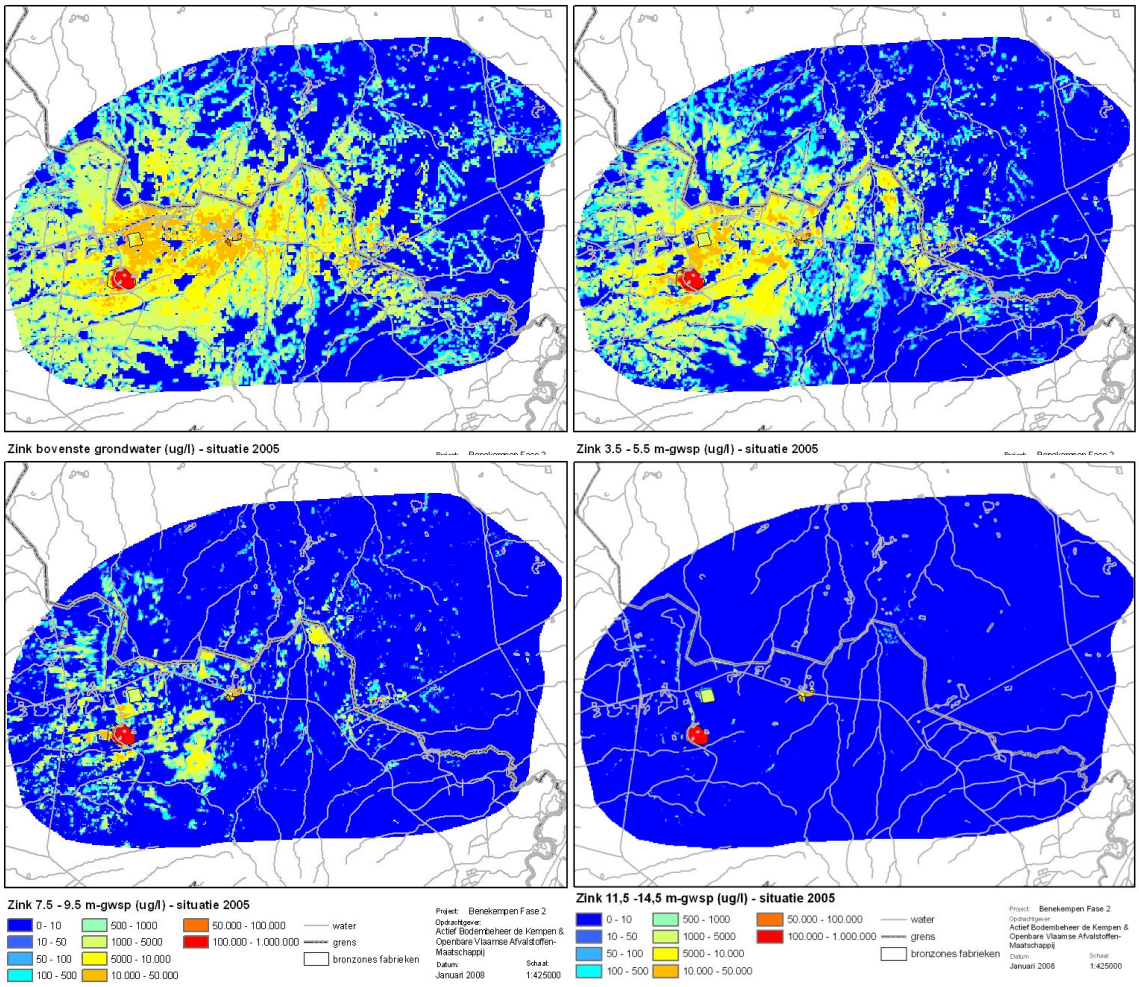
Om de verspreiding van zware metalen naar de diepte meer kwantitatief te onderbouwen zijn in Figuur 6.15 en Figuur 6.18 de gemiddelde concentratie-diepteprofielen voor 2060 en 2100 weergegeven. Hieruit blijkt dat rond 2100 beneden de circa 18 m-gwsp gemiddeld geen verhoogde concentraties worden berekend. Beneden deze diepte kan dus wel verontreinigd grondwatervoorkomen maar niet in een mate dat dit het gemiddelde beïnvloed. Het als bedreigde object beschouwde diepe grondwater (> 40 m-mv) zal in het door atmosferische depositie diffuus verontreinigde gebied in de toekomst dus schoon blijven. In 2100 ligt de maximale diepte van het verontreinigingsfront gemiddeld op 18 m-gwsp in het meest gevoelige gebiedstype natuur-infiltratie en landbouw-infiltratie. Wanneer rekening wordt gehouden met een onverzadigde zone van maximaal 10 meter betekent dit dat beneden 28 m-mv er gemiddeld geen verhoogde cadmium- en zinkconcentraties aanwezig zijn. Afhankelijk van het gebiedstype liggen de maximale concentraties in 2100 op 1 m-gwsp (in kwelgebieden) tot 9 m-gwsp (in natuur-infiltratie gebieden).



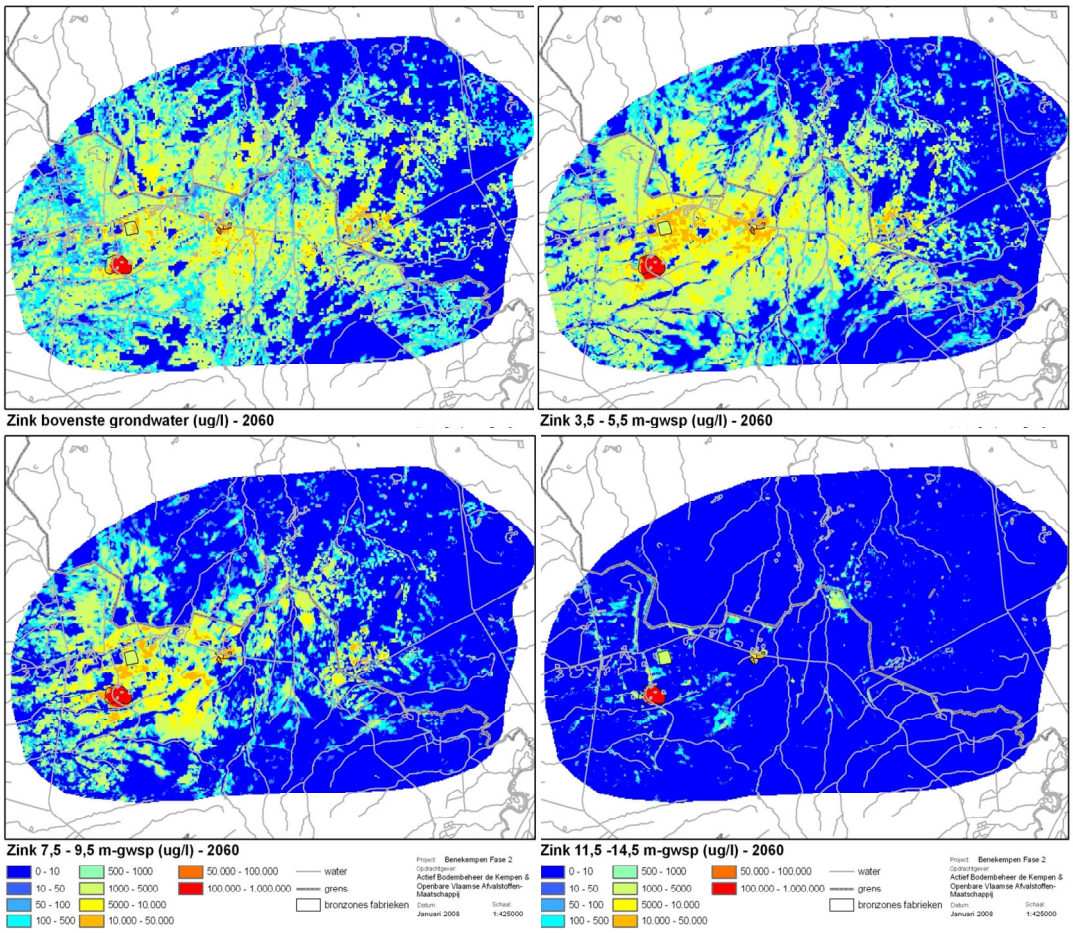
Figuur 6.14: ·Cadmiumconcentraties in het grondwater op vier diepteniveaus, situatie 2060



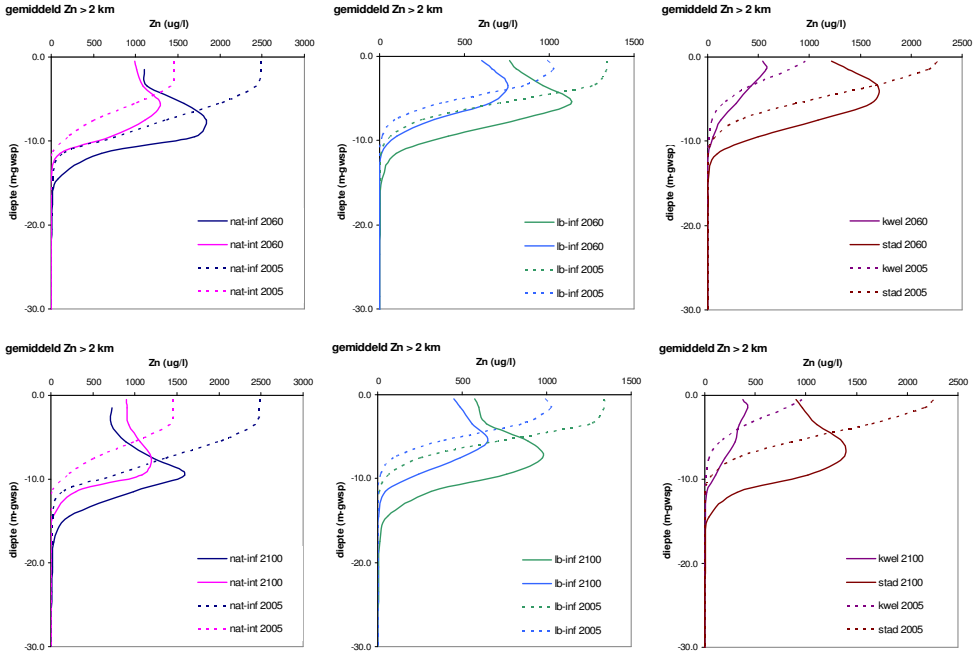
Figuur 6.15: Gemiddelde berekende cadmiumconcentratie per gebiedstype in 2060 en 2100 (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied)



Figuur 6.16: ·Zinkconcentraties in het grondwater op vier diepteniveaus, situatie 2005

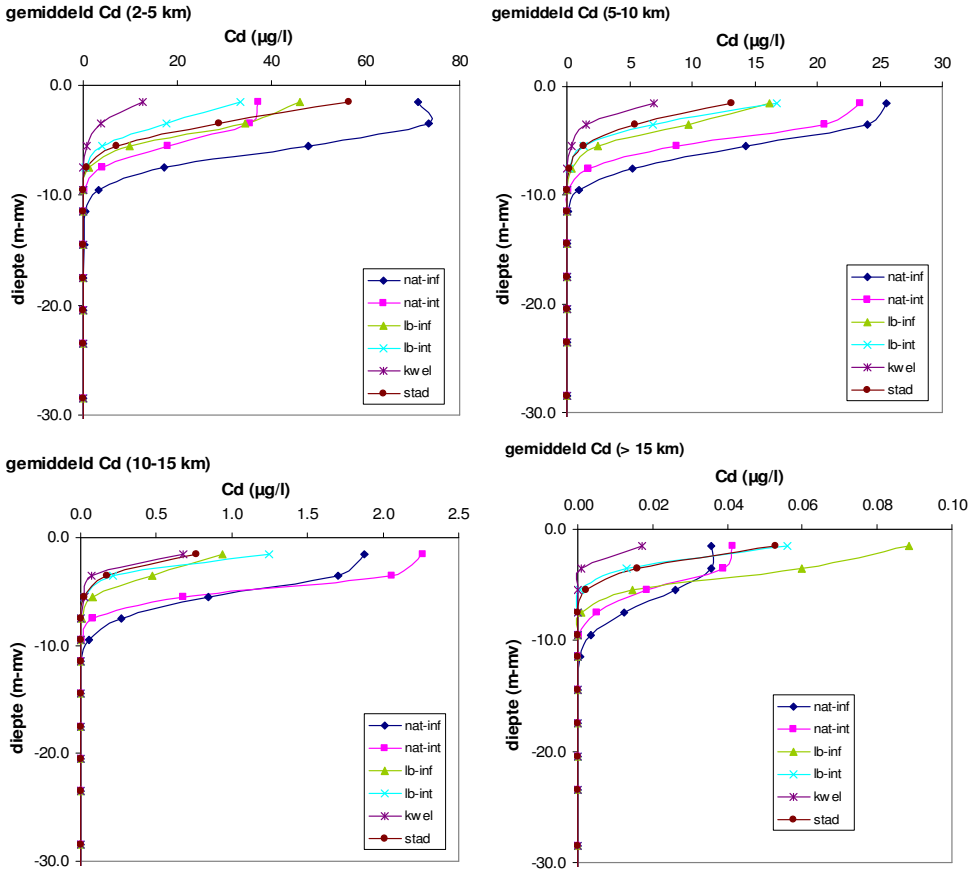


Figuur 6.17: Zinkconcentraties in het grondwater op vier diepteniveaus, situatie 2060



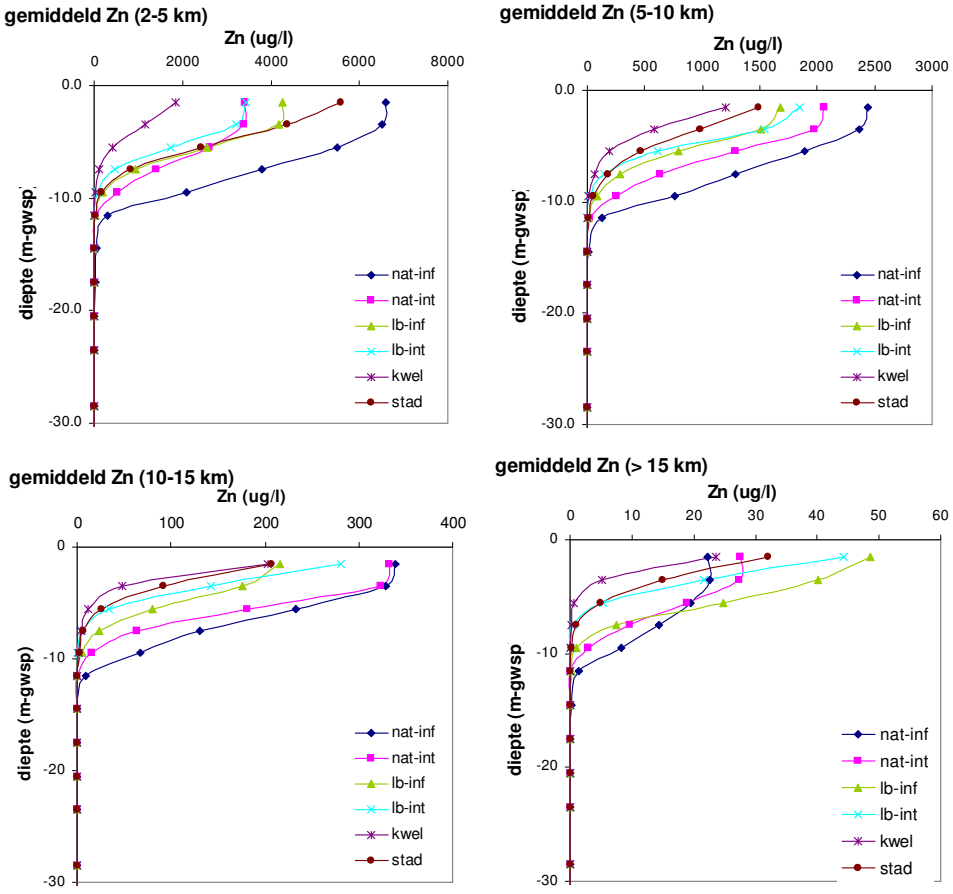
Figuur 6.18: ·Gemiddelde berekende zinkconcentratie per gebiedstype in 2060 en 2100 (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied)

Figuur 6.19, Figuur 6.20 geven de gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties per gebiedstypen in zones met een toenemende afstand tot de fabrieken. Er is een groot verschil in niveau van de concentratie-diepteprofielen tussen de verschillende zones. Dit verschil is in feite groter dan het verschil tussen gebiedstypes binnen een zone. De gemiddeld hoogste concentraties komen uiteraard voor in de zone van 2-5 km rond de sites. Verder is het opvallend dat er weinig verschil is tussen het verloop van het concentratie-diepteprofiel met de diepte. Met andere woorden: in alle natuur-infiltratiesgebieden wordt op 10 m-gwsp nog verhoogde gemiddelde concentraties berekend en daaronder niet meer.



Figuur 6.19: ·Concentratie-diepteprofielen voor cadmium per gebiedstype op verschillende afstandzones tot de sites van de zinkfabrieken (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied).

In de zone met een afstand groter dan 15 km tot de sites berekent het model cadmium- en zinkconcentraties die in landbouwgebieden behoorlijk goed overeenkomen met gemeten regionale achtergrondconcentraties. Hier is dus geen invloed meer van de verhoogde atmosferische depositie veroorzaakt door de zinksmelterijen. Van der Grift *et al,* (2005) rapporteren voor landbouwgebieden in Noord-Brabant mediaanconcentraties voor cadmium tussen 0,12 en 0,37 µg/l en voor zink tussen de 15 en 44 µg/l. Voor natuurgebieden buiten deze 15 km zijn de berekende concentratie aan de lage kant. In hetzelfde rapport wordt voor natuurgebieden in Noord-Brabant een mediaanconcentratie voor cadmium van 0,96 µg/l en voor zink van 193 µg/l gerapporteerd. De meeting binnen de straal van 15 km rondom de sites zijn niet uit de dataset verwijderd.



Figuur 6.20: ·Concentratie-diepteprofielen voor zink per gebiedstype op verschillende afstandzones tot de sites van de zinkfabrieken (nat-inf = natuur-infiltratie, nat-int = natuur-intermediair, lb-inf = landbouw-infiltratie, lb-int = landbouw-intermediair, kwel = kwelgebieden, stad = bebouwd gebied).

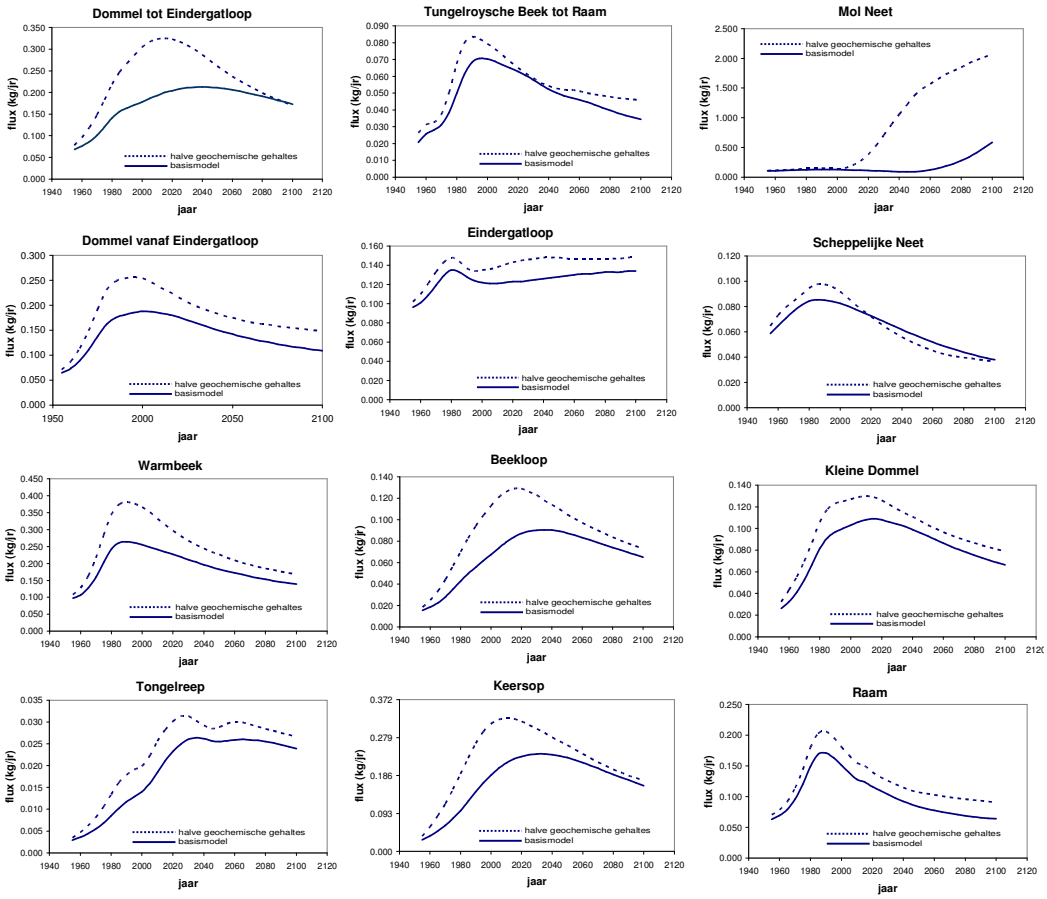
6.5.2 Bedreigde objecten

6.5.2.1 Beektrajecten

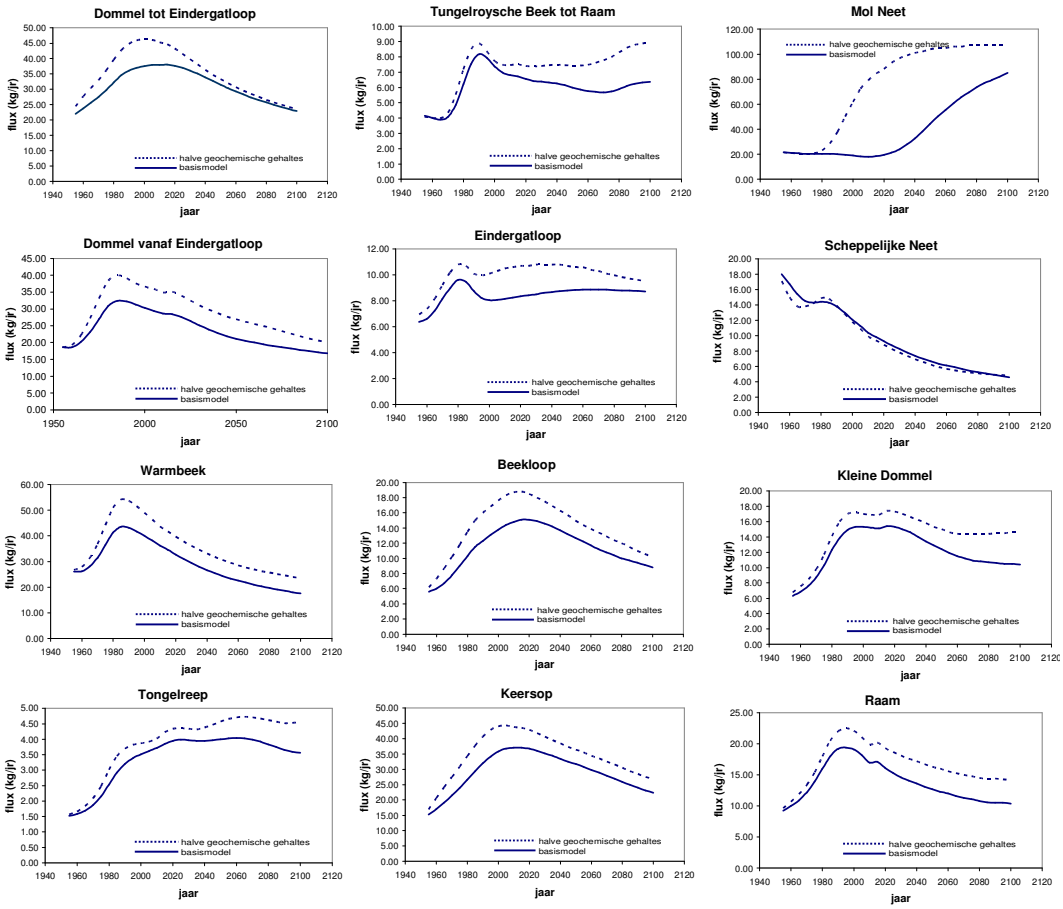
Figuur 6.21 en Figuur 6.22 geven de cadmium- en zinkbelasting van de bedreigde beektrajecten vanuit het grondwater in kg/jaar in de periode 1955 – 2100. Per beektraject is dus de grondwaterbijdrage van dit stuk beektraject aan de oppervlaktewaterkwaliteit berekend. De belasting van een stroomopwaarts gelegen beektraject aan het stroomafwaartse traject is hierin niet meegenomen. In de figuren is zowel de belasting volgens het basismodel als het 50% sorptiecapaciteit model weergegeven. Het is duidelijk de parameterisatie van de geochemische gehaltes een behoorlijke invloed heeft op de uitspoeling naar het oppervlaktewater. De flux is over het gehele tijdinterval hoger en de piek in de flux ligt voor een aantal oppervlaktewaterlichamen iets eerder in de tijd. Voor de Molse Nete is deze invloed het grootst. De beektrajecten die direct langs de sites in Vlaanderen lopen hebben een extra dynamiek omdat deze direct onder invloed van de grondwaterpluim onder deze fabrieken kunnen staan. In paragraaf 6.5.3 wordt hier nader op ingegaan. De meeste bedreigde oppervlaktewaterlichamen hebben een piek in belasting vanuit het grondwater tussen 1990 en 2025, waarna de flux weer langzaam afneemt. Er is een groot verschil in het niveau van de concentraties tussen de verschillende beektrajecten.

Uiteraard heeft dit te maken met de afstand van het beektraject tot de kern van het verontreinigde gebied, de snelheid van het hydrologische systeem en de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling. Het is bijvoorbeeld opvallend dan de belasting van de Raam hoger is dan van de Tungelroysche Beek tot de Raam. De Tungelroysche Beek ligt immers dichter bij de zinksmelter te Budel dan de Raam.

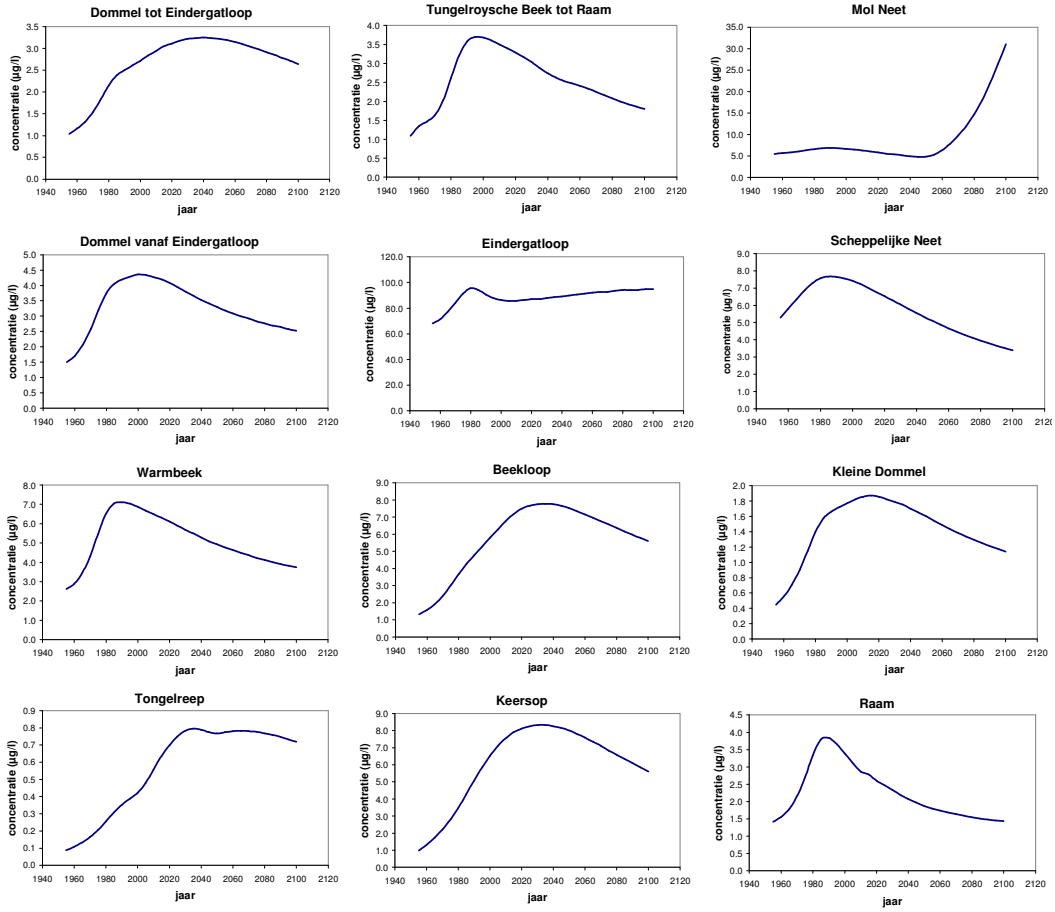
Figuur 6.23 en Figuur 6.24 geven het verloop van de cadmium- en zinkconcentraties in de tijd in de bedreigde beektrajecten. De grondwaterflux volgens het basismodel is hiervoor gedeeld door de door het model berekende waterafvoer. Ook hiervoor geldt dat de belasting van een stroomopwaarts gelegen beektraject aan het stroomafwaartse traject hierin niet is meegenomen. Met deze berekening wordt niet de feitelijke concentratie in het oppervlaktewater gemodelleerd. Er spelen namelijk in werkelijkheid veel meer processen in het oppervlaktewatersysteem (inclusief waterbodem en beekdalafzetting) die de concentraties in het oppervlaktewater bepalen. Het voordeel van deze wijze van berekening van concentraties is dat hiermee verschillende beektrajecten rechtstreeks met elkaar kunnen worden vergeleken.
De hoogste concentraties worden voor de Molse Nete en de Eindergatloop berekend. Deze beektrajecten worden volgens het model direct beïnvloed door de grondwaterverontreinigingspluimen onder de sites te Balen en Overpelt. In paragraaf 6.5.3 wordt hier nader op ingegaan. Hierna volgen de Scheppelijke Nete, Beekloop, Keersop en Warmbeek. Deze beektrajecten liggen in het hoog belaste gebied rond de Vlaamse sites en hebben in het stroomgebied een bodem die gevoelig is voor uitspoeling. Voor de Beekloop en Keersop geldt dat dit hydrologisch snelle systemen zijn (zie paragraaf 5.7). De Tongelreep en Kleine Dommel hebben de laagste concentraties. Het stroomgebied van de Tongelreep ligt tussen de site van Overpelt en Budel maar de afstand tot deze sites is tamelijk groot. De belasting van dit stroomgebied door de atmosferische depositie is doordoor relatief laag. Het stroomgebied van de Kleine Dommel ligt direct ten noorden van de site Budel. De bodem is in dit stroomgebied minder gevoelig voor uitspoeling in vergelijking met stroomgebieden op het Kempisch Plateau wat de relatief lage concentraties verklaard.



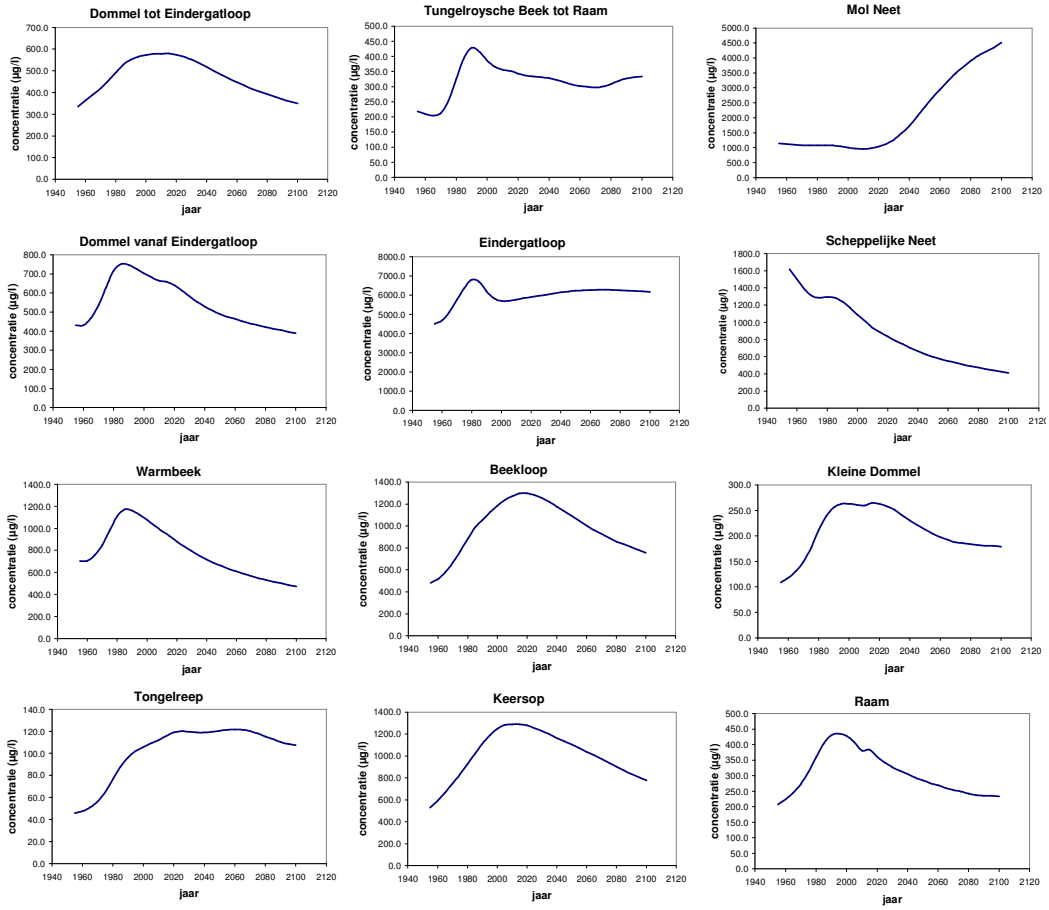
Figuur 6.21: ·Cadmiumbelasting bedreigde beektrajecten vanuit grondwater voor het basismodel en het 50% sorptiecapaciteit model (in kg/jr)



Figuur 6.22: ·Zinkbelasting bedreigde beektrajecten vanuit grondwater voor het basismodel en het 50% sorptiecapaciteit model (in kg/jr)



Figuur 6.23: ·Cadmiumconcentratie bedreigde beektraject als gevolg van grondwaterkwel.



Figuur 6.24: ·Zinkconcentratie bedreigde beektraject als gevolg van grondwaterkwel

Ondanks het feit dit het modelinstrument geen echte concentratie in het oppervlaktewater berekend is het wel van belang om de berekende oppervlaktewaterconcentraties te vergelijken met gemeten concentraties. Tabel 6.7 geeft de gemeten en berekende cadmium- en zinkconcentratie in verschillende oppervlaktelichamen in het modelgebied. In deze tabel zijn de concentraties van stroomafwaarts gelegen beektrajecten berekend door stroomopwaarts berekende concentraties mee te nemen. Berekende concentraties van stroomafwaarts gelegen beektrajecten kunnen daardoor direct vergeleken worden met gemeten concentraties. De gemeten concentraties zijn afkomstig uit verschillende bronnen en vaak zijn ranges van gemeten concentraties weergegeven. Er is dan op meerdere tijdstippen gemeten. Met name voor de Eindergatloop is de range in gemeten concentraties groot.
Over het algemeen geldt dat de berekende concentraties hoger zijn dan de gemeten concentraties maar dat ze wel in dezelfde orde van grote liggen. De factor tussen berekende en gemeten concentraties is behoorlijk verschillend. Voor de Beekloop-Keersop en de Warmbeek is het verschil tussen gemeten en berekende concentraties met ongeveer een factor 10 het grootst. Voor andere beken is dit veel kleiner. Zo is er voor de zinkconcentraties in de Dommel vanaf Eindergatloop, Run een factor drie. Voor een aantal beken zijn de berekende en gemeten concentraties vergelijkbaar. Voorbeelden hiervan zijn de cadmiumconcentraties in de Boven Dommel en Molse Nete en de zinkconcentraties in de Kleine Dommel en Scheppelijke Nete.
Doordat er geen systematische verschil is tussen gemeten en berekende waardes is het moeilijk om hiervoor een sluitende verklaring te bedenken. Het is echter wel opvallend

dat er zo'n groot verschil bestaat tussen berekende en gemeten concentraties in de beken. Immers, op het niveau van bovenste grondwater en in de diepteprofielen liggen de berekende en gemeten concentratie veel dichter bij elkaar. Wel is gebleken dat juist in de kwelgebieden een groot verschil tussen gemeten en berekende concentraties bestaat (zie Tabel 6.6).

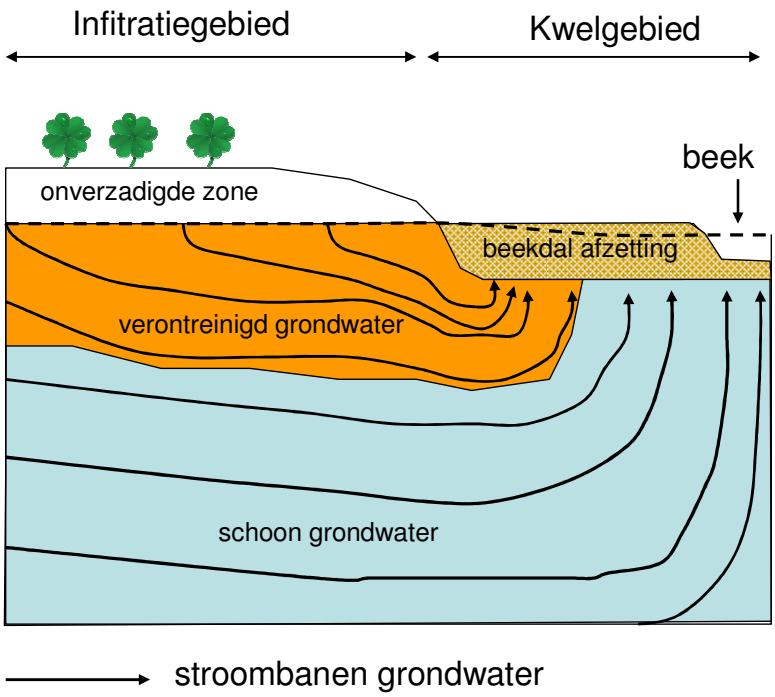
Tabel 6.7: ·Gemeten en berekende metaalconcentratie in bedreigde beken

	Zn gemeten µg/l	Zn berekend µg/l	Cd gemeten µg/l	Cd berekend µg/l	bron
Dommel tot Eindergatloop	91-200	570	0,72	2.8	Soresma (2007b)
Eindergatloop	112-1432	5700	0,5-53	85	Soresma (2007b)
Dommel vanaf Eindergatloop	191-503	694	9-13	4.6	Soresma (2007b)
Bovenstroom Beekloop	34-40	1240	0,2-0.7	6,3	Soresma (2007b)
Bovenloop Keersop	60-300	1280	0.4-1.3	7.1	Soresma (2007b)
Beekloop-Keersop	50-90	850	0,5	4.3	Soresma (2007b)
Tongelreep-Warmbeek	50-194	611	0,2-0,6	4	Soresma (2007b)
Run (240035)	130	450	0,22	1,5	Waterschap (2003)
Boven Dommel (240013)[1)]	280	700	6,8	4,1	Waterschap (2003)
Warmbeek (240014)	94	1027	0.4	6.7	Waterschap (2003)
Tongelreep (240015)	90	590	0,4	3.8	Waterschap (2003)
Kleine Dommel (240057)	211	261		1,8	Waterschap (2003)
Molse Nete	98-328	1000	9,1-15,5	6	VMM (2007)
Scheppelijke Nete	2260-3220	2000	0,58-3,55	10	VMM (2007)

1) inclusief Beekloop-Keersop en Run

Een verklaring voor het verschil in concentraties in de beken is retentie van de metalen in het oppervlaktewatersysteem inclusief de beekdalafzettingen. Vastlegging van metalen in de organisch stof en ijzeroer rijke afzettingen in het beekdal is waarschijnlijk de belangrijkste sink van zware metalen die vanuit het grondwater richting oppervlaktewater worden afgevoerd. De ligging van beekdalafzettingen in het hydrologische systeem en hoe dit als overgang tussen de aquifer en het oppervlaktewater kan werken is schematisch weergegeven in Figuur 6.25. Uit dit figuur wordt duidelijk dat het opkwellende grondwater eerst de beekdalafzetting moet passeren voordat dit in het oppervlaktewater terecht komt. Van der Grift et. al. (2006b) hebben op basis van grondwateranalyse aan kunnen tonen dat er in beekdalen sulfaatreductie optreed en dus als een sink voor metalen kan fungeren.

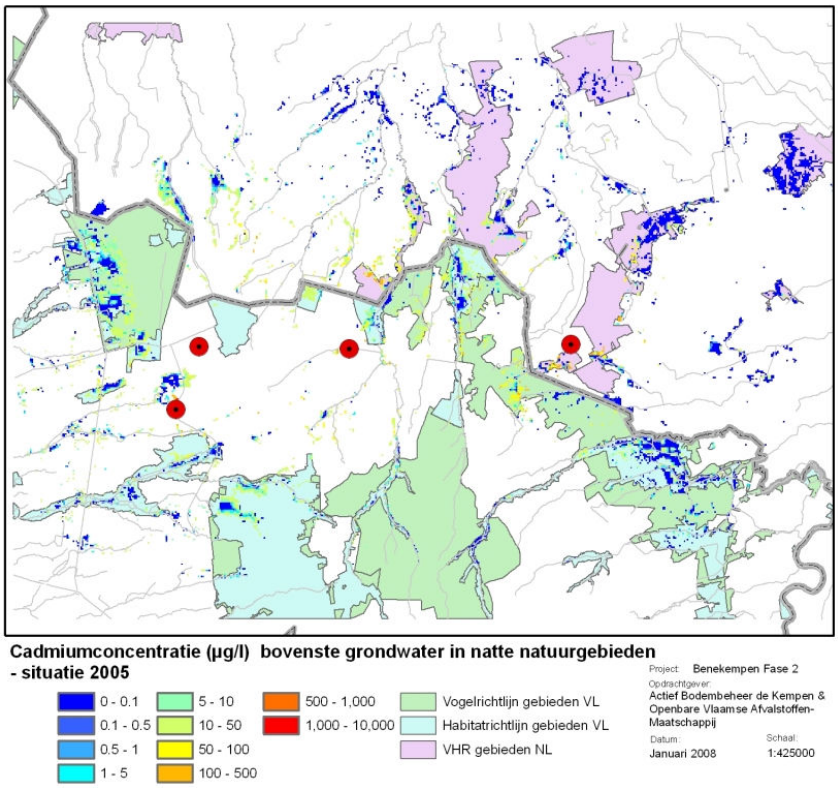
Voor het stroomgebied van de Beekloop-Keersop geldt daarnaast mogelijk dat de uitspoeling van metalen vanuit de bodem naar het bovenste grondwater is overschat. Er bestaan namelijk aanwijzingen dat de bodemkaart in dit gebied een te lage pH voorspelt waarmee de mobiliteit van cadmium en zink in dit gebied is overschat.
Doordat de berekende fluxen hoger zijn dan gemeten fluxen kan op basis van het grondwatermodel geen uitspraak gedaan worden over de relevantie van andere verontreinigingbronnen. Gelet op theoretisch berekende hoge concentraties van het uitspoelend grondwater naar beken is dit een reële bedreiging voor sterke overschrijding MTR. Bovendien is in landelijk Alterra studie aangetoond dat uitspoeling van zware metalen uit landelijk gebied een significante bijdrage geven aan de totale belasting van het oppervlaktewater. Omdat in de Kempen deze uitspoeling duidelijk hoger is dan daarbuiten, zal in de Kempen zeker sprake zijn van een sterke tot dominante bijdrage van het uitspoelende grondwater aan de totale metaalbelasting van de oppervlaktewateren.



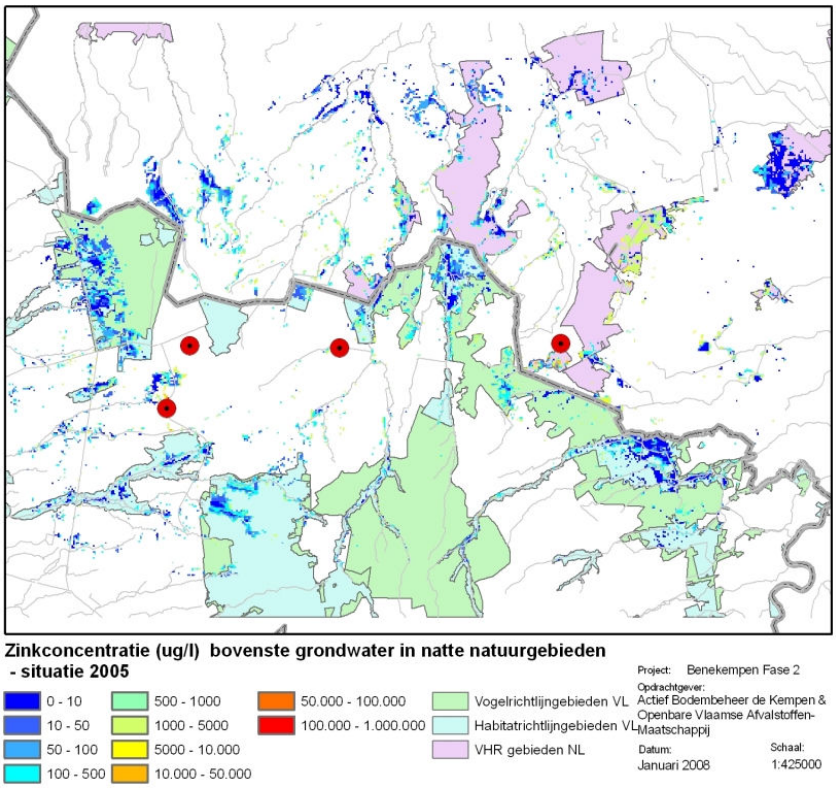
Figuur 6.25: ·Schematische weergave van beekdalafzetting

6.5.2.2 Terrestische natuurwaarden

Bij terrestische natuurwaarden gaat het om een beschouwing van de berekende cadmium- en zinkconcentraties in freatisch grondwater in natuurgebieden met een berekende grondwaterstand van minder dan 1 m-mv. In Figuur 6.26 en Figuur 6.27 zijn deze concentraties afgebeeld. Voor beide metalen overheersen de blauwe kleuren in het kaartbeeld. De bodem is in dergelijke natte natuurgebieden minder gevoelig voor uitspoeling dan op de hoger gelegen infiltratiegebieden. In de nabijheid van de smelters komen wel hogere concentraties voor tot 100 µg/l cadmium en 10.000 µg/l zink.



Figuur 6.26: ·Cadmiumconcentratie (µg/l) in het bovenste grondwater in natuurgebieden met een grondwaterstand kleiner dan 1 m-mv



Figuur 6.27: ·Zinkconcentratie (µg/l) in het bovenste grondwater in natuurgebieden met een grondwaterstand kleiner dan 1 m-mv

Naast deze algemene kaartbeelden is voor de geselecteerde natuurgebieden (zie paragraaf 5.6.2) de huidige gemiddelde cadmium- en zinkconcentratie in het bovenste grondwater en de gemiddelde concentraties in 2060 berekend. Dit is gedaan voor zowel het gehele natuurgebied als voor het gedeelte van het natuurgebied met een grondwaterstand kleiner dan 1 m-mv. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 6.8 en Tabel 6.9. In deze tabellen is ook het oppervlak van de natuurgebieden en het oppervlak van deel van het natuurgebied met een grondwaterstand van minder dan 1 m-mv weergegeven. Bij vergelijking van de berekende concentraties voor het gehele natuurgebied met het deel van het natuurgebied met grondwaterstanden ondieper dan 1 m-mv valt geen eenduidig patroon te ontdekken. Voor een aantal natuurgebieden zijn concentraties in de natte delen duidelijk lager dan de droge delen (bijvoorbeeld Bankei en Kattebosserheide) en voor andere is het omgekeerde het geval (bijvoorbeeld Malpiebeemden en Rietbos/Venakkerbosch). Blijkbaar is de uitspoeling van metalen vanuit de bovengrond naar het bovenste grondwater dermate complex dat dit niet terug valt te vertalen naar droge en natte gronden.

De berekende gemiddelde concentraties zijn in een aantal natuurgebieden met enkele tientallen microgrammen per liter cadmium en enkele duizenden microgrammen per liter zink behoorlijk hoog. Dit geldt met name voor de natuurgebieden die dichtbij de Vlaamse sites liggen. Dergelijke hoge concentraties zijn ook geregeld in het bovenste grondwater in (Nederlandse) natuurgebieden gemeten, zie Van der Grift (2004). In het natuurgebied De Plateaux zijn cadmiumconcentraties rond de 50 µg/l en zinkconcentraties rond de 5000 µg/l gemeten. In het natuurgebied Venakkerbosch zijn concentraties van 30 µg/l en 2500 µg/l gemeten. Aan de rand van de Budelerbergen zijn cadmiumconcentraties boven de 60 µg/l en zinkconcentraties tot 9000 µg/l gemeten. Van al deze locaties stond vast dat ze niet zijn beïnvloed door zinkassenwegen.

Tabel 6.8: ·Gemiddelde cadmium- en zinkconcentratie in het bovenste grondwater in natuurgebieden in 2005 en 2060

natuurgebied	oppervlak (ha)	Cd (µg/l)	Cd (µg/l)	Zn (µg/l)	Zn (µg/l)
		2005	2060	2005	2060
1 Malpiebeemden	568	13.2	20.6	1800	2512
2 Groote Heide / Gastelsche Heide	460	6.7	13.4	936	1943
3 Rietbos / Venakkerbosch	1042	31.6	41.1	3091	3915
4 De Plateaux	263	66.8	26.1	4752	3912
5 Kruispeel	321	8.8	12.8	715	1455
6 Wijffelterbroek	105	3.0	1.8	475	448
7 Haarterheide / Binnenheide / Beverbeekse Heide	1016	29.3	4.2	2377	382
8 Hagerven	299	26.2	4.3	2284	533
9 Broekkant/Lozenbos	761	52.0	15.2	4143	2062
10 Kolosbos	131	53.0	11.1	4905	994
11 Bankei	618	97.2	104.4	8326	5660
12 Kattebosserheide	444	75.6	14.6	7349	1556
13 Berkenbossen	73	30.8	4.1	1957	149
14 Park Heesakker/Eikelbos	196	15.6	7.1	1527	993
17 Maaij	182	37.6	17.2	3276	2033
18 Koolblieks ven	57	10.4	7.1	1587	1145
19 Keersopperbeemden	20	0.0	0.0	0	45

Tabel 6.9: ·Gemiddelde cadmium- en zinkconcentratie in het bovenste grondwater in de delen van de natuurgebieden met een grondwaterstand kleiner dan 1 m-mv in 2005 en 2060

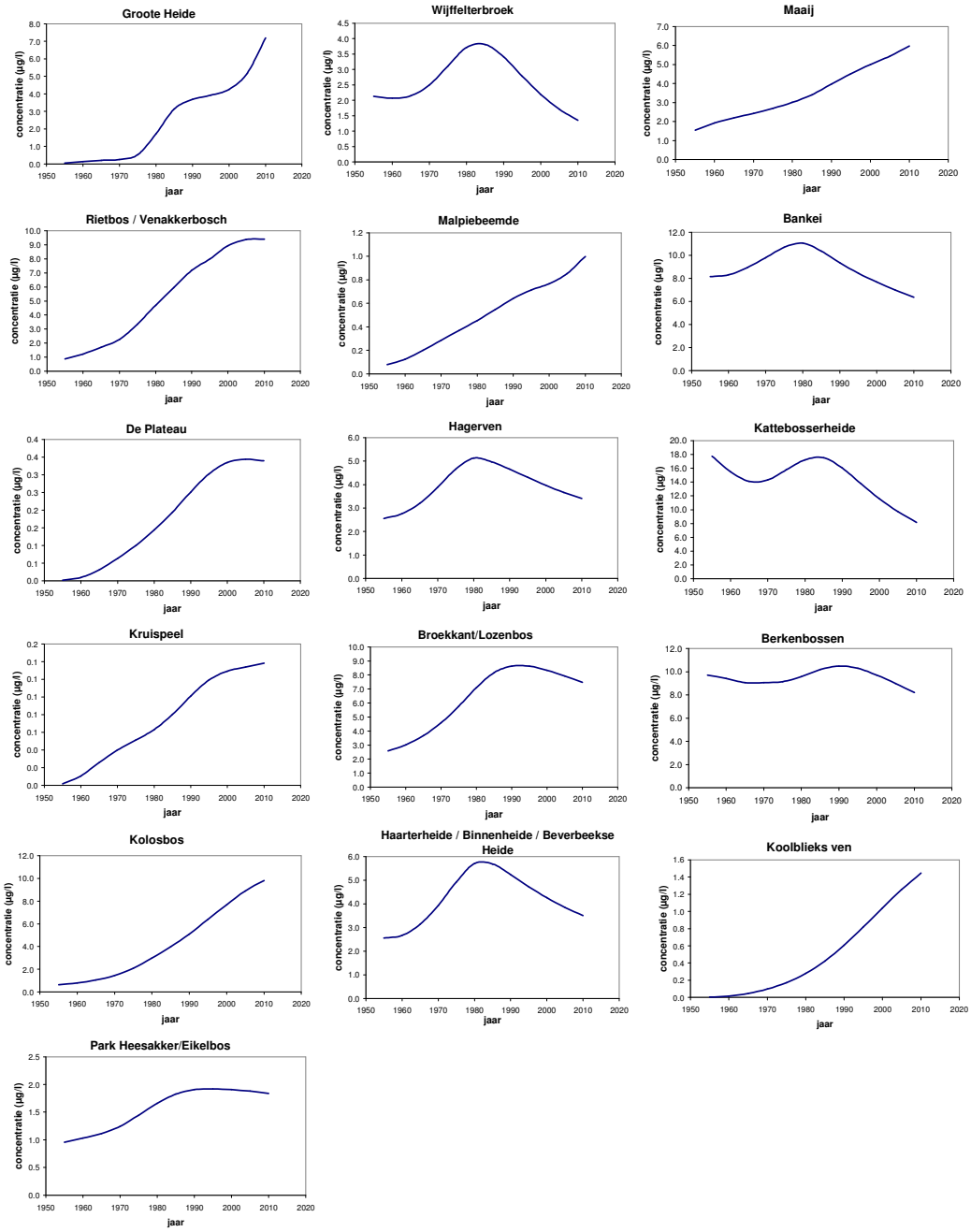
natuurgebied	oppervlak (ha)	Cd (µg/l) 2005	Cd (µg/l) 2060	Zn (µg/l) 2005	Zn (µg/l) 2060
1 Malpiebeemden	195	21.3	12.3	2324	1187
2 Groote Heide / Gastelsche Heide	94	22.0	11.7	2257	1088
3 Rietbos / Venakkerbosch	119	63.7	17.9	5649	1955
4 De Plateaux	78	56.3	9.6	4521	1259
5 Kruispeel	21	15.4	3.5	1154	1096
6 Wijffelterbroek	104	3.0	1.8	480	450
7 Haarterheide / Binnenheide / Beverbeekse Heide	411	18.5	2.6	1403	196
8 Hagerven	138	9.6	2.9	714	378
9 Broekkant/Lozenbos	241	43.3	7.8	4266	866
10 Kolosbos	20	49.0	9.8	4416	631
11 Bankei	164	15.4	4.2	1241	533
12 Kattebosserheide	6	28.6	5.1	2134	418
13 Berkenbossen	6	23.4	2.9	1678	129
14 Park Heesakker/Eikelbos	37	19.5	4.1	1832	564
17 Maaij	66	40.6	13.1	3353	1428
18 Koolblieks ven	1	23.1	6.9	2964	1124
19 Keersopperbeemden	3	0.0	0.1	0	8

6.5.2.3 *Aquatische natuurwaarden*

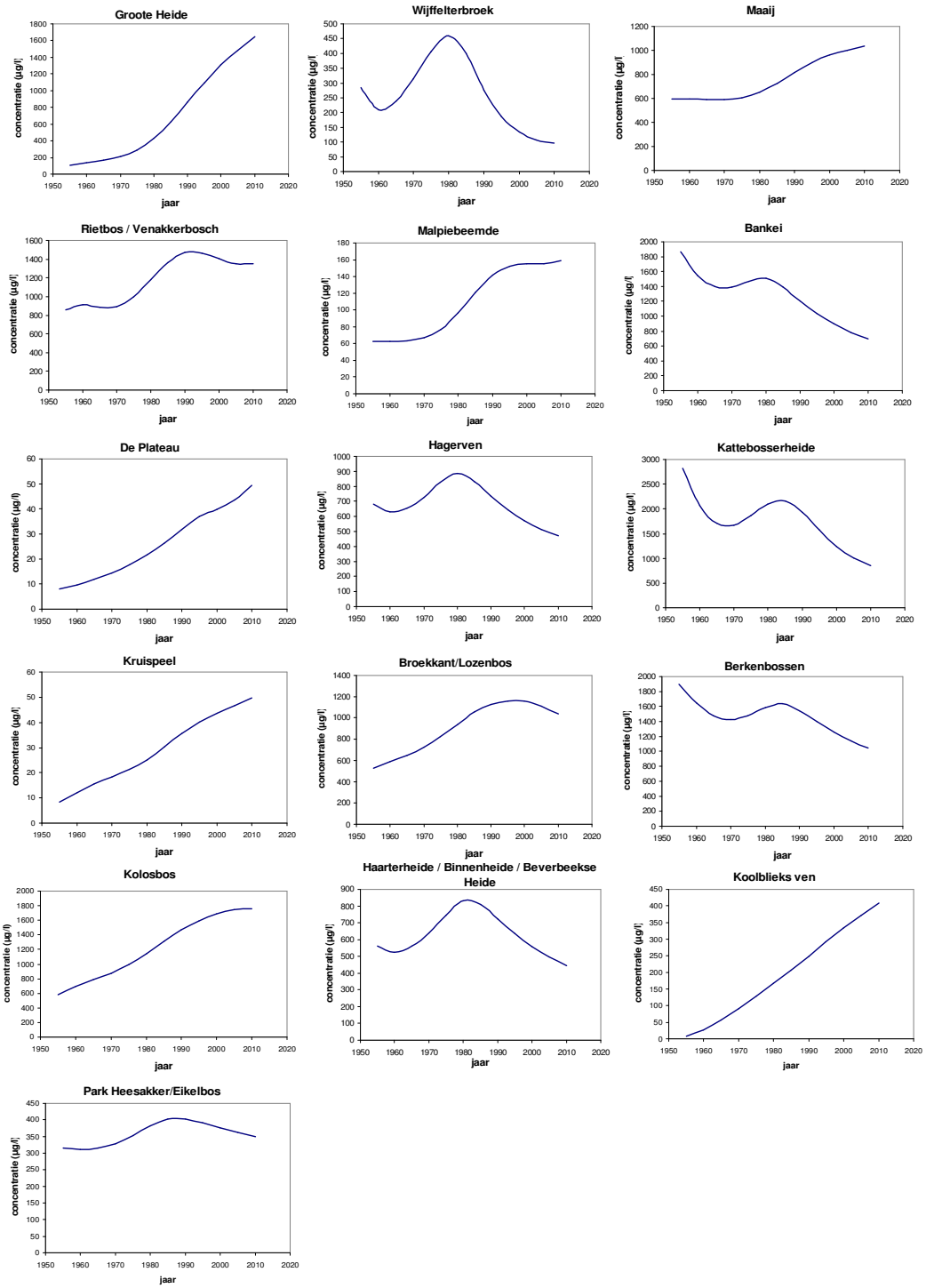
Figuur 6.28 en Figuur 6.29 geven de voor benoemde natuurgebied (zie paragraaf 5.6.2) het verloop van de gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties in het oppervlaktewater in de tijd als gevolg van grondwaterkwel. Per natuurgebied is de oppervlaktewaterconcentratie berekend door de stofflux vanuit het grondwater naar het oppervlaktewater te delen door de drainageflux). Gelijkaardig aan de bedreigde waterlopen is bij de berekening van deze concentraties geen rekening gehouden met retentie van de metalen in het oppervlaktewaterlichaam.
Bij vergelijking van de verschillende natuurgebieden blijkt dat er geen eenduidig patroon in het verloop van de concentraties in de tijd bestaat. De concentraties dalen of stijgen in de periode 1950-2010. Doordat tal van factoren de oppervlaktewaterconcentratie in de natuurgebieden bepalen is het niet mogelijk om een enkele verklarende gebiedskenmerk voor dit verschil te geven. De meest belangrijke ruimtelijke kenmerken die de concentraties bepalen zijn:

- de afstand tot de sites;
- de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling;
- de snelheid van het hydrologische systeem.

De Nederlandse norm (MTR-totaal) voor cadmium in oppervlaktewater is 2 µg/l en voor zink 40 µg/l. In alle natuurgebieden wordt dus de zinknorm overschreden terwijl dit voor cadmium niet altijd het geval is



Figuur 6.28: ·Cadmiumconcentratie in oppervlaktewater in natuurgebieden

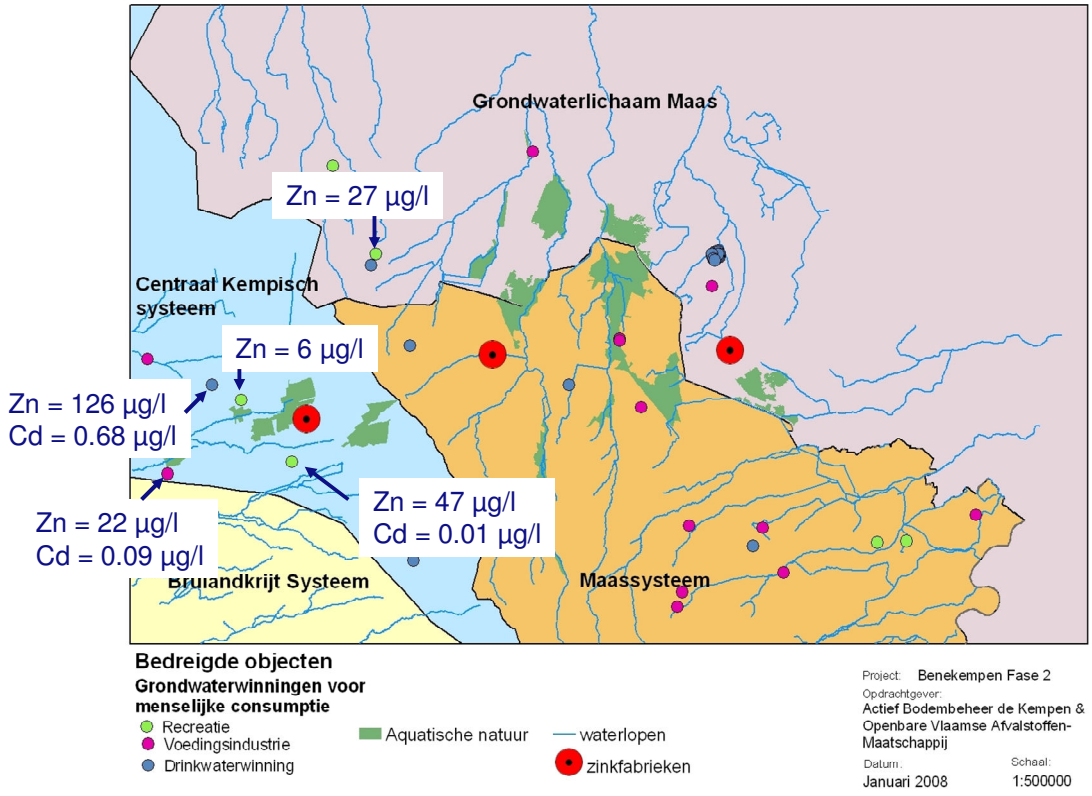


Figuur 6.29: ·Zinkconcentratie in oppervlaktewater in natuurgebieden

6.5.2.4 *Grondwateronttrekking voor menselijke consumptie*

Figuur 6.30 geeft berekende cadmium- en zinkconcentraties in grondwater onttrokken uit winningen voor menselijke consumptie. In een gering aantal winningen in het westelijk deel van het modelgebied wordt voor 2005 doorbraak van deze metalen berekend. De concentraties zijn dermate laag dat deze momenteel geen direct bedreiging vormen voor de waterkwaliteit.

Deze modelresultaten worden bevestigd door waarnemingen van drinkwaterwinningen. In Vlaanderen is er voor de Pidpa winningen is er zeker geen probleem (ook niet in de winningen van Mol en Turnhout). Voor de VMW is dit ook het geval. De grote VMW-winning nabij de site Balen (paar km ten NW van de Sibelco zandwinning maatheide) is nog altijd zink- en metaalloos (zeker tot 2005). Voor Nederland geldt ditzelfde voor de winningen van Brabant water Budel en Luyksgestel. Van recreatie- en voedingsindustriewinningen is geen data beschikbaar.



Figuur 6.30: ·Berekende cadmium- en zinkconcentraties in grondwater onttrokken uit winningen voor menselijke consumptie.

6.5.3 *Sites fabrieken*

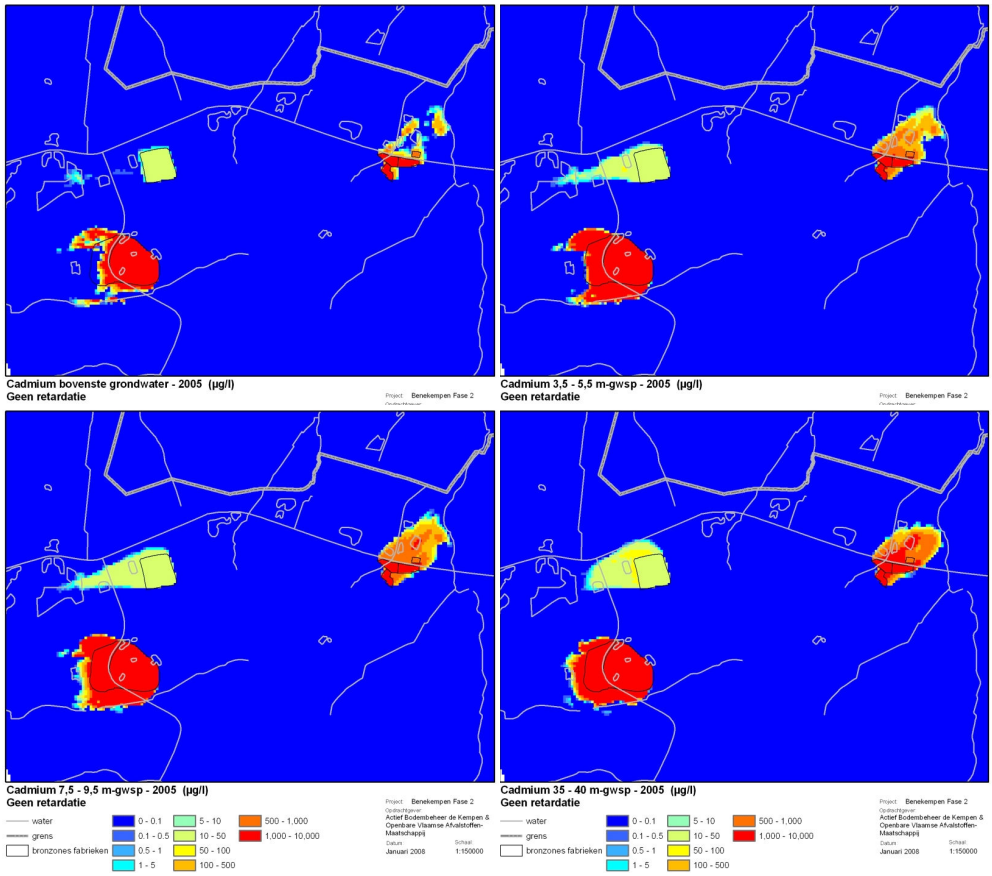
Voor bepaling van de verspreiding van cadmium en zink vanuit de zwaar verontreinigde fabrieksterreinen naar de omgeving zijn drie verschillende modelruns uitgevoerd:

- zonder retardatie;
- met retardatie op basis van 50% sorptiecapaciteit;
- met retardatie volgens het basismodel.

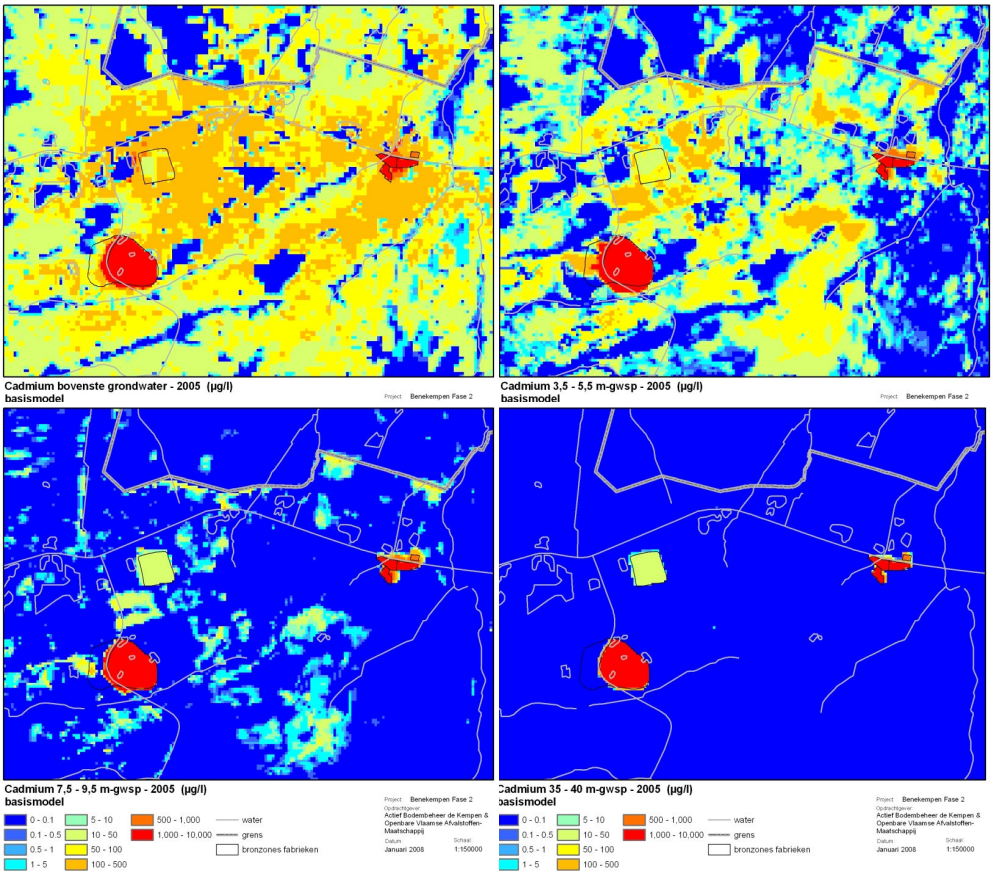
Figuur 6.31, Figuur 6.32 en Figuur 6.33 geven de berekende grondwaterpluimen op vier diepteniveaus anno 2005 volgens het model zonder retardatie, met 50% sorptiecapaciteit en volgens het basismodel, uitgaande van een constante verontreinigingbron vanaf 1950 met concentraties zoals gegeven in paragraaf 3.2.2. In het model zonder retardatie ontstaan grote verontreinigpluimen met een omvang die enkele malen groter is dat de omvang van de sites zelf. Dit is een overschatting van de werkelijkheid. Volgens deze berekening migreren de pluimen van Maatheide en Balen in westelijke richting en de pluim van Overpelt in noordoostelijke richting. De pluim

van Overpelt zou in de toekomst de grens met Nederland kunnen overschrijden maar dit is niet waarschijnlijk omdat de stroombanen die deze pluim transporteren ten zuiden van de grens in Vlaanderen opkwellen, voornamelijk in het natuurreservaat Hagerven. Uiteraard stroomt het dan wel als oppervlaktewater via de Dommel Nederland in.

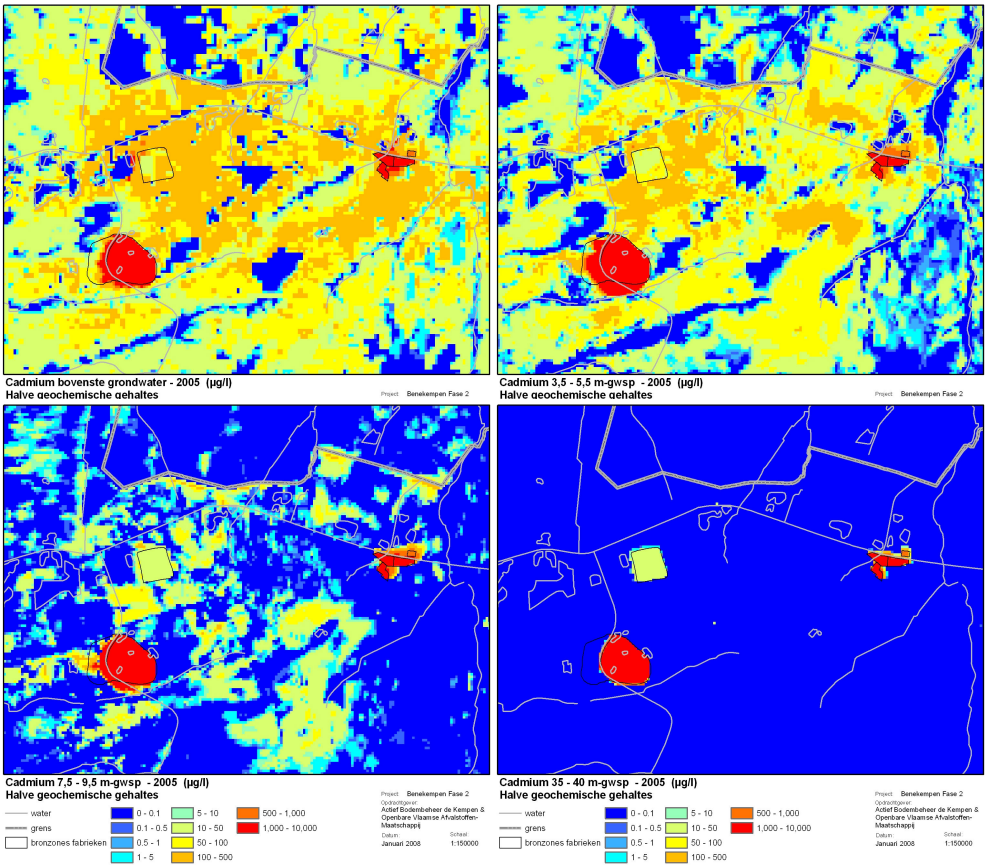
In het basismodel ontstaan kleine verontreinigingpluimen buiten de fabrieksterreinen. Met het toenemen van de diepte worden deze pluimen steeds kleiner. Op een diepte van 35 tot 40 m-gwsp is er nauwelijks nog sprake van het ontstaan van een verontreinigingpluim buiten de site. Dit model geeft waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijkheid. De oorzaak van de onderschatting van de verspreiding is dat het sorptiemodel (zie 6.2.2) gebaseerd is op een concentratiebereik voor sporenelementen (tot circa 10.000 µg/l voor zink en 100 µg/l voor cadmium). De concentraties onder de sites zijn echter hoger. Dit geldt niet alleen voor cadmium en zink maar ook voor de macrochemische samenstelling van het grondwater. Voor dergelijke concentraties gaat het geochemische sorptiemodel niet meer op. Bij zeer hoge concentraties zijn namelijk relatief minder adsorptieplaatsen voor vrije ionen beschikbaar en worden relatief veel zoutcomplexen gevormd die mobiel zijn. Idealiter zou het model daarom in de directe omgeving van de pluimen van de sites met een lagere adsorptie moeten rekenen. Een thermodynamische database om de sorptie van metalen aan bodemdeeltjes onder dergelijke condities te berekenen bestaat niet.
Daarom is dit nu gedaan door het model door te rekenen met 50% sorptiecapaciteit. Bij deze lagere sorptiecapaciteit wordt een verspreiding van de pluim berekend die globaal beter overeenkomt met de omvang van de gemeten pluim bij de site te Balen (zie Figuur 6.33). De pluim van Overpelt migreert in noordoostelijke richting maar volgens dit model is er zeker geen sprake van een grensoverschrijdende grondwaterverontreiniging. Het modelinstrument kan voor de situatie onder en rondom de Vlaamse sites verbeterd worden door de sorptie af te leiden uit veldmetingen van de verdeling van deze metalen in oplossing en geadsorbeerd aan bodemdeeltjes ter plekke van de sites. Dan moet nog wel een oplossing worden gevonden voor de overgang van het locale model rondom de sites waar de extreem hoge concentraties aanwezig zijn naar het regionale model waar cadmium en zink zich meer als sporenelement gedragen.



Figuur 6.31: ·Grondwaterpluimen cadmium met modelrun zonder retardatie – situatie 2005



Figuur 6.32: Grondwaterpluimen cadmium met retardatie van basis model – situatie 2005

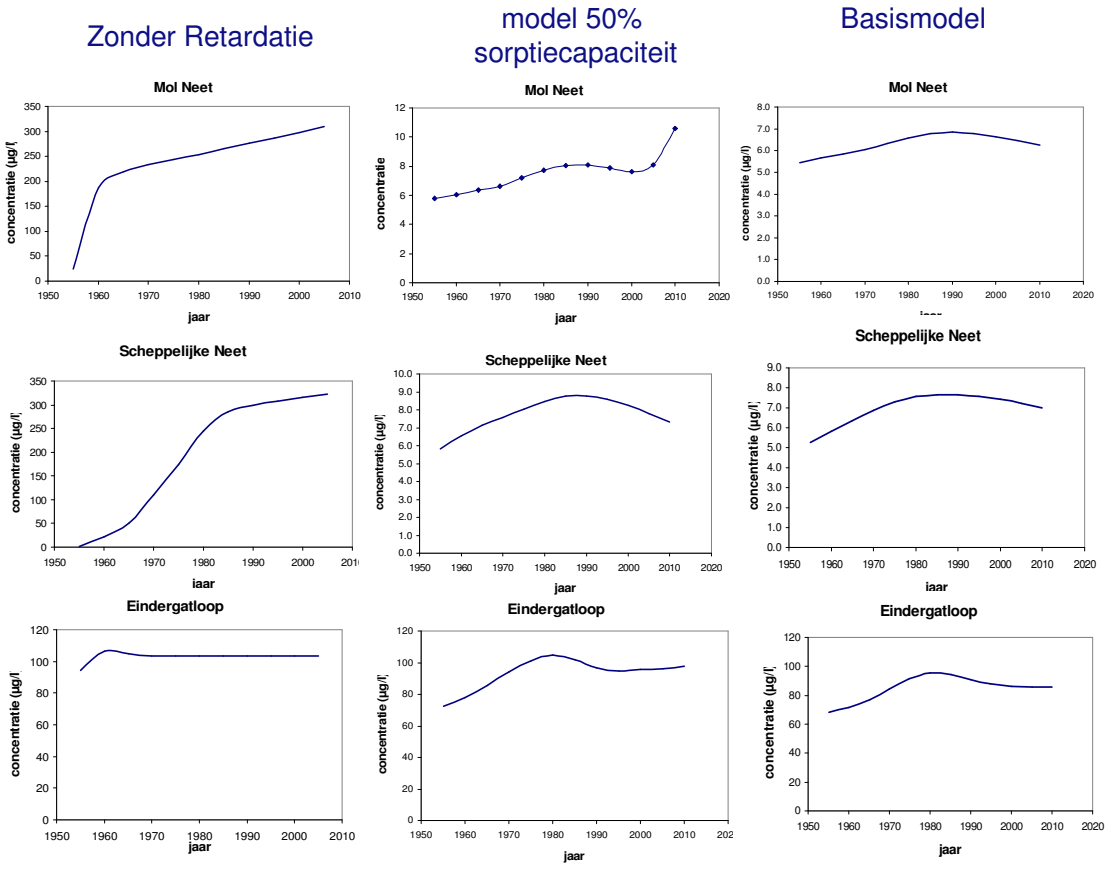


Figuur 6.33: ··Grondwaterpluimen cadmium volgens model met 50% sorptiecapaciteit – situatie 2005

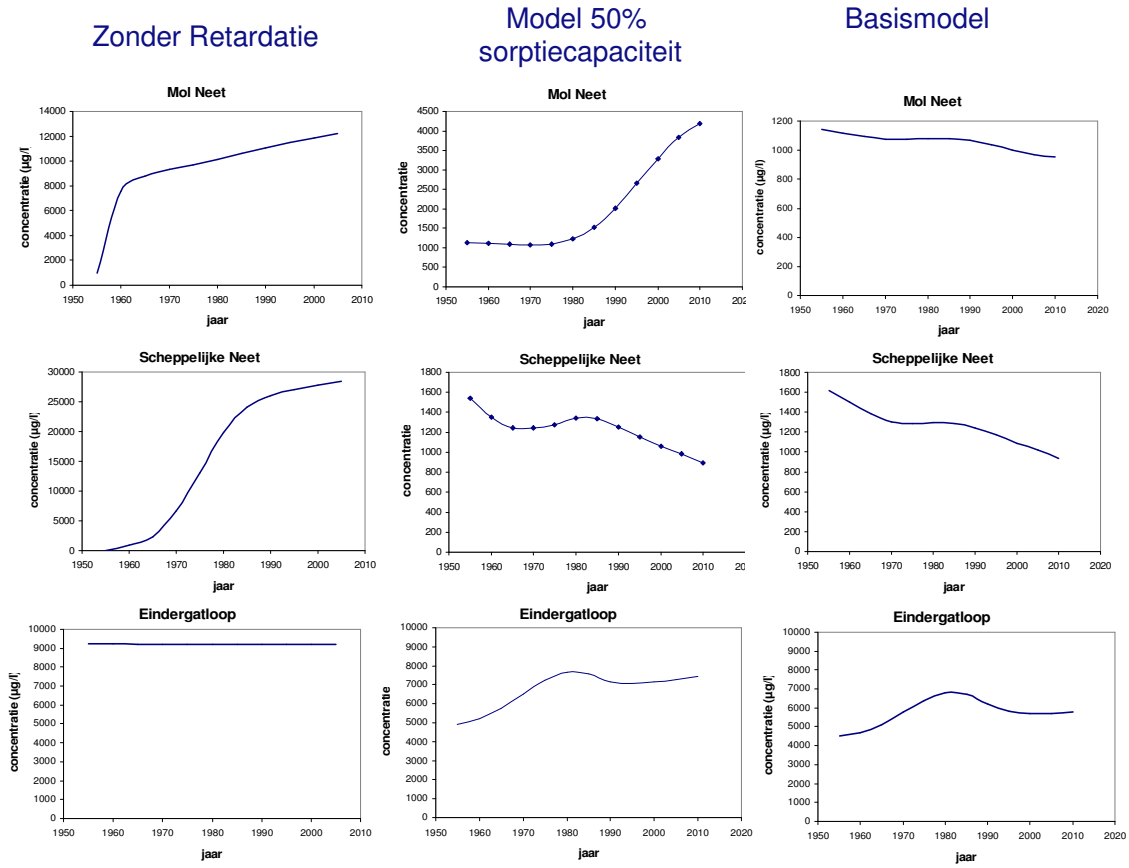
Figuur 6.34 en Figuur 6.35 geven de belasting van de Molse Nete en Scheppelijke Nete door de verontreiningspluim van de site Balen en de belasting van de Eindergatloop door de verontreingingspluim van de site Overpelt volgens de drie modellen. Bij vergelijking moet wel gerealiseerd worden dat het model zonder retardatie alleen de verontreinigingspluim wordt gesimuleerd terwijl bij de modellen met retardatie ook de diffuse verontreiniging wordt meegenomen. Ondanks dit verschil blijkt wel dat bij het model zonder retardatie de oppervlaktewaterconcentraties in de Molse Nete en Scheppelijke Nete onrealistisch hoog zijn.
Voor de Eindergatloop is er een relatief gering verschil tussen de verschillende modellen. Blijkbaar is er een korte afstand tussen de verontreiningspluim en de Eindergatloop. De berekende concentraties in 2005 zijn met 85 µg/l cadmium en 5800 µg/l zink hoger dan gemeten concentraties van 0,5 – 53 µg/l cadmium en 112 – 1432 µg/l zink (zie Tabel 6.7).

Tabel 6.10 geeft de gemeten concentraties voor cadmium en zink in de Molse Nete en Scheppelijke Nete ronde de Umicore site te Balen. In de Molse Nete wordt momenteel cadmiumconcentraties rond 3 µg/l en zinkconcentraties rond 300 µg/l gemeten. Deze concentraties liggen in de grootorde van de met het basismodel berekende concentraties (6 en 1000 2 µg/l in 2005). Het model met 50% sorptiecapaciteit voorspelt hogere concentraties (8 en 4000 µg/l). In de Scheppelijke Nete worden cadmiumconcentraties rond 10 µg/l en zinkconcentraties net boven 2000 µg/l gemeten. Deze liggen wat hoger dan de concentraties berekend met het basismodel en het 50% sorptiecapaciteit model. Uit de meetwaardes blijkt dat de Scheppelijke Nete momenteel meer wordt beïnvloed door de site te Balen dan de Molse Nete. Het model laat een omgekeerd beeld zien. Het

model zonder retardatie berekent een snellere doorbraak in de Molse Nete dan in de Scheppelijke Nete. Ook het model met 50% sorptiecapaciteit berekent dat de Molse Nete meer onder invloed staat van de site in Balen dan de Scheppelijke Nete. Om hierin inzicht te krijgen is in Figuur 6.36 de omvang van de zink verontreinigingspluim van de site te Balen volgens het model met 50% sorptiecapaciteit op vier tijdstippen weergegeven (1960, 1975, 1995 en 2005). Te zien is dat een breder stuk van de verontreinigingspluim in contact komt met de kwelzone van de Molse Nete in vergelijking met de Scheppelijke Nete. De meest waarschijnlijke oorzaak van dit verschil tussen waarnemingen en modelresultaten is dat de zijloop van de Scheppelijke Nete die dicht bij de site ligt een 3^{e} orde waterloop is en daarom niet expliciet in het model zit. Door het ontbreken van een goede kartering van de 3^{e} categorie waterlopen en overige drainagemiddelen in Vlaanderen zijn deze als diffuse drainage in de Vlaamse modellen (die als basis voor het BeNeKempen model hebben gediend) opgenomen (zie paragraaf 5.3.5 en 5.3.6). In het traject van de Scheppelijke Nete dat direct langs het terrein van de site ligt wordt mogelijk te weinig kwel berekend.



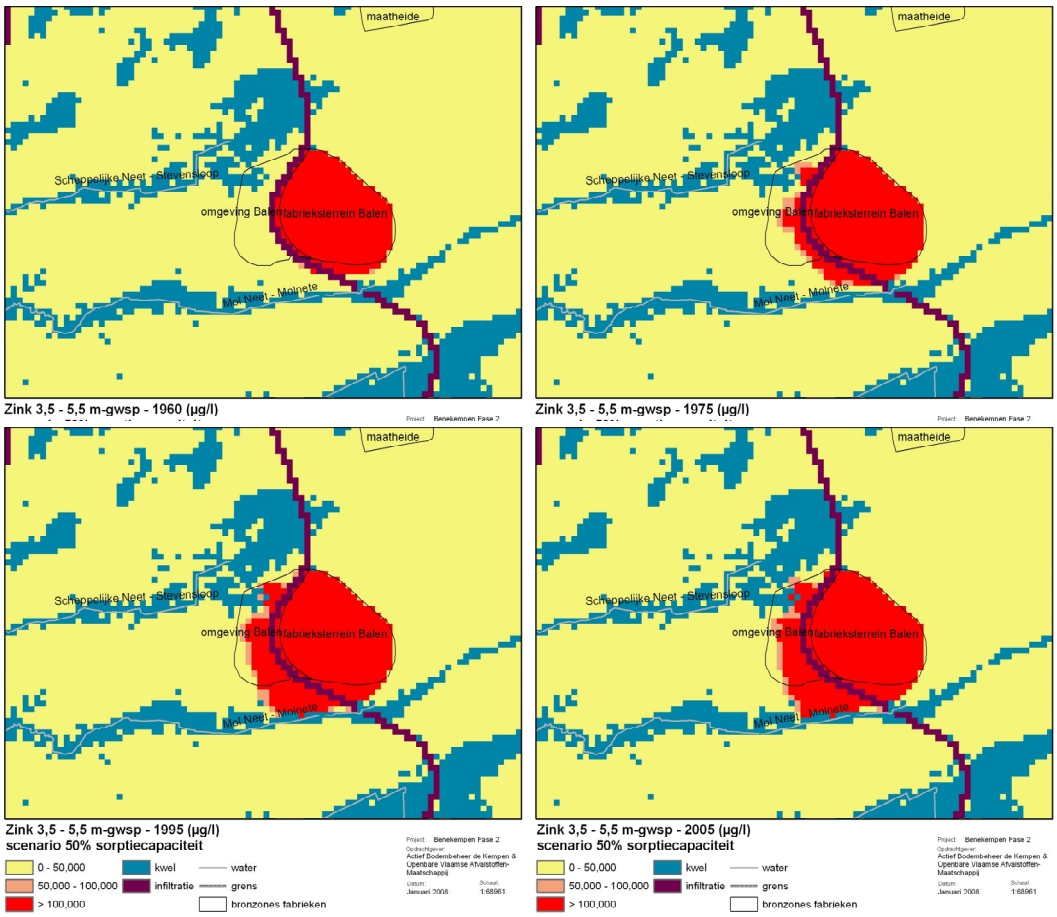
Figuur 6.34: ·Cadmiumbelasting oppervlaktewater bij sites Balen en Overpelt met 3 verschillende modelruns



Figuur 6.35: ·Zinkbelasting oppervlaktewater bij sites Balen en Overpelt met 3 verschillende modelruns

Tabel 6.10: ·Gemiddelde gemeten concentraties voor de parameters Cd en Zn in en rond de Umicore site te Balen (VMM data voor 2007)

Waterloop	Code meetpunt (VMM)	Ligging t.o.v. site Balen	Cd (µg/l)	Zn (µg/l)
Molse Nete	333200	opwaarts site Balen	0.58	98.76
	333100	afwaarts site Balen	2.88	328.05
	333000	afwaarts Wezel (juist opwaarts samenstroming Scheppelijkse Nete)	3.55	327.07
Scheppelijkse Nete	333750	opwaarts (woonwijk Bankei)	13.53	3220
	333500	afwaarts voor samenstroming met Molse Nete	9.12	2260



Figuur 6.36: ·Pluimontwikkeling Umicore site te Balen volgens model met 50% sorptiecapaciteit

7 Hydrodynamische instationaire modellering

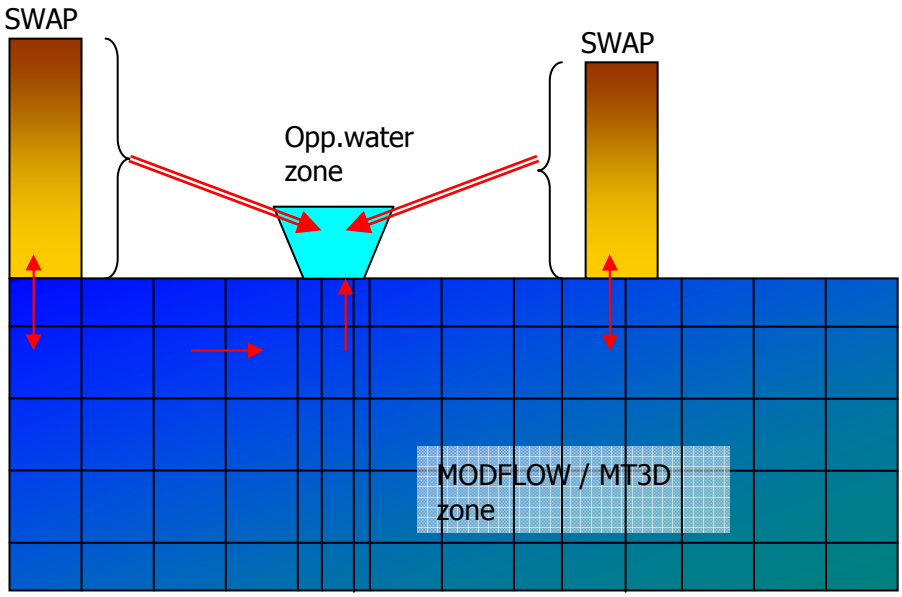
7.1 Inleiding

Omdat verwacht wordt dat meteorologische variatie grote invloed heeft op de uitspoeling naar het oppervlaktewater, zijn voor een kleiner deelgebied afzonderlijke hydrodynamische instationaire berekeningen uitgevoerd. Deze dynamische berekeningen zijn uitgevoerd door Alterra en weergegeven in dit hoofdstuk. Meer details over deze deelstudie zijn te vinden in Kroes *et al*, 2008b.

De doelstelling van deze dynamische berekeningen is het verwerven van inzicht in de invloed van seizoensdynamiek en meteorologische variatie op de belasting van het oppervlaktewater in de Kempen in het algemeen en het stroomgebied van de Keersop in het bijzonder.

Als studiegebied is het stroomgebied van de Keersop gekozen, omdat er ondiepe grondwaterstanden voorkomen, waarmee de kans dat metalen uitspoelen vanuit ondiepe bodemlagen relatief groot is. Daarnaast is de afstand tot de (voormalige) zinksmelters van Overpelt en Maatheide gering, waardoor het stroomgebied relatief zwaar is belast door atmosferische depositie. De keuze voor dit stroomgebied is verder in fase 1 van deze rapportage uitgebreid beargumenteerd.
Het gecombineerde Hydrus-Modflow-MT3D instrumentarium dat voor het regionale model wordt gebruikt is niet geschikt voor het dynamisch berekenen van de oppervlaktewaterbelasting. Daarom zijn de hydrodynamische instationaire berekeningen uitgevoerd met het pseudo-2D water- en stoftransportmodel SWAP (Kroes, *et al.*, 2008a). In dit model wordt afvoer naar het oppervlaktewater berekend door middel van een laterale lekterm, waarbij water en stoffen zijdelings kunnen afstromen uit verticale modelkolommen (zie Figuur 7.1). Wel is voor de schematisering en parameterisering zoveel mogelijk aangesloten bij het grondwatermodel voor de gehele Kempen. Dit betekent dat voor het instationaire model zoveel mogelijk dezelfde invoer is gebruikt als voor het Hydrus-Modflow-MT3D model. Voor de interactie met dieper grondwater zijn bijvoorbeeld de resultaten gebruikt van het ModFlow-model voor de gehele Kempen.

Het SWAP model voor het stroomgebied van de Keersop bestaat uit 686 gridcellen van 250×250m. Er is met meteorologische invoer op dagbasis de periode doorgerekend van 1880 tot en met 2060. Tenslotte is een scenarioanalyse uitgevoerd voor drie verschillende meteorologische scenario's, een droog, nat en gemiddeld weerjaar. Deze worden vergeleken met de resultaten voor de Keersop van gehele Kempen model.



Figuur 7.1: ·Conceptueel model dynamische belasting oppervlaktewater

7.2 Modelprincipes

7.2.1 Inleiding

De dynamische modellering van het transport van cadmium en zink is uitgevoerd met het model SWAP[2]. Dit is een model dat is ontwikkeld voor de modellering van het transport van water en opgeloste stoffen in bodems. De ontwikkeling van het model begon in Wageningen meer dan 30 jaar geleden met de lancering van het agrohydrologisch model SWATR (Feddes, 1971) en de gewasgroei-routine CROPR (Feddes et al., 1978). Belmans et al. (1983) hebben de randvoorwaarden en de numerieke oplossing uitgebreid en het model omgedoopt tot SWATRE. Vanaf 1990 is een groep van onderzoekers van Alterra en Wageningen Universiteit betrokken bij de verdere ontwikkeling en toepassing van SWATRE. Met de introductie van routines voor generieke gewasgroei, heterogeniteit van bodems, warmtestroming en stoftransport is de naam veranderd in SWAP (van Dam et al., 1997 en Van Dam, 2000). De huidige berekeningen zijn uitgevoerd met een pre-release van SWAP versie 3.2 (Kroes et al, 2008a).
In de volgende paragraaf wordt een samenvattende modelbeschrijving gegeven. Voor uitgebreide documentatie wordt verwezen naar bovenvermelde publicaties en naar de internetpagina: ‘www.swap.alterra.nl’.

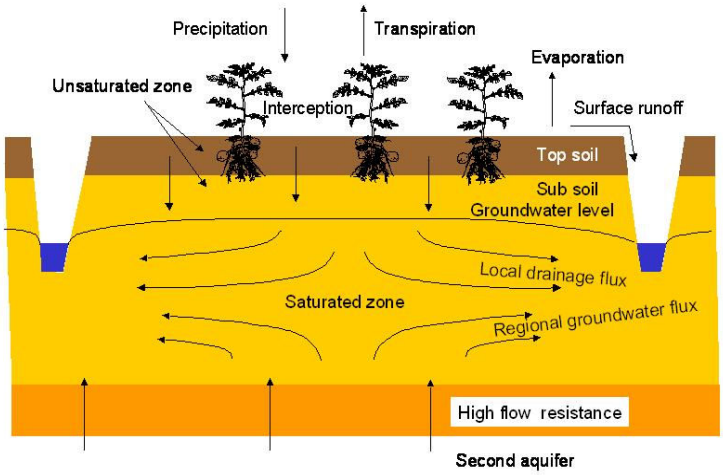
7.2.2 Modelbeschrijving

Het model SWAP beschrijft de stroming van water in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone van bodems. Daartoe wordt de Richards-vergelijking numeriek opgelost met diverse mogelijkheden voor randvoorwaarden om de werkelijkheid zo goed mogelijk te benaderen. Voor stoftransport wordt de advectie-dispersie-vergelijking gebruikt, met inbegrip van adsorptie en afbraakprocessen.

[2] SWAP is een afkorting van Soil Water Atmosphere Plant

De bovengrens van het modeldomein ligt net boven het gewas en de ondergrens wordt gevormd door een vlak in het bovenste grondwater (Figuur 7.2). In deze zone zijn de transportprocessen voornamelijk verticaal, dus SWAP is in principe een één-dimensionaal, verticaal gericht model en hier goed vergelijkbaar met HYDRUS-1D. Echter, voor de stroming van het grondwater in de verzadigde zone kan gebruikt worden gemaakt van een pseudotweedimensionale stroming waarmee de laterale stroming van en naar oppervlaktewatersystemen wordt beschreven (Groenendijk en Van den Eertwegh, 2004). Hierdoor wordt het mogelijk om de oppervlaktewaterbelasting met één modelcode te berekenen. Dit maakt het mogelijk om hydrodynamische instationaire berekeningen uit te voeren.

Zoals hierboven al beschreven heeft het model SWAP heeft veel gemeen met het model HYDRUS (Simůnek et al., 1998). Beide modellen zijn geschikt voor onverzadigde/verzadigde bodems en lossen de Richards-vergelijking op voor waterstroming en de convectie-dispersievergelijking voor opgeloste stoffen. Het voor deze studie belangrijke verschil is dat HYDRUS-1D alleen waterstroming en stoftransport in de verticale richting simuleert, terwijl SWAP met behulp van de lekterm voor drainage een pseudo 2D-concept voor waterstroming en stoftransport in de verzadigde zone hanteert.



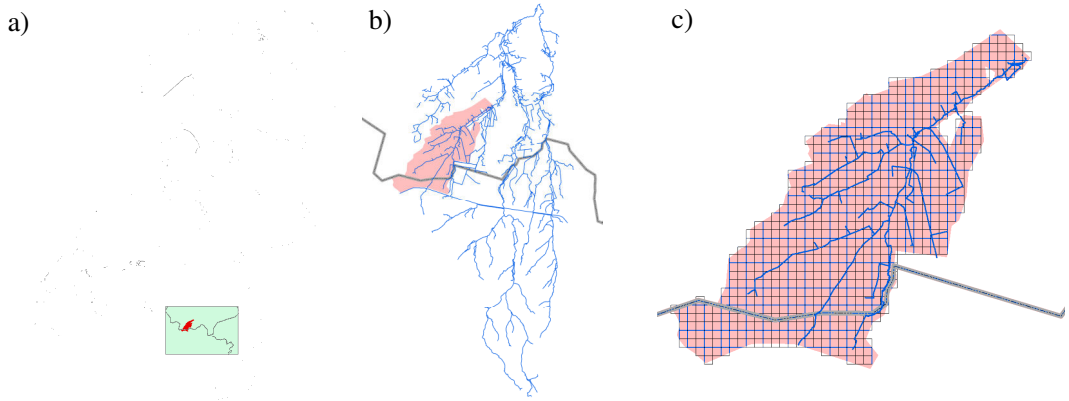
Figuur 7.2 Hydrologische processen in SWAP

7.3 Modelinvoer

7.3.1 Gebiedsindeling

Voor het beantwoorden van de onderzoeksvraag is voor het stroomgebied van de Keersop gekozen. Dit gebied is gekozen omdat er ondiepe grondwaterstanden voorkomen, waarmee de kans dat metalen uitspoelen vanuit ondiepe bodemlagen relatief groot is. Daarnaast is de afstand tot de zinksmelter van Lommel en Overpelt gering, waardoor het stroomgebied relatief zwaar is belast door atmosferische depositie. Het stroomgebied van de Keersop ligt voor het grootste deel in Nederland, een gering deel (ca 15%) ligt in België (Figuur 7.3a). Het gebied valt binnen het stroomgebied van De Dommel (Figuur 7.3b), welke behoort tot dat van de Maas. Het gemodelleerde gebied (Figuur 7.3c), is 4287.5 ha groot en wordt in het zuiden begrensd door het

Schelde-Maas kanaal. Het Nederlandse deel van het gebied komt voor 90% overeen met de afwateringseenheid “Voorste Aa en Keersop bij Bergeijk” van het waterschap De Dommel.



Figuur 7.3 Gebiedsbegrenzing van Keersop binnen Nederland en België en binnen het onderzoeksgebied van de modelstudie voor de gehele Kempen (a), binnen het stroomgebied van de Dommel (b) en het gemodelleerde gebied (c)

Het stroomgebied van de Keersop is ruimtelijk geschematiseerd door een regelmatig grid over het gebied te leggen en de ruimtelijke schematisering vast te leggen in 686 rekeneenheden (= bodemkolom vergelijkbaar met het HYDRUS model) met een grootte van 250x250 m. Net zoals bij het HYDRUS model zijn voor deze bodemkolommen kenmerken bepaald uit beschikbare regionale informatie en zijn eigenschappen toegekend uitgaande van:

- dominant landgebruik;
- dominant bodemtype;
- metaalbelasting aan maaiveld;
- het oppervlaktewater stelsel (zit niet in HYDRUS);
- regionale grondwaterstroming (zit niet in HYDRUS).

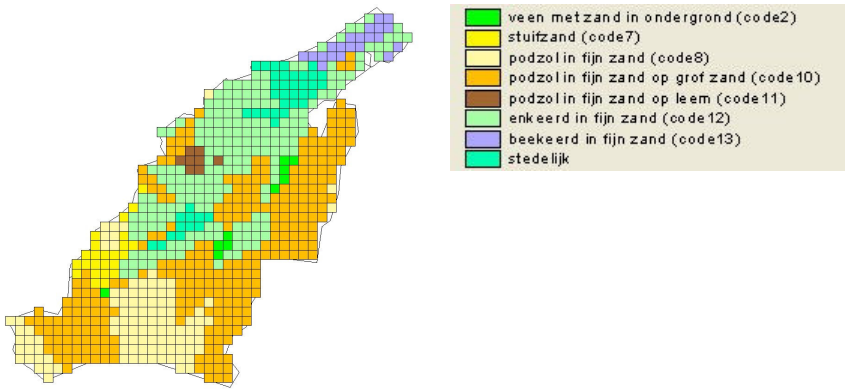
In tegenstelling tot het HYDRUS model waarbij met een gemiddelde netto-neerslag (= grondwateraanvulling, door Wetspass berekend) wordt deze in SWAP op dagbasis ingevoerd. Daarnaast rekent HYDRUS met een vaste gemiddelde dikte van de onverzadigde zone als invoer (door MODFLOW berekend) terwijl deze in SWAP wordt berekend. Voor de schematisering en de parameterisering is zo veel mogelijk aangesloten bij het grondwatermodel voor de gehele Kempen. Indien gegevens niet voorhanden waren, zijn gegevens gebruikt afkomstig de landsdekkende schematisatie volgens Kroon et al. (2001) en Van Bakel et al. (2008, in prep.).

7.3.2 Meteorologische gegevens

Er is in totaal een rekenperiode van 183 jaar doorgerekend: van 1878 t/m 2060. Voor de neerslag zijn gegevens van het nabijgelegen KNMI-station Eersel gebruikt van de meest recente klimaatperiode 1971-2000 (Heijboer en Nellestijn, 2002). De potentiële verdamping is gebaseerd op de referentieverdamping volgens Makkink welke is afgeleid van gegevens van het station De Bilt en gecorrigeerd voor de verschillen met Eindhoven. Daarnaast zijn voor het jaar 2001 en 2061 drie verschillende meteorologische scenario’s (droog, nat en gemiddeld) gemodelleerd.

7.3.3 *Bodemfysische en chemische gegevens*

De bodemkolommen in het SWAP model hebben een dikte van 13 meter, welke is onderverdeeld in bodemhorizonten variërend in dikte van 5 cm boven in het profiel tot enkele meters onder in het profiel. De schematisering van de bodems in het Nederlandse deel van het studiegebied is gebaseerd op de bodemkaart 1:50.000 waarbij de bodemfysische parameters $K(h)$ en $\theta(h)$ aan de bodemhorizonten van de boven- en ondergrond zijn toegekend conform Kroon (2001) via de 21 bouwstenen van de Staringreeks (Wösten, 1994). Voor de bodemchemische eigenschappen (organische stof, klei, pH, Fe- en Al-hydroxiden) is eveneens gebruik gemaakt van de ruimtelijke indeling en toekenning van parameters zoals beschreven door Kroon (2001). Het Belgische zuidelijke deel van het gebied is afgeleid van de Nederlandse en Belgische bodemkaart, waarbij langs hoogtelijnen (AHN) is geëxtrapoleerd over de landsgrens heen (Figuur 7.4). Deze schematisering is daarmee sterk vergelijkbaar met de HYDRUS schematisering voor het gehele Kempen model.



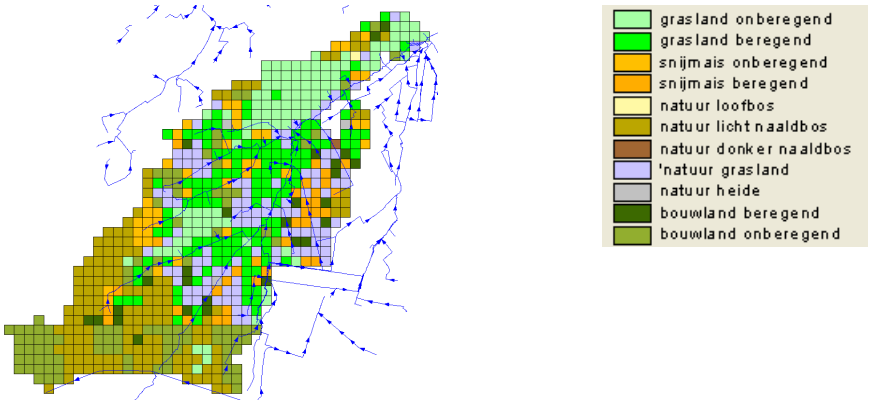
Figuur 7.4 Bodemindeling Keersop

7.3.4 *Gewasgegevens*

Het landgebruik van het Nederlandse deel van het gebied is gebaseerd op LGN4.
De LGN-landgebruiksvormen zijn geclusterd tot de volgende landgebruikvormen:

- 5 soorten natuur: i) grasland, ii) heide, iii) loofbos, iv) licht naaldbos (dennen), v) donker naaldbos (douglas);
- 3 soorten landbouw: i) cultuur-grasland, ii) snijmais, iii) overig bouwland;
- Stedelijk gebied is als cultuur-grasland. Landbouwgronden zijn beregend conform aannames en rekenregels van Van Bakel et al (2008).

Het landgebruik in het Belgische deel van het gebied is gebaseerd op een combinatie van luchtfoto's en grondgebruikkaarten van het Belgische deel van het gebied. Deze zijn eveneens toegekend aan dezelfde geclusterde landgebruikvormen als voor het Nederlandse deel (Figuur 7.5).



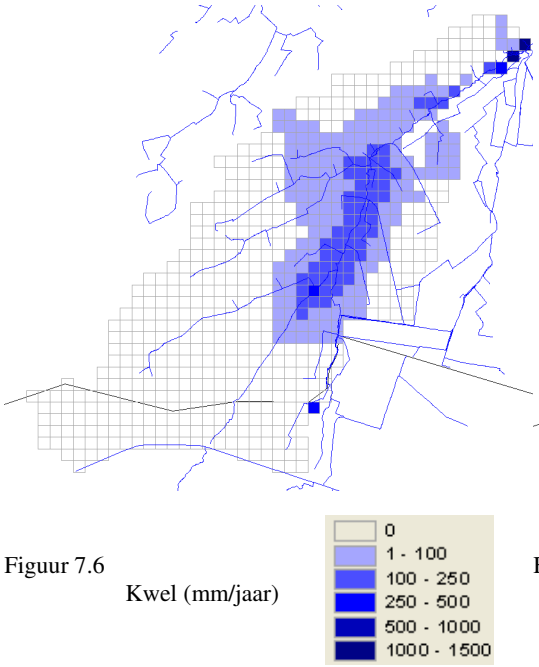
Figuur 7.5 Landgebruik Keersop

7.3.5 *Afvoer naar het oppervlaktewater*

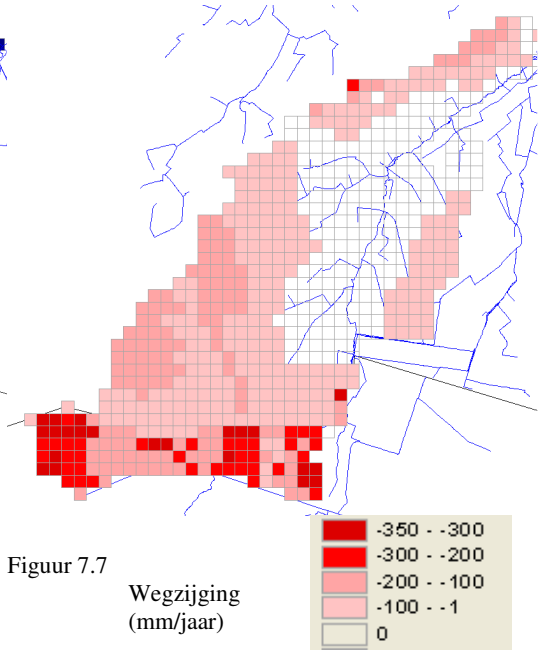
De zijrand van elke bodemkolom wordt gebruikt voor interactie met het oppervlaktewatersysteem. Daarbij is de indeling van het oppervlaktewater gebaseerd op de top10vector-database. De afvoer van water van het land naar het oppervlaktewater verloopt via afspoeling over het maaiveld en via uitspoeling door de bodem. Voor de parameterisering zijn de gegevens gebruikt van Van Bakel et al (2008).

7.3.6 *Regionale grondwaterstroming*

Fluxen van Modflow zijn gebruikt om de uitwisseling met de regionale grondwaterstroming te modelleren in de vorm van kwel en wegzijging (Figuur 7.6 en Figuur 7.7). Hoge kwel komt voor in de beekdalen langs de Keersop en de hoogste wegzijging wordt aangetroffen op de hoger gelegen gebieden in het zuidwesten.



Figuur 7.6 Kwel (mm/jaar)



Figuur 7.7 Wegzijging (mm/jaar)

7.3.7 *Concentraties in regionale grondwaterstroming*

Voor een inschatting van de concentraties op grotere diepte is gebruik gemaakt van de resultaten van de modelberekeningen voor de gehele Kempen. De concentraties zijn beschikbaar in de vorm van kaarten met concentraties voor elke 5 jaar in de periode

1955-2010 met rekenresultaten voor een diepte van 7.5 – 9.5 meter. Deze kaarten zijn omgezet naar 250×250m-grids en vervolgens toegekend als concentratie van de regionale grondwaterstroming die als onderrandflux is opgelegd.

7.3.8 Bodembelasting

Drie vormen van bodembelasting zijn onderscheiden: i) atmosferische depositie, ii) bemesting via kunstmest en dierlijke mest, iii) uitspoeling vanuit zinkassenwegen. Er is gebruik gemaakt van dezelfde gegevens als het model voor de gehele Kempen

7.3.9 Verdeling cadmium en zink over vast en vloeibare fase

De verdeling van Cd en Zn tussen de waterfase in de bodem en de vaste fase van de bodem is beschreven met een empirische relatie. Deze relatie heeft de vorm een Freundlich isotherm, waarbij de Freundlich-constante (Kf) afhankelijk is van de bodemeigenschappen. Een uitgebreide beschrijving van deze Freundlich-isothermen en de verbeteringen ten opzichte van eerdere isothermen (Römkens et al., 2004) zijn opgenomen in (Bonten & Groenenberg, 2008). Daarnaast is er een correctie toegepast voor het feit dat niet alle zware metalen in de bodem beschikbaar zijn voor uitwisseling met de waterfase (zgn. totaal-reactief correctie, zie ook Römkens et al., 2004)

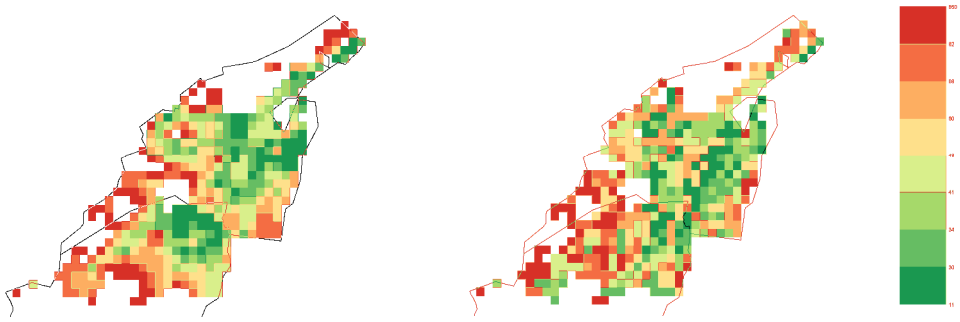
7.3.10 Initialisatie van concentraties en gehaltes

Bij de initialisatie van de gehaltes in de bodem is er vanuit gegaan dat in 1880 alle metalen in de bodem van natuurlijke oorsprong waren en er dus nog geen belasting vanuit de zinkfabrieken of andere bronnen heeft plaatsgevonden. Deze zogenaamde achtergrondgehaltes zijn geschat als functie van het kleigehalte in de bodem (Bonten, van der Grift & Klein, 2008).

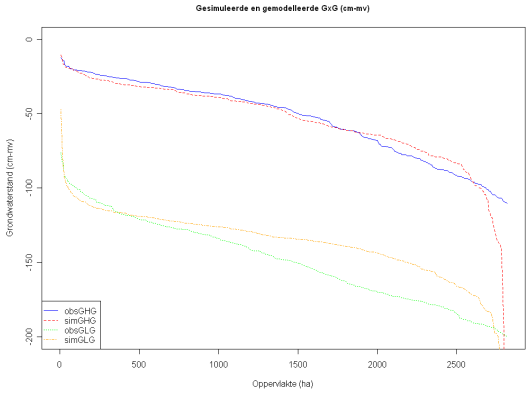
7.4 Validatie

7.4.1 Hydrologie

De berekende grondwaterstanden zijn getoetst aan recent gekarteerde grondwaterstanden (Gaast et al, 2006). Daarvoor is een vergelijking gemaakt tussen de ruimtelijke verdeling van de Gemiddeld Hoogste en Laagste Grondwaterstand, ofwel de GHG en de GLG (Figuur 7.8). Deze vergelijking is gemaakt voor die gebieden waar de GLG ondieper is dan 2,0 m-mv, omdat diepere metingen niet door Gaast et al (2006) in beschouwing zijn genomen. In dit gebied kon daardoor een vergelijking gemaakt worden voor 66 % van het gebied. De rekenresultaten voor de gesimuleerde grondwaterstanden zijn goed. Uit de cumulatieve frequentieverdeling (Figuur 7.9) blijkt eveneens dat de beste resultaten behaald zijn voor de gebieden met relatief hoge grondwaterstanden, waar de GHG ondieper is dan 1,0 m-mv.

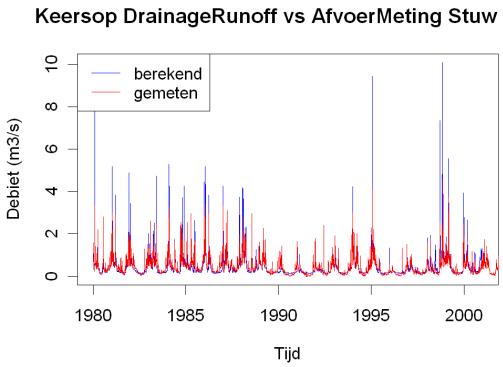


Figuur 7.8: ·Gemeten/gekarteerde GHG (links) en berekende GHG (rechts) op 250x250m. GHG in cm-mv.

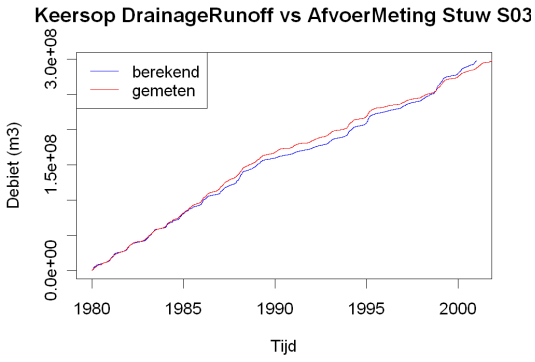


Figuur 7.9: ·Berekende (sim-) GHG en GLG en gemeten (obs-) GHG en GLG

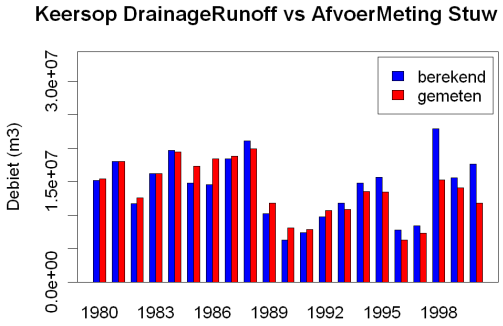
De berekende afvoeren zijn getoetst aan de afvoergegevens van de metingen bij Westerhoven. De resultaten zijn verkregen via calibratie met de wateraanvoer vanuit het Schelde-Maaskanaal in het zuidwesten van het gebied. Een eerste schatting van de afvoer vanuit het gebied hield rekening met een wateraanvoer van 0,3 $m^3.s^{-1}$. Na calibratie zijn de huidige waterafvoeren verkregen met een gekalibreerde wateraanvoer van 0,15 $m^3.s^{-1}$. De berekende en gemeten afvoeren in het meetpunt zijn als dagelijkse en cumulatieve debieten weergegeven in Figuur 7.10 en Figuur 7.11. De cumulatieve jaarlijkse en maandelijkse gemiddelde afvoeren zijn gegeven in de Figuur 7.12 en Figuur 7.13.
Uit de vergelijking van de dagelijkse waarden blijkt dat de gemiddelde afvoeren goed worden gesimuleerd met een berekende en gemeten afvoer van respectievelijk 0,45 en 0,43 $m^3.s^{-1}$. Dit is 14,2 miljoen m^3/jaar en zonder de wateraanvoer vanuit het Schelde-Maas kanaal 9,5 miljoen m^3/jaar. Dit komt goed overeen met de 10,5 miljoen m^3/jaar de door het regionale model wordt berekend (zie Tabel 5.6). De cumulatieve afvoer in extreem natte jaren, zoals 1998, is in de berekeningen hoger dan de metingen. De cumulatieve afvoeren over langere periodes wordt echter goed gesimuleerd (zie Figuur 7.11 en Figuur 7.12). Bovendien vertoont de berekende langjarig gemiddelde maandelijkse afvoer een dynamiek die de werkelijkheid goed weergeeft (Figuur 7.13).



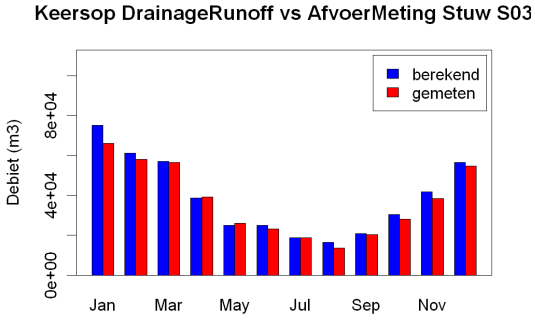
Figuur 7.10: Gemeten en berekende afvoeren (m3/s)



Figuur 7.11: Gemeten en berekende cumulatieve afvoeren (m3)



Figuur 7.12 Gemeten en berekende jaarlijkse afvoeren (m3/jr); periode 1980-2000



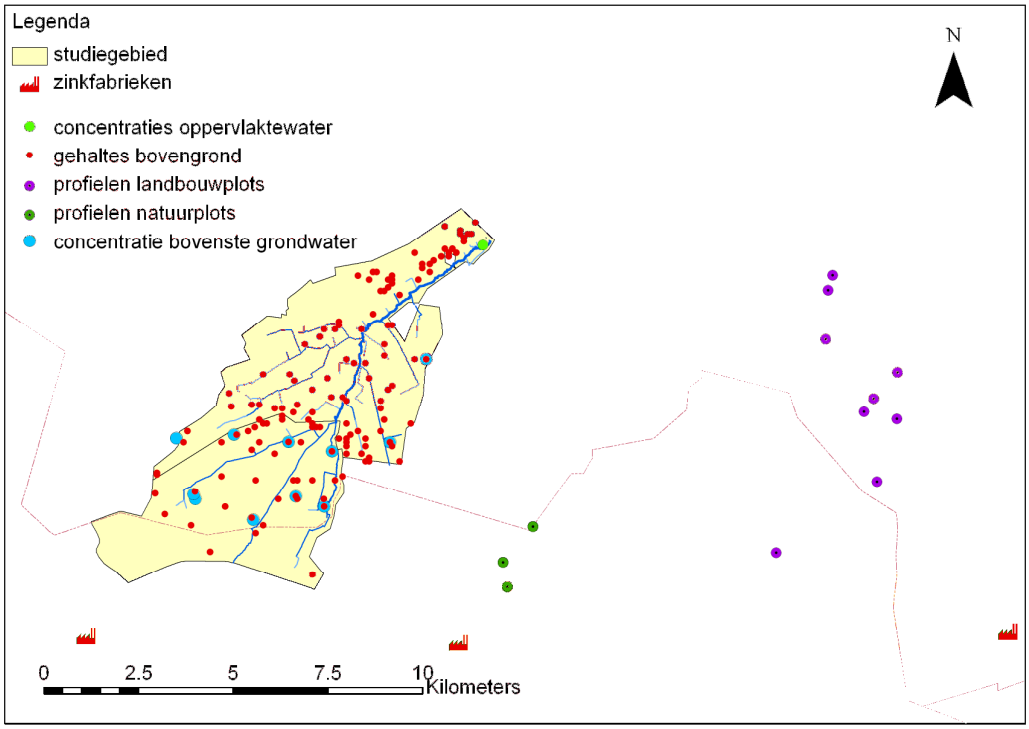
Figuur 7.13 Gemeten en berekende maandelijkse afvoeren (m3/mnd); gemiddeld periode 1980-2000

7.4.2 Zware metalen

De uitkomsten van de modelberekeningen voor het transport van cadmium en zink zijn op 4 verschillende manieren getoetst aan metingen van bodem- en waterkwaliteit. Daarvoor zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende:

- gehaltes in de bovengrond;
- profielen van Cd en Zn gehaltes in de bodem;
- concentraties in het bovenste grondwater;
- concentraties in het oppervlaktewater.

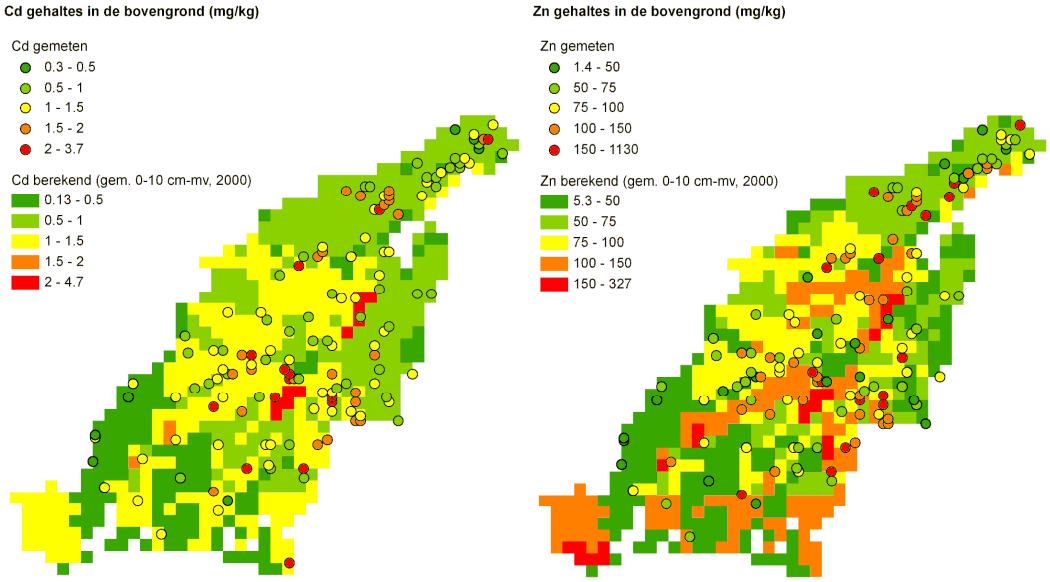
De locaties van alle monsterpunten zijn weergegeven in Figuur 7.14.



Figuur 7.14: ·Locaties van monsterpunten voor toetsing modelberekeningen.

7.4.3 *Gehaltes in de bovengrond*

De berekende gehaltes van Cd en Zn in de bovengrond in het jaar 2000 zijn vergeleken met metingen van gehaltes in monster uit de periode 1990-2007. Als gehalte in de bovengrond is het gemiddelde gehalte tussen 0 en 10 cm –mv genomen. Dit komt overeen met de bemonsteringsdieptes van de meeste bovengrondmonsters.
In Figuur 7.15 zijn de gemeten en de berekende gehaltes van Cd en Zn in bovengrond van het studiegebied weergegeven. Hieruit blijkt dat de berekende gehaltes van cadmium en zink in het algemeen binnen het bereik liggen van de gemeten gehaltes.



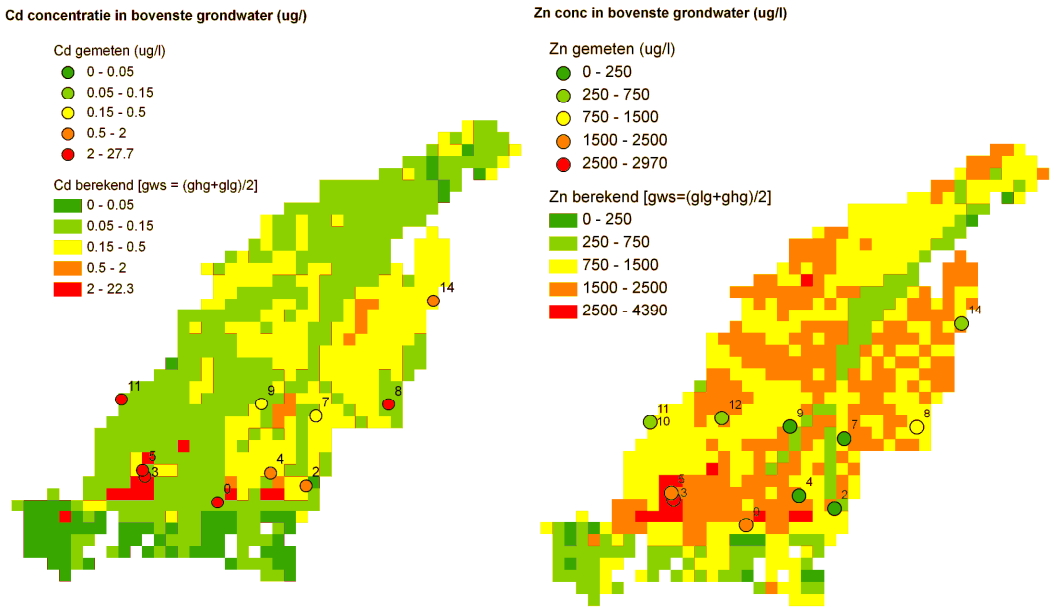
Figuur 7.15: ·Gemeten en berekende gehaltes van Cd en Zn in de bovengrond (0-10 cm –mv) voor het jaar 2000.

7.4.4 *Cd en Zn gehaltes in bodemprofielen*

Voor een vergelijking van profielen van cadmium- en zinkgehaltes in de bodem zijn zeven verschillende gridcellen geselecteerd met een verschillend landgebruik en/of hydrologie. Er zijn vier landbouwplots geselecteerd (twee natte en twee droge) en twee natuurplots (één natte en twee droge). De geselecteerde profielen worden vergeleken met profielen gemeten in landbouwplots (Rietra et al., 2004) en in natuurplots (Wilkens & Loch, 1997). De landbouwplots liggen op ongeveer 12 kilometer ten oosten van het studiegebied. De natuurplots liggen ongeveer 5 kilometer ten oosten van het studiegebied en relatief dicht bij de zinkfabriek van Overpelt (zie ook Figuur 7.14).
Uit de vergelijking van deze profielen blijkt dat in de modelberekeningen een hogere transportsnelheid wordt waargenomen dan in de metingen. In de modelberekeningen worden voor het jaar 2000 de hoogste gehaltes berekend bij dieptes variërend van 30 tot 90 cm –mv. De metingen laten voor enkele profielen een afname van de gehaltes in de bovenste lagen zien, maar de maximale gehaltes bevinden zich niet dieper dan 20 cm –mv. De verschillen tussen modelberekeningen en metingen zijn het grootst voor zink. In twee profielen van de metingen bevindt het zink zich nog volledig bovenin het profiel. De lagere pH waarden in de modelprofielen zullen gedeeltelijk de hogere transportsnelheden in de modelberekeningen veroorzaken. Andere mogelijke oorzaken zijn een onderschatting van de sorptie van cadmium en zink aan de bodem. Anderzijds moeten de gemeten bodemprofielen op hun waarde worden beoordeeld. Het kan namelijk niet zo zijn dat het cadmium en zink volledig in de bovengrond blijft hangen, zoals uit veel gemeten bodemprofielen zou blijken. In dat geval zou uitspoeling naar het bovenste grondwater namelijk niet mogelijk zijn en dit is juist wel op veel plekken door metingen aangetoond. Mogelijk speelt niet-evenwicht sorptie hier een rol waardoor metalen direct vanuit de bovengrond naar het grondwater uitspoelen en daarmee uit het bodemprofiel verdwijnen.

7.4.5 *Concentraties in het bovenste grondwater*

In Figuur 7.16 zijn de gemeten en berekende concentraties van cadmium en zink in het bovenste grondwater weergegeven voor het jaar 2000. Voor de modelberekeningen is het bovenste grondwater gedefinieerd als de eerste meter vanaf de gemiddelde grondwaterstand, waarbij voor de gemiddelde grondwaterstand het gemiddelde van GLG en GHG is aangehouden.



Figuur 7.16 Gemeten en berekende concentraties van Cd (links) en Zn (rechts) in het bovenste grondwater voor het jaar 2000. Concentraties in µg/l.

De figuren laten zien dat de modelberekeningen wat hogere concentraties van zink in het bovenste grondwater voorspellen. Voor cadmium lijken de berekende concentraties eerder aan de lage kant. De te hoge concentraties van zink zijn in overeenstemming met de te hoge transportsnelheid zoals die is gevonden bij de vergelijking tussen gemeten en berekende profielen in de bodem

7.4.6 *Concentraties in het oppervlaktewater*

De berekende concentraties zijn eveneens vergeleken met de gemeten concentraties in het meetpunt SO3 bij Westerhoven, bij het meetpunt waar ook de waterafvoeren zijn gemeten. De resultaten voor cadmium en zink zijn weergegeven in statistische kenmerken in Tabel 7.1 en
Tabel 7.2. De berekende cadmiumconcentraties liggen binnen het bereik van de metingen; de berekende zinkconcentraties zijn duidelijk hoger dan de gemeten waarden. Dit is in overeenstemming met wat in het voorafgaande is aangetoond voor de concentraties in de bodem.

De resultaten van deze hydrodynamisch instationaire berekeningen komen in ieder geval goed overeen met het regionale model. Hier zijn de modelberekeningen ook hoger dan de gemeten concentraties (zie Tabel 6.7). Voor Keersop geeft het regionale model over de periode 1980-2000 een gemiddelde cadmiumconcentratie van 5 µg/l en een gemiddelde zinkconcentratie van 1100 µg/l (zie Figuur 6.23, Figuur 6.24). Deze getallen zijn ongeveer een factor twee lager dan de getallen in Tabel 7.1 en

Tabel 7.2 maar hierbij moet bedacht worden dat deze gemiddelde concentraties sterk beïnvloed zijn door de hoge afvoerpieken die niet in de regionale modellering worden berekend. Het is dus logisch dat de gemiddelde concentratie in het hydrodynamische instationaire model hoger zijn dan in het regionale model. Een vergelijking met mediane waardes is daarom ook zinvol. De mediane zinkconcentratie in het hydrodynamische instationaire Keersop model is met 603 µg/l wat lager dan het regionale model, voor cadmium is deze met 0,4 µg/l een stuk lager.

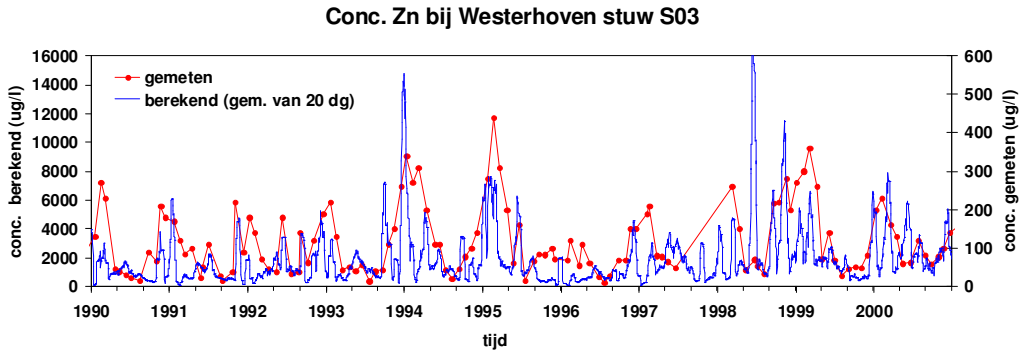
Tabel 7.1: ·Gemeten en berekende cadmiumconcentratie (µg/l) 1980-2000, Keersop Westerhoven X=155980 y=371180

Omschrijving	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	Max
Berekend Conc Cd (µg/l)	0.0	0.1	0.4	9.8	1.6	970.3
Gemeten Conc Cd (µg/l)	0.12	0.22	0.37	0.56	0.72	2

Tabel 7.2: ·Gemeten en berekende zinkconcentratie (µg/l) 1980-2000, Keersop Westerhoven X=155980 y=371180

Omschrijving	min	1ste kwartiel	mediaan	gemiddelde	3e kwartiel	Max
Berekend Conc Zn (µg/l)	4.0	289.5	603.3	2077.0	1392.0	100600.0
Gemeten Conc Zn (µg/l)	10.0	48	84	113	160	440

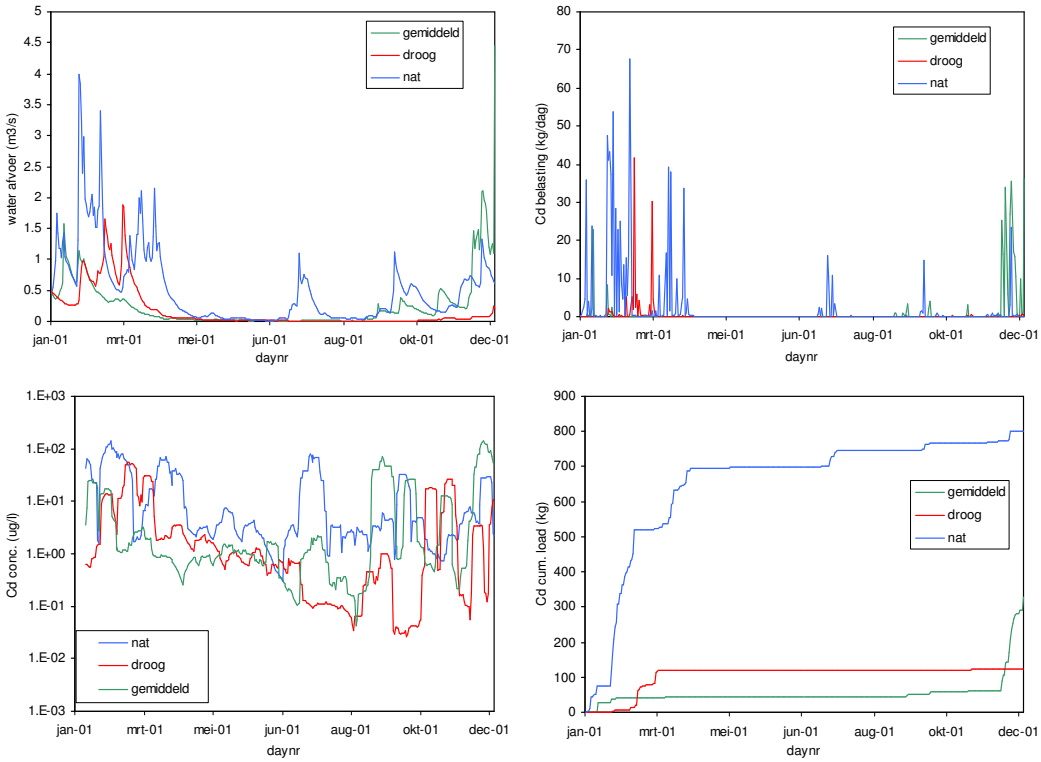
Ondanks verschillen tussen gemeten en berekende concentraties komt de temporele variatie in de concentraties in de tijd wel goed overeen voor de berekeningen en de metingen. In Figuur 7.17 zijn de berekende en gemeten concentraties van zink voor de periode 1990-2000 weergegeven (N.B. verschillende y-assen voor berekende en gemeten concentraties). Uit deze figuur blijkt dat zowel de berekeningen als de metingen voor de meeste jaren hogere concentraties laten zien in de winter dan in de zomerperiodes.



Figuur 7.17: ·Gemeten en berekende concentraties van Zn voor de periode 1990-2000. Linker y-as heeft betrekking op berekende concentraties, rechter y-as op gemeten concentraties.

7.5 Resultaten

De afvoer van water en de belasting met zware metalen vertoont een dynamiek die sterk door de weersomstandigheden wordt bepaald. Waterafvoer vindt voornamelijk plaats in het vroege voorjaar en in het najaar. De patronen van stofvrachten aan Cd en Zn zijn overeenkomstig en sterk gerelateerd aan de waterafvoer. Ter illustratie is de belasting van Cd in een huidig droog, gemiddeld en nat jaar opgenomen in Figuur 7.18.



Figuur 7.18 Waterafvoer (linksboven), Cd-concentraties (10 daags-voortschrijdend gemiddelde, linksonder), Cd-belasting (rechtsboven) en cumulatieve Cd-belasting (rechtsonder) vanuit de bodem naar het oppervlaktewatersysteem

Een toename van de waterafvoer leidt tevens tot een toename van de concentratie van Cd (en Zn) in de belasting van het oppervlaktewater. Deze toename van de concentratie wordt veroorzaakt doordat een hoge waterafvoer optreedt in geval van hoge grondwaterstanden, waarbij Cd en Zn uit de bovenste en meest verontreinigde bodemlagen worden afgevoerd. De relatie tussen waterafvoer en de belasting met Cd en Zn is hierdoor niet lineair.
Dit wordt verder geïllustreerd in Tabel 7.3, waarin de procentuele waterafvoer en stofvrachten voor de huidige en toekomstige situatie worden besproken. Uit de tabel blijkt dat de waterafvoer in een nat jaar 3 maal hoger is dan de afvoer in een droog jaar. In de huidige situatie echter zijn de cadmium- en zinkvrachten in een nat jaar respectievelijk 6,5 en 6,0 maal zo hoog als de afvoer in een droog jaar. In de toekomstige situatie (2060) is dit respectievelijk 5,3 en 4,6. De kleinere verschillen tussen natte en droge jaren voor de toekomstige situatie worden veroorzaakt doordat de cadmium en zinkverontreinigingen steeds dieper in de bodem zakken, waardoor in de toekomstige situatie ook in droge jaren uitspoeling uit de verontreinigde lagen optreedt.

Tabel 7.3: ·Relatieve waterafvoeren, Cd- en Zn-vrachten in de huidige en toekomstige situatie (jaren 2001 en 2061); waarden in % van de waarden van het jaar met gemiddelde weer

	Huidige situatie		Toekomstige situatie		
Type weer	Waterafvoer (% van gem.)	Cd-vracht (% van gem.)	Zn- vracht (% van gem.)	Cd- vracht (% van gem.)	Zn- vracht (% van gem.)
droog	68	38	40	44	52
gemiddeld	100	100	100	100	109
nat	201	244	232	232	243

Gelet op het dynamische karakter van zowel de waterafvoer als de Cd-vracht lijkt het gewenst om voor realistische schattingen van de vrachten zware metalen rekening te houden met de dynamiek van de grondwaterstanden. Door het dynamische en niet-lineaire karakter van de Cd en Zn vrachten is het te verwachten dat de belasting van het oppervlaktewater bij berekeningen met gemiddelde grondwaterstanden een onderschatting geeft van langjarige daggemiddelde stofvracht. Dit geldt wanneer de bulk van de metaalverontreiniging nog in de bovengrond aanwezig is en gaat dus in het algemeen goed op voor het Nederlandse deel van de Kempen. In paragraaf 4.5.1 en 6.5.1 is beschreven dat de uitloging van metalen naar het bovenste grondwater in het Vlaamse deel van het modelgebied als gevolg van het dominante bodemtype en de hogere bodembelasting een stuk sneller gaat dan in het Nederlandse deel. Volgens de berekeningen met het regionale model is in Vlaanderen de bulk van de metaalverontreiniging al uitgespoeld naar het grondwater. Hierdoor zal het verschil in afvoer naar het oppervlaktewater tussen droog, gemiddeld en nat weer in Vlaanderen kleiner zijn dan in het stroomgebied van de Keersop.

8 Gevoeligheid modelinstrument

Het gehele model kent een groot aantal invoerparameters die enerzijds allemaal een onzekerheid kennen en anderzijds allemaal een effect op de uiteindelijke berekende concentraties. Deze onzekerheid en het effect op de modelresultaten is zeer sterk wisselend tussen verschillende parameter. Tabel 8.1 geeft een overzicht van de invoerparameters voor het model. Zo kent het huidige landgebruik een tamelijk kleine onzekerheid maar wordt dit wel gedurende de gehele rekenperiode van het historische model als constant verondersteld. Anderzijds weten we niet heel erg gedetailleerd wat de maaiveldbelasting van metalen via (kunst)meststoffen is maar heeft dit een gering effect op de modeluitkomsten omdat de hoeveelheden klein zijn ten opzichte van de historische atmosferische depositie.

Tabel 8.1: ·Invoerparameters grondwatermodel BeNeKempen

Onverzadigde zone	**stroming verzadigde zone**	**transport verzadigde zone**
- historische atmosferische depositie (tot 1975) - atmosferische depositie vanaf 1975 tot nu - historisch en huidige maaiveld belasting via (kunst)meststoffen - landgebruik - helling maaiveld - verharding oppervlak - grondwaterstand - locaties zinkassenwegen - tijdstip aanwezigheid zinkassenwegen - uitspoeling zinkassenwegen - bodemsoort (voor hydraulische parameters onverzadigde zone) - transferfuncties voor hydraulische parameters onverzadigde zone - bodem pH, organisch stof en lutumgehalte - transferfunctie voor sortpie metalen - netto neerslagoverschot	- geohydrologische schematisatie ondergrond - hydraulische parameters ondergrond - hoogte maaiveld - ligging en hoogte ontwatering (drainage) - ligging en hoogte oppervlaktewater - intreeweerstand ontwatering en waterlopen - locatie, diepte en debiet onttrekkingen - grondwateraanvulling - stijghoogte onderrand model	- grondwaterstand - uitspoeling metalen vanuit onverzadigde zone - porositeit ondergrond - bulkdichtheid ondergrond - pH en macrochemische grondwatersamenstelling (in 3D) - lutum, organisch stof en ijzeroxidengehalte (in 3D - geochemisch sorptie model - initiële metaalconcentraties onder sites fabrieken

Van der Grift en Griffioen (2008) hebben een gevoeligheidanalyse uitgevoerd op een voorganger van het BeNeKempenmodel. De resultaten hiervan zijn gebruik bij de ontwikkeling van het huidige modelinstrument. Hieruit bleek onder andere dat een transportmodel met een dergelijke hoeveelheid invoerparameters niet gecalibreerd kan worden op een wijze zoals bij stromingsmodellen gangbaar is (zie paragraaf 5.4). Tegelijk heeft de ontwikkeling van het huidige model tot meer inzicht in de

modelgevoeligheid. In dit hoofdstuk wordt daarom per deelmodel nog een ingegaan op de modelgevoeligheid en worden toekomstige verbeterpunten benoemd.

8.1 Onverzadigde zone

Zoals blijkt uit Tabel 8.1 zijn er een hele reeks parameters in het onverzadigde zone model die een effect kunnen hebben op de modelresultaten. Om de waarde van deze parameters te bepalen, is steeds een beroep gedaan op de best beschikbare en onafhankelijk verzamelde informatie. De behoorlijke prestatie van het model in de historische berekening met deze parameters (zie ook 4.4) geeft vertrouwen in de gebruikte parameterwaarden. Binnen het tijdsbestek van de studie was er echter geen ruimte om voor de verschillende parameters een uitgebreide gevoeligheidsanalyse te doen om te bepalen wat de invloed van de onzekerheid op de invoerwaarden op het modelresultaat is. Om te bepalen voor welke parameters het onverzadigde zone model het meest gevoelig is en wat verwacht kan worden voor de gevoeligheid van de bekomen modelresultaten voor deze parameters, is een beroep gedaan op twee voorgaande modelstudies voor de regio.

Seuntjens et al. (2002) hebben een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd van de fysische en chemische factoren die Cd transport op veldschaal in de bodem beïnvloeden. Hun studiegebied was een podzolbodem in de Belgische Kempen. Cd-transport werd berekend met dezelfde modelconcepten als gebruikt in deze studie voor de onverzadigde zone. Uit de uitgebreide gevoeligheidsanalyse bleek dat de Cd concentraties onderaan het bodemprofiel het meest gevoelig waren voor de depositie snelheid en de sorptie-eigenschappen van de bodem. Van der Grift en Griffioen (2008) hebben een modelstudie voor het Nederlandse deel van de Kempen uitgevoerd die kan beschouwd worden als de voorloper van dit model. In hun studie hebben ze een regionaal gekoppeld onverzadigde zone-verzadigde zone model opgesteld en gekeken naar de gevoeligheid van de modelresultaten voor totale atmosferische depositie, grondwater samenstelling en sediment geochemie (deze laatste twee hebben betrekking op het verzadigde zone model en zijn hier dus minder relevant).

Op basis van de bevindingen uit deze eerdere studies zijn sorptie-eigenschappen van de bodem en atmosferische depositie geselecteerd uit Tabel 8.1 als kritische parameters. In de volgende paragrafen wordt verder ingegaan op de modelgevoeligheid voor deze twee parameters.

8.1.1 Sorptie-eigenschappen van de bodem

In deze modelstudie zijn de bodemeigenschappen afgeleid uit nationaal beschikbare bodemgegevens (in België en in Nederland) en zijn de sorptie-isothermen bepaald aan de hand van de transferfuncties bepaald voor de Kempen door Römkens et al. (2004). Deze sorptie-isothermen zijn gebaseerd op 1450 metingen van bodemgehaltes en bodemoplossing in 60 verschillende Nederlandse bodems waaronder bodems uit de regio. Bij lage gehaltes van klei en organische stof (met name in de ondergrond) is het echter mogelijk dat de gebruikte relaties een onderschatting geven van de k_f-waarde (Luc Bonten, persoonlijke mededeling). Op dit moment zijn er aangepaste sorptie-isothermen uitgewerkt die hiervoor corrigeren (maar nog niet ter beschikking waren bij aanvang van de studie). Het gebruik van deze aangepaste isothermen zou wellicht hogere k_f-waarden, een hogere sorptie en lagere opgeloste concentraties in de onderliggende bodem geven, en zo tot lagere uitspoeling leiden. Hoe belangrijk dit effect zou zijn op regionale schaal is echter niet bij voorbaat in te schatten.

8.1.2 Atmosferische depositie

In de studie van Van der Grift en Griffioen (2008) is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de invoer van atmosferische depositie door de berekening te herhalen voor verdubbelde en gehalveerde waarden. Voor de berekende concentraties Zn in het ondiepe grondwater gaf de berekende mediaan, 25-percentiel en 75-percentiel met het originele model (resp. 1799, 859 en 2867 µg/l) een betere overeenstemming met de gemeten waarden (resp. 1713, 878 en 3784 µg/l) dan de resultaten voor het model met verdubbelde (resp. 4003, 2493 en 6049 µg/l) of gehalveerde depositie (765, 293 en 1328 µg/l). Hieruit bleek dat de modelresultaten gevoelig zijn voor de atmosferische depositie maar ook dat het vooropgestelde model op basis van best beschikbare data het best presteerde.

In deze studie is de historische atmosferische depositie gereconstrueerd op basis van bedrijfsgegevens en afstandsrelaties terwijl in van der Grift en Griffioen (2008) depositiekaarten zijn opgesteld op basis van interpolatie van gereconstrueerde depositie voor 19 locaties (rekening houden met dominante windrichting en afstand tot de fabriek). Hoewel de aanpak voor de reconstructie van de historische atmosferische depositie dus enigszins verschilt, liggen de bekomen waarden in dezelfde orde van grootte: bij van der Grift en Griffioen (2008) lag de gemiddelde atmosferische depositie voor Cd in de periode 1880-1975 tussen 15 en 642 g/(ha.j), terwijl dat in deze studie in de invloedssfeer van de fabrieken (van 1 tot 15 km van de sites) tussen 4 en 752 g/(ha.j) is. Daarom kan aangenomen worden dat de conclusies met betrekking tot de gevoeligheid voor atmosferische depositie, namelijk dat een verdubbeling of halvering van de waarden tot minder goede resultaten zou leiden, ook voor deze studie geldig blijven.

8.2 Verzadigde zone – stromingsmodel

8.2.1 Opbouw ondergrondmodel

In tegenstelling tot het onverzadigde zone model en het verzadigde zone transportmodel is het stromingsmodel wel gecalibreerd. De wijze waarop dit is aangepakt en de resultaten zijn beschreven in paragraaf 5.4. Het 3D stromingspatroon (inclusief fluxen naar het oppervlaktewater) in de ondiepe ondergrond (tot circa 15 m-mv) en de berekende grondwaterstanden zijn de belangrijkste uitkomsten van het grondwaterstromingsmodel. De grootste onzekerheid in het huidige model is de geohydrologische schematisatie van deze ondiepe ondergrond en de hierbij behorende hydraulische parameters. Momenteel is dit tamelijk grof (op basis van de HVOC en REGIS2 schematisatie) aangepakt. Beekdalafzettingen en locale klei/veen/leem lenzen zijn daarom niet in het model opgenomen. TNO heeft recentelijk goede ervaring opgedaan met de inzet van voxel modellen voor de ondiepe ondergrond. Hierbij wordt met geavanceerde algoritmen die gebruik maken van boorgegevens en geologisch kennis een schatting gemaakt van het percentage zand, klei, leem en veen in ieder 25 x 25 x 0,5 meter blokje (= voxel) van het modelgebied in de ondiepe ondergrond. Locale complexiteiten zoals de beekdalafzettingen en klei/veen/leem lenzen komen dan vanzelf in het ondergrondmodel bovendrijven. Een dergelijk voxel topsysteem model voor de bovenste 15 m van de ondergrond betekent een sterke locale detaillering/verbetering van het stromingsmodel en het transportmodel. Dit laatste omdat de sorptiecapaciteit voor metalen direct gekoppeld kan worden aan het 25 x 25 x 0,5 meter voxel.

8.2.2 Ontwatering Vlaanderen

Een andere belangrijke gevoeligheid voor het stromingsmodel is het ontbreken van een goede kartering van de 3e orde categorie waterlopen en overige drainagesystemen in Vlaanderen. Een belangrijk deel van de metaalafvoer naar het oppervlaktewater gebeurd via deze 3e orde categorie waterlopen en overige drainagesystemen. In Vlaanderen wordt alle drainage door deze ontwateringsmiddelen geaggregeerd tot een vlakdekkende drainagekaart met voor elke modelcel (ongeacht of er drainage plaatsvindt of niet) inschattingen van de voor de betreffende modelcel effectieve waarden voor drainageniveau en drainageweerstanden. Het effectieve drainageniveau werd afgeleid van (indirecte) waarnemingen van gemiddelde grondwaterstanden. Voor de drainageweerstand werd een constante waarde aangenomen voor het gehele gebied overlappend met het BeNeKempenmodel. Tijdens de calibratiefase (van de ontwikkeling van de Vlaamse grondwatermodellen) bekeken of deze waarden aanpassing behoefden (wat overigens niet het geval bleek te zijn).
In het Nederlandse deel van het BeNeKempenmodel zit de afwatering echter explicieter verwerkt in de modelinvoer. De drainagemodule heeft alleen invoer voor modelcellen waarin daadwerkelijk drainagemiddelen (aangenomen worden) aanwezig (te) zijn. De toegekende parameterisatie van de module is ook expliciet afgeleid voor deze drainagemiddelen: de drainagediepte en drainageweerstand toegekend aan een bepaalde cel voor een bepaald drainagemiddel zijn ook de ingeschatte waarden voor dat drainagemiddel. Een dergelijke benadering zal veel van de onzekerheid in het Vlaamse deel wegnemen.

8.3 Verzadigde zone - transportmodel

8.3.1 Parameterisatie sedimentgeochemie

Uit Van der Grift en Griffioen (2008) bleek dat een transportmodel voor zware metalen vooral gevoelig is voor de parameterisatie van sedimentgeochemie, het percentage organisch stof, lutum en ijzeroxides. Deze bepalen de sorptiecapaciteit van de ondergrond. Vaak is er maar weinig data, de onzekerheid (lees spreiding) in de data is vaak groot en het sorptiemodel is erg gevoelig voor de sorptiecapaciteit. Daarom is in deze studie gewerkt met twee modellen: het basismodel en een model met 50% sorptiecapaciteit. Dit 50% sorptiecapaciteit model is vrij willekeurig gekozen. Het effect op de resultaten blijkt ook hier groot te zijn: het transport van zware metalen in de diepere ondergrond gaat duidelijk sneller (Figuur 6.12) en de metaalflux naar het oppervlaktewater is duidelijk groter (Figuur 6.21, Figuur 6.22). Het basismodel benadert de gemeten concentratie-diepteprofielen beter dan het 50% sorptiecapaciteit model. Voor de concentraties in het bovenste grondwater (tot circa 3 m-gwsp) maakt het weinig verschil. Ook voor de ontwikkeling van de pluimen rondom de sites te Balen en Overpelt is het verschil groot. Hier lijkt het model op basis van 50% sorptiecapaciteit juist de werkelijkheid beter te benaderen.

Ten aanzien van de parameterisatie van de sedimentgeochemie zijn er een aantal modelgevoeligheden:

1. Met name in Vlaanderen is de onzekerheid in het sorptiemodel tamelijk groot omdat alle sedimentgeochemische data afkomstig zijn uit Nederland en met behulp van het geohydrologische lagenmodel zijn doorvertaald naar Vlaanderen. Daarnaast is de geohydrologische schematisatie van de ondiepe ondergrond in Vlaanderen erg grof.

2. Een belangrijke gevoeligheid in het transportmodel is dat in het ondergrondmodel geen onderscheid wordt gemaakt tussen lithologische eenheden (zand, klei, veen, leem) binnen een geohydrologische laag. De sedimentgeochemische gehaltes van een geohydrologische laag zijn geparameteriseerd op basis van analyse van organisch stof, lutum en ijzeroxides in de zand, klei, veen en leemmonsters uit deze formatie en de procentuele verdeling van deze verschillende lithologische eenheden binnen deze formatie (Tabel 6.1 en Tabel 6.2). Dit betekent bijvoorbeeld dat het organisch materiaal gehalte een geohydrologische laag geparameteriseerd is op basis van de aanwezigheid van bijvoorbeeld 10% klei en 90% zand in deze laag (het organisch materiaal gehalte is dus 0,90 x het gemeten organisch materiaal gehalte in de zandmonsters + 0,10 x gemeten organisch materiaal gehalte in de kleimonsters uit deze formatie). Op deze wijze wordt een prima gemiddeld organisch materiaal gehalte per laag berekend maar bestaat het risico dat in een groot gedeelte van de laag de sorptiecapaciteit wordt overschat omdat dit in werkelijkheid alleen maar uit zand bestaat en de 10% klei als aparte (locale) lagen aanwezig is. Een voxel model voor de ondiepe hier zoals in paragraaf 8.2.1 zal hiervoor een duidelijke verbetering geven.
3. Een ander aandachtspunt is dat de holocene beekdalafzettingen zijn niet als aparte hydrogeologische formatie in het ondergrondmodel opgenomen. Hierdoor worden in kwelgebieden (te) hoge concentraties worden berekend waardoor de belasting van het oppervlaktewater wordt overschat. In het verzadigde zone stoftransportmodel is door de opbouw van het ondergrondmodel ten aanzien van adsorptiecapaciteit geen differentiatie is aangehouden in de beekdalen. In werkelijkheid hebben de beekdalen een hogere adsorptiecapaciteit, door relatief hoge gehalten aan ijzeroxiden (oerbanken) en een verhoogd organisch stofgehalte omdat er in kwelzones minder afbraak van organische stof is. Een voxel model voor de ondiepe hier zoals in paragraaf 8.2.1 zal ook hiervoor een duidelijke verbetering geven.

8.3.2 Sorptie en initiële concentraties in bronzones sites Vlaanderen

Het geochemische sorptiemodel dat gebruik wordt voor berekening van de retardatie van cadmium en zink is gebaseerd op een concentratiebereik voor sporenelementen (tot circa 10.000 µg/l voor zink en 100 µg/l voor cadmium). De concentraties onder de sites zijn echter hoger. Dit geldt niet alleen voor cadmium en zink maar ook voor de macrochemische samenstelling van het grondwater. Voor dergelijke concentraties gaat het geochemische sorptiemodel niet meer op. Bij zeer hoge concentraties zijn namelijk relatief minder adsorptieplaatsen voor vrije ionen beschikbaar en worden relatief veel zoutcomplexen gevormd die mobiel zijn. Een thermodynamische database om de sorptie van metalen aan bodemdeeltjes onder dergelijke condities te berekenen bestaat echter niet. In de huidige studie is dit nu ondervangen door het model door te rekenen met 50% sorptiecapaciteit maar dit is een tamelijk arbitraire keuze. Bij deze lagere sorptiecapaciteit wordt wel een verspreiding van de pluim berekend die globaal beter overeenkomt met de omvang van de gemeten pluim bij de site te Balen. Het model kan voor de situatie onder en rondom de Vlaamse sites verbeterd worden door de sorptie af te leiden uit veldmetingen van de verdeling van deze metalen in oplossing en geadsorbeerd aan bodemdeeltjes ter plekke van de sites. Dan moet nog wel een oplossing worden bedacht voor de overgang van het locale model rondom de sites waar de extreem hoge concentraties aanwezig zijn naar het regionale model waar cadmium en zink zich meer als sporenelement gedragen. Deze moeten namelijk wel zodanig niet-lineair zijn dat er een natuurlijke overgang ontstaat naar het omliggende gebied.

Ook de wijze waarop de metaalconcentratie onder de sites in het model zijn geparameteriseerd is kan meer of minder overeenstemmen met de werkelijkheid.

8.3.3 Dynamiek in afvoer naar oppervlaktewater

De metaalbelasting van het oppervlaktewater blijkt ook sterk afhankelijk te zijn van de grondwateraanvulling en grondwaterstanden. Het autonome ontwikkeling scenario (zie rapportage fase 3) waarin de grondwateraanvulling en grondwaterstanden toenemen als gevolg van klimaatverandering en verondieping van het drainagesysteem in natuurgebieden resulteert in een tamelijk sterke toename van de metaaluitspoeling naar het oppervlaktewater. Per beeksysteem is de mate van toename wel verschillend waardoor geen directe relatie kan worden gelegd tussen een verandering in grondwaterstand en een verandering in metaalflux naar het oppervlaktewatersysteem. De verschillen per beeksysteem zijn ondermeer afhankelijk van ligging van de piek in metaalconcentratie in de diepte (zie resultaten rapportage fase 3).

De gevoeligheid van de dynamiek in grondwateraanvulling en grondwaterstanden op de water- en stofflux naar het oppervlaktewatersysteem is ook uit de hydrodynamische instationaire berekeningen voor het stroomgebied van de Keersop gebleken. De waterafvoer is het stroomgebied van de Keersop in een nat jaar circa 3 maal hoger dan de waterafvoer in een droog jaar. Echter, de berekende cadmium- en zinkbelasting van het oppervlaktewater is in een nat jaar respectievelijk 6,5 en 6,0 maal zo hoog als de belasting in een droog jaar. Naarmate het metaal sterker in de bovengrond is blijven plakken is het effect van deze dynamiek op de uitspoeling naar het oppervlaktewater groter. Door deze complexiteit is het niet mogelijk om de getallen voor de Keersop één op één te vertalen naar andere stroomgebieden.

8.4 Mogelijkheden voor verbetering van het instrument

Er zijn mogelijkheden voor verbetering van het modelinstrumentarium door meer detail te brengen in deze modelinvoer. Dit zijn vrijwel allemaal data en/of karteringsvraagstukken die eerst moeten worden uitgevoerd voordat het model kan worden verbeterd. Deze zijn in de paragraven hierboven beschreven. De belangrijkste is waarschijnlijk een fijnere discretisatie van de ondiepe bodemopbouw in / rond beekdalen. Dit door aanwezigheid van organische stof rijke afzettingen met ook meer metaaloxydes in de ondiepe ondergrond, welke afzettingen niet apart in het model zijn opgenomen.

Naast data en/of karteringsvraagstukken om meer detail in het model te brengen waardoor modelresultaten verbeteren is er ook een verbetering mogelijk in de modelconcepten. Bij vergelijking van de aanpak van het HYDRUS/MODFLOW/MT3D modelinstrument en het SWAP model kan namelijk geconcludeerd worden dat beide modellen sterke en zwakke kanten hebben. Het SWAP model is geen grondwatermodel maar een ééndimensionaal bodemkolom model, door de pseudotweedimensionale stroming kan de laterale stroming van en naar oppervlaktewatersystemen wordt beschreven. Dit gaat altijd met een aantal aannames gepaard. Het HYDRUS/MODFLOW/MT3D modelinstrument is een volledig driedimensionaal gedistribueerd model. Dit heeft het bijvoorbeeld als voordeel dat elk slootje en greppeltje in principe op de plek ligt waar het in werkelijkheid ook ligt en daardoor deze werkelijkheid zo goed mogelijk wordt benaderd. Het grote nadeel van deze aanpak is dat er momenteel geen hydrodynamische instationaire berekeningen mee uitgevoerd

kunnen worden. Dynamiek in neerslag en grondwaterstanden hebben in werkelijkheid wel een groot effect op de uitspoeling naar het oppervlaktewater.
Het ultieme model om de verspreiding van metalen in het grondwater en de belasting van het oppervlaktewater vanuit grondwater te simuleren bestaat in feite uit een combinatie van SWAP en MODFLOW/MT3D. Hiermee kunnen dan op regionale schaal driedimensionale en langjarige hydrodynamische instationaire berekeningen worden uitgevoerd. Deltares en Alterra werken momenteel aan zo'n koppeling.

Daarnaast is een koppeling met een oppervlaktewaterkwaliteitsmodel met de waterbodem als grensvlak mogelijk waarmee concentraties in het oppervlaktewater daadwerkelijk kunnen worden gesimuleerd.

9 Conclusies

De conclusies die op basis van het ontwikkelde modelinstrument voor de Kempen kunnen worden getrokken zijn opgedeeld in blokken:

- Validatie modelinstrument
- Belasting bedreigde objecten
- Dynamiek in belasting beken vanuit het grondwater
- Bronzones sites Vlaanderen
- Gevoeligheid van het modelinstrument

Tenslotte worden enkele conclusies getrokken voor mogelijke verbeteringen van het modelinstrument

Validatie modelinstrument

- Voor de historische atmosferische depositie is in deze studie een meer gedetailleerde en onderbouwde reconstructie uitgevoerd die voor elke locatie in het modelgebied in functie van de afstand tot de fabrieken en de dominante windrichting een depositie geeft vanaf de start van de productie in de fabrieken tot nu. Dit model laat toe de verschillende bronnen van belasting onderling te vergelijken zowel voor verschillende locaties als voor verschillende periodes. Uit de berekeningen blijkt dat voor de periode tot 1975 de atmosferische depositie in de invloedszone van de fabrieken (15 km rond de sites) dominant is. Vanaf 1975, wanneer de emissies door de fabrieken terugvallen, wordt de belasting van landbouwgronden gedomineerd door bemesting. Voor Cd is er in de periode 1890-2100 1762 ton afgezet waarvan 593 ton in Nederland en 1169 ton in Vlaanderen. Voor Zn is er in totaal 160938 ton afgezet waarvan 54093 ton in Nederland en 106845 ton in Vlaanderen.
- De uitspoeling uit de onverzadigde zone is gevalideerd door een vergelijking met gemeten bodemgehaltes en concentraties in ondiep grondwater. Zowel voor Cd als voor Zn blijkt er een goede overeenstemming te zijn in het gemeten en berekend ruimtelijk beeld van bodemgehaltes in de top 30 cm. Uit de analyse van uitloogconcentraties en concentraties in ondiep grondwater blijkt ook een vrij goede overeenstemming in de concentratieklassen waarin data en berekeningen zich bevinden. Daarbij komt dat de afwijking zowel voor Cd als voor Zn in de richting van een overschatting door het model gaat en dat geeft vertrouwen in het model omdat de berekende uitloogconcentraties inderdaad verwacht worden hoger te liggen dan de concentraties in grondwater (waar al verdunning heeft opgetreden).
- Het grensoverschrijdende karakter van de studie heeft tot nieuwe inzichten over de uitspoeling van metalen in de regio geleid, meer bepaald over het verschil in snelheid van uitloging tussen Nederland en Vlaanderen. De modelresultaten geven aan dat uitspoeling van metalen in Vlaanderen reeds ver gevorderd is maar in Nederland nog voor een groot deel de komende eeuw zal plaats vinden. Het verschil tussen beide regio's is voornamelijk toe te schrijven aan de verschillende bodemgesteldheid. Daarnaast is er een verschil in vrachten tussen het Vlaamse en het Nederlandse deel van het gebied. Dit verschil is toe te schrijven aan de grotere belaste oppervlakte in Vlaanderen (met 3 sites) t.o.v. Nederland (1 site).
- De berekende gemiddelde cadmium- en zinkconcentraties in de bovenste meter grondwater in verschillende gebiedstypen in Nederland komen goed tot zeer goed overeen met gemiddelde gemeten concentraties. In kwelgebieden worden te hoge concentraties berekend. De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk in het feit dat de

holocene organisch stof- en ijzerrijke beekdalafzettingen niet als aparte eenheden in het ondergrondmodel opgenomen zijn. In Vlaanderen zijn er geen representatieve meetreeksen in de bovenste meter van het grondwater en kan dus geen vergelijking worden gemaakt.

- De huidige cadmium- en zinkconcentraties in het bovenste grondwater in Vlaanderen hoger zijn dan in Nederland. Dit verschil is ongeveer een factor drie tot vier. De hoogste concentraties worden gevonden in de driehoek rondom de Vlaamse sites. Dit is in overeenstemming met meetresultaten in het grondwater. De oorzaak van dit verschil ligt in een combinatie van een hogere bodembelasting, een bodem die gevoeliger is voor uitspoeling en een hogere netto neerslag.
- Berekende gemiddelde concentratie-diepteprofielen van cadmium en zink in het grondwater zijn vergelijkbaar met gemeten concentratie-diepteprofielen. Nu worden er beneden de ca 12 m-gwsp geen gemiddelde verhoogde concentraties berekend. Enkele metingen beneden de 12 m-gwsp geven wel verhoogde concentraties. Dit is mogelijk het gevolg van de wijze waarop de reactieve bestanddelen organisch materiaal, lutum en ijzeroxides in het model zijn geparameteriseerd. De gemiddeld hoogste concentraties liggen in alle gebiedstypes in het bovenste grondwater wat betekend dat gemiddeld over het gehele gebied gezien (Nederland en Vlaanderen) de uitspoeling vanuit de onverzadigde zone nog niet is afgenomen.
- De concentratie-diepteprofielen van vergelijkbare gebiedstypes op verschillende afstanden tot de sites van de zinkfabrieken verschillen in niveau van concentraties sterk maar de diepte tot waarop de metalen zijn doorgedrongen is wel vergelijkbaar. In gebieden met een afstand van meer dan 15 km tot de zinkfabrieken worden concentraties berekend die vergelijkbaar of lager zijn dan gemeten regionale achtergrondconcentraties.
- De berekende metaalconcentraties in het oppervlaktewater zijn over het algemeen hoger dan gemeten concentraties. Dit ligt in de lijn met de conclusie dat in kwelgebieden te hoge concentraties worden berekend. Ook moet bedacht worden dat het model de belasting van het oppervlaktewater vanuit grondwater berekend. Vergelijking van concentratie in het oppervlaktewater moet dus voorzichtig geïnterpreteerd worden. Het modelinstrument is geen oppervlaktewaterkwaliteitsmodel en retentie van metalen in het oppervlaktewatersysteem (inclusief waterbodem en beekdalafzettingen) wordt dan ook niet meegenomen. Met name het ontbreken van beekdalafzettingen in het hydrogeologische lagenmodel lijkt een groot effect te hebben. Uit de berekeningen blijk wel duidelijk dat de parameterisatie van de geochemische gehaltes van de ondergrond een behoorlijke invloed heeft op de uitspoeling naar het oppervlaktewater. De flux ligt voor een aantal oppervlaktewaterlichamen iets eerder in de tijd.

Belasting bedreigde objecten

- Het als bedreigde object beschouwde diepe grondwater (> 40 m-mv) zal in het door atmosferische depositie diffuus verontreinigde gebied in de toekomst schoon blijven. In 2100 ligt de maximale diepte van het verontreinigingsfront gemiddeld op 18 m-gwsp in het meest gevoelige gebiedstype natuur-infiltratie. Wanneer rekening wordt gehouden met een onverzadigde zone van maximaal 10 meter betekent dit dat beneden 28 m-mv er gemiddeld geen verhoogde cadmium- en zinkconcentraties aanwezig zijn. Afhankelijk van het gebiedstype liggen de maximale concentraties in 2100 op 1 m-gwsp (in kwelgebieden) tot 9 m-gwsp (in natuur-infiltratiegebieden). Een uitzondering hierop zijn uiteraard de grondwaterpluimen onder de sites. In deze

bronzones is tot op veel grotere dieptes forse verontreinigingen vastgesteld (zie ook conclusies t.a.v. bronzones sites).

- Bij vergelijking van de 2060 met de 2010 resultaten valt op dat in het bovenste grondwater de hoogste concentraties (Cd > 50 µg/l en Zn > 5000 µg/l) uit het kaartbeeld verdwijnen maar dat tegelijk het oppervlak met licht verhoogde concentraties (Cd > 1 µg/l en Zn > 100 µg/l) toeneemt.
- De meeste bedreigde oppervlaktewaterlichamen hebben een piek in belasting vanuit het grondwater tussen 1990 en 2025, waarna de flux weer langzaam afneemt. Er is een groot verschil in berekende concentraties tussen verschillende beektrajecten. De MTR (Nederland) voor cadmium en zink (2 en 40 µg/l) wordt wel vrijwel overal overschreden. De grondwaterbelasting van een beektraject is een complex proces dat vooral afhankelijk is van:
  - de ligging van het stroomgebied ten opzicht van de sites;
  - de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling van metalen;
  - de snelheid van het hydrologische systeem.

  Beektrajecten met bovenstromen in het gebied met de hoogste maaiveldbelasting, een bodem die gevoelig is voor uitspoeling en hydrologisch als snel (en dus kwetsbaar) worden gekenmerkt zijn het meest gevoelig voor verontreiniging vanuit het grondwater. De meest kwetsbare beken in het modelgebied zijn: Scheppelijke Nete, Molse Nete, Eindergatloop en Beekloop-Keersop.
- De berekende gemiddelde metaalconcentraties in het bovenste grondwater (0 tot 1,5 m-gwsp) zijn in een aantal natte natuurgebieden, met name degene die dichtbij de Vlaamse sites liggen, met enkele tientallen microgrammen per liter cadmium en enkele duizenden microgrammen per liter zink hoog. Dit kan een bedreiging zijn voor terrestische natuurwaarden. Dergelijke hoge concentraties zijn ook geregeld in het bovenste grondwater in (Nederlandse) natuurgebieden gemeten.
- Tussen 2005 en 2060 laten veel in Nederland gelegen natuurgebieden een toename van de concentraties in het bovenste grondwater zien terwijl in Vlaanderen over het algemeen een afname van de concentraties op dit diepteniveau wordt berekend. Ook dit wordt veroorzaakt doordat de bodem in Vlaanderen gevoeliger is voor uitspoeling.
- De oppervlaktewaterconcentraties in natuurgebieden is van belang voor inschatting van de risico's voor aquatische natuurwaarden. Voor verschillende natuurgebieden dalen of stijgen de concentraties in de periode 1950-2010. Belasting van het oppervlaktewater vanuit het grondwater is daarmee een complex proces. Het is afhankelijk van een combinatie van de ligging van het natuurgebied ten opzichte van de bronzones (sites), de gevoeligheid van de bodem voor uitspoeling en de snelheid van het hydrologische systeem. De Nederlandse norm (MTR-totaal) voor cadmium in oppervlaktewater is 2 µg/l en voor zink 40 µg/l. In alle natuurgebieden wordt de zinknorm overschreden terwijl dit voor cadmium niet altijd het geval is.
- Gelet op theoretisch berekende hoge concentraties van uitspoelend grondwater naar beken is dit een reële bedreiging voor sterke overschrijding van de MTR. Bovendien is in landelijk Alterra studie aangetoond dat uitspoeling van zware metalen uit landelijk gebied een significante bijdrage geven aan de totale belasting van het oppervlaktewater. Omdat in de Kempen deze uitspoeling duidelijk hoger is dan daarbuiten, zal in de Kempen zeker sprake zijn van een sterke tot dominante bijdrage van het uitspoelende grondwater aan de totale metaalbelasting van de oppervlaktewateren.
- Bestaande grondwaterwinningen voor menselijke consumptie worden nu en in de komende eeuw niet bedreigd door de cadmium en zinkverontreiniging. Dit wordt bevestigd door metingen. In een klein aantal winningen in het westelijk deel van het

modelgebied voor 2005 een doorbraak van metalen berekend wordt. De concentraties zijn echter dermate laag dat deze momenteel geen directe bedreiging vormen voor de waterkwaliteit.

Dynamiek in belasting oppervlaktewater vanuit het grondwater

- De afvoer van water en de belasting met zware metalen vertoont een dynamiek die sterk door de weersomstandigheden wordt bepaald. De belasting van het oppervlaktewater met Cd en Zn vindt vooral plaats in de wintermaanden als de waterafvoer het grootst is. Dit effect is groter naarmate de metalen zich meer in de toplaag van de bodem hebben opgehoopt (dus het profiel van metaalgehaltes sterker afneemt met de diepte). Het grondwater komt dan immers een korte tijd met de (zwaar) verontreinigde bovenlaag in aanraking. In zowel metingen van concentraties als berekeningen van concentraties is deze dynamiek duidelijk zichtbaar.
- De waterafvoer in het stroomgebied van de Keersop is in een nat jaar circa 3 maal hoger dan de waterafvoer in een droog jaar. Echter, de berekende Cd- en Zn-belasting van het oppervlaktewater is in een nat jaar respectievelijk 6,5 en 6,0 maal zo hoog als de belasting in een droog jaar.
- De getallen voor de Keersop kunnen niet direct naar andere stroomgebieden worden vertaald. De stofflux naar de beek wordt namelijk sterk bepaald door het concentratie-diepteprofiel van de verontreiniging. Naarmate het metaal sterker in de bovengrond blijft plakken, is het effect van deze dynamiek op de uitspoeling naar het oppervlaktewater groter. Dit kan per stroomgebied sterk verschillen.
- In de toekomst wordt het verschil in stofflux naar de beek tussen natte en droge jaren kleiner. De oorzaak hiervan is dat de cadmium en zinkverontreinigingen steeds dieper in de bodem zakken, waardoor in de toekomstige situatie ook in droge jaren uitspoeling uit de verontreinigde lagen optreedt.
- Indien geen rekening wordt gehouden met de variatie in grondwaterstanden en de bulk van de metalen in de bovengrond aanwezig is zal de berekende Cd- en Zn-vracht te weinig dynamiek vertonen. Afhankelijk van de gekozen grondwaterstand zal de belasting dan worden onderschat of overschat.

Bronzones sites Vlaanderen

- In het huidige basismodel wordt de ontwikkeling van grondwaterverontreinigingspluimen vanuit de bronzones onder de Vlaamse sites waarschijnlijk onderschat. Het model met 50% sorptiecapaciteit geeft een meer representatieve weergave van de huidige pluimen maar dit is een tamelijk arbitraire keuze. Voor de extreem hoge metaalconcentraties onder de sites in Vlaanderen is de modelbenadering niet optimaal. Het probleem is dat er geen thermodynamische database bestaat om de sorptie van cadmium en zink aan bodemdeeltjes onder dergelijke condities goed te beschrijven. Een modelparameterisatie gebaseerd op gemeten verdelingscoëfficiënten voldoet mogelijk beter. Deze moeten dan wel zodanig niet-lineair zijn dat er een natuurlijke overgang ontstaat naar het omliggende gebied waar veel lagere concentraties voorkomen.
- Ondanks de onzekerheid in de modelresultaten van de grondwaterverontreinigingspluimen vanuit de bronzones onder de Vlaamse sites kan met zekerheid worden geconcludeerd dat er nu geen sprake is en in de toekomst ook geen sprake kan zijn van een grensoverschrijdende grondwaterproblematiek.
- Volgens het modelinstrument hebben de grondwaterverontreinigingspluimen een grote invloed op de stofbelasting van de Molse Nete (bij site Balen) en

Eindergatloop (bij site Overpelt). Het modelinstrument heeft te weinig locaal detail om de gemeten invloed op de Scheppelijke Nete (bij site Balen) te berekenen.

Gevoeligheid modelinstrument

- Het gehele modelinstrument kent een groot aantal invoerparameters die enerzijds allemaal een onzekerheid kennen en anderzijds allemaal een effect hebben op de uiteindelijke berekende concentraties. Deze onzekerheid en het effect op de modelresultaten is zeer sterk wisselend tussen verschillende parameters. Er is in het kader van de studie een overzicht gegeven van mogelijke effecten ten gevolge van de onzekerheid op de invoerparameters. De belangrijkste modelgevoeligheden/onzekerheden zijn:
  - Sorptie-eigenschappen van de bodem;
  - Atmosferische depositie;
  - Opbouw ondergrondmodel;
  - Ontwatering Vlaanderen.
  - Parameterisatie sedimentgeochemie verzadigde zone, waaronder:
    - ontbreken geochemische data Vlaanderen;
    - uitmiddelen gehaltes reactieve bestanddelen per eenheid van het geohydrologische lagenmodel;
    - ontbreken beekdalafzettingen in hydrogeologische lagenmodel.
  - Overschatten sorptie onder en rondom sites Vlaanderen doordat metalen zich niet meer als sporenelementen gedragen;
  - Dynamiek in afvoer naar oppervlaktewater.

Verbetering van het BeNeKempen modelinstrument zijn mogelijk door:

1 Meer detail te brengen in de modelinvoer. Dit zijn vrijwel allemaal data en/of karteringsvraagstukken die eerst moeten worden uitgevoerd voordat het model kan worden verbeterd. Met karteringsvraagstukken wordt bedoeld dat er gegevens moeten worden ontsloten en systematisch tot kaarten voor het modelgebied worden bewerkt. Een voorbeeld hiervan is de detaillering van het hydrogeologische model voor de ondiepe ondergrond door inbouw van beekdalafzettingen. Dit kan als kapstok dienen voor detaillering van de grondwaterstroming naar het oppervlaktewater en parameterisatie van sedimentgeochemie.
2 De inzet van een modelinstrumentarium dat op regionale schaal driedimensionale en langjarige hydrodynamische instationaire berekeningen kan uitgevoerd. Deltares en Alterra werken momenteel aan een koppeling van SWAP met MODFLOW/MT3D dat specifiek voor dergelijke berekeningen geschikt moet zijn.
3 Gebruik te maken van meer beheersgerichte modeltoepassingen waarbij er specifiek naar oppervlaktewaterkwaliteit gekeken wordt gebruik makend van de resultaten van het BeNeKempen model. VITO werkt bijvoorbeeld met RWQM. Een koppeling van de resultaten van het BeNeKempen model en RWQM (of andere rekentool voor oppervlaktewater) met de waterbodem als grensvlak is nodig voor verdere evaluatie van de oppervlaktewaterkwaliteit in het studiegebied. Doordat een oppervlaktewaterkwaliteitsmodel rekening houdt met chemische processen in de waterloop zoals de verdeling over water en zwevend stof en fysische processen zoals sedimentatie en resuspentie, is het mogelijk om de concentraties in het oppervlaktewater daadwerkelijk te simuleren.

Wanneer het van belang is om de oppervlaktewaterconcentratie daadwerkelijk te voorspellen zal aan alle drie de bovenstaande verbeterpunten gewerkt moeten worden.

10 Referenties

Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, T. Kroon, 2008 (in prep). Actualisatie Hydrologie voor Stone 2.3; Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 57, Wageningen.

Bakker, I.J.I., P. Kiden, J.Schokker en J. Griffioen (2007) De geotop van de ondergrond: Een reactievat. Deelrapport 2. Eerste statistische karakterisering van de geochemische reactiecapaciteit van geotopgebieden in Noord-Brabant en het noorden van Limburg. TNO rapport concept.

Batelaan, O. en F. De Smedt (2001) WetSpass: a flexible, GIS based, distributed recharge methodology for regional groundwater modelling. In: Gehrels, H., Peters, J., Hoehn, E., Jensen, K., Leibundgut, C., Griffioen, J., Webb, B. and Zaadnoordijk, W-J. (Eds.). Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics, IAHS Publ. No. 269: 11-17.

Belmans, C., J.G. Wesseling, and R.A. Feddes. 1983. Simulation model of the water balance of a cropped soil. *J. Hydrol*. 63: 271-286.

Bonten, L.T.C., P.F.A.M. Römkens en G.B.M. Heuvelink (2004). Uitspoeling van zware metalen inhet landelijke gebied, modellering van uitspoeling op regionale schaal: modelaanpak, resultaten modelberekeningen en modelvalidatie. Alterra-rapport 1044, Wageningen.

Bonten, L.T.C., J. E. Groenenberg, 2008. Uitspoeling van zware metalen uit bodems in het landelijk gebied – Berekeningen ten behoeve van Emissieregistratie 2008, Alterra-rapport in voorbereiding

Bonten, L.T.C., B. van der Grift, J. Klein, 2008. Achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met zware metalen ten gevolge van uitspoeling uit de bodem, Alterra-rapport 1636.

Brorens, B., A. Krikken, J. Griffioen, B. van der Grift en W. Beekman (2002) Project ABdK: fase 4, Lokale grondwatersysteem- en risico-analyse in het Nederlandse zoekgebied. Haskoning rapport 38976/00001/BBr/DenB.

CSO (2001), Actief Bodembeheer de Kempen – Gevalsafbakening, rapportnr. 00.298, Bunnik

De Vries, D.A. 1975. Heat transfer in soils. p. 5-28. *In* D.A. de Vries and N.H. Afgan (ed.) Heat and mass transfer in the biosphere. I. Transfer processes in plant environment. Scripts Book Company, Washington D.C., Maryland.

Feddes, R.A. 1971. Water, heat and crop growth. Ph.D. diss. Wageningen University, the Netherlands.

Feddes, R.A., P.J. Kowalik, and H. Zaradny. 1978. Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs. Pudoc. Wageningen.

Gaast, J.W.J. van der, H.Th.L. Massop, H.R.J. Vroon & I.G. Staritsky, 2006. Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken, Alterra-rapport 1339, Alterra,

Griffioen, J. en P. Venema (1998) Een geïntegreerd transportmodel voor grondwaterkwaliteit. Deelrapport 5. Modelbenadering voor sorptie van sporenelementen aan bodembestanddelen. TNO rapport NITG 98-162

Groenendijk, P., and G.A.P.H. van den Eertwegh. (2004) Drainage-water travel times as a key factor for surface water contamination. p. 145-178. In R.A. Feddes, G.H. de Rooij and J.C. van Dam (ed.) Unsaturated zone modeling. Progress, challenges and applications. Wageningen UR Frontis Series. Vol. 6. Kluwer Ac. Pub. Dordrecht, the Netherlands.

Heerdink, R., B. van der Grift, H.P. Broers. A. Marman en F. Roelofsen (2007) Modellering van de grondwaterbijdrage aan de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem in zuidoost Brabant -Deelrapport II van het Aquaterra/STROMONproject –. TNO concept rapport.

Heijboer D. en J. Nellestijn, 2002. Klimaatatlas van Nederland. De Normaalperiode 1971-2000. KNMI, De Bilt

Keizer M.G. and Van Riemsdijk W.H. (1998) Ecosat user manual, Agricultural University Wageningen, 1998.

Kroes, J.G., J.C. Van Dam, P. Groenendijk, R.F.A. Hendriks, C.M.J. Jacobs (2008a). SWAP version 3.2. Theory description and user manual. Alterra Report 1649. Alterra, Wageningen.

Kroes, J.G. , L.T.C. Bonten, P. Groenendijk (2008b) Dynamische modellering van cadmium- en zinktransport in het stroomgebied van de Keersop; Bijdrage aan een grondwatermodel voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen. Alterra rapport 1643, Alterra, Wageningen.

Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom & A.H.W. Beusen (2001). Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE: de ruimtelijke indeling en de toekenning van hydrologische en bodemchemische parameters. RIZA-rapport 2001.017. ISBN 9036953713.

Lamé, F.P.J., D.J. Brus, R.H. Nieuwenhuis (2004) Achtergrondwaarden 2000, TNO-NITG rapport 04-242-A.

Makaske, G.B., H.A. Vissenberg, J.J.M. van Grinsven, A. Tiktak and F.J. Sauter (1995) SOTRAS report 4 Metras: A one-dimensional model for assessment of leaching of tracé metals from soil. Model description and results of a case study for Cd in 'De Kempen'

McDonald, M.G., and Harbaugh, A.W. (1988), A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey.

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

Meyus, Y., Batelaan, O., De Smedt, F. (2000b). Concept Vlaams Grondwater Model (VGM), Technisch concept van het VGM, Deelrapport 2: Hydrogeologische detailstudies noodzakelijk voor de opbouw van het VGM. Onderzoeksopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap

Meyus, Y., D. Adyns, S.T. Woldeamlak, O. Batelaan F. De Smedt (2004). Opbouw van een Vlaams Grondwatervoedingsmodel. Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel. Onderzoeksopdracht voor AMINAL, afdeling Water.

Meyus, Y., J. Cools, D. Adyns, S.Y. Zeleke, S.T. Woldeamlak, O. Batelaan en F. De Smedt (2005) Hydrogeologische detailstudie van de ondergrond in Vlaanderen – Eindrapport Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Vrije Universiteit Brussel. Onderzoeksopdracht voor AMINAL, afdeling Water.

Meyus, J., D. Adyns, J. Severyns, O. Batelaan en F. de Smedt. Ontwikkeling van regionale modellen ten behoeve van het Vlaams Grondwater Model (VGM) in GMS/MODFLOW. Perceel 1: het Vlaams Kempisch Plateau. Deelrapport 1: basisgegevens en conceptueel model. Vrije Universiteit Brussel, 2004.

Mohammadi, J. (1997). Geostatistical mapping of environmental soil hazards. PhD dissertation, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, University Gent.

Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geol. Survey, Water-Resour. Investigations Report 99-4259, 312 pp.

Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens, J. Japenga (2004) Cadmium en zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen; Onderzoek naar de relatie tussen cadmium- en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck, Alterra-rapport 974.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries, J. Bril (2004). Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions, Alterra-report 305.

Schokker, J. (2003): Patterns and processen in a Pleistrocene fluvio-aeolian environement, Roer Valley Graben, south-eastern Netherlands. Proefschrift Univer-siteit Utrecht, Nederlandse Geografische Studies 314.

Severyns, J., O. Batelaan en F. de Smedt. Ontwikkeling van regionale modellen ten behoeve van het Vlaams Grondwater Model (VGM) in GMS/MODFLOW. Perceel 2: het Maasmodel. Deelrapport 1: basisgegevens en conceptueel model. Vrije Universiteit Brussel, 2004.

Severyns, J. en F. de Smedt. Ontwikkeling van regionale modellen ten behoeve van het Vlaams Grondwater Model (VGM) in GMS/MODFLOW. Perceel 2: het Maasmodel. Deelrapport 2: Opbouw van het grondwaterstromingsmodel, gevoeligheidsanalyse en calibratie. Vrije Universiteit Brussel, 2006.

Seuntjens, P., W. Steurbaut, J. Vangronsveld (2006). Chain model for the impact analysis of contaminants in primary food products. SPSD II report, Belgian Science Policy, Brussels.

Seuntjens, P., J. Bierkens, J. Patyn, K. Tirez, D. Wilczek, R. Smolders, D. Lagrou (2006) Herziening achtergrondwaarden zware metalen in de bodem. Vito rapport 2006/IMS/R/367.

Simunek, J., M. Sejna, M. Th. van Genuchten (2001). The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated media. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.

Snepvangers, J. en W. Berendrecht. MIPWA Methodiekontwikkeling voor Interactieve Planvorming ten behoeve van het Waterbeheer. TNO Rapport 2007-U-R0972/A. 2007Seuntjens, P. (2000). Transport van reactieve stoffen in heterogene poreuze media. Cadmiumuitspoeling in zure zandgronden. PhD thesis, Universiteit Antwerpen.

Sonke, J. E. & Hoogewerff, J. A. (2002) A chemical and mineralogical reconstruction of emissions from Zn-smelters in the Kempen region, Belgium, based on organic pool sediments. The Science of the Total Environment, 292, 101-119.

Soresma (2007a) 3D hydrogeologische kartering voor het BeNeKempen gebied, Identificatienummer : 125280008/psc.

Soresma (2007b) Water- en stoffenbalans voor drie beken in het grensgebied van de Vlaamse en Nederlandse Kempen; Hoofrapport.

Tauw Infra Consult b.v. (198x): Effecten van assenwegen op grondwaterkwaliteit. Rapportnummer 51584.08/R0-01.

Valstar, J.R., D.B. McLaughling, C.B.M. te Stroet, and F. C. van Geer. A representer-based inverse method for groundwater flow and transport applications. Water Resources Research, Vol. 40, W05116, doi:10.1029/2003WR002922. 2004.

Van den Broeck, K. en Vandecasteele, C. (2000): Risicoanalyse en sanering van wegen bedekt met assen en slakken uit de non-ferro industrie. De Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest. D/2000/5024/12.

Van der Blom, A. en Donkers, J.J. (1992) 100 jaar zinkproductie in Nederland. Lecturis, Eindhoven.

Van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk, and C.A. van Diepen (1997) Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Air-Plant environment. Technical document 45. Alterra. Wageningen.

Van Dam, J.C. (2000) Field-scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation, and case studies. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 167 p., English and Dutch summaries.

Van der Grift, B., J.C. Rozemeijer, F.J. Roelofsen en J. Griffioen (2004). Pilot systeemgericht grondwaterbeheer De Kempen. Deelrapport 1b: Modelopzet en eerste berekeningen. TNO-rapport NITG 04-033-B, TNO, Utrecht.

Van der Grift, B. (2004): Monitoring grondwaterkwaliteit de Kempen: meetronde 2002 en 2003. TNO-rapport NITG 04-181-B.

Van der Grift, B., M. van Vliet, J.C. Rozemeijer en H.P. Broers (2005): Trendmeetronde 2004 provinciaal meetnet bodem- en grondwaterkwaliteit. TNO rapport NITG 05-132-A.

Van der Grift, B. en H. Opdam (2006a) Ontwerp Meetnet Grondwaterkwaliteit de Kempen. TNO rapport 2006-U-R0131/A.

Van der Grift, B., G. Klaver en H. Passier (2006b) Karakterisatie geochemische immobilisatie zware metalen in de Kempische ondergrond. TNO rapport 2006-U-R0132/A.

Van der Grift, B. en J. Griffioen (2006) Zware metalen belasting van landbouwgronden. TNO Bouw en Ondergrond, notitie BG 06-10.995/sh.

Van der Grift, B. en J. Griffioen (2008) Modelling assessment of regional groundwater contamination due to historic smelter emissions of heavy metals. J. Cont. Hydrol., in press.

Van Orshoven, J., D. Vandenbroucke (1993). Handleiding bij AARDEWERK : databestand van bo-demprofielgegevens. Instituut voor land- en waterbeheer, Interne publikatie 18A, KULeuven, Leuven, 43 pp.

Verbeiren, B., O. Batelaan en F. de Smedt. Ontwikkeling van regionale modellen ten behoeve van het Vlaams Grondwater Model (VGM) in GMS/MODFLOW. Perceel 1: het Vlaams Kempisch Plateau. Deelrapport 2: Opbouw van het grondwaterstromingsmodel, gevoeligheidsanalyse en kalibratie. Vrije Universiteit Brussel, 2006.

Vermooten, J.S.A., Vasak, L., Griffioen, J., Klaver, G.T., Vernes, R.W. & Weerts, H.J.T. (2005). Afbakening van het topsysteem voor de kartering van de reactiviteit van de Nederlandse ondergrond. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO, Utrecht, rapportno. NITG 05-121-A.

Vermeulen, P., W. van der Linden, A. Veldhuizen, H. Massop, H. Vermulst en W. Smierstra. IBRAHYM. Grondwater Modelinstrumentarium Limburg. TNO Rapport 2007-U-R0193/B. 2007.

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest - 2003. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.

VMM (2005). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest – 2004. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst. 120 pp. + bijlagen

VMM (2006). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest – 2005. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst. 166 pp. + bijlagen

Wilkens, B.J., 1995. Evidence for groundwater contamination by heavy metals through soil passage under acidifying conditions. Proefschift. ISBN 90-71577-83-X, Geologica Ultraiectina, ISSN 0072-1026; no 129.

Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte (1994) Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 1994. Technisch document 18, DLO Staring Centrum, Wageningen.

Zheng, C. & Wang (1999): MT3DMS; A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groudwater systems; Documentation and user's guide. Department of Geological Sciences University of Alabama

Zheng, Chunmiao, 2006, MT3DMS v5.2 Supplemental User's Guide, Technical Report to the U.S. Army Engineer Research and Development Center, Department of Geological Sciences, University of Alabama.