

Vallei van de Drie Beken: watersysteem en ecologie

Willy Huybrechts

INBO.R.2008.22

Auteurs:

Willy Huybrechts
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

willy.huybrechts@inbo.be

Wijze van citeren:

Mertens W., Huybrechts W. en Scheers H. (2008). Vallei van de Drie Beken: watersysteem en ecologie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

depotnr: D/2008/3241/148

rapportnr: INBO.R.2008.22

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

Wilfried Rentmeesters



Vallei van de Drie Beken: watersysteem en ecologie

Opmaak van een wetenschappelijk beleidsondersteunend instrument inzake de integrale inrichting en het beheer van het oppervlaktewatersysteem in het VNR Vallei van de Drie Beken.

Wim Mertens, Willy Huybrechts, Hans Scheers

Opdrachtgever: Agentschap voor Natuur en Bos, overeenkomst NB2005/277

INBO.R.2008.22

Samenvatting

De Vallei van de Drie Beken is een alluviaal gebied van ongeveer 2000 ha, waar rivieren met verschillende afmetingen samenkomen. Het is historisch een zeer nat gebied met vooral venige bodems, maar gedurende eeuwen is de waterhuishouding aan landbouwactiviteiten aangepast. De laatste tientallen jaren evenwel is het landgebruik veranderd. De landbouw is achteruit gegaan vanwege de moeilijke exploitatiecondities, en vervangen door bosbouw of natuurlijke vegetaties. Het gebied is een van de aandachtsgebieden van het Agentschap voor Natuur en Bos en is onderdeel van Europese en regionale ecologische netwerken.

De vallei speelt een essentiële rol in het waterbeheer van de regio en de bescherming tegen wateroverlast. Het is de ambitie om de doelstellingen voor water- en natuurbeheer, die in principe zeer compatibel zijn, te integreren. De beschikbaarheid van voldoende ruimte enerzijds en de kwaliteit van het oppervlaktewater anderzijds zijn voorwaarden voor de verzoening van hydrologische en ecologische functies in valleigebieden. Op het vlak van ruimte is de toestand in de Vallei van de Drie Beken gunstig. Het is een open gebied, met weinig infrastructuur, bewoning of zelfs intensieve landbouw.

De kwaliteit van het oppervlaktewater is echter een knelpunt. Ze varieert van matig tot zeer slecht en geen enkele beek voldoet aan de normen voor basiskwaliteit. De slechte kwaliteit heeft twee oorzaken. Grote hoeveelheden calciumchloride, gepaard gaande met hoge cadmiumconcentraties worden door de chemische industrie stroomopwaarts in de Grote beek geloosd en door de riviervlakte getransporteerd. Lokaal heeft dit gevolgen voor de bodem en het grondwater. Anderzijds is er een zeer hoge belasting met huishoudelijk afvalwater, die aanleiding geeft tot eutrofiëring. Een verbetering van de waterkwaliteit in het gebied is een voorwaarde voor de implementatie van nieuwe inrichtingsvisies. Het is mogelijk dat binnen afzienbare tijd de zoutvracht niet langer in de Winterbeek wordt geloosd. Onder andere door deze studie is de verdere uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur een prioriteit, wat moet leiden tot een hogere zuiveringsgraad van het huishoudelijk afvalwater.

De snel veranderende randvoorwaarden nopen tot een regelmatige bijstelling van de toekomstvisie. Nieuwe waterbeheerplannen

vragen een belangrijke investering en een scenarioanalyse ter evaluatie van meerwaarde voor de waterhuishouding (veiligheid) en biodiversiteit is aangewezen. Gedeeltelijk gebaseerd op eerdere studies werd een beleidsondersteunend instrument ontwikkeld bestaande uit drie modellen die op elkaar aansluiten en gegevens uitwisselen. Een oppervlaktewatermodel (Infoworks-Rs) berekent de waterstanden in de waterlopen en de overstroomde oppervlakten. Een stationair grondwatermodel (Triwaco) gebruikt de waterstanden in de waterlopen als randvoorwaarde om grondwaterstanden en de kwelstromen te berekenen. Een hydro-ecologisch model (NICHE) gebruikt informatie over de grondwaterstanden, de kwel en de overstroomde oppervlakte om bijkomende standplaatskenmerken trofiegraad en zuurtegraad te berekenen en de kansen voor 28 vegetatietypes te bepalen. Met het beleidsondersteunend instrument worden de hydrologische en ecologische gevolgen van verschillende scenario's voor de herinrichting van rivieren, beken en sloten geëvalueerd. De huidige situatie wordt vergeleken met een aantal toekomstvisies, zoals de sanering van de Grote beek of een vernatting van het valleigebied.

De sanering van de Grote Beek betreft de noodzakelijke ruiming van het sterk vervuilde slib. Ze heeft echter een verdrogend effect op het valleigebied tot gevolg. Ongeveer 35 % (bijna 100 ha) van de oppervlakte ingenomen door Europese habitats voor vochtige of natte omstandigheden wordt aangetast. De kansen voor vegetaties van alluviale elzenbroeken, ruigten en graslanden verminderen met enkele tientallen ha. Mitigerende maatregelen zijn nodig om het effect van de ruiming te compenseren.

De modellering geeft aan dat bescheiden vernattingen slechts een beperkte ecologische meerwaarde bieden. Anderzijds kan wordt aangetoond dat een sterke vernatting van het valleigebied mogelijk is zonder dat bijkomende veiligheidsproblemen worden gecreëerd: noch met betrekking tot de gebouwen in de vallei, noch met betrekking tot de waterzuiveringsinfrastructuur. Intensieve landbouw is in de huidige omstandigheden reeds zeer moeilijk in het centraal gedeelte van het valleigebied, en bij een verdere vernatting niet langer mogelijk. Buiten de perimeter van het visiegebied zijn er geen effecten op landbouwactiviteiten.

In het vernattingsscenario verhogen de waterpeilen in de waterlopen met 10 tot 50 cm en stijgen de grondwaterpeilen plaatselijk

met meer dan 20 cm. Door deze vernatting neemt de standplaatsgeschiktheid voor vegetatietypes van een vochtig of nat milieu sterk toe en worden de instandhoudingsdoelstellingen van de Habitatrichtlijn beter gerealiseerd. Voor oligotrofe en mesotrofe vegetaties blijven na de vernatting de kansen eerder beperkt. Aanzienlijk hogere waterpeilen of aangepast perceelsbeheer zijn nodig op de veengronden.

Het beheerplan van de Vallei van de Drie Beken is in hoge mate compatibel met de potenties in de Vallei van de Drie beken bij vernatting. Het moet evenwel lokaal worden bijgestuurd, met onder andere aandacht voor de ondiepe grondwaterstanden op intensief beheerde percelen, de planning van drogere graslandtypes op de randen van de vallei en de ruimtelijke planning van habitats in functie van overstromingsgebieden.

Summary

The floodplain of the Drie Beken is a confluence area of rivers of different sizes, with an area of 2000 ha. It is historically a very wet area covered mainly with peaty soils, but over the centuries water management was optimized for agricultural activities. However, the last decades land use is changing again. Agriculture is declining due to the difficult operational conditions, and is replaced by forestry and more natural vegetation. The floodplain is a component of European as well as national ecological networks and its development is a priority for The Flemish Agency for Nature and Forests.

The floodplain plays an essential role in the water management of the region and the protection against flooding. The ambition is to integrate water and nature management objectives, which in principle are highly compatible. The availability of sufficient space on the one hand and surface water of good quality of on the other hand are prerequisites for the combination of hydrological and ecological functions in floodplains. With respect to space favorable conditions exist: the floodplain is an open area, where infrastructure, housing and intensive agriculture are scarce.

The quality of the surface water however is a problem: not one river meets the basic standards. Two causes are identified. Large quantities of calcium chloride, paired with high cadmium concentrations, are discharged upstream in the Grote Beek by chemical industries and transported through the Vallei van de Drie Beken. The continuous supply of salts contaminates alluvial soils and infiltrates to the groundwater. Throughout the floodplain domestic effluents deliver large quantities of nutrients to the water courses leading to high levels of eutrophication. An improvement of the water quality is necessary before new water management schemes can be applied. It is possible that within the foreseeable future salt loads are no longer dumped in the Grote Beek. Based on this study and earlier work, the development of the water purification infrastructure has become a priority and should lead to a considerable reduction of domestic effluent.

The implementation of water management schemes often involves considerable investments and the consequences of different scenarios in terms of benefits for water management and biodiversity must be evaluated. This was done three consecutive models. A surface water model (InfoWorks-RS) simulates water levels in the rivers and flooding areas. A groundwater model

(Triwaco) calculates groundwater levels and seepage area. These hydrological conditions are subsequently implemented in a hydro-ecological model (NICHE), which calculates whether certain vegetation types can develop under the modelled site conditions. Three of initially 8 scenarios were analysed with this instrument: the present situation, dredging of the Grote Beek and the restoration of wetlands.

The dredging of the large Beek concerns the removal of strongly contaminated sediment, a result of industrial discharges. A negative side effect is a general lowering of water levels and dryer conditions in the floodplain. Approximately 35% (almost 100 ha) of the surface taken by European habitats adapted to wet or moist conditions is affected. The possibilities to develop floodplain vegetations are reduced with some dozens ha. Mitigating measures are necessary to compensate the impact of the dredging.

Small adjustments in the organization and dimensions of the water courses have little effect on the potentials for wetland vegetation. A more significant intervention is necessary and it was shown that strong rewetting of the floodplain is possible without creating safety problems for housing or infrastructure. There is no impact on agricultural activities outside the floodplain. A scenario was developed to increase the lowest water levels in rivers with 10 to 50 cm resulting in a raise in groundwater levels locally by more than 20 cm. The area suited for the development of wetland vegetation increased significantly in the floodplain. The objectives of the local special protection area's can be met better. For oligotrophe and mesotrophe vegetation the possibilities remain limited after the rewetting of the floodplain. Considerably higher water levels or adapted plot management are necessary on the peaty soils.

The existing vegetation management plan is compatible with the restoration of wetlands in the floodplain. Minor adjustments are required: less intensive vegetation management on very wet plots, planning vegetation types for dryer site conditions more at the edges of floodplain and taking into account the spatial distribution of floods for planning of certain vegetation types.

Inhoud

Inhoud	1
Tabellen	6
Bijlagen	6
1 Inleiding	7
2 Oppervlaktewatersysteem van de Vallei van de Drie Beken	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Hydrografie	11
2.2.1 Historiek van de waterlopen	11
2.2.2 Beschrijving van het waterlopenstelsel	12
2.3 Waterkwaliteit	15
2.3.1 Inleiding	15
2.3.2 Emissies	17
2.3.3 Immissies	20
2.3.4 Conclusie	29
2.3.5 Waterkwaliteit: toekomstige ontwikkeling	29
2.4 Oppervlaktewaterkwantiteitsmodel	34
2.4.1 Inleiding	34
2.4.2 Modelaanpassingen	35
2.4.3 Validatie	36
3 Grondwatersysteem van de Vallei van de Drie Beken	38
3.1 Grondwatermonitoring	38
3.1.1 Grondwaterdynamiek	38
3.1.2 Grondwaterchemie	41
3.1.3 Bodemgeleidbaarheidsmetingen	52
3.2 Grondwatermodel	56
3.2.1 Aangepast stationair model	56
3.2.2 Herkalibratie stationair model.	56
3.2.3 Transiënt model	57
3.2.4 Gegevensuitwisseling	60
4 Hydro-ecologisch model NICHE Vlaanderen	61
4.1 Inleiding	61
4.2 Gegevens	62
4.2.1 Gebiedsgrens	62
4.2.2 Bodem	62
4.2.3 Grondwaterdynamiek	62
4.2.4 Kwel	63
4.2.5 Overstromingen	64
4.2.6 Atmosferische depositie en mestgift	64
4.2.7 Beheer	65
4.2.8 Mineraalrijkdom	65
4.2.9 Regenwaterlenzen	65
4.3 NICHE berekeningen	65
4.3.1 Berekening standplaatskarakteristieken	65
4.3.2 Berekening vegetatie	65
4.4 'Kalibratie'	66
4.4.1 Inleiding	66
4.4.2 Resultaten	67
5 Beleidsondersteunend instrument voor de hydrologische inrichting van de vallei	71
6 Ontwikkeling en evaluatie van concrete inrichtingsscenario's	72
6.1 Inleiding	72
6.2 Verkennende scenario's	72
6.2.1 Beschrijving	72
6.2.2 Resultaten verkennende scenario's	74
6.2.3 Conclusies	76

6.3	Eindscenario's	80
6.3.1	<i>Beschrijving</i>	80
6.3.2	<i>Resultaten</i>	81
6.3.3	<i>Vergelijking met het beheerplan</i>	100
6.4	Conclusies	110
7	Algemene conclusies	113
Referenties		116

Figuren

Figuur 1-1: Topografische kaart met studiegebied en aandachtszone.	10
Figuur 1-2: Percelen in eigendom of huur van het Agentschap voor Natuur en Bos en Natuur en Natuurpunt	10
Figuur 2-1: In deze studie gevolgdde naamgeving van de waterlopen in de Vallei van de Drie Beken.....	12
Figuur 2-2: Overige waterlopen binnen het aandachtsgebied.....	13
Figuur 2-3: Oude meanders in de Vallei van de Drie Beken	14
Figuur 2-4: Kartering drainagestelsel: breedte in meter.....	14
Figuur 2-5: Overzicht van rioleringen en lozingspunten in de Vallei van de Drie Beken.....	18
Figuur 2-6: Oppervlaktewatermeetpunten VMM.....	24
Figuur 2-7: Overzicht van de oppervlaktewaterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken. Groen punten: VMM meetnet; bruine punten: meetpunten op waterlopen in de piëzometerraaien. ...	32
Figuur 2-8: Knelpuntenkaart.....	33
Figuur 2-9: Nieuwe opmetingen in 2007 (paars= opmetingen van enkele zijbeken, rood = opmeting voor sedimentopbouw laatste 10 jaar, blauw = extra opmetingen Kleine Beek - Meilrijk).....	34
Figuur 2-10: Vergelijking voor twee profielen van de topografisch opmetingen in 1997 en 2007. Bovenaan Grote beek in Schutshaag (code Grote148), onderaan Grote beek ter hoogte van Asdonk (code Grote037)	35
Figuur 2-11: Vergelijking van gemeten en berekende laagste waterpeilen in van boven naar onder de Grote Beek, de Middelbeek en de Kleine Beek. Ruit: berekend vierkant: gemeten... 36	36
Figuur 3-1: Piëzometerraaien in de Vallei van de Drie Beken	38
Figuur 3-2: Gemeten rivier- en grondwaterpeilen in de piëzometerraaien. Van boven naar onder raai A, raai B, raai E en raai D.....	40
Figuur 3-3: Piëzometers met abnormale waarden voor chloride en calcium worden niet in de analyse van de grondwaterchemie betrokken. De witte zone is het geologische venster (zie 3.1.2.4): hier bevindt zich geen klei van de Formatie van Boom tussen de lagen van de Formatie van Diest en de dieper gelegen Formatie van Brussel. De gegevens van de diepe piëzometers worden besproken in 3.1.2.4.	43
Figuur 3-4: Elektrische geleidbaarheid van het grondwater.	44
Figuur 3-5: Chlorideconcentratie in het grondwater.....	44
Figuur 3-6: Bicarbonaatconcentratie in het grondwater.....	45
Figuur 3-7: Frequentiedistributie van bicarbonaat in 83 piëzometers.	46
Figuur 3-8: Ruimtelijke spreiding van de uit de clusteranalyse resulterende grondwatertypes. 46	46
Figuur 3-9: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de elektrische conductiviteit ($\mu\text{S}/\text{cm}$). ...	48
Figuur 3-10: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de bicarbonaatconcentraties (mg/l).	48
Figuur 3-11: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de sulfaatconcentraties (mg/l).	49
Figuur 3-12: Maucha diagrammen voor de gemiddelden van de vier grondwatertypes (in meq/l).	49
Figuur 3-13: Stiff diagrammen voor de gemiddelden van de vier grondwatertypes (in meq/l). 50	50
Figuur 3-14: Bodemgeleidbaarheid op 20cm, 50cm en 100cm onder maaiveld.....	54
Figuur 3-15: Bodemgeleidbaarheid in de diepteprofielen van enkele geselecteerde meetpunten in raai B.....	55
Figuur 3-16: Vergelijking van de gemeten gemiddelde waterpeilen en deze berekend door het stationair grondwatermodel.	57
Figuur 3-17: Vergelijking van gemodelleerde stijghoogten in het topsysteem met het transiënt grondwatermodel (rood) en de opgemeten waterpeilen (blauw) in meter TAW tussen juni 2004 en juni 2007 : van boven naar beneden VDBP514X, VDBP059X en VDBP511X. Horizontale as: tijd in dagen vanaf begin juni 2004. De groene lijn is de stijghoogte in de kwartaire sedimenten.	59
Figuur 3-18: Gemiddelde laagste grondwaterstand berekend met het transiënt grondwatermodel in 2006.....	60
Figuur 4-1: Statistisch verband tussen GG en resp. GLG en GHG voor 97 meetpunten in het studiegebied.....	64
Figuur 4-2: De totaal-berekening van NICHE Vlaanderen in de Vallei van de Drie Beken. De rastercellen waar minstens één vegetatietype werd berekend in zwart; de rastercellen waarvoor	

onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om alle standplaatskarakteristieken te berekenen in blauw; de rastercellen waarvoor geen vegetatieberekening kan worden uitgevoerd omwille van hiaten in de NICHE tabel (rood).	67
Figuur 4-3: Vergelijking van de verspreiding van Moerasspirea gerelateerde vegetaties (roze) en de berekende verspreiding van het Moerasspireaverbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in paars weergegeven.	68
Figuur 4-4: Vergelijking van de verspreiding van Dottergrasland gerelateerde vegetaties (blauw) en de berekende verspreiding van het Dottebloemverbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in donker blauw weergegeven.	69
Figuur 4-5: Vergelijking van de verspreiding van Kamgrasland gerelateerde vegetaties (geel) en de berekende verspreiding van het Kamgrasverbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in bruin weergegeven.	69
Figuur 4-6: Vergelijking van de verspreiding van Elzenbroekbos gerelateerde vegetaties (blauw) en de berekende verspreiding van het Mesotroof elzenbroek (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in donker blauw weergegeven.	70
Figuur 4-7: Vergelijking van de verspreiding van Glanhavergrasland gerelateerde vegetaties (groen) en de berekende verspreiding van het Glanshaververbond (zwart) door NICHE Vlaanderen.	70
Figuur 5-1: 3BEKEN bestaat uit twee hydrologische en een hydro-ecologisch model die onderling gegevens uitwisselen.	71
Figuur 6-1: Het voorkomen van kwel in de verkennende scenario's. De kwel in scenario 0 wordt weergegeven door de oranje en zwarte hokjes samen; de kwel in scenario 1 enkel door de oranje hokjes; de kwel in het vernattingsscenario 2 wordt weergegeven door de zwarte, oranje en groene hokjes samen.	73
Figuur 6-2: Verlaging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 1 ten gevolge van de slibruiming in de Grote Beek (s.l.)	73
Figuur 6-3: Verhoging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 2 ten opzichte van scenario 0.	75
Figuur 6-4: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario's 1 en 2 voor het Dotterbloemverbond.	77
Figuur 6-5: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario's 1 en 2 voor het Mesotroof elzenbroekbos.	78
Figuur 6-6: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario 5 voor het Verbond van Zwarte zegge en het Mesotroof elzenbroekbos.	79
Figuur 6-7: Bijkomende maatregelen in de waterlopen in scenario 6. De labels verwijzen naar de verhoging van de rivierbodembodem in cm ten opzichte van scenario 2.	81
Figuur 6-8: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Grote Beek (sl).	82
Figuur 6-9: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Middelbeek-Kleine Beek.	83
Figuur 6-10: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Kleine Beek, opwaarts gedeelte.	83
Figuur 6-11: De 100-jaarlijkse overstrooming in de huidige toestand (blauw gebied) en in scenario 6 (blauw gebied en groen gebied samen).	84
Figuur 6-12: Jaarlijkse overstrooming in de huidige toestand rode gebied) en in scenario 6 (rode gebied en oranje gebied samen)	85
Figuur 6-13: Berekende kwelgebieden in de eindscenario's. De kwelgebieden uit scenario 0 worden weergegeven door de oranje en zwarte hokjes samen; de kwelgebieden uit scenario 7 enkel door de oranje hokjes; de kwelgebieden uit het vernattingsscenario 6 worden weergegeven door de oranje, gele en groene hokjes samen.	85
Figuur 6-14: Verlaging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 7 ten gevolge van de slibruiming in de Grote Beek (s.l.)	86
Figuur 6-15: Verhoging van de gemiddelde grondwaterstand (GG), berekend voor het vernattingsscenario 6.	87
Figuur 6-16: Diepte van het grondwater onder maaiveld ter hoogte van Genevenne en Vleugt in scenario 0 en 6	88
Figuur 6-17: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Mesotroof	

elzenbroekbos	90
Figuur 6-18: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Verbond van Zwarte zegge	91
Figuur 6-19: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Verbond van Scherpe zegge.....	92
Figuur 6-20: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Moerasspireaverbond.....	94
Figuur 6-21: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Dotterbloemverbond.....	95
Figuur 6-22: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Ruigte elzenbroekbos	96
Figuur 6-23: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Glanshaververbond	97
Figuur 6-24: Vergelijking van de kansen van het Verbond van Zwarte zegge en het Dotterbloemverbond in scenario 6. Rood: enkel kansen voor Dotterbloemverbond; Bruin: kansen voor beide; Groen: enkel kansen voor Verbond van Zwarte zegge.....	99
Figuur 6-25: Vergelijking van de kansen van Mesotroof elzenbroekbos en Ruigte elzenbroekbos in scenario 6. Rood: enkel kansen voor Ruigte elzenbroekbos; Bruin: kansen voor beide; Groen: enkel kansen voor Mesotroof elzenbroekbos.....	100
Figuur 6-26: Laagste grondwaterstand op intensief beheerde percelen in cm onder maaiveld bij scenario 0	101
Figuur 6-27: Laagste grondwaterstand op intensief beheerde percelen in cm onder maaiveld bij scenario 6	102
Figuur 6-28: Vergelijking van gepland Nitrofiel en/of overstromd elzenbroekbos in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Ruigte elzenbroekbos (zwart) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.....	103
Figuur 6-29: Vergelijking van geplande Rietrijke natte strooiselruigte in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Moerasspireaverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.....	104
Figuur 6-30: Vergelijking van geplande Hc, Hmo, Ms in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Dotterbloemverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.....	104
Figuur 6-31: Vergelijking van geplande Kamgraslanden in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Kamgrasverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.....	105
Figuur 6-32: Vergelijking van gepland Mesotroof elzenbroekbos in het beheerplan (blauw) en de potenties van Mesotroof elzenbroekbos en het Verbond van Zwarte zegge (blauw) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.	106
Figuur 6-33: Vergelijking van geplande Verlandingsvegetaties met Riet en grote zeggen in het beheerplan (blauw) en de potenties van Grote zeggevegetaties met Riet en het Verbond van Scherpe zegge met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens de afwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.	106
Figuur 6-34: Vergelijking van geplande Glanshaverhooilanden in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Glanshaververbond (zwart) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.	107
Figuur 6-35: Zones waar het Dotterbloemverbond zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.....	108
Figuur 6-36: Zones waar het Verbond van Scherpe zegge zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.....	109
Figuur 6-37: Zones waar het Verbond van Zwarte zegge zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.....	109

Tabellen

Tabel 2-1: Referentiewaarden en kwaliteitsnormen van enkele fysisch-chemische variabelen en een biologische variabele voor Kempense beken.....	16
Tabel 2-2: De belangrijkste puntlozingen in de vallei van de Winterbeek (OPP = oppervlakte-water; RIO = riolering)	17
Tabel 2-3: Lozingsvoorwaarden in de milieuvergunningen van de RWZI's Tessenderlo, Beverlo en Engsbergen.....	19
Tabel 2-4: Schatting van de huishoudelijke vuilvrachten in de Vallei van de Drie Beken (in IE) 20	
Tabel 2-5: VMM-meetpunten in de Vallei van de Drie Beken.....	21
Tabel 2-6: Aantal analyses van standaardvariabelen per meetplaats per jaar	23
Tabel 2-7: aantal analyses van zware metalen per meetplaats per jaar.....	23
Tabel 2-8: Belgische Biotische Index (BBI) in de Vallei van de Drie Beken.....	28
Tabel 2-9: Verschillen tussen berekende en gemeten waterpeilen in de belangrijkste waterlopen	37
Tabel 3-1: Variabelen voor de chemische analyse van het grondwater.....	42
Tabel 3-2: Gemiddelde en bijhorende standaardfout voor alle gemeten variabelen van het grondwater per groep (cluster). Tussen haakjes staat het aantal meetpunten per groep.	47
Tabel 4-1: NICHE- bodemtypes.....	62
Tabel 6-1: De oppervlakte van het bestaande areaal van drie Europese habitattypes die door scenario 1 worden beïnvloed in de Vallei van de Drie Beken in ha en in %	74
Tabel 6-2: Oppervlakte aan potentie per vegetatietype en per verkennend scenario (in ha)....	76
Tabel 6-3: De oppervlakte van het bestaande areaal van drie Europese habitattypes die door scenario worden beïnvloed in de Vallei van de Drie Beken in ha en in %	87
Tabel 6-4: Oppervlakte aan potentie per vegetatietype en per eindscenario (in ha)	98
Tabel 6-5: Aantal ha per GLG klasse en per beheertype voor scenario's 0 en 6.	102
Tabel 6-6: Oppervlakte aan kansen per vegetatietype in scenario 6 al dan niet rekening houdend met het effect van beheer of overstromingen (ha).	110

Bijlagen

De bijlagen zijn enkel digitaal beschikbaar op DVD. Naast de tekstbijlagen 1 tot 14 zijn in de digitale bijlage ook het integraal rapport, de meetgegevens, de ArcGis projecten en de modelresultaten opgenomen. De structuur van de digitale bijlage wordt toegelicht in het bestand '\3Beken\1_Rapport\Digitale bijlage.doc'

- Bijlage 1: Huidige kwaliteit van het oppervlaktewater in de Vallei van de Drie Beken.
- Bijlage 2: Evolutie van de oppervlaktewaterkwaliteit sinds 1989.
- Bijlage 3: Grondwaterpeilen in de verschillende peilbuisraaien.
- Bijlage 4: Chemische samenstelling van het grondwater.
- Bijlage 5: Vergelijking van de grondwatertypes.
- Bijlage 6: Maucha en Stiff diagrammen van diepe piëzometers.
- Bijlage 7: Tabel vegetatietypes en bodemcodes NICHE Vlaanderen.
- Bijlage 8: Beleidsondersteunend instrument 3BEKEN, handleiding.
- Bijlage 9: Lijst van mogelijke maatregelen voor herinrichting van de Vallei van de Drie Beken.
- Bijlage 10: Vernattingsmaatregelen opgenomen in scenario's 2,4 en 6.
- Bijlage 11: Bijkomende vernattingsmaatregelen in Scenario 6.
- Bijlage 12: Ecologische amplitudes vegetatietypes.
- Bijlage 13: Correspondentietabel tussen Natuurdoeltypen beheervisie en Vegetatietypes NICHE Vlaanderen
- Bijlage 14: Correspondentietabel tussen vegetatiekaart (Butaye et al. 2003) en Vegetatietypes NICHE Vlaanderen.

1 Inleiding

In 2000 werd het Vlaams natuurreservaat (VNR) Vallei van de Drie Beken opgericht. Dit gebied dankt zijn naam aan de Kleine, de Middel- en de Grote Beek. Het gebied strekt zich uit van aan de Paalse Plas op de grens van Beringen en Tessenderlo tot in Molenstede in het oosten van Diest. In Molenstede is een deel van de vallei erkend als natuurreservaat Dassenaarde van Natuurpunt. Slechts twee wegen doorsnijden deze grote eenheid natuur. Aan de rand van de vallei bevinden zich verschillende tot 55 meter hoge Diestiaanheuveld. Uniek is de intacte overgang tussen vallei en flanken. Het centrale gedeelte in de vallei bestaat uit een lange en aaneengesloten strook veen, zeer natte gronden dus, met hier en daar verspreide zandige donken. Grote delen van dit gebied hebben op het gewestplan Aarschot-Diest de bestemming natuurgebied. Ondertussen zijn deze delen omwille van hun groot ecologisch belang aangeduid als Europese Speciale Beschermingszone (habitatrichtlijngebied nr. 40 "Demervallei", deelgebied BE2400014-15) en zijn ze opgenomen in het Vlaams Ecologisch Netwerk. Onverharde wegen en vele kleine landschapselementen kenmerken het gebied. Naast de belangrijke natuurfunctie van het gebied, fungeert de vallei ook als overstromingsgebied.

1.1.1.1 Natuurwaarde

Dit grote natuurgebied herbergt een grote verscheidenheid aan biotopen. De verscheidenheid aan biotopen weerspiegelt zich in de flora- en faunarijksdom. Op enkele natte en voedselarme plaatsen vindt men nog zeldzame soorten als wateraardbei, waterdriblad, moerasviooltje, klein glidkruid, veenmossen, snavel-, draad-, zomp- en sterzegge. Waar mineraalrijker water opkwelt, voelen pluim- en elzenzegge, waterviolier en dotterbloem zich thuis. In overstromingszones ontwikkelen zich grote rietvelden die onderdak bieden aan vogels als blauwborst, waterral en sprinkhaanzanger en aan sprinkhanen als moeras-, zomp- en gouden sprinkhaan. In de talrijke beken en sloten die de hooilanden doorsnijden en in de vele vijvertjes vinden bedreigde waterplanten als drijvende waterweegbree, waterlepel, kikkerbeet en waterviolier een onderkomen. Er vliegen libellensoorten als metaalglanlibel, viervlek, plasrombout en zwarte heidelibel en op het water broeden eenden als kraakeend en wintertaling. De droge Diestiaanheuveld zijn een ideale groeiplaats voor blauwe bosbes, struikheide, dalkruid.

Het gebied is rijk aan roofvogels zoals buizerd, wespandief, havik, sperwer, boom- en torenvalk. Kortom, dit gebied heeft een uitzonderlijk belang op regionaal en Europees niveau wat betreft natuurbehoud en biodiversiteit.

1.1.1.2 Water

De Vallei van de Drie Beken is een open gebied, met weinig bebouwing, dat een belangrijke rol speelt in de waterhuishouding van de regio. De bergingscapaciteit van de natuurlijke overstromingszone in de Vallei van de Drie Beken heeft een regulerende werking voor de waterhuishouding van de omgeving (o.a. op een deel van de Demervallei). Het watersysteem vervult tevens een cruciale rol in de mate van kwaliteit van de natuur en bepaalt mee de regionale en internationale belangrijke natuurwaarden.

Het waterhuishoudingsplan van de VHA-zone 664 (Technum 2005) acht drie sporen belangrijk voor de vallei:

- Spoor 1: maximale retentie van hemelwater aan de bron.
- Spoor 5: voorkomen en beperken van erosie en sedimenttransport naar de waterloop door sensibilisatie van doelgroepen en een aangepast beleid.
- Spoor 6: kwantitatief, kwalitatief en ecologisch duurzaam waterlopenbeheer.

Dit laatste spoor houdt concreet in: een waterloopbeheer gericht op vertraagde afvoer, stroomopwaartse buffering en zelfzuiverend vermogen van water, herstel van het natuurlijk watersysteem, behoud en herstel van de structuurkenmerken, en de maximalisering van de ecologische functie.

1.1.1.3 Initiatieven van de overheid

Sinds begin 1998 werkt het Agentschap voor Natuur en Bos¹ actief aan de uitbouw van het VNR Vallei van de Drie Beken. Ongeveer 435 ha gronden werden samen met Natuurpunt vzw tot op heden verworven. Deze gronden worden natuurvriendelijk beheerd (Figuur 1-2). In 1999 heeft het Agentschap voor Natuur en Bos in de schoot van het Demerbekkencomité de werkgroep 'De Drie Beken' opgericht en voorgezeten teneinde de verschillende beleidsopties van allerlei overheidsinstanties en de talrijke beleidsvoorbereidende studies

¹ Sinds 1 april 2006 zijn de afdeling Natuur en de afdeling Bos & Groen samengevoegd tot één agentschap: Agentschap voor Natuur en Bos (ANB). In het vervolg van deze studie wordt consequent de nieuwe naam 'Agentschap voor Natuur en Bos' gebruikt voor de vroegere afdeling Natuur.

en onderzoeksprojecten op elkaar af te stemmen.

De belangrijkste studies in de Vallei van de Drie Beken zijn:

- Oppervlaktewaterkwantiteitsmodellering in 1997-Perceel 9: stroomgebied van de Winterbeek – Kleine Beek (Envico en Aquadvice, 2000)
- Verkennend bodemonderzoek van de valleigronden en oevers van het stroomgebied van de Winter-Grote Beek, Zwart wateren Hulpe tussen Tessenderlo en Zichem, Ecolas (Ecolos 2003)
- Ecologische inventarisatie en visievorming in het kader van het integraal waterbeheer, stroomgebied van de Winterbeek (Haskoning 2003)
- Studie van het abiotisch en biotisch milieu in de 'Vallei van de 3 Beken' (Butaye et al. 2003)
- Kalibratie grondwatermodel Winterbeek (Haskoning 2004)
- Waterhuishoudingsplan van de VHA 664, stroomgebied van de winterbeek (Technum 2005)
- Inrichtings- en beheerplan van de Vallei van de Drie Beken, voorstudie (Aeolus 2005)
- Beheerplan Vallei van de Drie Beken (Aeolus 2006)
- Demerbekken, Deelbekkenbeheerplan Winterbeek/Ossebeek (CIW, 2006)

Recent werd het natuurbeheerplan voor het VNR afgewerkt (goedgekeurd op 02/08/2007).

VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer² heeft een grondwater - en oppervlaktewatermodel opgemaakt van het gebied. Daarnaast heeft deze afdeling ook opdracht gegeven tot een oriënterend bodemonderzoek, gezien de zware verontreiniging van de Winterbeek / Grote Beek door lozingen van de chemische industrie, en tot een ecologische inventarisatie en visievorming in het kader van integraal waterbeheer.

De oppervlaktewaterkwaliteit in de vallei wordt op meerdere plaatsen regelmatig gemeten in het kader van het Vlaamse meetnet voor oppervlaktewaterkwaliteit van de VMM afdeling Meetnetten en Onderzoek.

Deze dienst heeft ook een studie uitgevoerd naar zwevende stof in de waterlopen.

Deze voorbereidende studies passen in de doelstellingen van diverse overheden in de Vallei van de Drie Beken, met name het herstel van de biodiversiteit in dit natuurgebied, het herstel van de gaafheid van het landschap, het herstel van natuurlijke processen met behoud van het waterbergend vermogen van de vallei en het creëren van kwaliteitsvolle ruimte voor natuurliefhebbers en wandelaars.

1.1.1.4 Toekomst

Door de uitgestrektheid van het gebied en door de belangrijke functie ervan in de waterregulering van de ruime omgeving van de vallei moeten frequent plannen en aanvragen geadviseerd worden voor allerlei inrichtingen in (de omgeving van) het gebied met een mogelijke impact op de waterhuishouding en op de natuurlijke structuren. Deze mogelijke impact moet eenvormig en goed onderbouwd geëvalueerd kunnen worden alvorens de ingrepen kunnen worden uitgevoerd op het terrein of bijgestuurd. Daarnaast is specifiek voor de Vallei van de Drie Beken dat de geldende randvoorwaarden op korte tijd sterk kunnen veranderen : een brede waaier van actoren (industrie, landbouw, natuur, recreatie, gemeenten, provincies, Vlaams Gewest), de momenteel zeer actuele problematiek van industriële lozingen in de Winterbeek / Grote Beek, de snel wijzigende eigendomsstructuur van het VNR. Daarenboven zijn deze veranderingen moeilijk te voorspellen. Verwacht wordt dus dat de integrale toekomstvisie voor het gebied regelmatig en snel zal moeten worden bijgesteld in functie van die veranderende randvoorwaarden. De huidige instrumenten zijn echter onvoldoende uitgebouwd om de impact van herinrichtingen goed te kunnen inschatten en wijzigende beleidsvisies goed te onderbouwen. Een instrument om de impact van dergelijke plannen of om de gevolgen van hydrologische en natuurscenario's te evalueren, ontbreekt. Er is bijgevolg nood aan een goed onderbouwd beleidsondersteunend instrument waarvan de kennis over de opbouw en de werking binnen de administratie beschikbaar is om zo gedurende jaren elk vraagstuk over de inrichting van het watersysteem van het gebied snel en onderbouwd te kunnen behandelen.

1.1.1.5 Doel van de opdracht

De algemene doelstelling van deze opdracht is tweeledig. Enerzijds moet een weten-

² Sinds 1 april 2006 fungeert de afdeling Water van de voormalige Administratie Milieu, Natuur, Land en Waterbeheer als een afdeling binnen de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), genoemd VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer.

schappelijk onderbouwd instrument opgemaakt worden om beleidsvisies te kunnen ontwikkelen en te actualiseren. Anderzijds is het gehele onderzoek van bij de aanvang van de opdracht toegespitst op het uitwerken van bestaande en ontwikkelen van nieuwe inrichtingsmaatregelen in het watersysteem. Dit onderdeel van de opdracht wordt nadrukkelijk gevoed en gestuurd door de stuurgroep.

Om het beleidsinstrument te ontwikkelen wordt de beschikbare kennis over het functioneren van het valleisysteem en de eerder ontwikkelde hydrologische instrumenten, met name het grondwater- en het oppervlaktewatermodel in één systeem samengebracht en op elkaar afgestemd. Dit wordt vervolledigd met een hydro-ecologisch model, dat potenties voor vegetaties moet inschatten.

Met behulp van dit instrument worden de, in overleg met de stuurgroep opgestelde, inrichtingsmaatregelen geëvalueerd op hun haalbaarheid en op hun consequenties voor de natuurlandpotenties, maar ook op het vlak van veiligheid. Deze maatregelen hebben vooral betrekking op de organisatie en de inrichting van het oppervlaktewaterstelsel. Er moet worden onderzocht hoe het netwerk van oppervlaktewateren, bestaande uit rivieren en leigrachten, maar ook drainagesystemen, optimaal kunnen worden ingericht en beheerd om de potenties voor natuur in de Vallei van de Drie Beken te maximaliseren. De mogelijkheden voor natuur worden namelijk in belangrijke mate door deze hydrologische randvoorwaarden bepaald. Er zal aandacht zijn voor het effect van waterkwaliteit, waterpeilen, de inrichting van waterlopen en waterberging in de vallei op de bestaande natuur en op de mogelijkheden om bepaalde natuurtypen te ontwikkelen.

De algemene doelstelling kan worden opgesplitst in een aantal deelopdrachten:

1. Informatie en modellen selecteren uit de beschikbare resultaten van afgewerkte studies en in samenwerking met VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer en Agentschap voor Natuur en Bos operationeel maken.
2. Een hydro-ecologische model selecteren voor het berekenen van de mogelijke vegetatieontwikkeling en daarvoor de nodige informatie verzamelen.
3. Bijkomende inzichten verwerven in het hydrologisch functioneren van het watersysteem die belangrijk zijn voor de potenties voor natuur in de vallei.

4. Ontwikkelen van concrete inrichtingsplannen. Deze zijn enerzijds gestoeld op bestaande visies en plannen. Anderzijds kunnen, in nauw overleg met de stuurgroepleden en eventuele andere betrokkenen en/of op basis van de modelleringresultaten, nieuwe visies en inrichtingsplannen worden uitgewerkt.

5. Op basis van bestaande informatie en modellen een instrument ontwikkelen dat het Agentschap voor Natuur en Bos moet toelaten om een visie over inrichting en beheer van het oppervlaktewaterstelsel van de Vallei van de Drie Beken op te stellen, of om bestaande visies aan te passen aan de veranderende randvoorwaarden.

6. Met dit instrument de ontwikkelde inrichtingsvarianten en concrete inrichtingsplannen evalueren.

1.1.1.6 Het studiegebied

Het eigenlijke studiegebied wordt gevormd door het visiegebied van het VNR Vallei van de Drie Beken en het erkend natuurreservaat Dassenaarde en beslaat ongeveer 1900 ha.

Rond het eigenlijke studiegebied ligt een aandachtszone. Deze omvat de ruimere omgeving rond het eigenlijke studiegebied die zowel op het vlak van grondwater als oppervlaktewater een significante impact heeft op het studiegebied (kwel, oppervlakkige afstroming, aanvoer via riolering en overstorten op collectoren, grondwaterwinningen, ...) en die tevens de zone omvat tussen de westelijke grens van het eigenlijke studiegebied en de monding van de Hulpe in de Demer. Voorlopig wordt de aandachtszone afgebakend als het gebied ten zuidwesten van het Albertkanaal, waarvan het oppervlaktewater gravitair afwatert naar de Vallei van de Drie Beken. Ten westen van de N127 wordt de aandachtszone begrensd door de Limietloop, Zwarte Beek en Demer (zie Figuur 1-1.)

1.1.1.7 Projectorganisatie

Opdrachtgever:

Agentschap voor Natuur en Bos

Uitvoerder:

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Plangroep samengesteld uit medewerkers van:

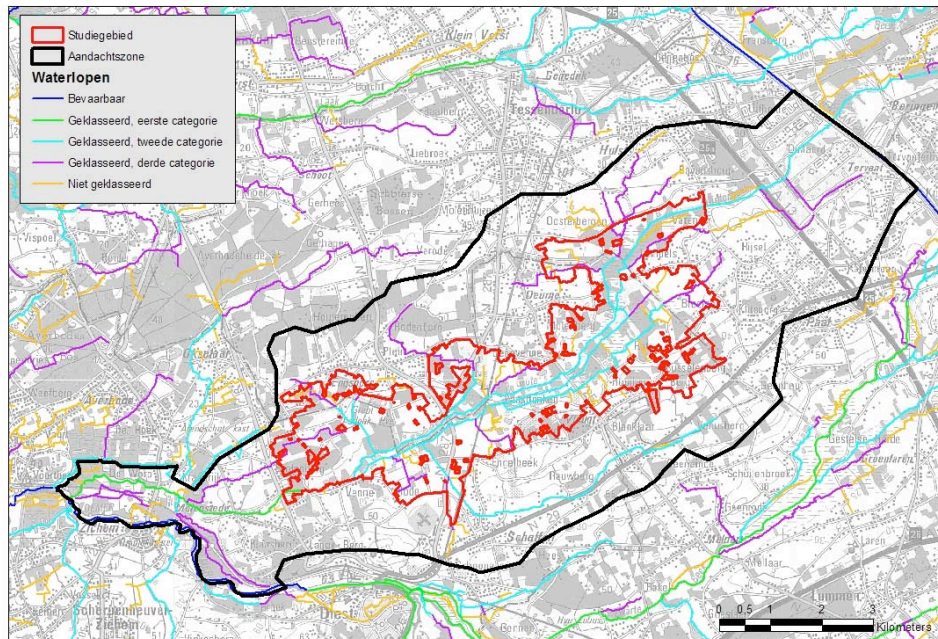
Agentschap voor Natuur en Bos

VMM, Afdeling Operationeel Waterbeheer

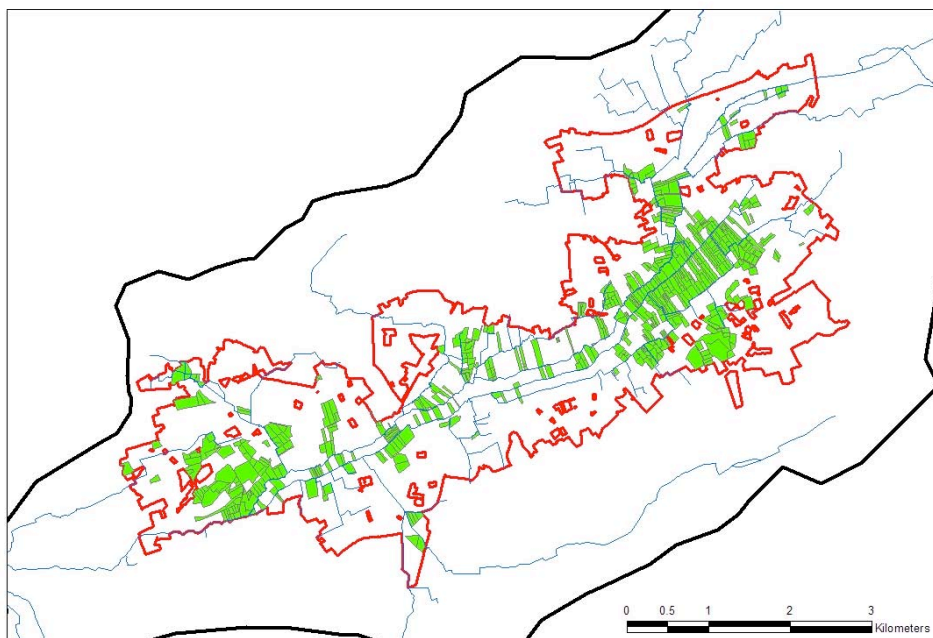
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Stuurgroep samengesteld uit medewerkers van
 Agentschap voor Natuur en Bos
 VMM, Afdeling Operationeel Onderzoek
 en Afdeling Meetnetten en Onderzoek
 Bekkenssecretariaat Demerbekken
 Provincie Vlaams-Brabant
 Provincie Limburg,
 Stad Diest

Gemeenten Tessenderlo, Beringen en
 Lummen
 Aquafin
 Natuurpunt
 Watering der Middelbeek
 Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek



Figuur 1-1: Topografische kaart met studiegebied en aandachtszone.



Figuur 1-2: Percelen in eigendom of huur van het Agentschap voor Natuur en Bos en Natuurpunt

2 Oppervlaktewater-systeem van de Vallei van de Drie Beken

2.1 Inleiding

Deze studie heeft tot doel het waterbeheer in de Vallei van de Drie Beken te optimaliseren. Deze optimalisatie is in de eerste plaats gericht op de realisatie van de natuurpotenties en de internationale doelstellingen voor natuur (habitatrichtlijn) in de vallei. Daarnaast beoogt deze optimalisatie in bebouwde en landbouwgebieden ook een verbetering van de beveiliging tegen overstroming en mag ze de werking van de bestaande noodzakelijke waterinfrastructuur (riolering, drainage...) niet hypothekeren.

Het sturen van het oppervlaktewater is een mogelijkheid om een belangrijk deel van het watersysteem te beheren. Door middel van peilbeheer, aanleggen of opheffen van waterlopen en drainagesystemen kan invloed uitgeoefend worden op het grondwatersysteem (grondwaterpeilen, kwelstromen...). Oppervlaktewaters (rivieren, beken, vijvers...) vormen op zich belangrijke aquatische ecosystemen. Via overstroming en zijn regulerende werking op het grondwatersysteem bepaalt het oppervlaktewaterbeheer in sterke mate de potenties voor terrestrische vallei- of grondwatergebonden ecosystemen.

2.2 Hydrografie

2.2.1 Historiek van de waterlopen

Deze paragraaf is een korte samenvatting van het cultuurhistorisch onderzoek in het inrichtings- en beheerplan door Aeolus (2006).

2.2.1.1 Ontstaan van waterlopen

Het bekenstelsel in de Vallei van de Drie Beken is, zoals elders in de Kempen, in belangrijke mate tot stand gekomen door ingrijpen van de mens. Dit blijkt uit het kilometerslang evenwijdig naast elkaar lopen van de Grote Beek, Middelbeek en Kleine Beek. De Grote Beek is de oudste en waarschijnlijk de oorspronkelijke loop. Onder de naam Ulpe werd de Grote Beek reeds vermeld in 1253. De Kleine Beek bestaat al minstens 500 jaar, de Middelbeek zou jonger zijn.

Uit historische bronnen blijkt dat de vallei tussen Deurne en Schaffen eeuwenlang

zeer drassig en moeilijk toegankelijk terrein was. In die mate dat het tot het midden van de 19^e eeuw als een natuurlijke barrière voor de mens fungeerde. Het deed ook dienst als vluchtoord in tijden van oorlog, wat aanleiding gaf tot de ontwikkeling van de talrijke zogenaamde schansen: een primitieve verdedigingsstructuur in een vochtige depressie bestaande uit een opgehoogd terrein, omgeven door een gracht.

Niet alleen de Kleine Beek en Middelbeek, maar ook tal van kleine ontwateringskanalen werden aangelegd om het gebied te draineren teneinde landbouw en vervoer mogelijk te maken. De ontwateringskanalen zijn minstens 350 jaar oud.

2.2.1.2 Waterkwaliteit

In het begin van de 20^{ste} eeuw was de waterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken nog heel goed. Hieraan kwam een einde in de jaren 30 door lozingen van chemische industrie in Kwaadmechelen en Tessenderlo (de vestiging TC Ham werd gebouwd in 1929). Enkele anekdotes illustreren de zware vervuiling uit de beginjaren van de lozingen: Een zwemmer liep brandwonden op bij een duik in de Grote Beek; reeds in de jaren '40 zwom er geen vis meer in de waterlopen (voordien werden onder meer blankvoorn, snoek, paling en meerval aangetroffen); de Grote Beek vroor niet meer dicht en er hing soms een blauwe walm boven het water.

De voornaamste chemische stoffen die in te grote concentraties in de Grote Beek terecht kwamen, zijn chloride, arseen, fosfaat, radium en zware metalen (o.a. cadmium).

2.2.1.3 Structurele ingrepen

De Grote Beek kende ook structurele wijzigingen (Envico en Aquadvice, 2000).

Ter hoogte van de kruising van de Grote Beek met de spoorweg Diest-Tessenderlo is de rivierbedding gebetonneerd. De drempel van de bedding is opgehoogd, waardoor de beek een verval van 1,6 m heeft over een afstand van 10 m. Als gevolg van de opstuwing wordt de snelheid bovenstrooms geremd, terwijl ze stroomafwaarts van de drempel verhoogt.

De Kleine Beek – Meilrijk loopt via een duiker, die vermoedelijk ca. 50 jaar geleden werd aangelegd, onder de Grote Beek. Het dak van de duiker is te hoog waardoor de stroming van de Grote Beek geremd wordt.

Met de start van de industriële lozingen werd de Grote Beek geleidelijk aan uitgediept om het afvalwater te kunnen

verwerken. Dit zorgde voor een terugval van de natuurlijke overstromingen en voor een verdroging van het gebied.

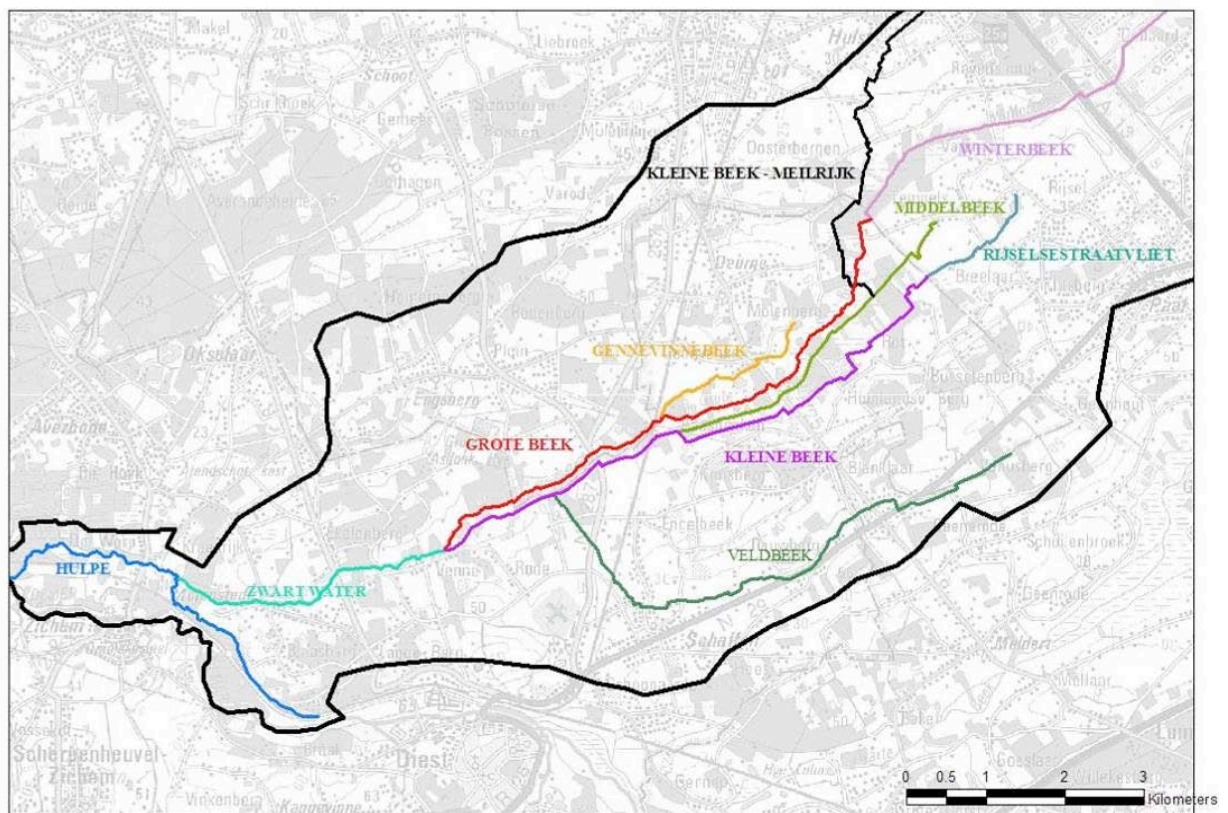
2.2.2 Beschrijving van het waterlopenstelsel

Het aandachtsgebied omvat het deel van het stroomgebied stroomafwaarts het Albertkanaal. De Winterbeek wordt onder het Albertkanaal geleid door een metalen sifon die de enige verbinding vormt tussen de stroomgebieden aan weerszijden van het kanaal. De Winterbeek wordt onder de E313 geleid via een rechte betonnen koker

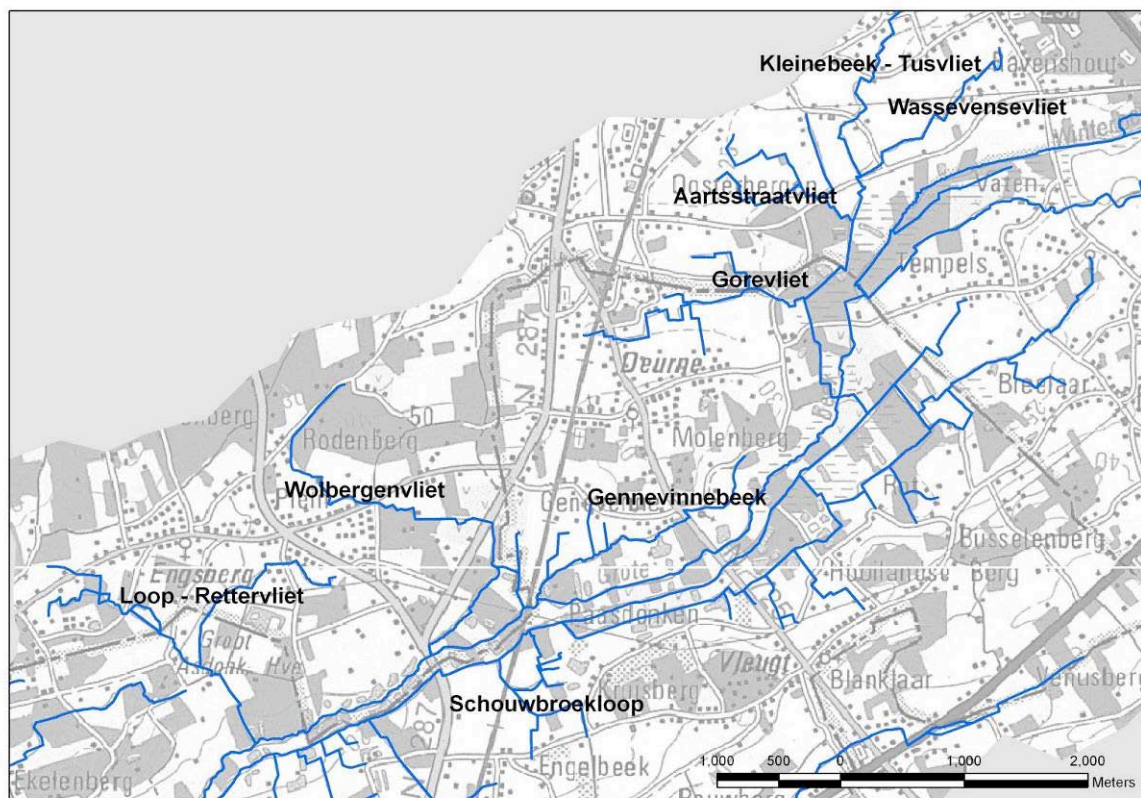
In het studiegebied lopen Grote Beek, Middelbeek en Kleine Beek kilometerslang nagenoeg evenwijdig in noordoost-zuid-westelijke richting. In Paasdonk vloeien Middelbeek en Kleine Beek samen en verder

stroomafwaarts mondt deze beek uit in de Grote Beek om het Zwart Water te vormen (Figuur 2-1). De voornaamste kleinere beken in het gebied zijn Genevinnebeek, Wolbergenvliet, Loop - Rettervliet (monden uit in de Grote Beek), Rijselsestraatvliet, Veldbeek, Schouwbroekloop (zijn alle zijbeken van de Kleine Beek) en de Kleine Beek – Meilrijk, die zelf nog enkele zijbeekjes heeft (Aartsstraatvliet, Gorevliet en Wassevensevliet Figuur 2-2). De Kleine Beek – Meilrijk loopt via een duiker onder de Grote Beek door om uit te monden in de Middelbeek.

De Grote Beek wordt beschouwd als een kleine Kempense beek (Schneiders en Wils 1991).



Figuur 2-1: In deze studie gevolgde naamgeving van de waterlopen in de Vallei van de Drie Beken



Figuur 2-2: Overige waterlopen binnen het aandachtsgebied.

2.2.2.1 Afgesneden meanders

In de loop der jaren werden natuurlijke meanders afgesneden en beken rechtgetrokken. Bij beekherstel wordt getracht de morfologische structuur van de waterloop opnieuw in evenwicht te brengen met zijn dynamiek, die bepaald wordt door het afvoerdebiet van het stroomgebied. Een van de meest evidente maatregelen om dit te bewerkstelligen is het opnieuw aankoppelen van bij de regularisatie afgesneden meanders. Veelal zijn de meest recent afgesneden bochten nog als plassen en ondiepten in het landschap herkenbaar.

Aan de hand van oude kaarten, luchtfoto's en veldwerk werden oude afgesneden meanders van de natuurlijke waterlopen in de vallei opgespoord. Met name een vergelijking van de huidige hydrografie met de grenzen van de kadasterpercelen, die veelal nog een oudere loop volgen, bleek hiertoe erg geschikt. In totaal werden 25 oude meanders geïnventariseerd (Figuur 2-3).

Volgende kaarten werden geraadpleegd:

- Vandermaelekaart 1850
- Depot de la Guerre kaart 1892
- Kadaster

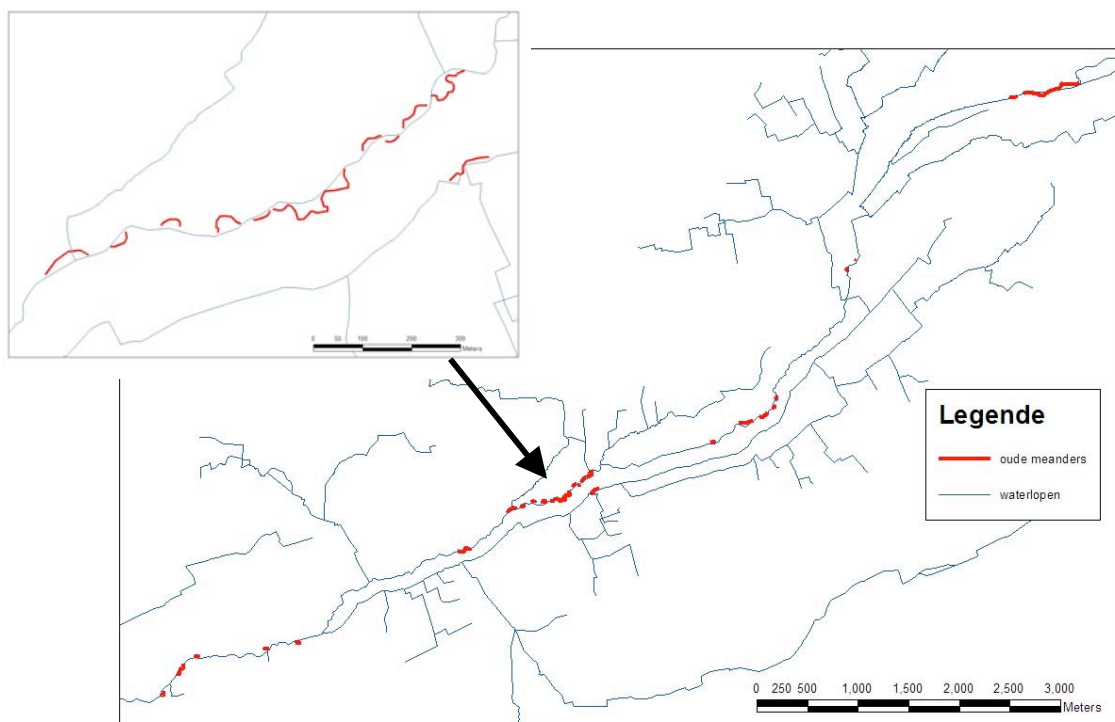
- NGI-kaart 1993
- NGI-kaart 2000
- Orthofoto 2003

De cartografische informatie is samengebracht in het ArcGis project Oude_trajecten.mxd.

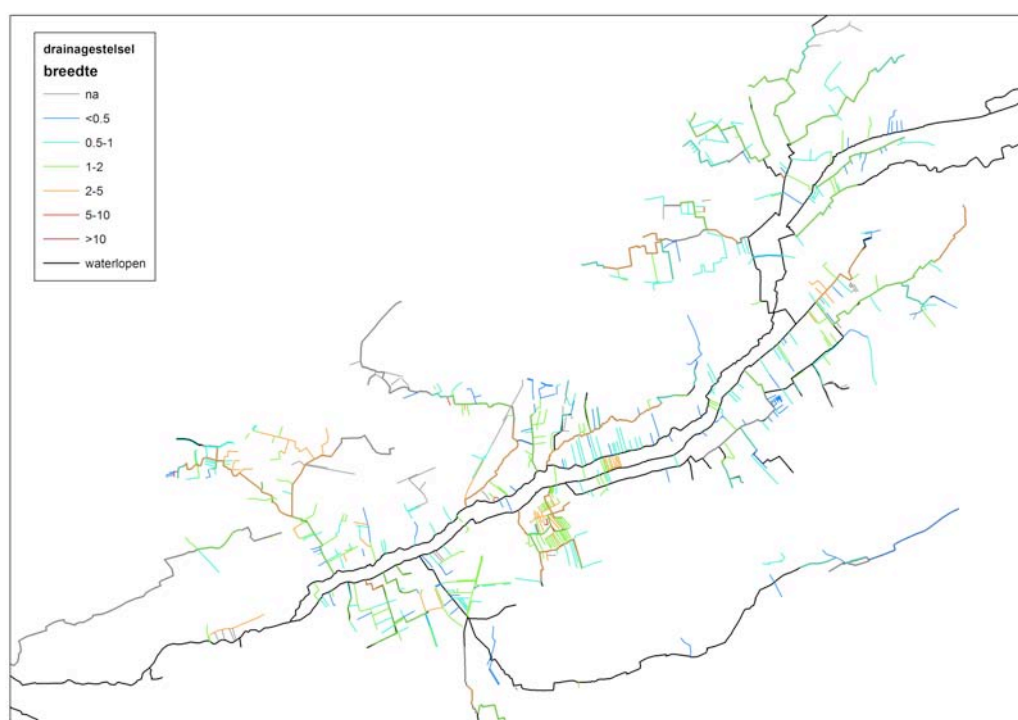
2.2.2.2 Drainage systemen

In het valleigebied werden tijdens het terreinwerk de drainagesystemen in beeld gebracht. Er was hierbij aandacht voor de diepte en breedte van de slotenstelsels, en voor eventuele zichtbare vervuiling. De informatie werd samengebracht in een ArcGis projecten Drainstelsel_Afmetingen.mxd en OppWaterKwal_zichtbaarvervuiling.mxd.

Deze gedetailleerde kartering van het drainagestelsel leverde informatie om op gefundeerde wijze bepaalde variabelen in het stationaire grondwatermodel in te schatten (Figuur 2-4). Ze is ook bijzonder relevant als historisch document en voor het later beheer van de percelen en als historisch document.



Figuur 2-3: Oude meanders in de Vallei van de Drie Beken



Figuur 2-4: Kartering drainagestelsel: breedte in meter

2.3 Waterkwaliteit

2.3.1 Inleiding

De waterkwaliteit van een waterloop beïnvloedt de ecologische potenties in een valleigebied op directe en indirecte wijze. Ze bepaalt rechtstreeks welke aquatische gemeenschappen in de waterloop tot ontwikkeling kunnen komen. Onrechtstreeks kan de oppervlaktewaterkwaliteit via overstroming of infiltratie terrestrische gemeenschappen beïnvloeden. In dit hoofdstuk wordt de waterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken beschreven. Het doel is om uit deze informatie knelpunten te distilleren die zich op vlak van de waterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken stellen en die wegen op de natuurontwikkeling.

Oppervlaktewater bestaat van nature uit een mengeling van grond- en regenwater. Erosiemateriaal en afgestorven plantenmateriaal komen in de beek terecht, wat de waterkwaliteit beïnvloedt. Hierdoor is beekwater in regel voedsel- en mineraalrijker dan grondwater. In het kader van het "Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse gewest" werd getracht de ecologische natuurlijkheid van de Vlaamse beektypen te beschrijven. De ecologische natuurlijkheid is bedoeld als een referentiekader en wordt gedefinieerd als de oorspronkelijke of natuurlijke toestand van de waterloop, zowel m.b.t. de waterkwaliteit en de fysische toestand van de beek als m.b.t. de van nature aanwezige levensgemeenschappen (Bervoets en Schneiders, 1990). Op de schaal van het Demerbekken worden door Schneiders en Wils (1991) in de Kempen twee subtypen onderscheiden, nl. kleine beken (subtype I.1.) en grotere zijlopen van de Demer (subtype I.2.). Voor deze beektypen worden van een aantal fysisch-chemische variabelen referentiewaarden gegeven (zie Tabel 2-1). Deze referentiewaarden dienen met de nodige omzichtigheid te worden gehanteerd. Aangezien het merendeel van de onderzochte waterlopen sterk antropogeen beïnvloed is (studiegebied = Vlaanderen), is het vastleggen van een referentiesituatie uiterst moeilijk. In realiteit wijkt de waterkwaliteit immers veelal sterk

af van deze referentiekwaliteit als gevolg van antropogene lozingen.

Het Besluit van de Vlaamse Regering van 08/12/98 (B.S. 29/01/99) legt de bestemmingen vast van oppervlaktewateren van het openbaar hydrografisch net. Volgende bestemmingen worden onderscheiden: drinkwater, zwemwater, viswater en schelpdierwater. Voor elk van deze bestemmingen gelden milieukwaliteitsdoelstellingen (= normen voor een aantal fysisch-chemische variabelen), zoals vastgelegd in hoofdstuk 2.3 van VLAREM II (Besluit van de Vlaamse Regering 01/06/95, B.S. 31/07/95). Bovendien moeten alle oppervlaktewateren voldoen aan de Vlaamse basiskwaliteitsnormen. In de Vallei van de Drie Beken geldt, met uitzondering van het Albertkanaal, voor alle waterlopen de basiskwaliteitsnorm. In Tabel 2-1 worden de normen voor basiskwaliteit en viswaterkwaliteit weergegeven.

Naast deze chemische variabelen is de Belgische Biotische Index (BBI) een indicator voor de biologische kwaliteit van een waterloop. De BBI steunt op de aanwezigheid of afwezigheid van aquatische macro-invertebraten. Macro-invertebraten zijn grotere, met het blote oog waarneembare ongewervelde dieren zoals insecten, weekdieren, kreeftachtigen, wormen,... De BBI wordt berekend op basis van de relatieve gevoeligheid van bepaalde indicatorsoorten voor verontreiniging enerzijds en van de soortendiversiteit anderzijds. De bekomen BBI-indexwaarden (van 0 tot 10) worden ondergebracht in waterkwaliteitsklassen:

- zeer goede kwaliteit (BBI 9-10)
- goede kwaliteit (BBI 7-8)
- matige kwaliteit (BBI 5-6)
- slechte kwaliteit (BBI 3-4)
- zeer slechte kwaliteit (BBI 1-2)
- uiterst slechte kwaliteit (BBI 0).

De BBI geeft een beeld van de ecologische toestand van een waterloop over een middellange periode (weken, maanden). De biologische kwaliteit wordt niet alleen bepaald door de chemische samenstelling van het water, maar ook door stabielere biotoopkenmerken zoals de fysische structuur van de waterloop en de chemische kwaliteit van het sediment (de waterbodem).

Tabel 2-1: Referentiewaarden en kwaliteitsnormen van enkele fysisch-chemische variabelen en een biologische variabele voor Kempense beken.

Variabele	Eenheid	Basiskwaliteit	Viswater- kwaliteit	Referentie kleine beek	Referentie grote beek
Temperatuur	°C	A £ 25			
Opgeloste O ₂	mg/l	A ≥ 5	M ≥ 7	>9	>8
pH		6,5 £ A £ 8,5	6 < A < 9	4,7 - 7,0	6,3 - 7,4
Geleidbaarheid	µS/cm	P < 1000		110 - 400	110 - 400
Zwevende stoffen	mg/l	P < 50	G £ 25		
BZV	mg O ₂ /l	P £ 6	P £ 6	≤3	G ≤ 3; P < 6
Totaal fosfaat	mg P/l	G £ 0,3; P < 1	P £ 1		
Orthofosfaat	mg P/l	P < 0,3		< 0,01	< 0,05
Nitriet	mg N/l		P £ 0,03	< 0,01	G < 0,01
Nitriet+Nitraat	mg N/l	P £ 10		< 1	< 3
Ammonium	mg N/l	G < 1; P < 5	P £ 1	< 0,1	< 0,2
CZV	mg O ₂ /l	P < 30			
Sulfaat	mg/l	P < 250; M < 150			< 25
Chloride	mg/l	P < 200		< 25	< 25
Arseen (T)	µg/l	P £ 30			
Barium (T)	µg/l	P < 1000			
Cadmium (T)	µg/l	G < 1			
Calcium	mg/l			10 - 40	15 - 40
Chroom (T)	µg/l	P £ 50			
IJzer (O)	µg/l	P < 200		200 - 4000	200 - 4000
Koper (T)	µg/l	P £ 50			
Koper (O)	µg/l		P £ 40		
Lood (T)	µg/l	P £ 50			
Mangaan (O)	µg/l	P < 200			
Nikkel (T)	µg/l	P £ 50			
Selenium	µg/l	P < 10			
Zink (T)	µg/l	P £ 200	P £ 1000		
Alkaliniteit	mg CaCO ₃ /l			0 - 20	0 - 30
Biotische index		A ≥ 7			

Basiskwaliteit : Besl. VI. Reg. 21/10/87, gewijzigd bij Besl. VI. Reg.1/6/95; Viswaterkwaliteit (karperachtigen) : Besl. VI. Reg. 1/6/95; Referentiewaarden : Schneiders & Wils 1991.

Referentiewaarde wordt ook ecologische kwaliteit genoemd.

A = absolute norm: alle metingen in een kalenderjaar moeten voldoen aan het criterium.

G = gemiddelde norm: het jaargemiddelde van alle metingen moet voldoen aan het criterium.

M = mediaan norm: de mediaan van alle metingen moet voldoen aan het criterium.

P = percentuele norm: 90% (voor basiskwaliteit) of 95% (voor viswaterkwaliteit) van alle metingen in een kalenderjaar moet voldoen aan het criterium en bovendien mag het maximum niet groter zijn dan 1.5x de normwaarde.

BZV = biochemisch zuurstofverbruik

CZV = chemisch zuurstofverbruik

2.3.2 Emissies

2.3.2.1 Gegevensbronnen

Basisgegevens over emissies in de waterlopen in de Vallei van de Drie Beken werden bekomen van VMM, Afdeling Ecologisch toezicht en uit de overzichtsstudie 'Evaluatie van de fysico-chemische toestand van de Vallei van de Winterbeek' (Timmerman et al., 2003). Tevens werden lozingspunten en zichtbare aanwezigheid van huishoudelijk afvalwater in het veld gekarteerd.

2.3.2.2 Lozingen

In het gebied komen drie types van lozingsbronnen voor: industriële lozingen, lozingen van huishoudelijk afvalwater en diffuse landbouwlozingen. Industriële lozingen, lozingen van het effluent van RWZI's en rioleringen die rechtstreeks in waterlopen uitkomen, zijn duidelijk lokaliseerbare puntbronnen. Lozingen van niet aangesloten woningen zijn disperse bronnen. Daarnaast komt ook een diffuse verontreiniging vanuit de landbouw voor (vnl. afspoeling van nitraat, fosfaat en bestrijdingsmiddelen).

De waterzuiveringinfrastructuur in Vlaanderen bestaat uit volgende elementen:

- Rioolwaterzuiveringinstallaties (RWZI)
- Bovengemeentelijke riolering
- Gemeentelijke riolering

RWZI's en bovengemeentelijke rioleringen worden aangelegd en beheerd door Aquafin nv. De planning van Aquafin ligt vast in de rollende meerjarenprogramma's (RMP's). De gemeentelijke riolering wordt aangelegd en onderhouden door de gemeenten. Elke gemeente heeft in de jaren '80 een totaal rioleringsplan (TRP) opgesteld met een planning van nog te realiseren riolen en een lijst van niet rioleerbare straten en woningen. Momenteel werken de VMM en de gemeenten aan zoneringsplannen waarin de zones worden vastgelegd waarin het huishoudelijk afvalwater collectief dan wel individueel gesaneerd moet worden.

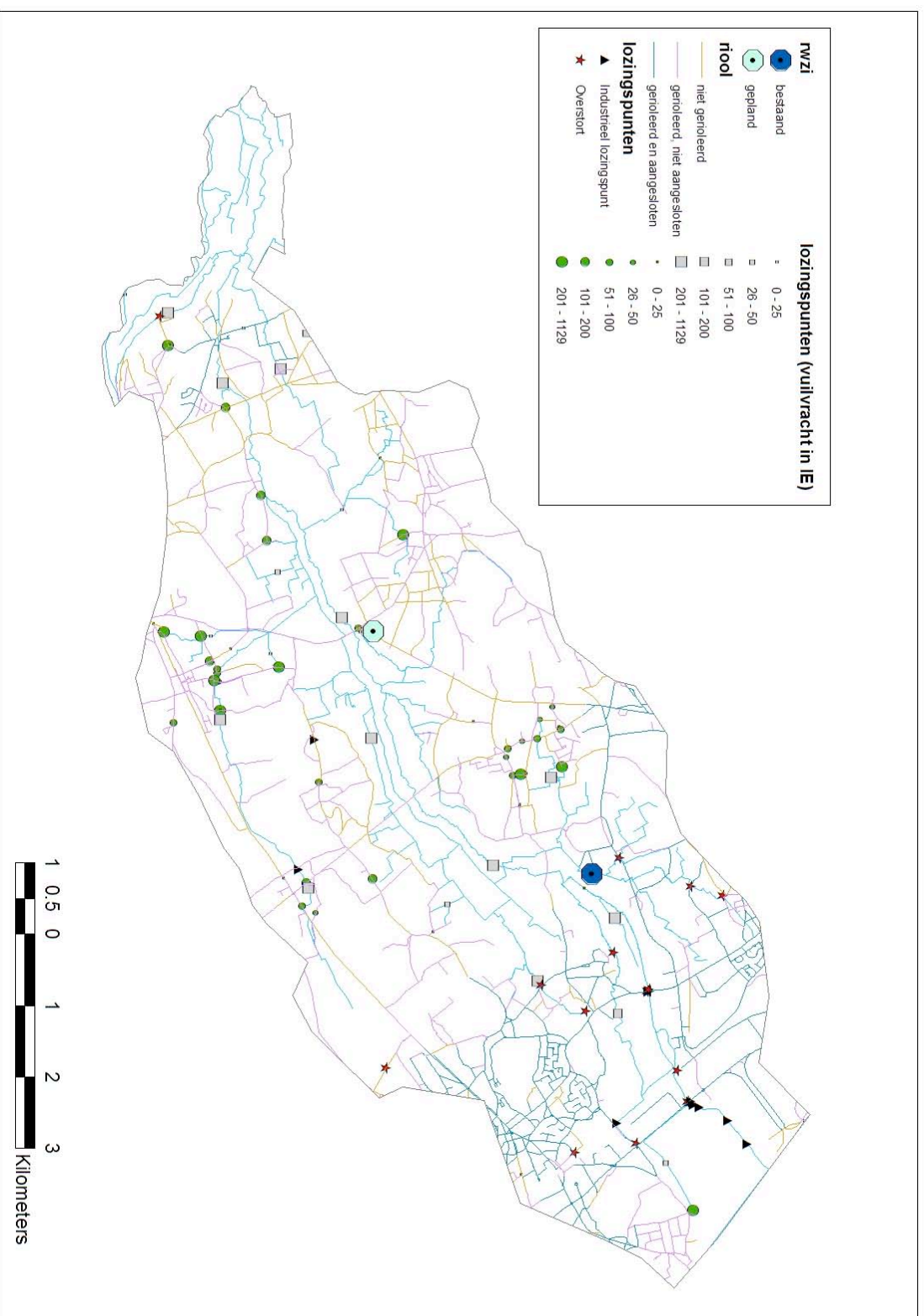
Huishoudelijk afvalwater komt dus op verschillende wijzen in het oppervlaktewater terecht. Woningen die momenteel niet aangesloten zijn op een riolering, lozen veelal direct in een waterloop. Deze lozingspunten zijn grotendeels ongekend. Daarnaast zijn er (nog) niet op een collector of RWZI aangesloten gemeentelijke rioleringen, die het afvalwater rechtstreeks naar de waterlopen voeren. In principe worden alle bestaande en geplande rioleringen op termijn aangesloten op een

RWZI. Op bestaande rioleringen en collectoren zitten overstorten waarlangs rioolwater geloosd wordt bij overschrijding van de capaciteit. Het effluent van een RWZI vormt een laatste, zij het sterk gezuiverde, bron van vervuiling door huishoudelijk afvalwater. Bij overbelasting van (hevige neerslag) van riolen, collectoren en RWZI's wordt afvalwater ongezuiverd via overstorten in de waterlopen geloosd. Toename van het aandeel van gescheiden rioleringsstelsels moet overbelasting in de toekomst beperken.

Timmerman et al. (2003) geven een lijst van industriële lozingspunten, rechtstreeks in de waterloop of naar de RWZI (Tabel 2-2). Figuur 2-5 geeft een overzicht van de voornaamste lozingsbronnen in de vallei op basis van de meest recente gegevens bij VMM.

Tabel 2-2: De belangrijkste puntlozingen in de vallei van de Winterbeek (OPP = oppervlaktewater; RIO = riolering)

Bedrijf	Type lozing
Dow Chemical Belgium	OPP
Tessenderlo Chemie Ham	OPP
Alcoat	OPP
Hercules Beringen	OPP
Borealis	OPP
Friesland Madibic	OPP
RWZI Beverlo	OPP
RWZI Tessenderlo	OPP
Decaf	RIO
Cornelis Guido	RIO
Electronic Apparatus	RIO
Harry Vos Tessenderlo	RIO
Henkel-Ecolab	RIO
Inter-Beton	RIO
Inter Cleaning Service	RIO
Master Builders	RIO
New Summit	RIO
Philips Matsushita Battery Corp.	RIO
Chevron Phillips Chemicals International	RIO
Pittsburgh Corning Europe	RIO
Seda-Pack	RIO
Lakkerij Vandermaesen	RIO
Union Electric Steel	RIO
Galenco-Soprodal	RIO
Paulypaint	RIO



Figuur 2-5: Overzicht van rioleringen en lozingspunten in de Vallei van de Drie Beken

2.3.2.3 Tessenderlo Chemie

De vestiging TC Ham loost haar afvalwater deels op de Winterbeek (Grote Beek) en deels op de Grote Laak (Netebekken). Het afvalwater is voornamelijk afkomstig van de fosfaatproductie van deze vestiging. Doordat de ertslen ontsloten worden met zoutzuur (HCl) bevat het afvalwater zeer hoge chloridgehaltes. Bij het ontsluitingsproces komen ook cadmium (Cd), arseen (As) en radium (Ra) vrij. Radium wordt sinds begin jaren '90 uit het afvalwater verwijderd door precipitatie met bariumzouten, waardoor het afvalwater ook hoge gehalten barium (Ba) bevat. De cadmiumlozingen van geheel Tessenderlo Chemie (incl. vestiging Tessenderlo en de Limburgse Vinylmaatschappij) evolueerden van 2 ton per jaar bij de oprichting (1931) via 8 ton/jaar in 1965 naar 12 ton/jaar in 1970. Sinds 1985 wordt een zuivering toegepast, wat resulteerde in een daling van de cadmiumlozing naar 1 ton/jaar in 1995 en 0.1 ton/jaar in 2003. Gelijkaardige trends gaan op voor andere zware metalen, arseen en fosfaat. Het afvalwaterdebiet van TC Ham naar de Winterbeek varieert. In de periode 1989 – 1993 lag het debiet tussen 400 en 550 m³/uur. In de periode 1995 – 2001, waarin de totale fosfaatproductie van TC geconcentreerd werd in Ham, steeg het debiet naar 600 tot 700 m³/uur. In 2005 en 2006 bedroeg het gemiddelde debiet ca. 550 m³/uur (Van Lieferinge et al. 2005).

2.3.2.4 Andere bedrijven

Andere bedrijven die rechtstreeks op de Grote Beek of haar zijbeken lozen zijn: Friesland Foods Professional Belgium (oude naam Madibic; Veldbeek), een producent van roomproducten; Alcoat (Schouwbroekloop), een producent van poedercoats van aluminium, staal en verzinkt staal; Hercules en Borealis (Winterbeek), producenten van chemische polymeren; Dow Belgium (Winterbeek), een producent van polystyreen en polyethyleen.

2.3.2.5 RWZI's

Naast de industriële bedrijven zijn er ook de lozingen van de RWZI's. Er bevinden zich momenteel 2 RWZI's in de vallei, in Beverlo en Tessenderlo. Op de RWZI Beverlo, gelegen stroomopwaarts het Albertkanaal, buiten het eigenlijke aandachtsgebied, lozen enkel huishoudens. Op de RWZI Tessenderlo lozen naast huishoudens nog een hele reeks bedrijven (zie Tabel 2-2). In de nabije toekomst wordt een nieuw RWZI gebouwd in Engsbbergen. De lozingsvoorwaarden voor deze RWZI zijn reeds vastgelegd.

De lozingsvoorwaarden van de RWZI's van Tessenderlo, Beverlo en Engsbbergen worden weergegeven in Tabel 2-3.

Tabel 2-3: Lozingsvoorwaarden in de milieuvergunningen van de RWZI's Tessenderlo, Beverlo en Engsbbergen.

	RWZI Tess.	RWZI Bev.	RWZI Eng.
BZV (mg/l) en BZV verwijderings- rendement	25 90%	25 85%	25 90%
CZV (mg/l) en CZV verwijderings- rendement	125 75%	125 68%	125 75%
Zs (mg/l) en Zs verwijderings- rendement	35 85%	35 74%	35 90%
Nt (mg/l) en Nt verwijderings- rendement	15 50%	15 5%	20 60%
Pt (mg/l) en Pt verwijderings- rendement	1 80%	2 50%	2 80

2.3.2.6 Huishoudens niet aangesloten op een RWZI (Huishoudelijke lozingen)

De totale huishoudelijke vuilvracht die niet aangesloten is op een RWZI werd in 2000 geschat op 10235 IE³ (Envico 2000) met de grootste belasting op de Wolbergenvliet en Rettervliet (2104 IE), de Veldbeek (1931 IE), de Gorevliet (1778 IE), Zwart Water (1561 IE) en de Kleine beek (1356 IE). (Voor de naamgeving van de beken wordt verwezen naar Figuur 2-1 en Figuur 2-2).

Recente schattingen van VMM Afdeling Ecologisch Toezicht geven aan dat van de 22.958 inwoners wonend in het aandachtsgebied er 11.278 aangesloten zijn op een RWZI (zuiveringszone A).

Van de 11.680 niet aangesloten inwoners zijn er 5.924 die lozen in een niet aangesloten riolering. Voor 3.183 inwoners hiervan is aansluiting voorzien via het bovengemeentelijk optimalisatieprogramma of het gemeentelijk subsidieprogramma (zuiveringszone B). Voor de resterende 2.741 inwoners van deze groep is voorlopig geen sanering voorzien (zuiveringszone C).

Daarnaast zijn er nog 5.756 inwoners die rechtstreeks in het oppervlaktewater lozen, waarvan er voor 4.460 inwoners in het totaal rioleringsplan van de gemeenten aansluiting voorzien is en voor 1.296 niet. Deze laatsten zullen zelf moeten instaan

³ IE = Inwoner Equivalent

voor de zuivering van hun huishoudelijk afvalwater. Bovenstaande wordt verduidelijkt in Tabel 2-4. Van de 5.924 gerioleerde en niet aangesloten inwoners komen er 2.161 IE in de Veldbeek, 1.388 in de Gorevliet, 1.149 in de Loop - Rettervliet, 489 in het Zwart Water, 444 in de Kleine beek, 224 in de Grote Beek en 69 in de Oude Demer terecht.

Van de niet gerioleerde inwoners is een verdeling over de waterlopen niet gekend. Deze lozingen bereiken niet altijd een oppervlaktewater, zeker niet in droge periodes. Het water infiltreert op vele plaatsen naar het grondwater (eigen waarneming). Voor inwoners die rechtstreeks lozen in oppervlaktewater wordt in de zonering bepaald dat ze moeten aansluiten of een Individuele Behandelingsinstallatie van Afvalwater (IBA) voorzien

Timmerman et al. (2003) hebben een lozingsinventaris voor de periode 1991-2002 opgesteld. Hier geven we bondig de belangrijkste conclusies.

TC-Ham en RWZI-Tessenderlo lozen de grootste volumes. Beide loosden in 2002 ca. 15000 m³/dag op een totaal debiet van 77000 m³/dag bij de limnigraaf in Molenstede.

Huishoudelijke lozingen, RWZI Tessenderlo en TC Ham zijn verantwoordelijk voor de grootste hoeveelheden organische stoffen (CZV en BZV) waardoor de zuurstofgehalten in de beek afnemen.

Nutriënten zijn voor het merendeel afkomstig van huishoudelijke lozingen en de RWZI's.

Arseen en cadmium worden vrijwel uitsluitend door TC Ham geloosd.

Ook de grootste chloridenvracht komt onmiskenbaar van TC Ham (130.000 ton/jaar in periode 1999-2001).

Daarnaast loost TC Ham ook een aanzienlijke hoeveelheid sulfaat (2.700 ton/jaar).

2.3.3 Immissies

Immissies, de effectief aangetroffen concentratie van chemische stoffen in het oppervlaktewater, zijn een weerspiegeling van de som van de natuurlijke achtergrondconcentraties, alle emissies of lozingen en de natuurlijke zuiveringscapaciteit van de waterloop.

2.3.3.1 Gegevens

Tabel 2-5 en Figuur 2-6 geven een overzicht van de VMM-meetpunten van het fysico-chemisch meetnet in de Vallei van de Drie Beken. Het aantal staalnamen per meetpunt per jaar wordt gegeven in Tabel 2-6 en Tabel 2-7.

Langere tijdsreeksen zijn voor handen van de Grote Beek (412000), Middelbeek (415000), Veldbeek (414000) en Schouwbroekloop (414400). In het kader van deze studie heeft VMM Afdeling Meetnetten en Onderzoek in de Vallei van de Drie Beken een aantal extra meetpunten ingesteld in 2006 en 2007.

Alle beschikbare oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens van de Vallei van de Drie Beken werden bij VMM opgevraagd.

Bij de piëzometerraaien en enkele niet gecoverde locaties werden bijkomende oppervlaktewaterstalen genomen en geanalyseerd door het INBO.

Tabel 2-4: Schatting van de huishoudelijke vuilvrachten in de Vallei van de Drie Beken (in IE)

Totaal wonend in het gebied				22,958
Aangesloten op RWZI				11,278
Niet aangesloten op RWZI				11,680
	Gerioleerd			5,924
		geplande aansluiting		3,183
		geen geplande aansluiting		2,741
	Niet gerioleerd			5,756
		riolering voorzien (TRP)		4,460
		geen riolering voorzien		1,296

2.3.3.2 Methode

2.3.3.2.1 Ruimtelijke analyse

De meest recente metingen van chemische stoffen in het oppervlaktewater dateren van 2006 (voor sommige meetplaatsen van 2005 of 2007). We selecteerden voor deze bespreking 9 belangrijke variabelen: chloride (Cl^-), de nutriënten nitraat (NO_3^-), orthofosfaat (PO_4^{3-}) en ammonium (NH_4^+), de zuurstofvariabelen O_2 -concentratie, biochemisch zuurstofverbruik (BZV) en chemisch zuurstofverbruik (CZV), en de zware metalen arseen (As) en cadmium (Cd).

Alle variabelen werden maandelijks gemeten. Aangezien bij sommige variabelen het jaargemiddelde moet vergeleken worden met de norm voor basiskwaliteit, bij andere de absolute metingen (en voor NH_4^+ allebei) en bij nog andere de mediaan (zie Tabel 2-1), worden verschillende benaderingen weergegeven in de kaarten (zie bijlage 1).

2.3.3.2.2 Temporele analyse

Om na te gaan of de resultaten voor 2006 representatief zijn voor de recente

geschiedenis van de Vallei van de Drie Beken, en om te onderzoeken of er een evolutie merkbaar is in de verontreiniging, bespreken we ook een selectie van de meetresultaten van de voorbije 18 jaar.

Van de VMM-meetpunten 412000, 414000, 41440 en 415000 op respectievelijk de Grote Beek, de Veldbeek, de Schouwbroekloop en de Middelbeek zijn langere tijdreeksen van fysicochemische metingen voor handen die geschikt zijn om de evolutie van de waterkwaliteit tussen 1988 en 2006 te beschrijven.

De jaargemiddelden van alle variabelen werden berekend en uitgezet in een grafiek om de temporele evolutie visueel voor te stellen (zie bijlage 2)

2.3.3.2.3 Belgische Biotische Index

Ten slotte werd de BBI geanalyseerd. Gegevens uit de periode 1990-2005 zijn beschikbaar van de Grote Beek (ter hoogte van VMM-meetpunt 412000), de Middelbeek (415000), de Kleine Beek (413500), de Veldbeek (414000) en de Kleine Beek – Meilrijk (414500).

Tabel 2-5: VMM-meetpunten in de Vallei van de Drie Beken

VMM-code	Waterloop	Kwaliteitsdoelstelling	X-coördinaat	Y-coördinaat
411400	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	197530	189152
411500	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	199338	190289
412000	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	201668	191143
412400	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	202898	193429
412500	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	202966	193526
412800	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	203400	193910
412900	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	204342	194398
413000	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	204456	194432
413050	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	205867	194919
413100	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	206286	195583
413150	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	206426	195705
413200	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	209220	196780
413300	Grotebeek - Winterbeek - Genemeerbeek	Basiskwaliteit	209340	196800
413460	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	197575	189091
413480	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	199801	190234
413490	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	199958	190305
413500	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	201909	190849
413520	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	202407	191203
413550	Kleinebeek - Rijselfestraatvliet	Basiskwaliteit	203547	192468
413700	Loop - Rettervliet	Basiskwaliteit	197620	190158
413950	Veldbeek	Basiskwaliteit	199082	189468
414000	Veldbeek	Basiskwaliteit	199400	189070
414200	Veldbeek	Basiskwaliteit	202662	189496
414300	Veldbeek	Basiskwaliteit	202942	189655
414400	Schouwbroekloop	Basiskwaliteit	200667	189662
414450	Kleine Beek – Meilrijk	Basiskwaliteit	202432	192988
414500	Kleine Beek – Meilrijk	Basiskwaliteit	202802	194658

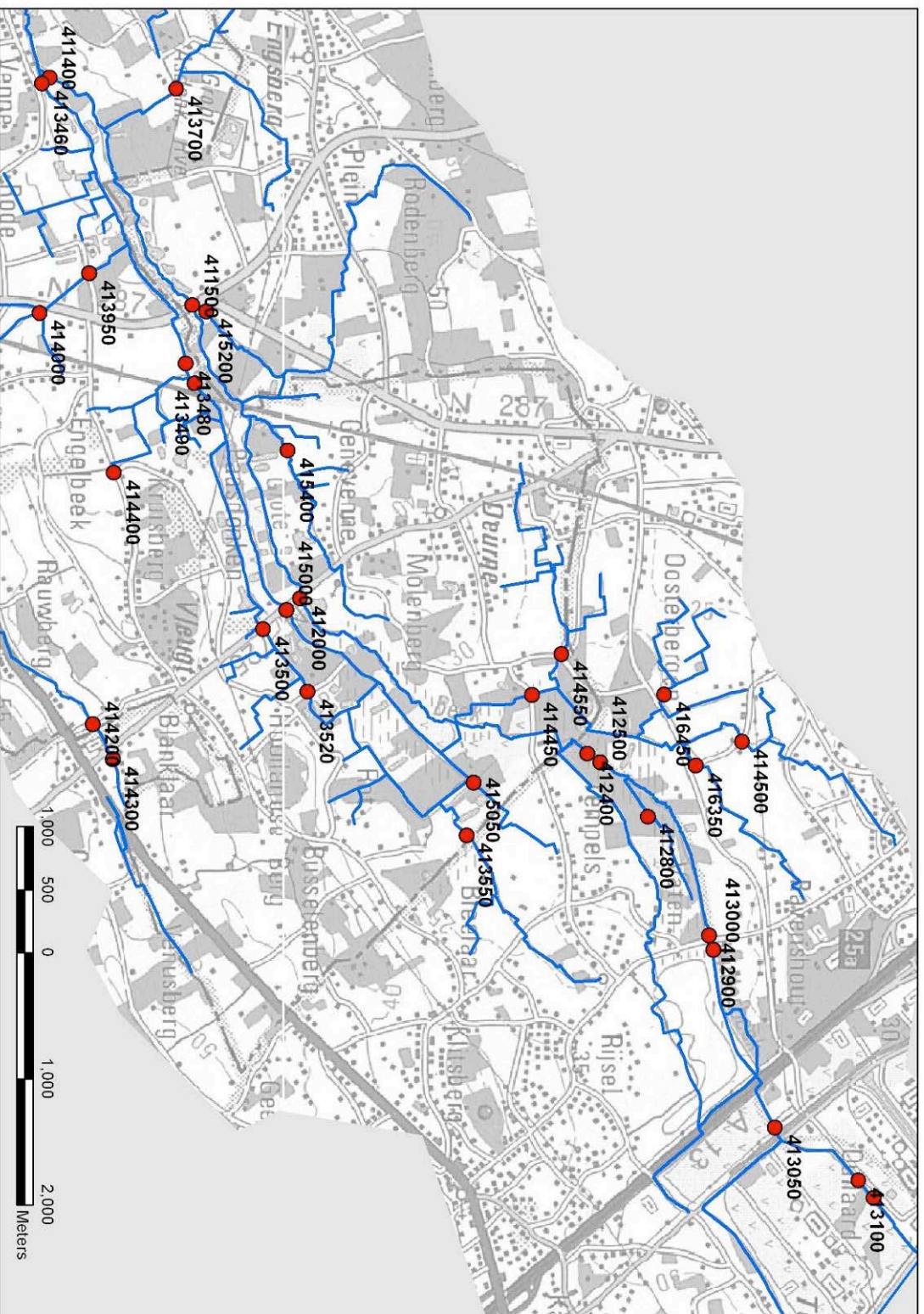
414550	Gorevliet	Basiskwaliteit	202106	193222
415000	Middelbeek	Basiskwaliteit	201756	191037
415050	Middelbeek	Basiskwaliteit	203127	192524
415200	Wolbergenvliet	Basiskwaliteit	199386	190399
415400	Gennevinnebeek	Basiskwaliteit	200492	191045
416350	Wassevensevliet	Basiskwaliteit	202992	194291
416450	Aartsstraatvliet	Basiskwaliteit	202427	194037
819000	Albertkanaal	Drink- en viswater	206120	196620

Tabel 2-6: Aantal analyses van standaardvariabelen per meetplaats per jaar

Jaar Meetplaats	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
411400																	1	11	
411500										12					12	12	12		
412000	8	7	8	8	8	8	8	7	7	12	13	17	16	13	12	13	13		
412400																	1	12	
412500																	2	11	
413460																		13	
413480																	1	12	
413490																	1	12	
413500																13		11	
413520																	1	11	
413550																	1	12	
413700																	1	12	
413950																	1	11	
414000	8	7	8	8	8	8	8	7	6										
414400										6	11	13	12	13	11	12		11	
414450																	1	12	
414500															14	15	15	2	
414550																			9
415000	8	7	8	8	8	8										13	12	11	
415050																		3	
415200											13					12			
415400																			7
416350															13	3	3	2	
416450															11	3	3	2	

Tabel 2-7: aantal analyses van zware metalen per meetplaats per jaar

Jaar Meetplaats	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
411400																		11	
411500																			
412000								5	6	12	12	1	9	12	12	12	12		
412400																		11	
412500																		1	
413460																		11	
413480																		8	
413490																		8	
413500																			
413520																			
413550																			
413700																			
413950																		1	
414000								5	6										
414400													12	6	11	36		24	
414450																			
414500																			
414550																			
415000																		11	9
415050																			
415200																			
415400																			
416350																			
416450																			



2.3.3.3 Resultaten ruimtelijke analyse

Gezien de slechte waterkwaliteit is een toetsing aan ecologische normen (referentiewaarden) niet zinvol. In onderstaande wordt de gemeten kwaliteit steeds vergeleken met de basiskwaliteit.

De resultaten voor 2006 worden weer-gegeven op de kaarten in bijlage 1.

2.3.3.3.1 Grote Beek

Metingen van waterkwaliteit in de Grote Beek werden verricht in vier meetpunten: twee stations in de bovenloop (onmiddellijk stroomopwaarts en -afwaarts het lozingspunt van de RWZI Tessenderlo, resp. 412500 en 412400), één halfweg de beek (412000 – geen resultaten voor 2006, wel voor 2005) en een meetpunt net voor de monding van de Kleine Beek in de Grote Beek (411400).

In de Grote Beek zijn er geen noemenswaardige problemen met NO_3^- , PO_4^{3-} en As. Er werden geen extreme piekconcentraties van NH_4^+ gemeten, maar het jaar-gemiddelde ligt wel te hoog. Hetzelfde geldt voor Cd.

De zuurstofhuishouding in de Grote Beek is, hoewel nog het beste van alle waterlopen in de Vallei van de Drie Beken, niet goed. In de eerste drie meetpunten is het aantal overschrijdingen van de norm voor opgeloste O_2 beperkt, maar meer stroom-afwaarts (411400), voorbij de mondingen van Genevinnebeek, Wolbergenvliet en Loop - Rettervliet zijn de O_2 -concentraties bijna permanent te laag. Deze drie zijbeken voeren immers huishoudelijk afvalwater naar de Grote Beek (zie verder). De resultaten voor het BZV zijn ondermaats, behalve bij meetpunt 412000, waar de norm nooit werd overschreden in 2006.

Het meest opvallende probleem in de Grote Beek is de enorme concentratie aan Cl^- in het beekwater. De norm van 200 mg/l werd bij elke meting ruim overschreden en het jaargemiddelde over de meetpunten samen bedraagt maar liefst 4591 mg/l. De hoofdoorzaak hiervan is het Cl^- -rijke afvalwater van TC Ham, dat stroomopwaarts van het eerste meetpunt in de Grote Beek geloosd wordt. Ook de te grote concentraties aan Cd zijn het gevolg van de lozingen van TC Ham.

2.3.3.3.2 Middelbeek en benedenstrooms deel van Kleine Beek

Het benedenstrooms deel van de Kleine Beek ontvangt een veel groter debiet uit de Middelbeek dan uit het bovenstrooms deel van de Kleine Beek zelf. Daarom opteren we hier om de Middelbeek en het stroom-

afwaartse deel van de Kleine Beek als één waterloop te beschouwen.

Voor deze waterloop zijn gegevens beschikbaar van vijf meetpunten. 415050 ligt dicht bij de bron, 415000 na de monding van de met huishoudelijk afvalwater belaste Rijselsestraatvliet en Kleine Beek – Meilrijk, 413490 en 413480 resp. vlak voor en na de monding van de Schouwbroekloop en ten slotte 413460 na de monding van de Veldbeek en net voor de monding van de Kleine Beek zelf in de Grote Beek.

Om de resultaten correct te kunnen interpreteren, hebben we ook de gegevens van de verschillende zijbeken nodig: Kleine Beek – Meilrijk, stroomopwaarts deel van de Kleine Beek, Rijselsestraatvliet, Schouwbroekloop en Veldbeek (zie verder).

Er zijn in de Middelbeek nergens problematische concentraties aan NO_3^- en As gevonden. De NH_4^+ en PO_4^{3-} gehalten voldoen aan de norm voor basiskwaliteit in de bovenloop (415050), maar stroomafwaarts van de mondingen van de zijbeken stijgen de gemeten concentraties en wordt de jaarnorm geregeld overschreden. Dit is te wijten aan de aanvoer van huishoudelijk, en dus NH_4^+ en PO_4^{3-} -rijk afvalwater uit deze zijbeken.

De zuurstofkwaliteit vertoont een gelijkaardig patroon. In het meest stroomopwaartse meetpunt 415050 wordt de O_2 -norm bij elke meting gehaald, maar aanvoer van verontreinigd en O_2 -arm water uit de zijbeken doet de O_2 -concentratie afnemen. In de andere meetpunten wordt de norm voor basiskwaliteit nog maar zelden bereikt. CZV en BZV variëren wat over de loop van de Middelbeek (en van sommige meetpunten ontbreken gegevens), maar algemeen kan gesteld worden dat de norm vaak wordt overschreden.

Bij het meest stroomopwaartse meetpunt treden geen problemen met Cl^- op, maar de grote Cl^- -concentratie in de Kleine Beek – Meilrijk zorgt ervoor dat de norm in de Middelbeek te vaak wordt overschreden in de stroomafwaarts gelegen meetpunten.

Wat de zware metalen betreft, is er evenmin als in de andere beken een probleem met As, maar wel met Cd. Gemiddelde Cd concentraties liggen vanaf meetstation 415000 te hoog (er zijn geen gegevens voor 415050), dit door de toevoeging van Cd-rijk water uit de Kleine Beek – Meilrijk. Verdunning door het -wat Cd betreft- schone water uit de Veldbeek zorgt ervoor dat de norm wel gehaald wordt vlak voor de monding van de Kleine Beek in

de Grote Beek (413460).

Een opmerkelijke vaststelling is dat de slechte resultaten voor NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cl^- en CZV van de sterk vervuilde Schouwbroekloop nauwelijks invloed hebben op de Kleine Beek: meetpunten 413490 en 413480 registreren zeer gelijkaardige resultaten. Het debiet van deze beek is inderdaad zeer klein.

2.3.3.3.3 Rijselsestraatvliet

De Rijselsestraatvliet ontspringt als overstort in de deelgemeente Paal. Het meetpunt 413550 registreerde geen problemen voor Cl^- , NO_3^- en PO_4^{3-} concentraties. Wel werd de pieknorm voor NH_4^+ een aantal keer overschreden en ligt ook het jaargemiddelde een stuk te hoog. Ook de norm voor opgeloste O_2 werd vaker niet dan wel bereikt. Er zijn geen gegevens voor BZV, CZV, Cd en As.

De gevonden resultaten zijn typisch voor een waterloop waarin de vervuiling van huishoudelijke oorsprong is.

2.3.3.3.4 Kleine Beek – Meilrijk en zijbeken

Ook de Kleine Beek – Meilrijk mondt uit in de Middelbeek, dit via een ondertunneling van de Grote Beek. Op deze beek bevinden zich twee meetpunten: 414500 het meest stroomopwaarts en 414450 stroomafwaarts de mondingen van de zijbeekjes Wassevensevliet, Aartsstraatvliet en Gorevliet, die ook elk voorzien zijn van een meetpunt (resp. 416350, 416450 en 414550). Het aantal metingen en het aantal gemeten variabelen is eerder beperkt (zie Tabel 2-6 en Tabel 2-7).

Op basis van de gegevens lijken de Wassevensevliet, de Aartsstraatvliet en de bovenloop van de Kleine Beek – Meilrijk relatief schoon te zijn. Enkel de O_2 -concentratie ligt af en toe te laag en de PO_4^{3-} concentratie wat te hoog. Enkele stukken van deze beken werden bij de veldkartering als "zichtbaar vervuild" gecatalogeerd, maar het zelfreinigend vermogen blijkt hier groot genoeg te zijn.

In het meest stroomafwaarts gelegen meetpunt (414450) is de toestand in de Kleine Beek – Meilrijk veel slechter. Het jaargemiddelde voor O_2 ligt veel te laag en dat voor NH_4^+ te hoog. Bovendien worden opmerkelijke piekwaarden genoteerd voor Cl^- en PO_4^{3-} .

De hoge concentraties aan NH_4^+ en PO_4^{3-} worden veroorzaakt door de aanvoer van het huishoudelijk afvalwater van Deurne via de Gorevliet. Deze zijbeek kent opmerkelijk hogere concentraties aan nutriënten dan de

Wassevensevliet en Aartsstraatvliet en bovendien is de O_2 concentratie permanent te laag (414550 – metingen in 2007 in plaats van 2006).

De piekwaarden van Cl^- zijn het gevolg van het plaatselijk overstroomen bij hoge waterpeilen van de Grote Beek. Via de baangracht langs Meilrijk komt dan Cl^- rijk water uit de Grote Beek in de Kleine Beek – Meilrijk terecht. De verhoogde Cl^- concentratie is meetbaar over de hele loop van de Middelbeek, waarin de Kleine Beek – Meilrijk uitmondt. De mogelijkheid tot watertransport van Grote Beek naar Kleine Beek – Meilrijk door het ogenschijnlijk onbeduidende grachtje langs Meilrijk heeft dus een zeer grote impact op de kwaliteit van het water in de Middelbeek.

2.3.3.3.5 Kleine Beek, stroomopwaarts samenvloeiing

In het stroomopwaartse deel van de Kleine Beek bevinden zich twee meetpunten: 413500 en 413520. Tussen de stations bevindt zich geen monding van een zijbeek of riool. De resultaten zijn dan ook zeer gelijkaardig voor beide meetpunten.

De concentraties van Cl^- en NO_3^- zijn permanent ruim onder de norm voor basis-kwaliteit. De gehalten aan NH_4^+ en PO_4^{3-} zijn echter een stuk te hoog en de concentratie opgeloste O_2 is constant te laag. Dit wijst op verontreiniging door huishoudelijk afvalwater. Het huishoudelijk afvalwater van Vleugt wordt inderdaad via een riool in de Kleine Beek geloosd. Er zijn geen gegevens voor BZV, CZV, Cd en As.

2.3.3.3.6 Schouwbroekloop

De Schouwbroekloop mondt stroomafwaarts van de samenvloeiing van Kleine Beek en Middelbeek op haar beurt uit in de Kleine Beek. Deze korte beek met klein debiet voert o.a. lozingswater van het metaalbedrijf Alcoat af en heeft een meetpunt (414400) onmiddellijk stroomafwaarts van het lozingspunt van Alcoat.

Alle gemeten variabelen (BZV werd niet gemeten) scoren zeer slecht, op As na. Cd-concentraties in de beek overschrijden regelmatig de basiskwaliteitsnorm, die gelijk is aan de lozingsvoorwaarde ($1\mu\text{g/l}$). De concentraties aan nutriënten (NO_3^- , NH_4^+ en PO_4^{3-}) zijn permanent te hoog en bovendien worden er sporadisch opmerkelijke uitschieters tot vele malen de normwaarde genoteerd.

De resultaten voor O_2 en CZV wijzen op een slechte zuurstofhuishouding in de Schouwbroekloop. Ten slotte liggen ook de gemeten waarden voor Cl^- meestal te hoog.

Het is dus duidelijk dat het lozingswater van Alcoat in niet of slecht gezuiverde toestand in de Schouwbroekloop terecht komt. Maar zoals eerder gezegd, heeft dit sterk vervuilde water weinig invloed op de kwaliteit van de Kleine Beek, waarin ze uitmondt.

2.3.3.3.7 Veldbeek

De Veldbeek is de meest stroomafwaarts uitmondende zijbeek van de Kleine Beek. Er zijn twee meetpunten (413950 en 414000), maar in 414000 werden slechts metingen verricht tot 1997.

De Veldbeek is de enige waterloop in de Vallei van de Drie Beken waar de basiskwaliteitsnorm voor Cd wordt gehaald. Ook As , Cl^- en NO_3^- komen in aanvaardbare concentraties voor.

De zuurstofhuishouding is echter zeer slecht. O_2 -concentraties zijn permanent lager dan de norm en ook BZV en CZV overschrijden de norm bij het merendeel van de metingen.

Ook de concentraties aan NH_4^+ en PO_4^{3-} zijn meestal hoger dan de basiskwaliteitsnorm. Dit is het gevolg van de directe lozing van huishoudelijk afvalwater van Schaffen in de Veldbeek. Mogelijk draagt ook de lozing van afvalwater door het zuivelbedrijf Madibic bij tot de vervuiling, maar hierover zijn geen specifieke cijfers bekend.

2.3.3.3.8 Genevinnebeek, Wolbergenvliet en Loop - Rettervliet

Deze drie waterlopen zijn rechterzijbeken van de Grote Beek. De meest recente gegevens dateren van 2004 (Wolbergenvliet, VMM-meetpunt 415200) en 2007 (Genevinnebeek en Loop - Rettervliet, resp. 415400 en 413700). Gegevens ontbreken voor zware metalen, BZV en CZV.

In de Wolbergenvliet, duidelijk de minst verontreinigde van de drie zijbeken, voldoen NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} en Cl^- aan de basiskwaliteitsnorm, maar O_2 niet. De Genevinnebeek en Loop - Rettervliet vertonen duidelijkere tekenen van huishoudelijke vervuiling, met normoverschrijdingen voor NH_4^+ , PO_4^{3-} en O_2 .

De instroom van huishoudelijk afvalwater uit Wolbergenvliet, Genevinnebeek en Loop - Rettervliet in de Grote Beek beïnvloedt de waterkwaliteit van deze laatste: het O_2 gehalte in de Grote Beek is beduidend lager stroomafwaarts van de mondingen van deze drie beken dan stroomopwaarts.

2.3.3.4 Resultaten temporele analyse

Om na te gaan of de resultaten voor 2006 representatief zijn voor de recente geschiedenis van de Vallei van de Drie Beken, en om te onderzoeken of er een evolutie merkbaar is in de verontreiniging, bespreken we ook een selectie van de meetresultaten van de voorbije 18 jaar.

De beschikbare meetpunten en hun locatie werden reeds opgesomd in paragraaf 2.3.3.2.2 en de grafieken worden weergegeven in bijlage 2.

2.3.3.4.1 Zuurstofhuishouding

In 2006 was de zuurstofhuishouding in alle beken slecht. De minst slechte toestand werd opgetekend in de Grote Beek, en dit is al jaren zo. Tot 1997 werden in de Grote Beek regelmatig concentraties aan opgelost zuurstof onder de 5 mg/l (basiskwaliteitsnorm) waargenomen. Tegelijkertijd werd regelmatig oververzadiging van opgelost zuurstof aangetroffen (tot 20 mg/l). Tussen 1997 en 2006 was er een gunstige tendens: zowel te lage als te hoge zuurstofconcentraties werden zeldzamer, de gemeten waarden bevonden zich meestal tussen de basiskwaliteitsnorm en de referentiewaarde voor opgelost zuurstof. De minimumwaarde van 5 mg/l werd echter elk jaar 1 of 2 keer niet gehaald en aangezien de basiskwaliteitsnorm voor zuurstof een absolute norm is (zie Tabel 2-1), is dit nog steeds niet voldoende.

In de Middelbeek is de hoeveelheid opgeloste O_2 zeer laag en in de tijdsreeks is een verslechtering in de loop van de jaren merkbaar (wel ontbrekende gegevens van 1994 tot 2003).

In de Veldbeek (metingen van 1989 tot 1997) was een duidelijke verbetering merkbaar vanaf 1993, maar in 2006 is de gemiddelde O_2 -concentratie weer even laag als in de vroege jaren '90.

De Schouwbroekloop ten slotte kent al jarenlang een zeer grillig verloop, met pieken tot 15 mg/l en dalen tot < 1 mg/l en zeer variabele jaargemiddelden. De situatie in 2006 is gemiddeld voor deze beek.

2.3.3.4.2 Nutriënten

In 2006 worden de normen voor NO_3^- nergens overschreden, behalve in de Schouwbroekloop (vermoedelijke oorzaak: Alcoat). Hoewel nog steeds ruim onder de norm, is er in de Grote Beek wel een lichte stijging te merken in de NO_3^- gehaltes sinds het begin van de metingen in 1989. De NO_3^- concentratie in de Schouwbroekloop in 2006 is de laagste van de hele tijdreeks, maar door de zeer grote temporele variatie kan

men dit geen betekenisvolle daling noemen.

NH_4^+ concentraties zijn, op de gebruikelijke variatie na, overal vrij constant over de tijd. Er zijn geen temporele trends te bespeuren.

Wat PO_4^{3-} betreft, is er in de Grote Beek wel een duidelijke daling zichtbaar vanaf 1997. De toestand is geëvolueerd van permanente normoverschrijdingen in de vroege jaren '90 tot het behalen van de norm voor basis-kwaliteit in 2006. Ook in de Veldbeek is de situatie, hoewel nog steeds niet goed genoeg, sterk verbeterd in vergelijking met de vroege jaren '90.

2.3.3.4.3 Chloor

In de Grote Beek worden sinds het begin van de metingen concentraties gemeten die vele malen de norm voor basiskwaliteit overschrijden. Na een dalende trend van 1991 tot 1997 is de gemiddelde Cl^- concentratie sinds 1998 weer even hoog als begin jaren '90. Deze stijging is waarschijnlijk het gevolg van het verhoogde debiet aan afvalwater van TC Ham.

In de Middelbeek was in een eerste meet-periode (1989-1994) het Cl^- gehalte steeds lager dan de norm, maar in de periode 2004-2006 was er duidelijk meer Cl^- in het beekwater: 15% van de waarnemingen overschrijdt de norm en de jaargemiddelden liggen 2 tot 3 maal hoger dan die van de eerste periode. Wellicht is het probleem van overstroom van de Grote Beek in de Kleine Beek – Meilrijk (en zo in de Middelbeek) via de baangracht langs Meilrijk pas ontstaan in de periode 1995-2003.

2.3.3.4.4 Zware metalen

Concentraties aan cadmium in de Grote Beek werden gemeten van 1996 tot 2005. De jaargemiddelden zijn zeer variabel. In 2004 dook het gemiddelde voor het eerst sinds 1996 onder de norm, maar in 2005 en 2006 was het jaargemiddelde weer wat te hoog. Er zijn dus geen duidelijke aanwijzingen voor een verbetering van de toestand wat betreft Cd.

2.3.3.5 Belgische Biotische Index

De BBI werd in de periode 1990-2005 opgemeten in de Grote Beek (ter hoogte van VMM-meetpunt 412000), de Middelbeek (415000), de Kleine Beek (413500), de Veldbeek (414000) en de Kleine Beek – Meilrijk (414500). De resultaten worden samengevat in Tabel 2-8.

Tabel 2-8: Belgische Biotische Index (BBI) in de Vallei van de Drie Beken

Jaar	Grote Beek	Middel beek	Kleine Beek	Veld-beek	Kleine Beek – Meil-rijk
1989					
1990	1	2		2	
1991					
1992					
1993	2	3	4	2	
1994	2			2	
1995	2			2	
1996	2	4	4	2	
1997	2				
1998					
1999	1				
2000	2				
2001	2				
2002	2				
2003					
2004	3	5	4		5
2005	2				
2006					

De biologische kwaliteit van het oppervlaktewater in de Vallei van de Drie Beken is matig (BBI 5) tot zeer slecht (BBI 1). Zowel in de Veldbeek (1990-1997) als in de Grote Beek (1990-2005) was de kwaliteit steeds zeer slecht, met uitzondering van het jaar 2004 in de Grote Beek (BBI 3, slecht). De weinige gegevens die beschikbaar zijn voor Middelbeek, Kleine Beek en Kleine Beek – Meilrijk suggereren een iets beter toestand (slecht tot matig) dan in de Grote Beek en Veldbeek.

Ondanks de goede structuur van de meeste beken, is de biologische kwaliteit dus zeer laag. De oorzaak van de lage score in de Grote Beek is in eerste instantie het Cl^- gehalte, dat veel te hoog is voor zoetwater-soorten. De concentraties aan chloriden overschrijden soms de acute toxiciteitsdrempels (Timmerman et al. 2003) zodat zelfs kortstondige blootstelling letale effecten op zoetwatersoorten kan veroorzaken.

Naast Cl^- , zijn ook de hoge concentraties aan Cd (Grote Beek), nutriënten (alle beken) en de lage zuurstofconcentraties

(alle beken) verantwoordelijk voor de lage scores op de BBI.

Wanneer we de resultaten van 2004 vergelijken met die van bijvoorbeeld 1996, kunnen we echter – met de nodige voorzichtigheid – stellen dat er mogelijk een lichte verbetering van de BBI is gedurende de laatste jaren. Het is echter duidelijk dat er te weinig gegevens zijn voor de periode 1997-2003 en dat de toekomstige metingen moeten afgewacht worden om van een duidelijke verbetering te kunnen spreken.

2.3.4 Conclusie

De kwaliteit van het oppervlaktewater in de Vallei van de Drie Beken varieert van matig tot zeer slecht. Geen enkele beek, zelfs geen enkel meetpunt voldoet aan de normen voor basiskwaliteit. Dit staat in schril contrast met de ecologische en landschappelijke waarden van de vallei. Door frequente overstromingen en lokaal ook door infiltratie van beekwater naar het grondwater, heeft de slechte waterkwaliteit een negatieve invloed op de (Europees beschermde) natte natuur in de vallei.

De slechte kwaliteit heeft twee belangrijke oorzaken. Enerzijds is er de lozing van een enorme zoutvracht (CaCl_2) door TC Ham die gepaard gaat met te hoge cadmiumconcentraties. Anderzijds is er een zeer hoge belasting met huishoudelijk afvalwater. Volgens de meest recente gegevens zijn 17.202 van de 22.958 inwoners van het gebied aangesloten op een riolering, dit geeft een rioleringsgraad van 75%. De aansluitingsgraad op RWZI's is echter een stuk lager (49%).

De belangrijkste brongebieden van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater zijn Tempels / Brelaarse Schans (overstorten in Rijselfestraatvliet), Hulst / Korte Heide (aantal niet aangesloten riolen op Tusvliet), Deurne (op Gorevliet), Vleugt en Rode (op Kleine Beek), Blanklaar, Kelbergen, Engelbeek en Schaffen (op Veldbeek), Genevenne (op de Genevinnebeek) en Engsbergen (op Grote Beek) (zie overzichtskaart, Figuur 2-7).

Diffuse lozingen vanuit de landbouw zijn binnen de huidige context niet waarneembaar.

2.3.5 Waterkwaliteit: toekomstige ontwikkeling

De oppervlaktewaterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken laat momenteel te wensen over en is mijlenver verwijderd van de goede ecologische toestand die tegen 2015 volgens de Kaderrichtlijn Water zou

moeten worden bereikt. Maar er lijkt wel verbetering in zicht.

Enerzijds is het waarschijnlijk dat de grote zoutvracht en de te hoge cadmiumvracht van Tessenderlo Chemie vanaf 2011 niet meer in de Winterbeek zullen worden geloosd.

Anderzijds zal een verdere uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur leiden tot een hogere zuiveringsgraad van het huishoudelijk afvalwater. Hieronder wordt kort geschetst welke projecten inzake verdere zuivering gepland zijn en welke knelpunten na uitvoering van deze projecten nog over zouden blijven. De hieronder gevolgde nummering is terug te vinden op de knelpuntenkaart (Figuur 2-7).

2.3.5.1 Toekomstige projecten met een concrete planning

De volgende projecten staan op stapel met een concrete planning (investeringsjaar⁴):

1. RWZI Tessenderlo. Deze RWZI werd in 2007 vernieuwd, waarbij de capaciteit werd vergroot. Hierdoor zal een beter zuiveringsrendement worden gehaald en zal de kwaliteit van het effluent aanzienlijk verbeteren (lozingsvoorwaarden zie Tabel 2-3). Het gecombineerd wegvallen van de lozing van TC Ham en de verbetering van de effluentkwaliteit van de RWZI Tessenderlo verhoogt de kans op het bereiken van de basiskwaliteit in de Grote Beek.
2. RWZI Engsbergen. Voor de aanleg van deze RWZI was een gewestplanwijziging nodig die recent werd goedgekeurd. In 2008 worden de benodigde vergunningen aangevraagd zodat waarschijnlijk in 2009 met de bouw kan worden gestart. Het afvalwater van Engsbergen, dat momenteel via de Loop – Rettervliet naar de Grote Beek stroomt, zal hierdoor iets verder stroomopwaarts in gezuiverde vorm in de Grote Beek terecht komen. Het zuiveringsstation wordt voorzien van een overstortbuffer die de first flush opvangt, waardoor deze nadien alsnog kan worden gezuiverd.
3. Bovengemeentelijk project 21057: Verbindingsriolering Deurne (investeringsjaar 2009). Langs deze riool zal al het afvalwater van Deurne afgevoerd worden naar de RWZI Tessenderlo.

⁴ Indien het planningsproces vlot en zonder problemen verloopt, is het uitvoeringsjaar ca. 5 jaar na het investeringsjaar te verwachten

4. Gemeentelijk project B208124. Aanleg van fietspaden langs N174 en N287, waarbij over de gehele lengte een gescheiden riolering voorzien is. Het noordelijk deel zal aangesloten worden op de verbindingsriolering Deurne en afvoeren naar RWZI Tessenderlo. Het middelste deel voert het afvalwater naar RWZI Engsbbergen en het zuidelijke deel naar RWZI Diest.
5. Bovengemeentelijk project 20484: Collector Schaffen fase 2 (investeringsjaar 2003). In 2004 werd het technisch plan goedgekeurd van deze collector die het afvalwater van Schaffen moet afvoeren naar de RWZI Diest. Maar omdat fase 1 van dit project, verder stroomafwaarts, vertraging opliep, kon fase 2 nog niet worden uitgevoerd. Eind 2007 waren de werken aan fase 1 in uitvoering. De uitvoering van fase 2 is gekoppeld aan werken aan de gewestweg N29, die door het Agentschap Wegen en Verkeer aanvankelijk als niet prioritair werden beschouwd, waardoor de uitvoering van fase 2 onzeker bleef. Na overleg werd in Schaffen een ander project uitgesteld zodat de middelen vrijkwamen om de werken aan de N29 (m.i.v. de collector van Schaffen, fase 2) sneller uit te voeren. Het investeringsjaar is nu 2009. Bijgevolg kan ook de aanleg van het fietspad en de riolering langs de straat Blanklaar sneller gerealiseerd worden. De Kleine Beek en later ook de Veldbeek worden hierdoor ontlast van organisch afvalwater.

2.3.5.2 Geplande projecten die vertraging hebben opgelopen

Volgende projecten zijn al langer gepland, maar de uitvoering laat op zich wachten:

6. 98340 Collector Engsbbergen (investeringsjaar 2002), 20089 Verbindingsriolering Goor-Asdonk (investeringsjaar 2002), L201298 Aanleg riolering en verbetering Engsbbergseweg, Vlassen, Wijerstraat en Eggers en L99300 Aanleg riolering Engsbbergseweg, Achterheide en Prinsenbos.
Samen met de nieuw te bouwen RWZI zullen deze bovengemeentelijke en gemeentelijke projecten het knelpunt Engsbbergen opheffen. De discussie over de inplantingplaats van de RWZI verliep moeizaam, pas later kon via BPA de juiste bestemming aan het terrein gegeven worden. Hierdoor liepen de plannen vertraging op.

2.3.5.3 Geplande projecten zonder concreet tijdschema

Volgende projecten worden gepland, maar voorlopig zonder duidelijk tijdschema:

7. Gemeentelijk project Aanleg van riolering en regenwaterleidingen binnen het kader van het Aquafinproject Collector Schaffen Fase 2 (Vroentestraat, Pater Daemstraat, Waterstraat, Waterbosstraat en Schoonaerde). Deze rioleringen sluiten aan op de collector Schaffen fase 2. Dit project is bij de VMM opgenomen in het indicatief programma, wat betekent dat er nog geen exacte timing of planning voorzien is, maar dat het project wel goedgekeurd is en dus door de Vlaamse overheid zal worden gesubsidieerd. Op het moment dat duidelijk wordt wanneer de collector Schaffen fase 2 zal worden uitgevoerd, wordt voor dit project een concrete planning (investeringsjaar) uitgewerkt. Door dit project zouden meer dan 1000 IE (samen met de collector Schaffen fase 2, meer dan 1500 IE) afgevoerd worden naar de RWZI Diest.
8. Rioleringswerken wijk Korte Heide. De subsidieaanvraag voor dit gemeentelijk project is aangevraagd, maar nog niet goedgekeurd. Gezien de concrete planning die momenteel voorligt voor de verbindingsriolering Deurne, waarop dit stelsel zal aansluiten, is een snelle goedkeuring waarschijnlijk. Momenteel wordt het afvalwater (316 IE) via de Gorevliet en de Kleine Beek – Meilrijk afgevoerd naar de Middelbeek.
9. Gemeentelijk project sanering van de Veldbeek door aanleg gescheiden rioleringsstelsel in de Grote Baan en de Blanklaarstraat.
Opdat het afvalwater van Blanklaar te Lummen zou kunnen aansluiten op de RWZI Diest is eerst de uitvoering van stroomafwaartse project te Diest Wezelbaan Blanklaerstraat N29 fietspaden noodzakelijk. Beide gemeentelijke projecten zijn momenteel nog niet opgenomen in een goedgekeurd subsidieprogramma. Zowel problemen met de uitvoering van de collector Schaffen fase 2 (zie boven) als onduidelijkheden rond de financiering (welk deel gemeentelijk en welk deel bovengemeentelijk?) en afstemming met wegenwerkzaamheden aan de gewestwegen maken dat dit project niet op korte termijn zal worden uitgevoerd. Het betreft de sanering van ca. 220 IE.

2.3.5.4 Overblijvende knelpunten

Voor volgende knelpunten is in de huidige programma's nog geen oplossing voorzien.

10. Afvalwater van Vleugt (123 IE) wordt via een open riool naar de Kleine Beek geleid. De Kleine Beek vertoont hier een zeer klein verval en kan aan de stroomopwaartse zijde eerder als stilstaand water worden beschouwd. Hierdoor kan het afvalwater zowel in westelijke als oostelijke richting stromen. Aan de oostelijke zijde komen in de beek uiterst waardevolle en Europees beschermde watervegetaties voor (drijvende waterweegbree). Deze situatie hypothekeert ook de ecologische kwaliteit van de Kleine Beek verder stroomafwaarts. Dit is effectief een klein beekje met een beperkt debiet waarin een dergelijke lozing leidt tot een slechte kwaliteit. Vanuit ecologisch oogpunt is dit een prioritair knelpunt.

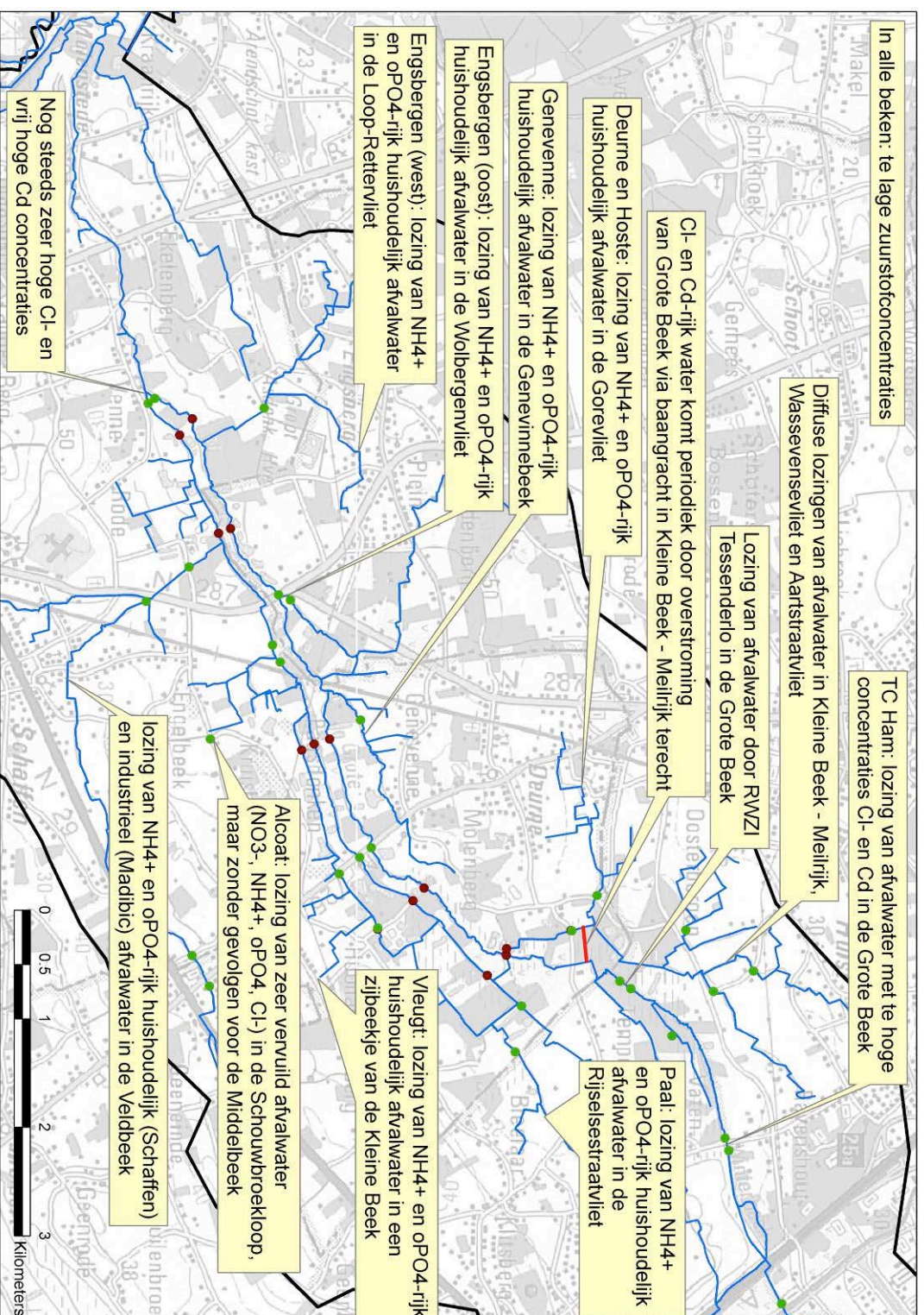
Als mogelijke oplossingen zou kunnen gedacht worden aan de aanleg van een riool naar Blanklaar (lozing in de Veldbeek of in de toekomst via de riool langs de Grote baan naar de collector in Schaffen) of aan de aanleg van een kleinschalige waterzuiveringsinstallatie (KWZI).

Voor de eerste oplossing is door de gemeente (Lummen) al eens een aanvraag ingediend maar voorlopig komt dit project niet in aanmerking voor subsidie omdat hierdoor een bestaand lozingspunt (in de Veldbeek) een hogere belasting zou krijgen. Nadat zowel de collector van Schaffen als het rioolstelsel Grote Baan – Blanklaarstraat uitgevoerd zijn, zou het project wel voor subsidie in aanmerking kunnen komen. Dit zal echter nog meerdere jaren op zich laten wachten. Vanuit ecologisch oogpunt is het afvoeren van dit afvalwater naar de Veldbeek te prefereren boven de huidige situatie, aangezien de Veldbeek, in tegenstelling met de Kleine Beek, momenteel reeds zwaar vervuild is, ecologisch weinig waardevol is en niet door ecologisch waardevolle of Europees beschermde habitats stroomt. Om dit probleem op te lossen zouden de gemeenten Diest en Lummen samen met de Vlaamse overheid best een scenarioanalyse of haalbaarheidstudie laten uitvoeren om na te gaan wat de meest efficiënte oplossing is.

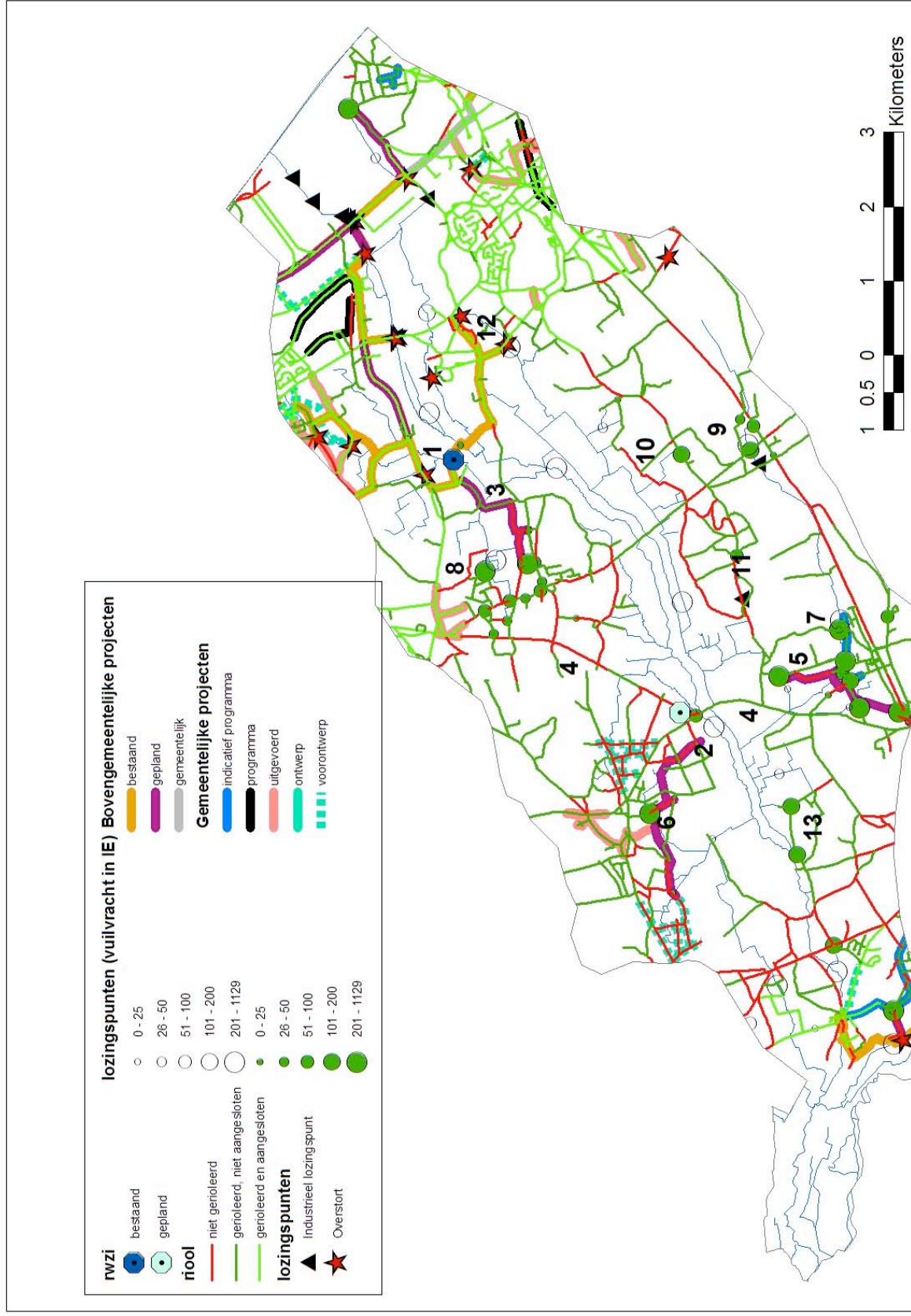
11. Afvalwater Kelbergen (59 IE). Dit water komt via baan- en andere grachten in de Schouwbroekloop en de Kleine Beek terecht, en/of infiltreert onderweg naar het grondwater. Dit knelpunt is minder

prioritair omdat het ten eerste om een lagere vuilvracht gaat en ten tweede pas in de Kleine Beek wordt geloosd na de samenvloeiing met de Middelbeek, m.a.w. op een plaats met een veel groter debiet. Anderzijds lijkt een mogelijke oplossing redelijk eenvoudig door de bestaande riolering uit Engelbeek door te trekken tot Kelbergen (van de Engelbeekstraat naar de Kelbergenstraat). Indien een gemeentelijk project de huishoudelijke vuilvracht in de Vleugtstraat aansluit op de bestaande gemeentelijke riolering in de Kelbergenstraat, komt dit project in aanmerking voor opname op een subsidieprogramma. (Lozingspunt 20 wordt gesaneerd door 20484 Collector Schaffen fase 2). In de toekomst zou het afvalwater op deze wijze wel via de collector Schaffen naar de RWZI in Diest kunnen worden gevoerd.

12. Twee overstorten op de Rijsselsestraatvliet. De Rijsselsestraatvliet vormt de bovenloop van de Kleine Beek. Bij hevige neerslag komt een groot deel van het debiet in de Rijsselsestraatvliet van twee overstorten op een bovengemeentelijke collector. Periodiek is de waterkwaliteit dan ook zeer slecht, wat nefast is voor de biologische kwaliteit van de beek. Het grootste deel van het debiet van de Rijsselsestraatvliet wordt via een gracht afgeleid naar de Middelbeek op een plaats waar deze nog een goede kwaliteit vertoont. Het is echter niet uitgesloten dat een deel van het vuile water de waardevolle watervegetaties in de Kleine Beek bereikt. Bij hevige neerslag treden in dit gebied zeer frequent overstromingen op, waardoor het vervuilde water ook in het broek terecht komt en Europees beschermde habitats beïnvloedt. Vanuit ecologisch oogpunt is dit een prioritair knelpunt. Via het Demerbekkencomité wordt aan de VMM gevraagd om het probleem te onderzoeken en oplossingen te formuleren.
13. Het afvalwater van Rode (ca. 250 IE) komt via open riolen in de Kleine Beek en het Zwart Water terecht.



Figuur 2-7: Overzicht van de oppervlaktewaterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken. Groen punten: VMW meetnet; bruine punten: meetpunten op waterlopen in de piezometerraaien.



Figuur 2-8: Knelpuntenkaart

2.4 Oppervlaktewater- kwantiteitsmodel

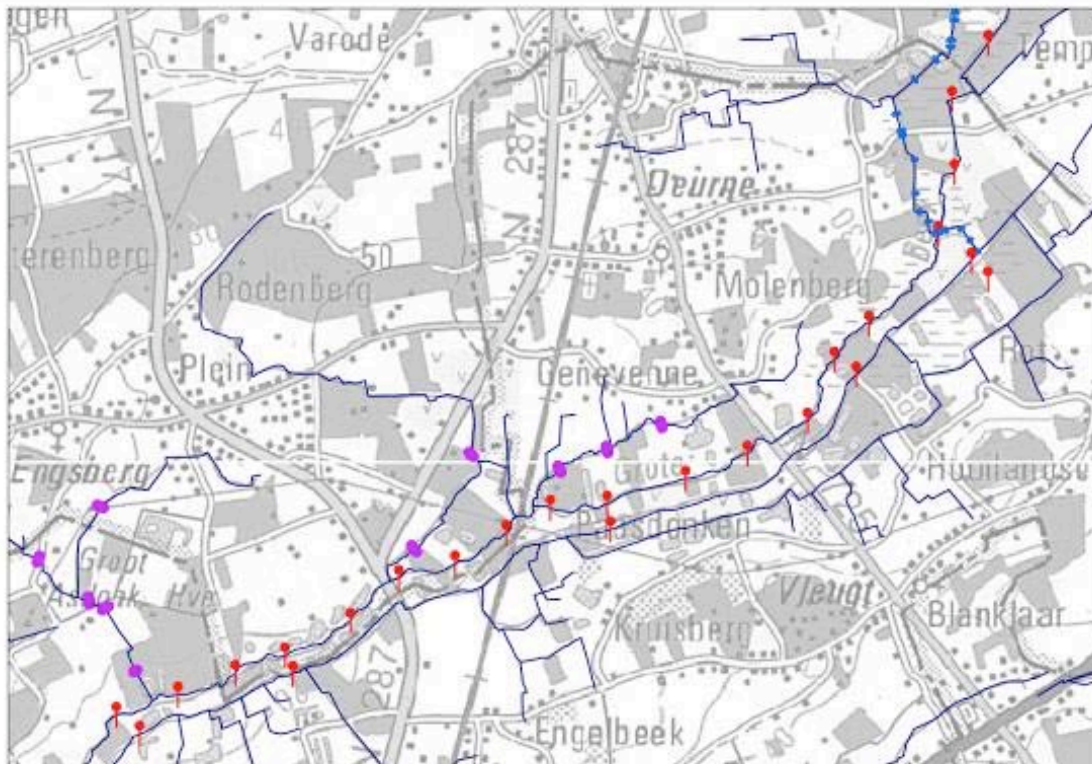
2.4.1 Inleiding

In 2000 werd voor de Afdeling Operationeel Waterbeheer van VMM een oppervlakte-watermodel opgemaakt voor de Vallei van de Drie Beken (Envico & Aquavisie, 2000). Het oorspronkelijke model werd door de Afdeling Operationeel Waterbeheer van VMM verbeterd en aangepast, en omgezet naar de nieuwste software: Infoworks RS. Dit model laat toe om voor bepaalde terugkeerperiodes de debieten, de waterpeilen en de overstromende zones te simuleren voor het gemodelleerde waterloppennetwerk. De waterpeilen in de waterlopen en de overstromende zones vormen belangrijke randvoorwaarden voor het grondwater en bijgevolg voor de ecologische potenties voor het valleigebied. De effecten van wijzigingen in de organisatie of de dimensies van de waterlopen op de waterhuishouding van het studiegebied kunnen ermee worden verkend en verschillende inrichtingsscenario's voor het gebied geëvalueerd.

In het kader van het lopende onderzoek werden enkele wijzigingen aan het model aangebracht, die moeten toelaten om nauwkeurigere berekeningen uit te voeren. Er werden namelijk grote afwijkingen vastgesteld tussen gemeten en berekende waterpeilen bij lage debieten. Een sensitiviteitsanalyse met de Manningcoëfficiënt gaf daarenboven aan dat de afwijking hiermee niet kon worden gecorrigeerd, tenzij onrealistische Manningcoëfficiënten worden gebruikt.

Voor hoge waterpeilen, waarvoor het oorspronkelijke model in de eerste plaats werd ontwikkeld, blijken aanpassingen niet noodzakelijk te zijn.

De ontwikkeling van het aangepaste model alsook de scenarioberekeningen werden uitgevoerd door Stijn Rombauts (VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer) de beheerder van het model. De basisgegevens voor deze aanpassingen werden binnen dit project verzameld, voorbereid en aangeleverd.



Figuur 2-9: Nieuwe opmetingen in 2007 (paars= opmetingen van enkele zijbeken, rood = opmeting voor sedimentopbouw laatste 10 jaar, blauw = extra opmetingen Kleine Beek - Meirijk)

2.4.2 Modelaanpassingen

Waterlopen

In het oppervlaktewaterkwantiteitsmodel zijn enkel de hoofdwaterlopen in de vallei opgenomen:

- De Hulpe, Grote Beek, Winterbeek tot aan de baan Hulst-Paal
- De Middelbeek tot aan de provinciegrens (aan samenvloeiing met Kleine Beek/Rijselfestraatvliet)
- Kleine Beek tot in Schutshaag.

Deze (delen van de) waterlopen zijn in functie van het model in detail opgemeten. Voor gebruik in dit project was het aangeraden om het model uit te breiden met de Kleine Beek – Meilrijk. In Schutshagen loopt de Kleine Beek – Meilrijk onder de Grote Beek door om enkele honderden meter verder in de Middelbeek uit te monden. In dit overstromingsgebied van de Grote Beek wordt het overstromingswater in realiteit door de lager gelegen Kleine Beek – Meilrijk afgevoerd. Aangezien deze waterloop niet in het model is opgenomen zal de gesimuleerde situatie hier de realiteit niet benaderen. De overstromingsduur en -diepte worden mogelijk overschat.

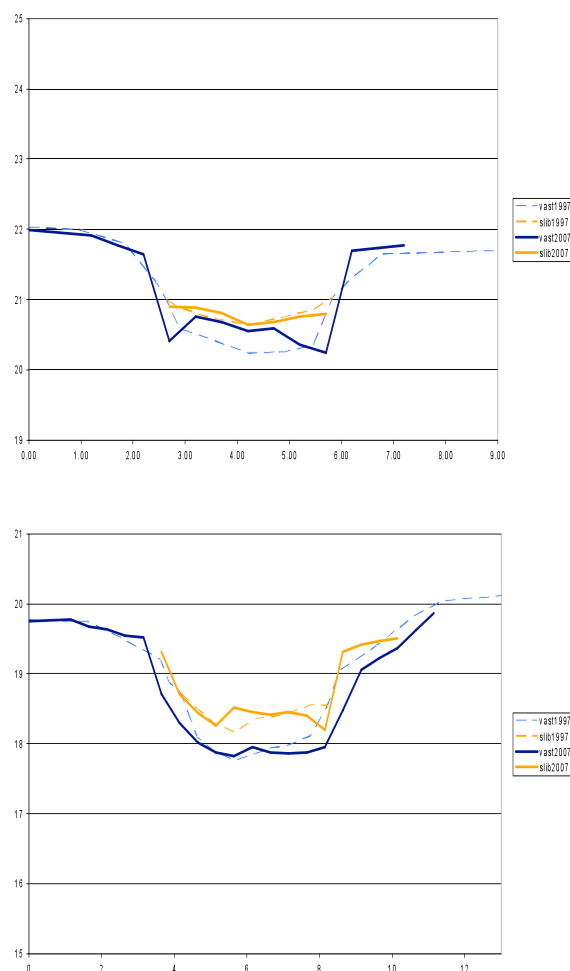
De bijkomende opmeting werd uitgevoerd in 2007 en de resultaten worden geïmplementeerd in het oppervlaktewatermodel. Enkele zijbeken die worden gebruikt in het grondwatermodel werden opgemeten door ANB (Jos Trippas). Door de Afdeling Technische Ondersteuning (ATO) werd de Kleine Beek – Meilrijk opgemeten en werden een reeks transecten op de Grote Beek en Middelbeek opniet gemeten

Slibbodem

Bij de bouw en de kalibratie van oppervlaktewatermodellen van VMM wordt systematisch geen rekening gehouden met de slibbodem die aanwezig is in de waterloop. De vaste bodem wordt gebruikt. Daarvoor zijn goede redenen: de slibbodem is meestal relatief dun en is veranderlijk (er wordt bvb. regelmatig geruimd). In het geval van de Vallei van de Drie Beken is dat echter een handicap. Met name in de Grote Beek is de slibbodem vrij dik: meer dan 50 cm slib op een totale diepte van 150 tot 200 cm. Het neemt een belangrijk deel van de dwarssectie in, en kan een significante invloed hebben op de berekeningen van de waterpeilen en de overstromingszones.

Het is daarenboven een belangrijk aandachtspunt omdat bij de scenario-analyse met ruimingen moet rekening worden gehouden.

Met bijkomende metingen werd nagegaan of de laatste 10 jaar de sedimentopbouw in de waterlopen is veranderd. Het idee bestaat dat sinds 1997 de sedimentatie in de rivier is toegenomen. Hierbij werden 25 dwarsprofielen (Figuur 2-9) op de Winterbeek, de Middelbeek en de Kleine Beek hermeten. Er kan geconcludeerd worden dat in de profielen nagenoeg geen wijzigingen zijn opgetreden (Figuur 2-10). De oudere opmetingen kunnen dus verder worden gebruikt en de slibbodem wordt in het oppervlaktewatermodel in rekening gebracht.



Figuur 2-10: Vergelijking voor twee profielen van de topografisch opmetingen in 1997 en 2007. Bovenaan Grote beek in Schutshaag (code Grote148), onderaan Grote beek ter hoogte van Asdonk (code Grote037)

Overstromingsgebieden

Het aflijnen van de overstromende delen van de vallei is gebaseerd op berekende waterhoogtes in combinatie met een hoogtemodel van de vallei. Het Digitaal Hoogte Model Vlaanderen was bij de

ontwikkeling van het oppervlaktewater-model nog niet beschikbaar. Nu is dat wel het geval en het laat een preciezere afbakening van overstromende zones toe.

Opwaartse randvoorwaarden.

Als opwaartse rand van het model geldt het debiet van de verschillende voedende waterlopen berekend aan de hand van neerslaggegevens met het Duflow Modelling System. Daarbij werd echter geen rekening gehouden met het debiet dat bij droogweerafvoer wordt geleverd door Tessen-derlo Chemie en de RWZI Tessengerlo. Voor het lage debiet kan dit van belang zijn, gezien het tot 40 % van de afvoer kan uitmaken. In de aangepaste versie werd wel rekening gehouden met deze afvoeren.

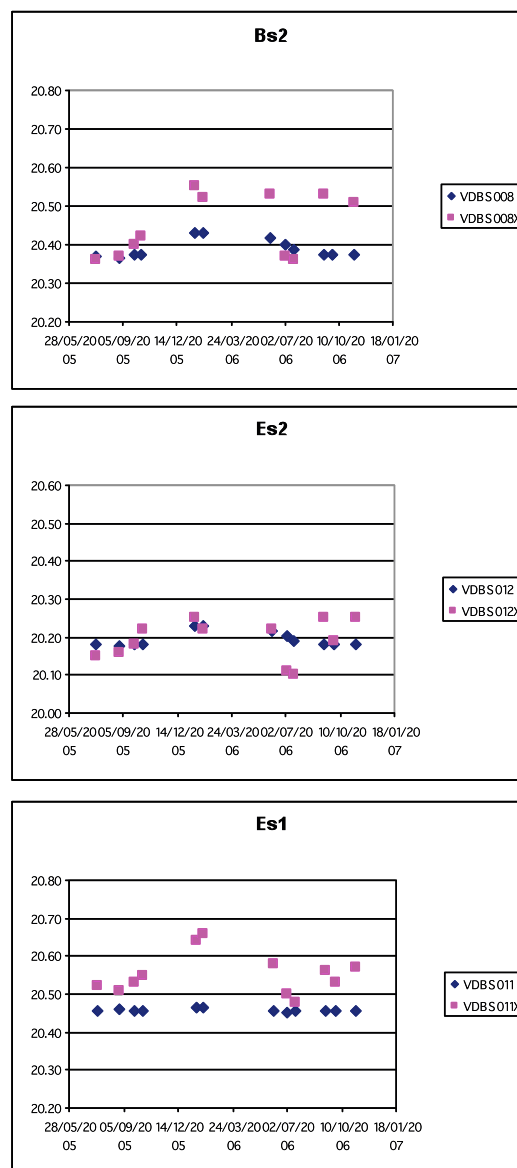
2.4.3 Validatie

Het oppervlaktewatermodel werd niet opnieuw gekalibreerd. De eerdere parametersettings (Manningcoëfficiënt) werden behouden. Twee wijzigingen werden achtereenvolgens doorgevoerd: er werd rekening gehouden met de slibbodem in de waterlopen en de debieten van TC en de RWZI werden in rekening gebracht.

Voor de hoge debieten voldoet het model, maar bij lage debieten werden de waterpeilen onderschat. Nochtans zijn deze lage afvoeren essentieel om potenties van vegetaties in te schatten. Het in rekening brengen van de slibbodem leverde een zekere verbetering op van de berekeningen. De berekende peilen bij lage debieten blijven echter te laag ten opzichte van de gemeten. Het in rekening brengen van het debiet dat door Tessengerlo Chemie en RWZI Tessengerlo in het waterloppennetwerk worden geloosd, geeft hogere berekende waterpeilen bij lage debieten, die nauwer aansluiten bij de metingen. De waterpeilen blijven echter systematisch te laag berekend.

Voor 12 meetpunten en 13 tijdstippen werden berekende en gemeten waterpeilen vergeleken. Figuur 2-11 geeft de afwijkingen voor drie locaties. Voor de Grote Beek (Bs3) bedraagt de afwijking gemiddeld tussen 3 en 22 cm, voor de Middelbeek (Es2) tussen 0 en 6 cm en voor de Kleine beek tussen 9 en 20 cm (Tabel 2-9). Er moet opgemerkt dat het hier een onafhankelijke validatie betreft. De meetpunten

werden niet gebruikt bij het kalibreren. De vastgestelde onzekerheden zijn niet ongewoon in oppervlaktewatermodellering, en moeten worden meegenomen in de grondwatermodellering en de ecologische modellering.



Figuur 2-11: Vergelijking van gemeten en berekende laagste waterpeilen in van boven naar onder de Grote Beek, de Middelbeek en de Kleine Beek. Ruit: berekend vierkant; gemeten.

Tabel 2-9: Verschillen tussen berekende en gemeten waterpeilen in de belangrijkste waterlopen

	Grote beek					Middelbeek			Kleine beek		Kleine + Middelbeek	
	S001	S009	S013	S014	S010	S003	S008	S012	S007	S011	S015	S002
gemiddelde	-0.13	-0.22	-0.03	-0.17	-0.18	-0.03	-0.06	0.00	-0.20	-0.09	-0.14	-0.16
min	0.05	-0.03	0.05	-0.14	-0.11	0.05	0.03	0.09	-0.14	-0.02	-0.13	-0.05
max	-0.28	-0.35	-0.08	-0.20	-0.37	-0.11	-0.15	-0.07	-0.32	-0.20	-0.17	-0.23
stdev	0.10	0.10	0.04	0.02	0.07	0.05	0.07	0.05	0.05	0.05	0.02	0.06

3 Grondwatersysteem van de Vallei van de Drie Beken

3.1 Grondwatermonitoring

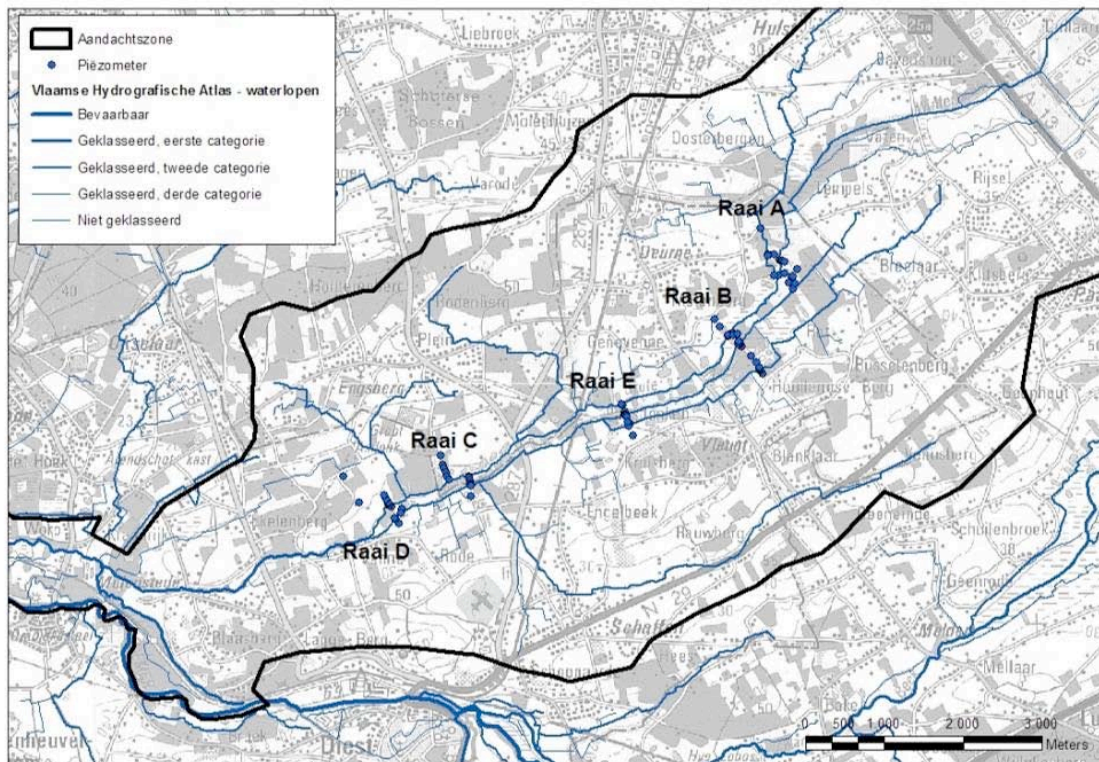
3.1.1 Grondwaterdynamiek

3.1.1.1 Inleiding

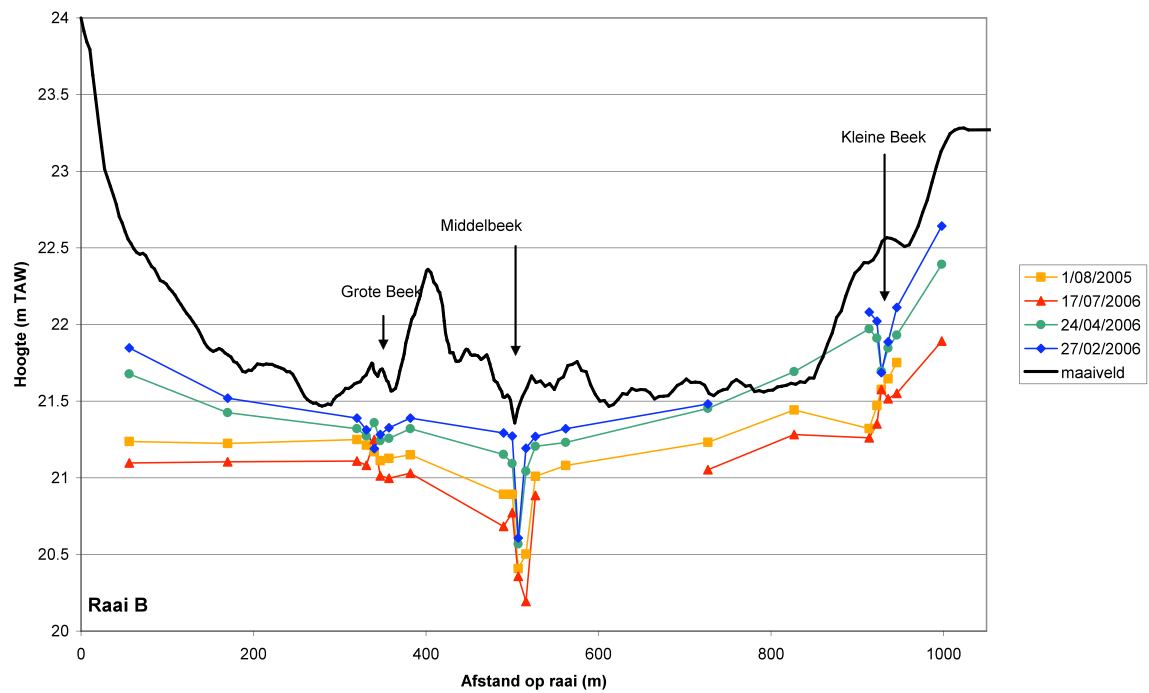
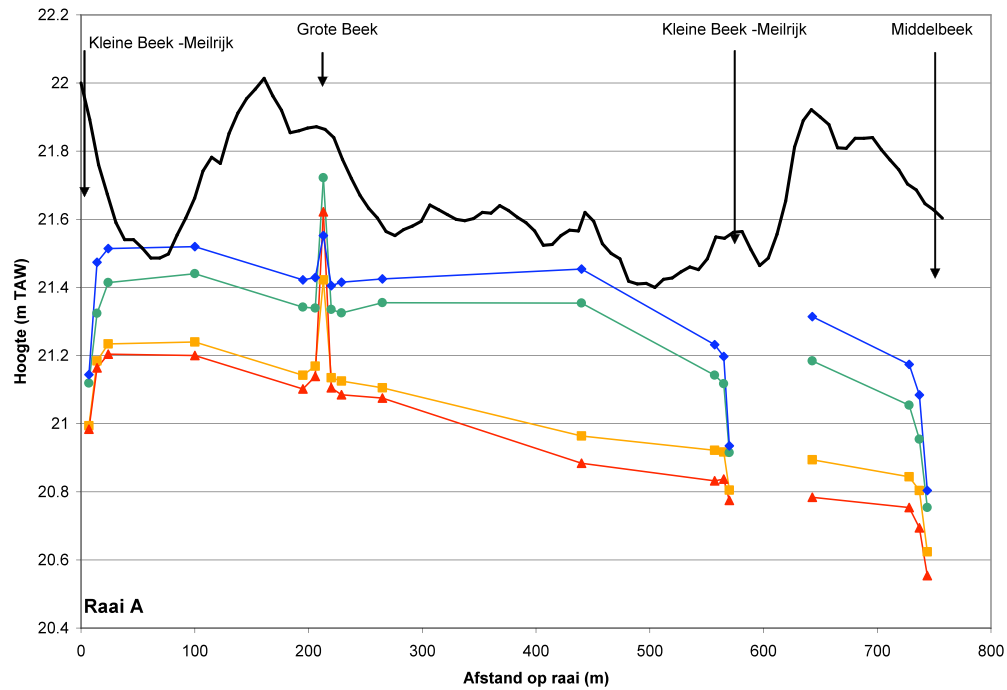
In samenwerking met het Agentschap voor Natuur en Bos werden in 2005 vier piëzometerraaien ingesteld, bestaande uit een selectie van bestaande en nieuw geplaatste buizen. Een vijfde raai (raai E) werd in 2006 geplaatst. De raaien werden ontworpen om de samenhang tussen oppervlaktewater- en grondwaterdynamiek te onderzoeken. Een peilschaal in een

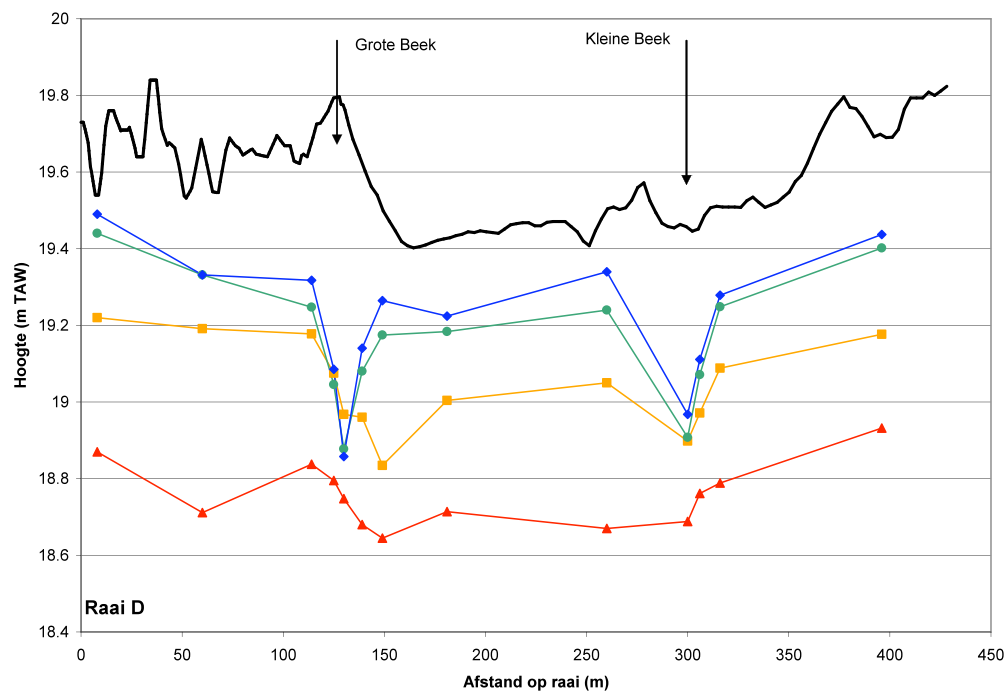
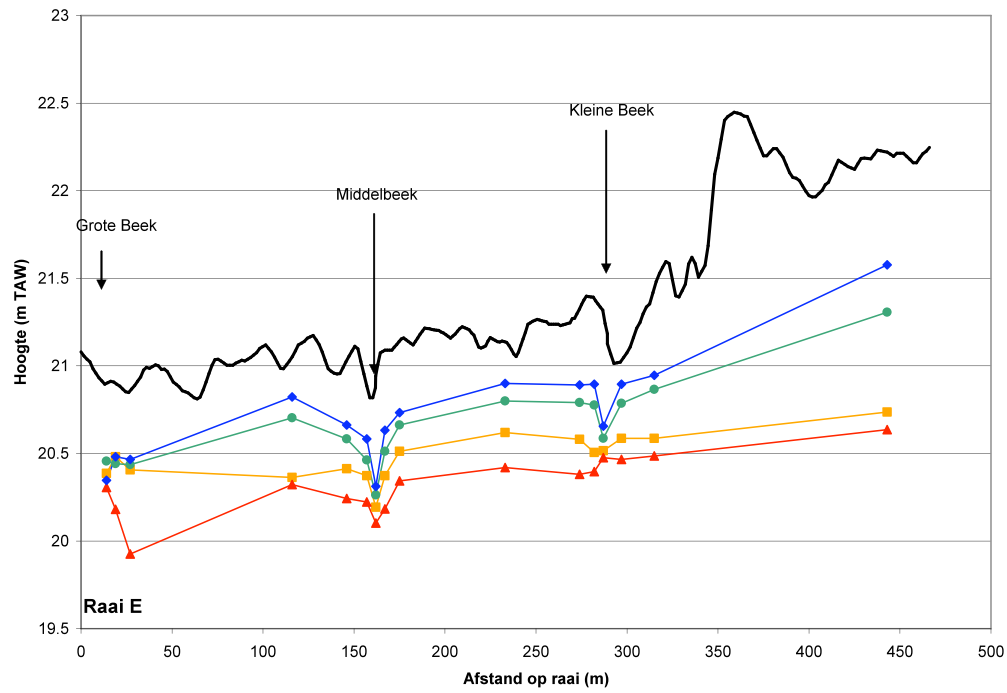
waterloop is steeds vergezeld van piëzometers op ca. 5, 10 en 50 m van de oever. Het peil van in totaal 81 piëzometers en 14 peilschalen werd tussen juli 2005 (mei 2006 voor raai E) en juli 2007 door ANB en Natuurpunt vzw tweewekelijks gemeten. In Figuur 3-1 wordt de ruimtelijke opstelling van de piëzometers in raaien weergegeven (voor meer details bijlage 3).

De resultaten van de monitoring laten toe het watersysteem in de vallei beter te begrijpen, met name het samenspel tussen de oppervlaktewater- en grondwaterdynamiek. De peilgegevens kunnen input leveren voor een verfijnde kalibratie van het grondwatermodel en voor de validatie van het oppervlaktewatermodel. De nieuwe inzichten moeten een hulpmiddel zijn bij de koppeling tussen het oppervlakte- en het grondwatermodel.



Figuur 3-1: Piëzometerraaien in de Vallei van de Drie Beken





Figuur 3-2: Gemeten rivier- en grondwaterpeilen in de piëzometerraaien. Van boven naar onder raai A, raai B, raai E en raai D.

3.1.1.2 Resultaten

In raai B (Figuur 3-2) vindt men een vrij typisch profiel: het grondwaterpeil volgt de topografie in grote lijnen (let op: er is een verschil in detail tussen het maaiveld en de grondwaterpeilen), met een verschil in peil van 0.5 tot 1 meter tussen winter en zomer. Het valt op dat de peilen in de waterlopen minder variëren dan het grondwater, vooral in de Kleine en de Grote beek. De nabij gelegen grondwaterpeilen zakken in de zomer trouwens dieper weg dan in de rivier; de beide beken zorgen op dat ogenblik slechts voor de doorvoer van het opwaarts aanstromend water. De belangrijkste drainerende waterloop is de Middelbeek, die ook in de zomer deze rol vervult.

Uit de grondwaterprofielen in raai A blijkt dat de Grote Beek daar niet draineert, maar integendeel in het grondwater infiltreert. De peilen in de Kleine Beek –Meilrijk en de Middelbeek liggen duidelijk lager (0.6 tot 1.0 m). Deze beken werken wel het gehele jaar drainerend op het grondwater. Waarschijnlijk infiltreert het water uit de Grote Beek in het grondwater en stroomt af naar het zuiden of zuidoosten (richting Kleine Beek – Meilrijk en Middelbeek) en eventueel ook naar het zuidwesten.

In raai E hellen de grondwaterpeilen naar het noorden, in de richting van de Grote beek, vooral in de winter. In de zomer verzwakt dit effect en wordt de Middelbeek de voornaamste drainerende as.

In raai D tenslotte hebben Kleine en Grote beek ongeveer een gelijkwaardige drainerende functie. In de zomer dalen de grondwaterpeilen evenwel duidelijk onder de peilen van de Grote Beek, die dan haar drainerende werking verliest.

De resultaten van de monitoring worden gebruikt voor de kalibratie of validatie van de hydrologische modellen. Met de waterpeilmetingen in de waterlopen worden de berekeningen van het oppervlaktewatermodel gevalideerd. De grondwaterpeilen zijn essentieel voor de kalibratie van het grondwatermodel, zowel het stationaire als het transiënte model.

3.1.2 Grondwaterchemie

3.1.2.1 Inleiding

Het doel is inzicht te krijgen in de chemische samenstelling van het ondiep grondwater in de Vallei van de Drie Beken. Hierbij zijn twee componenten te onderscheiden: enerzijds de natuurlijke samenstelling van het grondwater en anderzijds

de aanrijking ervan met voedingsstoffen of vervuiling. In hoofdstuk 2 werd de kwaliteit van het oppervlaktewater behandeld en een aantal knelpunten besproken. Het is te verwachten dat de kwaliteit van het oppervlaktewater een effect heeft op de chemische kenmerken van het ondiep grondwater. Dit wordt hier onderzocht.

De natuurlijke samenstelling is belangrijk voor de potenties in de vallei op middel-lange termijn, indien de vervuiling-problematiek in het gebied is opgelost. De onnatuurlijke aanrijkingen zijn knelpunten die zich in tussentijd stellen en zo lang een beperking vormen voor het realiseren van die doelstellingen.

3.1.2.2 Methode

3.1.2.2.1 Staalname en chemische analyse
Voor de chemische analyse van het grondwater werd gebruik gemaakt van dezelfde piëzometers als voor de grondwaterdynamiek (zie paragraaf 3.1.1.1). De opstelling in raaien is eigenlijk niet ideaal voor dit doel. Een meer homogene spreiding van de piëzometers over het studiegebied zou een beter beeld geven van ruimtelijke patronen in de grondwatersamenstelling.

In 2006 en 2007 werden van alle piëzometers van raaien A t.e.m. E minstens één en maximum twee stalen genomen voor chemische analyse. Conductiviteit en pH werden tijdens en onmiddellijk na staalname gemeten. Vervolgens werden de stalen in het laboratorium van het INBO geanalyseerd op de chemische variabelen in Tabel 3-1.

Tabel 3-1: Variabelen voor de chemische analyse van het grondwater

variabele	eenheid
Elek. geleidbaarheid	µS/cm
pH	
Temperatuur	°C
HCO ₃ ⁻	mg/l
SO ₄ ²⁻	mg/l
Cl ⁻	mg/l
N-NO ₃ ⁻	mg/l
N-NH ₄ ⁺	mg/l
P-PO ₄ ⁻	mg/l
Na ⁺	mg/l
K ⁺	mg/l
Mg ²⁺	mg/l
Ca ²⁺	mg/l
Fe _(tot)	mg/l

Details over de standaardprocedures bij staalname, transport en laboratorium-analyse zijn terug te vinden in Huybrechts & De Becker (1997).

De 141 stalen van 80 verschillende piëzometers werden verder aangevuld met oudere metingen van dezelfde variabelen: 34 metingen uit 2001 en 2002 door Haskoning en 17 metingen uit 2004 door het INBO. Een aantal van deze oudere metingen werd uitgevoerd op dezelfde piëzometers als die van 2006-2007, de rest op nog andere piëzometers.

Uiteindelijk waren 192 gegevensreeksen van 102 verschillende piëzometers beschikbaar voor verdere analyse.

3.1.2.2.2 Betrouwbaarheid van de chemische samenstelling

In een betrouwbaar staal moet de ladingsbalans neutraal zijn. De ladingsbalans wordt uitgedrukt als een percentage van de totale milli-equivalentensom van alle anionen en kationen samen. De reactiefout of het elektroneutraliteitspercentage is dan:

$$\text{EN\%} = (\sum \text{kationen} - \sum \text{anionen}) / (\sum \text{kationen} + \sum \text{anionen}) * 100$$

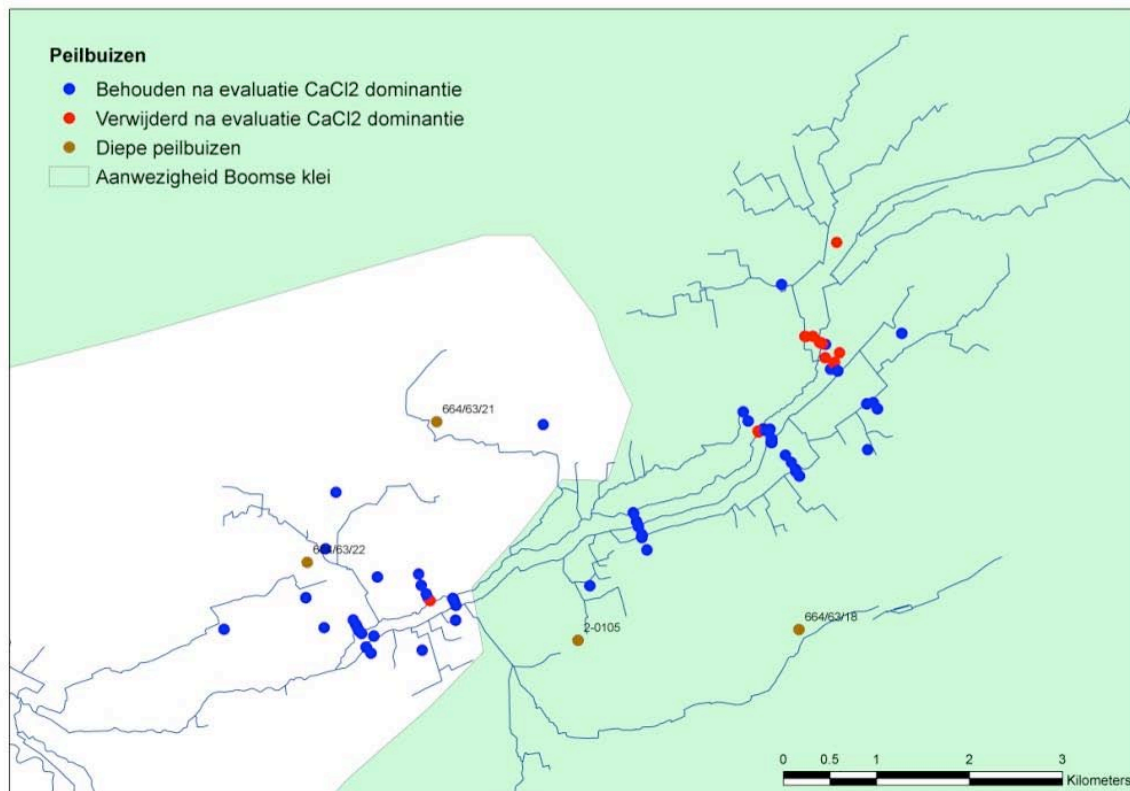
Een fout tot 2% is onvermijdelijk. Er is iets mis met de staalname of de analyse als de fout groter wordt dan 2 tot 10%, afhankelijk van de bron. In deze studie werden de aanvaardingsgrenzen + 10% en - 10% gebruikt (Huybrechts & De Becker 1997). Op die manier werden 141 van de 192 stalen weerhouden. Het relatief hoge aandeel van verworpen analyses heeft ongetwijfeld te maken met het overwegend mineraalarm karakter van het grondwater.

3.1.2.2.3 CaCl₂ gedomineerde stalen

Het oppervlaktewater in de Vallei van de Drie Beken, vooral in de Grote Beek en de Middelbeek, is sterk vervuild met CaCl₂ (zie hoger). Eerdere studies hebben aangetoond dat dit ook effect heeft op de samenstelling van het grondwater (Aeolus 2005).

De analyse van de hydrochemie van het ondiep grondwater heeft onder andere als doel het identificeren van verschillende natuurlijke grondwatertypen, het in kaart brengen van hun ruimtelijke verspreiding en in een later stadium het opstellen van potentiekaarten van waterafhankelijke vegetatietypes. Om te vermijden dat deze analyses en bijhorende conclusies vertekend worden door artificiële hoge concentraties aan CaCl₂, werden de stalen met zeer hoge concentraties aan Ca²⁺ en Cl⁻ ionen uit de steekproef verwijderd. Hiervoor werd het volgende criterium gebruikt: een staal werd verwijderd wanneer Ca²⁺ meer dan 75% van de kationen (concentraties van Ca²⁺, Mg²⁺ en Na⁺ in mg/l) én Cl⁻ meer dan 75% van de anionen uitmaakt (concentraties van Cl⁻, HCO₃⁻ en SO₄²⁻ in mg/l).

Aan de hand van dit criterium werden 33 stalen uit de analyse verwijderd en 108 stalen weerhouden. Zoals zal blijken garandeert dit niet dat er geen beïnvloede grondwaterstalen meer overblijven, maar het verheldert wel aanzienlijk het beeld. Uit Figuur 3-3 blijkt dat vooral peilbuizen in raai A, ter hoogte van de ondertunneling van Grote Beek door Kleine Beek – Meilrijk, abnormaal hoge Ca²⁺ en Cl⁻ concentraties opmeten.



Figuur 3-3: Piëzometers met abnormale waarden voor chloride en calcium worden niet in de analyse van de grondwaterchemie betrokken. De witte zone is het geologische venster (zie 3.1.2.4); hier bevindt zich geen klei van de Formatie van Boom tussen de lagen van de Formatie van Diest en de dieper gelegen Formatie van Brussel. De gegevens van de diepe piëzometers worden besproken in 3.1.2.4.

3.1.2.2.4 Berekening van gemiddelde waarden per meetpunt

Het aantal stalen per meetpunt bedroeg minstens 1 en maximum 4. Er werden metingen uitgevoerd in 2001, 2002, 2004, 2006 en 2007. Daarom werd met het oog op ruimtelijke interpretatie de gemiddelde waarde voor elke variabele van elk meetpunt berekend. De 108 metingen waren afkomstig van 71 verschillende piëzometers en deze gegevenssets werden uiteindelijk gebruikt om met een clusteranalyse verschillende watertypes te catalogeren en ruimtelijk te interpreteren.

3.1.2.2.5 Clusteranalyse

Met een clusteranalyse kunnen niet vooraf bepaalde groepenstructuren gevonden worden in een multidimensionale dataset. Hier werd de clusteranalyse gebruikt om op basis van acht hydrochemische variabelen (pH en concentraties aan HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}) de meetplaatsen te klasseren in een aantal min of meer homogene groepen. Conductiviteit werd niet meegenomen in de analyse, aangezien die reeds sterk positief gecorreleerd is met de

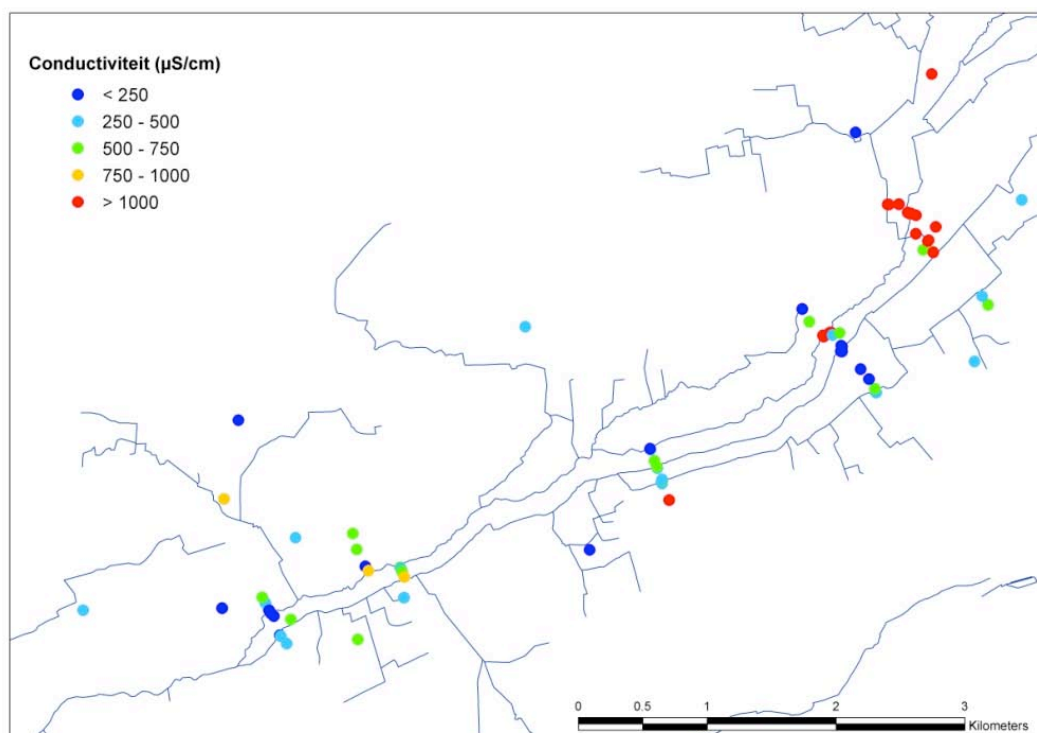
concentraties van de voornaamste chemische bestanddelen.

Bij de toepassing van een clusteranalyse als groeperingmethode moeten keuzes worden gemaakt met betrekking tot de afstandsmaat (de manier waarop afstanden worden berekend tussen individuele stalen) en de samenvoegingstechniek (de manier waarop afstanden worden bepaald tussen clusters en stalen aan specifieke clusters worden toegekend). Verschillende combinaties van afstandsmaat en samenvoegingstechniek werden toegepast op de dataset. De resultaten werden beoordeeld op basis van problemen zoals kettingvorming en een te groot aantal clusters en van het al dan niet aanwezig zijn van realistische ruimtelijke patronen. Om te vermijden dat de grootteorde en de spreiding van een variabele zouden doorwegen op de afstands-berekening en dus op de analyse, werden alle variabelen gestandaardiseerd. Dit betekent dat alle data worden omgerekend zodat het gemiddelde 0 en de standaarddeviatie 1 bedraagt per variabele. Uiteindelijk werd een hiërarchische clusteranalyse toegepast met de euclidische

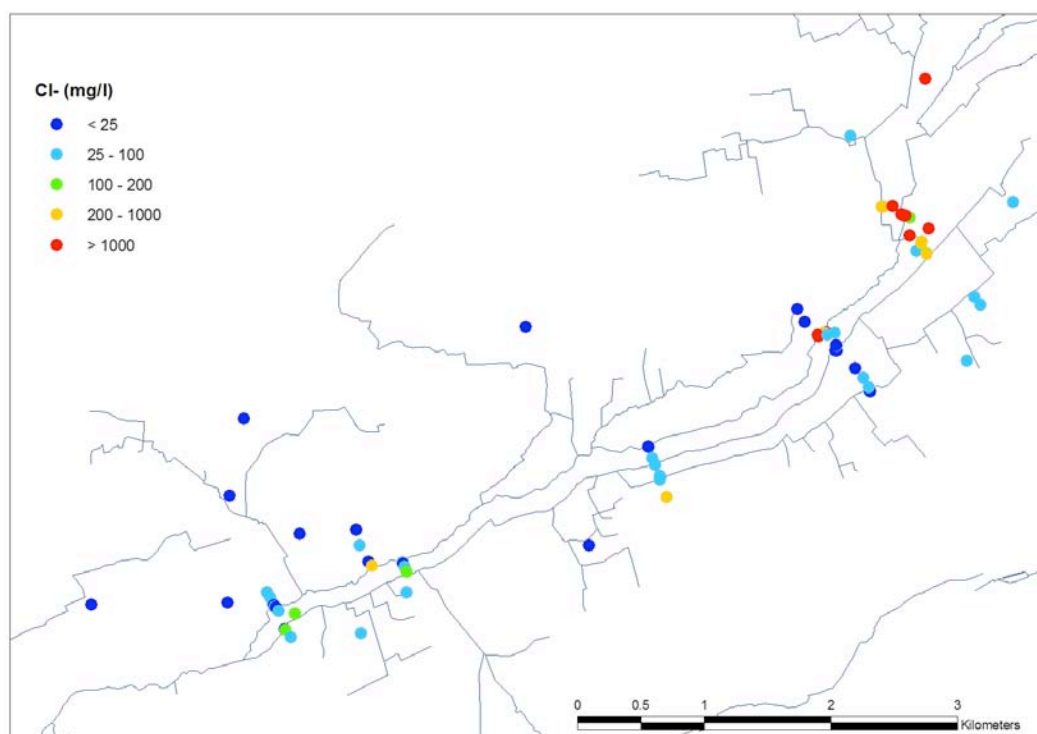
afstand als afstandsmaat en *complete linkage* als samenvoegingstechniek.

aan de analyse had geen noemenswaardige invloed op het groeperingspatroon.

Het toevoegen van de minder belangrijke variabelen P-PO_4^- , N-NO_3^- , N-NH_4^+ en Fe^{2+}



Figuur 3-4: Elektrische geleidbaarheid van het grondwater.



Figuur 3-5: Chlorideconcentratie in het grondwater.

3.1.2.3 Resultaten

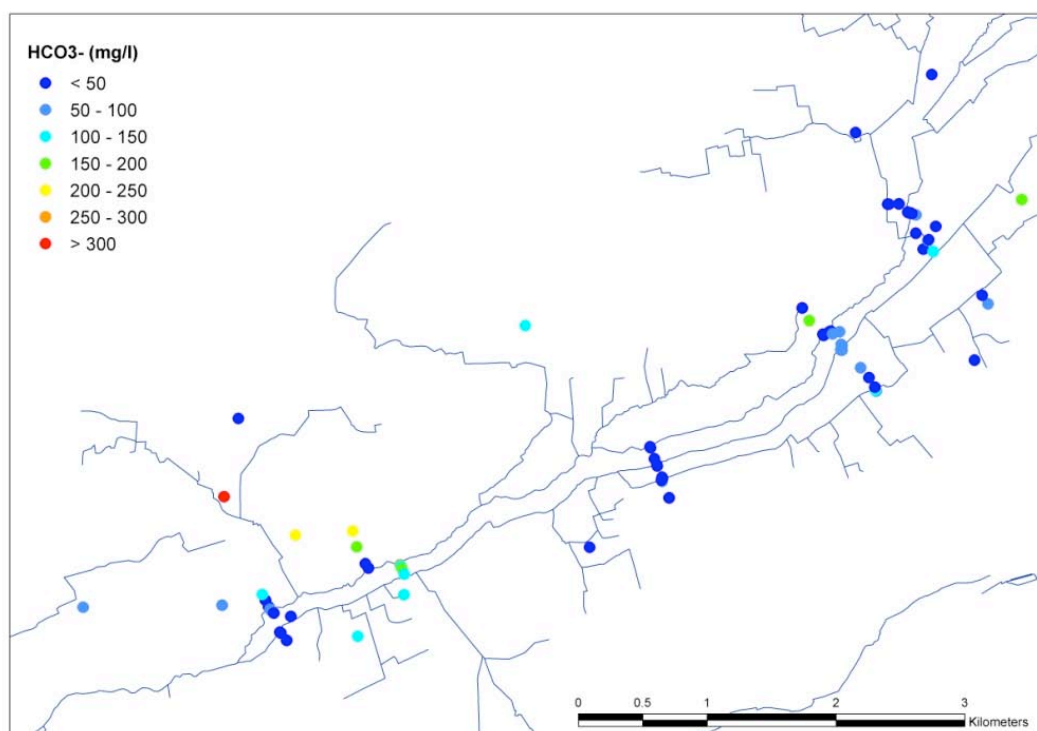
3.1.2.3.1 Ruimtelijke spreiding van hydrochemische variabelen

De in elke piëzometer gemeten conductiviteit, pH en de concentraties aan opgeloste ionen HCO_3^- , P-PO_4^- , N-NO_3^- , N-NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} en Fe^{2+} worden weergegeven in bijlage 4. Voor geleidbaarheid en pH worden de in het labo gemeten waarden getoond, aangezien deze metingen betrouwbaarder zijn dan die op het terrein.

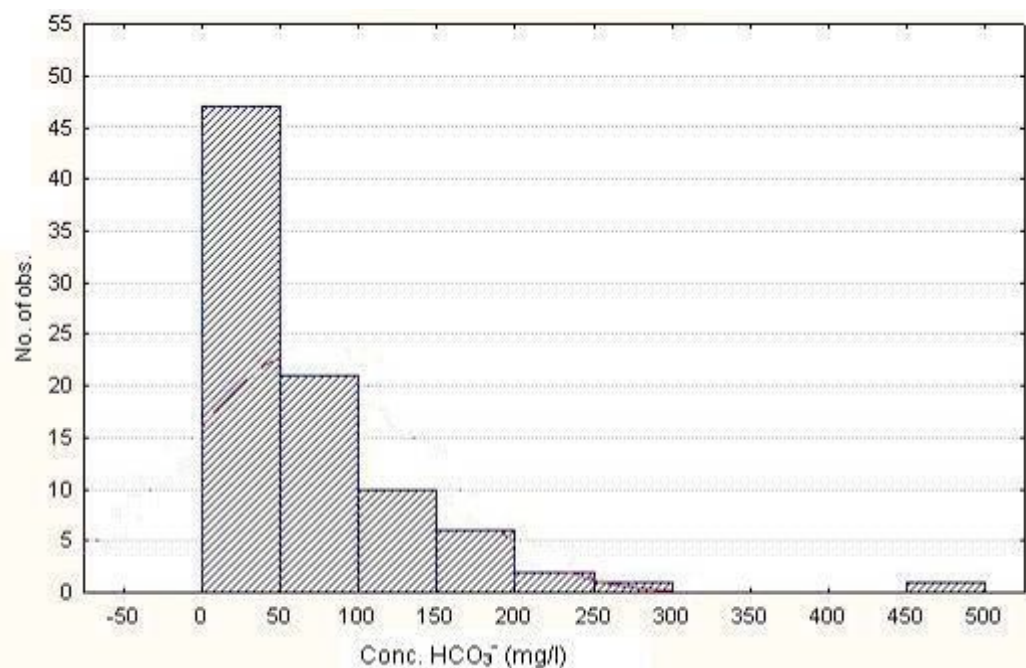
Uit Figuur 3-4 en Figuur 3-5 blijkt dat het gehele gebied tussen Kleine Beek – Meilrijk en Middelbeek te Schutshaag gekenmerkt wordt door een sterk verhoogde conductiviteit en hoge Cl^- . Dit is te verklaren door het infiltreren van vervuild water uit de Grote Beek in het grondwater en het afstromen ervan naar de Kleine Beek – Meilrijk en Middelbeek. Ook verder stroom-

afwaarts laten de piëzometers die zich dicht bij de oever bevinden de hoogste conductiviteit en Ca^{2+} en Cl^- concentraties optekenen.

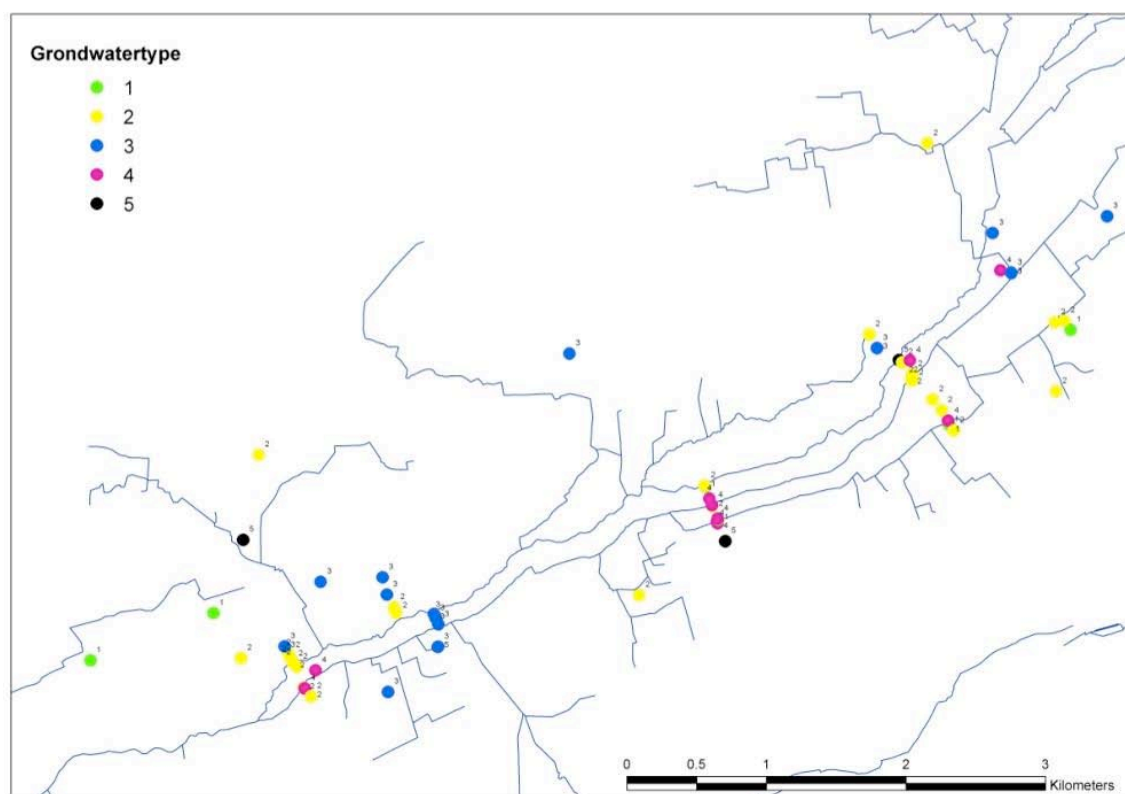
De bekomen patronen zijn vrij complex en moeilijk te duiden; verschillende klassen uit de legende komen ruimtelijk sterk gemengd voor. De CaCl_2 vervuiling speelt hierbij ongetwijfeld een rol, maar zelfs zonder daarmee rekening te houden krijgt men geen heldere patronen voor de meeste variabelen. Voor bicarbonaat ligt dit anders (Figuur 3-6 en Figuur 3-7). Men kan vaststellen dat de helft van de meetpunten concentraties registreren kleiner dan 100 mg/l. Stroomopwaarts en stroomafwaarts van raai C zijn de concentraties kleiner dan 100 mg/l, met uitzondering van een zevental piëzometers met concentraties tussen 100 en 150 mg/l. In raai C, meer bepaald aan de noordelijke zijde ervan, komen de hoogste concentraties voor: meer dan 200 mg/l tot bijna 500 mg/l.



Figuur 3-6: Bicarbonaatconcentratie in het grondwater.



Figuur 3-7: Frequentiedistributie van bicarbonaat in 83 piëzometers.



Figuur 3-8: Ruimtelijke spreiding van de uit de clusteranalyse resulterende grondwatertypes.

3.1.2.3.2 Grondwatertypen

De geselecteerde groeperingmethode resulteerde in **5 groepen** waarbij groep 5 samengesteld is uit enkele outliers en voor het overige weinig relevant is. De gemiddelde waarden voor de verschillende variabelen vindt men in Tabel 3-2 en de ruimtelijke spreiding van de groepen in het studiegebied in Figuur 3-8.

In bijlage 5 worden de **boxplots** van de hydrochemische variabelen voor de verschillende groepen weergegeven.

Met een Kruskal-Wallis test werd per variabele nagegaan of de groepen onderling van elkaar verschilden. Dit bleek voor alle groepen in hoge mate (alle p's < 0.005) het geval te zijn, maar dit was ook te verwachten aangezien de clustering precies op basis van deze variabelen gebeurde. Groepen die een verschillende letter hebben bij hun box, verschillen significant van elkaar (paarsgewijze post hoc test voor niet-normaal verdeelde steekproeven, $\alpha = 0.05$). Omdat groep 5 vaak een zeer grote spreiding heeft, maar op zich niet veel belang heeft, werden deze statistische tests zonder groep 5 uitgevoerd en wordt groep 5 niet

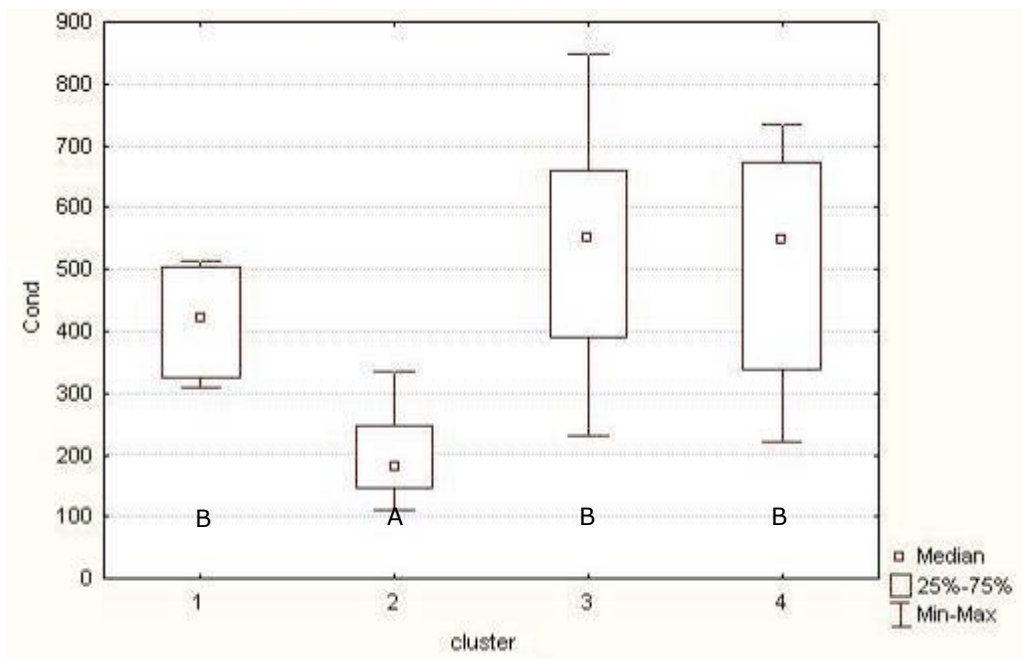
weergegeven in de boxplots. Dit leverde duidelijkere verschillen tussen de 4 overgebleven groepen en minder overlappingen op.

De boxplots voor de hieronder meer in detail besproken variabelen elektrische conductiviteit, HCO_3^- en SO_4^{2-} worden weergegeven in Figuur 3-9 tot en met Figuur 3-11. Uit de boxplots valt in de eerste plaats het duidelijke verschil op tussen de twee grootste groepen, 2 en 3. Groep 2 is een ionenarm grondwatertype met lage conductiviteit en lage concentraties aan HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , SO_4^{2-} en Cl^- , terwijl groep 3 voor de meeste variabelen veel hogere waarden heeft.

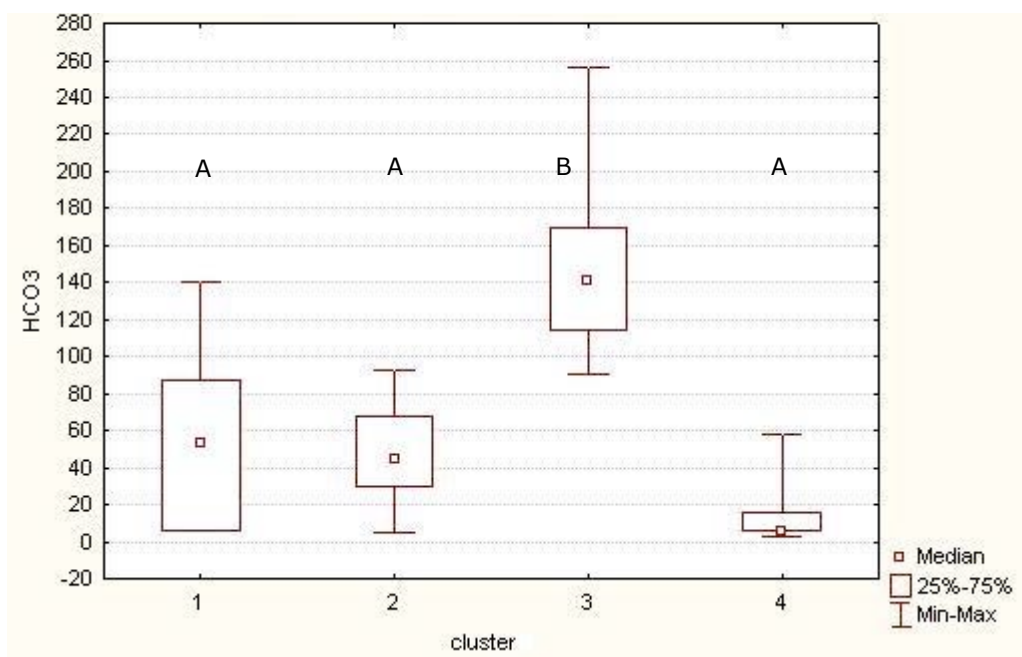
Groep 1 heeft voor de meeste variabelen intermediaire waarden tussen groep 2 en 3, met één uitzondering: het SO_4^{2-} gehalte is veel hoger in groep 1 dan in groepen 2 en 3. Groep 4 is zeer gelijkend op groep 1 (inclusief de hoge SO_4^{2-} concentraties), maar wordt gekenmerkt door een extra eigenschap: de pH is veel lager dan in de andere groepen.

Tabel 3-2: Gemiddelde en bijhorende standaardfout voor alle gemeten variabelen van het grondwater per groep (cluster). Tussen haakjes staat het aantal meetpunten per groep.

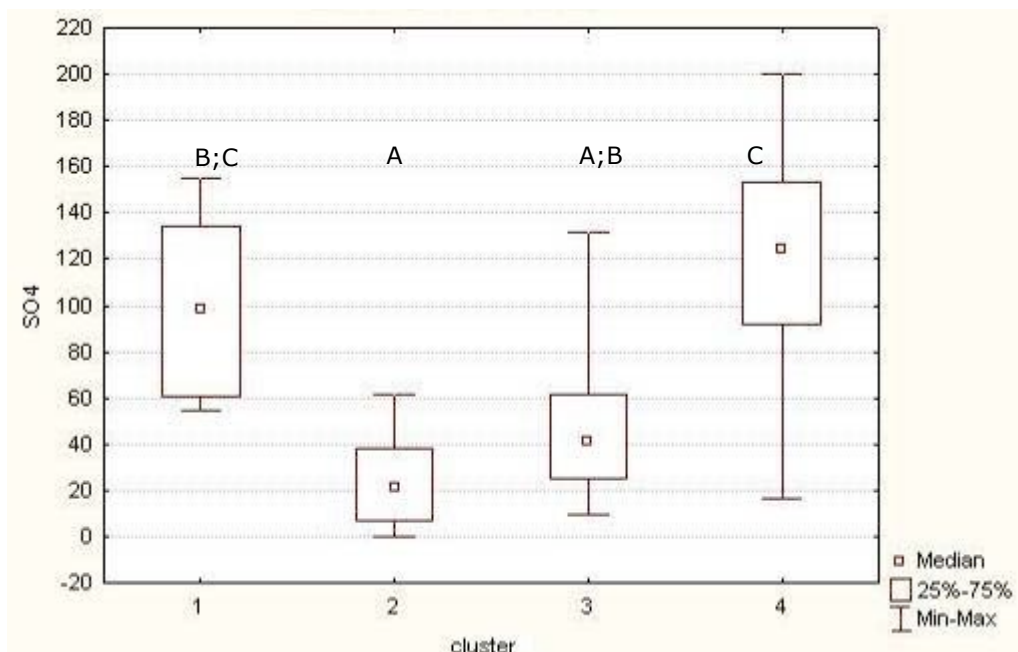
Variabele	Eenheid	Groep 1 (7)	Groep 2 (31)	Groep 3 (19)	Groep 4 (10)	Groep 5 (4)
Geleidbaarheid	$\mu\text{S}/\text{cm}$	$415,7 \pm 35,3$	$198,2 \pm 12,4$	$542,0 \pm 40,7$	$504,2 \pm 60,1$	$1137,4 \pm 268,0$
pH		$6,0 \pm 0,1$	$6,3 \pm 0,0$	$6,4 \pm 0,0$	$4,5 \pm 0,3$	$5,8 \pm 0,7$
Bicarbonaat	mg/l	$51,1 \pm 19,1$	$47,6 \pm 4,7$	$151,6 \pm 10,6$	$17,0 \pm 6,8$	$174,9 \pm 112,3$
Sulfaat	mg/l	$99,4 \pm 13,7$	$23,0 \pm 3,2$	$45,4 \pm 6,7$	$121,2 \pm 16,7$	$94,4 \pm 48,9$
Chloride	mg/l	$38,4 \pm 9,2$	$26,0 \pm 2,8$	$74,1 \pm 15,7$	$72,9 \pm 12,6$	$240,9 \pm 152,0$
Natrium	mg/l	$19,4 \pm 4,8$	$7,6 \pm 0,7$	$18,4 \pm 2,0$	$20,7 \pm 2,8$	$46,7 \pm 6,9$
Kalium	mg/l	$10,7 \pm 3,0$	$4,3 \pm 0,3$	$6,2 \pm 1,7$	$8,4 \pm 1,9$	$47,3 \pm 20,9$
Calcium	mg/l	$37,3 \pm 5,8$	$15,8 \pm 1,1$	$60,7 \pm 5,4$	$39,7 \pm 4,8$	$98,2 \pm 37,8$
Magnesium	mg/l	$5,4 \pm 1,2$	$2,6 \pm 0,2$	$5,8 \pm 0,7$	$7,5 \pm 1,1$	$23,0 \pm 9,3$
IJzer	mg/l	$14,1 \pm 5,4$	$15,6 \pm 2,6$	$35,0 \pm 6,4$	$23,2 \pm 7,2$	$40,0 \pm 32,1$
Nitraat	$\text{mg N}/\text{l}$	$2,02 \pm 1,30$	$0,30 \pm 0,13$	$0,12 \pm 0,03$	$0,29 \pm 0,14$	$0,17 \pm 0,10$
Ammonium	$\text{mg N}/\text{l}$	$0,27 \pm 0,12$	$0,51 \pm 0,18$	$0,91 \pm 0,27$	$0,45 \pm 0,12$	$0,44 \pm 0,32$
Orthofosfaat	$\text{mg P}/\text{l}$	$0,02 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,04$	$0,01 \pm 0,00$	$0,03 \pm 0,02$



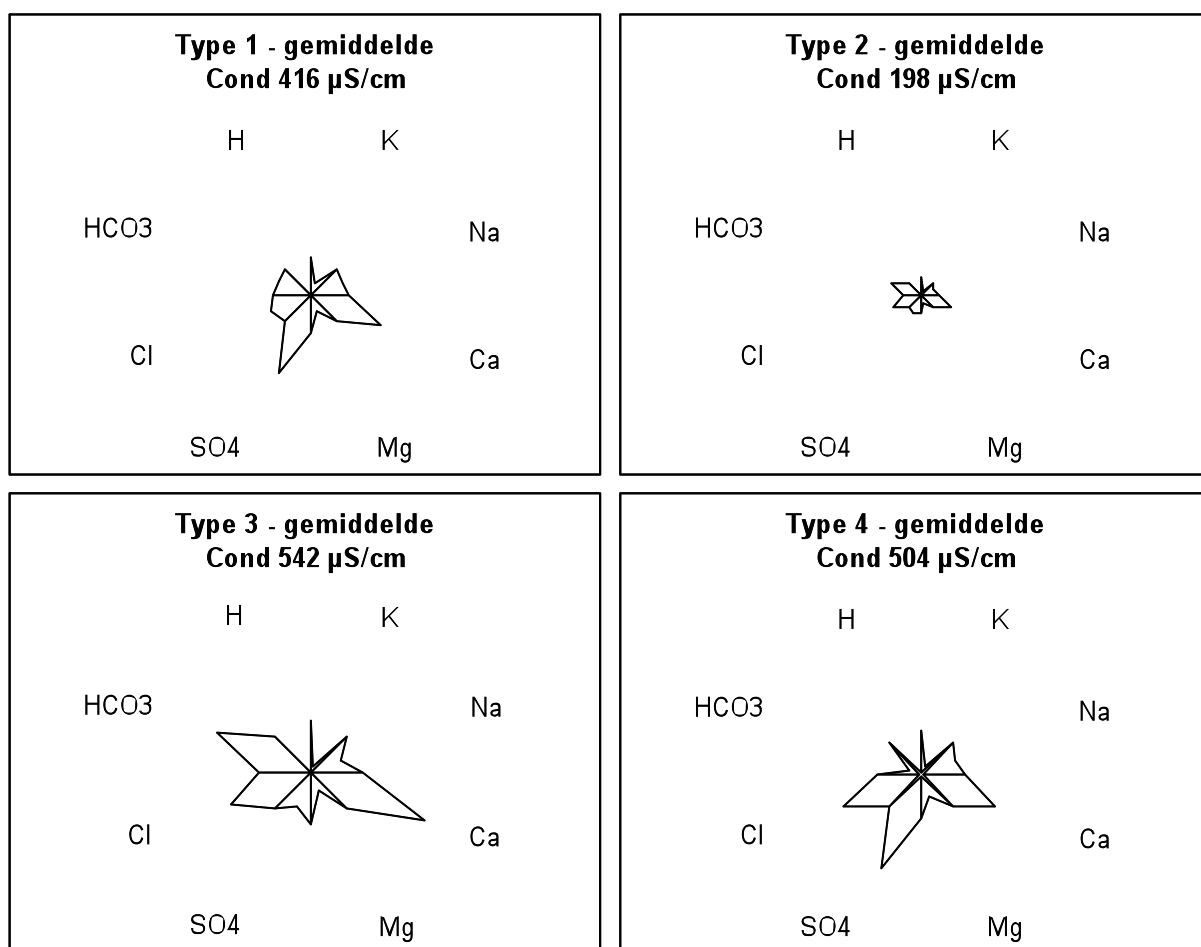
Figuur 3-9: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de elektrische conductiviteit ($\mu\text{S}/\text{cm}$).



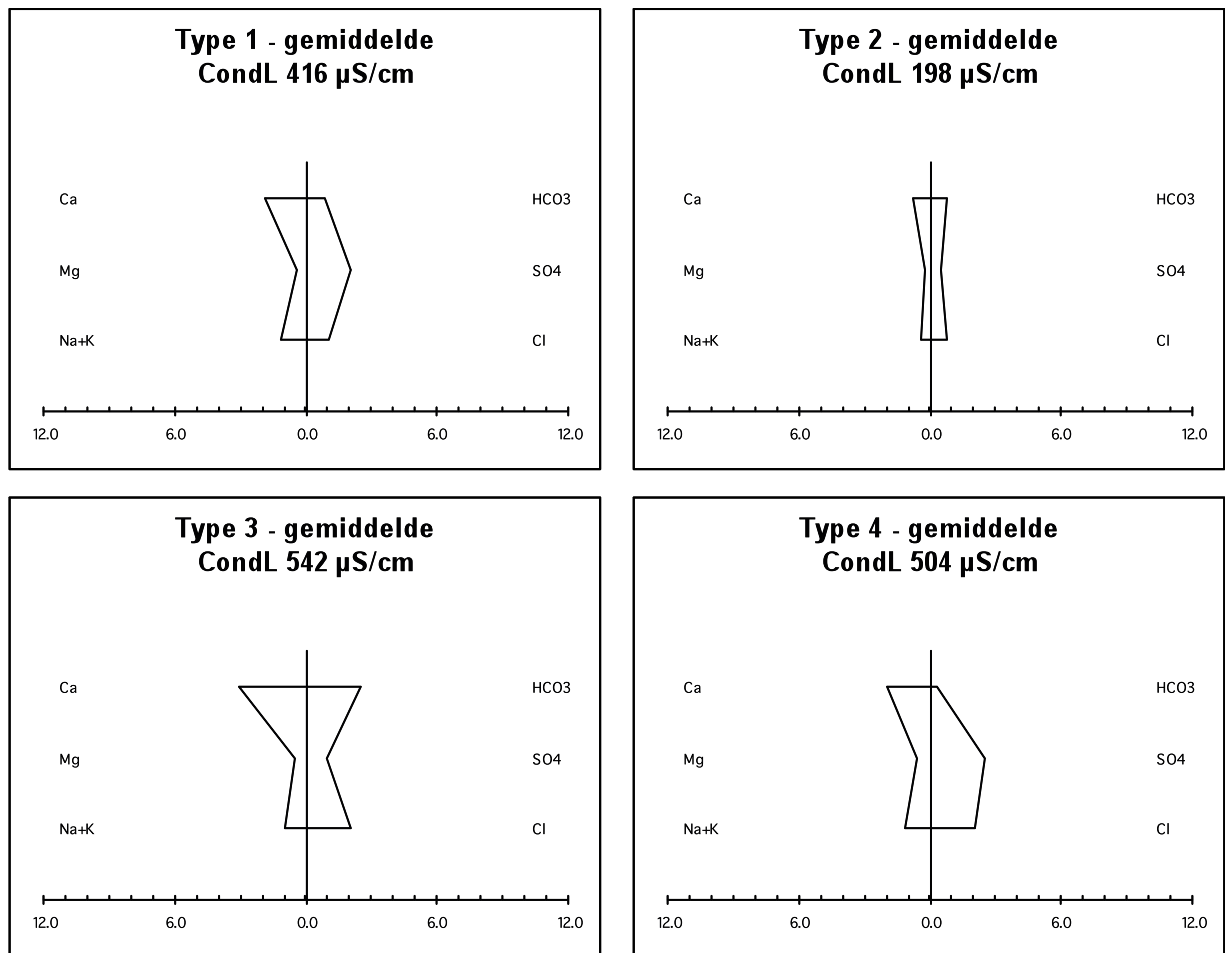
Figuur 3-10: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de bicarbonaatconcentraties (mg/l).



Figuur 3-11: Boxplots van de 5 grondwatertypes voor de sulfaatconcentraties (mg/l).



Figuur 3-12: Maucha diagrammen voor de gemiddelden van de vier grondwatertypes (in meq/l).



Figuur 3-13: Stiff diagrammen voor de gemiddelden van de vier grondwatertypes (in meq/l)

Dit beeld wordt bevestigd in de **Maucha en Stiff diagrammen**, waar de onderlinge verhoudingen tussen de anionen en kationen wordt weergegeven. Figuur 3-12 en Figuur 3-13 zijn Maucha en Stiff diagrammen, telkens voor het gemiddelde per groep. De getoonde waarden zijn ionenfracties (meq/l).

Het grondwater van groep 3 kunnen we beschouwen als een lithotroof watertype: er is een vrij grote ionenrijkdom en de kationen en anionen worden respectievelijk gedomineerd door Ca^{2+} en HCO_3^- . Het water is evenwel niet uitgesproken lithotroof, zoals dat wordt aangetroffen in bijvoorbeeld de Dijlevallei of delen van het Walenbos (De Becker & Huybrechts, 1997, 2000). Groep 2 heeft kleinere totale concentraties en een lagere elektrische conductiviteit dan groep 3. De dominantie van Ca^{2+} is nog aanwezig, maar Cl^- is er gelijk aan HCO_3^- . In groepen 1 en 4 zien we een matige ionenrijkdom (en conductiviteit) en een dominantie van Ca^{2+} en SO_4^{2-} , terwijl HCO_3^- zo goed als afwezig is in type 4.

In alle groepen is Cl^- in relatief grote mate aanwezig, terwijl dit ion van nature niet zo abundant is in grondwater. In kwelgebieden van het Hageland zijn concentraties van meer dan 40 mg/l eerder uitzonderingen, (De Becker & Huybrechts 1997, 2000) daar waar in de Vallei van de Drie Beken de gemiddelde concentratie voor de verschillende types vaak groter is. In de Vallei van de Zwarte beek stroomopwaarts van Beringen (De Becker & Huybrechts 2000) loopt de Cl^- concentratie zelden hoger op dan 20 mg/l. De codominantie van Cl^- in sommige grondwatertypes is niet zo uitzonderlijk. Ook in andere kwelgebieden wordt dat genoteerd, maar meestal betreft het watertypes die aan de rand voorkomen, aan de voet van de valleiwand. In Vorsdonkbos – Turfputten is dergelijk codominantie van Cl^- bij de anionen vrij algemeen. Dat gebied wordt ook gevoed met water uit de aquifer in de Formatie van Diest.

Het belang van Cl^- in de Vallei van de Drie Beken is ongetwijfeld het gevolg van de industriële vervuiling van het oppervlaktewater met CaCl_2 . De invloed van deze vervuiling op de resultaten werd verkleind door stalen met grote Ca^{2+} en Cl^- dominantie te verwijderen uit de analyse, maar onvermijdelijk zijn een aantal stalen met kunstmatig hoge Cl^- concentraties toch nog meegenomen.

3.1.2.3.2.1 Ruimtelijke verspreiding

In Figuur 3-8 wordt de ruimtelijke verspreiding van de groepen weergegeven. Dit beeld is vrij stabiel: wanneer de minder belangrijke variabelen bij de analyse worden betrokken of wanneer andere afstandsmaten en samenvoegingstechnieken gebruikt worden, wisselt slechts een beperkt aantal piëzometers van groep.

Groep 1 bevat slechts 7 piëzometers, die ruimtelijk sterk verspreid liggen.

Groep 2 is een grote groep met 31 piëzometers, waarvan de meeste geconcentreerd zijn in raaien B en D. Daarnaast bevinden zich ook enkele piëzometers van deze groep in alle andere raaien en verspreid over het studiegebied.

Groep 3 bevat het grootste aantal piëzometers na groep 2, namelijk 19. Ze liggen voornamelijk gegroepeerd in raai C en in het noordelijke deel van raai A.

Groep 4 (10 piëzometers) kent een opvallende concentratie in raai E, maar ook in de andere raaien (behalve C) vinden we piëzometers van deze groep, voornamelijk in de oeverwallen.

Groep 5 ten slotte bevat 4 piëzometers met doorgaans extreem hoge waarden voor conductiviteit en ionenconcentraties. Deze outliers liggen verspreid in het studiegebied.

3.1.2.4 Discussie

De analyse van de chemische samenstelling van het grondwater levert in eerste instantie geen helder beeld voor de Vallei van de Drie beken. Daarvoor kunnen een aantal redenen worden aangegeven.

Er is in de eerste plaats de aanvoer van CaCl_2 -rijk oppervlaktewater dat de ruimtelijke patronen van een aantal variabelen (elektrische geleidbaarheid, chloride, calcium) beïnvloedt.

Verder is een belangrijk deel van het grondwater afkomstig uit twee aquifers, de Formatie van Diest en de Formatie van Brussel, die ter hoogte van de Asdonk met elkaar in verbinding staan. Dit geologisch

venster is niet overal aanwezig en de ligging ervan is enkel in grote lijnen gekend. De benaderende grens van het geologisch venster wordt weergegeven in Figuur 3-3. De chemische samenstelling van het grondwater uit beide aquifers is verschillend en er zijn daarenboven mengvormen in verschillende verhoudingen te verwachten. Het valleigebied wordt geflankeerd door een aantal geïsoleerde heuvelruggen op wisselende afstand van de vallei. De vergelijking van de chemische samenstelling van het ondiep grondwater in de Vallei van de Drie Beken met de samenstelling van het diepere grondwater (Data-bank Ondergrond Vlaanderen, DOV) leverde geen bijkomende inzichten in de rol van het geologisch venster of de heuvelruggen (bijlage 6).

Ten slotte is er de complexe topografie in het studiegebied met de aanwezigheid van donken, oeverwallen en dergelijke, die aanleiding kunnen geven tot zeer lokaal gestuurde waterstromen.

Toch zijn er enkele algemene vaststellingen mogelijk:

Het ionenarme grondwater is het meest dominante grondwatertype in het studiegebied. Dit blijkt het best uit de concentratie van bicarbonaat: in het grootste gedeelte van het gebied zijn de concentraties aan bicarbonaat kleiner dan 100 mg/l. Het wordt gedeeltelijk gereflecteerd in de typologie met grondwatertype 2. De dominantie van mineraalarm grondwater is groter dan uit Figuur 3-8 blijkt. Types 1 en 4 zijn overgangstypes tussen groep 2 en 3, met bicarbonaatgehalte vergelijkbaar met type 2, maar met iets hoger Ca concentraties en vooral hoge SO_4^{2-} concentraties. De elektrische geleidbaarheid is daardoor ook hoger. Het sterk verspreid voorkomen van deze types is mogelijk het gevolg van het feit dat lokale processen de samenstelling beïnvloeden. Type 4 bijvoorbeeld komt systematisch voor in piëzometers gelegen op een donk of de oeverwallen van de Grote Beek en Middelbeek, waar lokale infiltratie kan worden verwacht. Type 1 situeert zich aan de rand van de vallei, mogelijk gekoppeld aan grondwater met korte transporttijden, gelegen dichtbij infiltratiegebieden. De dominantie van SO_4^{2-} is typisch voor grondwater met zeer korte transportafstanden en -tijden, gesitueerd vlakbij lokale infiltratiegebieden.

Enkele piëzometers met een iets hoger bicarbonaat gehalte (hoger dan 100 mg/l) zijn bij de clustering in groep drie terecht gekomen, maar deze liggen verspreid en hun aantal is beperkt. Enkel ter hoogte van

Asdonk is een concentratie van piëzometers met een bicarbonaatgehalte dat aanzienlijk hoger ligt, tot bijna 500 mg/l.

3.1.3 Bodemgeleidbaarheidsmetingen

Het oppervlaktewater en grondwater zijn vervuild met CaCl_2 . Men kan zich de vraag stellen in welke mate deze vervuiling ook in de bodem aanwezig is en welke ruimtelijke spreiding ze aanneemt.

3.1.3.1 De Methode

De bodemgeleidbaarheid werd gemeten met een 'EC-probe set for soil conductivity measurements' (Eijkelkamp). Dit apparaat meet de weerstand die een elektrische stroom ondervindt om zich door de bodem te verplaatsen. Het apparaat bestaat uit een puntige conische sonde die eenvoudig in een veenbodem kan worden geduwd. Met behulp van een temperatuurcorrectie kan uit de bodemweerstand de bodemgeleidbaarheid gemeten worden met volgende formule:

$$EC_s = K \cdot f_t / R_t$$

EC_s : bodemgeleidbaarheid bij 25°C (mS/cm)

K: celconstante: 17.5 cm^{-1}

f_t : temperatuurcorrectiefactor

R_t : gemeten bodemweerstand

Deze bodemgeleidbaarheid (EC_s) is niet gelijk aan de geleidbaarheid van het bodemwater (EC_w), welke uitsluitend wordt bepaald door de opgeloste ionen in het bodemwater. EC_s daarentegen wordt mee bepaald door de elektrische karakteristieken van de bodemdeeltjes: EC_s is afhankelijk van bodemstructuur en -textuur, het watergehalte van de bodem en de zoutconcentratie van het bodemwater. Om de bodemgeleidbaarheid om te zetten naar standaard geleidbaarheid (EC_e) moet een

kalibratiecurve opgesteld worden aan de hand van analyses van bodemstalen en de gemeten EC_s . Er bestaan ook gegeneraliseerde kalibratiecurves voor bodemtypen (Rhoades 1978, 1991, Van Hoorn 1980). In deze studie was dergelijke omzetting niet nodig.

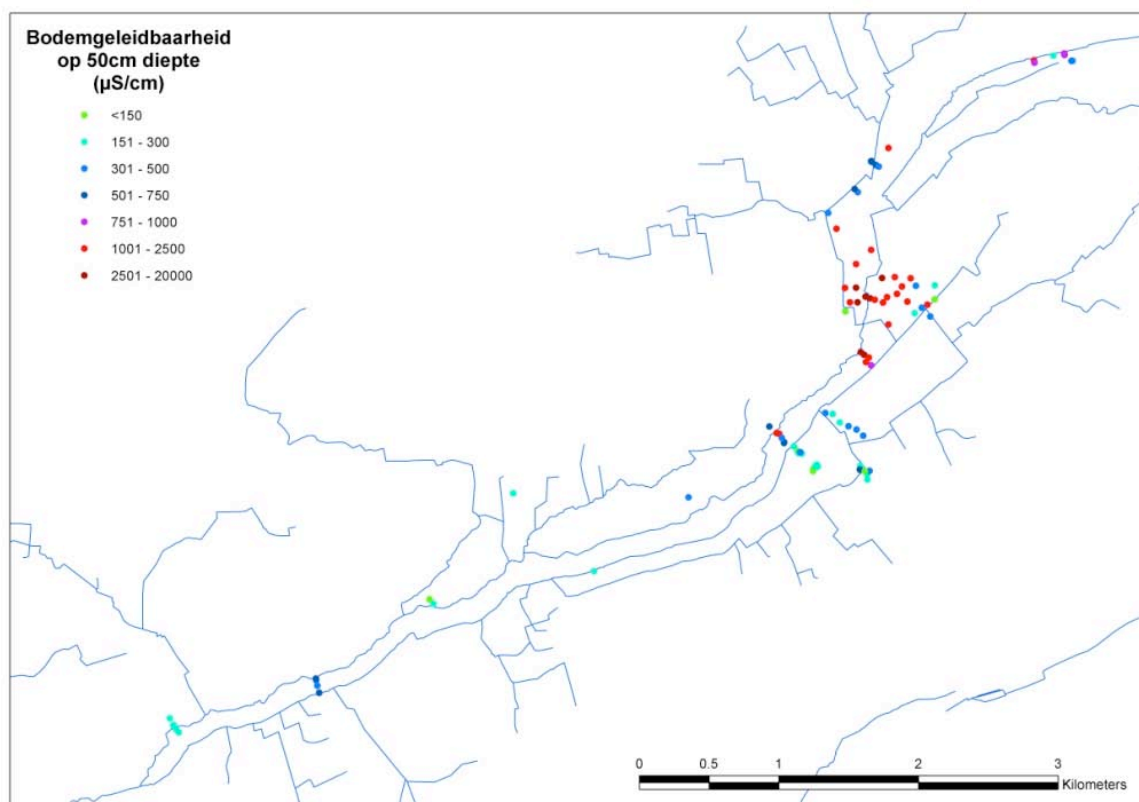
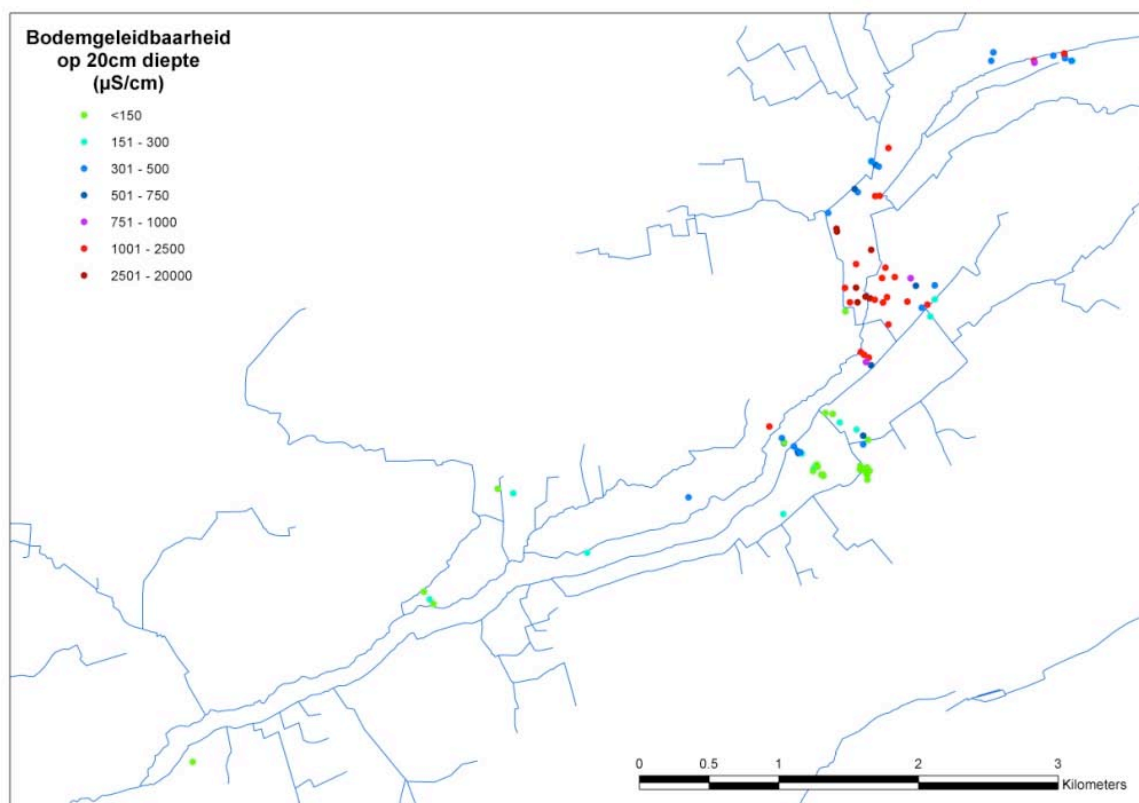
In het veld werd de bodemweerstand gemeten van 10 tot 100 cm onder maaiveld in 90 profielen verspreid over de vallei. De temperatuurcorrectiefactor f_t werd per halve dag voor enkele profielen gemeten en hiervan werden gemiddelden berekend voor bos en graslanden/ruigten. Deze gemiddelden werden gebruikt voor de berekening van EC_s .

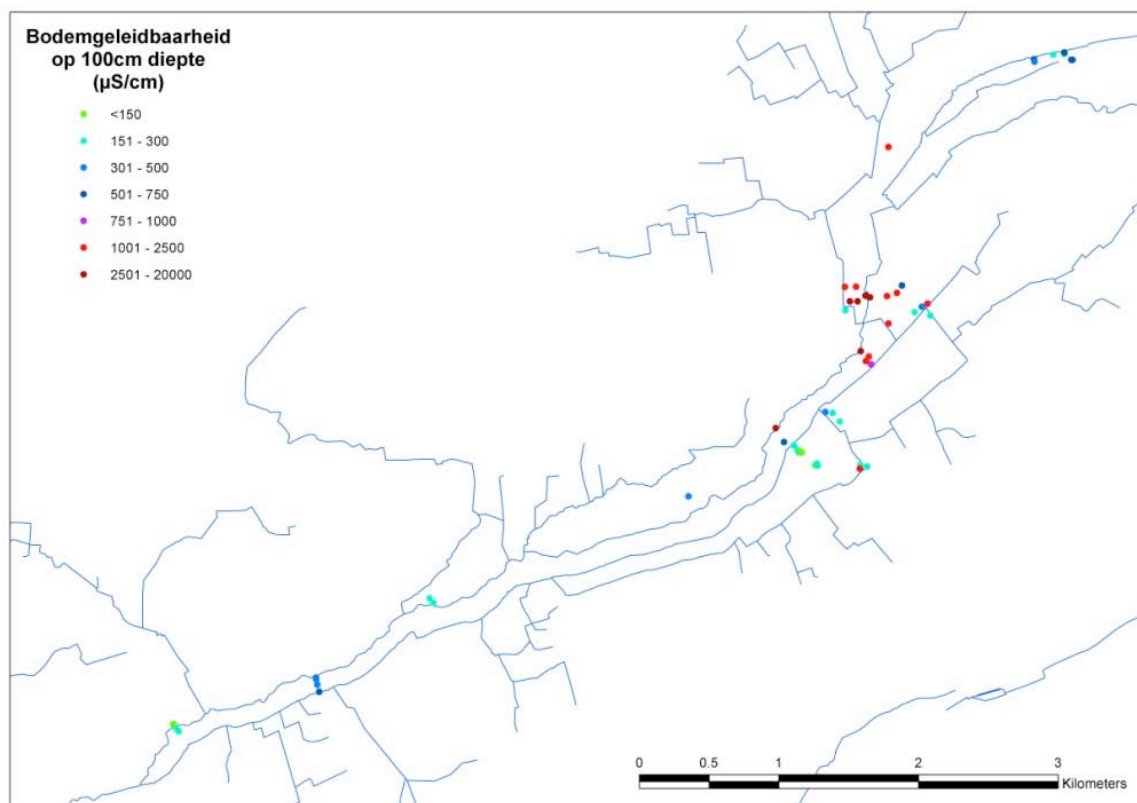
Dit is een relatief ruwe en weinig nauwkeurige manier om de bodemgeleidbaarheid te meten en ze is enkel toepasbaar in homogene bodems. Positief is dat het een snelle methode is en dat ze in elk geval wel geschikt is om de CaCl_2 -contaminatie van het grondwater in de Vallei van de Drie Beken in kaart te brengen.

3.1.3.2 Resultaten

De kaarten in Figuur 3-14 tonen de bodemgeleidbaarheid op verschillende dieptes onder maaiveld. Ze geven een beeld van de verspreiding van de zoutcontaminatie in het bodemwater. Er werden metingen verricht op 10, 20, 30, 50, 70, 80 en 100cm diepte, maar hier tonen we een selectie van meetresultaten op 3 verschillende dieptes.

Een bodemconductiviteit groter dan $500 \mu\text{S/cm}$ is bijna zeker het gevolg van verontreiniging. Deze metingen geven een gelijkaardig resultaat als de grondwatermetingen (conductiviteit en concentraties Ca^{2+} en Cl^- , zie hoger). De bodem is sterk vervuild in Schutshaag in de zone tussen de linkeroever van Kleine Beek – Meilrijk en de rechteroever van de Middelbeek, en ook verder stroomafwaarts in de onmiddellijke omgeving van de Grote Beek.





Figuur 3-14: Bodemgeleidbaarheid op 20cm, 50cm en 100cm onder maaiveld.

Dit wordt geïllustreerd in Figuur 3-15. Deze figuur geeft de bodemgeleidbaarheid weer in het bodemprofiel van enkele geselecteerde meetpunten in raai B. De metingen werden verricht op één dag (17/01/07).

Meetpunten '010 en '015 bevinden zich tussen Middelbeek en Kleine Beek en vertonen een normaal patroon voor ongestoorde bodems. De geleidbaarheid is op elke diepte lager dan 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ook andere meetpunten in de buurt van '010 en '015 vertonen gelijkaardige patronen ('010: constante lage conductiviteit, overal < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; '015: lage conductiviteit met een piek bij 25 cm onder maaiveld, maar overal < 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Meetpunt '017 ligt tussen Middelbeek en Grote Beek en vertoont een constante geleidbaarheid tussen 550 en 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ op alle dieptes. Meetpunt '023 ten slotte ligt op de oever van de Grote Beek en wordt gekenmerkt door een zeer hoge geleidbaarheid, tot bijna 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

De onnatuurlijk hoge geleidbaarheid in punten '017 en '023 is het gevolg van infiltratie van met CaCl_2 vervuild water uit de Grote Beek.

3.1.3.3 Vergelijking met eerder onderzoek

In 2003 publiceerde Ecolas een rapport over een verkennend bodemonderzoek in de Vallei van de Drie Beken. In deze studie werd de geleidbaarheid van de bodem opgemeten langs de Grote Beek / Winterbeek, vanaf de Paalse Plas tot aan de monding in de Demer. Op dit 16 km lange traject werd de bodemgeleidbaarheid in de oever om de 10 m opgemeten. De diepte van staalname was variabel, maar bedroeg gemiddeld 30 cm.

Langs de Grote Beek werd een enorme range aan geleidbaarheden gemeten, van 2 tot 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De voornaamste zones met onnatuurlijk hoge concentraties resultaten bevinden zich ter hoogte van het lozingspunt van TC Ham en in de zone stroomop- en afwaarts de duiker van de Kleine Beek – Meilrijk onder de Grote Beek.

Ter hoogte van de plaatsen met verhoogde bodemgeleidbaarheid werden extra metingen verricht in raaien dwars op de stroomrichting van de beek. Hieruit bleek ten eerste dat de geleidbaarheid sterk afnam bij toenemende afstand tot de oever en ten tweede dat de grootste geleidbaarheid (en dus de grootste verontreiniging) zich dicht bij de oppervlakte

bevond.

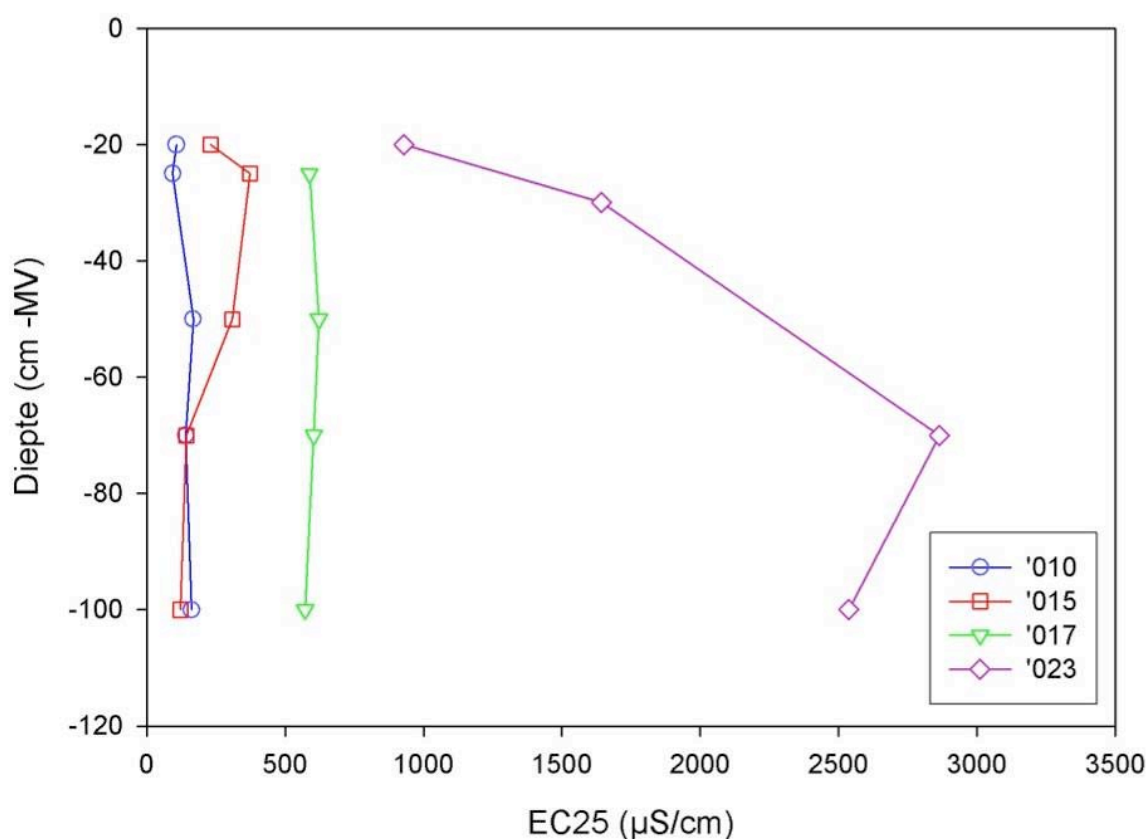
Zowel de situering als de waarden van de verhoogde bodemconductiviteiten komen in grote lijnen overeen met onze resultaten.

De gegevens zijn niet overal geschikt om de relatie tussen verontreiniging en de afstand tot de oever aan te geven. In raai B hebben we metingen op verschillende afstanden van de Grote Beek en uit Figuur 3-14 blijkt inderdaad dat de concentraties afnemen bij toenemende afstand tot de oever.

In de studie van Ecolas wordt niet gespecificeerd hoe diep "ondiep" precies is,

maar uit onze gegevens blijkt dat de hoogste geleidbaarheid in de meeste meetpunten tussen de 30 en 80 cm onder maaiveld wordt gemeten (Figuur 3-15 en gelijkaardige, niet getoonde grafieken).

Globaal kunnen we dus besluiten dat onze metingen van bodemgeleidbaarheid gelijkaardige resultaten opleveren als die van Ecolas, voor zover de verschillen in methodologie en het ontbreken van enkele details in het rapport van Ecolas een vergelijking toelaten.



Figuur 3-15: Bodemgeleidbaarheid in de diepteprofielen van enkele geselecteerde meetpunten in raai B.

3.2 Grondwatermodel

3.2.1 Aangepast stationair model

Haskoning bouwde in opdracht van VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer een TRIWACO-grondwatermodel voor de Vallei van de Drie Beken. Het stationaire model werd uitvoerig in een rapport beschreven (Haskoning 2004). Dit model wordt als basis genomen voor het lopende project. Aan de kern van het model werd niets gewijzigd, voor details hierover wordt naar het hoger vermelde rapport verwezen.

Op verschillende tijdstippen in het onderzoek werden aanpassingen in dit model aangebracht. De belangrijkste aanpassingen zijn:

- De gedetailleerde kartering van het drainagestelsel laat toe betere inzichten in het oppervlaktewatersysteem te krijgen om bepaalde parameters in te schatten bij de kalibratie. In de verkennende scenario's werd de drainageweerstand van sloten in het topsysteem ruimtelijk gedifferentieerd, maar uit de analyse van het drainagestelsel bleek dat dit niet langer goed onderhouden is, en dat een ruimtelijke differentiatie niet verantwoord is
- Bepaalde waterlopen werden bijkomend door ANB topografisch opgemeten: Loop – Rettervliet, Wolbergenvliet, Genevinnebeek. Aan de hand van deze opmetingen konden de drainagediepten van deze waterlopen realistischer worden ingeschat.
- De recentste versie van DHM-Vlaanderen werd gebruikt. In het bestaande model werd een voorlopige versie van DHM-Vlaanderen gebruikt. Deze was niet helemaal volledig en er werden voordat DHM-Vlaanderen officieel werd vrijgegeven, nog kleine aanpassingen uitgevoerd.
- Geactualiseerde informatie over waterwinningen afkomstig uit Databank Ondergrond Vlaanderen
- De opmeting van grondwaterpeilen in de periode 07/2005 tot 07/2007 leverde nieuwe kalibratiegegevens voor het grondwatermodel.
- De rivierpeilen vormen een belangrijke randvoorwaarde voor het grondwatermodel. Hier kon gebruik gemaakt worden van de resultaten van het geactualiseerd oppervlaktewatermodel.

De voortschrijdende kennis en inzichten in het studiegebied en in het grondwatersysteem die zich tijdens het onderzoek voordeden, leidde tot verschillende versies van het stationair grondwatermodel die licht van elkaar verschilden in de verschillende fasen van dit onderzoek. Dit was het geval bij de kalibratie van NICHE, de berekeningen van de verkennende scenario's en tenslotte de eindscenario's. De verschillende versies leveren licht verschillende resultaten op. In dit rapport werden de resultaten behouden van het aanvankelijke model dat bij de NICHE kalibratie en de verkennende scenario's werd gebruikt. De latere detailaanpassingen aan het stationair model hadden geen invloed op de conclusies die in die fase werden bekomen.

Voor de eindscenario's werd de eindversie van het model gebruikt. Tijdens de kalibratie van het transiënte model bleek dat het toepassen van uniforme topsysteemparameters in de volledige alluviale vallei tot betere resultaten leidt dan een gedifferentieerde aanpak. Uiteindelijk werd de vallei geografisch afgebakend op basis van de bodemkaart (veen- en profielloze bodems, met een handmatige correctie voor stuifzanden en colloïdale bodems). Indien voor dit valleigebied de parameters van het topsysteem uniform werden toegepast in het stationaire model werden in de meer stroomopwaartse delen (stroomopwaarts van Schutshaag) van het studiegebied lagere peilen gesimuleerd dan in het oorspronkelijke stationaire model. Hoewel voor dit gedeelte van de vallei geen meetdata van de grondwaterdynamiek beschikbaar zijn, waardoor geen controle mogelijk is, wordt aangenomen dat het een realistischer resultaten oplevert.

3.2.2 Herkalibratie stationair model.

Het stationair grondwatermodel werd opnieuw gekalibreerd met nieuw beschikbaar gekomen gegevens. De gemiddelde waterpeilen in 78 piëzometers dienden als referentie. Deze piëzometers zijn alle gelegen op valleigronden (zie Figuur 3-1). Als grondwatervoeding wordt 0.0008 m gebruikt. De volgende waarden werden bekomen voor de gekalibreerde parameters:

CD1: Drainage weerstand van rivieren in de aquifer: 0.5 d/m.

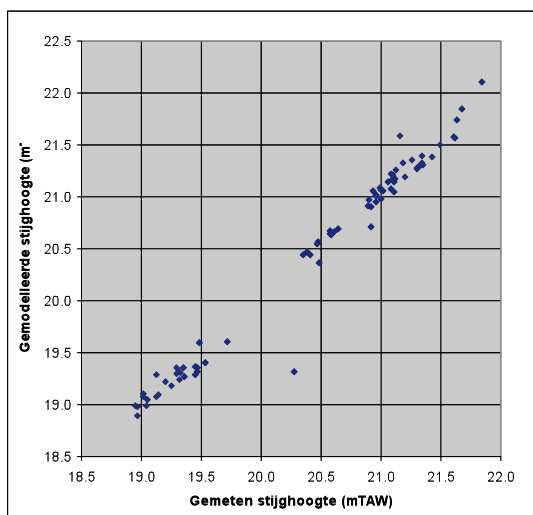
RP3: drainageweerstand van het topsysteem: 1 d/m in het valleigebied, 100 d/m daarbuiten.

RP5: drainageniveau, 20 cm onder maaiveld in het valleigebied, 40 cm daarbuiten.

Enkele statistieken over het kalibratieproces (in meter):

Gemiddelde afwijking	-0.016
Gemiddelde absolute afwijking	0.066
Minimum afwijking	-0.278
maximum afwijking	0.203
aantal punten	78

De gemiddelde absolute afwijking bedraagt minder dan 7 cm, terwijl de maximale afwijking minder dan 30 cm is. Dit zijn goede resultaten, die vertrouwen geven in de performantie van het model (Figuur 3-16)



Figuur 3-16: Vergelijking van de gemeten gemiddelde waterpeilen en deze berekend door het stationair grondwatermodel.

3.2.3 Transiënt model

Binnen dit project werd op basis van het stationair model een transiënt model in de Triwaco omgeving ontwikkeld voor de Vallei van de Drie Beken. Daar waar een stationair model een gemiddelde toestand simuleert, berekent een transiënt grondwatermodel voor elke tijdstap een grondwaterstand. In dit geval was de tijdstap 10 dagen. Het heeft daarvoor een tijdsafhankelijke invoer nodig: grondwatervoeding en oppervlakte-waterpeilen. In deze studie werd enkel de voeding transiënt gemaakt, die werd berekend met de FLUZO module. Voor de waterstanden in de waterlopen werden de mediaan waarden genomen.

De invoerreeksen voor FLUZO zijn:

Neerslag: KMI station Koersel van 5 juni 2004 tot 1 juli 2007, aangevuld met Rillaar voor eventuele ontbrekende gegevens.

Evaporatie: VMM station Lummen (meetpunt P16), aangevuld met gegevens van potentiële evapotranspiratie Herentals (VMM E11) op basis van regressie: $E_{Lummen} = 0.8922 * pEt_{Herentals}$

Bodemgebruik: gebaseerd op de Biologische Waarderingskaart

De volgende waarden werden na de kalibratie aan de verschillende parameters toegekend:

PE: de effectieve porositeit van de bovenste watervoerende laag werd bepaald op basis van de textuur op de bodemkaart en gepubliceerde referentie gegevens. (McWorter and Sunada, 1977 in <http://web.ead.anl.gov/resrad/datacoll/porosity.htm>). Uiteindelijk werden de maximumwaarden gebruikt, behalve stroomafwaarts van de samenvloeiing met de Loop-Rettervliet.

SCi: de bergingscapaciteit werd voor alle aquifers gelijkgesteld aan 0.0003.

RP2: de hydraulische weerstand van de semi permeabele laag het topsysteem: 10 (d/m).

RP3: drainageweerstand van drainage-systeem in het topsysteem: 2 in het valleigebied, 10 daarbuiten (d/m)

RP4: infiltratieweerstand van drainage-systeem in het topsysteem kreeg een zeer grote waarde: 1000000 (d/m)

RP5: drainageniveau, 20 cm onder maaiveld in het valleigebied, 40 cm daarbuiten.

CD1: drainageweerstand van rivieren: 2 (d/m)

Ci1: infiltratieweerstand van rivieren: 1 in de vallei, 10000 er buiten (d/m).

SCx: de bergingscoëfficiënt van de watervoerende lagen (ook storativity genoemd) is een maat voor de extra hoeveelheid water die in een bodem kan geborgen worden bij hoge druk en kreeg een vaste waarde: 0.0003



VDB514X



VDB059X



VDB511X

Figuur 3-17: Vergelijking van gemodelleerde stijghoogten in het topsysteem met het transiënt grondwatermodel (rood) en de opgemeten waterpeilen (blauw) in meter TAW tussen juni 2004 en juni 2007 : van boven naar beneden VDBP514X, VDBP059X en VDBP511X. Horizontale as: tijd in dagen vanaf begin juni 2004. De groene lijn is de stijghoogte in de kwartaire sedimenten.

Bij de kalibratie van het transiënt model wordt gepoogd een combinatie van parameterwaarden te vinden die toelaat om de gemeten grondwaterpeilen te simuleren. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de tijdreeksen van 78 bemeten piëzometers. Figuur 3-17 geeft drie voorbeelden voor de vergelijking van de gemodelleerde en gemeten grondwaterpeilen met de definitieve set van parameters.

Hieruit blijkt dat met de uiteindelijke parameterset de tijdreeksen met wisselend succes kunnen benaderd worden: er zijn grote verschillen tussen de meetpunten. De twee bovenste zijn vrij representatief voor het grootste deel van de vallei. De gemeten waterpeilen in de winter worden vrij goed benaderd, maar bij de zomerpeilen zijn de afwijkingen groter. De onderste diagram betreft één van de slechtere resultaten voor het studiegebied. Men moet voor ogen houden dat in dit project de berekende tijdreeksen worden gebruikt om GXG-waarden te bekomen. Dit betekent dat vooral de hoge en lage grondwaterpeilen moeten vergelijkbaar zijn, en dat het verloop van de curve daartussen van minder groot belang is. Het reproduceren van een tijdreeks is niet de eerste bezorgdheid. De zomerperiode van 2005 wordt systematisch slecht berekend. De reden daarvoor is niet duidelijk; geen enkele aanpassing van de parameters gaf een

voldoende effect om dit fenomeen op te lossen. Mogelijk is dit te wijten aan een te korte 'inlooperperiode' van het model.

Buiten het valleigebied ontbreken goede gegevens om het model te evalueren, maar men kan vaststellen dat daar de gemodelleerde waterpeilen aanzienlijk hoger liggen dan de gemeten peilen. Dit wijst op een belangrijk probleem met het transiënt model. Figuur 3-18 geeft de gemiddelde grondwaterstand over 2006 in het studiegebied. Het patroon wijkt sterk af van datgene dat op basis van de bodemkaart kan verwachten. De meest vochtige standplaatsen worden niet in het centrum van de vallei gesimuleerd, maar aan de rand. Dit is in tegenspraak met de ruimtelijke verspreiding van de vochtclassen van de bodem op de bodemkaart en de aanwezigheid van veenbodems in de vallei.

Het is duidelijk dat het huidige transiënt model het grondwatersysteem niet voldoende nauwkeurig in beeld brengt. Hoewel de waterpeilen tot op zekere hoogte goed worden gesimuleerd in de vallei geldt dat niet daarbuiten en zijn de ruimtelijke patronen niet waarheidsgetrouw.

In de huidige toestand is het transiënt model niet performanter dan het stationaire grondwatermodel. Dit laatste simuleert beter de ruimtelijke patronen in de vochttoestand. Voor het verder verloop van

studie werd geopteerd om het stationair model te gebruiken bij de potentieverkenning.

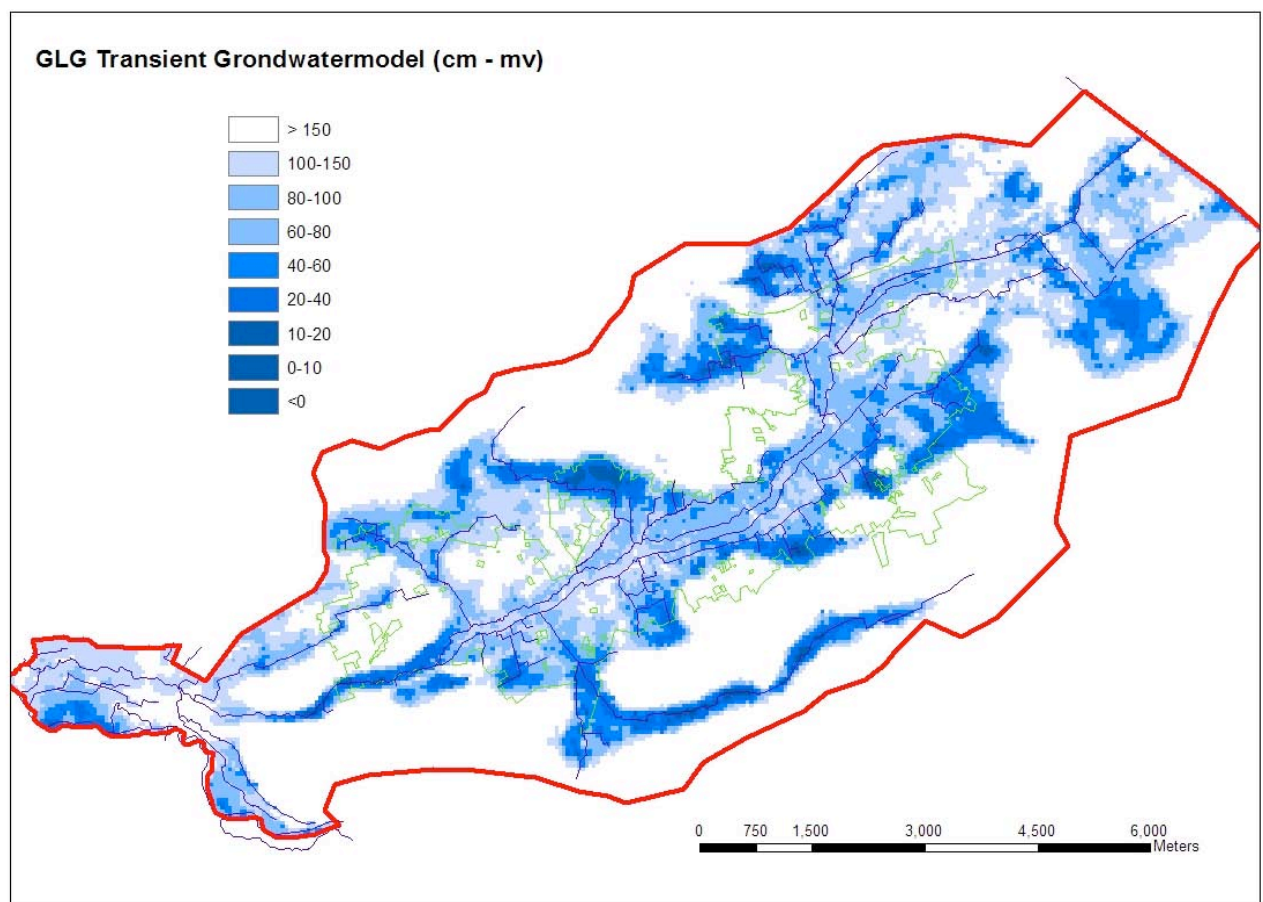
Deze keuze heeft tot gevolg dat GLG, GHG en GVG worden berekend op basis van hun relatie met de gemiddelde grondwaterstand. Deze relatie is gebaseerd op de terreinmetingen en wordt verder besproken in deel 4.2.3.

3.2.4 Gegevensuitwisseling

Het grondwatermodel wordt gevoed met waterpeilen in de waterlopen die voor de verschillende scenario's van het opper-

vaktewatermodel afkomstig zijn. Het betreft de mediaan waterpeilen.

Het grondwatermodel levert gegevens aan het hydro-ecologisch model NICHE Vlaanderen. Het betreft gemiddelde grondwaterpeilen die dienen te worden omgezet naar gemiddeld laagste en gemiddelde hoogste grondwaterstanden (zie deel 4.2.3). Verder levert het grondwatermodel informatie over kwel. Deze is gedefinieerd als de grondwaterflux van de kwartaire sedimentlagen naar het topsysteem.



Figuur 3-18: Gemiddelde laagste grondwaterstand berekend met het transiënt grondwatermodel in 2006

4 Hydro-ecologisch model NICHE Vlaanderen

4.1 Inleiding

NICHE (*Nature Impact Assessment of Changes in Hydro-Ecological Systems*) is een hydro-ecologisch model dat werd ontwikkeld door Kiwa Water Research uit Nederland. Het model is gebaseerd op de standplaatsfactoren: bodemtype, grondwaterstand, voedselrijkdom en zuurgraad die voor de soortensamenstelling van vegetaties bepalend kunnen zijn. Op grond van het berekende abiotisch milieu bepaalt NICHE de mogelijke ontwikkeling van de grondwaterafhankelijke vegetatie.

De filosofie en de opbouw van NICHE worden behouden in NICHE Vlaanderen. Niettemin werd het oorspronkelijke model op een aantal cruciale punten aangepast om de toepasbaarheid in Vlaanderen te verhogen. De belangrijkste aanpassingen zijn te situeren op drie vlakken. (1) De bodemkarakteristieken spelen een centrale rol in de opbouw van NICHE. Een gebiedsdekkende bodemkaart verhoogt de toepasbaarheid van NICHE aanzienlijk; de Belgische Bodemkaart werd vertaald naar NICHE bodemcodes. (2) De relatie tussen standplaats en vegetatiekarakteristieken is gebaseerd op waarnemingen in referentiesites. Het was nodig een Vlaamse dataset met referentiegegevens op te bouwen. Ongeveer 1000 referentiepunten werden hiervoor gebruikt. (3) Sommige beslisregels die de basis vormen voor de berekening van de standplaatsfactoren dienen te worden aangepast. (Callebaut et al. 2007)

NICHE Vlaanderen doet een uitspraak over 28 grondwaterafhankelijke vegetatietypen. (zie bijlage 7). De behandelde vegetatietypes betreffen zowel bossen, ruigten, graslanden als heides. Met NICHE Vlaanderen wordt nagegaan of bepaalde vegetatietypes goed kunnen voorkomen in een goed ontwikkelde vorm. Verstoorte types worden zoveel mogelijk geweerd. Als NICHE Vlaanderen de uitspraak doet dat vegetatietype X niet kan voorkomen op een bepaalde plaats, sluit dit niet uit dat het type in één of andere verstoorte, verarmde vorm toch kan voorkomen.

Het betreft dus vooral stabiele, ongestoorte vegetatietypes, maar ook enkele rompgemeenschappen zijn opgenomen. Over het algemeen worden de vegetatietypes in het model behandeld op het niveau van

verbond, hoewel een aantal associaties in de vegetatielijst zijn opgenomen. Er zijn doorgaans in Vlaanderen echter te weinig gegevens om systematisch op associatieniveau uitspraken te doen. NICHE Vlaanderen presteert goed voor een hele reeks vegetatietypen zoals Berkenbroekbos, Mesotroof elzenbroekbos, Ruigte elzenbroekbos, Verbond van Scherpe zegge, Moerasspireaeverbond, Dotterbloemverbond en Verbond van Zwarte zegge. Voor een aantal rompgemeenschappen of verstoorte vegetatietypen zijn de resultaten minder gunstig. De condities waaronder het vegetatietype kan voorkomen zijn moeilijker te bepalen en hun potentiële verspreiding moeilijker te berekenen. De heidevegetaties zijn niet voldoende getest kunnen worden wegens het ontbreken van geschikte testgebieden.

NICHE Vlaanderen is in staat om op het vlak van potenties verschillen tussen gebieden aan te geven. Het model kan ook differentiëren binnen het gebied zelf door verschillende zones te identificeren. Met NICHE Vlaanderen kunnen geen uitspraken worden gedaan over individuele locaties. Het model is geschikt om patronen van de berekende vegetaties te bestuderen en kan inzicht geven in het ecosysteem of van een gebied. Het kan worden ingezet bij scenarioanalyses zoals die worden uitgevoerd in het kader van hydrologische projecten, natuurontwikkeling, milieueffectrapportage e.d.

NICHE Vlaanderen is geen 'druk op de knop model', net zo min als andere hydro-ecologische modellen trouwens. Omgaan met onzekerheden zowel op vlak van de keuze van invoergegevens als bij de interpretatie van de resultaten is een belangrijke uitdaging. NICHE geeft enkel potenties aan en bevat geen werkelijke kansberekening op het voorkomen van vegetatietypen. Het houdt geen rekening met biotische processen zoals kolonisatie, migratie, kieming e.d.

NICHE Vlaanderen is ontwikkeld als een ArcGIS – toepassing en de berekeningen worden uitgevoerd met rasters. De module Spatial Analyst is noodzakelijk.

4.2 Gegevens

In deze paragraaf worden de gegevens overlopen die nodig zijn voor het gebruik van NICHE Vlaanderen in de Vallei van de Drie Beken. Met NICHE zullen de potenties berekend worden van verschillende gesimuleerde inrichtingsscenario's, die bepaald worden door verschillende ingrepen in de waterhuishouding (zie verder in Hoofdstuk 6). Sommige gegevens, zoals bodem, atmosferische depositie, beheer gelden voor alle scenario's, terwijl andere, zoals kwel en grondwaterstanden scenario-afhankelijk zijn.

4.2.1 Gebiedsgrens

Berekeningen in NICHE geschieden in een afgebakend gebied. Hier werd de grens van het aandachtsgebied als begrenzing voor NICHE Vlaanderen gebruikt.

4.2.2 Bodem

Tabel 4-1: NICHE- bodemtypes

NICHE bodemcodes	
HV	hoogveen
K	klei
KV	venige klei
KX	keileem
L	leem
MK	maritieme klei
P	petgat
V	veen
V2	zand op veen
W	water
Z1	humusarm zand
Z2	humusrijk zand
ZV	venig zand
L1	leem
LV	venige leem
D	droog
B	bebouwd
NG	niet gedefinieerd

Voor de bodem wordt de zogenaamde 'ecologische bodemkaart' gebruikt. Dit is een bodemkaart die de verschillende bodems klasseert volgens de NICHE-bodemcodes in Tabel 4-1. Er is een Vlaamse NICHE-bodemkaart beschikbaar, waarin voor Vlaanderen de oorspronkelijke bodemcodes van de Belgische Bodemkaart werden omgezet naar NICHE-codes via een bodemvertaalsleutel. De NICHE bodemkaart is onderdeel van NICHE Vlaanderen.

4.2.3 Grondwaterdynamiek

De grondwaterstanden worden in NICHE ingegeven in 3 afzonderlijke invoerrasters, nl. de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand

(GLG), de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG) en de Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand (GVG). Deze variabelen worden aangeleverd door het grondwatermodel. De GXG worden als volgt gedefinieerd (Van de Sluijs en De Gruijter 1985):

GHG-gemiddelde hoogste grondwaterstand: gemiddelde van 3 hoogste grondwaterstanden (HG3) per hydrologisch jaar over tenminste 5 jaar bij kleine variatie tussen GH3 en LG3 en over 8 jaar bij grote variatie.

GLG-gemiddelde laagste grondwaterstand: gemiddelde van 3 laagste grondwaterstanden (LG3) per hydrologisch jaar. Dit over ten minste 5 jaar bij kleine variatie tussen GH3 en LG3 en over 8 jaar bij grote variatie.

GVG-gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand: gemiddelde van de drie waarden rond 1 april (VG3) per hydrologisch jaar en dit over ten minste 5 jaar indien voorhanden.

GG-gemiddelde grondwaterstand: wordt berekend door het gemiddelde te nemen van elk gemiddelde van één hydrologisch jaar.

Een hydrologisch jaar loopt van 1 april tot 1 april. Gezien de meetreeksen van grondwaterstanden ten hoogste 2 jaar beslagen, kan niet voldaan worden aan de aanbeveling om over minimum 5 jaar te meten. De GXG moeten dus benaderd worden.

Het stationair model levert enkel een gemiddelde gemodelleerde waterstand. De GXG werden uit deze gemiddelde waarde berekend. Voor 97 verschillende locaties in het studiegebied werden GG, GLG en GHG benaderd op basis van de grondwatermetingen en hun onderlinge relatie werd onderzocht. Met deze relatie werden de meer dan 30 000 door het stationair grondwatermodel gegenereerde waarden voor GG vertaald naar GLG en GHG.

Het verband tussen GG enerzijds en GLG en GHG anderzijds werd onderzocht met de statistische software van Statistica. De meest eenvoudige benadering, een lineaire regressie van GLG/GHG op GG, bleek meteen een uitstekend resultaat op te leveren. Het theoretische regressiemodel

$Y = a X + b$ werd hier:

$GLG = 1.1116 * GG - 0.1698$

en

$GHG = 0.8537 * GG + 0.1756$.

In meter onder maaiveld (negatief onder

maaiveld, positief boven maaiveld) . In beide gevallen was $P < 0.001$ en de correlatiecoëfficiënt groter dan 0.9 (Figuur 4-1).

GVG wordt berekend uit GLG en GHG met behulp van volgende vergelijking:

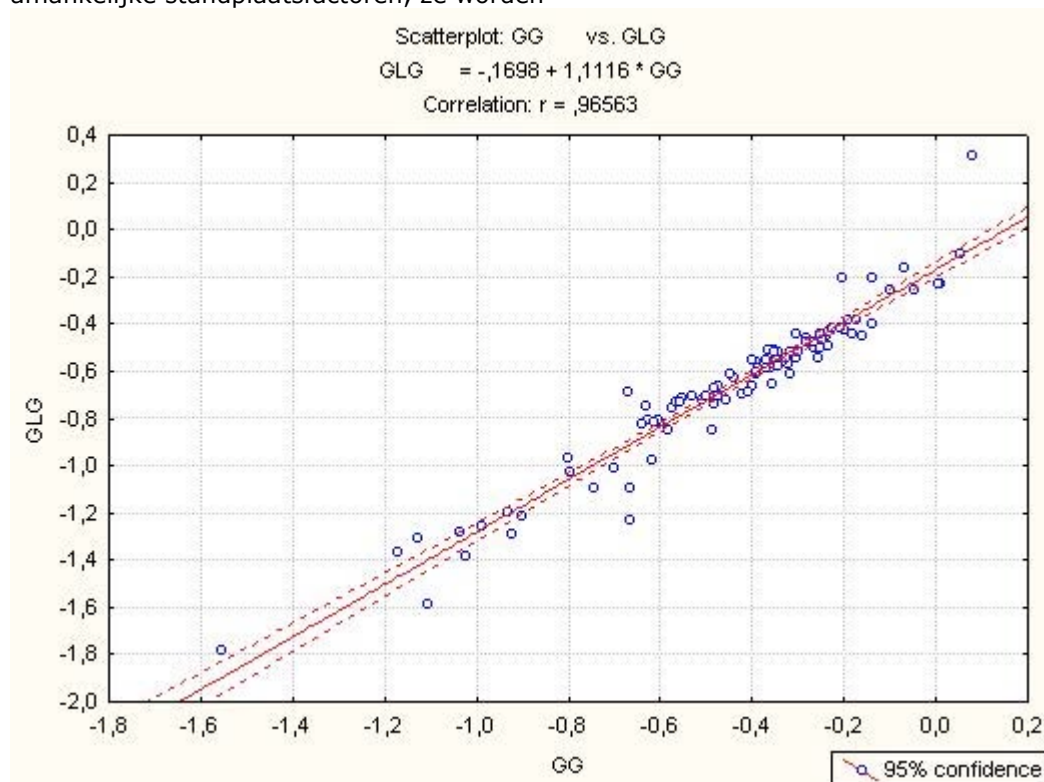
$GVG = 5.4 + 0.83*GHG + 0.19*GLG$ met GHG en GLG uitgedrukt in cm onder maaiveld (positief onder maaiveld, negatief boven maaiveld). (Locher W.P. & de Bakker H. 1990).

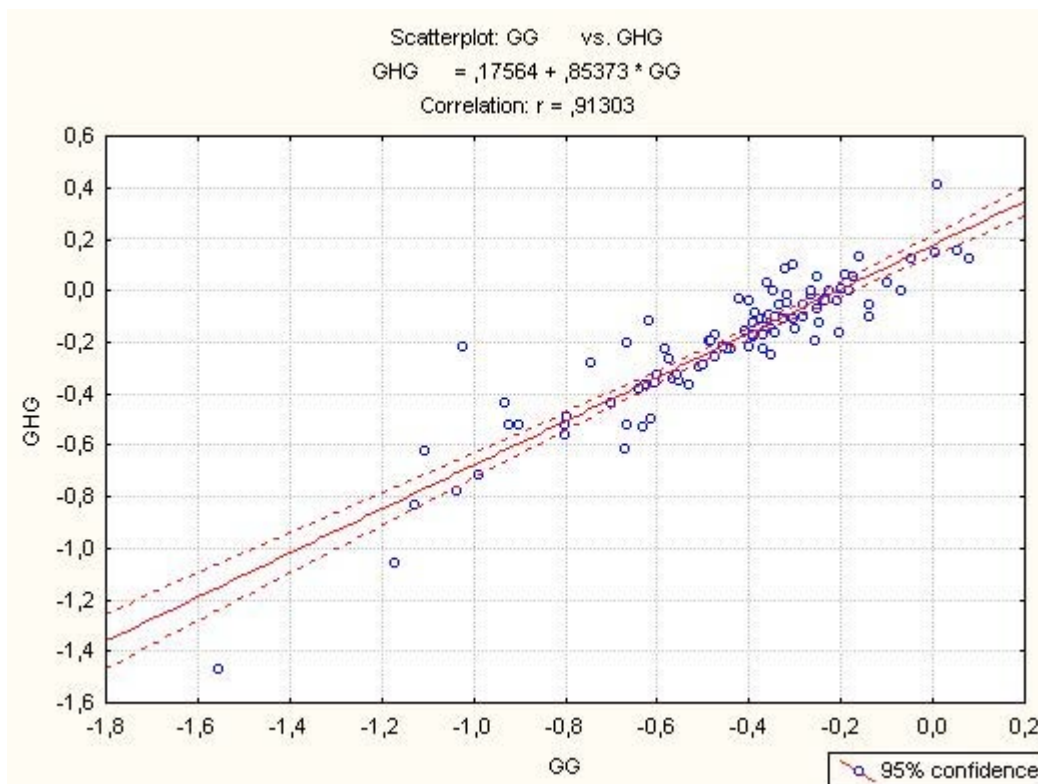
De grondwaterstanden zijn scenario-afhankelijke standplaatsfactoren, ze worden

voor elk scenario afzonderlijk berekend uit de GG voor dat specifiek scenario.

4.2.4 Kwel

De kwel wordt berekend in het stationair grondwatermode als de grondwaterstroom van de kwartaire sedimenten naar het topsysteem. Hij wordt uitgedrukt in mm. Negatieve waarden duiden op kwel, positieve op infiltratie. In het invoerraster voor NICHE worden alle positieve waarden (infiltratie) gelijk gesteld aan 0.





Figuur 4-1: Statistisch verband tussen GG en resp. GLG en GHG voor 97 meetpunten in het studiegebied.

4.2.5 Overstromingen

Een overstroming kan op drie niveaus in rekening worden gebracht bij NICHE Vlaanderen, nl. bij de berekening van trofie, zuurgraad en vegetatie. Overstromingen met voedselrijk water die met een zekere regelmaat terugkomen, hebben invloed op de trofie van de standplaats die relevant is voor de vegetatie. Aangezien overstromingswater vaak een basisch karakter heeft, hebben inundaties ook een effect op de zuurgraad van de standplaats. Ten slotte hebben verschillende vegetaties een verschillende tolerantie of behoefte met betrekking tot overstromingen.

De gegevens over overstromingen zijn afkomstig van het oppervlaktewatermodel. De ruimtelijke uitbreiding van overstromingen met een verschillende terugkeerperiode worden er berekend: 1, 2 en 5 jaar.

Voor trofie en zuurgraad werd met twee klassen gewerkt: wel of geen overstroming. Er werd gekozen om te werken met een terugkeerperiode van 1 jaar.

Bij het bepalen of een vegetatietype al dan niet potenties heeft volgens NICHE, bestaat de optie om een extra selectie te gebruiken,

nl overstromingsgevoeligheid. Er zijn 3 klassen toegekend:

- 0 = geen overstroming
- 1 = regelmatig
- 2 = incidenteel

De overstromingskaart kan in dit geval een samenstelling zijn van overstromingskaarten met verschillende retourperiodes (regelmatig= retourperiode 1 tot 2 jaarlijks, incidenteel = retourperiode van 5 jaar).

4.2.6 Atmosferische depositie en mestgift

Voor de atmosferische depositie van stikstof werden meetgegevens van het VMM-station Tielt-Winge gebruikt. Gemiddeld werd over 2003 en 2005 21 kg/ha/jaar voor bos en 15 kg/ha/jaar voor niet-bos (grasland en ruigten) gemeten. Bij de kalibratie van NICHE werd het onderscheid tussen bos en niet-bos gemaakt op basis van de meest actuele vegetatiekaart van de Vallei van de Drie Beken. Voor elke rastercel van 50 x 50 m werd berekend welk van beide vegetatieklassen domineert en aan die cel werd dan de bijhorende waarde voor atmosferische depositie toegekend.

Bij de scenarioberekeningen werd gebruik gemaakt van de toekomstige beheerkaart

van het gebied zoals deze werd opgemaakt in Aeolus 2006.

De mestbelasting, eveneens uitgedrukt in kg-N/ha/jaar, wordt in twee kaarten ingegeven: een voor dierlijk en een voor kunstmest. Aangezien het hier om een natuurgebied gaat, wordt de mestgift voor zowel dierlijk mest als kunstmest op 0 kg/ha/jaar gezet.

4.2.7 Beheer

Het beheer van vegetatie is in NICHE belangrijk als een verschralingsmaatregel (afvoer van biomassa). Van de natuurgebieden in de Vallei van de Drie Beken is de grootste oppervlakte eigendom van ANB en ook een klein deel van Natuurpunt.

Voor de kalibratie van NICHE werd van beide gebieden de meest recente vegetatiekaart vertaald naar een beheerkaart, waarbij elk vegetatietype het bijhorende beheer krijgt toegewezen. In NICHE worden vier beheerklassen gedefinieerd: geen beheer, laagfrequent beheer, begrazing en hoogfrequent beheer.

Voor de scenarioberekeningen werd het beheer afgeleid uit natuurdoeltypes van het eindscenario uit het beheerplan van ANB en de beheerdoelstellingen van Natuurpunt.

4.2.8 Mineraalrijkdom

De mineraalrijkdom van het grondwater bepaalt in combinatie met kwel mee de zuurgraad van de standplaats. In NICHE Vlaanderen wordt de mineraalrijkdom van het grondwater afgeleid van de elektrische geleidbaarheid van het grondwater, die rechtstreeks in het veld meetbaar is.

De werkelijk gemeten conductiviteit kan ingegeven worden, maar in NICHE worden de gegevens steeds omgezet in een binaire variabele: er zijn twee klassen, waarbij de grens ingesteld is bij een geleidbaarheid van 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In de Vallei van de Drie Beken wordt grondwater aangetroffen dat van nature mineraalarm is. Slechts voor een klein gebied ter hoogte van Asdonk wordt mineraalrijker grondwater aangetroffen. Door de verstoring van de elektrische geleidbaarheid van het grondwater door vervuiling is deze niet rechtstreeks bruikbaar. Het was nodig bicarbonaat te gebruiken voor de opbouw van deze kaart.

4.2.9 Regenwaterlenzen

Als regenwater onvoldoende kan worden afgevoerd door een drainagesysteem, stagneert het water en geeft het de standplaats een zuur karakter. Daarom heeft

NICHE een optie om rekening te houden met de opbouw van regenwaterlenzen.

Om de rastercellen aan te duiden waar regenwaterlenzen (kunnen) aanwezig zijn, wordt gebruik gemaakt van expertkennis, eerder dan van metingen. In de Vallei van de Drie Beken werden geen regenwaterlenzen aangeduid.

4.3 NICHE berekeningen

4.3.1 Berekening standplaatskarakteristieken

Op basis van de ingevoerde gegevens worden twee bijkomende standplaatsvariabelen berekend per rastercel: zuurgraad (pH) en voedselrijkdom (trofie).

Bij de zuurgraad worden drie klassen onderscheiden: zuur, zwak zuur en basisch. De voornaamste standplaatsfactoren bij de beoordeling van de zuurgraad zijn GLG en bodemtype, maar ook overstroming, kwel, mineraalrijkdom en eventuele regenwaterlenzen worden in rekening gebracht.

De voedselrijkdom gaat in 5 klassen van oligotroof over mesotroof, meso-eutroof en eutroof tot hyper-eutroof. De beslisseregels voor trofie zijn voornamelijk gebaseerd op GVG en bodemtype, maar ook op beheer en atmosferische stikstofdepositie.

4.3.2 Berekening vegetatie

De standplaatscondities, zowel deze die worden gemeten als deze die worden berekend, worden afgetoetst aan de zgn. NICHE tabel. De NICHE-tabel bevat voor de verschillende combinaties vegetatietype—bodemtype (bvb. Dotterbloem-verbond op veenbodem) de intervallen van de standplaatsvariabelen die werden waargenomen in het netwerk van referentiepunten in Vlaanderen (Callebaut et al. 2007). Indien de standplaatscondities passen in het interval van elke standplaatsvariabele, dan wordt de standplaats als geschikt beschouwd voor het betrokken vegetatietype. Een cruciale rol wordt hier gespeeld door de NICHE tabel, de referentiegegevens. Deze zijn gebaseerd op metingen in referentiepunten waar een bepaald vegetatietype goed ontwikkeld is. Deze tabel is slechts minimaal aangevuld met expertkennis. Daardoor worden niet alle combinaties van standplaatsvariabelen door de NICHE databank gedekt. Het is mogelijk dat bepaalde combinatie van vegetatietype, bodemtype, trofiegraad, ... niet in de gegevens beschikbaar is. Dit kan betekenen dat het vegetatietype in die combinatie niet kan voorkomen, maar ook

dat het vooralsnog niet in Vlaanderen is waargenomen én bemeten. Het is dus mogelijk dat de volledige ecologische amplitude van een bepaald vegetatietype niet wordt gedekt met meetpunten.

Het gevolg hiervan is dat NICHE Vlaanderen in staat is om volgens een standaard methodiek over grote oppervlaktes af te toetsen aan de beschikbare informatie in Vlaanderen, maar dat in een tweede stap de ecooloog de resultaten van de berekeningen moet evalueren en interpreteren, en aftoetsen aan andere beschikbare kennis over de vegetatietypes.

Bij de potentieberekeningen met NICHE Vlaanderen zijn verschillende keuzes mogelijk:

- er wordt geen rekening gehouden met het geplande beheer of het directe effect van overstromingen op de kansen voor het vegetatietype (wel met het effect van overstromingen op de trofiegraad en pHgraad van de standplaats)
- er wordt rekening gehouden met overstromingen: sommige vegetatietypes hebben regelmatige overstromingen nodig om zich goed te ontwikkelen, bij andere verhinderen overstromingen de goede ontwikkeling
- er wordt rekening gehouden met het geplande beheer.
- er wordt rekening gehouden met overstromingen in combinatie het geplande beheer.

Als men rekening houdt met het beheer en overstromingen verkleint de oppervlakte waar het betreffende vegetatietype kansen heeft om goed te ontwikkelen.

Het is belangrijk op te merken dat NICHE Vlaanderen de kansen aangeeft voor goed ontwikkelde varianten van het betrokken vegetatietype. De berekening sluit niet uit dat het vegetatietype ook op andere plaatsen kan voorkomen, maar het zal dan op één of andere manier verstoord of onvolledig zijn.

4.4 'Kalibratie'

4.4.1 Inleiding

NICHE Vlaanderen kan niet gekalibreerd worden in de betekenis zoals doorgaans wordt gehanteerd en van toepassing is bij mathematische modellen waar parameters worden gekalibreerd. Toch kan men spreken van een 'kalibratiefase' waarin wordt nagegaan of het NICHE-model de realiteit in voldoende mate weerspiegelt.

Daarvoor wordt voor de bestaande toestand in de vallei een scenario (scenario 0, zie hoofdstuk 6) NICHE Vlaanderen doorgerekend. De uitkomsten hiervan worden vergeleken met de bestaande vegetatie (Butaye et al. 2003). Het vergelijken van de berekende vegetatietypes met de actuele vegetatiekaart voor case studies verloopt niet zonder moeilijkheden.

- In toepassingsgebieden zijn overgangsvormen of slecht ontwikkelde vegetatietypes niet ongewoon. Deze zijn vaak het gevolg van menselijke ingrepen en verstoord omstandigheden waarbij de standplaatscondities nog niet stabiel zijn en/of de vegetatieontwikkeling niet in evenwicht is met deze condities. NICHE geeft namelijk potenties aan, in de veronderstelling dat een evenwicht bestaat tussen de standplaats en de vegetatie onder natuurlijke omstandigheden.
- NICHE berekent natuurlijke vegetaties, terwijl in realiteit een deel van de vallei geen natuurbeheer kent. Andere functies en grondgebruik doorkruisen dus de analyse.
- Men moet ook rekening houden met vervanggemeenschappen. Dit zijn gemeenschappen die ongeveer dezelfde standplaatsen hebben, maar een verschillend vegetatiebeheer kennen. De standplaatsen zijn wel vergelijkbaar, maar niet identiek. Moerasspirearuigten kunnen als vervanggemeenschap van Dotterbloemgrasland worden beschouwd, maar de ecologische amplitude komt niet helemaal overeen. Met deze onzekerheden moet bij de evaluatie rekening gehouden worden.
- De vegetatiekaart werd niet opgemaakt met als doel als referentie te dienen voor de NICHE berekeningen. De gekarteerde vegetatie-eenheden stemmen niet overeen met de vegetatietypes zoals die in Niche Vlaanderen gedefinieerd zijn. Dat is ook moeilijk, gezien in NICHE wordt omgegaan met optimaal ontwikkelde vegetatietypes, terwijl de kartering in belangrijke mate te maken heeft met niet optimaal ontwikkelde vegetaties: verruigd, onvolledig, verstoord etc.

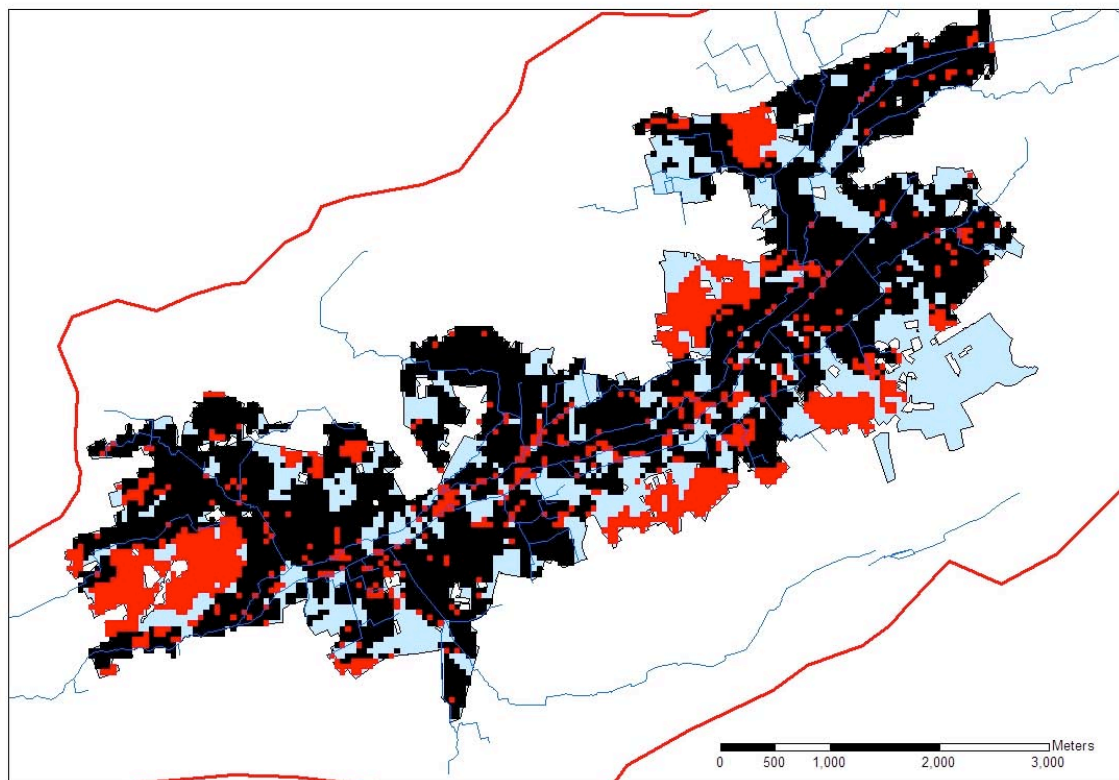
- Men mag van hydro-ecologische modellen verwachten dat ze de mogelijk verspreidingsarealen aangeven, maar niet dat de contouren daarvan correct worden weergegeven op perceelsniveau.

Het gevolg hiervan is dat enkel de grote lijnen van de verspreidingspatronen kunnen worden beoordeeld: komen de verspreidingsgebieden ook in de berekeningen

naar voor of zijn er tegenstrijdigheden tussen de berekeningen en de vegetatiekaart. Men mag tenslotte niet uit het oog verliezen dat ook de onzekerheden uit de hydrologische modellen in de NICHE berekeningen samen komen.

Indien de resultaten niet voldoen, dan kunnen verbeteringen worden bekomen door keuzes met betrekking tot invoergegevens en de opbouw van de ArcGis-lagen te herzien.

Goede invoergegevens zijn bepalend voor de resultaten van de NICHE berekeningen. De kwaliteit van de uitkomsten van de hydrologische modellen is dus cruciaal voor de inschatting van de potenties voor verschillende vegetatietypes bij de evaluatie van inrichtingsscenario's.



Figuur 4-2: De totaal-berekening van NICHE Vlaanderen in de Vallei van de Drie Beken. De rastercellen waar minstens één vegetatietype werd berekend in zwart; de rastercellen waarvoor onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om alle standplaatskarakteristieken te berekenen in blauw; de rastercellen waarvoor geen vegetatieberekening kan worden uitgevoerd omwille van hiaten in de NICHE tabel (rood).

4.4.2 Resultaten

4.4.2.1 De totale berekening

Figuur 4-2 geeft de totale berekening van NICHE Vlaanderen in de Vallei van de Drie Beken. Ze geeft aan waar er met NICHE berekeningen mogelijk zijn omdat er voldoende gegevens beschikbaar zijn én omdat de combinatie van standplaatsvariabelen in de NICHE tabel aanwezig is. De blauwe zones geven aan waar gegevens ontbreken om de trofiegraad te berekenen.

Het zijn doorgaans gebieden zonder natuurlijke vegetatie, waarvoor het beheer niet gekend is. Dit laatste is nodig voor de berekening van de trofiegraad. In de rode zones tenslotte wordt geen enkel vegetatietype berekend. De specifieke combinatie van standplaatskenmerken is niet in de NICHE-tabel aanwezig.

4.4.2.2 Vergelijking berekeningen met vegetatiekaart.

De kaarten in Figuur 4-5 tot Figuur 4-7 geven de vergelijking van NICHE-vegetatietypes met de vegetatiekaart. Men kan verwachten dat de bestaande vegetaties effectief worden berekend, maar niet dat alle berekende locaties worden bevestigd door de aanwezigheid van een corresponderende vegetatie, gezien de opmerkingen onder deel 4.4.1. De kaarten geven achtereenvolgens het Moerasspirea-verbond, het Dotterbloem-verbond, het Kamgras-verbond, het Mesotroof elzenbroekbos, en tenslotte het Glanshaver-verbond. De vergelijking is enkel mogelijk voor het deel van het studiegebied waarvoor vegetatietypes worden berekend (zwarte zones in Figuur 4-2).

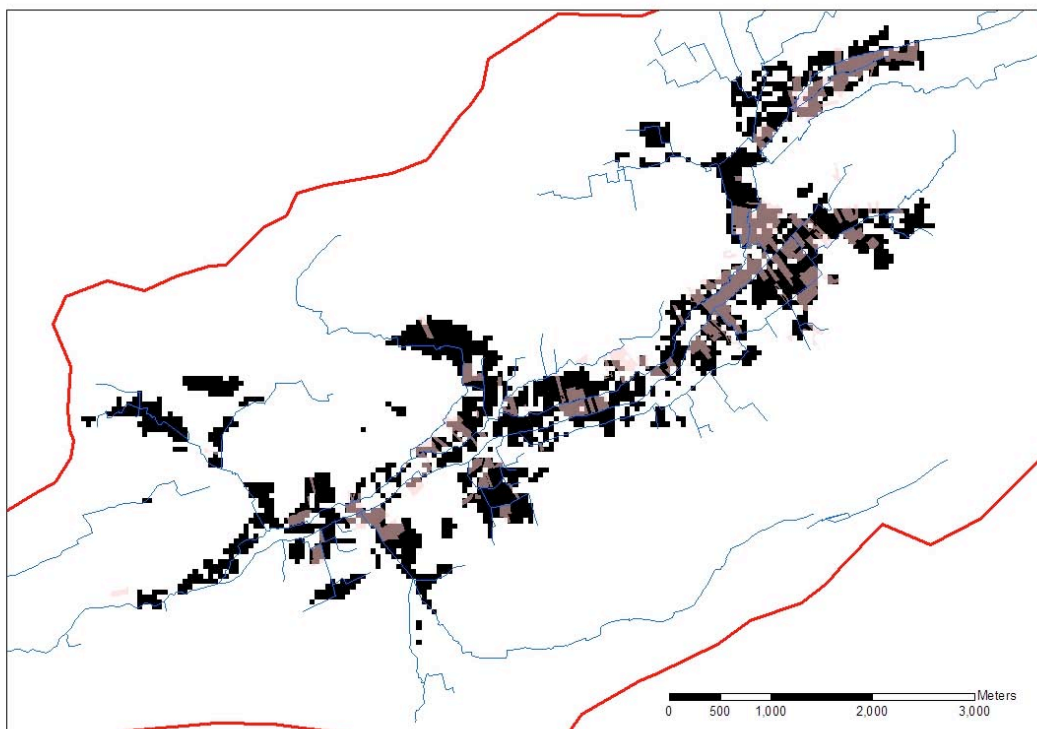
Voor **Dottergrasland en Moerasspirea-ruigte** worden de meeste gebieden waar gerelateerde vegetaties aanwezig zijn, aangeduid.

De **Kamgraslanden** op de randen van de vallei worden ook door NICHE Vlaanderen aangegeven. Enkele Kamgraslanden in het centraal gedeelte worden niet berekend.

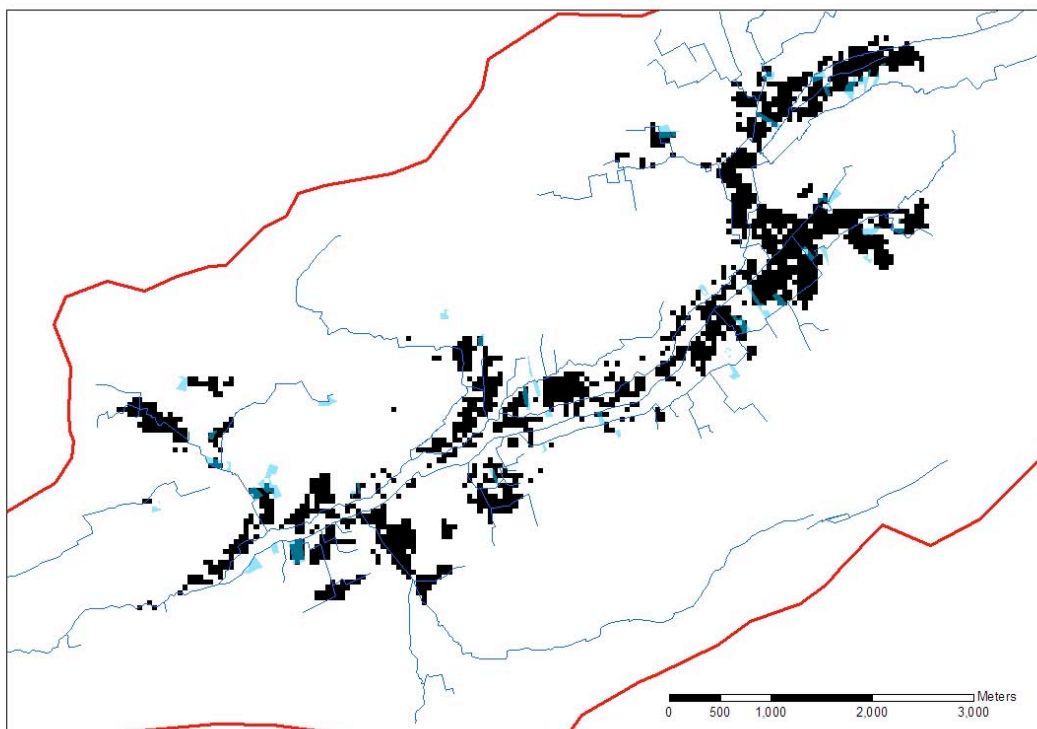
Voor het **Glanshaver-verbond** worden een reeks zones niet berekend. NICHE is namelijk niet geschikt voor de droge varianten van het Glanshavergrasland, enkel voor de vochtige varianten. De percelen liggen daarenboven onder landbouwgebruik vermoedelijke met toepassing bemesting, wat de vergelijking bemoeilijkt.

Voor het **Mesotroof elzenbroekbos** berekent NICHE slechts een deel van de gekarteerde elzenbroekbossen. Dit is het gevolg van het gebrek aan detail bij opmaak van de vegetatiekaart. Het type elzenbroekbos is daar veel ruimer gedefinieerd.

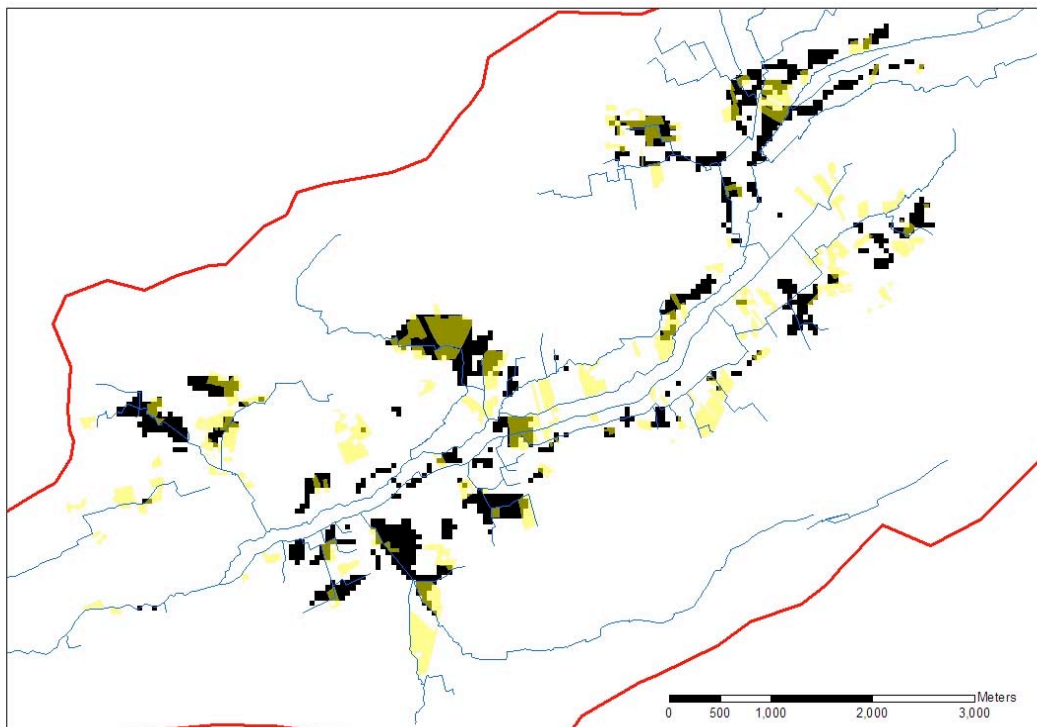
Hoewel de vergelijking van berekende en gekarteerde vegetatie niet zonder moeilijkheden verloopt kan men stellen dat de ruimtelijke verbreiding van de vegetatietypes goed past in de berekende patronen voor hun potenties. De berekeningen en de waarnemingen zijn niet met mekaar in tegenspraak. Er kan besloten worden dat NICHE Vlaanderen en de geselecteerde invoerlagen in het Drie Beken project realistische resultaten opleveren.



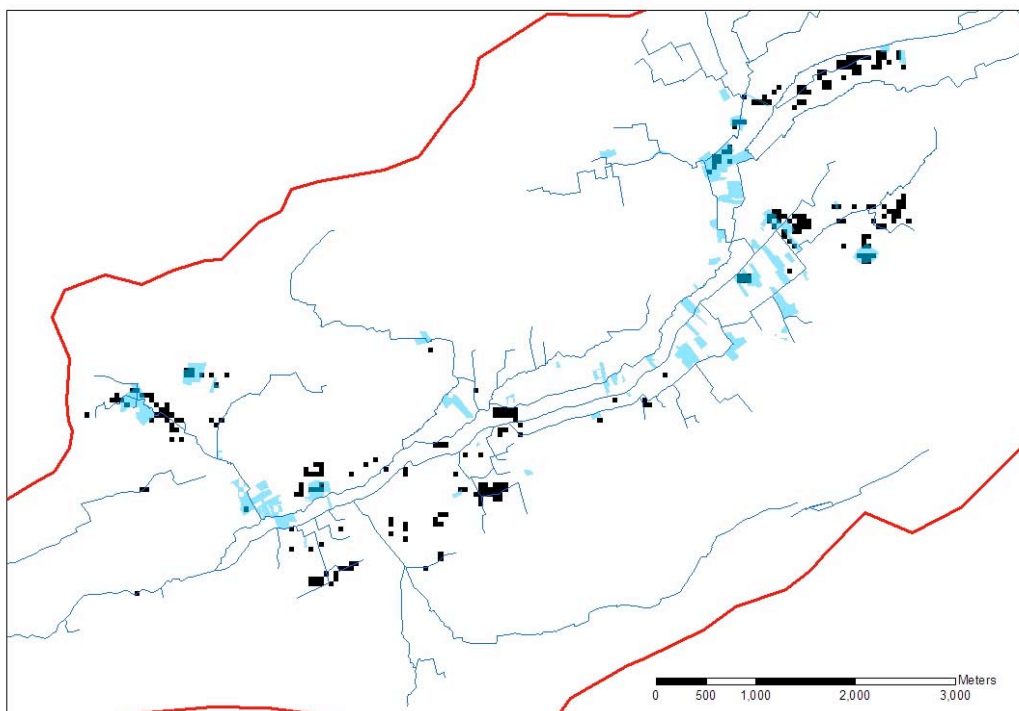
Figuur 4-3: Vergelijking van de verspreiding van Moerasspirea gerelateerde vegetaties (roze) en de berekende verspreiding van het Moerasspirea-verbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in paars weergegeven.



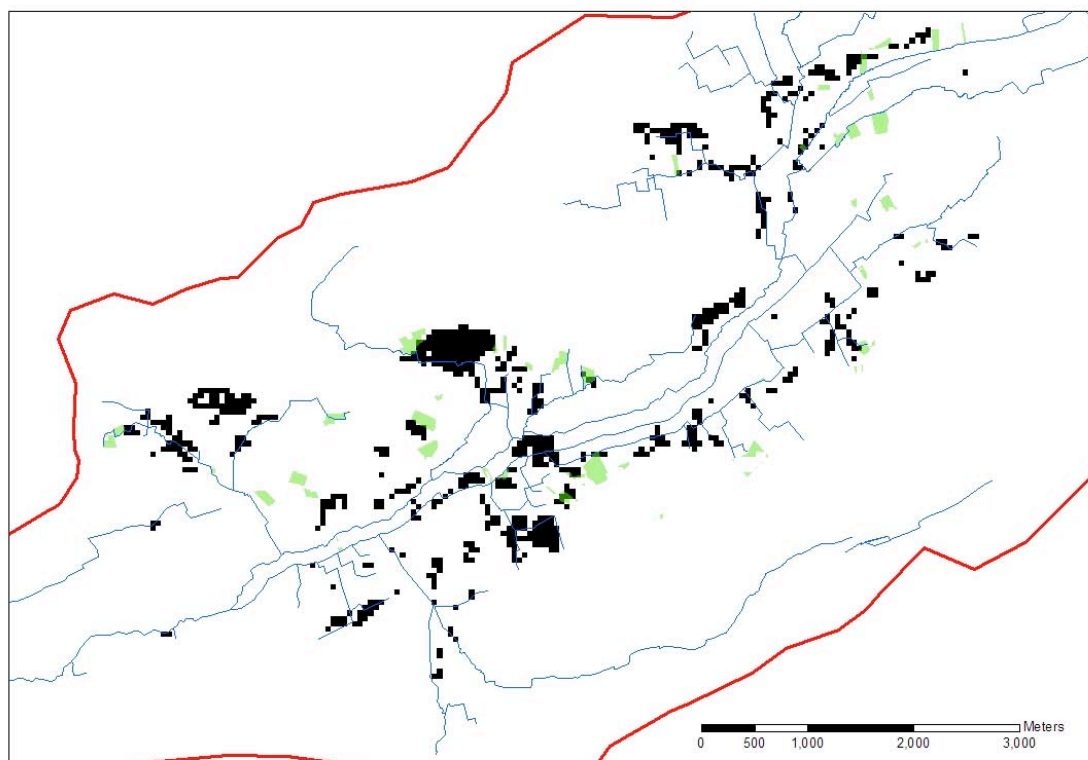
Figuur 4-4: Vergelijking van de verspreiding van Dottergrasland gerelateerde vegetaties (blauw) en de berekende verspreiding van het Dottebloemverbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in donker blauw weergegeven.



Figuur 4-5: Vergelijking van de verspreiding van Kamgrasland gerelateerde vegetaties (geel) en de berekende verspreiding van het Kamgrasverbond (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in bruin weergegeven.



Figuur 4-6: Vergelijking van de verspreiding van Elzenbroekbos gerelateerde vegetaties (blauw) en de berekende verspreiding van het Mesotroof elzenbroek (zwart) door NICHE Vlaanderen. De overlap is in donker blauw weergegeven.



Figuur 4-7: Vergelijking van de verspreiding van Glanhavergrasland gerelateerde vegetaties (groen) en de berekende verspreiding van het Glanshaververbond (zwart) door NICHE Vlaanderen

5 Beleidsondersteunend instrument voor de hydrologische inrichting van de vallei

Op basis van bovenstaande informatie en modellen wordt een instrument ontwikkeld dat het Agentschap voor Natuur en Bos toelaat bestaande visies over inrichting en beheer van de Vallei van de Drie Beken in de praktijk om te zetten of aan te passen aan de veranderende randvoorwaarden. De ervaring leert dat de visies voor een bepaald natuurgebied onderhevig zijn aan een sterke dynamiek, waardoor ze vrij snel moeten worden aangepast aan de veranderende (vaak maatschappelijke) omgeving. Het is belangrijk dat de kennis die in dit project wordt opgedaan, resulteert in een instrument dat ook na deze studie nog kan worden aangewend door het Agentschap voor Natuur en Bos voor eventuele bijstellingen van de visie. De verschillende gebruikte modellen en beslis-schema's moeten goed op elkaar aansluiten en de procedure gedocumenteerd.

Het instrument dat hier de naam '3BEKEN' krijgt bestaat uit een modellentrein met drie onderdelen die op elkaar aansluiten en gegevens uitwisselen (Figuur 5-1).

Het oppervlaktewatermodel: VMM model voor de Vallei van de Drie Beken in Infoworks RS omgeving. Het model levert mediaan waterstanden in de waterlopen als randvoorwaarde voor het grondwatermodel en overstromde oppervlakte voor verschil-

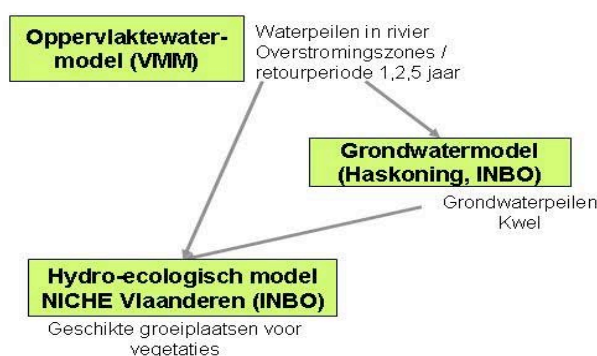
lende terugkeerperiode voor NICHE Vlaanderen

Het grondwatermodel: Er wordt gebruik gemaakt van het stationair grondwater-model in Triwaco-omgeving. Dit model gebruikt mediaan waterstanden in de waterlopen als randvoorwaarde. Het levert gemiddelde grondwaterstanden, waaruit gemiddeld laagste, gemiddeld hoogste en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand worden berekend ten behoeve van NICHE-Vlaanderen. Ook kwel wordt in het grondwatermodel berekend.

NICHE Vlaanderen: het hydro-ecologisch model gebruikt informatie met betrekking tot de grondwaterstanden, de kwel en de overstromde oppervlakte om bijkomende standplaatskenmerken voor trofiegraad en zuurtegraad te berekenen. De berekende standplaatskenmerken worden gebruikt om de mogelijkheid van voorkomen van 28 vegetatietypes in het projectgebied te berekenen.

De modellen zijn niet automatisch aan elkaar gekoppeld, maar de manier waarop de modellen dienen te worden ingezet en op elkaar aan te sluiten, wordt toegelicht in een handleiding in bijlage 8. Met name aan de gegevensuitwisseling wordt aandacht besteed.

Met het instrument worden de hydro-logische consequenties van verschillende scenario's met betrekking tot herinrichtings-maatregelen van rivieren, beken en grachten geëvalueerd. Deze consequenties worden met behulp van het hydro-ecologisch model doorgerekend naar gevolgen voor actuele en/of potentiële natuurwaarden.



Figuur 5-1: 3BEKEN bestaat uit twee hydrologische en een hydro-ecologisch model die onderling gegevens uitwisselen

6 Ontwikkeling en evaluatie van concrete inrichtingsscenario's

6.1 Inleiding

Het onderzoek heeft tot doel om herinrichtingsmaatregelen in het watersysteem in de Vallei van de Drie Beken uit te werken. Met het beleidsondersteunend instrument 3BEKEN, beschreven in hoofdstuk 5, wordt een aantal inrichtingsvarianten en concrete inrichtingsplannen voor het oppervlaktewatersysteem geëvalueerd voor de Vallei van de Drie Beken. Dit gebeurde in drie stappen.

- In de eerste fase werden verschillende actoren in het gebied, vertegenwoordigd in de stuurgroep, bevestigd. Zo konden bestaande ideeën, en visies over ingrepen en eventuele knelpunten in de waterlopen van het gebied worden geïnventariseerd. Het leidde tot een lijst van mogelijke onderdelen voor scenario's (zie bijlage 9)
- Gebaseerd daarop werden in een tweede fase 4 verkennende scenario's gedefinieerd. Deze scenario's werden met het oppervlaktewatermodel, het stationair grondwatermodel en NICHE Vlaanderen doorgerekend. Er werden ook nog twee bijkomende varianten bestudeerd met het stationair grondwatermodel en NICHE. Deze laatste scenario's hadden tot doel om verdergaande vernatting van de vallei te verkennen.
- In een derde fase werden drie eindscenario's ontworpen en doorgerekend met de modellen.

Het is belangrijk om op te merken dat het hier nog niet gaat om uitvoeringssenario's, maar scenario's waarmee de mogelijkheden

voor natuurontwikkeling in het gebied worden verkend.

6.2 Verkennende scenario's

6.2.1 Beschrijving

In scenario 0 wordt de huidige toestand in de Vallei van de Drie Beken doorgerekend. Op dit scenario wordt reeds ingegaan in hoofdstukken 2.4 (Oppervlaktewaterkwantiteitsmodel) en 4.4 (NICHE kalibratie).

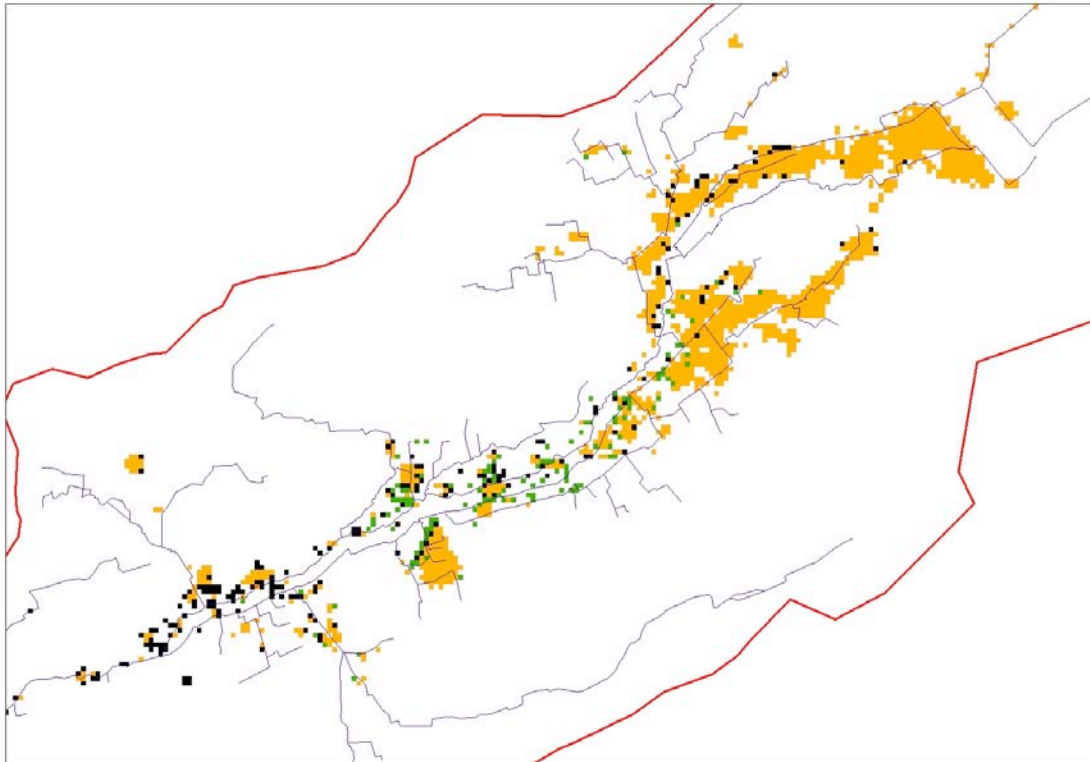
In scenario 1 wordt de toestand beschreven na sanering van de Grote Beek sl, dus nadat de lozing van Tessenderlo Chemie is gestopt en het vervuilde slib van de Winterbeek - Grote Beek - Zwart Water - Hulpe volledig is geruimd. Er wordt dus gemodelleerd met de harde bodem voor de Grote Beek sl en met de slibbodem voor Kleine en Middelbeek.

Scenario 2 is een vernattingsscenario. Hierin worden een aantal ingrepen gesimuleerd die, vergeleken met de huidige toestand, tot hogere waterpeilen in de vallei kunnen leiden. De ingrepen zijn ook integraal opgenomen in scenario's 4, 6 en worden in bijlage 10 beschreven.

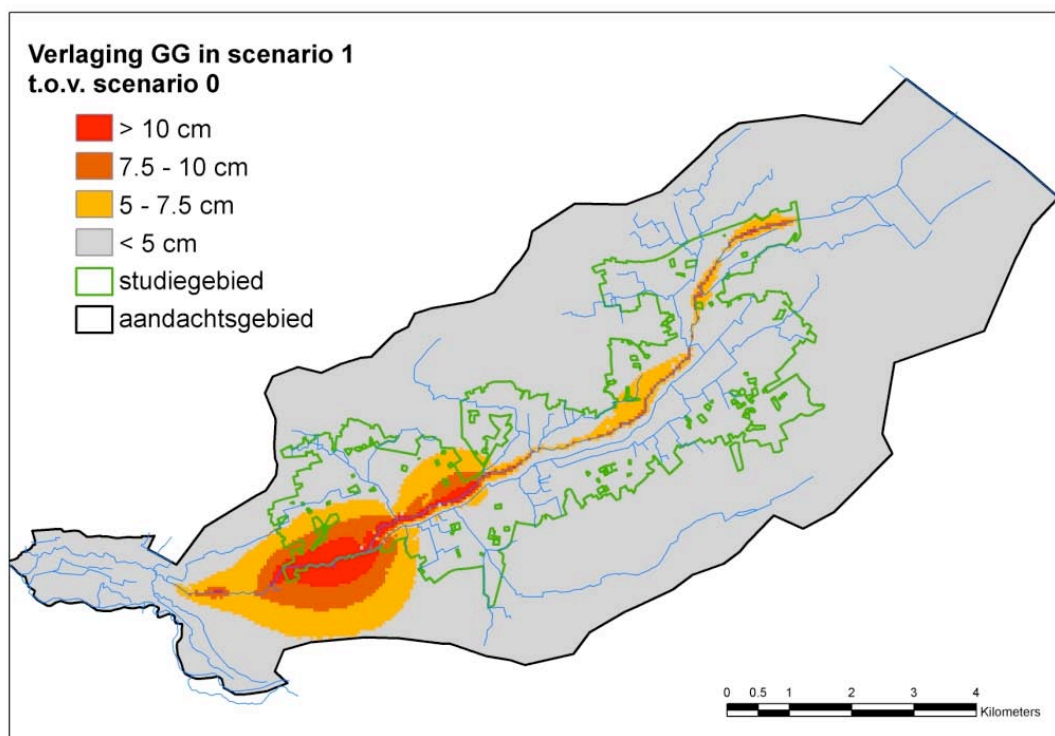
Scenario 3 is een combinatie van scenario's 1 en 2.

Scenario 4 is een testscenario, waarbij voortbouwend op scenario 2 extra vernattende maatregelen worden genomen. In de Kleine beek worden de laagste waterpeilen gelijk met maaiveld gezet en in de Middelbeek wordt verondersteld dat de waterpeilen in de zomer niet verder dan 30 cm onder maaiveld dalen.

Scenario 5 is eveneens een testscenario. Voortbouwend op scenario 4 wordt in het model een verdere vernatting doorgevoerd waarbij ook in de Grote Beek de laagste peilen maximaal 30 cm onder maaiveld dalen.



Figuur 6-1: Het voorkomen van kwel in de verkennende scenario's. De kwel in scenario 0 wordt weergegeven door de oranje en zwarte hokjes samen; de kwel in scenario 1 enkel door de oranje hokjes; de kwel in het vernattingsscenario 2 wordt weergegeven door de zwarte, oranje en groene hokjes samen.



Figuur 6-2: Verlaging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 1 ten gevolge van de slibruiming in de Grote Beek (s.l.)

Tabel 6-1: De oppervlakte van het bestaande areaal van drie Europese habitattypes die door scenario 1 worden beïnvloed in de Vallei van de Drie Beken in ha en in %

Europees Habitatype	verlaging gemiddelde grondwaterstand				
	> 10 cm	5-10 cm	< 5 cm	totaal	% > 5 cm verlaging
laaggelegen schraal hooiland	0.0	5.3	33.8	39.0	13.5
voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland en van de montane en alpiene zones	1.8	30.8	104.8	137.3	23.7
alluviale bossen met <i>Alnion glutinosa</i> en <i>Fraxinus exelsior</i>	3.8	15.8	77.5	97.0	20.1
Totaal	5.6	51.9	216.1	273.3	18.9

6.2.2 Resultaten verkennende scenario's

Niche berekent de invloed van ingrepen in de waterhuishouding op 28 verschillende grondwaterafhankelijke vegetatietypes.

De belangrijkste vegetatietypes voor de Vallei van de Drie Beken zijn Berkenbroekbos, Elzenbroekbos (zowel de mesotrofe als ruigte vorm), Verbond van Scherpe zegge, Moerasspireaveverbond, Verbond van Zwarte zegge, Dotterbloemverbond, Glanshaververbond en Kamgraslandverbond.

De potenties voor vegetatietypes zijn onder meer afhankelijk van variabelen zoals kwel en grondwaterstand (gemiddelde, gemiddeld hoogste, gemiddeld laagste en gemiddeld voorjaar). Deze zijn scenario-afhankelijk en het is nuttig de verschillen in kwel en grondwaterstand tussen de scenario's te vergelijken

6.2.2.1 Waterhuishouding

Scenario 1 is met de slibruiming van de Grote Beek een verdrogingsscenario, terwijl **scenario 2** een vernattingsscenario is. Dit wordt weerspiegeld in de kwelkaart Figuur 6-1. De berekende verandering in de oppervlakte met kwel is vrij beperkt, zowel de vermindering in scenario 1 (met 55 ha) als de vergroting in scenario 2 (met 90 ha).

Scenario 1 zorgt ook voor een verlaging van de grondwatertafel (Figuur 6-2). De getoonde variabele is de gemiddelde grondwaterstand (GG), maar aangezien GG, GLG,

GHG en GVG lineaire combinaties zijn van elkaar, leveren ze allemaal exact hetzelfde beeld op. Een verandering van minder dan 5 cm wordt als verwaarloosbaar beschouwd. De verlaging concentreert zich voornamelijk in een relatief smalle strook langs de Grote Beek, pas in de benedenloop en aan de rand van het studiegebied daalt het grondwater in dit scenario over een grotere oppervlakte.

Tabel 6-1 geeft drie Europese habitattypes die aangepast zijn aan vochtige en natte condities en die nu in de Vallei van de Drie Beken aanwezig zijn. De oppervlakte ervan die door de verlaging van het grondwaterpeil wordt beïnvloed is aangegeven. Op gemiddeld 20 % van hun huidige areaal worden de vochtcondities minder gunstig.

De stijging van het grondwater in **scenario 2** (Figuur 6-3) beperkt zich stroomopwaarts tot een smalle zone aan de Middelbeek, maar nabij de samenvloeiing van Middelbeek en Kleine Beek breidt de grondwaterstijging zich over een grotere oppervlakte uit. Hier vonden namelijk de meeste ingrepen plaats in de waterlopen.

6.2.2.2 Kansen voor vegetatietypes

Voor elk van de verkennende scenario's (1 tot 3) en voor de huidige toestand (scenario 0) werd in NICHE de potentie voor de verschillende vegetatietypes berekend voor elke cel van 50 x 50 m (0.25 ha). Tabel 6-2 vat de resultaten samen voor elk scenario en voor de belangrijkste vegetatietypes. Zowel de totale oppervlakte in ha wordt weergegeven als de winst of verlies ten opzichte van de huidige situatie, scenario 0.

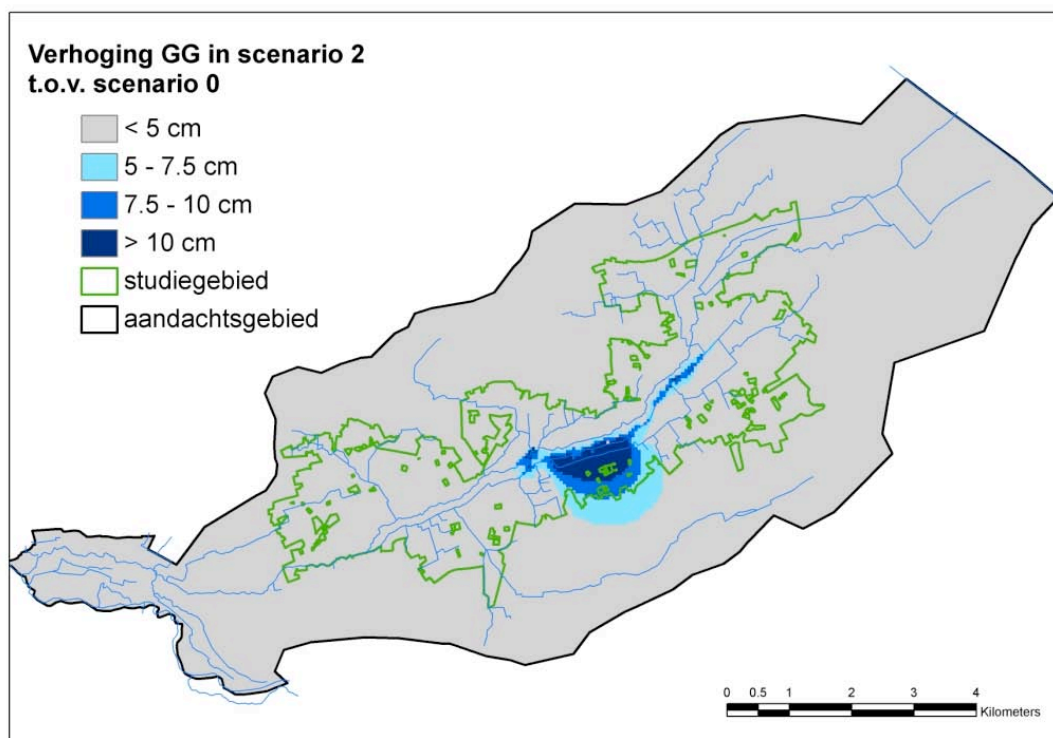
De potenties voor de vegetatietypes die aan vochtige en natte omstandigheden zijn aangepast nemen in **scenario 1** duidelijk af. Voor sommige vegetatietypes zoals het Dotterbloemverbond en het Ruigte elzenbroekbos bedraagt dit 30 tot 40 ha. Voor andere zoals Mesotroof elzenbroek is het mogelijk verlies enkele tot een tiental hectaren. Dit lijkt op zich niet zo veel, maar deze vegetatietypes hebben in het gebied dan ook relatief weinig kansen. Het zijn daarenboven zeldzame vegetaties in

Vlaanderen en Europees beschermde habitats.

Het vernattingseffect van scenario 2 is eveneens af te lezen in Tabel 6-2. De potenties van de meeste opgelijste vegetatietypes nemen toe. De toename is beperkt tot enkele hectaren voor de oligotrofe en mesotrofe vegetatietypes. De meer algemene types nemen sterker toe met oppervlaktes tot 30 ha.

Scenario 3 combineert scenario's 1 en 2. Uit Tabel 6-2 blijkt dat de vernatting in scenario 2 de verdroging uit scenario 1 niet compenseert, en dat de meeste vegetatietypes in oppervlakte afnemen.

Figuur 6-4 en Figuur 6-5 geven een voorbeeld van de ruimtelijke consequenties voor respectievelijk het Dotterbloemverbond en het Mesotroof elzenbroekbos. Hieruit blijkt dat voor de meer algemenere types zoals het Dotterbloemverbond er een zekere winst is, maar dat de winst voor de zeldzamere vegetatietypes eerder beperkt blijft.



Figuur 6-3: Verhoging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 2 ten opzichte van scenario 0.

Tabel 6-2: Oppervlakte aan potentie per vegetatietype en per verkennend scenario (in ha)

Vegetatietype	Totale oppervlakte				Oppervlakte + of – t.o.v. Sce0		
	Sce0	Sce1	Sce2	Sce3	Sce1	Sce2	Sce3
Mesotroof elzenbroekbos	71.75	64.25	77.50	69.00	-7.50	+5.75	-2.75
Ruigte elzenbroekbos	376.50	345.50	405.50	367.25	-31.00	+29.00	-9.25
Verbond van Scherpe zegge	261.75	234.00	277.75	244.25	-27.75	+16.00	-17.50
Moerasspireaverbond	558.75	541.00	574.75	556.50	-17.75	+16.00	-2.25
Verbond van Zwarte zegge	80.25	76.25	80.75	77.50	-4.00	+0.50	-2.75
Dotterbloemverbond	389.25	348.75	422.75	378.25	-40.50	+33.50	-11.00
Glanshaververbond	189.00	198.50	183.50	196.25	+9.50	-5.50	+7.25
Kamgrasverbond	265.00	264.25	268.50	265.75	-0.75	+3.50	+0.75

6.2.3 Conclusies

Uit deze verkennende scenario's kunnen een aantal conclusies getrokken worden i.v.m. potenties voor vegetatieontwikkeling.

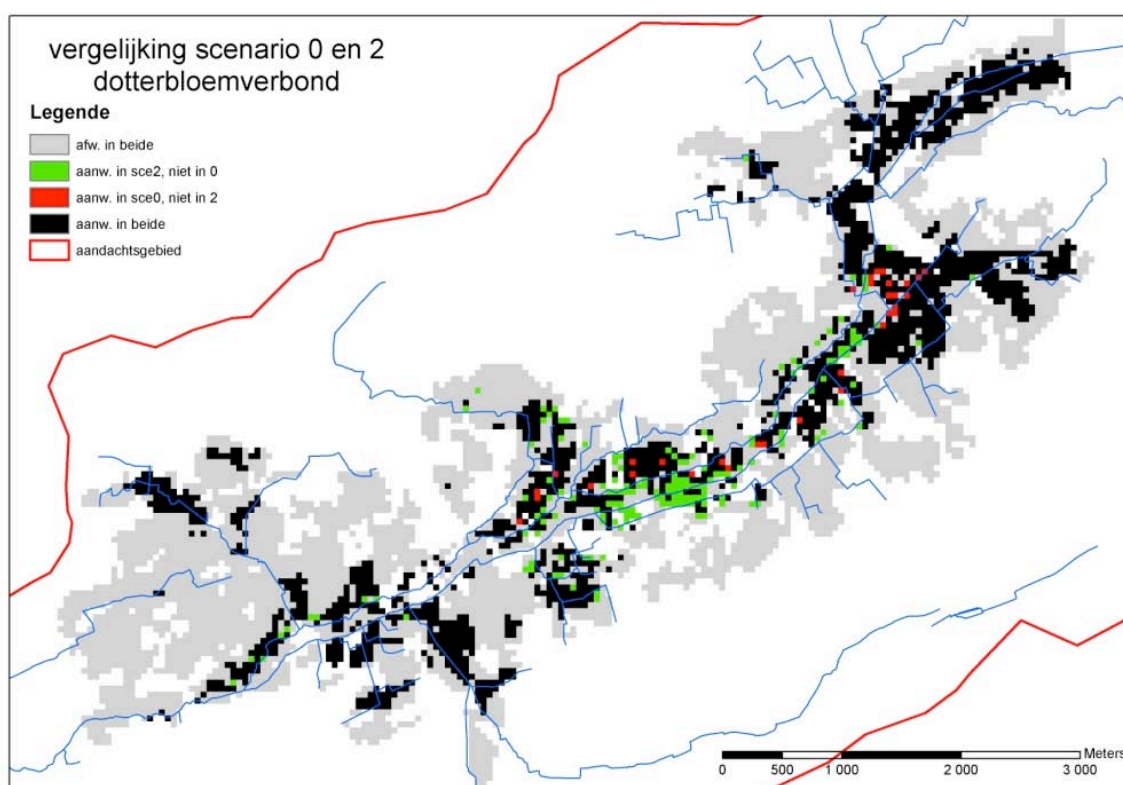
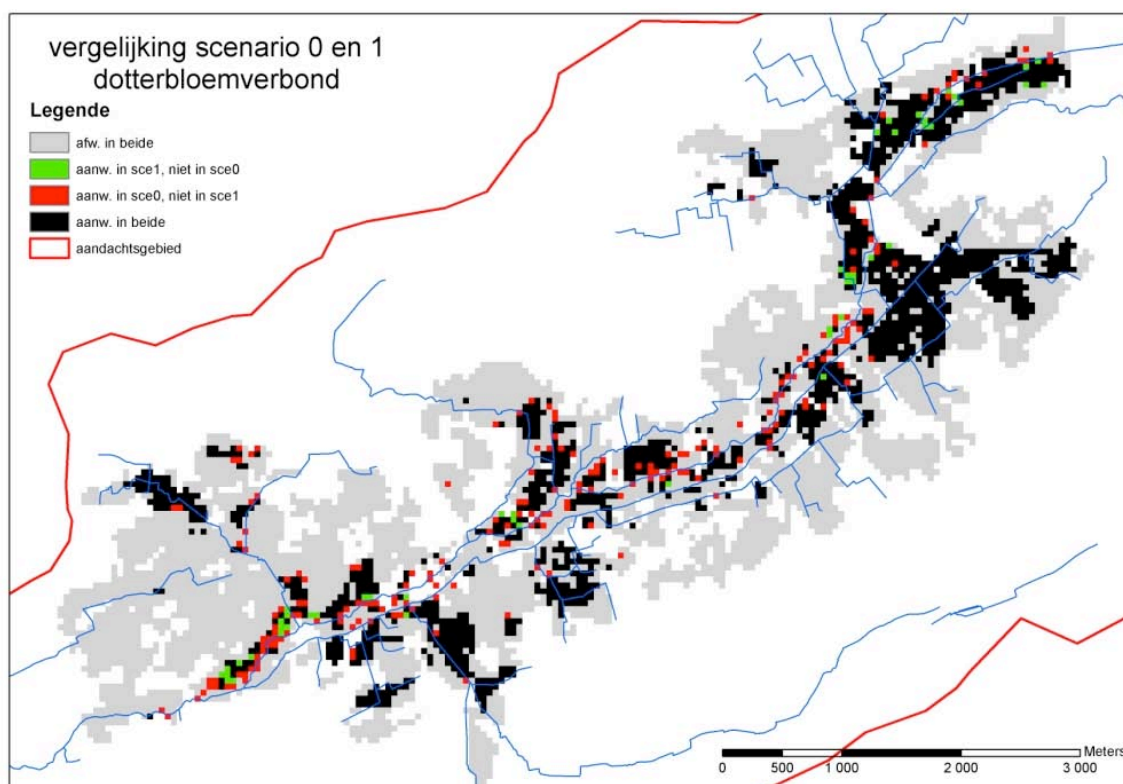
De ruiming van de Grote Beek sl (scenario 1) heeft een verdrogend effect op ongeveer 20 % van de Europees beschermde (natte) habitattypes die nu aanwezig zijn in het gebied. De kansen voor de meeste vegetatietypes verslechteren aanzienlijk ten opzichte van de huidige situatie. Het is duidelijk dat eventuele ruiming moet gecompenseerd worden met andere maatregelen om de effectieve verdroging van de standplaatsen tegen te gaan.

Met scenario 2 wordt effectief een vernatting van de standplaatsen in de vallei gecreëerd. De oppervlakte waar bepaalde vegetaties van natte en vochtige standplaatsen zich kunnen ontwikkelen neemt toe, zij het niet spectaculair: maximaal met 30 ha. Voor de eerder zeldzame oligotrofe en mesotrofe

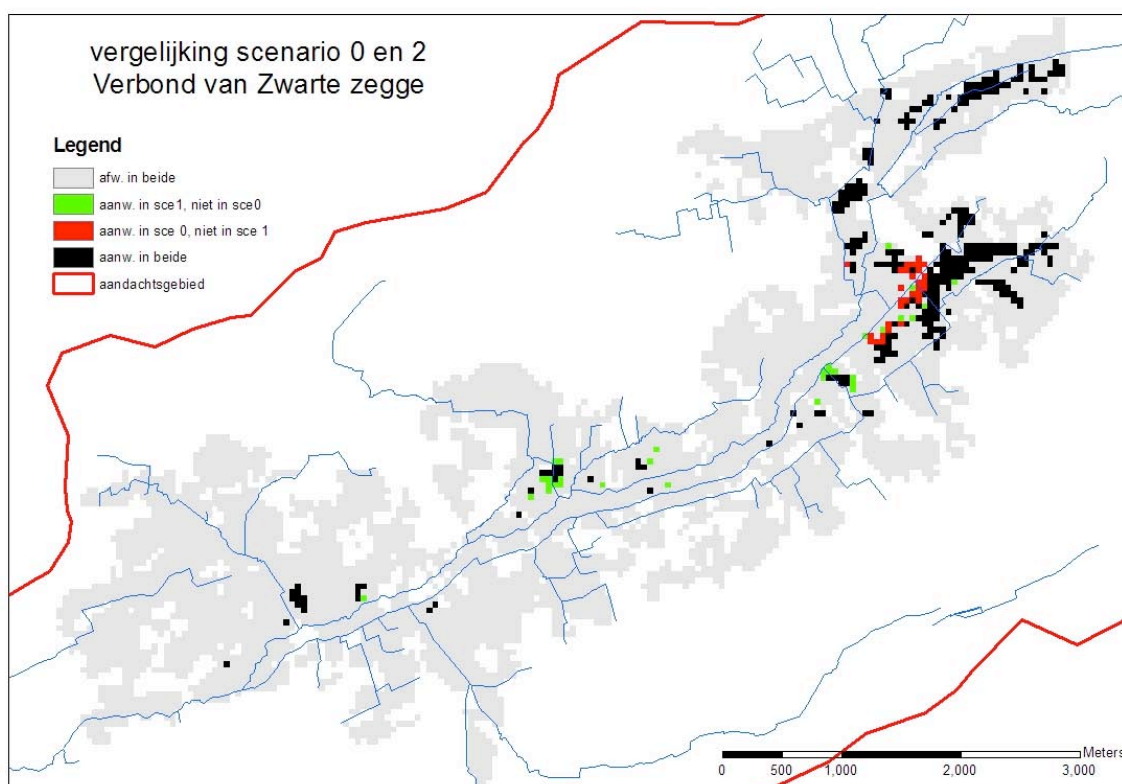
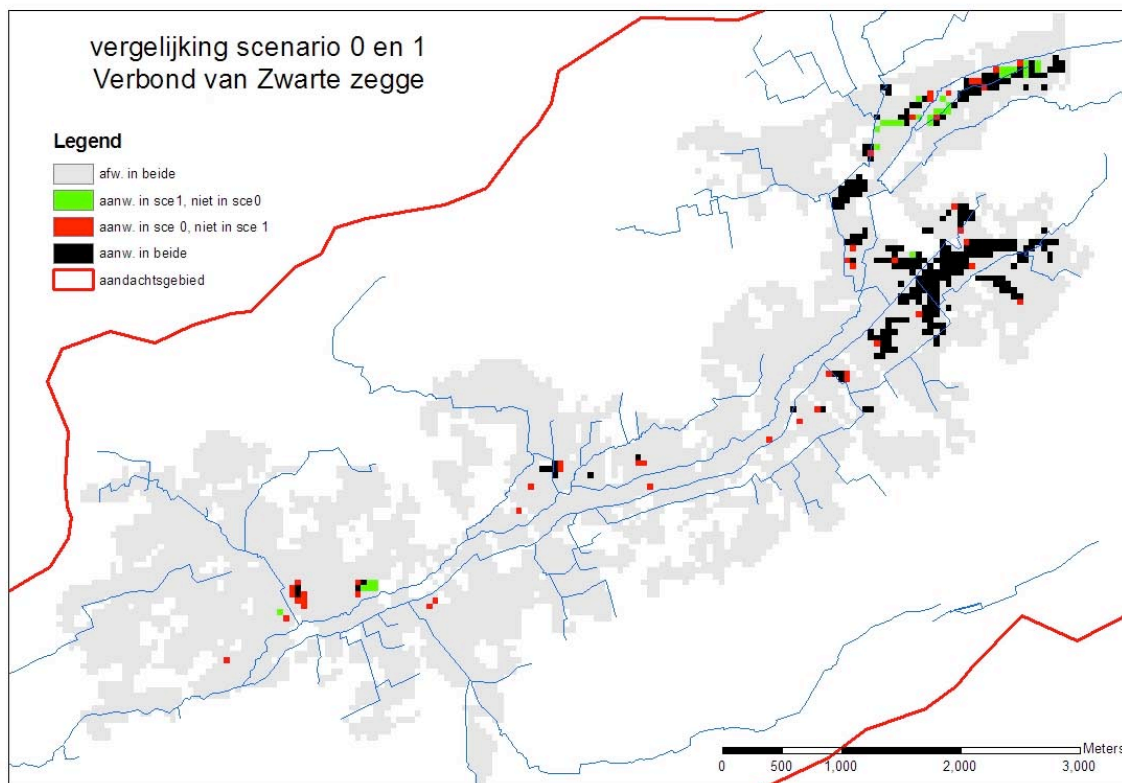
vegetatietypes echter is de winst klein en voldoet niet aan de verwachtingen die de beheerders van het gebied in deze vernatting stelden.

Uit de resultaten van scenario 3 blijkt dat het vernattingsscenario (scenario 2) in combinatie met de ruiming (scenario 1) geen toename van de kansen voor de belangrijkste vegetatietypes heeft. Scenario 2 volstaat niet het negatieve effect van de ruiming te compenseren.

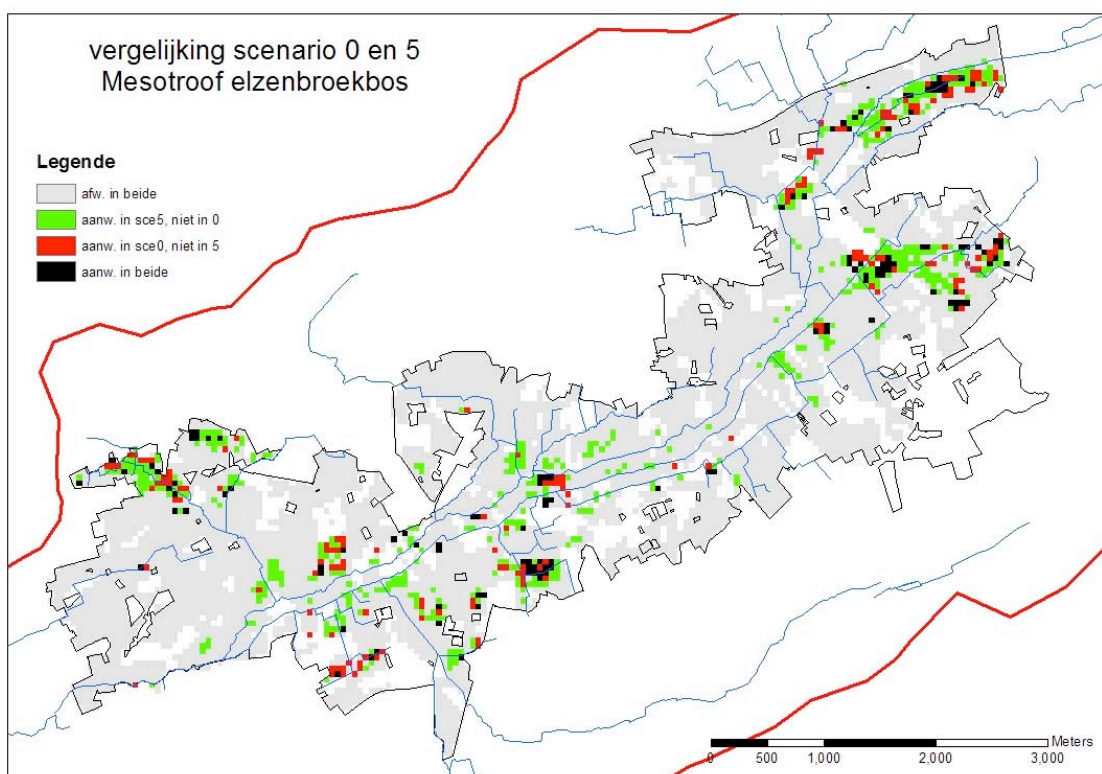
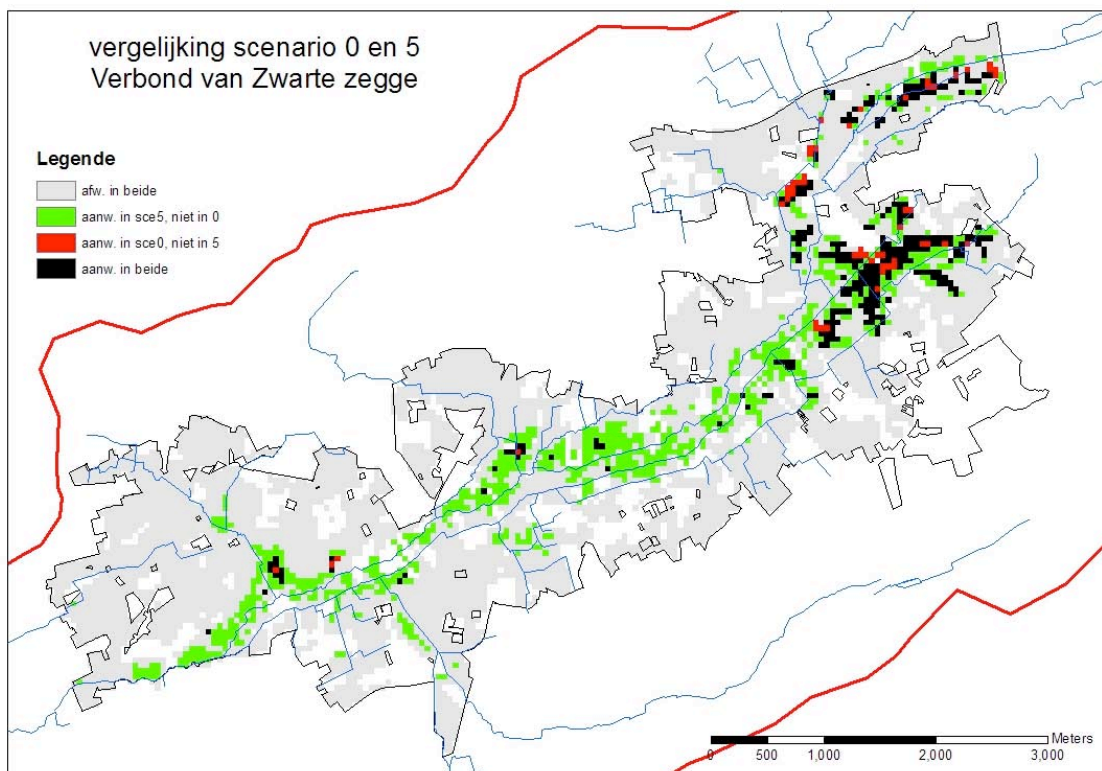
Men kan zich terecht de vraag stellen of er in het gebied voldoende mogelijkheden zijn om vegetatietypes zoals Mesotroof elzenbroekbos of Verbond van Zwarte zegge te bekomen. De resultaten van testscenario's 4 en 5 geven aan dat dit inderdaad het geval is (Figuur 6-6). Ze geven echter ook aan dat het enkel realistische is bij een sterke vernatting, waarbij drastischer ingrepen in de waterlopen van het gebied nodig zijn. Dit geldt zeker wanneer de slibruiming van de Grote Beek wordt uitgevoerd.



Figuur 6-4: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario's 1 en 2 voor het Dotterbloemverbond



Figuur 6-5: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario's 1 en 2 voor het Mesotroof elzenbroekbos.



Figuur 6-6: Verschil in potentie tussen scenario 0 en scenario 5 voor het Verbond van Zwarte zegge en het Mesotroof elzenbroekbos.

6.3 Eindscenario's

6.3.1 Beschrijving

De resultaten van de verkennende scenario's en de inzichten die daarmee bekomen werden, laten toe om definitieve scenario's op te stellen.

Scenario 0 (zie hoger: 6.2)

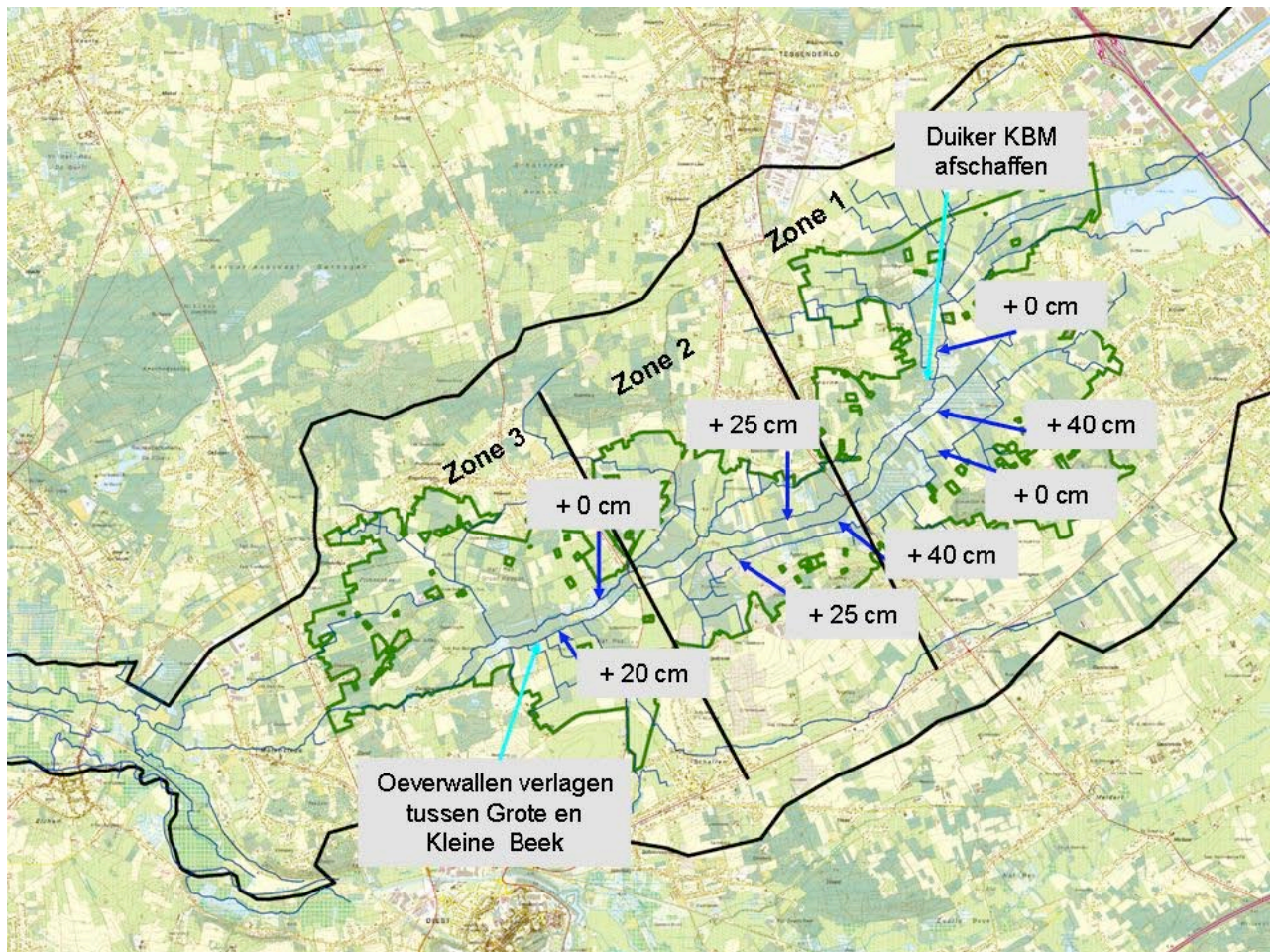
Scenario 7 komt grotendeels overeen met scenario 1. Er is één belangrijk verschil: het lozingsdebiet van Tessenderlo Chemie te Ham, dat in de huidige toestand (scenario 0) een belangrijke bijdrage levert tot het basisdebiet van de Grote Beek, wordt niet meer in beschouwing genomen. Er wordt verondersteld dat de lozing van TC volledig is gestopt wanneer de ruimingen van het vervuild slib zijn uitgevoerd.

In scenario 6 wordt een toestand beschreven waarbij een zo sterke mogelijke vernatting van de vallei wordt nagestreefd, zonder dat dit problemen oplevert voor de veiligheid in relatie tot waterkwantiteit en waterkwaliteit. De nood aan dit scenario bleek toen bij de doorrekening van de verkennende scenario's een aantal vooropgestelde ingrepen aan de Grote Beek zoals een hermeandering en de aanpassing van het lengteprofiel en dwarsprofielen van enkele waterlopen niet tot de verwachte toename van de kansen van natte vegetaties leidde. De testscenario's 4 en 5, waarbij drastischer ingrepen werden uitgewerkt, gaven aan dat een verdere vernatting ten minste theoretisch haalbaar is. Dit scenario heeft tot doel om na te gaan of een vernatting van de vallei mogelijk is die voldoende ingrijpend is om natuurdoelen te halen, zonder de veiligheid en de werking van rioleringen en collectoren in gevaar te brengen. Het betreft met andere woorden de verkenning van een bovengrens voor vernatting, weliswaar zonder onrealistisch te zijn.

De ingrepen zijn:

- Hermeanderingen en wijzigingen aan de breedte en diepte van de secties van Kleine Beek en Middelbeek blijven behouden, evenals de veranderde doorgang onder de spoorweg (overgenomen uit scenario 2, bijlage 10)
- Er wordt vanuit gegaan dat het debiet afkomstig van Tessenderlo Chemie afgekoppeld is.

- De slibuiming is uitgevoerd, maar door het instellen van hogere bodempeilen is dit volledig gecompenseerd en niet meer relevant voor de modellering.
- De sifon van Kleine Beek – Meilrijk onder de Grote Beek is afgeschaft. De Kleine Beek – Meilrijk wordt rechtstreeks aangesloten op de Grote Beek. De gevolgen hiervan zijn:
 - De Kleine Beek- Meilrijk is sterk vervuild en de vervuiling komt nu in de Middelbeek terecht. Door deze ingreep wordt de Middelbeek ontlast. Voor het vervuiliingsknelpunt is een oplossing voorzien, maar er blijven overstorten bestaan.
 - De vervuiling wordt geconcentreerd op de Grote Beek en niet langer verspreid over de verschillende beken.
 - De Kleine Beek – Meilrijk ligt dieper dan de Grote Beek: de gemiddelde peilen zijn 30 tot 50 cm lager in de Kleine Beek Meilrijk. Een vernatting in de achterliggende waterlopen is te verwachten.
 - Daar waar de Grote Beek irrigierend werkt door de hoge ligging in het landschap (Schutshaag) zouden bodempeilen verlaagd kunnen worden, maar er werd voor gekozen om dat voorlopig nog niet uit te voeren. Er wordt vanuit gegaan dat die verlaging geen effect op de waterpeilen heeft.
- Verhogen van de waterpeilen in de meeste waterlopen. In het model wordt dit gesimuleerd door de bodem van de waterloop te verhogen. In de realiteit is een dergelijke verhoging misschien niet mogelijk en moeten andere technische oplossingen worden gevonden. Deze wijzigingen komen bovenop scenario 2 en worden beschreven in bijlage 11. Figuur 6-7 geeft een samenvatting van de voorgestelde verhogingen van de bodems in de waterlopen
- Verlagen van de noordelijke oeverwallen van de Kleine beek te Asdonk waardoor het gebied tussen Kleine en Grote beek gemakkelijker kan overstromen vanuit de Kleine Beek. Dit biedt een buffer tegen overstromingen met vervuild water vanuit de Grote beek.



Figuur 6-7: Bijkomende maatregelen in de waterlopen in scenario 6. De labels verwijzen naar de verhoging van de rivierbodem in cm ten opzichte van scenario 2

6.3.2 Resultaten

6.3.2.1 Hydrologie.

De scenario's worden doorgerekend met het beleidsondersteunend instrument 3BEKEN

De resultaten van de hydrologische modellen worden hier besproken. Het is belangrijk te herhalen dat het stationair grondwatermodel werd ingezet in het beleidsondersteunend instrument (zie ook deel 3.2.4) en dat de versie die werd gebruikt bij de eindscenario's nog verbeteringen heeft ondergaan ten opzichte van deze die bij de verkennende scenario's werd ingezet (deel 3.2.1).

In de modelscenario's werden de verhogingen van de bodem van de waterlopen op licht verschillende wijze gerealiseerd. Soms werden de bestaande bodempeilen op elk punt met een bepaalde waarde verhoogd, elders werd een rivierbodem ingebracht met een geleidelijker verval, zonder de pool en riffle structuur over te

nemen. Dit geeft een ander beeld op de figuren, maar naar de berekening van de waterpeilen maakt dit weinig verschil uit.

6.3.2.2 Waterpeilen in de waterlopen.

Op basis van de voorgestelde ingrepen in scenario's 0, 6 en 7 werden met het oppervlaktewatermodel de waterpeilen in de waterlopen berekend. Figuur 6-8 tot Figuur 6-10 geven de mediaan (P50) waterpeilen voor **scenario 6** vergeleken met de huidige toestand. Het verschil tussen de mediaan waterpeilen en de lage waterpeilen is niet groot.

Grote Beek: In het centrale deel werden de bodempeilen met 25 cm verhoogd. In de waterpeilen zijn geen grote wijzigingen ten opzichte van huidige toestand vast te stellen. In opwaarts en afwaartse delen is er zelfs een verlaging. Deze is het gevolg van de afkoppeling het basisdebiet van Tessen-derlo Chemie. In het midden gedeelte stijgt het gemiddeld waterpeil met ongeveer 10 cm, met een grotere verhoging nabij de spoorlijn. De waterpeilen blijven ruim onder

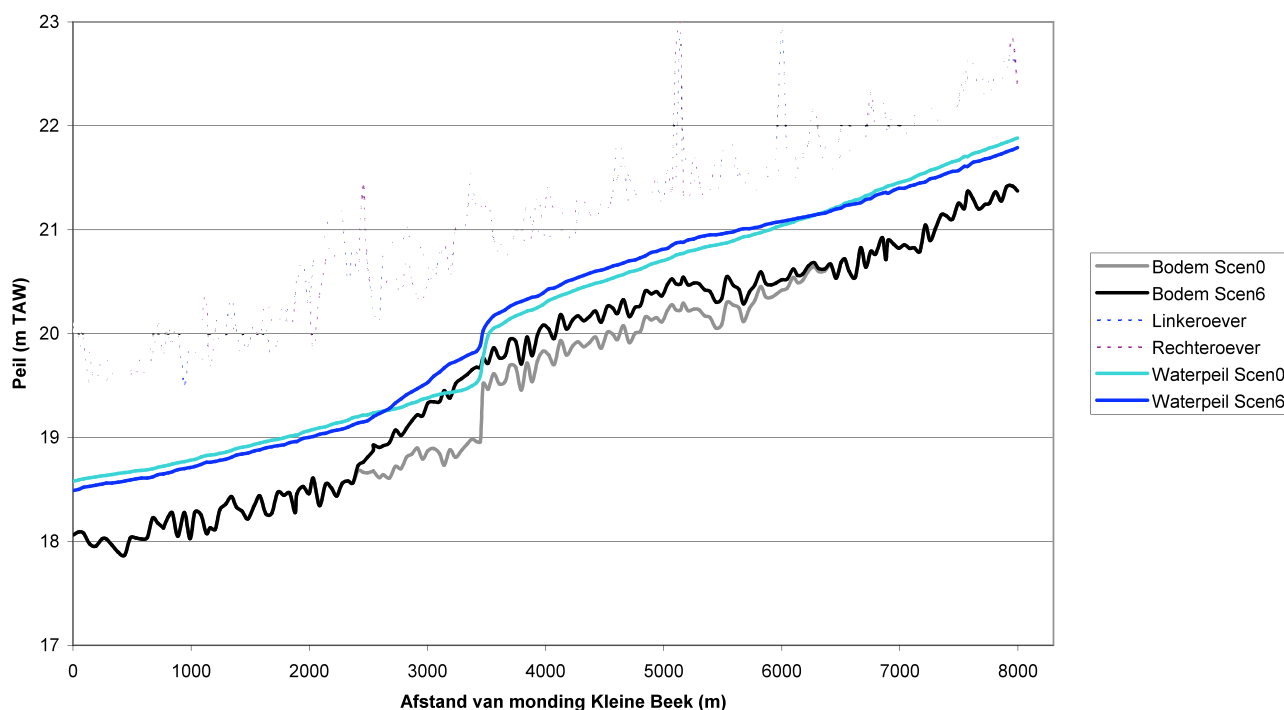
de oevers van de Grote Beek: tussen 39 en 205 cm met een gemiddelde van 95 cm

Middelbeek-Kleine Beek: Dit profiel is een samenstelling van de Middelbeek en het afwaartse deel van de Kleine Beek. De achtereenvolgende voorgestelde ingrepen in verschillende scenario's leiden cumulatief tot een aanzienlijke verhoging van het bodempeil. Deze varieert van 25 cm tot meer dan 1 meter, met een gemiddelde van 50 cm. Voor de Middelbeek bedraagt de verhoging gemiddeld 62 cm. In het afwaartse traject van de Kleine Beek is dit 35 cm, variërend van 15 tot 50 cm. De waterpeilen in de Middelbeek stijgen gemiddeld met 44 cm, en voor het afwaartse deel van

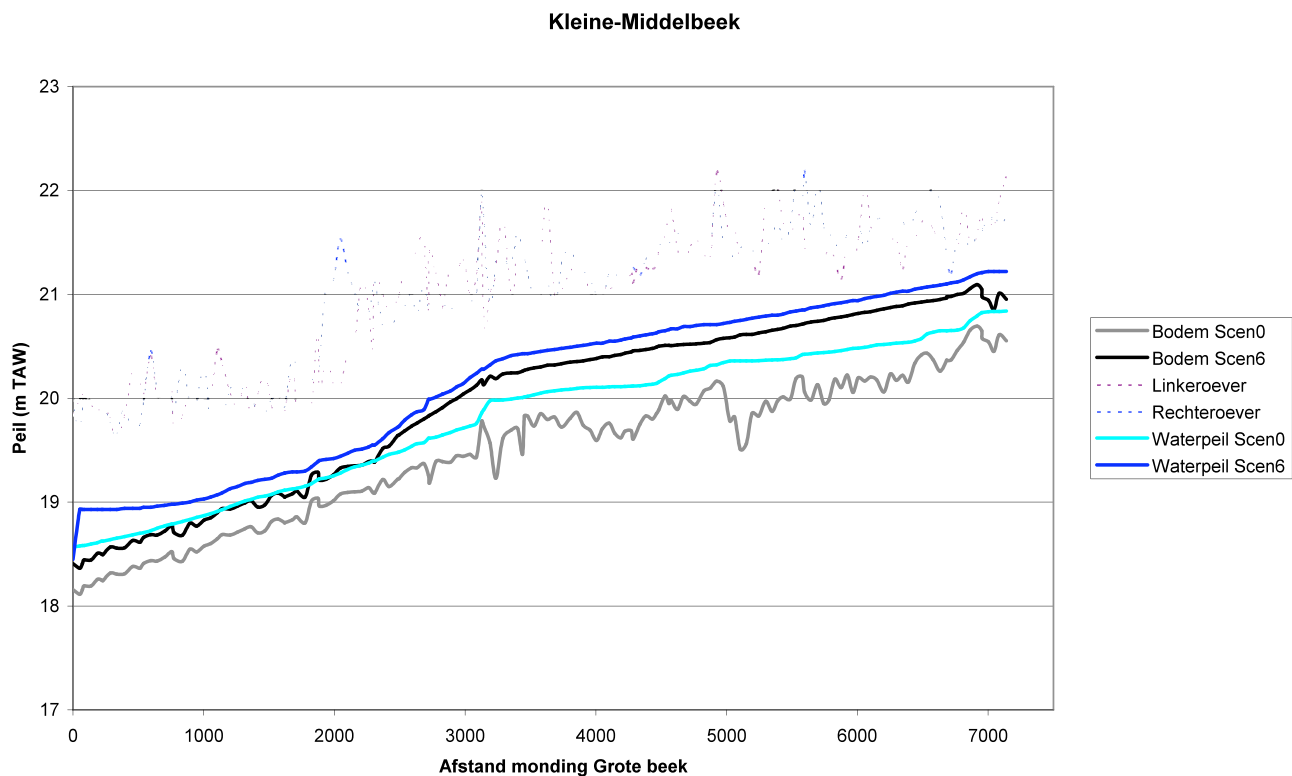
de Kleine Beek gemiddeld 25 cm. De mediaan waterpeilen blijven ruim onder de oevers: tussen 25 (enkel in het uiterst stroomopwaartse deel) en 168 cm met een gemiddelde van 85 cm.

Kleine Beek: De bodempeilen stijgen tussen 25 en 95 cm met een gemiddelde van 39 cm. De waterpeilen stijgen tussen 14 en 60 cm met een gemiddelde van 30 cm. Ze blijven meestal ver beneden de oevers, gemiddeld 90 cm, maar dit kan sterk variëren. Ter hoogte van Paasdonk bijvoorbeeld is het waterpeil minder dan 40 cm onder de oeverwal, met een minimum van 25 cm.

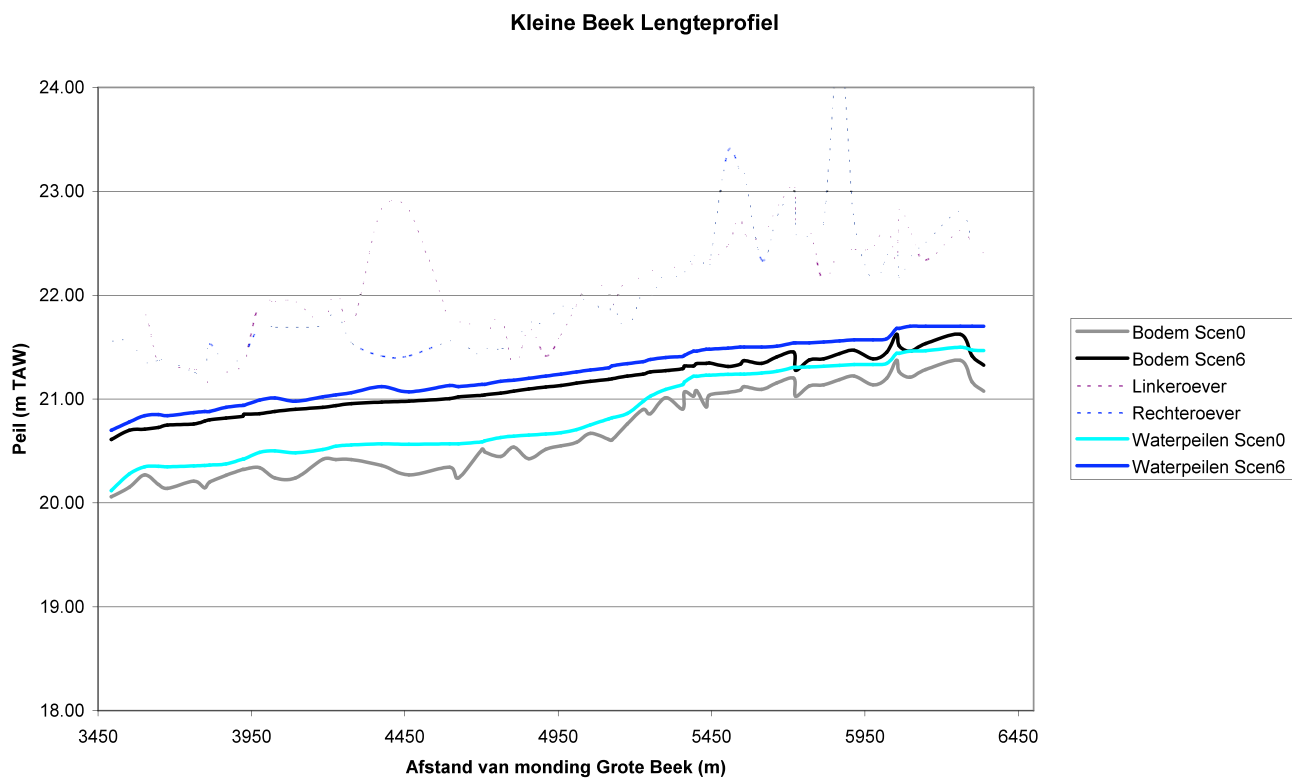
Lengteprofiel Grote Beek



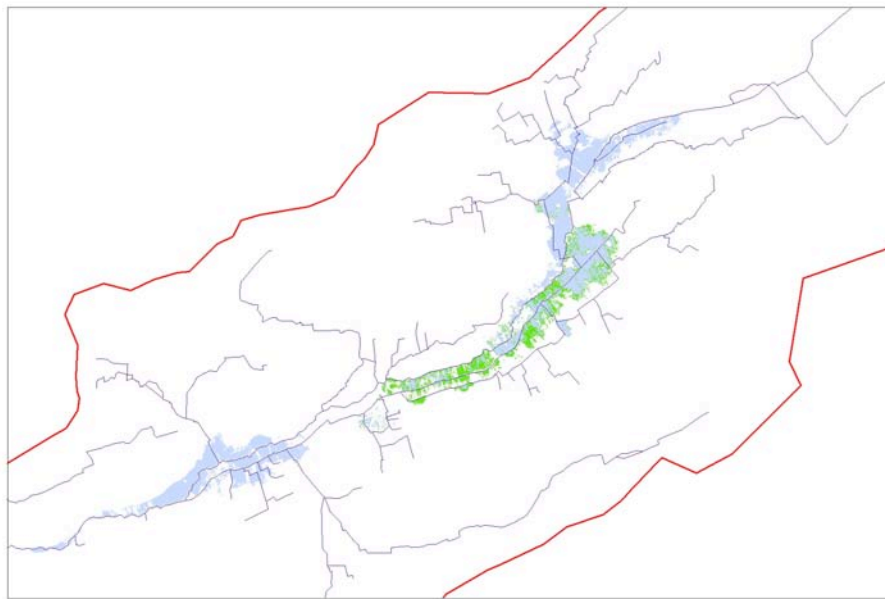
Figuur 6-8: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Grote Beek (sl).



Figuur 6-9: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Middelbeek-Kleine Beek.



Figuur 6-10: Bodempeilen en mediaan waterpeilen voor scenario's 0 en 6 voor de Kleine Beek, opwaarts gedeelte.



Figuur 6-11: De 100-jarlijkse overstrooming in de huidige toestand (blauw gebied) en in scenario 6 (blauw gebied en groen gebied samen).

6.3.2.3 Overstromingsgebieden

De overstromingen worden berekend met het oppervlaktewatermodel. Hieronder worden de resultaten van scenario's 0 en 6 met elkaar vergeleken.

Figuur 6-11 geeft de berekende overstroomde oppervlakte bij een terugkeerperiode van 100 jaar (T100). In grote delen van het gebied blijft de overstroomde oppervlakte gelijk. De niet erg spectaculaire toename van de overstroomde oppervlakte bij T100 is een weerslag van het feit dat, ondanks de verhoging van de beekbodems, de mediaan peilen nog behoorlijk onder de oevers blijven. Centraal in de vallei, waar de Middelbeek en de Grote Beek op korte afstand van elkaar parallel lopen breidt het overstromingsgebied wel significant uit in scenario 6. In deze omgeving zijn ook de meeste ingrepen in de waterlopen voorzien. De overstromingen vinden plaats in zones die op gewestplan als natuurgebied of landschappelijk waardevol agrarisch gebied zijn aangegeven.

Er worden geen bijkomende veiligheidsproblemen gecreëerd met scenario 6. De bebouwde percelen die in het 100 jaarlijks overstromingsgebied zijn gelegen betreffen enkel niet vergunde weekendverblijven. De vergunde permanente bewoning ligt buiten de overstromingszone.

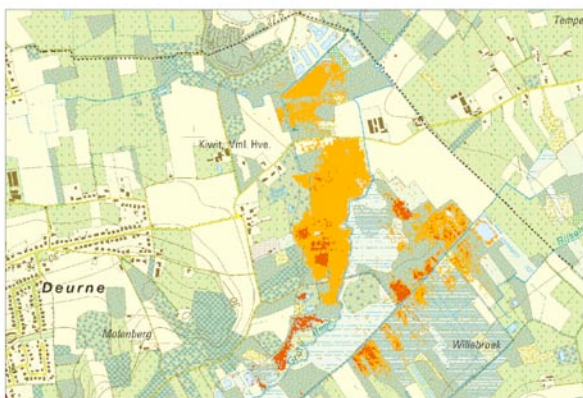
Ook voor rioleringen en overstorten zijn geen bijkomende problemen te noteren. Het

overstort van Industrieweg-Oosterberg ligt lager dan het T100 overstromingspeil. Dit is op zich een probleem, maar dat is ook op het ogenblik (scenario 0) reeds het geval.

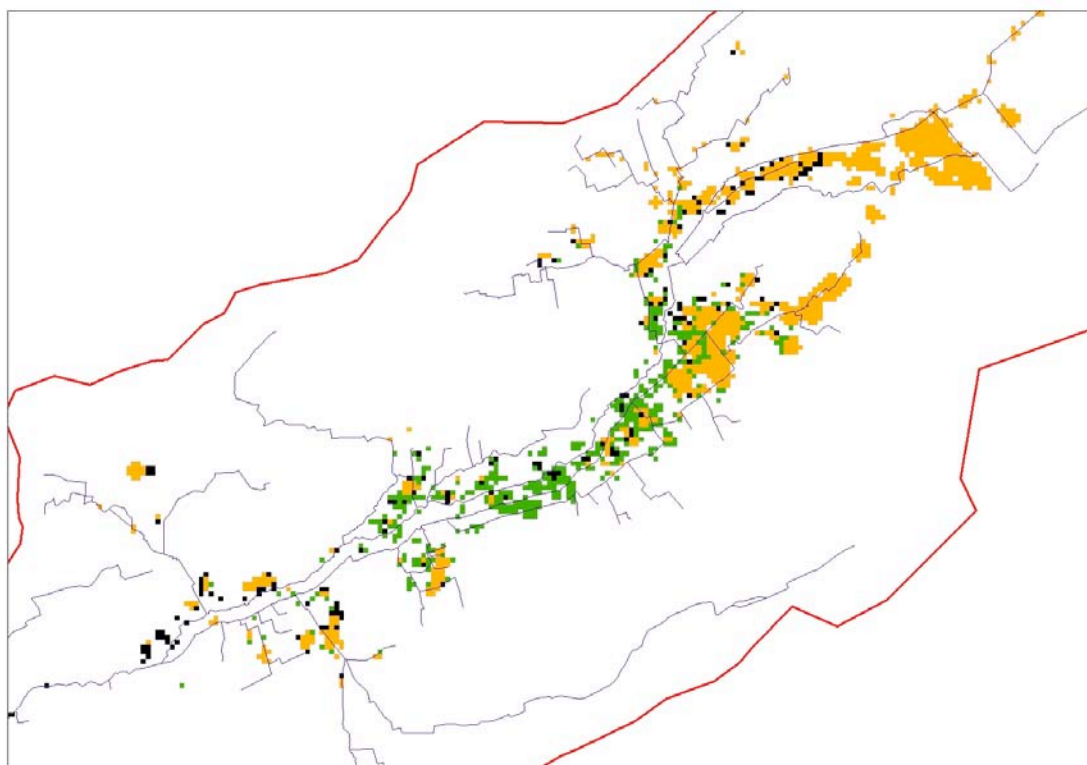
Figuur 6-12 geeft de verbreiding van een overstrooming met een korte terugkeerperiode, namelijk 1 jaar (T1). Enkel in dit gebied is de T1 overstrooming in scenario 6 groter dan in scenario 0. Dit is het gevolg van de afschaffing van de duiker van de Kleine Beek Meilrijk onder de Grote Beek. De bijkomende overstromingen situeren zich in alluviale bossen, gelegen in VEN en Habitatgebied, en grotendeels op percelen die reeds in eigendom van ANB zijn.

6.3.2.4 Kwelgebieden

Figuur 6-13 geeft een vergelijking van de berekende kwelgebieden met het stationair grondwater model. De oppervlakte aan kwelgebied verandert nauwelijks bij scenario 7 (ruiming Grote Beek sl): een vermindering met 50 ha. Scenario 6 daarentegen levert een uitbreiding van het kwelgebied op in het centrale deel van het studiegebied met 150 ha.



Figuur 6-12: Jaarlijkse overstrooming in de huidige toestand (rode gebied) en in scenario 6 (rode gebied en oranje gebied samen)



Figuur 6-13: Berekende kwelgebieden in de eindscenario's. De kwelgebieden uit scenario 0 worden weergegeven door de oranje en zwarte hokjes samen; de kwelgebieden uit scenario 7 enkel door de oranje hokjes; de kwelgebieden uit het vernattingsscenario 6 worden weergegeven door de oranje, gele en groene hokjes samen.

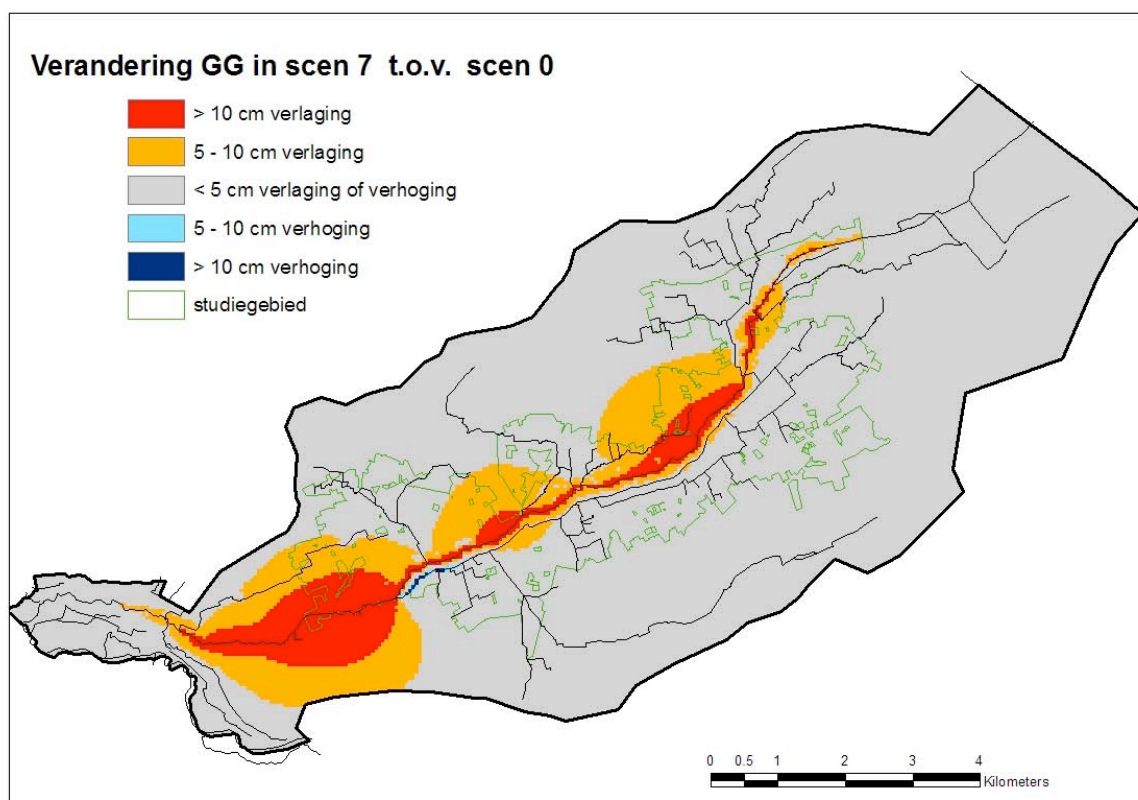
6.3.2.5 Grondwaterpeilen

Figuur 6-14 geeft de effecten van scenario 7 (met de ruiming Grote Beek sl) op de gemiddelde grondwaterpeilen. Verlagen tot 20 cm doen zich voor in een strook langs de Grote Beek. De verlaging situeert zich vooral ten noorden van de Grote Beek. Ten zuiden ervan wordt de verlaging van de waterpeilen in de Grote Beek gebufferd door de andere beken. In totaal kent een oppervlakte van ongeveer 1200 ha een grondwaterverlaging van meer dan 5 cm.

Tabel 6-3 geeft drie Europese habitattypes die aangepast zijn aan vochtige en natte condities en die nu in de Vallei van de Drie Beken aanwezig zijn. De oppervlakte ervan die door de verlaging van het grondwaterpeil wordt beïnvloed, is aangegeven. Op gemiddeld 35 % van hun huidige areaal worden de vochtcondities minder gunstig ten gevolge van de ruiming van de Grote Beek en de afkoppeling van het basisdebiet van Tessenderlo Chemie. Dit betekent niet noodzakelijk dat de habitattypes op die plaatsen volledig verdwijnen, maar hun kwaliteit zal ongetwijfeld verminderen.

Figuur 6-15 geeft de effecten van scenario 6 op de gemiddelde grondwaterpeilen. Centraal in het studiegebied kan men een sterke verhoging van de peilen vaststellen, met het zwaartepunt ten zuiden van de beken: ongeveer 1600 ha kent een verhoging van de gemiddelde grondwaterstand met meer dan 5 cm. Een verhoging tot meer dan 30 cm wordt berekend nabij de Kleine en de Middelbeek.

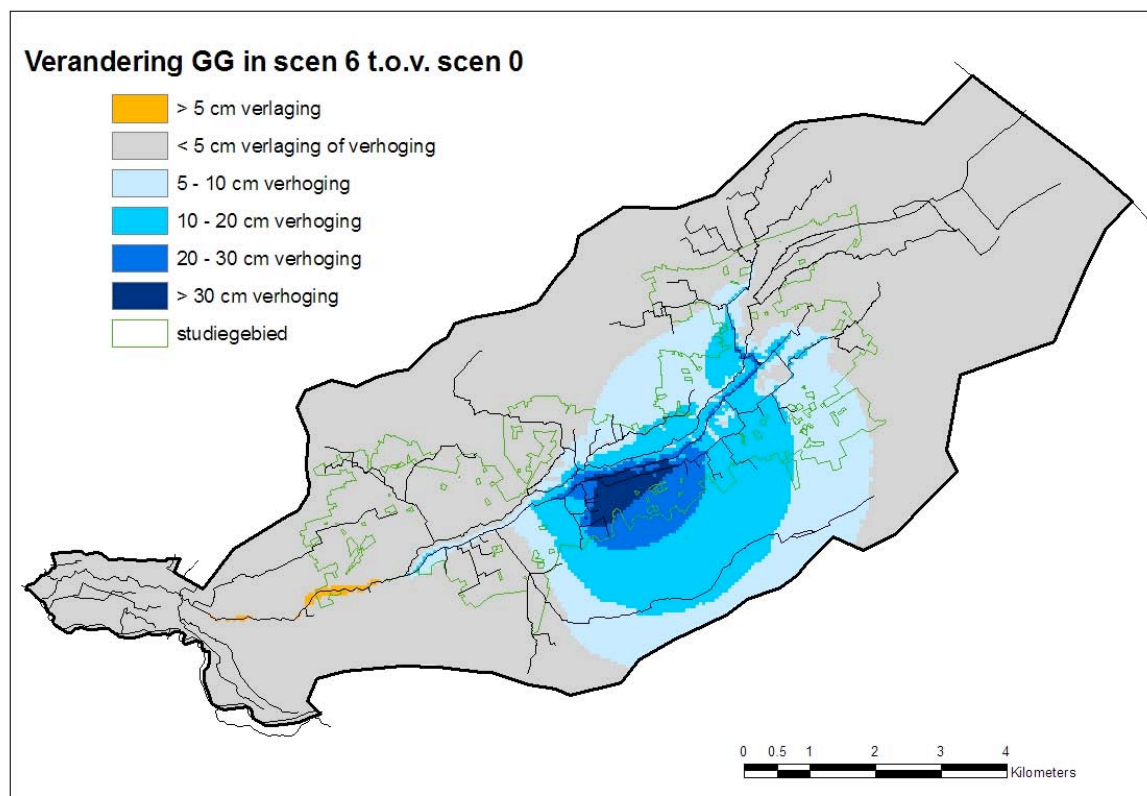
In twee gebieden reikt de verhoging van het waterpeil tot buiten het visiegebied van ANB en Natuurpunt, namelijk nabij Genevenne en Vleugt. Figuur 6-16 geeft de diepte van het grondwater onder maaiveld voor scenario 0 en 6. Buiten het visiegebied ligt het grondwater steeds meer dan 2 meter diep, zodat de relatief kleine veranderingen zich ver onder het maaiveld manifesteren en bijgevolg zonder impact blijven voor de landbouwactiviteiten op deze percelen. De isolijnen van 2 en 1 meter onder maaiveld blijven vrijwel ongewijzigd. Enkel in het studiegebied zelf zijn er duidelijke veranderingen. Met name de isolijn van 0.5 meter schuift verder op naar de randen van het studiegebied, wat de vernatting in scenario 6 aangeeft.



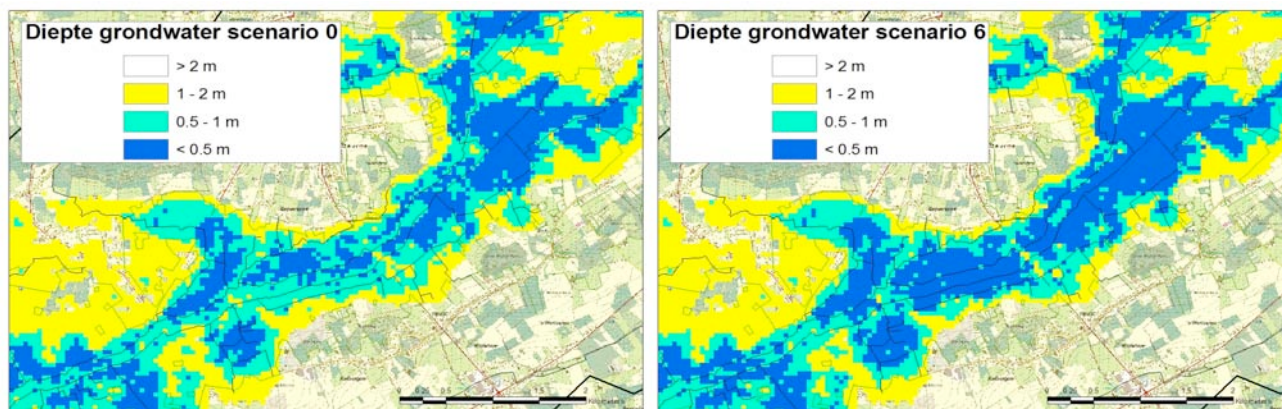
Figuur 6-14: Verlaging van de gemiddelde grondwaterstand (GG) in scenario 7 ten gevolge van de slibuiming in de Grote Beek (s.l.)

Tabel 6-3: De oppervlakte van het bestaande areaal van drie Europese habitattypes die door scenario worden beïnvloed in de Vallei van de Drie Beken in ha en in %

Europees Habitatype	verlaging gemiddelde grondwaterstand				% > 5 cm verlaging
	> 10 cm	5-10 cm	< 5 cm	totaal	
laaggelegen schraal hooiland	0.0	11.8	26.3	38.0	30.9
voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland en van de montane en alpiene zones	25.8	33.0	81.3	140.0	42.0
alluviale bossen met <i>Alnion glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i>	10.3	15.8	70.3	96.3	27.0
totaal	36.0	60.5	177.8	274.3	35.2



Figuur 6-15: Verhoging van de gemiddelde grondwaterstand (GG), berekend voor het vernattingsscenario 6.



Figuur 6-16: Diepte van het grondwater onder maaiveld ter hoogte van Genevenne en Vleugt in scenario 0 en 6

6.3.2.6 Kansen voor de vegetatie

De hydrologische scenario's hebben gevolgen voor ontwikkelingsmogelijkheden van vegetatietypes. NICHE Vlaanderen berekent deze potenties. Voor een bespreking van dit instrument verwijzen we naar hoofdstuk 4. In deze paragraaf worden de potenties voor de belangrijkste vegetatietypes in scenario 7 en 6 vergeleken met de huidige toestand (scenario 0). Voor de andere vegetatietypes verwijzen we naar het ArcGIS project onder 'Scenarios_Niche' in de digitale bijlage. Er wordt in dit deel vooral aandacht besteed aan de potenties zoals die bepaald worden door de standplaatscondities, zonder rekening te houden met overstromingen. Aan dit laatste aspect wordt uitvoerig aandacht besteed in paragraaf 6.3.2.7

Voor het **Berkenbroekbos** worden in de Vallei van de Drie Beken geen potenties berekend: niet in de huidige toestand, maar ook niet in scenario 6 (het vernattings-scenario). In Vlaanderen zijn voor dit vegetatietype enkel referentiegegevens beschikbaar voor venige bodems, waar een zeer ondiepe grondwatertafel heerst. Om potenties te bekomen voor dit type is het nodig nog sterker te vernatten dan in scenario 6 opdat hogere waterstanden in de veenbodems zouden optreden. Het is evenwel de vraag of de geschikte standplaatsen bij verdere vernatting ook overstromingsvrij zullen zijn. Dit is namelijk evenzeer een vereiste voor een goede ontwikkeling van het Berkenbroekbos.

Het **Mesotroof elzenbroekbos** stelt in veenbodems ongeveer dezelfde eisen aan grondwaterstanden als het Berkenbroekbos. Hiervan zijn echter ook referentiepunten bemeten op minerale bodems, waar de

eisen met betrekking tot de waterstand minder streng zijn. Dit type kan verder in meso-eutrofe condities (sensu NICHE Vlaanderen) voorkomen. Dit maakt dat er voor Mesotroof elzenbroekbos wel kansen in het studiegebied worden berekend. Deze potenties blijven echter beperkt als men ze vergelijkt met bijvoorbeeld het Verbond van Zwarte zegge, dat toch als een vervang-gemeenschap voor Mesotroof elzenbroek kan worden beschouwd, althans voor de mineraal-arme varianten. (Rodwell 1991) Dit laat vermoeden dat NICHE Vlaanderen té streng is voor Mesotroof elzenbroek en het vermoedelijk in de Vallei van de Drie Beken over grotere oppervlaktes goed kan ontwikkelen. In Vlaanderen bestaan echter vooralsnog geen meetgegevens om dit te ondersteunen.

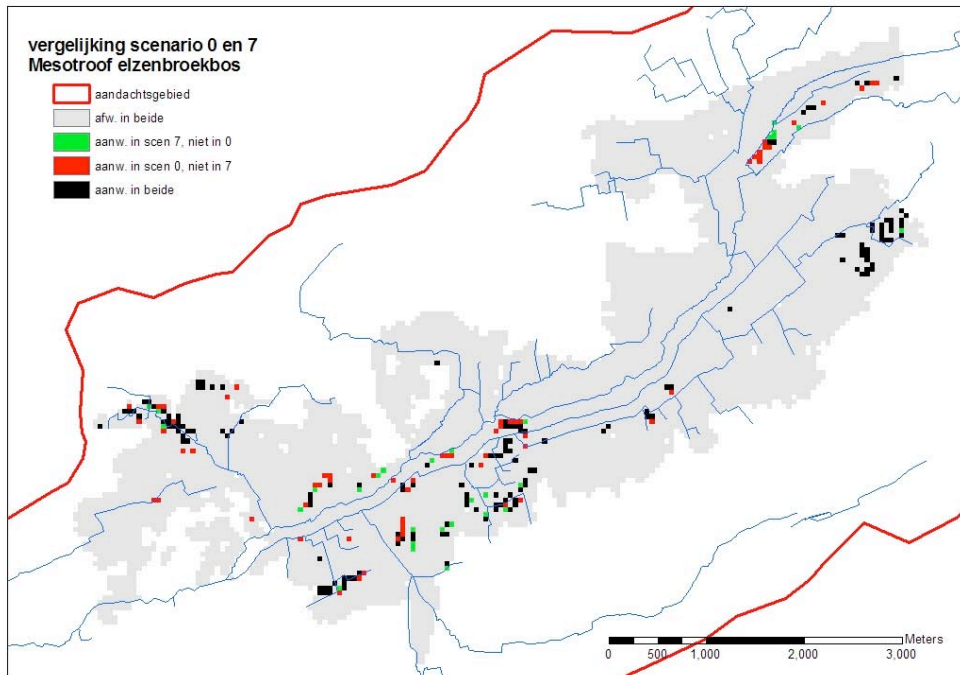
Voor zandbodems worden in NICHE wel diepere grondwaterstanden voorzien voor het Mesotroof elzenbroekbos. Dit heeft ongetwijfeld te maken met het feit dat veen bij een lage watertafel mineraliseert en nutriënten vrijkomen.

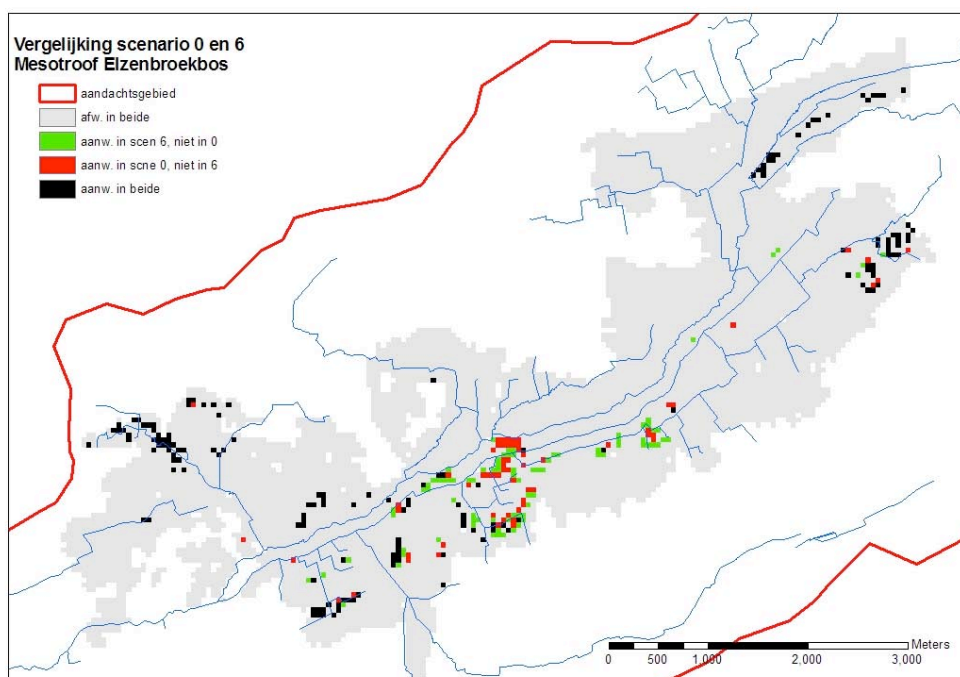
In scenario 7 (Figuur 6-18 en Tabel 6-4) neemt de potentie voor het Mesotroof elzenbroekbos af met 10 ha (ongeveer 15%), te wijten aan de gedaalde waterstanden. De lokale toename heeft te maken met kleine verschuivingen in de zuurgraad van de standplaats. Door de daling van de watertafel wordt de standplaats zuurder en nemen de mogelijkheden van het Mesotroof elzenbroekbos plaatselijk toe.

In scenario 6 is er een netto toename van 6 ha (ongeveer 13%) voor de potenties door de hogere waterstanden. Deze is vooral gesitueerd ter hoogte van Schouwbroek. De lokale afname van potenties is te wijten

aan verschuivingen in de trofiegraad van mesotroof naar oligotroof wat de standplaats ongeschikt maakt voor het Mesotroof elzenbroekbos, of een verschuiving in de zuurgraad van zwakzuur naar basisch. Voor dit laatste beschikt NICHE niet over referentiegegevens, maar er kan vermoed worden dat het Mesotroof elzenbroekbos toch kan voorkomen onder basische omstandigheden op veenbodem.

Zoals hoger geargumenteed mag men op basis van de veranderingen in potenties voor het Verbond van Zwarte zegge verwachten dat de potenties voor Mesotroof elzenbroekbos sterker toenemen dan hierboven beschreven.





Figuur 6-17: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Mesotroof elzenbroekbos

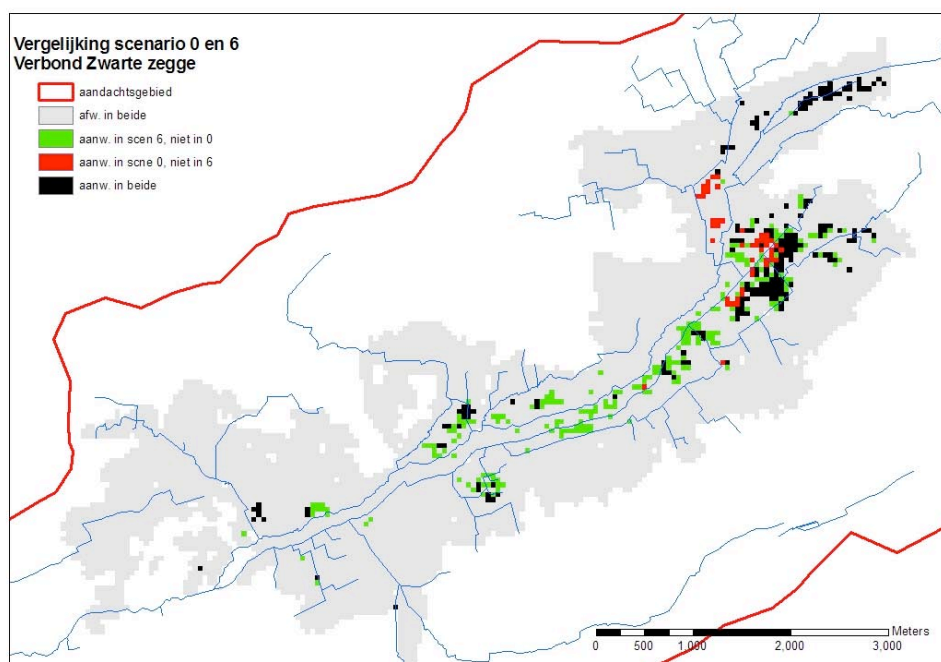
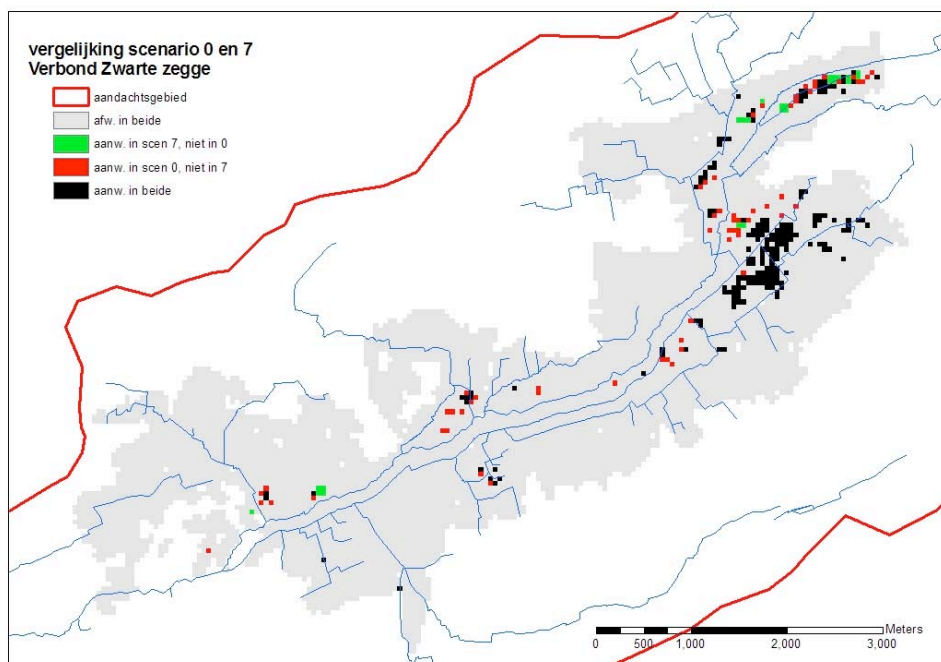
Het **Verbond van Zwarte zegge** neemt in scenario 7 met ongeveer 10 ha af. De lokale toename is het gevolg van de afname van het overstromingsareaal, zodat de trofiegraad afneemt en de kansen toenemen (Figuur 6-18).

In scenario 6 nemen de kansen van dit verbond gevoelig toe tussen Rietbroek en Schutshaag, met bijna een verdubbeling van het areaal tot 85 ha. De afname van kansen stroomopwaarts van Schutshaag is het gevolg van de eutrofiërende invloed van overstromingen.

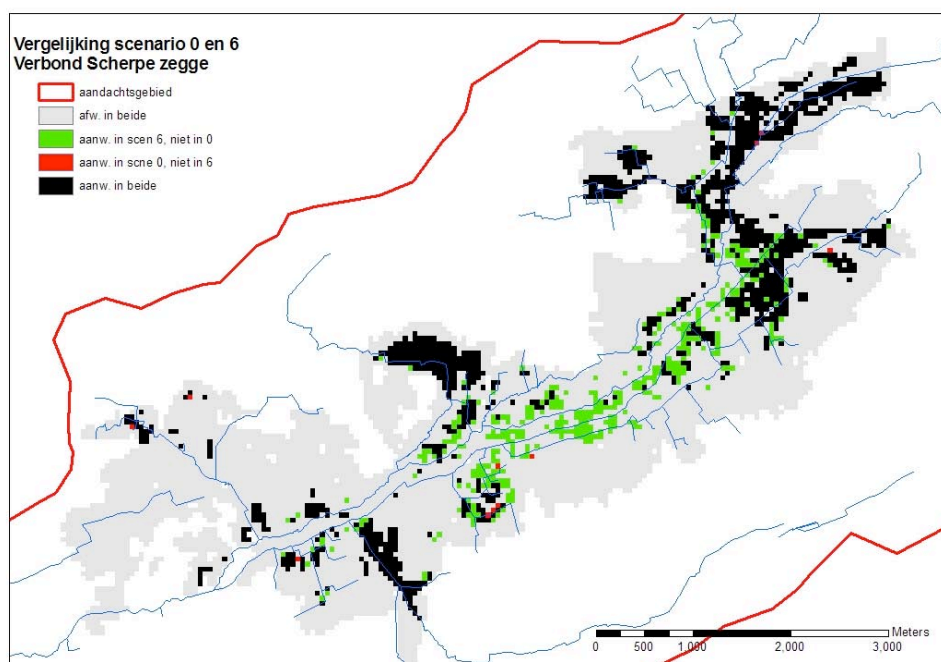
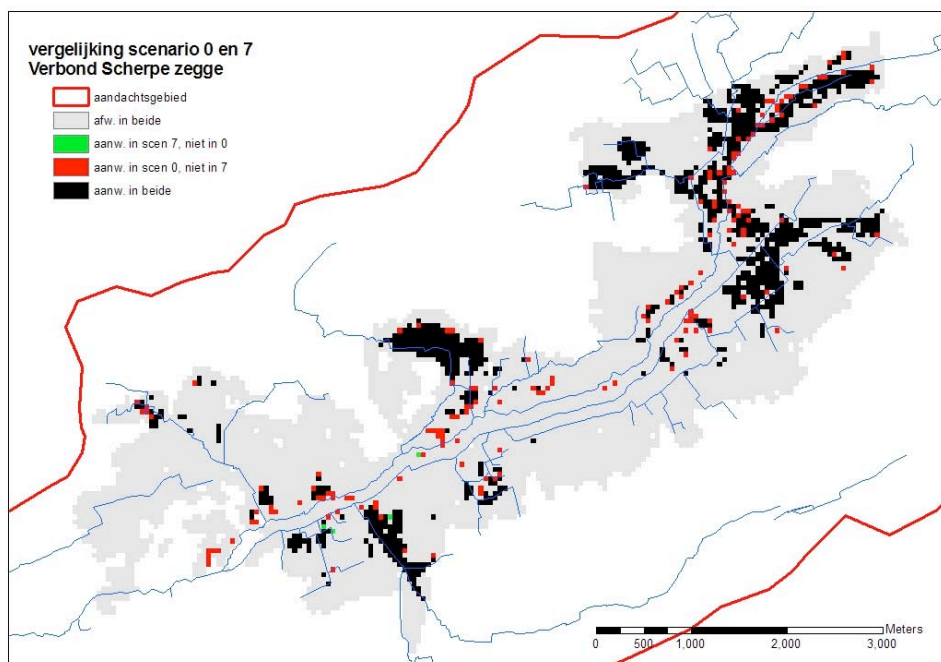
De kansen van het **Verbond van Scherpe zegge** zijn in scenario 7 (Figuur 6-19) beperkt tot de vallei stroomopwaarts van Schutshaag en tot enkele grote zijvalleien meer stroomafwaarts. Elders staan de

waterpeilen te laag. Waar in scenario 0 (huidige toestand) nog, weliswaar zeer verspreide, vlekken in het centrale gedeelte van de vallei aanwezig zijn, verdwijnen die onder invloed van de verdroging in scenario 7. Ook stroomopwaarts neemt het areaal af.

In scenario 6 verhogen de kansen in de vallei aanzienlijk door de vernatting, met bijkomende potenties op bijna 100 ha (+40%). Deze toename situeert zich tussen Rietbroek en Schutshaag, waar nu geen potenties aanwezig zijn. Deze toename door de verhoging van grondwaterpeilen manifesteert zich echter in belangrijke mate buiten de overstromingsgebieden, waar dit vegetatietype zich niet optimaal kan ontwikkelen.



Figuur 6-18: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Verbond van Zwarte zegge

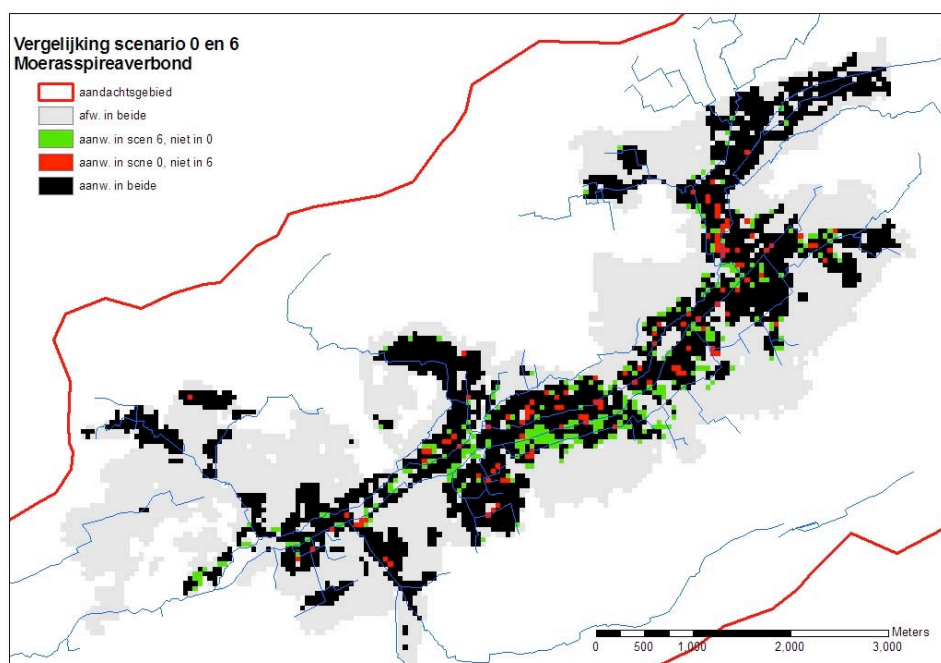
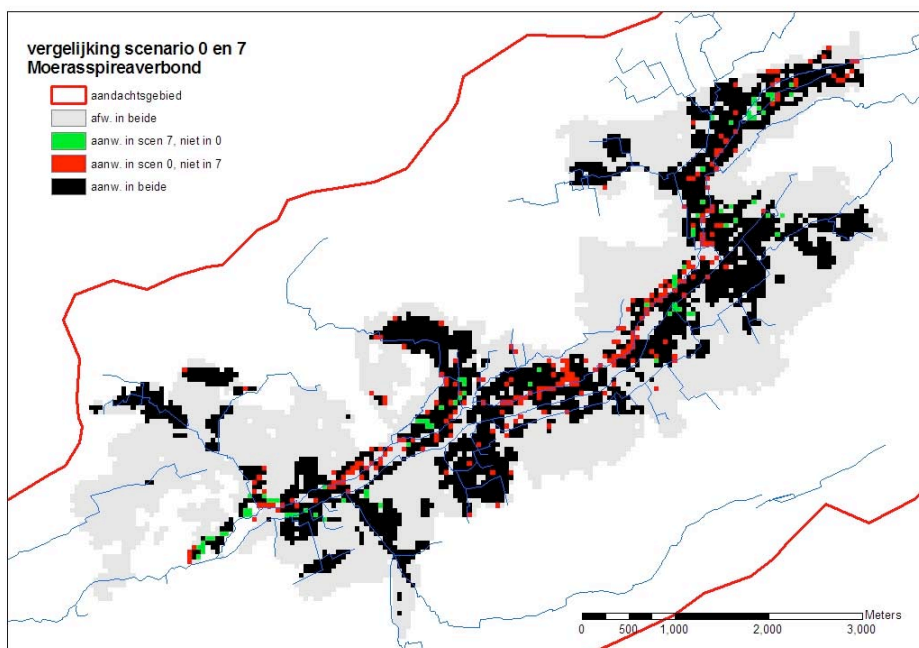


Figuur 6-19: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Verbond van Scherpe zegge

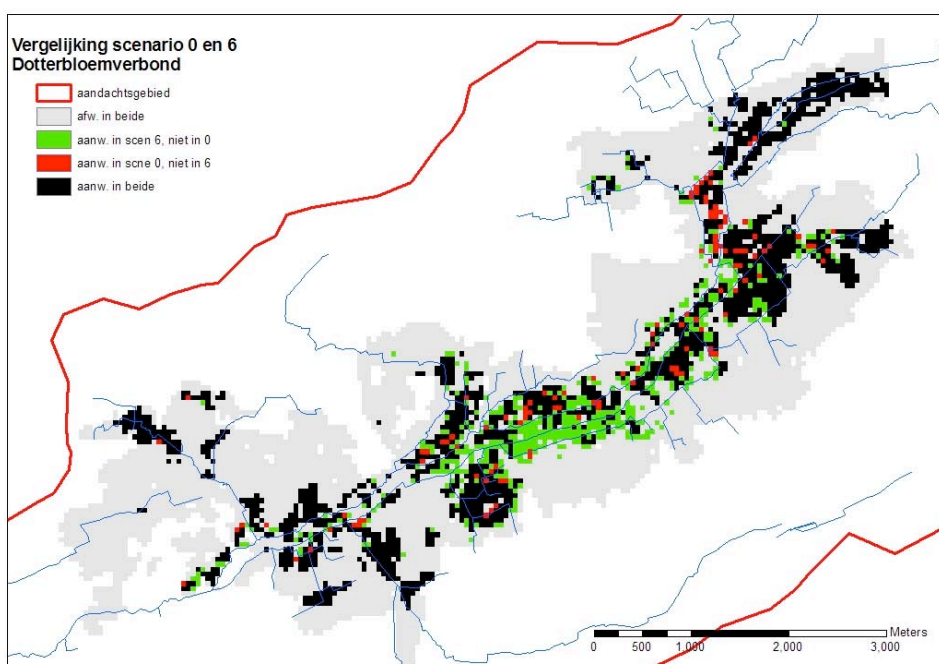
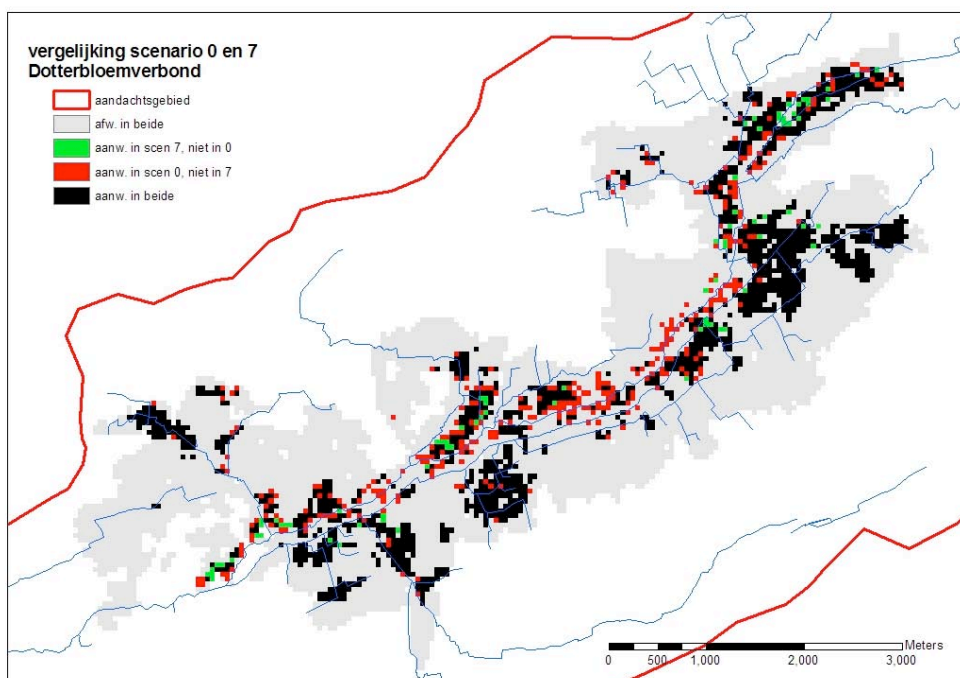
Het **Moerasspireaverbond** heeft zeer veel kansen in de Vallei van de Drie Beken. In elk scenario is op meer dan 550 ha de standplaats geschikt voor de ontwikkeling ervan. In scenario 7 geeft de afname van de kansen in de centrale as van de vallei een sterkere versnippering. In scenario 6 wordt de versnippering dan weer tegengestaan door een bijkomende 45 ha. De lokale afname volgt uit het meer basisch worden van de standplaats door de hogere waterpeilen (Figuur 6-20). Voor deze situatie op veengronden beschikken we in Vlaanderen niet over meetgegevens, zodat NICHE geen kansen aangeeft. Experts gaan er echter van uit dat ook bij een basische standplaats op veen Moerasspirea goed ontwikkelt.

Het **Dotterbloemverbond** en het **Ruigte elzenbroekbos** (Figuur 6-21 en Figuur 6-22) geven zeer gelijkende ruimtelijke patronen en ook wat betreft oppervlakte ontlopen ze elkaar niet. De patronen zijn verder vergelijkbaar met het Moerasspireaverbond, maar door de minder grote

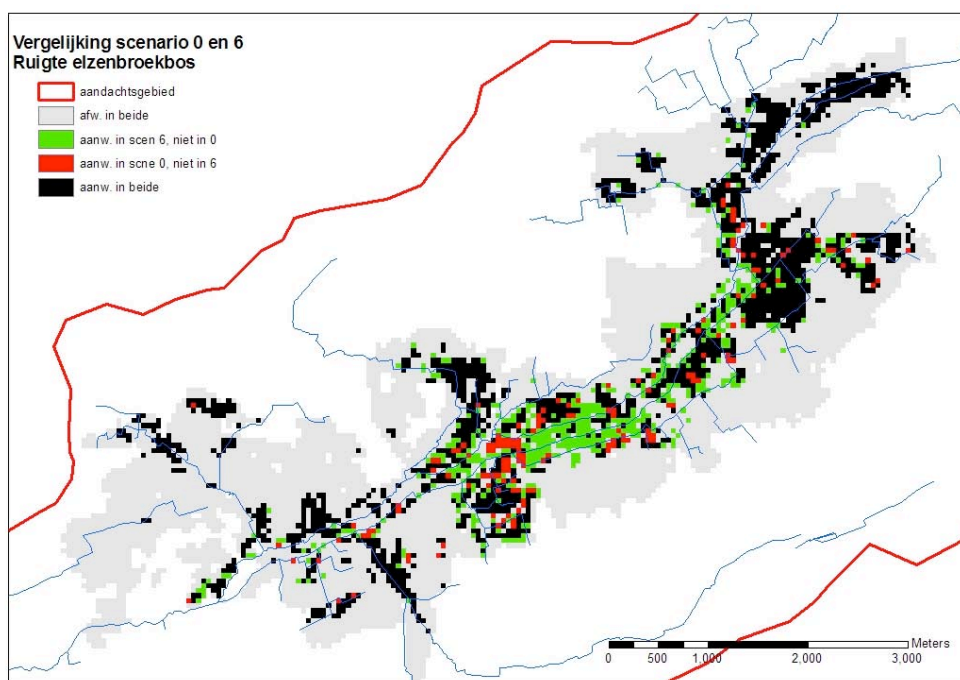
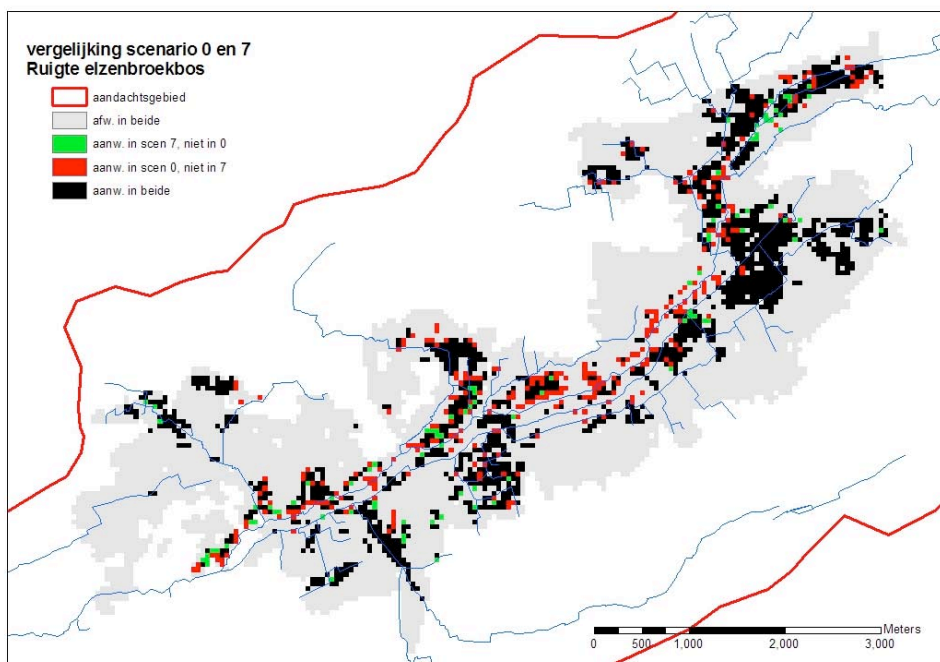
kansen die de twee vegetatietypes hebben is het effect van de hydrologische scenario's meer significant. In scenario 7 leidt de afname van de kansen tot een grotere versnippering, vooral tussen Schouwbroek en Schutshaag, zodat enkel nog kansen overblijven in het stroomopwaartse deel en in de zijvalleien. De toename van de kansen bij scenario 6 is aanzienlijk, en is vooral te wijten aan verhoging van de hoogste grondwaterstanden in omgeving van Vleugt of de verhoging van de laagste waterpeilen stroomafwaarts daarvan. Dit is een rechtstreeks gevolg van de verhoging van het algemeen drainageniveau in het gebied. De afname van de kansen ter hoogte van Schutshaag zijn het gevolg van toegenomen trofiegraad door overstromingen. Ter hoogte van Schouwbroek is dat te wijten aan een basische standplaats op veen, waarvoor geen referentiegegevens beschikbaar zijn, maar ook hier gaan Experts er van uit dat ook bij een basische standplaats op veen beide vegetatietypes goed ontwikkelen.



Figuur 6-20: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Moerasspireaverbond



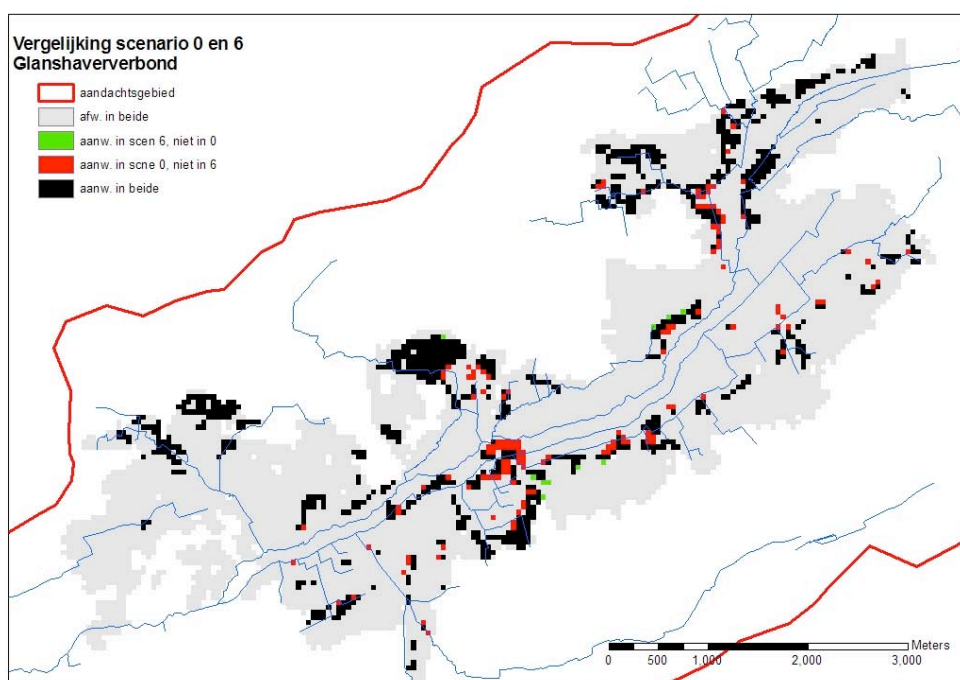
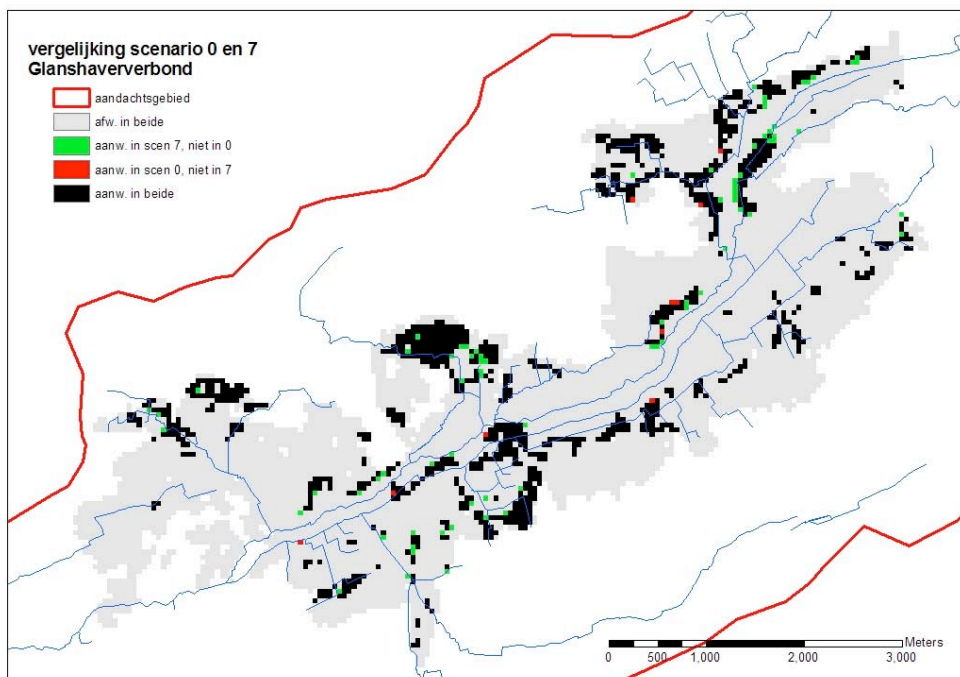
Figuur 6-21: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Dotterbloemverbond



Figuur 6-22: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Ruigte elzenbroekbos

Het **Glanshaververbond** komt vooral op de randen van de vallei voor, meestal buiten het bereik van de hydrologische effecten (Figuur 6-23). De kansen wijzigen niet significant over de verschillende scenario's. In scenario 6 verminderen de kansen door vernatting. De potenties schuiven op naar buiten. Het beeld is

vertekend doordat toename van de kansen aan de droge zijde niet in beeld komen. NICHE beperkt zich namelijk tot de natte standplaatsen. De kansen van het Glanshaververbond zijn dus aanzienlijk groter dan aangegeven. Hier worden enkel deze van natte varianten getoond.



Figuur 6-23: Verschil in kansen tussen scenario 0 en scenario's 7 en 6 voor het Glanshaververbond

Tabel 6-4: Oppervlakte aan potentie per vegetatietype en per eindscenario (in ha)

Oppervlakte aan potenties per vegetatietype en per scenario (ha)						
Vegetatietypes	Zonder overstromingen			Met overstromingen		
	scen 0	scen 7	scen 6	scen 0	scen 7	scen 6
Mesotroof elzenbroekbos	54	46	60	54	46	60
Ruigte elzenbroekbos	394	340	473	394	340	473
Verbond van Scherpe zegge	274	232	368	59	45	119
Moerasspireaverbond	611	570	655	526	523	522
Verbond van Zwarte zegge	63	53	106	40	30	57
Dotterbloemverbond	395	331	480	319	289	362
Glanshaververbond	242	259	208	240	256	210

Wijziging in oppervlakte aan potenties per vegetatietype tov scenario 0 (ha)						
Vegetatietypes	Zonder overstromingen			Met overstromingen		
	scen 0	scen 7	scen 6	scen 0	scen 7	scen 6
Mesotroof elzenbroekbos		-9	6		-9	6
Ruigte elzenbroekbos		-54	79		-54	79
Verbond van Scherpe zegge		-41	94		-14	59
Moerasspireaverbond		-41	44		-3	-5
Verbond van Zwarte zegge		-10	43		-10	17
Dotterbloemverbond		-65	85		-29	44
Glanshaververbond		17	-34		16	-31

6.3.2.7 Overlap in arealen

NICHE Vlaanderen berekent potenties voor verschillende vegetatietypes, maar deze worden niet tegenover elkaar afgewogen. Er wordt met andere woorden geen uitspraak gedaan over welk vegetatietype het meeste kans heeft op voorkomen. De standplaatskenmerken van een bepaalde gridcel kunnen geschikt zijn voor verschillende vegetatietypes. Het is het gevolg van het feit dat de gemeten ecologische amplitudes van verschillende vegetatietypes met elkaar overlappen. Mogelijk zijn de beschikbare referentiegegevens niet discriminerend genoeg, of kunnen de al dan niet subtiele verschillen in de standplaatskenmerken van de vegetaties niet in meetbare variabelen worden omgezet.

Figuur 6-24 vergelijkt de mogelijke verspreiding van het Verbond van Zwarte zegge en het Dotterbloemverbond bij scenario 6. Daar waar het Verbond van Zwarte zegge kan voorkomen, zijn er bijna systematisch ook kansen voor het Dotterbloemverbond.

Dit is geen onverwacht resultaat. Het Dotterbloemverbond heeft namelijk een brede amplitude in vochtige en natte condities. Verder is het Hageland een overgangsregio tussen de Kempen, waar mineraalarme condities typisch zijn en de Leemstreek, getypeerd door mineraalrijk grondwater. In dit overgangsgebied is een mozaïek van vegetatietypes die aanleunen bij enerzijds Kleine zeggevegetaties of anderzijds Dottergraslanden niet ongewoon. Ook in gebieden zoals Vordonk - Turputten (Huybrechts & De Becker 2000) en de Vallei van de Zwarte Beek. (Mertens & Meire 2001) is dat het geval. Door relatief kleine wijzigingen kan de balans in de ene of de andere richting doorslaan.

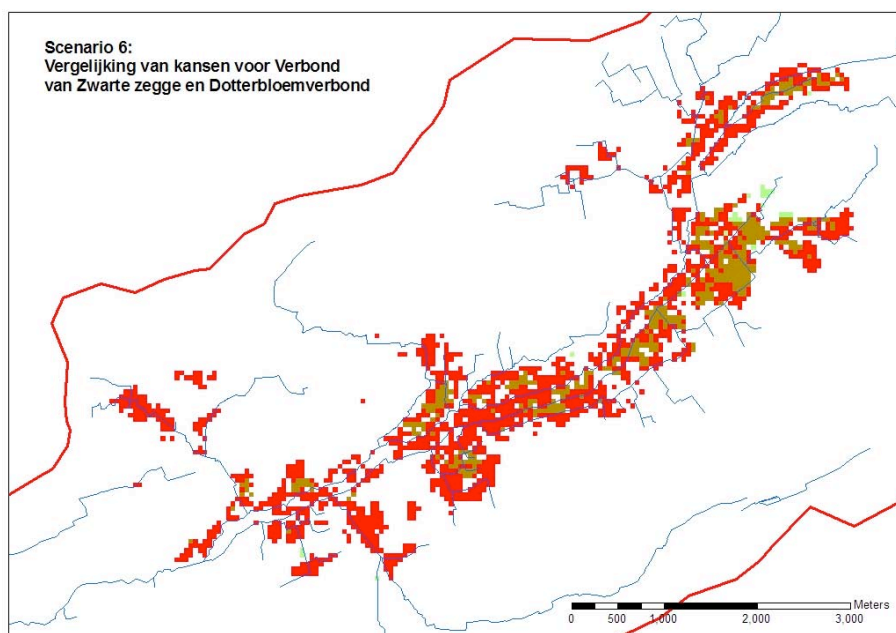
Op vlak van diversiteit is dit natuurlijk een bijzonder gunstige situatie. Het is daardoor echter moeilijk om op basis van de algemene kenmerken van het gebied te voorspellen welk vegetatie zich waar zal ontwikkelen. Dat wordt in belangrijke mate bepaald door zeer lokale condities, die zich zelfs op perceelsniveau afspelen. Gezien

Kleine zeggevegetaties minder potenties hebben in het gebied dan het Dotterbloemverbond is het logisch dat op plaatsen waar er wél potenties zijn, voor Kleine zegge wordt geopteerd. Vooral wanneer er in de huidige vegetatie reeds elementen van aanwezig zijn. Men kan de mogelijkheden voor Kleine zeggevegetaties maximaliseren door de waterhuishouding op niveau van het perceel zodanig te beheren dat het aanwezige water (waaronder regenwater) niet te snel wordt afgevoerd: dus geen of een beperkte begreppeling. Het is echter belangrijk dat overstromingswater afkomstig uit de waterlopen niet in de percelen terecht komt gezien het eutrofiërend effect daarvan.

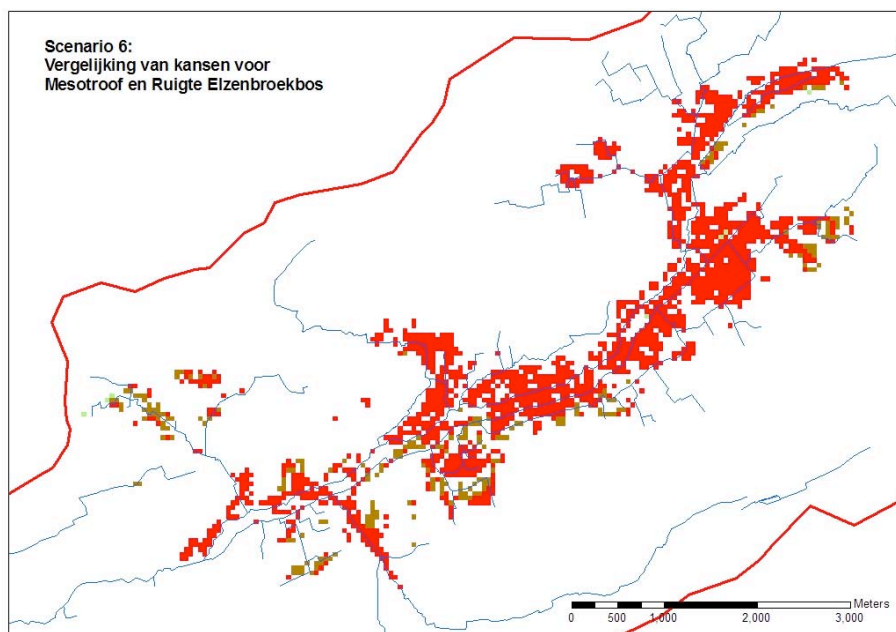
Daar waar men kiest voor een begreppeling die niet sterk draineert, maar het aanwezige water vlot evacueert, is de kans voor een evolutie naar dottergraslanden groter (Aeolus 2006). Opteren voor Dottergraslanden leidt tot meer werk vanwege het onderhoud van het ontwaterings-

systeem. Kleine zeggevegetaties zijn dan weer moeilijker machinaal te beheren. Het maaibeheer plannen langs abiotische gradiënten kan de onzekerheden met betrekking tot de voorspelling van vegetatietypes compenseren.

Gelijkaardige overwegingen gelden bij de verhouding tussen het Mesotroof elzenbroekbos en het Ruigte elzenbroekbos (Figuur 6-25). Gezien de mogelijkheden voor Mesotroof elzenbroekbos beperkt zijn, is het logisch dat daarvoor geopteerd wordt door zoveel mogelijk te vernatten zonder overstromingen vanuit de rivier te veroorzaken. De kansen voor Mesotroof elzenbroekbos worden dan gemaximaliseerd. In geval van bos is het beheer niet langer een doorwegend argument, maar de toegankelijkheid zal natuurlijk afnemen.



Figuur 6-24: Vergelijking van de kansen van het Verbond van Zwarte zegge en het Dotterbloemverbond in scenario 6. Rood: enkel kansen voor Dotterbloemverbond; Bruin: kansen voor beide; Groen: enkel kansen voor Verbond van Zwarte zegge.



Figuur 6-25: Vergelijking van de kansen van Mesotroof elzenbroekbos en Ruigte elzenbroekbos in scenario 6. Rood: enkel kansen voor Ruigte elzenbroekbos; Bruin: kansen voor beide; Groen: enkel kansen voor Mesotroof elzenbroekbos.

6.3.3 Vergelijking met het beheerplan

Voor de Vallei van de Drie Beken werd in 2006 een beheerplan opgesteld (Aeolus 2006) dat in 2007 werd goedgekeurd. Op dat ogenblik was een deel van de gegevens die in dit rapport werden gebruikt nog niet ter beschikking.

Het beheerplan werd opgemaakt, gebaseerd op de huidige inrichting van het valleigebied (huidige toestand, scenario 0). Scenario 6 is daarentegen een mogelijk toekomstige inrichting met een vernatting. Het beheerplan kan dus niet geëvalueerd worden aan de hand van de potentieverkenning, want beide hebben betrekking op een verschillende hydrologische toestand. Het is echter zinvol om na te gaan of het beheerplan al dan niet compatibel is met de toekomstige kansen voor vegetatieontwikkeling bij het vernattingsscenario. Daarbij dient de vraag gesteld of de inspanningen die worden geleverd binnen het kader van het huidige beheerplan ook na een eventuele implementatie van scenario 6 nog renderen.

De verleiding bestaat om deze vergelijking op perceelsniveau te doen. Dit is niet zinvol gezien de onzekerheden waarmee bij de potentieverkenning moet worden rekening gehouden. We moeten ons beperken tot de algemene patronen.

De vergelijking gebeurt op 3 manieren:

- 1) De analyse van de diepste grondwaterstanden (GLG) op de gemaaide delen volgens het beheerplan.
- 2) De vergelijking van de geplande eindvegetatie en de potenties zoals berekend met NICHE Vlaanderen
- 3) Het effect van het beheer op de potenties.

1) De analyse van de diepste grondwaterstanden (GLG) op de gemaaide delen volgens het beheerplan.

De laagste grondwaterstand (GLG) is bepalend voor de wijze waarop een perceel kan worden beheerd. Bij te ondiepe waterstanden kan niet meer machinaal worden gemaaid, wat de beheerkosten aanzienlijk verhoogt. De bodem speelt hierbij in principe ook een rol, vooral de zandigheid ervan is bepalend. In de Vallei van de Drie Beken komen de ondiepe grondwaterstanden echter niet voor op zandige gronden maar op veen, zoals aangegeven op de bodemkaart. Figuur 6-26 en Figuur 6-27 geven de grondwaterstanden op de intensief beheerde percelen voor de huidige toestand (scenario 0) en het vernattingsscenario (scenario 6).

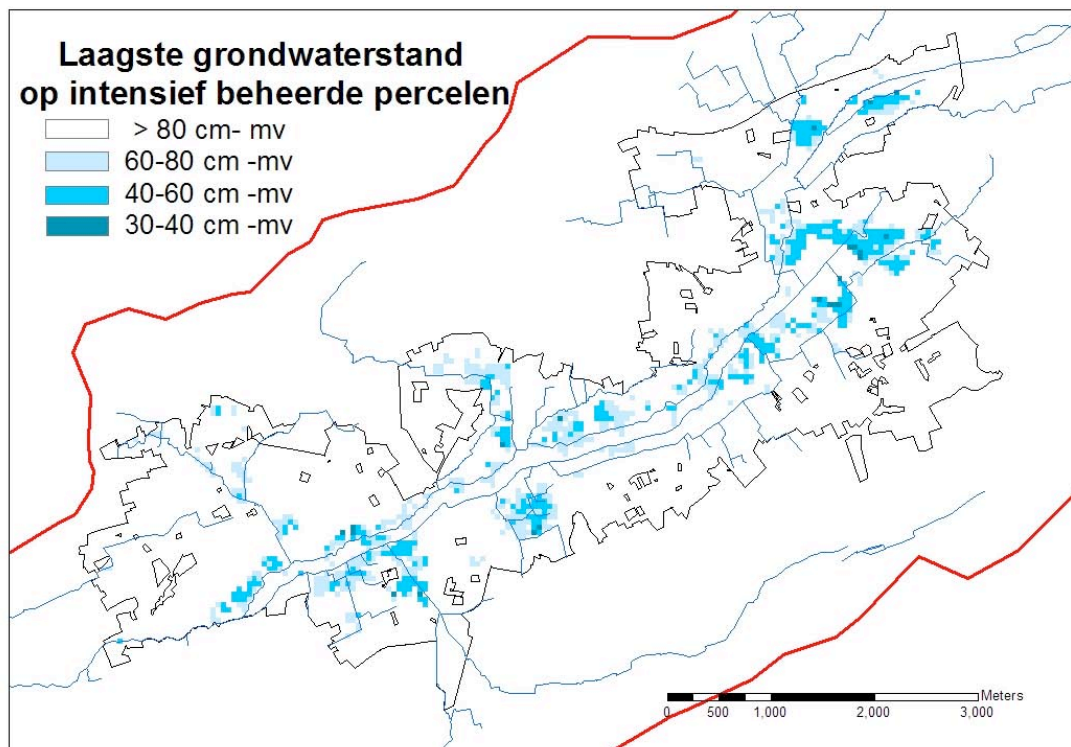
In het opwaartse deel van het studiegebied is er een lichte toename van percelen met ondiepe grondwaterstanden, maar dit is eerder beperkt. Logisch want daar zijn geen grote ingrepen voorzien. De voornaamste verhogingen situeren zich in het midden-stroomse gedeelte. Daar zullen aanpassingen van het beheer waarschijnlijk nodig zijn.

Tabel 6-5 vat de cijfers samen. In scenario 6 is op ongeveer 13 ha intensief beheerde percelen de diepste grondwaterstand minder dan 40 cm. Op deze toch eerder beperkte oppervlakte stellen zich vermoedelijk problemen met machinaal maaien. Deze situatie doet zich ook nu reeds voor in de vallei, maar de oppervlakte zou ongeveer verdubbelen. Er moet overwogen worden of het hoog frequent

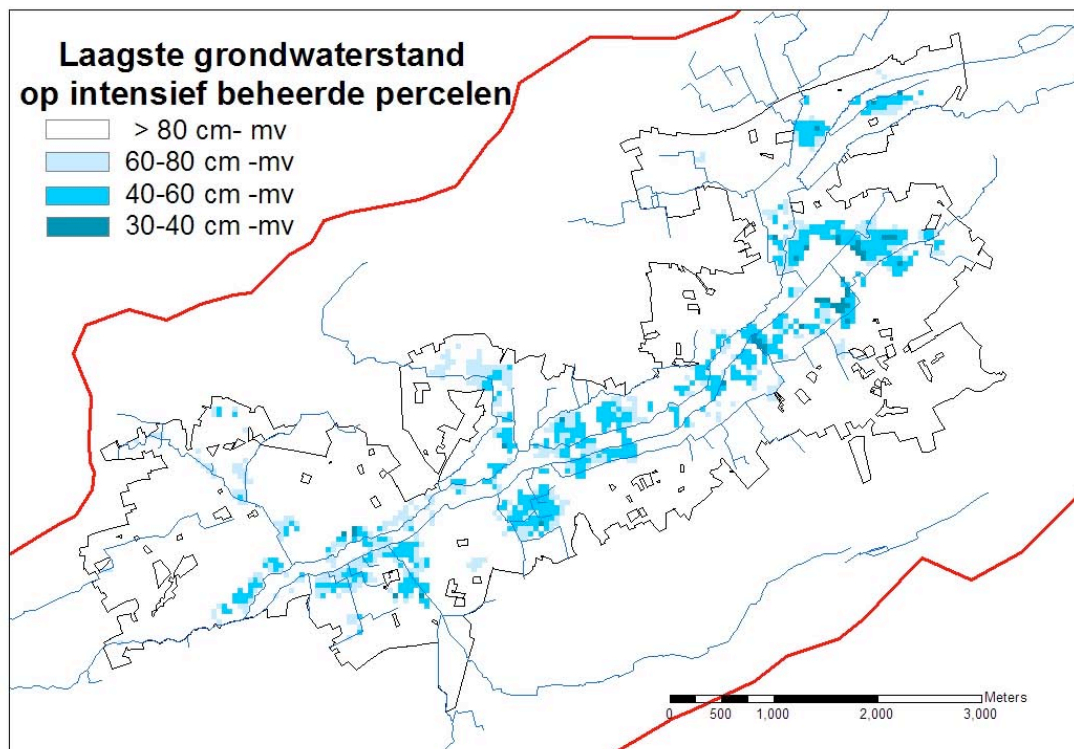
beheer op deze locaties kan worden aangehouden indien scenario 6 gerealiseerd wordt. Daarenboven zijn deze percelen eveneens geschikt voor de waardevolle vegetatietypes die minder intensief beheer vergen.

De hoogfrequent beheerde oppervlakte met laagste grondwaterstanden tussen 40 en 50 cm onder maaiveld bedraagt respectievelijk 43 ha en 74 ha in scenario 0 en 6. Dit is een zeer grote oppervlakte, die in scenario 6 bijna verdubbeld.

In bijlage 12 vindt men voor de belangrijkste vegetatietypes hun ecologische amplitude voor de Gemiddelde Laagste en Hoogste Grondwaterstand.



Figuur 6-26: Laagste grondwaterstand op intensief beheerde percelen in cm onder maaiveld bij scenario 0



Figuur 6-27: Laagste grondwaterstand op intensief beheerde percelen in cm onder maaiveld bij scenario 6

Tabel 6-5: Aantal ha per GLG klasse en per beheertype voor scenario's 0 en 6.

Scenario 0	GLG cm onder maaiveld				
ha	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70
geen beheer	0.0	8.5	44.5	46.0	45.0
laag frequent	0.0	1.5	8.5	5.8	9.3
begrazing	0.0	1.5	7.5	14.5	26.3
hoogfrequent	0.3	5.5	43.0	52.0	65.3
Scenario 6					
ha	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70
geen beheer	0.0	18.8	68.3	54.5	42.0
laag frequent	0.0	3.3	12.8	11.8	6.5
begrazing	0.0	2.3	9.3	20.3	33.0
hoogfrequent	0.8	12.0	73.8	71.0	65,3

2) De vergelijking tussen de natuurdoel- types in het beheerplan en de potenties berekend met NICHE Vlaanderen in scenario 6

De vegetatietypes zijn op verschillende wijze gedefinieerd in het beheerplan enerzijds en in NICHE Vlaanderen anderzijds. Om een vergelijking mogelijk te maken werd een correspondentietabel opgesteld (bijlage 13). Men moet er zich echter van bewust zijn dat dit geen perfecte

één op één relatie is. Bij de vergelijking werd rekening gehouden met de rechtstreekse invloed van overstromingen op de potenties. Sommige vegetatietypes kunnen niet optimaal ontwikkelen bij regelmatige overstromingen, andere hebben dan weer overstromingen nodig voor een goede ontwikkeling (De Nocker et al. 2007).

Het **Ruigte elzenbroekbos** heeft in het vallegebied grote potenties en het is dus niet verwonderlijk dat de geplande

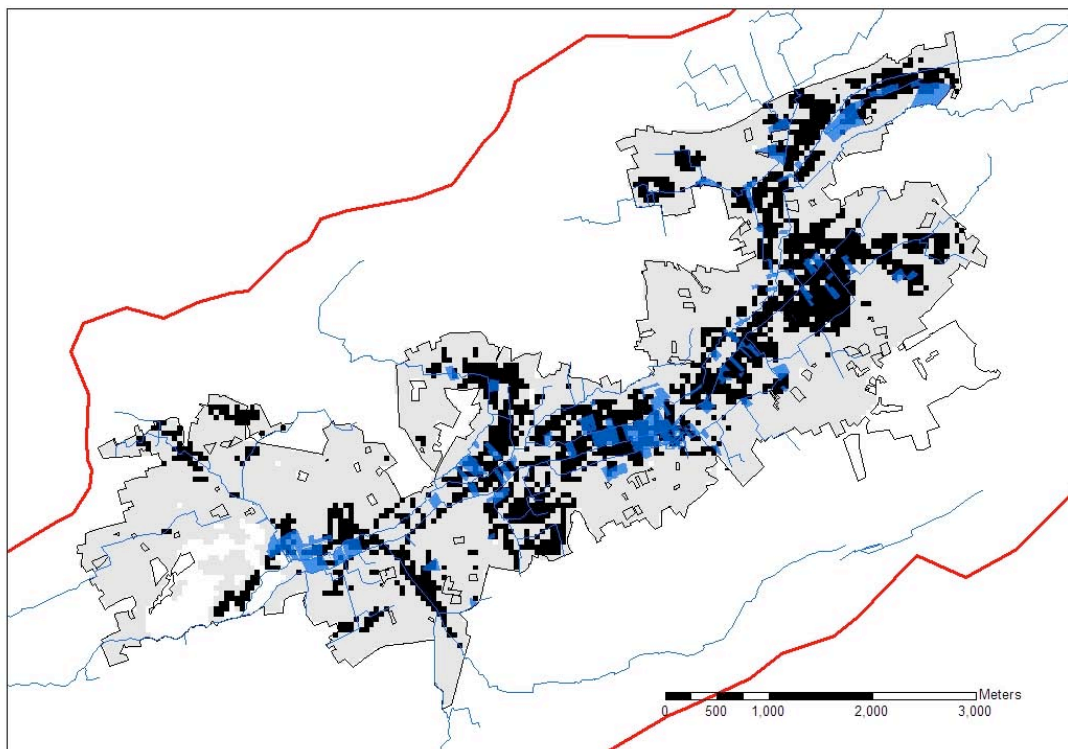
natuurdoeltypes van het beheerplan binnen de berekende zone met potenties vallen (Figuur 6-28).

Hetzelfde kan gezegd worden van het **Moerasspireaverbond** en het **Dotterbloemverbond**.

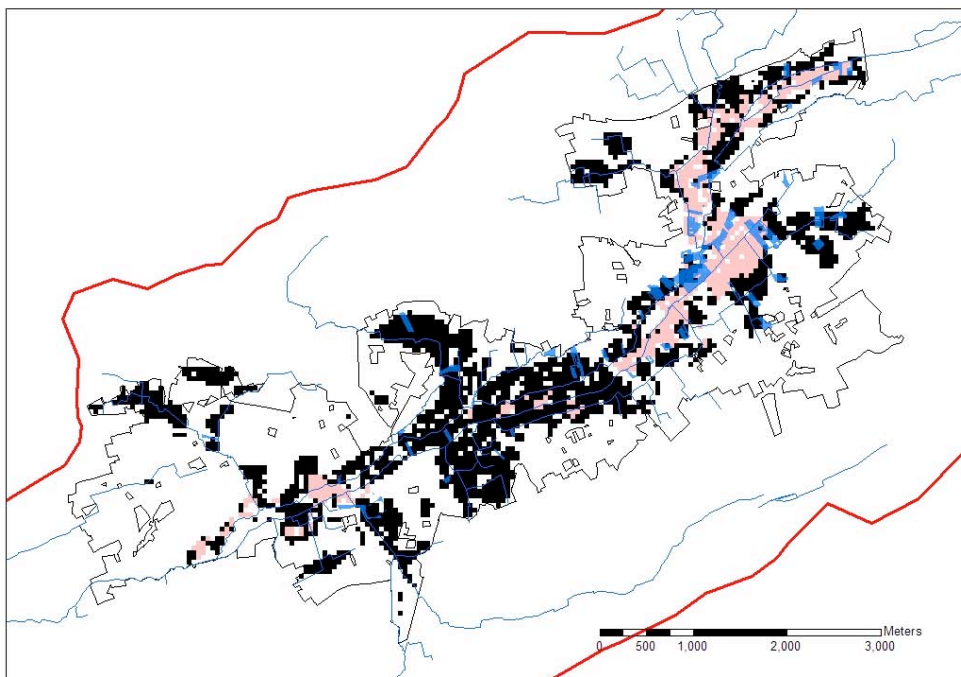
Voor de goede ontwikkeling van Moerasspirearuigte (Figuur 6-29) zijn overstromingen een beperkende factor. In het beheerplan is slechts een relatief kleine oppervlakte van dit vegetatietype voorzien, en een aantal van deze percelen liggen in de overstromingszone. Men kan verwachten dat het daar niet goed ontwikkelt en eventueel naar een rietruigte evolueert. Indien scenario 6 zou worden gerealiseerd

op het terrein, zou een deel van het geplande cyclisch beheer niet tot het gewenste resultaat leiden. Het is een optie om het beheerplan bij te sturen, en bijvoorbeeld meer cyclisch beheer te plannen in de omgeving van Paasdonk, waar geen overstromingen worden berekend en Moerasspirea goed kan ontwikkelen.

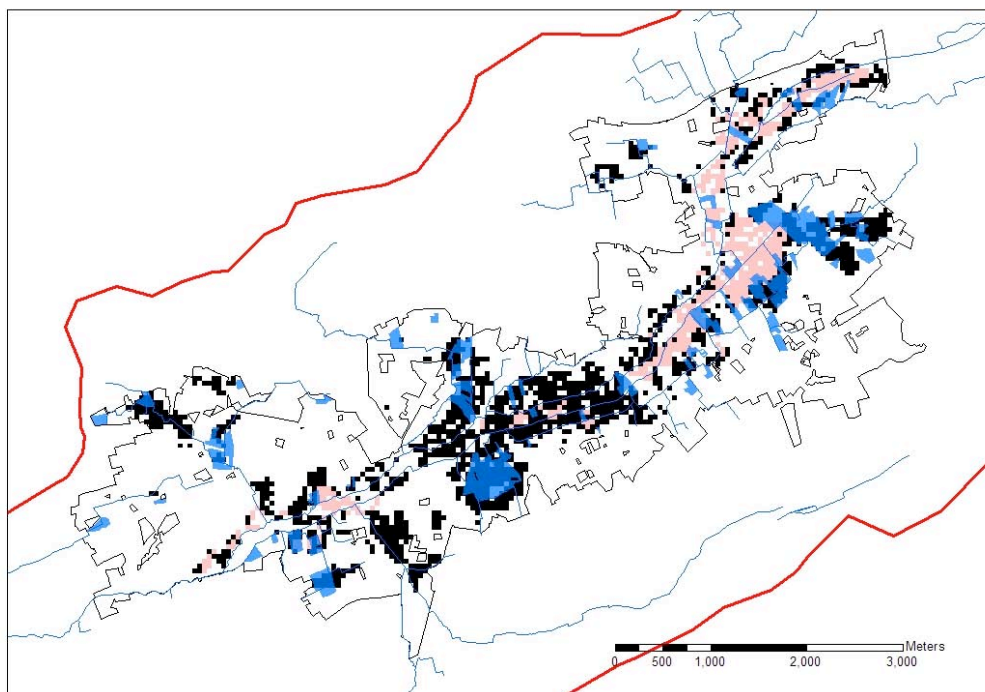
Hetzelfde geldt voor het Dotterbloemverbond (Figuur 6-30) zij het in mindere mate. De geplande percelen situeren zich meer op de randen van de vallei. In regelmatig overstroomde delen mag men eerder een ontwikkeling naar het Verbond van Grote Vossestaart of Grote zegge-vegetaties verwachten.



Figuur 6-28: Vergelijking van gepland Nitrofiel en/of overstroomd elzenbroekbos in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Ruigte elzenbroekbos (zwart) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.



Figuur 6-29: Vergelijking van geplande Rietrijke natte strooiselruigte in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Moerasspireaeverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.



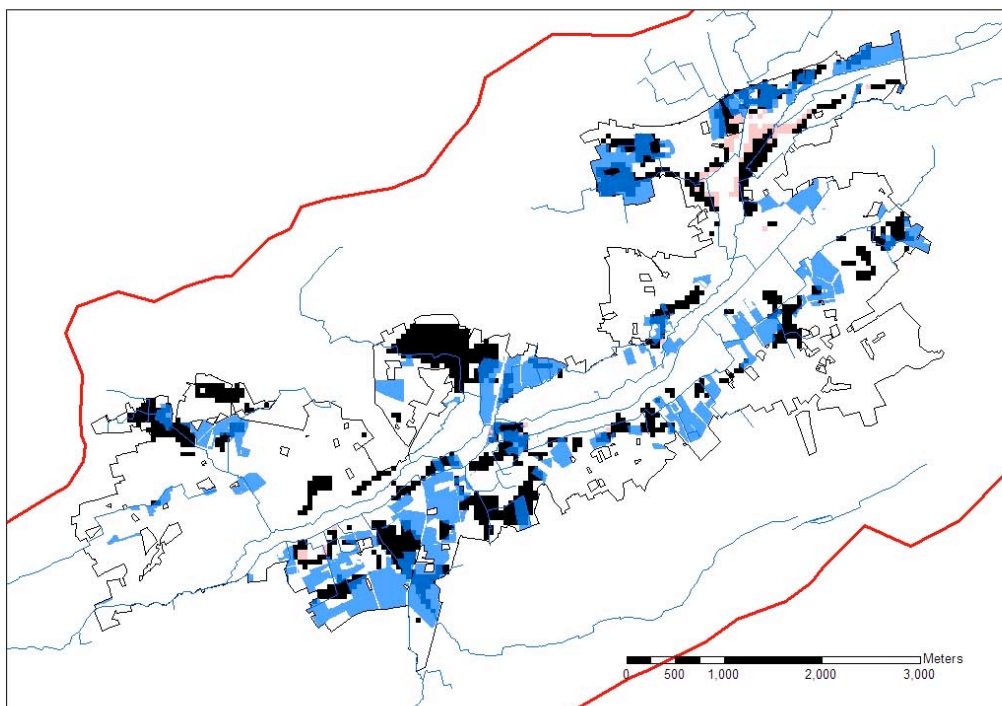
Figuur 6-30: Vergelijking van geplande Hc, Hmo,Ms in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Dotterbloemverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.

De lokatie van de geplande percelen met **Kamgrasland** (Figuur 6-31) vallen grotendeels samen met de potenties in scenario 6. In het zuidwestelijke deel van het studiegebied, in de omgeving van De Schansbeemden worden weinig potenties berekend voor Kamgras, maar daar heersen drogere condities die buiten het bereik van NICHE vallen.

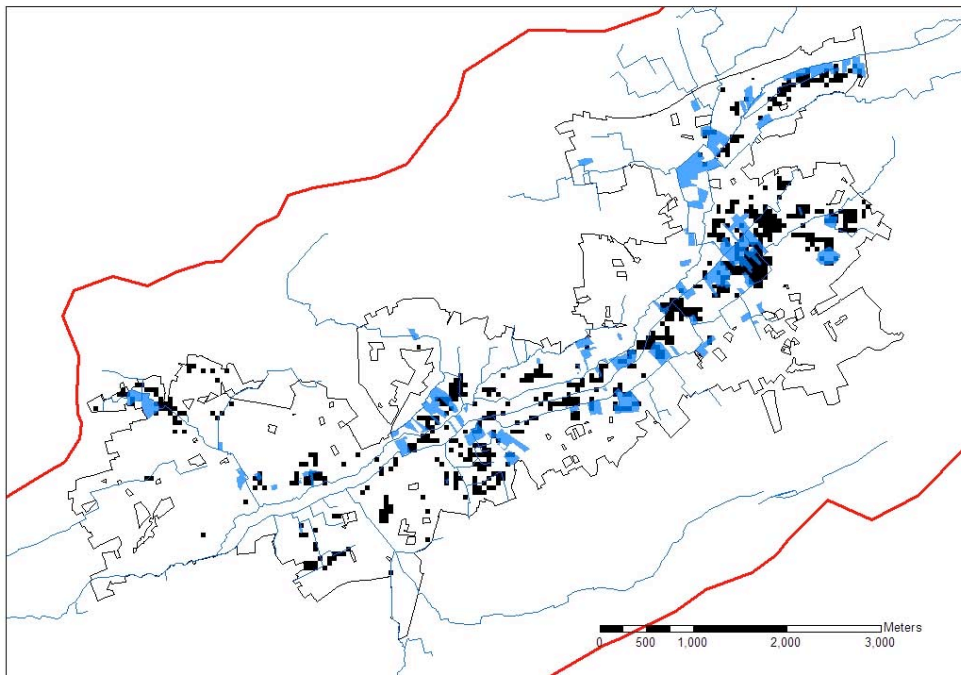
Voor **Mesotroof elzenbroekbos** (Figuur 6-32) zijn er grote discrepanties tussen beheerplan en de potentieberekeningen. Er worden niet veel potenties in het studiegebied berekend, en de locaties zijn sterk gefragmenteerd. Dit is ongetwijfeld voor een deel te wijten aan het feit dat in NICHE de potenties voor dit vegetatietype worden onderschat (zie deel 6.3.2.6). Indien we aannemen dat op plaatsen waar potenties zijn voor het Verbond van Zwarte zegge, ook Mesotroof elzenbroekbos kan voorkomen, dan is een betere overeenkomst. Enkel ten oosten van Deurne is een zone waar Mesotroof elzenbroekbos gepland is, maar waar geen potenties aanwezig zijn.

De voorziene **verlandingsvegetaties** met Riet en grote zeggen (Figuur 6-33) in het stroomopwaartse deel van het studiegebied komen overeen met potenties voor Grote zeggevegetaties met Riet of het Verbond van Scherpe zegge. Stroomafwaarts van Schouwbroek worden de mogelijkheden overschat in het beheerplan, zelfs in vergelijking met het vernattingsscenario. De omstandigheden zijn er niet vochtig genoeg.

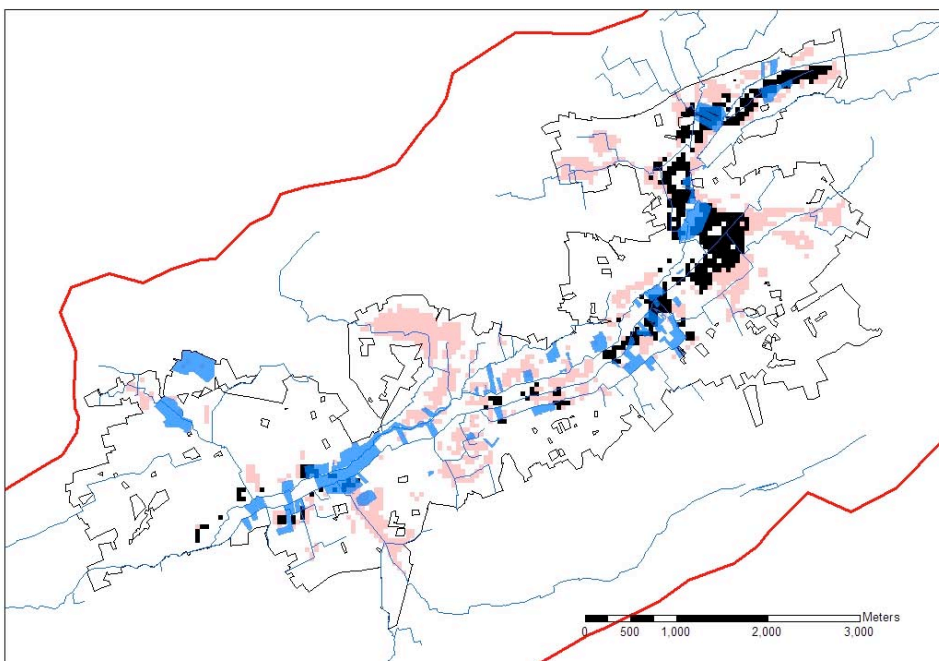
De doelen voor **Glanshavergrasland** (Figuur 6-34) ter hoogte van Schouwbroek in het midden van het rivierengebied zijn waarschijnlijk niet houdbaar als scenario 6 geïmplementeerd wordt. De versnipperde potenties die worden aangegeven, situeren zich daarenboven waarschijnlijk kort bij de limieten van de mogelijkheden voor dit vegetatietype. Bij uitvoering van scenario 6 kan men Glanshavergrasland beter hoger op de randen van de vallei plannen. De nu aangeduide percelen kunnen dan onder het maaibeheer evolueren naar Dottergrasland.



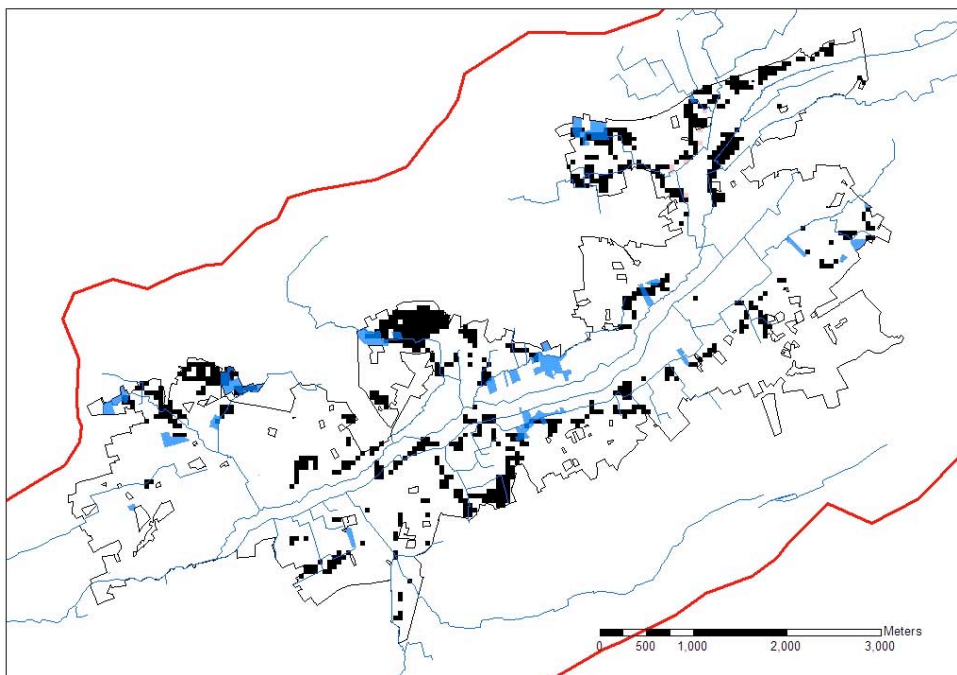
Figuur 6-31: Vergelijking van geplande Kamgraslanden in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Kamgrasverbond met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens aanwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.



Figuur 6-32: Vergelijking van gepland Mesotroof elzenbroekbos in het beheerplan (blauw) en de potenties van Mesotroof elzenbroekbos en het Verbond van Zwarte zegge (blauw) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.



Figuur 6-33: Vergelijking van geplande Verlandingsvegetaties met Riet en grote zeggen in het beheerplan (blauw) en de potenties van Grote zeggevegetaties met Riet en het Verbond van Scherpe zegge met optimale ontwikkeling (zwart) en minder goede ontwikkeling wegens de afwezigheid van overstromingen (roze) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.



Figuur 6-34: Vergelijking van geplande Glanshaverhooilanden in het beheerplan (blauw) en de potenties van het Glanshaververbond (zwart) bij scenario 6, berekend door NICHE Vlaanderen.

3) Het effect van het beheer op de kansen.

Bij de potentieberekeningen met NICHE zijn verschillende keuzes mogelijk:

- er wordt geen rekening gehouden met het geplande beheer of het directe effect van overstromingen op de potenties (wel met het effect van overstromingen op de trofiegraad en pHgraad van de standplaats)
- er wordt rekening gehouden met overstromingen: sommige vegetatietypes hebben regelmatige overstromingen nodig om zich goed te ontwikkelen, bij andere verhinderen overstromingen de goed ontwikkeling
- er wordt rekening gehouden met het geplande beheer.
- er wordt rekening gehouden met overstromingen in combinatie het geplande beheer.

Rekening houden met het beheer en overstromingen zorgen voor een beperktere potentieberekening. Figuur 6-35 tot Figuur 6-37 geven een aantal voorbeelden daarvan. Tabel 6-6 geeft een overzicht van de oppervlaktes die geschikt zijn voor de vegetatieontwikkeling als men rekening houdt met beheer en/of overstromingen bij scenario 6.

Het Dotterbloemverbond heeft ook de mogelijkheid om zich over grote oppervlaktes te ontwikkelen in de Vallei van de Drie Beken (Figuur 6-35). Regelmatige overstromingen in de omgeving van Schutshaag beperken daar de mogelijkheden, met een verschil van 120 ha voor de potenties. Het beheerplan voorziet relatief veel oppervlakte met hoogfrequent beheer, waardoor de mogelijkheden voor Dotterbloemverbond groot blijven: ongeveer 220 ha.

Ook **Moerasspirearuigte** heeft een brede ecologische amplitude voor meerdere standplaats variabelen en heeft mogelijkheden op grote oppervlaktes. Regelmatige overstromingen in de omgeving van Schutshaag beperken de mogelijkheid voor Moerasspirearuigte om zich optimaal te ontwikkelen. Dit geeft een verschil van 130 ha voor de potenties. Het beheerplan voorziet relatief weinig oppervlakte met cyclisch beheer, waardoor de mogelijkheden voor Moerasspirearuigtes sterk afnemen tot 23 ha.

Het **Verbond van Scherpe zegge** (Figuur 6-36) heeft potenties op ongeveer 350 ha. Het vegetatietype heeft overstromingen nodig om zich goed te ontwikkelen, waardoor de potentiële oppervlakte zich beperkt tot het overstromingsgebied en er nog 120 ha overblijft. Daarbuiten zal het vegetatietype niet zo goed ontwikkeld zijn. Het Verbond van Scherpe zegge kan voorkomen bij cyclisch beheer of bij begrazing. Uiteindelijk blijkt 51 ha over voor dit vegetatietype.

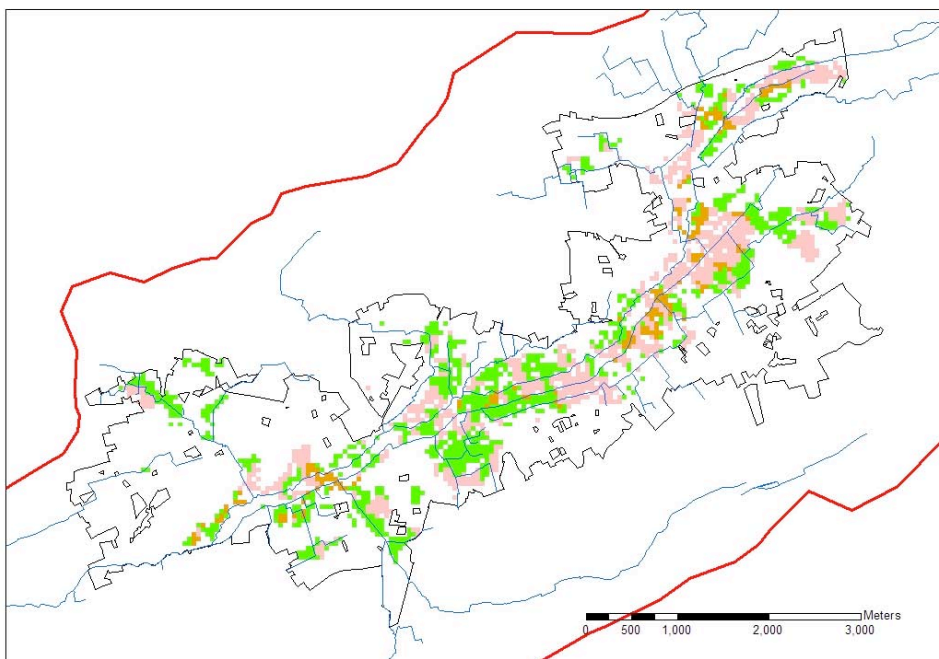
Het **Verbond van Zwarte zegge** (Figuur 6-37) heeft potenties op ongeveer 100 ha, maar ongeveer de helft daarvan ligt in overstromingsgebied, waar dit verbond zich moeilijk kan ontwikkelen. Buiten het overstromingsgebied is het beheer in belangrijke mate aangepast gezien nog 34 ha overblijft waar de standplaatscondities geschikt zijn.

Het **Ruigte elzenbroekbos** heeft potenties op bijna 500 ha. Ongeveer 180 ha wordt

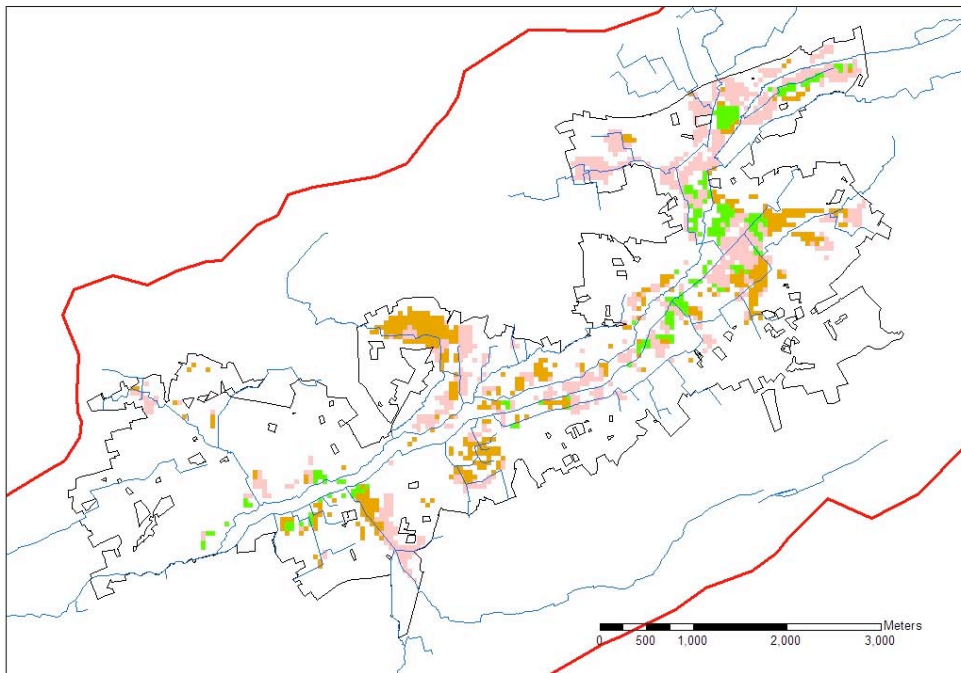
daarvan als bos voorzien in het beheerplan. Het vegetatietype is bestand tegen regelmatige overstromingen, maar heeft ze niet echt nodig.

Het **Mesotroof elzenbroekbos** kan zich op 60 ha goed ontwikkelen. Ongeveer de helft van die oppervlakte krijgt een gepast beheer.

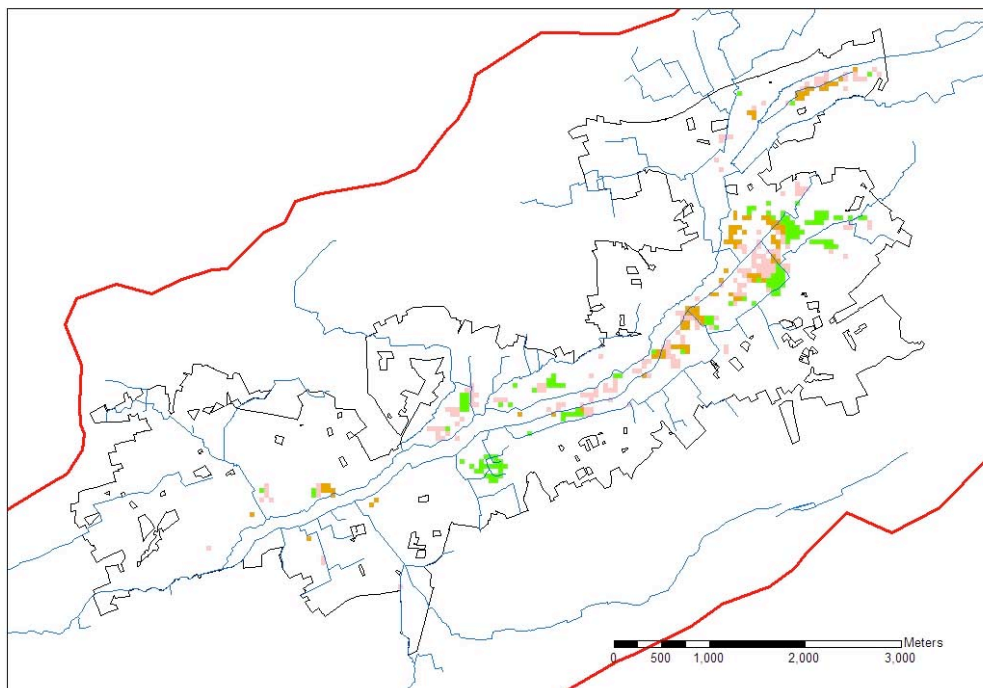
Voor **Kamgrasverbond en Glanshaver-verbond** is de standplaats op respectievelijk 200 en 320 ha geschikt. Overstromingen hebben hier nauwelijks invloed op omdat deze gebieden op de randen van de vallei zijn gesitueerd. Rekening houdend met het beheer blijft daar nog 140 respectievelijk 200 ha van over. Opgemerkt moet worden dat het de vochtige variant van beide vegetatietypes betreft. De drogere variant kan ook op minder vochtige locaties voorkomen, maar NICHE geeft daarvoor geen berekeningen.



Figuur 6-35: Zones waar het Dotterbloemverbond zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.



Figuur 6-36: Zones waar het Verbond van Scherpe zegge zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.



Figuur 6-37: Zones waar het Verbond van Zwarte zegge zich kan ontwikkelen. Roze: enkel standplaats geschikt; bruin: geschikte standplaats en beheer; groen: geschikte standplaats, overstromingstoestand en beheer.

Tabel 6-6: Oppervlakte aan kansen per vegetatietype in scenario 6 al dan niet rekening houdend met het effect van beheer of overstromingen (ha).

	geen effect	beheer	overstroming	beheer en overstroming
Mesotroof elzenbroekbos	60	27	60	27
Ruigte elzenbroekbos	473	178	473	178
Verbond van Scherpe zegge	368	168	119	51
Moerasspirea-verbond	655	37	522	23
Verbond van Zwarte zegge	106	58	57	34
Dotterbloemverbond	480	269	362	224
Glanshaver-verbond	208	137	210	137
Kamgrasverbond	327	210	307	200

6.4 Conclusies

In dit hoofdstuk werden de mogelijkheden voor hydrologische inrichting van de Vallei van de Drie Beken verkend in functie van de ontwikkeling van natuurlijke ecosystemen. Over de herinrichting van het gebied zijn de laatste jaren verscheidene ideeën gegroeid. Deze werden evenwel nog niet samengebracht in één concept en de consequenties ervan, zowel op vlak van hydrologie als op vlak van natuurontwikkeling, werden nog niet bestudeerd.

Met het oog daarop werd in dit project het beleidsondersteunend instrument 3BEKEN ontwikkeld bestaande uit drie modellen: twee hydrologische modellen en één hydro-ecologisch model. Zoals blijkt in deze studie is het een uiterst nuttig instrument dat in staat is om bij veranderingen in de inrichting en in de organisatie van waterlopen in het studiegebied, de gevolgen voor de algemene waterhuishouding én voor de kansen van vegetatieontwikkeling te evalueren. Natuurlijk moet er rekening gehouden worden met onzekerheden bij de berekeningen. De onzekerheden die gebonden zijn aan de parameterkalibratie van beide hydrologische modellen komen samen in de potentieverkenning met NICHE Vlaanderen. Ook bij dit laatste model moet met een aantal onzekerheden rekening worden gehouden. Het gevolg is dat de grote lijnen van deze potentieverkenning belangrijk zijn maar dat de resultaten niet op perceelsniveau geïnterpreteerd mogen worden. NICHE Vlaanderen berekent trouwens enkel of de standplaatskenmerken geschikt zijn voor een bepaald vegetatietype. Er wordt geen statistische kans op voorkomen bepaald en de verschillende mogelijke vegetatie-

types worden niet tegenover mekaar afgewogen. Het beleidsondersteunend instrument is wel zeer geschikt om gebieden of deelgebieden met elkaar te vergelijken en verschillende scenario's tegenover elkaar af te wegen, zoals in deze studie het geval is.

De bestaande ideeën over herinrichting werden geïncorporeerd in ontwikkelingsscenario's. Dit gebeurde in drie stappen.

Eerst werden vier verkennende scenario's ontwikkeld: de huidige toestand (scenario 0), de ruiming van de Grote Beek (sl) (scenario 1), een vernattingsscenario (scenario 2) en tenslotte een combinatie van scenario 1 en 2 (scenario 3).

Vervolgens werden een aantal testscenario's doorgerekend (scenario 4 en 5) met een toenemende graad van vernatting, met als doel de grenzen van vernatting in de vallei te verkennen.

Tenslotte werden op basis van deze ervaringen de volgende eindscenario's behouden:

- Scenario 0: huidige toestand;
- Scenario 7: ruiming Grote beek sl (cf scenario 1);
- Scenario 6: een vernattingsscenario.

De ruiming van de Grote Beek (sl) heeft een verdrogend effect op het valleigebied. Ongeveer 35 % van de oppervlakte ingenomen door Europese habitats aangepast aan vochtige of natte omstandigheden wordt droger met een daling van de gemiddelde grondwaterstand van 5 cm of meer. De kansen voor vegetaties van alluviale elzenbroeken, ruigten en graslanden verminderen met enkele tientallen ha. Het is duidelijk dat bij ruiming van de Grote beek mitigerende maatregelen dienen te worden voorzien die het negatieve effect van de ruiming com-

penseren. Beperkte vernattingsmaatregelen (zoals bijvoorbeeld in scenario 2 werden voorzien) volstaan niet om de negatieve gevolgen van scenario 1 te compenseren.

Uit scenario 2 werd geleerd dat de kansen voor goed ontwikkelde alluviale vegetaties bij bescheiden vernatting van de vallei niet zeer sterk toenemen. De maatregelen bieden geen voldoende meerwaarde op vlak van te verwachten vegetaties. Toch blijkt uit het testscenario 5 dat een aanzienlijke toename van de potenties van de vallei mogelijk is bij sterke vernattingen. Dit leidde tot een aangepast vernattings-scenario, waarbij de waterpeilen in de belangrijkste waterlopen aanzienlijk werden verhoogd: scenario 6.

De vernatting wordt modelmatig gerealiseerd door de bodem van de waterlopen te verhogen: vooral in de Kleine beek en de Middelbeek, maar ook in de middenloop van de Grote Beek. De mediaan waterpeilen nemen toe met 10 tot 50 cm vergeleken met de huidige toestand, maar blijven ruim onder de oeverwallen van de rivieren.

In scenario 6 nemen de kansen op overstromingen toe, maar de verschillen zijn niet zeer groot. Bij overstromingen met een grote terugkeerperiode (T100 bvb.) is er een toename van de overstroomde oppervlakte tussen Schutshaag en Schouwbroek. De oppervlakte die overstroomt met een korte terugkeerperiode (bv. T1) wijzigt enkel ten oosten van Deurne significant, ten gevolge van de afschaffing van de duiker van de Kleine Beek Meilrijk onder de Grote Beek. Deze bijkomende overstromingen situeren zich in alluviale bossen, gelegen in VEN en Habitatgebied, en grotendeels op percelen die reeds in eigendom van ANB zijn. De kansen voor oligotrofe en mesotrofe vegetatietypes zoals het Verbond van Zwarte zegge verminderen er ten gevolge van de hoge nutriëntenaanvoer.

De modellen tonen aan dat door de vernatting in scenario 6 geen bijkomende veiligheidsproblemen worden gecreëerd: noch met betrekking tot de vergunde gebouwen in de vallei, noch met betrekking tot de waterzuiveringsinfrastructuur.

De grondwaterpeilen stijgen vooral tussen Schutshaag en Schouwbroek, plaatselijk met meer dan 20 cm. Elders zijn de veranderingen niet groot. De vallei, en vooral tussen de 3 hoofdwaterlopen, wordt aanzienlijk natter en intensieve landbouwactiviteiten worden daar zeer moeilijk. De

verhoging van grondwater reikt plaatselijk tot buiten het visiegebied, maar de waterstand ligt daar voldoende diep om geen gevolgen te hebben voor de landbouwactiviteiten.

De kansen voor vegetatietypes met vochtige en natte standplaatsen nemen in scenario 6 aanzienlijk toe. Tussen 45 en 100 ha wordt beter geschikt voor vegetatietypes zoals Dottergrasland en Grote zeggevegetaties. Het areaal van Kleine zeggevegetaties verdubbelt bijna. Voor het Berkenbroekbos blijven de kansen echter vrijwel onbestaande. De vernatting van de veenbodems die in de vallei overheersen, is daarvoor niet uitgesproken genoeg. De beschikbaarheid van nutriënten in het gebied is daarenboven groot, vooral bij lagere waterstanden op veenbodems. Ook de mogelijkheden van het Mesotroof elzenbroekbos lijken niet drastisch toe te nemen. Vermoed wordt echter dat NICHE Vlaanderen deze kansen onderschat, gezien de kansen voor het Verbond van Zwarte zegge wel sterk toenemen en beide voor een groot deel vervanggemeenschappen van elkaar zijn.

De Vallei van de Drie Beken kreeg in 2007 een beheerplan. Het beheerplan werd opgesteld gebaseerd op de huidige inrichting van het valleigebied (huidige toestand, scenario 0). Scenario 6 daarentegen is een toekomstvisie met een waterloopinrichting gericht op vernatting. Er werd nagegaan of het bestaande beheerplan compatibel is met de toekomstige kansen voor vegetatieontwikkeling bij het vernattingsscenario en of de beheerinspanningen die worden voorzien bij de implementatie van de vernatting nog renderen. Dit blijkt in belangrijke mate zo te zijn, maar er zijn een aantal aandachtspunten die een bijsturing van beheerplan vragen.

De oppervlakte aan percelen waar intensief beheer gepland is met zeer ondiep grondwater neemt toe in scenario 6. De oppervlakte met grondwater dat in de zomer minder dan 40 cm diep staat bedraagt 13 ha, het dubbele vergeleken met de huidige situatie. Op ongeveer 85 ha zal grondwater minder dan 50 cm onder maaiveld staan, eveneens een verdubbeling. Mogelijk moet het beheer op deze percelen worden aangepast.

Het beheerplan wordt best ook bijgesteld in functie van de regelmatige overstromingen (jaarlijkse of tweejaarlijkse overstromingen). Vegetatietypes zoals Dottergrasland zullen in deze zones niet optimaal ontwikkelen en eerder evolueren naar Grote Vossestaartgraslanden of Grote zeggevegetaties. De Rietrijke natte strooiselruigten zullen dan weer sterk aanleunen bij Rietruigte. De kansen voor Moerasspirearuigten zijn in het

beheerplan sterk beperkt. Hoewel op meer dan 500 ha de standplaats geschikt is, laten overstromingen en vooral beheer slechts 23 ha daarvan toe doordat er zeer weinig cyclisch beheer is voorzien. Moerasspirearuigten meer in het zuidwesten plannen, buiten de berekende overstromingsgebieden, zou het beheerplan meer compatibel maken met scenario 6. Verlandingsvegetaties met Riet en grote zeggen die stroomafwaarts van Schouwbroek gepland zijn, zullen niet optimaal ontwikkelen. Niet alleen zijn er geen regelmatige overstromingen, maar ook de standplaatsen zijn, zelfs in scenario 6, op vele plaatsen niet nat genoeg voor dit vegetatietype.

Gezien de mogelijkheden voor oligotrofe en mesotrofe vegetatietypes, zowel bos als niet-bos, eerder beperkt zijn, is een afstemming van het perceelbeheer op deze types verantwoord. De drainage en zelfs de evacuatie van water afremmen, is hierbij een optie. De standplaatsen worden natter en mineraalarmer, en benaderen meer de vereisten van deze types. De percelen mogen niet in het bereik van de regelmatige overstromingen gelegen zijn wegens de aanvoer van nutriënten.

Tenslotte is het, gezien de vernatting, aangewezen om drogere graslandtypes zoals Kamgrasland of Glanshavergrasland systematisch op de randen van de alluviale vallei te plannen.

7 Algemene conclusies

De Vallei van de Drie Beken is een open gebied met weinig bebouwing en infrastructuur. Als confluëntiegebied speelt het een belangrijke rol in de waterhuishouding van de regio. De bergingscapaciteit van de natuurlijke overstromingszones in de Vallei van de Drie Beken heeft een regulerende werking op hoge afvoeren. Anderzijds herbergt het gebied belangrijke natuurwaarden. Grote delen hebben de bestemming natuurgebied of zijn omwille van hun groot ecologisch belang aangeduid als Europese Speciale Beschermingszone. Ze zijn tevens opgenomen in het Vlaams Ecologisch Netwerk. De regionale en internationale status is in belangrijke mate afhankelijk van het watersysteem.

Het gebied is in volle evolutie en is één van de aandachtsgebieden van ANB, waar een actief aankoopbeleid wordt gevoerd. Verwacht wordt dat de integrale toekomstvisie voor het gebied regelmatig zal moeten worden bijgesteld in functie van de veranderende randvoorwaarden, bijvoorbeeld met betrekking tot eigendomsstructuur of waterkwaliteit.

Dit onderzoek bestaat uit drie grote onderdelen:

- de studie van de kwaliteit van het oppervlaktewater en de inventarisatie van de knelpunten;
- de opmaak van een beleidsondersteunend instrument;
- de uitwerking van een herinrichtings-scenario.

De kwaliteit van het oppervlaktewater in de Vallei van de Drie Beken is één van de belangrijke knelpunten bij natuurontwikkeling. Ze varieert van matig tot zeer slecht. Geen enkele beek voldoet aan de normen voor basiskwaliteit. Dit staat in schril contrast met de ecologische en landschappelijke waarde van de vallei. Door frequente overstromingen en lokaal ook door infiltratie van beekwater naar het grondwater, heeft de slechte waterkwaliteit een negatieve invloed op de Europees beschermde natte natuur in de vallei. De slechte kwaliteit heeft twee belangrijke oorzaken. Enerzijds is er de lozing van een grote zoutvracht (CaCl_2) door Tessenderlo Chemie die gepaard gaat met te hoge cadmiumconcentraties. Anderzijds is er een zeer hoge belasting met huishoudelijk afvalwater. De oppervlaktewaterkwaliteit in de Vallei van de Drie Beken is ver verwijderd van de goede ecologische toestand die volgens de

Kaderrichtlijn Water tegen 2015 zou moeten worden bereikt. De verbetering van de waterkwaliteit in het gebied is een randvoorwaarde voor de implementatie van ontwikkelingsscenario's. In deze studie werd op basis van bestaande gegevens en nieuwe terreininventarisaties de problematiek helder in beeld gebracht. Ook werden de lopende en geplande initiatieven voor een verbetering van de waterkwaliteit en hun prioriteiten geanalyseerd. Er lijkt verbetering in zicht. Enerzijds is het mogelijk dat de zoutvracht en de cadmiumvracht van TC niet langer in de Winterbeek zal worden geloosd. Anderzijds zal een verdere uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur leiden tot een hogere zuiveringsgraad van het huishoudelijk afvalwater. Er werden dertien overblijvende knelpunten geïdentificeerd. Voor negen daarvan is reeds een oplossing voorzien. Voor de laatste vier knelpunten worden, naar aanleiding van dit onderzoeksproject, oplossingen uitgewerkt.

De slechte kwaliteit van het oppervlaktewater heeft gevolgen voor de bodem en het ondiep grondwater. Infiltratie en overstromingen met CaCl_2 -rijk oppervlaktewater zorgen voor een aanrijking van calcium en chloride in de bodem en het ondiep grondwater, vooral ter hoogte van Schutshaag waar de Grote Beek hoger dan het maaiveld stroomt. De chemische samenstelling van het grondwater lijkt complex. De vervuiling kan hiervoor ongetwijfeld als oorzaak worden aangeduid, maar ook de ingewikkelde topografische en geologische positie van het studiegebied speelt een rol: de aanwezigheid van geïsoleerde heuvelruggen op wisselende afstand van de vallei, de aanwezigheid van donken en oeverwallen met lokaal gestuurde waterstromen. Niettemin kan men concluderen dat het ionenarme grondwater het meest dominante natuurlijke grondwatertype is in het studiegebied. Enkel ter hoogte van Asdonk is het grondwater mineraalrijk door de aanwezigheid van een geologisch venster tussen de Formatie van Diest en de Formatie van Brussel,

Naast de inventarisatie van het oppervlaktewater werd het beleidsondersteunend instrument 3BEKEN ontwikkeld. De huidige instrumenten zijn onvoldoende uitgebouwd om de impact van herinrichtingen goed te kunnen inschatten en wijzigende beleidsvisies te onderbouwen. Er is nood aan een instrument om vraagstukken over de inrichting van het watersysteem van het gebied snel en gefundeerd te kunnen behandelen. 3BEKEN bestaat uit een modellentrein met drie onderdelen die op elkaar aansluiten en gegevens uitwisselen.

Het oppervlaktewatermodel (VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer) berekent de waterstanden in de waterlopen en de overstromings bij verschillende terugkeerperiodes. Aanzienlijke aanpassingen en nieuwe opmetingen waren nodig om de performantie van het oorspronkelijke model te verbeteren voor de lage debieten en waterstanden.

Het grondwatermodel. Een bestaand stationair grondwatermodel ontwikkeld in een Triwaco-omgeving werd geactualiseerd met nieuwe informatie en volledig opnieuw gekalibreerd op basis van nieuwe meetgegevens. Het model gebruikt de waterstanden in de waterlopen afkomstig van het oppervlaktewatermodel als randvoorwaarde, en berekent gemiddelde grondwaterstanden en kwelstromen.

NICHE Vlaanderen. Dit hydro-ecologisch model gebruikt informatie met betrekking tot de grondwaterstanden, de kwel en de overstroomde oppervlakte om bijkomende standplaatskenmerken, trofiegraad en zuurtegraad, te berekenen. Met al deze kenmerken wordt de geschiktheid van de standplaats getoetst voor 28 vegetatietypes.

De modellen zijn niet automatisch aan elkaar gekoppeld. De manier waarop de modellen dienen te worden ingezet en op elkaar aan te sluiten, wordt toegelicht in een handleiding. Met het beleidsondersteunend instrument 3BEKEN kunnen de hydrologische en ecologische gevolgen van inrichtingsmaatregelen van rivieren, beken en grachten worden geëvalueerd. Verschillende gebieden en deelgebieden worden met elkaar vergeleken en inrichtingsscenario's tegenover elkaar afgewogen.

Tot slot werd in deze studie een visie uitgewerkt voor de hydrologische inrichting van de Vallei van de Drie Beken. In totaal werden 8 scenario's bestudeerd, waarvan er uiteindelijk drie werden behouden en verder uitgewerkt: scenario 0, de huidige toestand; scenario 7, de ruiming van de Grote beek sl, scenario 6: een vernattingsscenario. Bij deze scenario's wordt telkens uitgegaan van een goede oppervlaktewaterkwaliteit.

Het slib van de Grote Beek (sl) is sterk vervuild en een sanering dringt zich op. De ruiming van de Grote Beek (sl) heeft echter een negatief aspect: ze heeft een verdrogend effect op het valleigebied tot gevolg. Ongeveer 35 % (bijna 100 ha) van de oppervlakte ingenomen door Europese habitats aangepast aan vochtige

of natte omstandigheden wordt droger. De kansen voor vegetaties van alluviale elzenbroeken, ruigten en graslanden verminderen met enkele tientallen ha. Het is duidelijk dat bij ruiming van de Grote beek mitigerende maatregelen dienen te worden voorzien die het effect van de ruiming compenseren.

De scenarioanalyse geeft aan dat beperkte ingrepen in het watersysteem gericht op vernatting, zoals herinschakelen van oude meanders of een beperkte verhoging van de waterpeilen, weinig ecologische meerwaarde bieden in het gebied. Drastischer peilverhogingen zijn daarvoor nodig, wat uiteindelijk resulteerde in scenario 6. Er kon worden aangetoond dat een significante vernatting in de Vallei van de Drie Beken mogelijk is zonder bijkomende veiligheidsrisico's te creëren: noch met betrekking tot de bewoning in de vallei, noch met betrekking tot de waterzuiveringsinfrastructuur. Intensieve landbouwactiviteiten in het centraal gedeelte van het valleigebied (tussen de beken) worden door de vernatting zeer moeilijk, maar buiten de perimeter van het visiegebied heeft de verhoging van grondwaterstand geen gevolgen voor de landbouwactiviteiten.

De grondwaterpeilen verhogen plaatselijk met meer dan 20 cm. Door deze vernatting neemt in scenario 6 de standplaatsgeschiktheid voor verschillende belangrijke vegetatietypes sterk toe. De instandhoudingsdoelstellingen van de Habitatrictlijn kunnen hierdoor beter gerealiseerd worden. De kansen voor vegetatietypes met vochtige en natte standplaatsen verhogen vooral in het centraal gedeelte van het studiegebied tussen Schutshaag en Schouwbroek, waar op het ogenblik de mogelijkheden nog beperkt zijn. Tussen 45 en 100 ha wordt beter geschikt voor vegetatietypes zoals Dottergrasland en Grote zeggevegetaties. Het areaal voor Kleine zeggevegetaties verdubbelt bijna. Voor het Berkenbroekbos en mogelijk ook voor het Mesotroof elzenbroekbos blijven na de vernatting de kansen eerder beperkt. Aanzienlijk hogere waterpeilen zijn daarvoor nodig in de veengronden. Om hun mogelijkheden te maximaliseren is een perceelbeheer gericht op vernatting, eventueel met regenwater, verdedigbaar. Dit is enkel zinvol buiten de gebieden met regelmatige overstromingen wegens de aanvoer van nutriënten.

Het beheerplan voor de Vallei van de Drie Beken is opgemaakt met de huidige inrichting van het valleigebied voor ogen. Er zijn evenwel geen grote tegenspraken tussen de potenties in de Vallei van de Drie beken bij scenario 6 en het bestaande beheerplan. Bij

uitvoering van de vernatting moet het beheerplan evenwel lokaal worden bijgestuurd, met de volgende krachtlijnen.

Voor percelen waar intensief beheer wordt gevoerd, moet geëvalueerd worden of dit beheer nog haalbaar is met de hogere grondwaterstanden in de zomer. Van deze wordt verwacht dat ze over grotere oppervlaktes centraal in de vallei zullen optreden.

De doelen voor de drogere graslandtypes zoals Glanshavergrasland en Kamgrasland die centraal in het valleigebied zijn gelegen, zijn bij implementatie van het vernattingsscenario niet langer haalbaar. Ze worden beter op de randen van de vallei gepland.

Een ander aandachtspunt zijn de regelmatigste overstromingen (jaarlijkse of tweejaarlijkse overstromingen) die bepalend zijn voor de al dan niet optimale ontwikkeling van bepaalde vegetatietypes. Onder andere Dottergrasland en Rietrijke natte strooiselruigten worden in toekomstige overstromingsgebieden gepland, waar ze waarschijnlijk tot andere verwante vegetatietypes zullen ontwikkelen. Goed ontwikkelde varianten worden beter meer in het zuidwesten van het studiegebied gepland, bijvoorbeeld nabij Paasdonk

Referenties

- Aeolus (2005) Inrichtings- en beheerplan van de Vallei van de Drie Beken, voorstudie. Aeolus
- Aeolus (2006) Beheerplan Vallei van de Drie Beken, Aeolus
- Bervoets L., Schneiders A. (1990). Onderzoek naar de verspreiding en typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse Gewest. Algemene methodologie, tweede versie. Universitaire Instelling Antwerpen
- Butaye J., Lambrechts J., Gabriels J., Hermy M. (2003) Studie van het abiotisch en biotisch milieu in de 'Vallei van de 3 Beken', Katholieke Universiteit Leuven en Aeolus.
- Callebaut J., De Bie E., De Becker P., Huybrechts W. (2007). NICHE Vlaanderen. SVW 1-7. Brussel.
- CIW (2006) Demerbekken, Deelbekken-beheerplan Winterbeek/Ossebeek, CIW
- De Becker P., Huybrechts W. (1997). Het Walenbos: ecohydrologische atlas. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud, 1997(03).
- De Becker P., Huybrechts W. (2000). Vallei van de Zwarte Beek: ecohydrologische atlas. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud, 2000(16). Brussel
- De Becker P., Huybrechts W. (2000). De Doode Bemde : ecohydrologische atlas. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud, 2000(13). Brussel
- De Nocker L. et al. (2007) Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw. Vito 2007/IMS/R/333.
- Ecolas (2003) Verkennend bodem-onderzoek van de valleigronden en oevers van het stroomgebied van de Winter-Grote Beek, Zwart wateren Hulpe tussen Tessenderlo en Zichem, Ecolas
- Envico en Aquadvice (2000) Oppervlaktewaterkwantiteitsmodelleringen 1997-Perceel 9: stroomgebied van de Winterbeek – Kleine Beek. Envico en Aquadvice
- Haskoning (2003) Ecologische inventarisatie en visievorming in het kader van het integraal waterbeheer, stroomgebied van de Winterbeek. Haskoning
- Haskoning (2004) Kalibratie grondwatermodel Winterbeek, Haskoning
- Huybrechts W., De Becker P. (1997). Dynamische en chemische kenmerken van het ondiep grondwater in kwelsystemen : het Walenbos (Tielt-Winge). Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 5. Brussel.
- Locher W.P., de Bakker H. (1990) Bodemkunde van Nederland. Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch
- McWorter, D.B., Sunada. D.K. (1977) Groundwater and Hydraulics, Water Resources Publications, Fort Collins, CO.
- Mertens W., Meire P. (2001). Ontwerp van ecosysteemvisie voor de Vallei van de Zwarte Beek. Universiteit Antwerpen (UA), Wilrijk.
- Rhoades J.D. (1978) Monitoring soil salinity: A review of methods. In: L.G. Everett and K.D. Schmidt (ed.), Establishment of water quality monitoring programs. American Water Source Association, St Paul, MN.
- Rhoades J.D. (1981) Predicting bulk soil electrical conductivity versus saturation paste electrical conductivity calibrations from soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 42-44.
- Rodwell J.S. (ed) (1991) British Plant Communities Volume 1 Woodlands and scrubs Cambridge University Press, Cambridge.
- Schneiders A., Wils C. (1995). Finalisering: onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse Gewest. Universitaire Instelling Antwerpen.
- Technum (2005) Waterhuishoudingsplan van de VHA 664, stroomgebied van de winterbeek, Technum.
- Timmerman A., Joris I., Waegeneers N., Feyen J (2003). Evaluatie van de fysico-chemische toestand van de Vallei van de Winterbeek. Aminoal, Brussel.
- Van Hoorn J.W. (1980) The calibration of four-electrode soil conductivity measurements for determining soil salinity. Reprinted from Inter Symp. Salt-Affected Soils. Karnal. India. P 148-156.
- Vandersluis P., Degruijter J.J. (1985) Water table classes – a method to describe seasonal fluctuations and duration of water tables on Dutch soil maps. Agricultural Water Management, 10, 2, 109-125.

