

# Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Mensen en watersystemen: duurzaam te combineren!?

Gasteditors: Patrick Meire en Eric de Deckere







# **Congres Watersysteemkennis 2006/2007**

Mensen en watersystemen: duurzaam te combineren!?

Gasteditors: Patrick Meire en Eric de Deckere



**Tijdschrift over integraal waterbeleid**

**Nummer 33**

**Jaargang 2007**

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

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

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

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

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

#### **Samenstelling Wetenschappelijk Comité:**

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

#### **Samenstelling redactieraad WATER:**

Hoofredacteur:  
Michel Bruyneel

Leden:

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

#### **Samenstelling Organisatiecomité:**

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

Tijdschrift over  
integraal waterbeleid  
in samenwerking  
met de CIW



Coördinatiecommissie  
Integraal Waterbeleid

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

# Voorwoord



## Mensen en Watersystemen

Mensen en watersystemen zijn van oudsher onlosmakelijk met elkaar verbonden. Het vinden en beschermen van dit evenwicht is dan ook een enorme uitdaging en vormt een hoeksteen van duurzame ontwikkeling. Watersystemen voorzien ons direct en ondirect in tal van goederen en diensten, gaande van voedselvoorziening tot transport en recreatie. Toch zijn vele van deze diensten bedreigd en zijn ze moeilijk te vervangen. Op deze laatste studiedag werd getracht om de link te leggen tussen gezonde watersystemen en maatschappelijk welzijn.

Voldoende water van goede kwaliteit heeft altijd al een enorme rol gespeeld in de geschiedenis van de mens. Dit zuiver water is echter steeds schaarser en wordt heden ten dage bedreigd met steeds complexere en meer persistente vormen van vervuiling. Welke doelstellingen zijn nodig, op welke basis worden deze bepaald en hoe bereiken we de doelstellingen?, zijn enkele fundamentele vragen.

De Kaderrichtlijn Water bekrachtigt met de "2015-doelstelling" een ambitieus maar noodzakelijk doel: voldoende zuiver water. De Kaderrichtlijn gaat echter een belangrijke stap verder en vereist ook het bereiken van de goede ecologische toestand van de watersystemen. Immers, het is al lang duidelijk dat een goede waterkwaliteit onlosmakelijk verbonden is met een goed functionerend ecosysteem. Naast deze brede ecologische doelstellingen vereist het multifunctioneel gebruik uiteraard ook nog vele doelstellingen ten aanzien van veiligheid, bevaarbaarheid, watervoorziening, recreatie etc. Dit alles vereist naast planning en organisatie, een gedegen monitoring en een adequaat beheer van kennis en informatie. Welke kennis is er in de toekomst nodig om deze doelstellingen te bepalen en hoe gaan we efficiënt om met deze informatie?

Een belangrijke evolutie betreft een economische analyse van het waterbeheer. Wat zal de maatschappelijke kost zijn van de inspanningen die geleverd moeten worden om de vele doelen te bereiken? Hoe worden maatregelen en middelen optimaal ingezet? Initiatieven voor evaluatie van kosten en baten van gezonde watersystemen worden genomen. Dit zal echter ook afgewogen moeten worden tegen de kost van het niet behalen van de goede waterkwaliteit. De verstoring van het globale watersysteem door klimaatverandering toont ons dat er enorme implicaties zullen zijn op verschillende aspecten van het maatschappelijk welzijn zoals veiligheid, voedselvoorziening etc.. Maar ook op lokale schaal hebben ecosysteem diensten en hun samenhang met gezonde watersystemen een enorm economisch en maatschappelijk belang. Niettemin is hierover slechts weinig bekend in Vlaanderen en dient men ook hiervoor initiatieven te nemen ter verbetering en verdieping van onze kennis.

De eerste generatie bekkenbeheerplannen (BBP) zijn gemaakt en dienen nu uitgevoerd te worden. De opvolging en evaluatie van deze eerste bekkenbeheerplannen is noodzakelijk om de volgende generatie BBP te verbeteren. Welke watersysteemkennis en draagvlakontwikkeling is nodig om een nog ambitieuzer beleid mogelijk te maken? Een kritische evaluatie vanuit een theoretisch conceptueel kader dient vertaald te worden naar enerzijds een pragmatische en haalbare invulling en anderzijds de ontwikkeling van nieuwe kennis en inzichten.

P. Meire  
*Universiteit Antwerpen*  
*Departement Biologie*  
*Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer*

# Inhoud

## ARTIKELS

- 
- 1 **De 'sanitaire revolutie': een vergeten les voor de 21<sup>ste</sup> eeuw**  
*R. Vannevel*
- 
- 9 **Hebben we voldoende proper water in 2015?**  
*I. Dieltjens, J. Emery en V. Van Den Langenbergh*
- 
- 14 **Risico-evaluatie: doelstellingen formuleren, scenario's analyseren**  
*W. Vanneville*
- 
- 19 **Ecosysteem services: welke, waar en hoeveel, kan dat gemeten worden?**  
*P. Meire*
- 
- 25 **Wat is de maatschappelijke waarde van waterlopen met goede ecologische kwaliteit ?**  
*L. De Nocker, S. Broekx en I. Liekens*
- 
- 30 **Naar een evenwaardige beoordeling van ecologische, economische en sociale effecten van de toename aan overstromingen door de klimaatverandering: het ADAPT-verhaal**  
*I. Coninx, L. De Smet en R. De Sutter*
- 
- 37 **Het opstellen van kosteneffectieve maatregelenprogramma's met behulp van het milieukostenmodel**  
*S. Broekx, D. Beheydt, E. Meynaerts en P. Vercaemst*
- 
- 43 **De bekkenbeheerplannen brengen integraal waterbeleid in de praktijk**  
*J. Vanvelk en K. Gevers*
- 
- 47 **De werking van de bekkenstructuren**  
*B. Abrams*
- 
- 50 **Een conceptueel planningsmodel voor integraal waterbeheer**  
*J. Staes en P. Meire*
- 
- 58 **Databeheer bij het Waterbouwkundig Laboratorium – de link tussen hydrologie en mythologie?**  
*P. Viaene, K. Beys, K. Van Eerdenbrugh en F. Mostaert*
- 
- 65 **Data, kennis en beleid**  
*J. Berlamont*
-

# De 'sanitaire revolutie': een vergeten les voor de 21<sup>ste</sup> eeuw

*De sanitaire revolutie, de gecombineerde ontwikkeling van de drinkwater- en afvalwaterproblematiek die zich in het Engeland van de 19<sup>de</sup> eeuw voltrok, is niet enkel vanuit historisch oogpunt interessant. De talrijke innovaties op milieutechnisch, medisch en bestuurlijk vlak hebben wereldwijd ingang gevonden en zijn ook vandaag nog van toepassing. Het geldt als een van de belangrijkste ontwikkelingen ooit op het vlak van de volksgezondheid. Verontrustend is echter dat dergelijke 'revoluties', gekenmerkt door een dramatische sociale achteruitgang en milieuverloeding, zich sedertdien ontelbare malen hebben herhaald en zich nu mondiaal vooral in de wereldsteden manifesteren. Uit de analyse van het proces blijkt het gebrek aan aandacht voor en kennis van het watersysteem, waarbij vooral de economie primeert op het milieu. Dergelijk onevenwicht tussen het economisch, sociaal en natuurlijk kapitaal hypothekeert een proactieve aanpak. De kennis van de watersystemen is relatief jong en ondanks de veelheid aan data en methoden, hinken de ontwikkeling en de integratie van deze kennis achterop om ook aan de nieuwe milieuproblemen het hoofd te bieden. Naast deze onvolledige thematische integratie is ook de bestuurlijke integratie nog volop in ontwikkeling. Beide zorgen er voor dat de informatieoverdracht en de beleidsuitvoering met het internationale niveau nog niet gestroomlijnd verloopt. Ook op mondiaal niveau is er een groot niveauverschil tussen de economie en het milieubeleid, hetgeen duurzame ontwikkeling in de weg staat.*

*Een efficiënt milieubeleid dient sturend en kosteneffectief te zijn. Functies en functietoekenningen aan watersystemen, doorvertaald naar milieukwaliteitsnormen zijn een noodzakelijke stap in het opstellen van water- en vrachtenbalansen die toelaten de nodige vrachtreducties te berekenen. In de combinatie met waterrekeningen ligt de mogelijkheid om sturend op te treden en ook de complexere mondiale milieuproblemen aan te pakken.*

De sanitaire revolutie van de 19<sup>de</sup> eeuw wordt als opstap gebruikt om inzicht te krijgen in de huidige watervraagstukken. Vanuit een breder perspectief wordt vastgesteld dat nieuwe milieuproblemen veelal een gelijkaardige ontstaansgeschiedenis hebben en zich ruimtelijk, temporaal en thematisch herhalen. De essentie van het probleem is te herleiden tot de ongelijke ontwikkelingen binnen en tussen de natuurlijke en de economische kapitalen. De moeilijkheid om sturend en proactief op te treden ten aanzien van deze milieuproblemen geldt vandaag nog steeds. Cruciaal binnen het thema water is het kunnen beschikken over water- en vrachtenbalansen en waterrekeningen.

## Een industriële en een sanitaire revolutie!

Zelfs indien alle werelddelen in beschouwing worden genomen en dit over een periode van bijna 3000 jaar, tekent zich tussen 1760 en 1880 in het 'Europese hart van de vooruitgang' een opmerkelijke wetenschappelijke en technologische ontwikkeling af. Binnen deze ontwikkelingskern – een veelhoek begrensd door Glasgow, midden-Frankrijk, Napels, Wroclaw en Denemarken – spannen Engeland en Schotland de kroon met ondermeer Michael Faraday en James Maxwell in de fysica en James Watt, Richard Arkwright en John Stephenson in de technologie. De stoommachine van James Watt (1764) gaf de aanzet voor wat later de Industriële Revolutie zou heten, met de eerste toepassingen in de mijnbouw (drainering) en de watervoorziening van de steden. In feite was dit het logisch gevolg van de technologische vernieuwingen van de 17<sup>de</sup> en de 18<sup>de</sup> eeuw om water met een aanzienlijk niveau-

verschil op te pompen. Reeds in 1726 werd het watervoorzieningsstelsel van Londen geprezen.

De industriële ontwikkelingen leidden in Europa eind de 18<sup>de</sup> eeuw en begin 19<sup>de</sup> eeuw tot een volksverhuizing naar de steden. In 1800 was Londen met 1 miljoen inwoners de grootste stad ter wereld. De urbanisatie kon deze toevloed niet aan, waardoor de arbeiders in armoedige en onhygiënische omstandigheden verzeild raakten. Zowel de economische expansie als de bevolkingstoename deden de vraag naar water onevenredig stijgen, in de hand gewerkt door de introductie van sanitaire voorzieningen als toiletten (1775) en baden (na 1860). Het water diende daardoor over een steeds grotere afstand te worden aangevoerd. In Londen werd in 1886 dagelijks 0,7 miljoen m<sup>3</sup> water verbruikt. Dit is vergelijkbaar met het huishoudelijk drinkwaterverbruik in Vlaanderen anno 2000.

Watergebruik en waterverbruik – of – drinkwater en afvalwater zijn als de keerzijden van eenzelfde medaille. Wat als sanitaire revolutie gekend staat, is het complexe geheel van de ontwikkeling van en de wisselwerkingen tussen enerzijds de drinkwatervoorziening en anderzijds de afvalwaterbehandeling. Dit gaf aanleiding tot tal van technische, wetenschappelijke en bestuurlijke innovaties en door de technologische vernieuwingen inzake sanitatie verkreeg Engeland een dominante marktpositie op dit vlak. Zo werd inzake drinkwatervoorziening de aanzet gegeven voor waterfiltratie door middel van percolatie, met een filterreiniging door middel van reversibele spoeling (1791). Nadien volgden ook de drinkwaterbereiding door middel van zandfiltratie (1820), alsook het gebruik van gietijzeren buizen voor de



waterdistributie (1820). Op het vlak van sanitaire voorzieningen was er de (her)uitvinding van de WC's ('water closet') in 1775, nadien verbeterd met de (waterbesparende!) toepassing van een vloetersysteem. Innovaties met betrekking tot afvalwaterafvoer waren ondermeer de ontwikkeling van rioleringsnetwerken (met het systeem van knooppunten en mangaten), het principe van de hoofdriolen, de introductie van het gescheiden rioleringsstelsel (afzonderlijke afvoer van hemelwater en afvalwater; 1852), de omvorming van hemelwaterriolen naar afvalwaterriolen (met invoering van de ovale vorm van de afvalwaterriolen) waarbij werd uitgegaan van het idee van riolering als een watertransportsysteem (1815). Op het vlak van de afvalwaterbehandeling was er de ontwikkeling van bacteriebedden en technieken inzake slibverwerking (1850). Vernieuwend was ook de verbetering van de hydrant en de introductie van de haspel op het domein van de brandbestrijding.

De cholera-epidemieën – de 'Aziatische cholera' - die in de 19<sup>de</sup> eeuw Europa teisterden, waren een directe aanleiding tot het ontstaan van bacteriologie als wetenschappelijke discipline. De sanitaire revolutie die zich in Engeland voltrok geldt daarmee als een van de belangrijkste ontwikkelingen van de laatste 200 jaar op het vlak van de volksgezondheid. Na de eerste epidemie van omstreeks 1831 duurde het nog jaren vooraleer men de oorzaak, naast de onhygiënische leefomstandigheden, bij de waterverontreiniging legde. De Londense anesthesist John Snow en de statisticus William Farr legden het verband tussen de choleraslachtoffers, de drinkwatermaatschap-

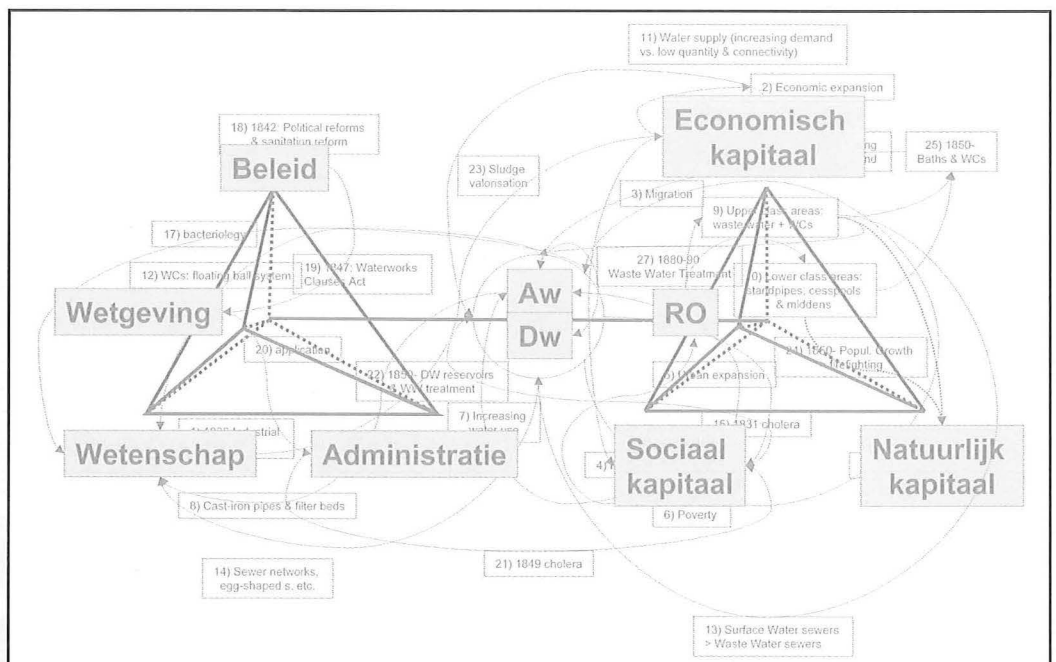
pijen en de plaats waar deze hun oppervlaktewater onttrokken.

In de schaduw van de sanitaire revolutie voltrok zich ook een bestuurlijke omwenteling. Door de intense competitiestrijd tussen de drinkwatermaatschappijen - in Londen waren niet minder dan 8 private drinkwatermaatschappijen actief - was de organisatie van de watervoorziening chaotisch met alle gevolgen van dien voor de volksgezondheid. Eerst was er de oproep tot meer private samenwerking, later werd aangestuurd op een controle door de overheid. De complexe situatie in Londen vereiste een bestuurlijke centralisatie, zo vond Edwin Chadwick, hetgeen leidde tot de *Public Health Act* van 1848 en de *Waterworks Clauses Act* van 1847. De *Waterworks Clauses Act* omvatte zowel de constructie van waterbouwkundige werken als de aanleg van buizen, de installatie van hydranten, de bescherming en verontreiniging van het water en de water-taksen. De *Waterworks Clauses Act* (1847) mag wellicht als een eerste illustratie van de moderne milieuwetgeving worden beschouwd. Maar belangrijkste in deze was dat de watermaatschappijen een constante watervoorziening dienden te verzekeren, d.w.z. in voldoende hoeveelheid en met een aanvaardbare druk. Vooral vanuit de lagere bevolkingsgroepen was er kritiek op de hoge prijs die stond voor een gebrekkige dienstverlening (voldoende water met een constante druk en van goede kwaliteit). Uiteindelijk zou de stem van de minder gegoeden doorklinken in de parochiale raden en in 1902 leiden tot de deprivatisering van de drinkwatermaatschappijen.

Figuur 1. Overzicht van de processtappen van de industriële en sanitaire revolutie in relatie tot de factoren binnen het bestuurlijk kader (links) en het kapitaal kader (rechts). De sanitaire problematiek - de gecombineerde afvalwater- (AW) en drinkwaterproblematiek (DW) - wordt hier tussen beide denkkaders weergegeven als onderdeel van de waterketen. Aan het kapitaal kader werd ruimtelijke ordening (RO) als kenmerkende factor toegevoegd.

### Analyse van de sanitaire revolutie

De sanitaire revolutie verliep allerminst als een geordend en gestuurd proces, maar als een aansenschakeling van nieuwe technologieën, cholera-epidemieën, wijzigende consumptiepatronen



en bestuurlijke veranderingen, aangestuurd door een economisch en demografisch ontwikkelingsproces als gevolg van een aantal wetenschappelijke innovaties. Om een goed beeld te krijgen van deze ontwikkeling kunnen de stappen in dit proces gekoppeld te worden aan een aantal globale entiteiten binnen twee denkkaders: het bestuurlijk kader en het 'kapitalen'kader. Het bestuurlijk kader omvat de entiteiten beleid (als politiek beslissingsniveau), administratie (beleidvoorbereidend en -uitvoerend), wetgeving (vastleggen van beleid) en wetenschap (beleids-ondersteunend). Het kapitalenkader omvat het economische, het sociale en het natuurlijke kapitaal volgens het door de Verenigde Naties vooropgestelde SCENE-model en dat de basis vormt voor het beginsel van duurzame ontwikkeling. Dit kan worden aangevuld met 'ruimtelijke inrichting' als geografische component. Toegepast op de industriële en sanitaire revolutie gaf dit in de steden aanleiding tot een combinatie van ruimtelijke expansie en sociale armoede. Drinkwatervoorziening en afvalwaterbehandeling worden ook als componenten van de waterketen beschouwd en bijgevolg aanzien als een intrinsiek onderdeel van het socio-economische kapitaal. Tijdens de sanitaire revolutie leidden de veranderingen op zowel economisch als sociaal vlak tot een stijgende vraag naar water. Een stijgend waterverbruik betekent een groeiend afvalwaterprobleem en een stijgende belasting van het natuurlijk kapitaal, in casu de oppervlaktewateren. Het werk van Snow en Farr kan gelden als een eerste gerichte analyse van de relaties tussen waterketen en watersysteem.

De uitbraken van cholera enerzijds, alsook de prijszetting van de private drinkwatermaatschappijen noopten tot beleidsmaatregelen. Op bestuurlijk vlak zien we hoe de *Waterworks Clauses Act* (1847), dat zou kunnen gelden als een vroeg voorbeeld van geïntegreerd waterbeleid, leed onder een gebrekkige uitvoering waardoor de volgende cholera-epidemieën niet konden worden vermeden. Dit illustreert de cruciale rol van beleid en beheer, naast de noodzakelijke kennis. Deze kennis versterkte de Britse economie. De industriële en sanitaire revolutie zoals die zich in Engeland (en in Londen in het bijzonder) afspeelde, waren immers de eerste in hun soort en van die omvang. De milieuproblemen die de industriële revolutie met zich mee bracht, leidden op zich weer tot sanitaire oplossingen die wereldwijd ingang zouden vinden (niet in het minst via de Gemeenebest) en tot op vandaag gebruikt en verbeterd worden. Zowel de export van de producten van de industriële als de sanitaire revolutie leverde Engeland groot economisch voordeel op. Tegelijkertijd vond ook de bestuurlijke organisatie haar weg naar het buitenland. Zo werd naar het voorbeeld van de talloze Engelse *waterworks companies* ook de *Antwerp Waterworks Company* (AWW, 1881) en de *Berliner Wasserwerke* opgericht. Op die wijze raakte ook de inhoud van de Engelse *water acts* verspreid.

Een eerste vaststelling is het gebrek aan processturing, met een complexe aaneenschakeling van een groot aantal wisselwerkingen tussen de factoren van het bestuurlijk kader en het kapitalenkader (Fig. 1). Ten tweede is er het feit van de meeste stappen betrekking hebben op de sociale en economische aspecten, wat inhoudt dat het natuurlijk kapitaal grotendeels buiten beschouwing blijft. Of anders gesteld: de waterketen primeert op het watersysteem, of de technologie op de ecosysteemkennis. Uit het voorgaande volgt dat een gebrek aan zowel processturing als inzicht in het functioneren van het watersysteem er toe leidde dat er geen maatregelen in functie van de draagkracht van het watersysteem werden genomen.

### Ook sanitaire revolutie na de 19<sup>de</sup> eeuw

Niettegenstaande de ellende van de cholera-epidemieën en de sociale armoede, de technologische en wetenschappelijke vernieuwingen en het economisch voordeel dat aan de industriële en sanitaire revoluties is verbonden, zien we tot in de 21<sup>ste</sup> eeuw een continuering van deze 'sanitaire problematiek'. Er is herhaling in de tijd, op talrijke plaatsen en regio's wereldwijd, maar ook naar andere milieucorrespondenties.

De industriële en sanitaire revolutie kopieerde zich, geheel of gedeeltelijk, in de 19<sup>de</sup> en begin 20<sup>ste</sup> eeuw naar tal van andere Europese steden op het vasteland. Gent werd door cholera geteisterd in 1832, in 1846-47 en in 1866 met respectievelijk 1.227 (1 op 69 inwoners), 2.224 (1 op 47 inwoners) en 2.769 slachtoffers. Liefst 70 procent van de slachtoffers woonde in de onhygiënische en dichtbevolkte delen van de stad. Als directe maatregel werden toen waterlopen en rioelen schoongemaakt, meshopen weggevoerd en kazernes, vleeshuizen en scholen witgekalkt. Na en naar aanleiding van de cholera-epidemieën werden in de 19<sup>de</sup> eeuw talrijke waterlopen in de binnenstad gedempt. De cholera-epidemie van 1866 had een katalyserend effect op de wetgeving. Net als in Londen en tal van andere Engelse steden had men ook in Vlaanderen in de periode 1860-1880 geen bevredigende oplossing voor de toenemende watervraag in de grote steden. Men moest uitzien naar wateraanvoer vanuit het zuidelijk deel van België, het landsgedeelte met veel water en weinig industrie. Immers, doordat het oppervlaktewater van Zeeland aan verzilting onderhevig is, kon het niet worden aangewend voor consumptie. Water voor het Sas-van-Gent werd toen soms uit Sluis met waterwagens aangevoerd, nadat het in de Damse Vaart was gewonnen en in de omgeving van Sluis werd gefiltreerd door kiezelstenen en takkenbossen. Deze filter, in het kanaal uitgebouwd, was echter gelegen in de nabijheid van de stadsriolen.

Dat naast de technologische en wetenschappelijke kennis het beleid een cruciale rol speelt in de saneringsaanpak blijkt genoegzaam uit het 150 jaar lange verhaal van de Spierebeek. Na meer

dan 50 jaar intensief weerwerk van Vlaanderen (en vooral van Gent) om de vervuiling van de Franse wolwasserijen en spinnerijen van Tourcoing en Roubaix te weren, bleef de situatie gedurende nagenoeg de hele 20<sup>ste</sup> eeuw ongewijzigd en werd pas in de jaren 1990 een betekenisvolle saneringsinspanning geleverd. Een ander sprekend voorbeeld is de sanering van de Zenne in Brussel dat pas in 2007 een feit kan worden genoemd.

Ook vanuit thematisch oogpunt zien we een herhaling. Het Londense waterverhaal herhaalde zich in 1950 in dezelfde stad voor de lucht met de smogproblematiek. Na 2000 smogdoden leidde dit tot de *New Clean Air Act*. Een analoog verhaal dreigt nu mondiaal voor de atmosfeer. Ondanks de talloze waarschuwingen voor klimaatverandering sinds de jaren 1980, blijft een wereldwijde en brede aanvaarding van het probleem uit tot 2006. Het economisch, humaan en biodiversiteitsverlies is nu al zeer groot.

Bijzonder frappante hedendaagse voorbeelden van de sanitaire revolutie zijn terug te vinden in de 'megacities' van de 21<sup>ste</sup> eeuw die vooral de laatste halfeeuw een explosieve ontwikkeling hebben gekend. Het aantal inwoners van Mexico Stad (Metropolitan Area) groeide in de periode 1950-1980-2005 aan van 3.1 over 13.4 tot 19.2 miljoen. Pas in 1992 kwam een programma inzake luchtkwaliteit in voege. De Chinese stad Chongqing is op heden een kopie van het 19<sup>de</sup>-eeuwse Londen met een sterke economische expansie, grote sociale verschillen en een desastreuze milieutoestand. Ieder jaar breidt de metro-pool – met een oppervlakte van ca. 32.000 km<sup>2</sup> en 32 miljoen inwoners - uit met 25 km<sup>2</sup>.

### Thematische en bestuurlijke integratie

Bovenstaande voorbeelden maken duidelijk dat, ondanks de nu reeds omvangrijke kennis van de milieucapartimenten water, lucht en atmosfeer, dit toch niet per definitie resulteert in een beter leefmilieu, vooral in zeer dynamische gebieden, zoals de stedelijke gebieden met een snelle urbane ontwikkeling. Om dit te verklaren dient een macroscopische vergelijking te worden gemaakt tussen het bestuurlijk en het kapitaal kader en binnen het bestuurlijk kader tussen enerzijds het kennisdomein (de wetenschap) en de overige entiteiten. De stelling is immers dat duurzame ontwikkeling geen ingang kan vinden door de ongelijke ontwikkeling van de kapitalen, dat dit wereldwijd zichtbaar is in tal van regio's en dat een cruciale factor hierin de ontwikkeling van de wetenschappelijke kennis is.

De kennis van de watersystemen is al bij al een jonge discipline. De bacteriologie waarvan sprake zou pas tegen het einde van de 19<sup>de</sup> eeuw goed van start gaan. Ook de natuurbeleving kent in die periode haar aanzet (ingevolge het toenevende vrijetijdsbesteding) alsook de limnologie als wetenschappelijke richting. Dit leidde in Nederland tot de oprichting van de Hydrobiologische

Club in 1921. Ook in België was op het einde van de 19<sup>de</sup> eeuw een aantal wetenschappers actief rond water. Niet toevallig werd hier de basis van de toegepaste hydrobiologie gelegd vanuit de drinkwaterproblematiek, door Adolphe Kemna van de *Antwerp Water Works*. In de 20<sup>ste</sup> eeuw, en vooral vanaf 1926, gaat de meeste aandacht naar het systematisch, ecologisch en biogeografisch onderzoek van waterorganismen. In de tweede helft van de 20<sup>ste</sup> eeuw is een thematische verdieping binnen en verbreding van het wateronderzoek merkbaar, waaronder het typen van oppervlaktewateren en het fysisch-chemisch en biologisch (waterkwaliteits)onderzoek. Uit deze laatste resulteren praktische toepassingen als de beoordelingsmethoden voor de oppervlaktewaterwaterkwaliteit. Naast bacteriologie is er plaats voor het onderzoek van ondermeer plankton, macro-ongewervelden en vissen; naast de waterkolom worden ook waterbodems onderzocht. Bovendien groeit het belang van impactanalyses (oorzakelijk verband) na de jaren 1970. De vervuilingsspiek van de jaren 1960-70 en het gebruik van tal van nieuwe 'gevaarlijke' stoffen is hierbij een hefboom. Met de bemestingsproblematiek krijgt ook grondwater in Vlaanderen in het laatste kwarteeuw meer aandacht.

Het onderzoek naar de kwaliteit van de oppervlaktewateren krijgt in België vanaf de jaren 1970 vaste voet aan de grond. Na het opzetten van de fysisch-chemische meetnetten onder de bevoegdheid van het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie wordt ook een biologisch meetnet uitgetekend waarbij de Belgisch Biotische Index op basis van macro-invertebraten wordt toegepast. Vanaf de jaren 1980 en vooral in de jaren 1990 wordt de toestand van de oppervlaktewateren in Vlaanderen systematisch in beeld gebracht. Dit betekent dat slechts van pakweg de laatste 50 jaar data beschikbaar zijn, maar gezien in relatie tot de informaticatechnische ontwikkelingen enkel deze van de laatste 20 jaar echt bruikbaar zijn.

Tegenover een thematische verdieping staat geen thematische integratie. Onderzoeken naar de relaties tussen water en andere thema's zoals land, lucht, atmosfeer of biodiversiteit komen slechts aan de orde wanneer het mondiale probleem van de klimaatverandering in de jaren 1980 opduikt. Met ingang van de 21<sup>ste</sup> eeuw worden de eerste pogingen ondernomen om via de waterrekeningen (water accounts) de beleidsnoodzakelijke verbanden tussen het natuurlijke en het economische kapitaal te leggen, maar de integratie met de sociale ontwikkelingen is nog niet aan de orde.

Monitoring van de waterkwaliteit is in essentie een locatiespecifiek proces. Pas indien een meetnet voldoende is uitgebouwd, met een geografisch dicht meetplaatsennetwerk, een selectie van relevante parameters en met frequente metingen over een langere periode, is het mogelijk meetresultaten tot een betrouwbaar beeld voor een grotere hydrografische of bestuurlijke entiteit te herleiden. De bestuurlijke aanpak van de laatste decennia



volgt in grote lijnen deze evolutie. De eerste generatie AWP's (Algemene Waterzuiveringsprogramma's) (1983) is hiervan een duidelijk voorbeeld: het beschrijft vooral de waterkwaliteit op een aantal meetplaatsen en legt de relaties met belangrijke huishoudelijke en industriële lozingen en de impact van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's). Het waterzuiveringsbeleid, gestuurd vanuit gewestelijke instanties als de Waterzuiveringsmaatschappij van het Kustbekken (WZK, 1975-1988) en de Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappij (VWZ, 1981-1988) steunde dus vooral op een aanpak op het lokaal niveau of binnen een subbekken.

Naarmate de waterkwaliteit in de jaren 1990 verbeterde, richtte het beleid zich steeds meer op de grensoverschrijdende impact van de vervuiling. De bekkengerichte aanpak vertaalde zich bestuurlijk in Vlaanderen in de bekkencomités die ook onderling of met analoge grensoverschrijdende instanties gingen samenwerken. Van een gerichte internationale (Europese) samenwerking is pas sprake sinds de goedkeuring van de Kaderrichtlijn Water in 2000.

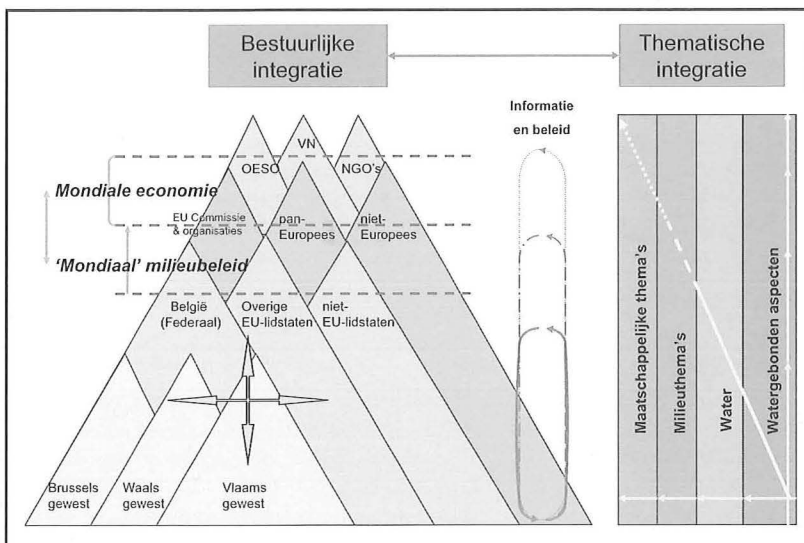
Met ingang van de 21<sup>ste</sup> eeuw zien we, als gevolg van de wereldwijde en publieke waarschuwing van de klimaatsverandering, een aanzet naar een verregaande thematische integratie. Uit bovenstaande blijkt evenwel dat kennisontwikkeling zelf een lang, moeilijk en complex proces is. Watersysteemkennis in de breedste zin heeft echter de grenzen van de integratie nog niet bereikt en vooral de wisselwerking met de socio-economische aspecten blijkt een moeilijk gegeven te zijn. Bestuurlijk wordt het plafond van het nationale (of gewestelijke) niveau slechts met moeite doorbroken. Aangestuurd door de informaticatech-

nische ontwikkelingen is het internationale niveau hierin zelf de gangmaker. Immers, om aan de mondiale milieuvraagstukken een oplossing te kunnen geven, is samenwerking tussen internationale organisaties (als de Verenigde Naties en OESO, of op Europees niveau de Europese Commissie, het Europees Milieu-agentschap, Eurostat e.a.) een noodzaak (horizontale afstemming). Maar alle basisdata dienen door de (lid)staten te worden aangeleverd, hetgeen een verticale samenwerking noodzakelijk maakt. Ditzelfde geldt voor de uitvoering van de beleidsmaatregelen. De vaststelling is bijgevolg dat het internationaal (mondiaal) milieubeleid nog volop in ontwikkeling is binnen een proces van thematische en bestuurlijke integratie. Dit laatste bepaalt de mate waarin data en informatie kan worden uitgewisseld, alsook de mate waarin internationale beleidsmaatregelen door de betrokken landen kunnen en zullen worden geïmplementeerd. (Figuur 2).

Dat het mondiaal milieubeleid en dito integratie volop in ontwikkeling zijn, is op zich enkel positief te noemen. Toch zijn de vooruitzichten niet zo positief. In 2008 zullen in de wereld voor het eerst meer mensen in steden wonen dan op het platteland. De verstedelijking is vooral een gegeven in de ontwikkelingslanden van Azië, Afrika en Latijns-Amerika en is in de eerste plaats het gevolg van natuurlijke aangroei (en niet meer van migratie). De verwachting is dat de wereld in 2015 23 megasteden telt (d.i. steden met meer dan 10 miljoen inwoners). In deze steden, de economische groeipolen van een samenleving, zullen de sloppenwijken niet verdwijnen. Binnen het kapitaal kader van duurzame ontwikkeling en met de sanitaire revolutie in gedachten kan men stellen dat sterke economische groei leidt tot sociale en milieuveranderingen en deze zijn negatief indien geen aangepast beleid wordt gevoerd. Een voorbeeld: de besmetting met *Cryptosporidium* van het leidingwater van Galway (Ierland) in 2007 heeft zijn oorzaak in de stadsuitbreiding waarbij nagelaten werd de verouderde waterzuiveringsinstallaties te optimaliseren. Beleidsmatig kan dit gelezen worden als het onvermogen om de noodzakelijke infrastructuur uit te bouwen die gelijke tred houdt met de maatschappelijke ontwikkelingen.

Steden kunnen in deze exemplarisch zijn voor de mondiale ontwikkelingen. Op een ogenblik dat de gevolgen van klimaatverandering visueel en meetbaar zijn geworden, blijft het moeilijk economie en welvaart bij te sturen in functie van de milieuverstoringen. De mondialisering van de economie is nu reeds een feit, terwijl voor een mondiaal milieubeleid slechts de aanzet is gegeven. De aanzet voor een wereldwijde integratie van milieudatabanken binnen het thema water is immers van zeer recente datum. Maar de informatie die deze databanken bevatten laten nog niet toe wereldwijd water- en vrachtenbalansen op te stellen om op basis daarvan doeltreffende maatregelen voorop te stellen. In deze optiek vormt de Europese Commissie als instantie en de

*Figuur 2. Bestuurlijke integratie is afhankelijk van de mate waarin instanties met elkaar samenwerken en wordt bepaald door de mate waarin de thematische integratie is gerealiseerd. Beide bepalen het proces van informatiedoorstroming en beleidsuitvoering. Vergelijking tussen de kapitalen wijst uit dat de graad van integratie van het milieubeleid geringer is dan van de economie.*



Kaderrichtlijn Water als inhoudelijk steunpunt een unicum. De ongelijke ontwikkeling van de mondiale economie en het mondiaal milieubeleid leidt tot de onmogelijkheid een proactief beleid te voeren (Figuur 2).

### Functies van watersystemen

Het pionierswerk van Snow en Farr dat leidde tot de ontknoping van het sanitaire probleem illustreert op treffende wijze hoe men in de 19<sup>de</sup> eeuw tegen het watersysteem aankeek. Over het functioneren ervan werd niet nagedacht, evenmin over de rol ervan. Een waterloop werd gebruikt als vaarweg, water werd onttrokken om het te consumeren. In die zin kreeg een water als collectief goed doorheen de eeuwen veel minder waardering toebedeeld dan eender welk perceel land of landgoed dat als privaat bezit duidelijk een bestemming had als bijvoorbeeld bos of woon- of industriegebied. Uit de procesanalyse van de sanitaire revolutie blijkt duidelijk dat het watersysteem als dusdanig grotendeels buiten beeld blijft. De maatregelen die toen werden genomen zijn veeleer te omschrijven als een bizarre mix van 'end of the pipe' en 'trial and error'. En dat mag vrij letterlijk worden genomen: het idee van de afvalwaterzuivering kwam er immers vanuit de afweging om de kosten voor de wateraanvoer te beperken om aan de stijgende watervraag te kunnen voldoen, waardoor de mogelijkheid zou kunnen worden benut om toch rivierwater beladen met effluentwater te kunnen capteren. Dit idee werd gesteund door economische motieven naar het hergebruik van het waardevolle slib voor de landbouw en de steenbakkerijen en primeerde hierbij dikwijls op het gezondheidsaspect, maar had geenszins de bedoeling het ecologisch herstel van de oppervlaktewateren te bevorderen.

De sanitaire revolutie illustreert de noodzaak om watersystemen – via watersysteemkennis - in beleidsprocessen mee in beschouwing te nemen. Dit kan in essentie worden herleid tot de waarde-toekenning door de mens aan watersystemen in relatie tot het gebruik ervan, veelal getypeerd als *sink and source, goods and services of functions & uses*. Dit laatste sluit het best aan bij functies en functietoekenningen. Met functies van watersystemen wordt het nut, het belang of de waarde van watersystemen in het algemeen in relatie gebracht tot het gebruik, de bestemming of de rol voor de mens. Functietoekenningen geven aan welke functies van toepassing zijn op een welbepaald watersysteem. Zo krijgt het Albertkanaal functies toegekend als vaarweg, drinkwaterwinning en recreatie. *Functions & uses* is een begrip uit de ecosysteemanalyse en het waterbeheer, *sink & source* is gelieerd aan stoffenbalansen, terwijl *goods & services* een economisch begrip is dat onderscheid maakt tussen enerzijds de fysieke goederen en anderzijds de niet-tastbare diensten. Dit werd later doorvertaald naar de *ecological goods and services*. Functies en functietoekenningen zijn om twee redenen van groot belang in het waterbeheer: enerzijds dragen functietoeken-

ningen bij tot het behoud van watersystemen, anderzijds zijn ze een eerste stap in de richting van sturende maatregelen.

Om de rol van functies in het behoud van watersystemen aan te tonen is het aangewezen te begrijpen hoe watersystemen kunnen ontstaan en verdwijnen. Historische steden met een waterrijk verleden verlenen hierover een schat aan informatie. Eeuwenlang vervulde de Ketelvest in Gent, gegraven in 1100 als verbinding tussen Schelde en Leie, meerdere functies: als verdedigingsgracht ("veste"), als bestuurlijke grens tussen de stad en de Sint-Pietersabdij, als schuilplaats voor boten in tijden van gevaar, voor de inundatie van het zuidwestelijk gebied rond Gent ter verdediging van de stad, en als scheepvaartroute waarbij de verbinding werd gemaakt tussen de Boven-Schelde, de haven op de Leie in het Gentse stadscentrum en de verbinding met de zee. Evenzeer zien we hoe in dezelfde stad tal van waterlopen om zeer uiteenlopende redenen zijn verdwenen: wegens ruimtegebrek ingevolge stedelijke concentratie, als maatregel voor de volkgezondheid in de strijd tegen cholera (tweede helft 19<sup>de</sup> eeuw), omwille van de geurhinder ingevolge de waterverontreiniging, door het wegvallen van de scheepvaart (in Gent na de in gebruik name van de Ringvaart in 1969), door de veranderende mobiliteit (jaren 1970), als maatregel tegen de overstromingen, of ingevolge de uitbreiding van de drinkwatervoorziening (tot het begin van de 20<sup>ste</sup> eeuw dienden de bewoners via waterstraatjes of waterpoortjes het water uit de waterlopen te halen) en voorzieningen voor brandbestrijding.

Omdat steden kunnen worden aanzien als een concentratie van functies, zijn ze ook de beste illustratie voor het behoud van watersystemen. Dat een stad als Gent eind de jaren 1980 gekozen heeft voor een bewuste herwaardering van de binnenwateren had zijn grondslag in de veranderende sociale en economische toestand: de stadsvlucht door de verpaupering van de 19<sup>de</sup>-eeuwse stadsgordel en het wegvallen van de economische activiteiten in de binnenstad. Met de herinrichting en in enkele gevallen het terug openleggen van de stadswateren dienen zich totaal nieuwe functies voor deze wateren aan: toerisme en recreatie als nieuwe economische activiteit, kleinschalige waterkrachtcentrales aan de stuwen, natuur in de stad ter verbetering van het sociaal leefklimaat, woonboten als onderdeel van de ruimtelijke infrastructuur, waterverkeer ingevolge een veranderende mobiliteit, kunstmatige eilandjes ten behoeve van de aquatische biodiversiteit, alsook mogelijkheden voor de afkoppeling van hemelwater ingevolge de aanleg van gescheiden rioleringen.

De toekenning van functies aan watersystemen is een cruciale aanvulling aan het kapitaal kader. De wisselwerkingen zijn nog het meest duidelijk in de ruimtelijke inrichting van de stedelijke gebieden. In de geschiedenis van Gent zien we dat door menselijke invloed tal van waterlopen zijn ontstaan en eeuwenlang zijn blijven bestaan in-

gevolge de economische en sociale behoeften. Anderzijds, dat vele watersystemen zijn verdwenen, heeft zijn grond in het verdwijnen van die sociale en economische functies. Functieverweving en –afweging, geconcretiseerd in functietoekenningen aan watersystemen, zijn dus cruciaal voor het behoud ervan. De Gentse situatie in de periode 1970-1985 is hiervan een unieke illustratie: door het wegvallen van de scheepvaart in 1969 stond het voortbestaan van de binnenwateren ineens ter discussie. Door het ontbreken van een methodiek inzake functieafwegingen kon men ook geen proactief beleid voeren. Bovendien: tegenover de economische, sociale, ruimtelijke en mobiliteitsplannen stond er geen waterplan. Een eerste literatuurstudie en ontwikkeling van een methodiek inzake functies en functietoekenningen voor Vlaanderen werd uitgevoerd in het kader van het Gewestelijk Milieubeleidsplan 1997-2001.

Functies en functietoekenningen vormen de stap van beleid naar beheer in de zin dat ze de aanzet zijn voor het definiëren van sturende maatregelen. Dit vereist echter ook de doorvertaling van een kwalitatief naar een kwantitatief gegeven. Milieukwaliteitsnormen kunnen worden beschouwd als een gekwantificeerde doorvertaling van functies. Uitgedrukt als concentratie en gekoppeld aan debietmetingen zit hierin de basis voor water- en vrachtenbalansen en in het verlengde daarvan waterkwantiteits- en waterkwaliteitsmodellen. De Algemene Waterkwaliteitsplannen (AWP2's) die in de periode 2000-2003 werden gepubliceerd, geven voor het eerst een gedetailleerd beeld van de vuilvrachten in Vlaanderen, alsook van de vereiste vuilvrachtreducties.

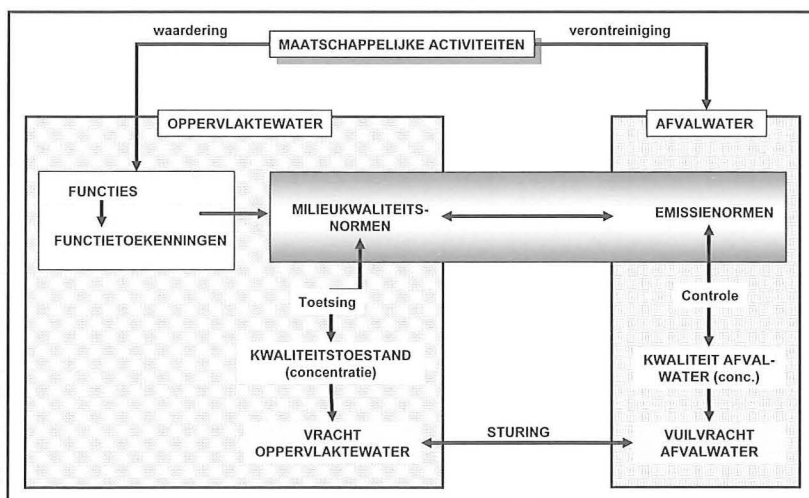
Vrachtreducties zijn een meer concrete basis voor 'sturende' maatregelen die in relatie staan tot het vooropgestelde doel (lees: functie). Vrachtreducties worden berekend op basis van de combinatie van meetresultaten (concentraties en

debieten) van oppervlaktewater en afvalwater en de voor de watersystemen vastgelegde milieukwaliteitsnormen. Door de variabelen te wijzigen kunnen water- en vrachtenbalansen gebruikt worden voor het afvoetsen van beleidsscenario's en vormen aldus een noodzakelijke basis voor een proactief beleid. Doordat vrachtreducties maatgevend zijn voor de saneringsinspanningen, laat dit kostenberekeningen en kosten-batenanalyses toe, hetgeen leidt tot kostenefficiënte en sturende maatregelen (Fig. 3). De praktijk wijst echter uit dat de complexiteit toeneemt naarmate men verder gaat in dit proces en in regel meer verschillende data-elementen, langere datareeksen en de beschikbaarheid van methodieken, modellen en informaticatechnische toepassingen vereist.

### Een les voor de 21<sup>ste</sup> eeuw

Historische ecologie kan belangrijk zijn en helpen een bestaande toestand te verklaren. De sanitaire revolutie van de 19<sup>de</sup> eeuw is in deze als voorbeeld gebruikt om inzicht te krijgen in zowel de processturing van water vraagstukken als de huidige milieutoestand. De analyse leidt tot de vaststelling dat dezelfde processen zich in ruimte en tijd herhalen als gevolg van een ongelijke ontwikkeling tussen de sociale, economische en natuurlijke kapitalen. Vanuit het oogpunt van duurzame ontwikkeling staat het natuurlijk kapitaal nog steeds niet op gelijke hoogte met de economische en sociale kapitalen. Dit hypothekeert een proactief beleid dat, wat het natuurlijk kapitaal betreft, zich in essentie baseert op de kennis van het watersysteem. Deze kennis is nog in volle ontwikkeling en zit nog in hoofdzaak opgesloten binnen het thema water zelf. De aanzet tot het leggen van relaties tussen het milieucompartiment water en de andere milieucompartimenten is van vrij recente datum. Met de waterrekeningen (water accounts) en de water- en vrachtenbalansen zal in de komende jaren een relatie worden gelegd tussen respectievelijk het economische en het natuurlijke kapitaal, maar om tot kostenefficiënte en sturende maatregelen te komen zullen een aantal beleidskeuzes moeten worden gemaakt die moeten toelaten complexe milieuvraagstukken aan te pakken. De doorvertaling van de waterproblematiek naar klimaatverandering en biodiversiteit is nog maar net aan de orde en is van een hogere complexiteit. Bovendien zijn er op mondiaal niveau grote regionale verschillen. In gebieden met een sterke urbane ontwikkeling lijken de genoemde discrepanties alleen maar nadrukkelijker aanwezig te zijn. Tot slot stellen we vast dat gebieden met een hoge milieudruk zoals Vlaanderen een goede bodem zijn om nieuwe milieukennis te ontwikkelen die wereldwijd kan gevaloriseerd worden.

Figuur 3. Functies en functietoekenningen zijn een eerste stap in het vastleggen van milieukwaliteitsnormen. Samen met de emissienormen zijn ze een basis voor het afvoetsen van de milieu- en lozingstoestand. In het geval ook vrachten worden berekend kan proactief en sturend worden opgetreden.



## Literatuur

Barty-King H., 1992. *Water: The Book. An illustrated history of water supply and wastewater in the United Kingdom*. Quiller Press. 256 p.

Hens L., Melnik L. & Boon E., 1998. *Reader on Environment and Health. Series on "Environmental Sciences"*. Publishing House "Naukova Dumka", Kiev, Ukraine. 303 p.

Murray Ch., 2003. *Human Accomplishment. The Pursuit of Excellence in the Arts and Sciences, 800 B.C. to 1950*. Haper Collins Publishers. 668 p.

Vannevel R., 2002. Toekenning van functies en milieukwaliteitsnormen aan rivierbekkens. – Deel Functietoekenningen. Vlaamse Milieu-maatschappij. 86 p.

Vannevel R., 2002. Algemene Waterkwaliteitsplan 2 – AWP2-Toelichtingsnota. Versie 02.1. Vlaamse Milieu-maatschappij. 160 p.

Van Oye P., 1967. *Geschiedenis van de ontwikkeling der hydrobiologie in België*. Verhandelingen van de Koninklijke Vlaamse Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone kunsten van België. 174 p. + platen.

Zevenhuizen E.J.A., De Pauw N., Smaal A.C. en van Dam H., 1996. Een historische schets van de aquatische ecologie in Nederland en Vlaanderen. Uitgave ter gelegenheid van het 75-jarig bestaan van de Nederlandse Vereniging voor Aquatische Ecologie. NVAE, Publ. No. 7, Amsterdam. 65 p.

*R. Vannevel*

*Adjunct van de Directeur - Afdeling Meetnetten en Onderzoek, Vlaamse Milieu-maatschappij, Dr. De Moorstraat 24-26, 9300 Aalst, Tel. 053/726 626, Fax 053/726 630, r.vannevel@vmm.be*



# Hebben we voldoende proper water in 2015?

*Hebben we voldoende proper water in 2015, of in vakjargon: halen we de goede toestand in al het oppervlaktewater en grondwater tegen 2015? Dit is waar Vlaanderen naar streeft. Een duurzaam waterbeheer gebaseerd op een hoge mate van bescherming van het aquatisch milieu vormt immers de kern van de Europese kaderrichtlijn Water.*

*Stroomgebiedbeheerplannen en maatregelenprogramma's worden voor het eerst vastgesteld uiterlijk eind 2009. In Vlaanderen gaan ontwerp stroomgebiedbeheerplannen en maatregelenprogramma's voor Schelde en Maas uiterlijk 22 december 2008 in openbaar onderzoek. Zowel naar timing als inhoudelijk een ambitieus project dat volledig binnen de werking van de Coördinatiecommissie Integraal waterbeleid (CIW) voorbereid wordt.*

*In onderstaand artikel wordt u de methodiek van de stroomgebiedbeheerplannen verduidelijkt aan de hand van begrippen zoals milieudoelstellingen, kosteneffectiviteitsanalyse, disproportionaliteitsanalyse, ... . Daarnaast krijgt u een helikopterzicht op de resultaten van het openbaar onderzoek over de waterbeheerkwesties, de eerste stap in de opmaak van de stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas.*

*Of u ook een antwoord krijgt op de vraag geformuleerd in de titel ... daarvoor moet u het artikel lezen!*

## Inleiding

De Europese kaderrichtlijn Water<sup>1</sup> werd aan de vooravond van de 21<sup>ste</sup> eeuw gepubliceerd. Een goede toestand behalen in al het oppervlaktewater en grondwater vormt de kern van deze Europese wetgeving, die voorziet in een duurzaam waterbeheer gebaseerd op een hoge mate van bescherming van het aquatisch milieu.

De discussie over de invulling van de milieudoelstellingen werd steeds intenser naarmate de eerste resultaten van de druk- en impactanalyse<sup>2</sup>, uitgevoerd eind 2004, bekend raakten. De discussie wordt onder andere gevoerd door watergebruikers die zich zorgen maken over de gevolgen van de kaderrichtlijn Water maatregelen voor hun watergebruik. Dikwijls zijn de ideeën over deze problemen geen correcte afspiegeling van de realiteit. Meer bepaald worden de aanzienlijke voordelen van het halen van milieudoelstellingen voor het milieu, de mensen, de watergebruikers en de economie en de samenleving in haar geheel, over het hoofd gezien.

De vraag of we de milieudoelstellingen halen is vooral een vraag van waar we geraken met de geplande maatregelen en welke maatregelen aanvullend genomen moeten worden om de milieudoelstellingen te halen. De economische overwegingen daarbij worden volledig in rekening gebracht via de geïntegreerde mechanismen van de afwijkingen (o.a. termijnsverlenging en lagere doelstellingen), de kosteneffectiviteitsanalyse en de disproportionaliteitsanalyse. De vraag is alleen wie betaalt wat om waar te geraken. Een antwoord formuleren op die vraag, aan de hand van een aantal scenario's, is dan ook de uitdaging van de eerste generatie stroomgebiedbeheerplannen die eind 2008 in openbaar onderzoek gaan. Als voorbereiding hierop werden

reeds eind 2006 de waterbeheerkwesties<sup>3</sup> geformuleerd. Ze beschrijven de grote thema's waardoor de Vlaamse wateren het risico lopen de goede toestand in 2015 niet te halen.

In onderstaande paragrafen zal dieper ingegaan worden op de begrippen milieudoelstellingen, maatregelen en waterbeheerkwesties en hun onderlinge verbanden en samenhang.

## Milieudoelstellingen

Milieudoelstellingen worden in Vlaanderen concreet vertaald onder de vorm van milieukwaliteitsnormen en milieukwantiteitsnormen<sup>4</sup> en zijn, zoals de kaderrichtlijn Water voorschrijft, gebaseerd op een wetenschappelijke benadering. Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen gelden specifieke milieukwaliteitsnormen voor de ecologie. De milieudoelstellingen waarvoor de deadline van 2015 een dwingend karakter heeft, zijn voor oppervlaktewater de goede chemische toestand en de goede ecologische toestand of het goed ecologisch potentieel en voor grondwater de goede chemische en kwantitatieve toestand.

Het grote knelpunt was tot voor kort dat geen 'kaderrichtlijn Water' conforme beoordelingsmethode beschikbaar was voor een aantal biologische kwaliteitselementen, noch historische meetreeksen. In de afgelopen jaren heeft de Vlaamse Milieumaatschappij heel wat studiewerk laten verrichten om te komen tot verschillende biologische beoordelingsmethoden naargelang het type watersysteem. Sinds januari 2007 is het biologisch meetnet uitgebreid met die nieuwe kwaliteitselementen. Een Europese interkalibratie moet er voor zorgen dat de goede toestand voor alle biologische kwaliteitselementen op een vergelijkbare manier beoordeeld wordt.

## Maatregelen

De kaderrichtlijn Water stelt dat samen met het eerste stroomgebiedbeheerplan eind 2009 ook een maatregelenprogramma ter beschikking moet zijn. Dat maatregelenprogramma moet eind 2012 volledig operationeel zijn. Natuurlijk vertrekken we niet van nul. Er worden nu al heel wat maatregelen uitgevoerd, en er zijn er nog heel wat gepland. De bekkenbeheerplannen vormen de primaire bron voor het op te stellen maatregelenpakket.

In Vlaanderen is het duidelijk dat bijna alle waterlichamen (grond- en oppervlaktewater) het risico lopen de milieudoelstellingen niet te halen<sup>5</sup> op basis van de maatregelen die al vastgelegd zijn (lopend beleid): de basismaatregelen. Er is sprake van een 'distance to target' of een 'gap'. In dat geval moet gezocht worden naar aanvullende maatregelen die het mogelijk moeten maken de milieudoelstellingen toch te realiseren tegen 2015.

Zowel de kaderrichtlijn Water (Bijlage III) als het Decreet Integraal Waterbeleid (art. 60§3b) vragen om het maatregelenprogramma op te bouwen uit de meest kosteneffectieve combinatie van maatregelen. Er wordt dus aan de lidstaten gevraagd de beschikbare middelen efficiënt te investeren, zodanig dat de maatregelenprogramma's de grootst mogelijke milieuwinst opleveren tegen de laagst mogelijke kosten.

Om tot deze kosteneffectieve combinatie van maatregelen te komen, moeten alle potentiële maatregelen tegen elkaar afgewogen worden in een kosteneffectiviteitsanalyse. Dit gebeurt op basis van de geschatte kostprijs van elke maatregel en het verwachte effect van de maatregel op de toestand van het waterlichaam. De kosteneffectiviteitsanalyse levert dan een rangschikking van maatregelen op gebaseerd op hun kosten(in)-effectiviteit. Deze informatie kan vervolgens gebruikt worden in de besluitvormingsprocedure over het maatregelenprogramma.

Met betrekking tot die economische begrippen is door de Europese Commissie samen met de lidstaten een handleiding geschreven. Overeenkomstig die WATECO-handleiding<sup>6</sup> moet een kosteneffectiviteitsanalyse enkel uitgevoerd worden op het pakket aanvullende maatregelen (zie figuur 1). Deze benadering vertrekt dan ook vanuit de idee dat de basismaatregelen maatregelen omvatten die men niet meer in vraag wenst te stellen.

Op basis van de verwachte effecten van maatregelen kan een 'maximaal' kosteneffectief maatregelenpakket samengesteld worden dat moet toelaten de milieudoelstellingen te halen tegen 2015. Als nu de totale kostprijs (= de som van de kosten van alle maatregelen uit het 'maximale' maatregelenpakket) van dit maatregelenpakket disproportioneel blijkt te zijn, dan kan een beroep gedaan worden op afwijkingen.

In een eerste geval kan er sprake zijn van disproportionaliteit in de tijd (te hoog investeringsritme)

waardoor een deel van de investeringen verdaagd wordt tot na 2015 en/of zelfs tot na 2021. In dat geval kunnen termijnsverlengingen (KRLW art. 4§4 en DIWB art. 53) aangevraagd worden, zodat de goede toestand (goed potentieel) pas in 2021 of 2027 gehaald moet worden. Door de investeringen meer te spreiden over de tijd daalt de totale kost van het maatregelenprogramma.

In een tweede geval kan er sprake zijn van disproportionaliteit tussen de sociaal-economische behoeften die door het waterlichaam gediend worden en de baten die de goede toestand zou opleveren. In dat geval kunnen minder strenge milieudoelstellingen vastgesteld worden (KRLW art. 4§5 en DIWB art. 54). Op die manier kunnen een deel van de maatregelen uit het 'maximaal' maatregelenpakket geschrapt worden, waardoor de totale kost van het maatregelenprogramma eveneens daalt.

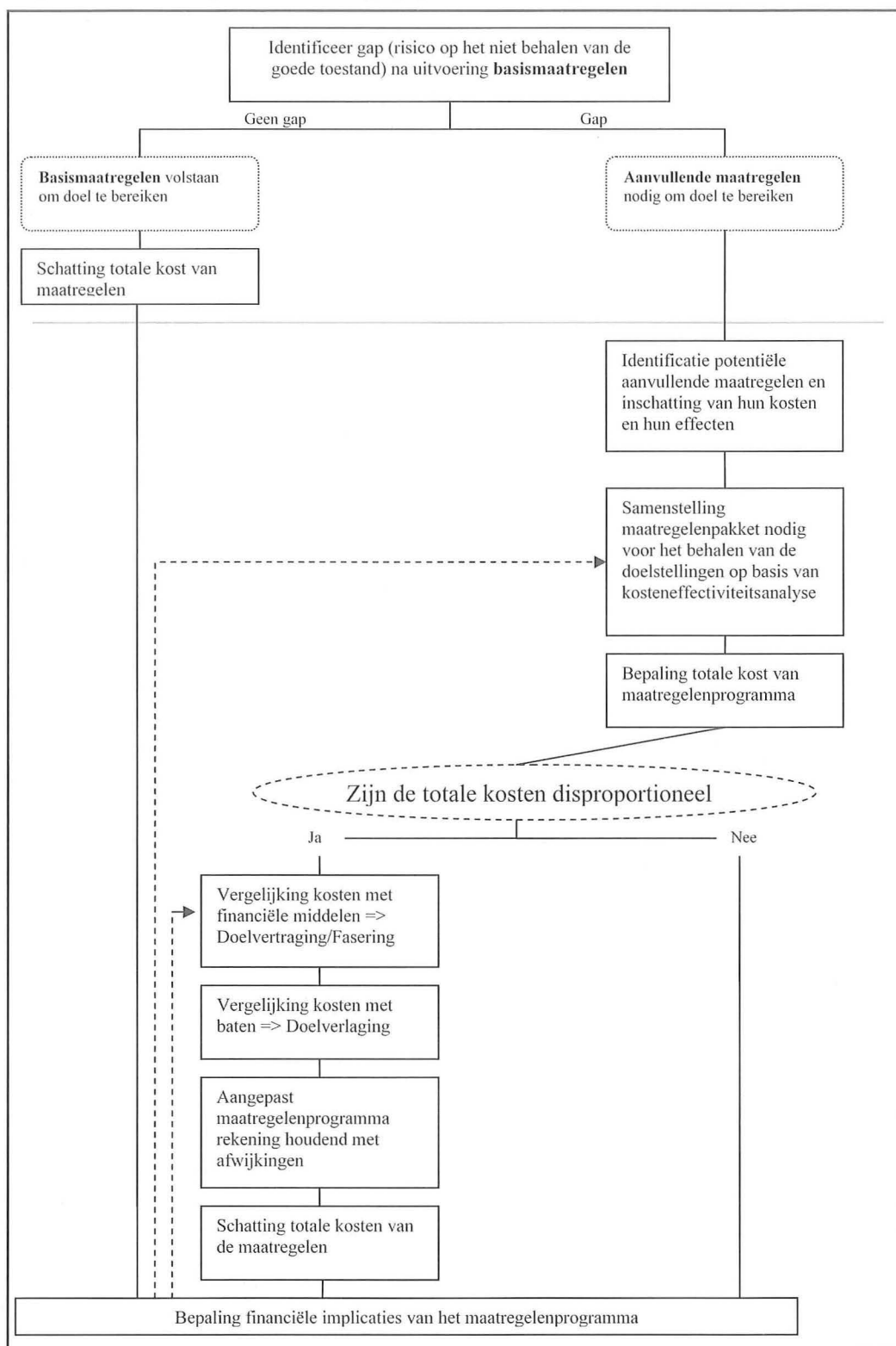
De kosteneffectiviteitsanalyse op zich bepaalt niet de beslissingen, maar levert enkel informatie aan die de beleidsmaker beter in staat moet stellen om doordachte en gemotiveerde beslissingen te nemen.

### De waterbeheerkwesties als opstap naar de stroomgebiedbeheerplannen

De waterbeheerkwesties zijn de grote thema's waardoor de Vlaamse wateren het risico lopen de goede toestand in 2015 niet te halen. De waterbeheerkwesties stellen duidelijk dat niet enkel de waterkwaliteit en de ecologische toestand een uitdaging vormen, maar ook het kwantitatief beheer er deel vanuit maakt. Het gaat daarbij om de bescherming van het grondwater en de bescherming tegen wateroverlast en droogte. De waterbeheerkwesties vormen samen met de resultaten van het openbaar onderzoek de leidraad voor de opmaak van de stroomgebiedbeheerplannen. Dat openbaar onderzoek vond plaats van 22 november 2006 tot en met 22 mei 2007. Gelijktijdig liep het openbaar onderzoek over de bekkenbeheerplannen en de bijhorende deelbekkenbeheerplannen.

Het document lag ter inzage in alle gemeente- of stadhuisen van Vlaanderen en werd tevens rechtstreeks voor advies overgemaakt aan de Milieuen Natuurraad Vlaanderen (MINA), de Sociaal Economische Raad van Vlaanderen (SERV), de bekkenbesturen en de bekkenraden. Het document werd eveneens overgemaakt aan de bevoegde autoriteiten van de buurlanden/gewesten van Vlaanderen in de internationale stroomgebieden van Schelde en Maas. De geformuleerde adviezen kunnen worden opgedeeld in 4 groepen: adviezen van bevoegde autoriteiten uit buurlanden/gewesten, maatschappelijke actoren/belangengroepen, overheidsinstellingen en individuele burgers.

Figuur 1: Schema voor het opstellen van het maatregelenprogramma overeenkomstig het Wateco-richtsnoer



### Buurlanden

In internationale context zijn de Vlaamse waterbeheerkwesties niet tegenstrijdig met die geformuleerd in de buurlanden en de internationale riviercommissies. Het belang van de multilaterale coördinatie wordt onderstreept maar vraagt een verdere concretisering via het bilateraal overleg. Nederland haalt vooral de win-win situaties aan bij het nemen van maatregelen stroomopwaarts

versus stroomafwaarts en omgekeerd. Frankrijk is vooral vragende partij om inzicht te krijgen in hun relatief aandeel mbt vuilvrachten en waterontrekkingen.

### Maatschappelijke actoren

De Mineraad en SERV hebben een gemeenschappelijk advies uitgebracht<sup>7</sup> met een reeks aanbevelingen om het geplande beleid te verbeteren.

Het advies stelt de waterbeheerkwesties op zich niet in vraag maar benadrukt zowel een aantal procesmatige als inhoudelijke knelpunten en tekortkomingen. Algemeen sluiten de bekenraden zich aan bij het advies van Minaraad en SERV of geven aan geen afzonderlijk advies uit te brengen gelet op de inbreng van de sectoren via het advies van Minaraad en SERV.

De Raden vinden dat de betrokkenheid van het middenveld bij de opmaak van de stroomgebiedbeheerplannen versterkt moet worden. De Raden maken verder voorbehoud bij de keuze van de maatregelen in het voorbereidend document. Ze menen dat de definitieve beslissing over de te nemen maatregelen in de maatregelenprogramma's bij de stroomgebiedbeheerplannen moet gebeuren. De maatregelen moeten getoetst worden aan de doelstellingen van de kaderrichtlijn Water (inclusief hun kosteneffectiviteit).

Het is belangrijk te benadrukken dat het geenszins de bedoeling was van het document van de waterbeheerkwesties reeds het maatregelenprogramma te definiëren. Alleen was het de bedoeling om de richtingen van mogelijke en/of reeds lopende of geplande oplossingen aan te halen die verder dienen uitgewerkt te worden in het maatregelenprogramma dat eind 2008 in openbaar onderzoek gaat. In die uitwerking zul-

*Figuur 2: Aanbevelingen van de Raden met betrekking tot de waterbeheerkwesties*

#### *Algemeen*

Bewaak tijdige vaststelling stroomgebiedbeheerplannen  
Bewaak de rol van het voorbereidende document  
Vergroot de maatschappelijke betrokkenheid  
Vergroot onderlinge afstemming tussen vijf waterbeheerkwesties  
Geef invulling aan de economische analyse  
Neem impact klimaatverandering mee bij alle waterbeheerkwesties  
Zoek duurzame oplossing bagger- en ruimingspecie

#### *De toestand van oppervlaktewater beschermen en verbeteren*

Zorg voor een betere probleemanalyse  
Erken de belangrijke achterstand inzake waterzuivering  
Nuanceer en onderbouw oplossingen inzake industrieel afvalwater  
Verhoog de aandacht voor diffuse bronnen

#### *De kwaliteit van grondwater beschermen en verbeteren*

Vul analyse inzake bestrijdingsmiddelen verder aan

#### *De watervoorraden duurzaam beheren*

Betrek alle sectoren bij een daling van het waterverbruik  
Schenk aandacht aan het gebruik van duurzame waterbronnen  
Garandeer drinkwatervoorziening voor hoogwaardig gebruik

#### *Wateroverlast en watertekort in samenhang aanpakken*

Hou rekening met de impact op landbouw, bos en natuur  
Bewaak de samenhang tussen vasthouden, bergen en afvoeren  
Informeel over schadebeperking tijdens overstroming

#### *Verstandig investeren*

Investeer in economische analyse  
Baken verantwoorde versus onverantwoorde schade duidelijk af

len de kosten en effecten van de potentiële maatregelen verder onderbouwd worden teneinde een afweging te maken welke maatregelen in welke mate bijdragen aan het verwezenlijken van de milieudoelstellingen.

De Raden pleiten er tevens voor om de klimaatverandering volwaardig mee te nemen bij de uitwerking van de stroomgebiedbeheerplannen; ze wijzen ook op de belangrijke problematiek van de bagger- en ruimingspecie.

Ten slotte formuleren de Raden hun specifieke bemerkingen bij elk van de vijf waterbeheerkwesties (zie figuur 2).

### **Overheidsinstellingen**

Uit de adviezen blijkt een duidelijke vraag om naast de kosteneffectiviteitsanalyse tevens rekening te houden met maatschappelijke kosten-baten analyses, inclusief niet gebruiksbaten (natuurbaten, ...) zoals ook in de WATECO-methodiek naar voor geschoven wordt.

### **De burger**

Uit het openbaar onderzoek blijkt dat het concretere bekkenniveau het niveau is waarbij de burger zich het meest betrokken voelt. In relatie tot het document van de waterbeheerkwesties zijn er amper reacties van individuele burgers ontvangen.

### **Conclusie**

Dat er belangrijke inspanningen geleverd zullen moeten worden om de goede toestand te halen in 2015 staat vast. Alleen is de vraag hoe groot die inspanning zal moeten zijn? Een antwoord formuleren op die vraag, aan de hand van een aantal scenario's, is dan ook de uitdaging van de eerste generatie stroomgebiedbeheerplannen die eind 2008 in openbaar onderzoek gaan. Een belangrijk aandachtspunt bij de onderbouwing van de scenario's is het beter in kaart brengen van de kosten en effecten van maatregelen. De integratie van economische instrumenten in het milieubeleid is vrij nieuw. Door de economische analyse te vermelden in de waterbeheerskwesties wordt het belang ervan naar voren geschoven maar tevens aangegeven dat in Vlaanderen dergelijke analyses nog niet of onvoldoende uitgewerkt zijn. Daarnaast is er ook de vraag naar integratie van kosten-baten analyses, inclusief natuurbaten, in het proces.

Belangrijke items in het beantwoorden van de vraag of we in Vlaanderen die goede toestand zullen bereiken in 2015 zijn het inschatten van het effect van bepaalde maatregelen op de verschillende biota, het gecombineerd effect van maatregelenpakketten begroten, het valoriseren van uitgebreid wetenschappelijk onderzoek in pragmatische beleidsmatig bruikbare indicatoren, het kwantificeren van baten en het verder ont-



wikkelen en koppelen van waterkwaliteitsmodellen, waterkwantiteitsmodellen, ecohydrologische modellen en milieukostenmodellen.

Op het vlak van publieke participatie is de interesse vanuit het middenveld groot. Het gemeenschappelijk advies van Minaraad en SERV benadrukt dit. De burger daarentegen voelt zich nauwer verwant met het concretere bekkenniveau.

De opmaak van integrale stroomgebiedbeheerplannen is een ambitieus proces. Om beleidsdomeinoverschrijdend samen te werken is de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid het geschikte platform. De grote uitdaging echter blijft de interactie tussen wetenschap en beleid waarbij de wetenschap erin slaagt hapklare resultaten over te maken aan de beleidsmakers en het beleid erin slaagt hapklare vragen te formuleren voor de wetenschappers.

### Referenties

- <sup>1</sup> Europees Parlement en de Raad (2000), Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 tot vaststelling van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, PB, L.327, 22 december 2000, 1-73
- <sup>2</sup> Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (december 2004) Karakterisering van het Vlaamse deel van het Internationale stroomgebiedsdistrict van de Schelde/ karakterisering van het Vlaamse deel van het internationale stroomgebiedsdistrict van de Maas (<http://www.civwvlaanderen.be>)
- <sup>3</sup> Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (D/2006/6871/018) (<http://www.volvanwater.be/waterbeheerkwesties>)
- <sup>4</sup> Artikel 5 en 51 van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid. Belgisch Staatsblad 14/11/2003 (P 55038 – 55077)
- <sup>5</sup> Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (december 2004) Karakterisering van het Vlaamse deel van het Internationale stroomgebiedsdistrict van de Schelde/ karakterisering van het Vlaamse deel van het internationale stroomgebiedsdistrict van de Maas (hoofdstuk 6)

<sup>6</sup> Economics and the Environment - The implementation challenge of the WFD': handleiding voor het uitvoeren van de economische analyse overeenkomstig art. 5 KRLW, opgesteld in het kader van de Common Implementation Strategy. (WATECO = Water and Economics) [http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework\\_directive/guidance\\_documents/guidancesnos1seconomicss/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidancesnos1seconomicss/_EN_1.0_&a=d)

<sup>7</sup> <http://www.minaraad.be/persberichten/2007/minaraad-en-serv-dringen-aan-op-volwaardig-en-beter-onderbouwd-integraal-waterbeleid>

*Ilke Dieltjens*

*Vlaamse MilieuMaatschappij  
Expert kaderrichtlijn Water en ondersteuning  
Scaldit-project  
werkadres: Gasthuisstraat 42, B-9300 Aalst  
postadres: A. Van de Maelestraat 96,  
B-9320 Erembodegem  
tel. ++32 (0) 53/726634  
fax ++32 (0) 53/726630  
e-mail: [i.dieltjens@vmm.be](mailto:i.dieltjens@vmm.be)  
website: [www.scaldit.org](http://www.scaldit.org)*

*John Emery*

*Vlaamse MilieuMaatschappij  
Verantwoordelijke kaderrichtlijn Water  
werkadres: Gasthuisstraat 42, B-9300 Aalst  
postadres : A. Van de Maelestraat 96,  
B-9320 Erembodegem  
tel. ++32 (0) 53/726612  
fax ++32 (0) 53/726630  
e-mail: [j.emery@vmm.be](mailto:j.emery@vmm.be)  
website: [www.vmm.be](http://www.vmm.be)*

*Veronique Van Den Langenbergh*

*Vlaamse MilieuMaatschappij  
Coördinator Bekkenbeleid  
werkadres: Gasthuisstraat 42, B-9300 Aalst  
postadres : A. Van de Maelestraat 96,  
B-9320 Erembodegem  
tel. ++32 (0) 53/726675  
fax ++32 (0) 53/726630  
e-mail: [v.vandenlangenbergh@vmm.be](mailto:v.vandenlangenbergh@vmm.be)  
website: [www.vmm.be](http://www.vmm.be)*

# Risico-evaluatie: doelstellingen formuleren, scenario's analyseren

Overstromingen zijn er in het verleden altijd geweest en zullen zich in de toekomst steeds blijven voordoen. Hoe uitgebreid de infrastructuur ook is langsheen waterlopen, er kan altijd een situatie optreden waarbij water buiten de oevers treedt en gebieden onder water zet die dit in normale omstandigheden niet zijn. De uitdaging is dus om overstromingen daar te laten plaatsvinden waar ze de minste schade veroorzaken. Het Waterbouwkundig Laboratorium werkt sinds de jaren 90 aan een risicomethode voor het evalueren van alternatieven en vergelijken met de huidige toestand. Risico is, eenvoudig gezegd, de combinatie van de kans op een gebeurtenis en zijn gevolgen. Bij het analyseren van scenario's worden socio-economische data gekoppeld aan overstromingskaarten. Hierbij wordt gekeken naar een hele reeks gebeurtenissen: van relatief frequent voorkomende tot zeer uitzonderlijke. Door de schade bij iedere gebeurtenis te wegen in het eindresultaat wordt 'slimmer investeren' in waterbeheer mogelijk. En risicoberekeningen worden ook noodzakelijk in het kader van de Europese richtlijn in voorbereiding over overstromingen.

## Inleiding

Overstromingen zijn er in het verleden altijd geweest en zullen zich in de toekomst steeds blijven voordoen. In het verleden waren waterbeheerplannen vaak waterbeheersingplannen, waarbij men trachtte te voorkomen dat de rivieren overstromden door het water zo snel mogelijk af te voeren. Stroomafwaarts kan dit echter voor andere problemen van wateroverlast zorgen en het probleem werd niet adequaat opgelost maar eerder verschoven. Het heeft weinig zin om overstromingen tot elke prijs proberen te vermijden: dit zal nooit voor 100% mogelijk zijn en is bovendien maatschappelijk en economisch niet verantwoordbaar. Het doel van de nieuwe waterbeheerplannen is dan ook om, volgens de principes van Integraal Waterbeheer, bescherming te bieden tegen schade en overstromingen bij voorkeur daar te laten plaatsvinden waar ze de minste schade veroorzaken.

Sinds de jaren 90 werkt het Waterbouwkundig Laboratorium aan een risicomethode om de gevolgen van overstromingen te berekenen en zo een vergelijking mogelijk te maken tussen verschillende plaatsen alsook een vergelijking tussen de

huidige situatie (of een andere referentiesituatie) en één of meerdere scenario's met mogelijke ingrepen of aanpassingen. Een van de toepassingen is de maatschappelijke kostenbatenanalyse (MKBA) waarop ingegaan werd door o.a. Leo De Nocker en Steven Broeckx op dezelfde studiedag.

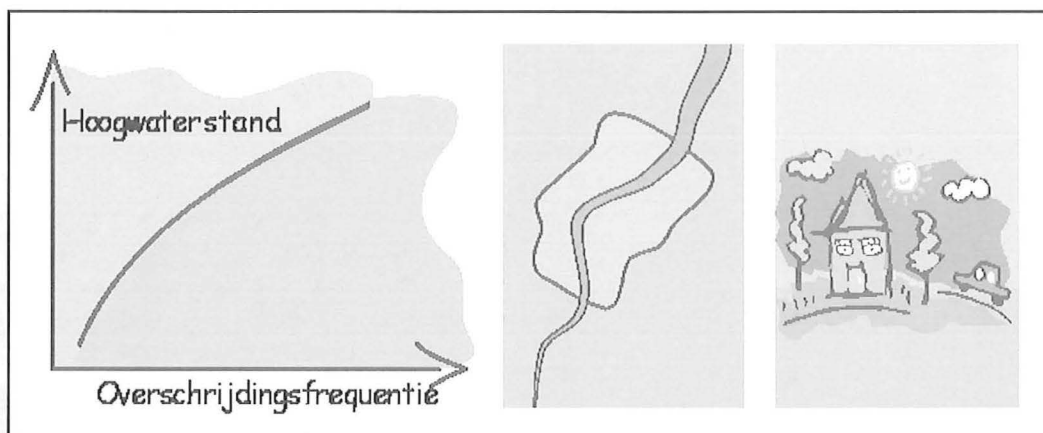
De verschillende stappen, die in de volgende paragrafen doorlopen worden om tot een risicokaart te komen zijn (figuur 1):

- het aanmaken van overstromingskaarten voor verschillende gebeurtenissen en het bepalen van hun kans van voorkomen (stappen 1 en 2 in figuur 1);
- het aanmaken van bodemgebruikkaarten die de schade in een bepaald gebied weergeven (stap 3 in figuur 1);
- het wegen van de verschillende schadekaarten om een risicokaart te maken.

## Overstromingskaarten

Computermodellen van de verschillende rivieren laten toe om in heel wat plaatsen langsheen de waterloop waterstanden en debieten te berekenen. Het opmaken van zo een computermodel is een tijdrovende bezigheid, maar eens gekalibreerd

Figuur 1: verschillende stappen bij het aanmaken van een risicokaart: (1) statistiek en bepalen terugkeerperiode, (2) overstromingskaarten maken, (3) schade berekenen in het overstromde gebied



en gevalideerd laat het toe om op relatief korte termijn heel wat situaties door te rekenen. Hiervoor zijn heel wat data nodig om het computermodel zo goed mogelijk te laten overeenkomen met de werkelijkheid.

Het Waterbouwkundig Laboratorium kan dan historische wassen opnieuw doorrekenen, maar werkt ook met statistisch aangepaste invoerreeksen. Van iedere gebeurtenis wil men de kans van voorkomen kennen, om later een gewicht te kunnen geven in de risicoberekeningen. Bij historische gebeurtenissen is die kans van voorkomen of terugkeerperiode niet constant langsheen de waterloop en is het moeilijk er een waarde op te kleven. Daarom wordt gebruik gemaakt van compositiehydrogrammen als opwaartse en compositielimnigrammen als afwaartse rand van de computermodellen. Dit zijn invoerreeksen met een vaste terugkeerperiode overal langsheen de rivier.

Een compositiehydrogram met een terugkeerperiode van bijvoorbeeld 10 jaar opleggen aan het model levert als resultaat van de berekeningen in ieder punt de waterstand of het debiet die gemiddeld genomen eens om de 10 jaar optreden. Hetzelfde geldt voor de uitgestrektheid en de gemodelleerde waterdiepte van de overstromingsgebieden. Aangezien een compositiehydrogrammethode een synthetische reeks is door statistische bewerkingen uit te voeren op de meetgegevens moet deze situatie zich niet overal tegelijkertijd voordoen. Een was kan stroomopwaarts een bepaalde terugkeerperiode hebben en voor wateroverlast zorgen, maar door het aanspreken van de overstromingsvlakte een kleinere terugkeerperiode hebben in meer stroomafwaarts gelegen plaatsen. De computerberekeningen met compositiehydrogrammen als randvoorwaarde zorgen ervoor dat met één berekening de uitgestrektheid van de overstromde oppervlakte en de waterdiepte in ieder punt kan berekend worden voor een bepaalde terugkeerperiode. Aan deze ene berekening kan dan een vaste coëfficiënt gekoppeld worden wanneer de schade bij die gebeurtenis gewogen wordt in het risico.

Voornamelijk de waterdiepte is van belang voor het berekenen van schade (zie verder). Voor het bepalen van het slachtofferrisico zijn echter ook de stroomsnelheden en stijgsnelheden van het water van belang. Als er niet enkel overloop van de dijken is, maar ook vorming van bressen zullen stroom- en stijgsnelheid ook van belang worden voor het berekenen van schade.

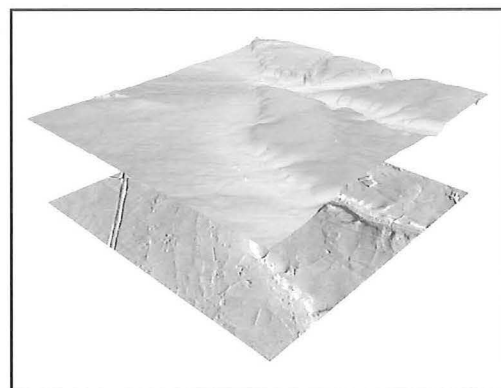
### Het belang van het Digitaal Hoogtemodel

Aangezien voornamelijk de waterdiepte van belang is bij het bepalen van de schade, is het noodzakelijk overstromingskaarten te maken die de waterdiepte goed weergeven. Maar ook de oppervlakte overstromd gebied wordt sterk beïnvloed door de kwaliteit van het hoogtemodel. Kleine onnauwkeurigheden kunnen doorgangen

of barrières voor het water vormen die er in werkelijkheid niet zijn en zo een over- of onderschatting van de overstromde oppervlakte en dus ook van de schade veroorzaken.

In het toch relatief vlakke Vlaanderen is een goed Digitaal Hoogtemodel (DHM) dus onontbeerlijk. Een gebiedsdekkend DHM van Vlaanderen werd gemaakt in opdracht van het Waterbouwkundig Laboratorium en de Afdeling Water in samenwerking met het Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen (AGIV). Een nauwkeurige en precieze z-waarde van het hoogtemodel (met een standaarddeviatie van 7 cm op verharde oppervlakken en kort gras) zorgt voor een betere modellering van de waterdiepte. Door de grote hoeveelheid punten die opgemeten werden is het ook mogelijk een fijn raster van 5 bij 5 meter te gebruiken. Dit verkleint de kans op foutieve doorgangen en barrières doordat veel meer kleinere landschapelementen (zoals spoorwegbermen, wegen in ophoging, ...) in het hoogtemodel zitten.

Figuur 2: Hoogtemodel van de Maasvallei (bovenaan) met orthofoto (onderaan). Bron: AGIV  
Meer info is te vinden op <http://www.gisvlaanderen.be/gis/projecten/?catid=35>.



### Berekenen van de schade

#### Soorten schade

De schade die berekend wordt kan op zeer vele manieren gedefinieerd worden. Vanuit financieel oogpunt kan men de schade opdelen in monetair waardeerbare schade en niet-monetair waardeerbare schade. Niet- of moeilijk monetair waardeerbare schade is bijvoorbeeld het verlies van foto's of jeugdherinneringen, belevingswaarde van landschappen angst bij volgende hoogwatergebeurtenissen, ... Er bestaan technieken om deze moeilijk waardeerbare schade toch te kwantificeren maar de meeste van deze methodes zijn moeilijk of niet toepasbaar op grote schaal. In de huidige modules voor de risicoberekening wordt enkel rekening gehouden met de monetair waardeerbare schade. De niet-monetair waardeerbare schade is niet onbelangrijk, en wordt bijvoorbeeld wel in rekening gebracht bij een MKBA.

Een andere indeling kan gemaakt worden tussen interne en externe schade. Interne schade treedt

op binnen het gebied dat overstroomd is, externe schade in gebieden die niet overstroomd zijn. Externe schade kan optreden doordat klanten en / of leveranciers te maken hebben met een overstroming zodat leveringen niet kunnen doorgaan en bepaalde markten afgesloten worden. In deze indicator wordt enkel gekeken naar de interne schade, een inschatting van de externe schade kan eventueel toegevoegd worden in de MKBA.

Een derde indeling is een onderscheid maken tussen directe en indirecte schade. Directe schade omvat de schade aan gebouwen, inboedels, installaties, gewassen, ... daar waar indirecte schade productieverliezen en opruimkosten omvat. In deze indicator worden directe en indirecte schade in rekening gebracht. Alle schade die men berekent is steeds op basis van de vervangingswaarde van een bepaald goed en niet op bijvoorbeeld de aankoopwaarde.

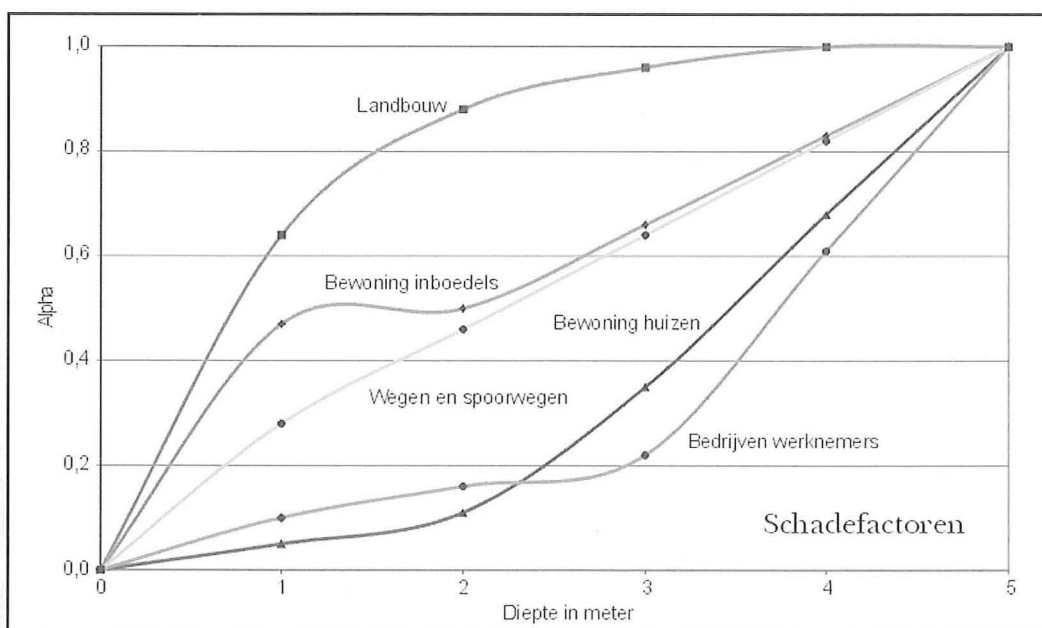
### Schadeberekeningen

Bij het berekenen van de schade wordt in de gebruikte methodologie niet vertrokken van de individuele waarde van één specifiek huis of één specifieke akker. In overeenstemming met het objectief voor schadeberekeningen door de overheid wordt per regio gewerkt met kengetallen voor de verschillende bodemgebruiksklassen. Deze zijn variabel in ruimte en tijd. Verschillende bodemgebruikkaarten en statistieken worden gecombineerd om deze opdeling zo precies mogelijk te maken. Om verschillende zones in Vlaanderen met elkaar te kunnen vergelijken wordt vertrokken van gegevens die voor gans Vlaanderen uniform beschikbaar zijn. De doelstelling van de methode is immers niet in detail te gaan kijken naar enkele objecten, maar om in een gebied een zo goed mogelijke inschatting te maken van de schade die optreedt bij een bepaalde gebeurtenis.

Alvorens aan iedere locatie een schade kan toegerekend worden, is het van belang te weten welke 'objecten' er schade oplopen. Gebiedsdekkende bodemgebruikkaarten geven daar een eerste indicatie, maar zijn onvolledig. Naast bebouwde zones, industriegebieden, weilanden, akkers, recreatiegebieden, enz. worden ook lijnelementen (zoals wegen en spoorwegen) en puntelementen toegevoegd. De puntelementen zijn op te delen in twee grote groepen: enerzijds de historisch puntelementen (kastelen, oude molens, andere historische gebouwen en monumenten) en anderzijds allerlei gebouwen en constructies die een duidelijk verschillende schade hebben dan hun omgeving. In deze laatste klasse zitten bijvoorbeeld telecommunicatiemasten, ziekenhuizen en rusthuizen, politie- en brandweerkazernes, benzinestations, parkeergarages,...

Iedere locatie krijgt een maximale schade wanneer het 'object' als volledig verloren moet beschouwd worden. Bij de meeste overstromingen zal echter een deel van waarde behouden blijven: de inboedel van een huis op de eerste verdieping is niet vernield door het water, door een overstroming is het groeiseizoen op een akker korter maar er is nog een oogst, een deel van de voertuigen heeft tijdelijk het overstroomde gebied kunnen verlaten enzovoort. Het is een moeilijke oefening om de schade voor ieder bodemgebruik af te leiden bij verschillende overstromingen. Uit literatuur volgt dat de enige manier hiervoor is om een relatie met de waterdiepte te veronderstellen. Men gebruikt een factor (meestal weergegeven als  $\alpha$ ) die het aandeel van de opgetreden schade bij een bepaalde waterstand weergeeft in functie van maximale schade. Men weet dat ook andere elementen een rol spelen (zoals vervuiling van het water, stroomsnelheid) maar de waterdiepte wordt verondersteld als grootheid te fungeren waaraan andere parameters impliciet gekoppeld worden. De risicomethode maakt momenteel gebruik van een twintigtal verschil-

Figuur 3: Schadefactoren geven de relatie tussen waterdiepte en schade (als fractie van de maximale schade)





lende relaties, waarvan er enkele geïllustreerd worden in figuur 3. De methode maakt wel een onderscheid tussen een voerstroming met zoet of zout water voor die bodemgebruiksklassen waar dit relevant is.

### Schadekaarten combineren tot risico

Verschillende schadekaarten, afgeleid uit overstromingskaarten met een verschillende kans van voorkomen leiden na weging tot een risicokaart. Mathematisch zou men risico kunnen uitdrukken zoals in formule 1:

$$RISICO = \sum_{\substack{\text{zeer} \\ \text{frequent} \\ \text{voorkomende} \\ \text{gebeurtenissen}}} \text{SCHADE} \times \text{FREQUENTIE}$$

Het risico is de uitdrukking van de gemiddelde jaarlijks te verwachten schade in een bepaald gebied. Het is een functie die rekening houdt met verschillende mogelijke overstromingen, ieder met een bepaalde waterhoogte op iedere plaats en ieder met hun respectievelijke kans van voorkomen.

In praktijk wordt voor de bevaarbare waterlopen vaak gebruik gemaakt van volgende reeks terugkeerperioden (in jaar): 1, 2, 5, 10, 25, 50, 100, 250 (en 500). Voor het sigmaplan langs de Zeeschelde en het tijonderhevige gedeelte van de zijrivieren is dit onvoldoende. Daar worden ook meer extreme terugkeerperioden in rekening gebracht, gaande tot 10000 jaar. Langs de kust worden de kleine terugkeerperioden niet doorgerekend aangezien de schade daar pas optreedt bij zeer uitzonderlijke gebeurtenissen. De corresponderende schade is dan wel meteen zeer groot. Een overzicht van de methodologie kan gevonden worden in Vanneville et al. (2006), een samenvatting ook in MIRA-T2006.

### Internationale context

Vlaanderen heeft – in tegenstelling tot bijvoorbeeld Nederland – geen wettelijke normen voor overstromingskansen. De geformuleerde doelstellingen en de verschillende af te wegen maatregelen zijn niet algemeen geldig maar relevant voor een specifieke omgeving. Zo kan een veiligheidsniveau dat enkele gebaseerd is op kansen dure investeringen opleggen waar niemand beter van wordt. De doelstellingen die met de risico-evaluatie bekeken worden, zeker in het kader van een MKBA, Multi-criteria analyse (MCA) of andere afwegings- of waarderingmethode, kunnen zowel kijken naar materiële schade als naar slachtoffers. ‘Slimmer investeren’ (de titel van een recent Nederlands rapport) is dus perfect mogelijk zonder wettelijke normen op gebied van overstromingskansen.

De Europese Unie bereidt ook een overstromingsrichtlijn voor die, in aanvulling op de Kaderrichtlijn Water (KRW) waar de focus voornamelijk op waterkwaliteit ligt, handelt over waterkwantiteit. Het

Europees Parlement aanvaardde hierover een compromis met de Europese Commissie op 25 april 2007 en de Europese Commissie ging hiermee akkoord op 25 mei 2007. De volledige tekst van het voorstel is te vinden op [http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/nl/com/2006/com2006\\_0015nl01.pdf](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/nl/com/2006/com2006_0015nl01.pdf). en [http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/nl/com/2007/com2007\\_0294nl01.pdf](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/nl/com/2007/com2007_0294nl01.pdf).

Het hele opzet bestaat uit 3 stappen, uit te voeren tegen 2015, waarvan de herzieningen gelijklopend zullen zijn met deze van de KRW. Eerst zal een overstromingsrisicobeoordeling moeten uitgevoerd worden, daarna moeten overstromingsrisicokaarten gemaakt worden en ten slotte moeten overstromingsrisico-beheersplannen opgesteld worden. De data die verzameld worden voor de risicoberekeningen van scenario's voor Vlaanderen, de tool die ontwikkeld wordt en de ervaring met het beoordelen van alternatieven op gebied van schade en risico maken dat Vlaanderen mee kan met een Europese kopgroep wat betreft implementatie van deze richtlijn.

De risicomethode is ook opgenomen in het handboek met voorbeelden van goede praktijk van EXCIMAP en de risicokaarten zijn opgenomen in de bijhorende atlas. Beide zullen de komende maanden verschijnen.

### Conclusie

Vlaanderen heeft een risicomethode beschikbaar die, eens geïmplementeerd in het softwarepakket LATIS (release voorzien voor eind 2007), op een gebruiksvriendelijke manier toelaat om verschillende planalternatieven te vergelijken met de huidige toestand. De onderzochte scenario's kunnen te maken hebben met:

- wijziging van het bodemgebruik en/of waarde-evoluties;
- evolutie van bevolkingsdichtheid;
- wijziging aan de waterbeheer(sing)infrastructuur;
- wijziging aan het hydrologisch of hydraulisch regime van een waterloop door bijvoorbeeld klimaatveranderingsscenario's;
- evacuatie en/of vluchtalternatieven, aanpassingen waarschuwingssystemen en tijden;
- enz.

Risico als gemiddelde jaarlijks te verwachten schade is, naast andere gegevens, een belangrijke kwantitatieve input voor een MKBA zoals gemaakt voor het Sigmaplan of het Geïntegreerd Kustveiligheidsplan. Ook voor andere projecten zoals de vernieuwing van de stuwen op de Dender is de risicobenadering succesvol ingezet. De methode is modulair opgebouwd. Naast de basis-modules zijn recentelijk toevoegingen gemaakt voor schade ten gevolge van bresvorming en golfverslag en worden in de toekomst verder verbeteringen voorzien.

In het kader van de Europese Richtlijn in voorbereiding over overstromingen kan deze risicomethode nuttig ingezet worden, waardoor Vlaanderen al een belangrijke tool in handen heeft voor het uitvoeren van de verschillende stappen (risicobeoordeling, risicokaarten, risicomangement plannen) uit de richtlijn. De methode is klaar om toegepast te worden in Vlaanderen, en is mits het inwinnen van de data vertaalbaar naar andere landen.

### Bibliografie

Vanneuille W., Maddens R., Collard Ch., Bogaert P., De Maeyer Ph., & Antrop M. 2006. Impact op mens en economie t.g.v. overstromingen bekeken in het licht van wijzigende hydraulische condities, omgevingsfactoren en klimatologische omstandigheden. UGent Vakgroep Geografie, studie uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Milieumaatschappij MIRA, MIRA/2006/02.

MIRA (2006). *MIRA-T 2006: Milieu- en natuurrapport Vlaanderen Focusrapport, Hoofdstuk 6: Waterhuishouding – Overstromingen in een wijzigende omgeving*, H. Degans, I. Baten, P. Cabus, K. Martens, F. Raymaekers, A. Vanhille, M. Voet en W. Vanneuille, Vlaamse Milieumaatschappij en Lannoo Campus, Leuven, p. 126-147.

*W. Vanneuille*

*onderzoeker Hydrologisch Informatiecentrum (HIC)*

*Waterbouwkundig Laboratorium Berchemlei 115*

*2140 Borgerhout (Antwerpen)*

*tel. 03 224 60 35 (onthaal)*

*tel. 03 224 61 51 (rechtstreeks)*

*gsm 0474 900 234*

*fax 03 224 60 36*

*wouter.vanneuille@mow.vlaanderen.be*

# Ecosysteem services: welke, waar en hoeveel, kan dat gemeten worden?

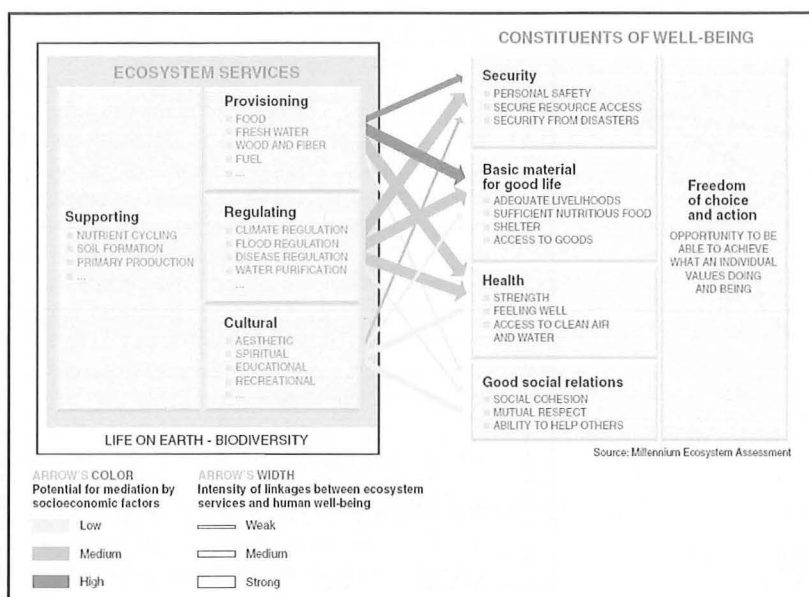
Ecosysteem diensten zijn een recent begrip dat met het groeiende belang van een economische valuatie van natuur en de publicatie van de Millennium Ecosystem Assessment (MEA) zeer veel aandacht gekregen heeft. Het zijn de voordelen die de mens bekomt van de ecosystemen en waar ons voortbestaan in belangrijke mate van af hangt. De ecosystemediensten worden opgedeeld in "provisioning", "supporting", "regulating" en "cultural" services. Elk van die diensten kan gerelateerd worden aan verschillende aspecten van het menselijke welzijn. De vraag dringt zich dan ook op hoe gemakkelijk dit concept vertaalbaar is binnen het waterbeheer. In dit artikel worden een drietal cases besproken waarin we aantonen dat het mogelijk is om de diensten te kwantificeren en op basis daarvan te vertalen naar beheersmaatregelen. In de eerste case wordt aangetoond dat de ecosystemedienst "het leveren van zuiver water" door een stroombekken kan geoptimaliseerd worden en dat de resulterende kost voor de consument de helft is dan wanneer een zuiveringsinstallatie moest gebouwd worden om de gevolgen van de degradatie van het stroombekken te compenseren. Voor het bekken van de Mississippi kon, als tweede case, berekend worden dat de aanleg van moerassen met een oppervlakte van 1% van het stroomgebied voldoende is om via de ecosystemediensten "regulatie van stofstromen" en "waterzuivering" de nutriënten vracht naar de Golf van Mexico zo te reduceren dat de anoxische omstandigheden over een oppervlakte van meer dan 22.000 km<sup>2</sup> zouden verdwijnen, met alle positieve gevolgen voor de zeevisserij van dien. Tenslotte wordt dieper ingegaan op de achteruitgang van ecosystemediensten van het Schelde estuarium en de mogelijkheden om die concreet te meten. Ook hier kunnen die gegevens vertaald worden in benodigde oppervlakt habitat nodig voor het herstel van de ecosystemediensten.

## Inleiding

Het begrip "ecosystem goods and services" of ecosystemediensten heeft zijn intrede gedaan begin de jaren negentig door de invloedrijke werken van onder andere De Groot (1992) en Daily (1997). De mogelijkheid om een link te leggen tussen ecosystemediensten enerzijds en ons economisch systeem anderzijds, zoals aangegeven door Costanza et al. (1997) heeft het onderzoek aan ecosystemediensten een verdere stimulans

gegeven. De opname van het concept als centraal element in de Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) is een derde en cruciale stap die niet alleen het onderzoek aan ecosystemediensten zal bepalen maar ook de toepasbaarheid en het wereldwijde gebruik van het concept in beleid en beheer van ecosystemen. In deze bijdrage willen we dan ook eerst een het concept van ecosystemediensten beschrijven en vervolgens enkele cases toelichten waar het concept gebruikt werd als basis voor inrichting en beheer.

Figuur 1: Overzicht van de ecosystemediensten en hun relatie met de socio-economische aspecten van de maatschappij (uit MEA 2005)



## Ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten zijn de voordelen die de mens bekomt (ander woord) van ecosystemen (MEA, 2005). Die worden, in de MEA, opgesplitst in "provisioning", "regulating", "supporting" en "cultural" (Fig. 1). De "supporting services" omvatten basis ecosysteemprocessen zoals primaire productie, nutriënt cyclering, zuurstof productie, bodem vorming etc. Deze vormen de basis voor alle andere ecosystemediensten. De "provisioning services" omvatten die zaken die we direct kunnen oogsten of gebruiken zoals voedsel, brandstof, hout, water en genetisch materiaal. De "regulating services" echter zijn die diensten die we krijgen op basis van regulatorische functies binnen ecosystemen. Dit zijn o.a. klimaatregulatie, controle van erosie, regulatie van ziektes, waterzuivering etc. Dit zijn zaken die, in tegenstelling tot de "provisioning services", niet direct kunnen geoogst of gebruikt worden, maar die wel zeer belangrijk zijn voor de mens en onze maatschappij. De vierde groep diensten, de "cultural servi-

ces" vormen een duidelijk aparte categorie en omvatten o.a. esthetische en spirituele waarden, recreatie en onderwijs.

Biodiversiteit en ecosysteem diensten zijn zeer gerelateerde begrippen. Biodiversiteit omvat de structurele component van en de variatie tussen ecosystemen. Het zijn de biota en de ecologische processen binnen de ecosystemen die de services leveren. Er is dan ook een groeiende hoeveelheid literatuur over de relatie tussen structurele biodiversiteit en functionaliteit. Die relatie kan drie verschillende vormen aannemen (fig. 2) (Kremen, 2005). Een asymptotische relatie zou ontstaan wanneer een beperkt aantal soorten instaat voor het grootste deel van de functie, bv. het grootste deel van de primaire productie is te wijten aan een beperkt aantal soorten. Een groot aantal soorten, aanwezig in kleine aantallen en/of met een lage efficiëntie dragen weinig bij aan de totale productie. Een lineair verband is te verwachten wanneer elke soort een zelfde eenheid van functie zou bijdragen en in gemeenschappen met een grote evenness voorkomt. Een exponentiële curve echter is te verwachten wanneer de interactie tussen soorten hun efficiëntie zou vergroten. Dit zijn bv. plant-bacterie of plant-fungi interacties die opname van nutriënten kan verbeteren. Dit betreft dus de relatie tussen biodiversiteit en 1 functie, maar een ecosysteem levert veel verschillende functies. Soorten die misschien weinig bijdragen tot functie 1 kunnen dan juist weer zeer belangrijk zijn voor functie 2 etc. Anderzijds geeft deze relatie het verband aan tussen aantal soorten en de functie, onafhankelijk van welke soort het is. Zo kan het best zijn dat soort 1 in jaar 1 het meest bijdraagt tot functie 1 (bv. primaire productie) maar dat dit in jaar 2 een totaal andere soort, die in jaar 1 onbelangrijk was, het meest bijdraagt tot functie 1. Dit kan het gevolg zijn van kleine verschillen in abiotische factoren tussen jaren of van biotische interacties (predatie, ziektes, ...). Bovendien vervult een ecosysteem verschillende

functies waarvoor meestal ook weer andere soorten nodig zijn. Op basis van deze overweging wordt momenteel aangenomen dat het grootste deel van de biodiversiteit in een ecosysteem een significante bijdrage levert aan de services van dat ecosysteem. Biodiversiteit blijft echter een intrinsieke waarde hebben onafhankelijk van het menselijke belang.

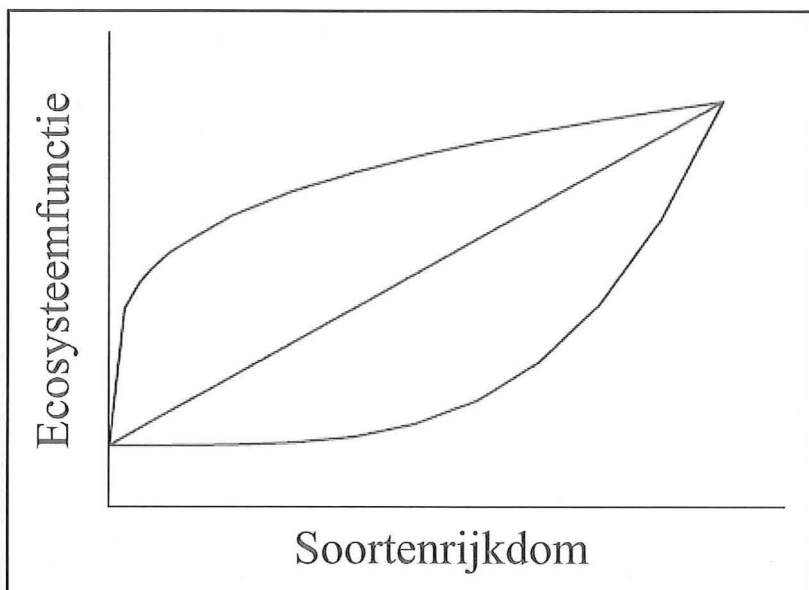
De link tussen ecosystemendiensten en het menselijke welzijn wordt in de MEA verder in detail uitgewerkt (fig. 1).

### Case 1: de drinkwatervoorziening van New York

Het drinkwater voor New York wordt aangevoerd vanuit 3 verschillende stroomgebieden: de Delaware, de Catshill en de Croton stroombekkens. In elk bevindt zich één of meer reservoirs (achter een stuwdam) van waaruit het water, zo 4 à 5 miljard liter per dag voor 9 miljoen gebruikers, wordt vervoerd in pijpleidingen over meer dan 150 km afstand. De kwaliteit van het water begon langzaam achteruit te gaan en twee opties werden naar voor geschoven als oplossing. De eerste bestond uit het bouwen van een zuiveringsinstallatie, een investeringskost van ongeveer \$ 6 - 8 miljard en een exploitatiekost van ongeveer \$ 300 miljoen per jaar. De tweede optie is gebaseerd op een analyse van Ernst (2004) die vond dat er een negatief verband is tussen de zuiveringskost van water en het areaal bos in het stroomgebieden. De zuiveringskost per miljoen gallon daalt van meer dan \$140 tot minder dan \$40 wanneer het areaal bos varieert van bijna niets tot meer dan 60% van de oppervlakte. Dit is uiteraard het gevolg van enerzijds de mindere vervuiling wanneer het areaal bos relatief meer oppervlakte inneemt en anderzijds de betere zelfzuiverende werking van de waterlopen onder meer natuurlijke omstandigheden. Op basis van die analyse werd nagegaan wat de mogelijkheden waren om de kwaliteit van het water in de stroomgebieden zelf te verbeteren in plaats van dit te doen via een zuiveringsinstallatie. Dit vereist 2 types maatregelen. Vooreerst het verwerven van land: ongeveer 150.000 ha zou worden aangekocht voor een totaal bedrag van \$1.2 miljard gespreid over 10 jaar. Dit komt bovenop de 50.000 hectare die al in eigendom van de stad zijn. In totaal zou dan ongeveer 30% van de oppervlakte van de stroomgebieden in eigendom van de overheid zijn. Vervolgens zijn investeringen vereist in verbetering van bestaande zuiveringsstations en reductie van diffuse lozingen, samen zo' \$270 miljoen. De keuze voor dit alternatief vereist geen verhoging van de kostprijs voor water en is ook het alternatief waarvoor gekozen werd (Stern, pers. Com.).

Dit voorbeeld geeft heel duidelijk aan hoe een ecosysteem dienst, het leveren van zuiver water, kan aangewend worden op een economisch verantwoorde manier waarbij drinkwaterproductie en behoud van de biodiversiteit van enkele stroombekkens hand in hand gaan.

Figuur 2. Relatie tussen de biodiversiteit en ecosysteemfuncties (naar Kremen, 2005)





## Case 2: nutriëntverwijdering in de Mississippi

De volgende case omvat een studie van Mitsch et al. (2005). In de golf van Mexico is een zeer groot deel van de zeebodem (zo'n 20.000 km<sup>2</sup>) sterk onderhevig aan anoxia door de enorme vracht nutriënten die via de Mississippi worden aangevoerd. Hierdoor is het bodemdierleven ernstig aangetast wat negatieve gevolgen heeft op de vissen en dus op de zeevisserij. Er zijn dan ook dringend maatregelen nodig om de nutriëntenvracht van de rivier te beperken. Eén van de mogelijkheden hiertoe is de uitbreiding van het areaal aan wetlands, immers het is gekend dat die een belangrijke sink kunnen zijn voor nutriënten. Op basis van een analyse van gegevens van 50 "wetland jaren" (1 jaar data van 1 wetland is een wetland jaar) van 12 verschillende wetlands, werd een functie opgesteld die het percentage verwij-

Tabel 1. Overzicht van de verschillende ecosystemendiensten (naar De Deckere en Meire, 2002). In italic zijn die diensten, binnen het Schelde estuarium, aangegeven waarvoor kan aangetoond worden dat ze de voorbije decaden negatief werden beïnvloed door menselijke activiteiten.

<b>Vigor</b>	<b>Organisation</b>	<b>Resilience</b>
<b>Supporting services</b>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>primaire productie</i></li> <li>• <i>nutrient cyclering</i></li> <li>• <i>water cyclering</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>habitat voor zeldzame soorten of populaties</i></li> <li>• <i>biodiversiteit</i></li> <li>• <i>kinderkamer functie</i></li> <li>• <i>migratie route</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>bodem vorming</i></li> </ul>
<b>Regulating services</b>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>regulatie van lucht kwaliteit</i></li> <li>• <i>Klimaat regulatie</i></li> <li>• <i>Water zuivering en afval verwerking</i></li> <li>• <i>Regulatie van transport van nutriënten en contaminanten</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Regulatie van ziektes</i></li> <li>• <i>Regulatie van pestsoorten</i></li> <li>• <i>pollination</i></li> <li>• <i>Trofisch-dynamische regulatie</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Waterregulatie (bescherming tegen overstromingen)</i></li> <li>• <i>Regulatie van erosie en sediment val</i></li> <li>• <i>Behoud van habitat structuur en karakteristieken (bv. getij karakteristieken)</i></li> <li>• <i>Regulatie van natuurlijke calamiteiten</i></li> </ul>
<b>Provisioning services</b>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>zuiver water</i></li> <li>• <i>zuivere lucht</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Hout</i></li> <li>• <i>Fiber</i></li> <li>• <i>brandstof</i></li> <li>• <i>genetische resources</i></li> <li>• <i>biochemische stoffen, natuurlijke medicijnen en andere pharmaceutica</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>zuiver water</i></li> </ul>

dering van N berekend in functie van de belasting per m<sup>2</sup> per jaar. Hieruit blijkt dat bij een gemiddelde belasting van 60 NO<sub>3</sub>-N g/m<sup>2</sup>.jaar de verwijdering meer dan 40% is met een 95% confidentie interval tussen 18 en 70%. Een reductie van de N vracht naar de Golf van Mexico met 40% is nodig om het hypoxia probleem op te lossen. Op basis van die verwijderingpercentages kon vervolgens berekend worden dat 22.000 km<sup>2</sup> wetland nodig is om die reductie in vracht te bereiken. Op zich een enorme oppervlakte, maar dit is nog niet 1% van de totale oppervlakte van het bekken!

## Case 3: Het Schelde estuarium

Het Schelde bekken is amper 21.863 km<sup>2</sup>, maar met een totale bevolking van meer dan 10 miljoen mensen behoort het tot een van de dichtst bevolkte stroombekkens ter wereld (477 inwoners/km<sup>2</sup>). Het 160 km lange Schelde estuarium vormt de monding van de Schelde rivier en is zeer sterk door de mens beïnvloed (Meire et al. 2005). De morfologie van het estuarium veranderde drastisch door inpolderingen (meer dan 30% van de totale oppervlakte ging verloren in de 20ste eeuw) en baggerwerken (sommige drempels werden met meer dan 6 meter verdiept). Dit samen met de zeespiegelstijging en veranderingen in het boven-debiet veranderde het hydrodynamische regime: een stijging van de getijamplitude met bijna een meter is het meest uitgesproken. Deze morfo- en hydrodynamische veranderingen resulteerden samen met slechte waterkwaliteit in een sterke achteruitgang van het ecologisch functioneren (Meire et al. 2005, 2007).

De ecosystemendiensten van het estuarium werden in kaart gebracht en gelinkt aan het concept van "ecosystem health". Dit concept is gebaseerd op drie pijlers: "organization", "vigor" and "resilience" (Rapport, 1992). Voor elk van deze pijlers kunnen de ecosystemendiensten gedefinieerd worden (tabel 1)(De Deckere & Meire, 2000; Van den Berg et al. 2003; Adriaensens et al. 2005). De "organization" refereert vooral aan de structurele biodiversiteit, de aanwezigheid van soorten, hun interacties in voedsel webben en de trofische structuur van het systeem. Afgeleide diensten zijn een evenwichtig voedsel web (geen dominantie van specifieke soorten, geen pest soorten, etc.); een habitat voor zeldzame en bedreigde soorten. Specifiek voor estuaria is de kinderkamerfunctie voor vis en crustacea van uitzonderlijk belang. Ze zijn bovendien de primaire migratie routes voor anadrome en catadrome vis soorten. Uiteindelijk kunnen verschillende soorten geoogst worden als voedsel, constructiemateriaal (hout,..) etc. De tweede pijler, "vigor" omvat alles rond de kracht van het system en wordt vooral beschreven door de primaire productie en de nutriënt cyclering. Afgeleide functies zijn ondermeer de regulering van transporten van nutriënten en polluenten naar de Noordzee door de capaciteit om vrachten vanuit het bekken te reduceren via biogeochemische processen. Dit is eveneens gekoppeld aan de

gasuitwisseling met de atmosfeer en klimaatregulatie. De "resilience" tenslotte beschrijft de buffer functie van het systeem voor dynamische processen. Dit leidt op zijn beurt tot functies of diensten zoals water regulatie, bescherming tegen overstromingen, buffer voor sedimenten en bescherming tegen erosie.

De huidige toestand van deze ecosystemendiensten werd geëvalueerd en hieruit bleek dat de globale toestand van de meeste ecosystemendiensten sterk verminderd is. Op basis hiervan werden dan doelstellingen afgeleid. Zo moet de dienst waterregulatie verbeterd worden door het beter bufferen van de bovenstroomse afvoer en het verder dissiperen van de getijdenenergie (tabel 2). Deze doelstellingen moeten vervolgens ruimtelijk gedifferentieerd worden. Zo kan het beter bufferen van bovenstroomse afvoer uiteraard alleen bovenstrooms gebeuren. Dissipatie van getijdenenergie moet dan weer vooral in de Westerschelde en in de Zeeschelde afwaarts Temse plaats vinden. Het halen van deze doelstellingen vereist echter de nodige maatregelen die uiteraard ook ruimtelijk gedifferentieerd moeten zijn (Adriaensens et al. 2005; Van den Bergh et al. 2005). De essentiële vraag is ook hier het kwantificeren van die maatregelen. Hoeveel moeten we bovenafvoer bufferen, hoeveel getij-energie kunnen we dissiperen, hoeveel nutriënten moeten verwijderd worden etc. Daarnaast moeten we dan weten hoe verschillende maatregelen bijdragen tot het leveren van die ecosystemendiensten. Dit werd benaderd op 2 manieren: via directe metingen in het veld en via modellering.

Hoewel al heel veel ecologisch onderzoek werd verricht in het Schelde estuarium (Meire en Van Damme, 2005) blijft er nog een groot hiaat in onze kennis over verschillende ecosystemendien-

Tabel 2. Overzicht van verschillende doelstellingen voor het verbeteren van de ecosystemendiensten langs de Schelde en dit opgesplitst voor verschillende zones: Vlakte van de Raan; Vlissingen- Hansweert; Hansweert-grens; Grens-Burcht; Burcht-Temse; Temse-Dendermonde; Dendermonde-Gent; Durme; Zenne, Dijle, Nete; Stroomopwaarts

doelstelling	01 VIRAa	02 VHAan	03 HanGr	04 GrBur	05 BurTm	06 TmDem	07 DemGt	08 Durme	09 ZeDNe	10 strSc
maximaliseren buffer bovenstroomse afvoer	0	0	0	0	+	+	++	++	++	++
maximaliseren tidale energiedissipatie	+	++	++	++	++	+	+	+	+	0
uitbreiden meergeulenstelsel	0	++	++	0	0	0	0	0	0	0
optimaliseren natuurlijk habitatprocessen	++	++	++	++	++	++	++	++	++	0
minimaliseren turbiditeit	0	+	+	++	++	++	++	++	++	0
optimaliseren koolstofhuishouding	0	0	0	0	0	0	0	0	0	++
optimaliseren stikstofhuishouding	0	0	+	+	+	++	++	++	++	++
optimaliseren zuurstofhuishouding	0	0	0	+	++	++	+	++	+	++
optimaliseren fosforhuishouding	0	0	0	0	0	0	+	+	+	++
optimaliseren siliciumhuishouding	+					++	++	++		0
optimaliseren primaire productie	0	+	+	++	++	++	+	++	+	0
optimaliseren condities voor zoöplankton	0	+	+	++	++	++	++	++	++	0
optimaliseren condities voor benthos	+	++	++	++	++	++	++	++	++	0
optimaliseren vismigratie	0	+	+	+	+	+	++	++	++	++
uitbreiden areaal ondiep laagdynamisch water	+	++	++	++	++	++	++	++	++	0
uitbreiden areaal slik	+	++	++	++	++	++	++	++	++	0
verlagen dynamiek slik	0	++	++	0	0	0	0	0	0	0
uitbreiden areaal schor	+	++	+	+	++	+	++	+	++	0
verjongen schor	+	++	++	++	++	++	++	0	0	0
uitbreiden areaal wetland	0	0	0	+	+	+	++	+	++	0

sten. Processen in het pelagiaal (primaire productie, mineralisatie,..) en op slikken zijn relatief goed gekend. Veel minder is geweten over de interactie tussen het pelagiaal en de schorren. Hier vatten we kort enkele recente studies samen. In het Tielrode broek nabij Tielrode werd een volledig ecosysteem 15N labelling experiment uitgevoerd. Dit leverde experimentele evidentie voor het grote potentieel van zoetwaterschorren om N retentie en transformatie te bevorderen (Gribsholt et al. 2005, 2006). De schorren stimuleren nitrificatie van ammonium tot nitraat. Transformatie via denitrificatie en nitrificatie is even belangrijk als de retentie van N. Wortels, bovengrondse vegetatie, sediment en plant detritus weerhouden ongeveer 4 % van het toegevoegde ammonium, terwijl 9% werd genitricificeerd. Hoewel denitrificatie niet direct gemeten werd gedurende het experiment, kunnen we inschatten dat tot 14 % van het toegevoegde ammonium werd verwijderd uit het extuariene ecosysteem door denitrificatie in het zoetwaterschor.

Naast hun belang voor N, vertegenwoordigen zoetwaterschorren ook een grote voorraad biogeen Si (BSi), zowel in het sediment als in de vegetatie (Struyf et al. 2005). BSi is gemakkelijk oplosbaar vergeleken met mineraal Si, wat als inert beschouwd wordt op biologische tijdschalen (Van Cappellen 2003). Het feit dat zoetwaterschorren, gedomineerd door *Phragmites australis*, over een grote stock reactief silicium beschikken, maakt hun een belangrijke buffer voor opgelost silicium in het estuariene ecosysteem. Oplossing van BSi verrijkt het poriënwater met opgelost silicium (DSi) vergeleken met het estuariene pelagisch water. Concentraties DSi in poriënwater van de zoetwaterschorren langs de Schelde kunnen een grootteorde meer zijn dan de concentraties DSi in het water gedurende de zomer. Jaargemiddeld zijn de poriënwater DSi concentraties ongeveer 500  $\mu\text{M}$  (or 14 mg L<sup>-1</sup>), terwijl DSi concentraties maximaal rond de 300  $\mu\text{M}$  schommelen in het pelagiaal, en kunnen zakken tot 10  $\mu\text{M}$  in de zomer (Struyf et al. 2005). Als gevolg van dit BSi-recycling mechanisme, zijn zoetwater getijden gebieden belangrijke buffers in de estuariene Si cyclus: ze exporten het meeste DSi, wanneer de DSi-inhoud in het overstromingswater en het pelagiaal uitgeput is (Struyf et al. 2006) door fytoplankton bloei. De ratio van DSi tegenover N en P is bepalend voor het al dan niet uitbreken van schadelijke algenbloei in het estuarium of de kustzee. Bij te lage DSi concentraties worden kiezelwieren gelimiteerd in hun groei en kunnen andere groepen zoals blauwwieren of schuimalgen dominant worden met alle gevolgen van dien (release van toxische stoffen, schuimvorming,..). Als DSi-buffers kunnen schorren gedeeltelijk de antropogene over-input van N en P in de estuaria compenseren. Zowel het sediment als de vegetatie spelen een analoge rol in dit mechanisme, namelijk die van buffer voor recyclebaar Si.

Naast het direct meten van de omvang van verschillende ecosystemendiensten is een modelmatige inschatting essentieel. Voor de Zeeschelde werd

een bestaand ecosysteemmodel voor de Westerschelde aangepast en uitgebreid (Cox et al. 2005). Dit maakt het mogelijk om de impact van bv. aanleg van extra schorren of gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij op de waterkwaliteit van de Schelde in te schatten. Zo kon aangetoond worden dat de aanleg van een gecontroleerd gereduceerd getij over een oppervlakte van zo'n 200 ha nabij Kruibeke een significante impact heeft op de zuurstofconcentratie in de Schelde over een afstand van meer dan 20km. Ook de primaire productie wordt hierdoor gestimuleerd.

Uiteindelijk werd op basis van de kwantificering van de ecosysteemdiensten uitgerekend hoeveel oppervlakte estuarien habitat moet hersteld worden langs de Schelde om aan de goede ecologische kwaliteit te voldoen voor de Europese Kaderrichtlijn Water en aan de doelstellingen van de Europese habitat- en vogelrichtlijn (Adriaensens et al. 2005). Die oppervlaktes nodig voor een verbetering van het ecologisch en geomorfologische functioneren, werden ook gekoppeld aan de oppervlaktes nodig voor de veiligheid (ecosysteemdienst "buffer tegen overstromingen"), immers veel gebieden kunnen verschillende ecosysteemdiensten leveren.

## Conclusie

Het concept van ecosysteemdiensten is erg belangrijk omdat het een link vormt tussen enerzijds de ecosystemen en anderzijds onze maatschappij met zijn socio-economisch systeem. De opgesomde voorbeelden geven duidelijk aan dat het mogelijk is om de verschillende ecosysteemdiensten te omschrijven en gebiedspecifiek te gaan evalueren. Dit kan vervolgens in een oppervlakte vertaald worden die nodig is om bepaalde doelstellingen te bereiken (oppervlakte van het stroombekken dat moet beschermd worden om voldoende zuiver water te leveren voor New York, de oppervlakte wetland nodig voor het anoxia probleem in de Golf van Mexico op te lossen en de oppervlakte schor om de waterkwaliteit in de Schelde te verbeteren). Deze voorbeelden geven duidelijk de bruikbaarheid van het concept weer.

Anderzijds is het uiteraard zo dat nog heel wat kennis ontbreekt om dit concept gemakkelijk toe te passen. Extra kennis is nodig over de link tussen een ecosysteemdienst (bv. leveren van zuiver water) en de ecologische processen die hieraan ten grond liggen. Dit gaat van zeer simpel zoals bv. bij de ecosysteemdienst "buffer tegen overstromingen" waarbij vooral het bergingsvolume van het gebied moet gekend zijn tot zeer complexe diensten zoals primaire productie of regulatie van stofstromen. Hierbij is inzicht nodig in spatio-temporele schalen waarop de processen zich afspelen en in de omgevingsfactoren die de ecologische processen beïnvloeden. Daarnaast is het uiteraard eveneens essentieel om inzicht te hebben in de soorten en/of andere ecologische "assess" die de ecologische processen bepalen

en dus de diensten leveren. Dit zijn de zogenoemde "ecological service providers (ESP)" (Kremer, 2005).

Kortom, het is een veel belovende benadering, maar er is dringend meer onderzoek nodig naar kwantificering van de ecosysteemdiensten en de onderliggende processen. Dan kan het concept verder vertaald worden richting inrichting en beheer.

## Literatuur

Adriaensens, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Van Hove, D. & Meire, P. 2005. Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R.82, Antwerpen.

Costanza et al. (1997) Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, & M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253- 260.

Cox, T, Soetaert, K en Meire, P., 2005. Studieopdracht in het kader van de actualisatie van het Sigmaplan. Eindrapport Opdrachtgever: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap AWZ, Afdeling Zeeschelde. Rapport ECOBE 05-R75

Cox, T., Maris, T., De Vleeschouwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K. & Meire, P. 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering*, 28: 55-63.

Daily, G.C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington.

De Deckere, E. & Meire, P. 2000. De ontwikkeling van een streefbeeld voor het Schelde estuarium op basis van de ecosysteemfuncties, benaderd vanuit de functie natuurlijkheid. Universiteit van Antwerpen, 2000.

De Groot 1992. *Functions of nature; Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters-Noordhoff, Amsterdam.

Ernst C. 2004, *Protecting the Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water*, Trust for Public Land, Washington D.C.

Gribsholt, B., Boschker, H.T.S., Struyf, E., Andersson, M., Tramper, A., De Brabandere, L., Van Damme, S., Brion, N., Meire, P., Dehairs, F., Middelburg, J.J. & Heip, C. 2005. Nitrogen processing in a tidal freshwater marsh: a whole ecosystem <sup>15</sup>N labelling study. *Limnology & Oceanography*, 50: 1945-1959.

- Gribsholt, B., Struyf, E., Tramper, A., Andersson, M.G.I., Brion, N., De Brabandere, L., Van Damme, S., Meire, P., Middelburg, J.J., Dehairs, F. & Boschker, H.T.S. 2006. Ammonium transformation in a nitrogen-rich tidal freshwater marsh. *Biogeochemistry*, 80: 289-298.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Maris, T., Cox, T., Temmerman, S., De Vleeschouwer, P., Van Damme, S., De Mulder, T., Van den Bergh, E. & Meire, P. (2007). Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a controlled inundation area. *Hydrobiologia* 588: 31-43.
- Meire, P., Van Damme, S., 2005. (Eds.) Ecological functions in the Schelde estuary: from past to future. Special issue. *Hydrobiologia*, 540.
- Meire, P., Ysebaert, T., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Maris, T. & Struyf, E. 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia*, 540: 1-11.
- Meire, P., Van Damme, S., Struyf, E., Maris T., Backx, H., 2007 Ecosystem services: a key element in protecting biodiversity of wetlands, rivers and estuaries. Pg 41 - 56 in Bourdeau P. en E. Zaccai (Eds) *The Millennium Ecosystem Assessment Implication for Belgium*. Proceedings of a conference held in Brussels on 27 October 2006, Koninklijke Vlaamse Academie van België voor Wetenschappen en Kunsten, Brussel.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005 Ecosystems and Human well-being: current state and trends. Island Press, Washington
- Mitsch W.J., J.W. Dayb, L. Zhang, R. en Lane, R. 2005. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecological engineering* 24: 267-278.
- Rapport, D. J., 1992. Evaluating ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1: 15-24.
- Struyf, E., Dausse, A., Van Damme, S., Bal, K., Gribsholt, B., Boschker, H.T.S., Middelburg, J.J. & Meire, P. 2006. Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography*, 51: 838-846.
- Struyf, E., Van Damme, S., Gribsholt, B., Middelburg, J.J. & Meire, P. 2005. Biogenic silica in freshwater marsh sediments and vegetation. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 51-60.
- Van Cappellen, P. 2003. Biomineralisation and global biogeochemical cycles. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 54: 357-381.
- Van den Bergh, E., Van Damme, S., Graveland, J., de Jong, D.J., Baten, I. & Meire, P. 2003. Studierapport ontwikkelingsmaatregelen te behoeve van de ontwikkelingsschets voor 2010 voor het Schelde estuarium. (NOPSE) Werkdocument/RIKZ/OS/2003.825x.
- Van den Bergh, E., Van Damme, S., Graveland, J., de Jong, D.J., Baten, I. & Meire, P., 2005. Ecological Rehabilitation of the Schelde Estuary (The Netherlands-Belgium; Northwest Europe): Linking Ecology, Safety against Floods, and Accessibility for Port Development. *Restoration Ecology* 13: 204-214

*Patrick Meire*  
*Universiteit Antwerpen - Campus Drie Eiken*  
*Departement Biologie*  
*Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer*  
*Universiteitsplein 1*  
*BE-2610 Wilrijk*

*Telefoon: 0032 3 820 2274*  
*e-mail: patrick.meire@ua.ac.be*  
*http://www.ua.ac.be/ecobe*



# Wat is de maatschappelijke waarde van waterlopen met goede ecologische kwaliteit ?

*De waarde van waterlichamen met goede ecologische kwaliteit zijn zeer divers. Ze omvatten vermeden kosten in de watersector (waterkwantiteitsmanagement,..), meer waardevolle mogelijkheden voor recreanten in en rond het water, welvaartsbaten van meer natuurlijkheid en biodiversiteit, enz. Om ze in te schatten moet men het concept van aquatische ecosystemen als leveranciers van goederen en diensten operationeel maken en de milieu-economie levert methodieken om deze goederen en diensten te waarderen in geldtermen. De omvang van de baten hangen samen met de kenmerken en het gebruik van de waterlichamen, welke goederen en diensten zij aan die omgeving leveren, het aantal gebruikers en hun voorkeuren en inkomens. Omdat de baten divers en locatieafhankelijk zijn laten ze zich moeilijk in één simpel model of kengetal vatten. De Europese kaderrichtlijn Water (KRW) geeft nu weliswaar een boost aan het inschatten van de baten in heel Europa, maar de ervaring in de landen die voorop lopen (VK, Ned. Fr.) toont aan dat een onderzoeksstrategie nodig is om tot batenschattingen te komen die nuttig zijn voor evaluatie van efficiëntie van maatregelen en voor communicatie met doelgroepen.*

## 1. Inleiding

In toepassing van de Europese kaderrichtlijn Water (KRW) moeten lidstaten voor alle waterlichamen beheersplannen opmaken die garanderen dat tegen 2015, en uiterlijk 2027, een goede ecologische toestand wordt bereikt. Dit zal voor Vlaanderen en vele lidstaten extra maatregelen vragen, terwijl ook voor de uitvoering van bestaande regelgeving nog vele inspanningen en kosten zullen nodig zijn. Economische analyse kan bijdragen om hiertoe de meest doeltreffende en efficiënte maatregelen te kiezen en de kosten en baten van verschillende ambitieniveaus en maatregelen af te wegen. De KRW zelf vereist economische analyse voor de opmaak van de bekkenbeheersplannen. Dit omvat:

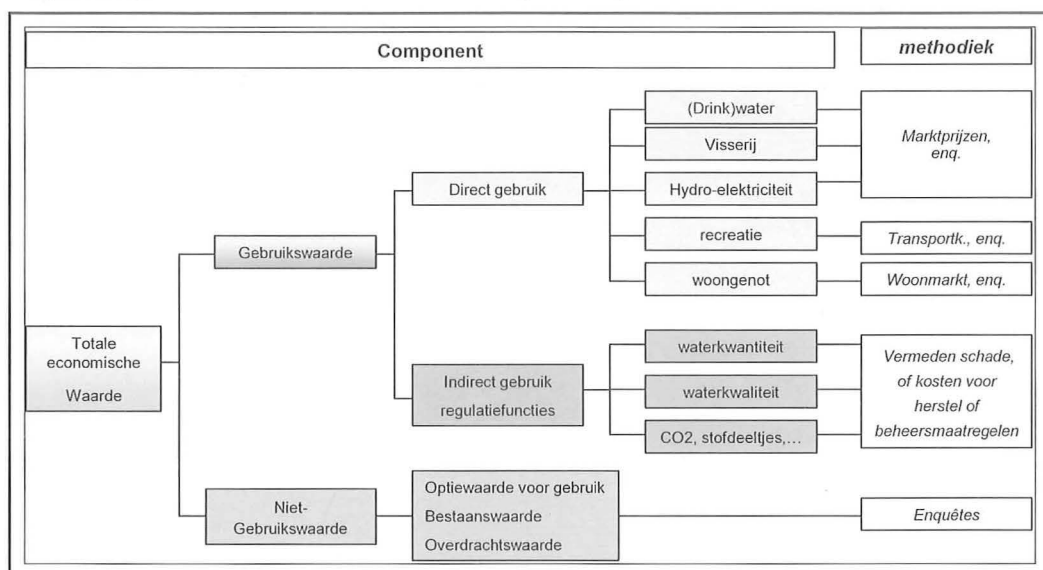
- een analyse van de economische factoren die het gebruik van water en druk op waterlichamen beïnvloeden;
- een kosteneffectiviteitanalyse om de meest efficiënte maatregelen te identificeren;
- volledige terugwinning van de kosten, inclusief de milieu- en resourcekosten. Milieu- en resourcekosten slaan in deze context op welvaartsverlies (schade voor mens en milieu) omwille van het niet bereiken van een goede ecologische status. Milieukosten zijn het gevolg van een mindere waterkwaliteit, resourcekosten een gevolg van het niet optimaal benutten van de beperkte hoeveelheid water.
- Tot slot kunnen doelstellingen bij- of uitgesteld worden op basis van disproportionele kosten. De KRW zelf specificeert niet hoe dit criterium moet uitgewerkt worden.

De KRW vereist weliswaar geen inschatting van de maatschappelijke en economische baten van het bereiken van de goede ecologische status. De opsomming maakt echter duidelijk dat het nuttig is om deze baten in kaart te brengen en zo de economische analyse compleet te maken. Deze baten hebben betrekking op vermeden milieu- en resourcekosten en zijn niet enkel nuttig voor evaluatie van efficiëntie en disproportionaliteit maar ook voor communicatie met doelgroepen.

## 2. Schone waters leveren uiteenlopende baten.

De milieu-economie levert methodieken om de maatschappelijke en economische baten van een verbetering van de milieukwaliteit in te schatten. Deze methoden bouwen voort op het in kaart brengen en waarderen van de goederen en diensten die een waterlichaam van goede kwaliteit levert voor de huidige en toekomstige generatie. In figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de verschillende componenten van de totale economische waarde. De direct gebruikswaarde omvat goederen zoals (drink)water, vis, hydro-elektriciteit en diensten zoals recreatie en woongenot. De economische waardering van deze goederen en diensten moet de voorkeuren van de burgers voor deze goederen of diensten reflecteren, net zoals de marktprijzen dat doen. Afhankelijk van het soort goed of dienst zijn er verschillende bronnen: voorkeuren kunnen direct afgeleid worden uit marktprijzen, uit prijzen op verwante markten (bijvoorbeeld de meerwaarde voor woningen nabij water met goede kwaliteit of hoeveel kosten mensen willen maken om van waterrecreatie te kunnen genieten) of vanuit enquêtes. De indirecte gebruikswaarde omvat de regulatiefuncties, en deze kunnen gewaardeerd worden aan de hand van vermeden schade (bijv. door overstroming of droogte) of vermeden kosten van maatregelen (bijv. opvang van CO<sub>2</sub> kan gewaardeerd worden op basis van de marginale kosten van CO<sub>2</sub> reductiemaatregelen). De niet-gebruikswaarde omvat de waarde die we hechten aan een bescherming van waterlichamen, ook al maken we er hier zelf en nu geen direct gebruik van. Dit omvat onze waardering om hier later eventueel toch gebruik van te maken (optiewaarde), om waterlichamen in goede status over te dragen aan de volgende generatie (overdrachtswaarde) en de welvaart die we ontleiden aan het weten dat we ons ecosysteem en soortenrijkdom adequaat beschermen (bestaanswaarde). Deze categorieën kunnen we enkel waarderen op basis van de uitgedrukte voorkeuren die we afleiden uit enquêtes

Figuur 1: componenten van de totale economische waarde van aquatisch ecosysteem



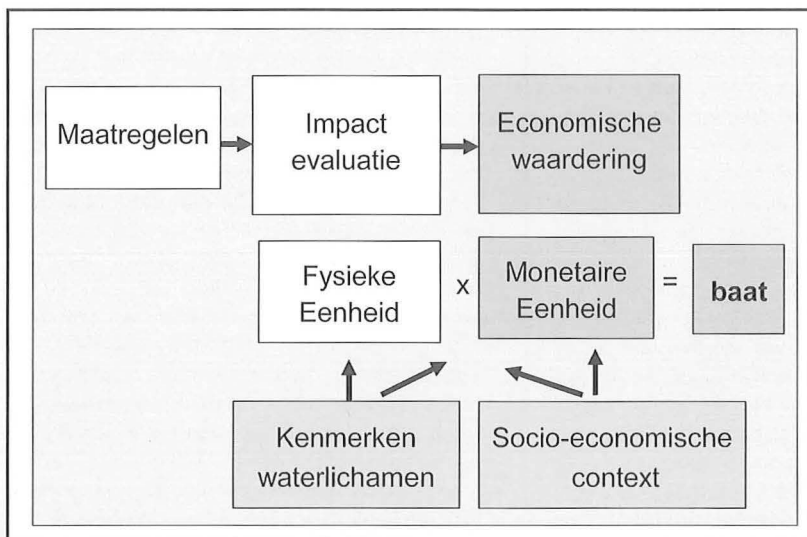
Bron: op basis van Hanley et al, 1995

bij burgers waarin gepeild wordt hoeveel zij bereid zijn om te betalen voor een specifieke verbetering van bijv. waterkwaliteit. Deze waarderingsmethode voegt extra onzekerheid toe omdat zij moet voortbouwen op een omschrijving van scenario's voor bijvoorbeeld de verbetering van kwaliteit van water en woonomgeving en omdat de betaling die ermee samenhangt hypothetisch is.

### 3. Waardering van effecten van maatregelen

In het kader van beleidsevaluatie moeten we een verbetering van de staat van onze wateren waarderen. Zoals figuur 2 aangeeft moeten we hiertoe vertrekken van de maatregelen die hiertoe worden overwogen. In een eerste stap moeten we de effecten van deze maatregelen om de mogelijkheid tot het leveren van bovenvermelde goederen en diensten inschatten. Deze impact evaluatie zal afhangen van het soort maatregel

Figuur 2: schema van berekening van baten van maatregelen



len, de waters waarop ze betrekking hebben en hun relevante functies. De relevante effecten moeten geselecteerd, omschreven en gekwantificeerd worden. De waardering van die effecten bouwt op de hierboven beschreven bronnen en zij hangen af van de preferenties en beschikbare inkomens van de relevante groepen gebruikers van die waters (voor bijv. recreatie, natuurbeleving,...), de mate waarin alternatieven voorhanden zijn (bijv. voor hengelsport of zwemmen), de verwachte schade bij overstromen en de kosten van beheersmaatregelen voor waardering van de regulatiefuncties.

Deze methodes zijn tot nu toe vooral ontwikkeld en getoetst voor verbetering van individuele waterlichamen of delen ervan en of bepaalde functies (hengelen, zwemmen). De literatuur geeft aan dat de waardering voor een verbetering van waterkwaliteit afneemt met de afstand tot het betreffende water. Dit is geïllustreerd in figuur 3 die aangeeft dat de bereidheid tot betalen van gebruikers en niet-gebruikers voor ecologisch herstel van de rivier Mimram in het Verenigd Koninkrijk afneemt met de afstand (Cascade 2006). De waardering is vooral hoger in de eerste kilometers dichtbij de rivier. Dit is logisch voor de directe gebruikswaarde omdat mensen die dichteren wonen meer die waterloop zullen gebruiken voor bijv. hengelen, watersport of oeverrecreatie zoals wandelen of fietsen. Ook voor de niet-gebruikswaarde stellen we dergelijke relatie vast, wat illustreert dat mensen zich meer verantwoordelijk voelen om nabij gelegen waterlopen goed te beschermen. Voor regulatiefuncties hangt deze relatie meermal ook samen met de afstand (bijv. overstromen) maar niet noodzakelijk (bijv. vermeden kosten voor reductie CO<sub>2</sub> emissies). Dit suggereert dat waterlichamen in dichtbevolkte gebieden en met weinig concurrentie van andere waterlopen of mogelijkheden tot recreatie zeer waardevol kunnen zijn. De afstand tot waar de baten reiken hangt af belang van de rivier. Het Engelse Environment Agency geeft reikwijdtes van respectievelijk 60,

Figuur 3: illustratie van waardering van herstel ecologische kwaliteit door gebruikers en niet-gebruikers van de rivier Mimram in het VK.



WTP= willingness to pay = bereidheid tot betalen  
Bron: op basis van Gibbs, 2002, geciteerd in Cascade, 2006

120 en 150 km voor belangrijke verbeteringen van waterlopen met respectievelijk lokale, regionale of internationale betekenis (Environment Agency, 2003).

#### 4. Stand van kennis van baten van verbetering waterkwaliteit

De vorige secties geven aan dat de wetenschappelijke methodes beschikbaar zijn om de levering van goederen en diensten door water-systemen in kaart te brengen, en deze in geldtermen te waarderen. De grotere, beleidsgerichte toepassingen zijn evenwel nog beperkt en in tegenstelling tot bijv. luchtkwaliteit zijn er geen Europese modellen of kengetallen beschikbaar om deze baten in te schatten.

In Europa hebben voornamelijk Engeland, Wales, Nederland en Frankrijk ervaring en data met het inschatten van baten van verbeterde ecologische toestand van waterlopen (Defra (2007), MVW (2006), Brouwer (2004), Chegrani (2005)). Deze studies tonen aan dat de baten zeer divers kunnen zijn. Ze omvatten vermeden kosten in de watersector (drinkwaterproductie, waterkwantiteitsmanagement, klimaat- en luchtbeleid,..), en welvaartswinst voor gebruikers van verschillende diensten. Deze hebben betrekking op allerlei vormen van (watergebonden) recreatie en landschapsbeleving (woongenot), en op de zogenaamde niet-gebruikswaarde voor verbetering van natuurlijkheid en biodiversiteit. De omvang van de baten hangen samen met de omvang van de verbetering van de ecologische status en de fysieke kenmerken van de watersystemen maar ook met de kenmerken van hun omgeving (bevolkingsdichtheid), hun interactie met die omgeving (welke diensten leveren de watersystemen aan de mensen in de nabije en verre omgeving) en de preferenties en bereidheid tot betalen van die mensen. Deze diversiteit en invloed van lokale factoren

verklaart dat deze baten zich moeilijk laten vatten in simpele modellen of met kengetallen. Dit maakt de situatie voor water verschillend van bijv. luchtkwaliteit, waar op basis van een reeks gevalstudies het makkelijker is om algemene modellen en kengetallen te bepalen.

We kunnen in het algemeen twee aanpakken onderscheiden. In een eerste groep van studies worden de verbeteringen van de toestand algemeen en kwalitatief omschreven, en dit vormt de basis om de mensen in de relevante omgeving te bevragen naar hun bereidheid tot betalen voor de omschreven kwaliteitsverbetering. Op basis van deze aanpak is ingeschat dat voor Nederland een huishouden gemiddeld bereid is om 90 tot 105 euro per jaar te betalen voor het bereiken van een goede ecologische status van de Nederlandse wateren (Brouwer et al, 2004). Dit komt ongeveer overeen met 20 % bovenop de huidige belastingen die gezinnen betalen als bijdrage voor de bescherming van de waterkwaliteit. De voornaamste redenen die mensen opgeven hebben betrekking op volksgezondheid, baden en recreatie, leefomgeving voor plant en dier en kwaliteit van landschap en leefomgeving. Het voordeel van deze aanpak is dat men in één keer de totale bereidheid tot betalen van de burger inschat. Het nadeel is dat men minder informatie heeft over het relatieve belang van de verschillende beweegredenen zodat het moeilijker is om baten van verschillende projecten en locaties onderling te vergelijken.

Een tweede groep van studies bekijkt de effecten van meer specifieke pakketten van maatregelen. De aanpak sluit aan bij deze voorgesteld in figuur 2 en omvat vooreerst het inschatten van de impacts via specifieke impactstudies. Hiertoe moet men bijvoorbeeld eerst inschatten hoeveel km rivier de waterkwaliteit zal verbeteren, hoeveel woningen hierdoor van een aangename woonklimaat kunnen genieten, extra mogelijkheden voor hengelaars, ton CO<sub>2</sub> dat opgeslagen wordt, etc. Deze impacts worden dan gewaardeerd op basis van gegevens uit de literatuur voor dit soort specifieke functies.

- o Deze aanpak werd bijvoorbeeld gebruikt door het Environment Agency om in Engeland en Wales de baten van een 500-tal maatregelenpakketten voorgesteld door lokale waterbeheerders in te schatten en te vergelijken met hun kosten. (Environment Agency 2003). Deze vergelijking liet toe om een groep van maatregelen te selecteren die voor elke euro dat het project kost 8 euro kan terugverdienen. Samen was deze groep van projecten goed voor 80 % van alle baten voor 37 % van alle kosten.
- o Voor Nederland is een kengetallenbenadering gehanteerd om een eerste, ruwe inschatting te maken van de baten van de uitvoering van de kaderrichtlijn water (MVW, 2006). Deze oefening illustreert zowel mogelijkheden als tekortkomingen van dergelijke aanpak, en de nood om stapsgewijs voor de voornaamste baten-categorieën de kengetallen beter te kunnen onderbouwen.

- o In Vlaanderen is een gedetailleerde bottom-up methodiek toegepast in het kader van een kosten-baten studie van de actualisatie van het Sigmaplan (VITO-RA-IMDC (2004)). In deze studie werden ten eerste de vermeden kosten van maatregelen om overstromingsrisico's te beperken ingeschat. Daarnaast werden de baten van de combinatie van natuurontwikkeling met gecontroleerde overstromingsgebieden gekwantificeerd en afgewogen tegen het verlies van landbouwfuncties in hetzelfde gebied. Op deze wijze kon een optimaal maatregelenpakket worden samengesteld. Ook als we de onzekerheid op alle inschattingen meenemen, bleef dit pakket zichzelf terugverdienen.

De bottom-up methode heeft als nadeel dat ze veel data vereist, zowel naar gebruik van de watersystemen (voor bijv. recreatie) als naar de waardering van alle relevante types van gebruik. Hiertoe moeten meestal cijfers ontleend worden uit studies die een specifieke context en vaak in een ander land zijn gemaakt. Er is op dit moment nog te weinig kennis om die cijfers op een wetenschappelijk onderbouwde manier te gebruiken in bijvoorbeeld batenstudies voor Vlaanderen.

## 5. Een stapsgewijze onderzoeksstrategie is nodig

Uit een recente bevraging van lidstaten blijkt dat de KRW het onderzoek naar baten van schoner water een boost zal geven, ook al eist de KRW dit niet direct. Alle lidstaten waarvan informatie voorhanden is, gaven aan zij een onderzoek naar baten hebben opgestart. (De Nocker et al, 2007) Er zijn evenwel maar enkele landen met eerste resultaten. Het geeft tevens aan dat ook voor landen met vrij veel ervaring en data (VK, Nederland, Frankrijk) het inschatten van baten van de KRW een langere termijn onderzoeksstrategie vergt, met stapsgewijs nader inschatten van de prioritaire batencategorieën. De uitdagingen hebben zowel betrekking op het ontwikkelen van instrumenten en kengetallen als op het gebruik ervan voor beleid.

De wetenschappelijke uitdagingen hebben betrekking op :

- Het inschatten van de effecten van maatregelen op waterkwaliteit en morfologie en de vertaling van die resultaten naar de verbetering van de levering van goederen en diensten. Dit vergt een multidisciplinaire samenwerking en expertise rond waterkwaliteit, ruimtelijke kwaliteit, ecosysteem effecten en economische waardering. Voor bepaalde goederen en diensten moet dit bovendien vertaald worden naar indicatoren die makkelijk verstaanbaar zijn voor 'de man in de straat'.
- Om maatregelen of waterlopen te beoordelen moet men een gedetailleerde methodologie hebben die voortbouwt op kengetallen. Anderzijds weten we nog weinig hoe we op basis van de huidige gegevens goede kengetallen kunnen afleiden en gebruiken (benefit transfer).

- huidige studies vertrekken typisch van verbetering van één stukje rivier en/of één functie. Voor het inschatten van de baten voor heel Vlaanderen moet men corrigeren voor mogelijke dubbelstellingen. Anderzijds kunnen er ook schaal-effecten ontstaan. Over beide aspecten weten we nog relatief weinig.
- het in kaart brengen van de huidige gebruiken van watersystemen (bijv. voor informele recreatie) en potentiële nieuwe gebruiken en gebruikers bij verbeterde kwaliteit (bijv. informeel zwemmen en baden in oppervlakte waters).
- Een onderzoeksstrategie vergt continuïteit in onderzoek, algemene beschikbaarheid van data, etc.

Deze en andere vragen worden bestudeerd in het Europese Aquamoney project dat beoogt om instrumenten en data te ontwikkelen ([www.aquamoney.org](http://www.aquamoney.org)).

De voornaamste uitdagingen voor beleidsgerichte toepassingen betreffen:

- de resultaten van de wetenschappelijke literatuur (in ontwikkeling) moeten vertaald worden naar effecten van maatregelenpakketten of scenario's op bekkenniveau, rekening houdend met lokale condities;
- voor dit soort toepassingen moeten eenvoudige rekeninstrumenten en kengetallen ontwikkeld worden;
- ontwikkeling van kennis bij de potentiële gebruikers van deze informatie met het oog op communicatie naar belanghebbenden, het afwegen van verschillende maatregelen(pakketten) en het beoordelen van disproportionaliteit van kosten en baten.

## 6. Conclusie

De methodieken zijn ontwikkeld om de waarde van verbeterde ecologische staat van waterlichamen te bepalen, maar het vergt nog verder onderzoek om tot instrumenten en data te komen die direct bruikbaar zijn voor het beleid. Onderzoek en beleid moeten rekening houden met de diversiteit in de batencategorieën en invloed van lokale factoren, zodat het moeilijker is om simpele modellen en kengetallen te ontwikkelen. Een langere termijn onderzoeksstrategie is dus nodig, en de KRW geeft in Europa hiertoe een grote impuls. Gegeven de grote kosten om de ecologische doelstellingen te bereiken, zijn er grote kostenbesparingen mogelijk als adequate instrumenten worden ontwikkeld om de meest efficiënte maatregelen te selecteren.

## Referenties:

Brouwer, R. (2004). Wat is schoon water u waard? Beleving en betalingsbereidheid van Nederlanders voor schoner water, RIZA Rapport 2004.013, RIZA, Lelystad, augustus 2004.



Cascade consulting (2006) , Upper Thames Major Resource Development, Water resources BPEP MCA Report, appendices, Thames Water Final Report August 2006 Upper Thames Major Resource Development

Chegrani P. (2005). Evaluer les bénéfices environnementaux sur les masses d'eau, Document de travail, MEDD. D4E, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, dec 2005 ( [www.economie.eafrance.fr](http://www.economie.eafrance.fr) ).

De Nocker L., Liekens I., Broekx S. (2004). Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. ProSes research report. ([www.proses.nl](http://www.proses.nl))

De Nocker L. Steven Broekx Inge Liekens, Paul Campling Benjamin Görlach, Jochem Jantzen, Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Study for the EC, DG Environment, July 2007  
[http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework\\_directive/thematic\\_documents/economic\\_issues/benefits\\_implementation&vm=detailed&sb=Title](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/economic_issues/benefits_implementation&vm=detailed&sb=Title)

DEFRA (2006) River Basin Planning Guidance, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, 2006, downloaded from <http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/pdf/riverbasinguidance.pdf>

DEFRA (2007):zie <http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/index.htm>

Environment Agency (EA) (2003). Assessment of Benefits for Water Quality and Water Resources Schemes in the PRO4 Environment Programme – Guidance, Benefits Assessment Guidance (BAG).

Hanley, N. and Spash C.L. (1995). Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar, 1995, ISBN 1852789476.

MWW (2006), De strategische MKBA voor de Europese Kaderrichtlijn Water (the strategic CBA for the European Water Framework directive), Ministerie van Verkeer en Waterstaat , Den Haag, December 2006; (zie [www.kaderrichtlijnwater.nl](http://www.kaderrichtlijnwater.nl)).

Vito-RA-IMC (2004). VITO en Tijdelijke vereniging Resource Analysis – IMDC, Maatschappelijke kosten-batenanalyse voor de actualisatie van het Sigmaplan, studie in opdracht van AWZ, afdeling Zeeschelde), September 2004, [www.sigmaplan.be](http://www.sigmaplan.be)

*L. De Nocker, S. Broekx en I. Liekens  
VITO, integrale milieustudies*

*Boeretang 200 B-2400 MOL  
Tel : 32 / 14 / 33 58 86 : (direct);  
tel: ++32 14/33.55.11 (Vito)  
Fax : 32 / 14 / 32 11 85  
Email: [leo.denocker@vito.be](mailto:leo.denocker@vito.be)*

# Naar een evenwaardige beoordeling van ecologische, economische en sociale effecten van de toename aan overstromingen door de klimaatverandering: het ADAPT-verhaal

Hoewel er nog veel onzekerheid bestaat over de gevolgen van de klimaatverandering zullen deze, in de afwezigheid van een doordacht adaptatiebeleid, substantieel zijn. De overheid ziet zich geconfronteerd met beperkte middelen, waardoor adaptatiemaatregelen moeten verantwoord worden op basis van hun kosteneffectiviteit. De gevolgen van de klimaatverandering grijpen in op alle facetten van de maatschappij en onze leefomgeving. Een adaptatiestrategie dient dus gestoeld te zijn op een integrale analyse waarbij maatschappelijke kosten-baten analyses (MKBA's) en multi-criteria analyses (MCA's) vaak worden aangewend voor de presentatie van de voor- en nadelen van een project. Zowel deze integrale analyse als deze afwegingsinstrumenten kennen nog belangrijke verbeterpunten. Dit artikel beschrijft deze problematiek en presenteert de doelstellingen en leerpunten uit het ADAPT-project. Het project beoogt de ontwikkeling van een beleidsinstrument voor de evenwaardige beoordeling van geïntegreerde maatregelen tegen de ecologische, economische en sociale effecten van de toename van overstromingen door de klimaatverandering.

## 1 Inleiding

Er wordt verwacht dat klimaatverandering zal bijdragen tot een toename in winterneerslag en een toename in de intensiteit van regenval. Samen met andere factoren, zou dit kunnen leiden tot grotere overstromingsrisico's. (Boukhris et al., 2006)

In het kader van haar klimaatbeleid streeft de Vlaamse overheid naar een kosteneffectieve toewijzing van haar middelen. Dit is een goed beleidsprincipe en moet daarom ook de hoeksteen zijn bij de ontwikkeling en afweging van een geïntegreerde beheersstrategie tegen overstromingen. De evolutie van het risico op overstromingen kan echter niet los gezien worden van ontwikkelingen in de valleigebieden. Denk hierbij ondermeer aan de toename van economische waarde in risicogebieden, verstedelijking, landbouwactiviteiten en natuurbeheer.

Het is belangrijk dat alle kosten en baten worden meegenomen in een geïntegreerde afweging en dat de voorgedragen strategie past binnen deze van het hele stroomgebied. In de huidige praktijk worden dergelijke afwegingen – via maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA) en/of multicriteria-analyses (MCA) – al te vaak gebruikt om een project een “integraler kleedje” te geven. In een “maatschappelijke” KBA dienen alle huidige en toekomstige voor- en nadelen tegen elkaar afgewogen te worden. In de praktijk worden ecologische en – vooral – sociale aspecten vaak slechts zijdelings beschreven laat staan in rekening gebracht bij de finale afweging. Hoewel een MCA een kader biedt waarin moeilijker te monetariseren effecten gemakkelijker aan bod kunnen komen, biedt het nog onvoldoende kwantitatieve onderbouwing.

In de toekomst dienen deze tekortkomingen te worden ondervangen. Hiertoe ontwikkelt het ADAPT-team momenteel een beleidsinstrument

voor de integrale afweging van adaptatiemaatregelen tegen overstromingen (<http://www.ulb.ac.be/ceese//ADAPT/Home.html>). Dit instrument wil de beleidsmakers ondersteunen bij een efficiënte, evenwichtige en toekomstgerichte toewijzing van hun middelen. Het instrument zal conceptueel ook kunnen ingezet worden voor de beoordeling van andere effecten van klimaatverandering.

## 2 Klimaatverandering & het watersysteem in België

### 2.1 Aanpassen aan de klimaatverandering

Klimaatverandering is op dit moment het onderzoeksthema bij uitstek. Daarvan getuigt het recente zevende Kaderprogramma (FP7), het belangrijkste instrument van de Europese Unie voor de financiering van onderzoek in Europa. Ook op beleidsniveau komt dit thema meer op de voorgrond. Zo bekijkt men op dit moment hoe de aspecten rond klimaatverandering het best worden ingevuld bij de Kaderrichtlijn Water.

De effecten van de klimaatverandering zijn al voelbaar, ook in België. Er wordt voorspeld dat niets doen aan klimaatverandering een enorme kost voor de maatschappij zal meebrengen. Precies daarom moeten er gepaste maatregelen ontwikkeld worden om schade-effecten tegen te gaan. Terwijl het beleid zich in het verleden voornamelijk heeft gericht op het terugdringen van de uitstoot van broeikasgassen, als mitigerende maatregel in het kader van het Kyoto-verdrag, groeit meer en meer het besef dat er ook een strategie van aanpassingsmaatregelen moet ontwikkeld worden om de effecten die niet meer vermeden kunnen worden te verzachten (Europese Commissie, 2007).

De effecten van de klimaatverandering zullen in België minder spectaculair zijn dan in andere lan-

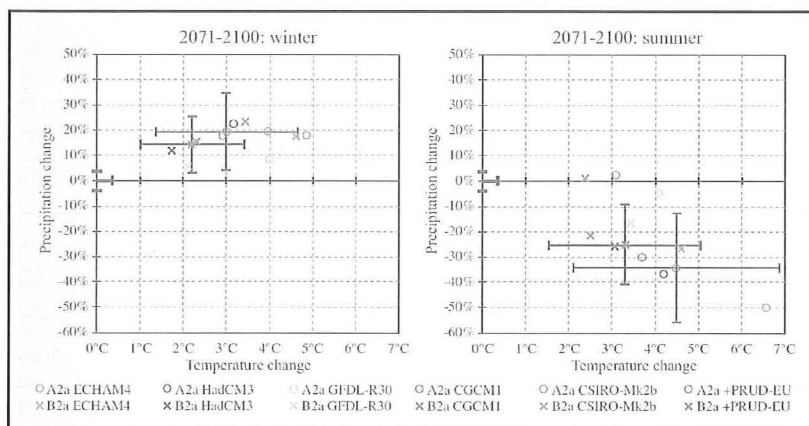
den, zoals in Nederland omwille van zijn lage ligging of in verschillende Afrikaanse landen omwille van hun beperkte drinkwatervoorzieningen. Specifieke kenmerken van België, zoals de hoge bevolkingsdichtheid en verstedelijking, de sterke industrialisatie, de verschillende belangen in de ruimtelijke ordening en de afhankelijkheid van andere landen zorgen ervoor dat de ontwikkeling van een aanpassingsstrategie tegen klimaatverandering niettemin een complexe opdracht is.

## 2.2 Klimaatverandering en het watersysteem in België

Klimaatverandering kan een toename of afname van de neerslag tot gevolg hebben. Terwijl de mogelijke effecten van klimaatverandering op het watersysteem intussen bekend zijn, komt er stilaan ook meer en meer kwantitatieve duidelijkheid over de effecten van de klimaatverandering in België.

Figuur 1 illustreert voor een aantal klimaatscenario's het verband tussen de temperatuurstijging en de toename van neerslag in de winter alsook de afname van neerslag in de zomer. Hieruit blijkt dat we in België geconfronteerd zullen worden met een neerslagtoename in de winter van 3% tot 30% en een neerslagafname in de zomer van 10% tot 50%.

Figuur 1 Verband tussen de temperatuur en neerslag in de winter en in de zomer (Nationale Klimaatcommissie, 2006)



Men voorspelt dat de verandering in neerslagpatronen meer extreme omstandigheden tot gevolg zal hebben. Daarbij wordt niet alleen gedacht aan overstromingen, maar eveneens aan periodes van droogte met problemen van waterbeschikbaarheid tot gevolg. Omwille van het uitzonderlijke karakter van deze gebeurtenissen, is hierover nog veel onduidelijkheid.

Voor meer informatie over de recente wetenschappelijke bevindingen voor België verwijzen we onder meer naar het CCI-HYDR-project (<http://www.kuleuven.be/hydr/CCI-HYDR.htm>).

## 3 Instrumenten voor een integrale afweging

### 3.1 Kosteneffectief beleid, ook bij de overstromingsproblematiek

De middelen die de overheid ter beschikking heeft, zijn beperkt. Het is dan ook haar taak om deze middelen zo efficiënt mogelijk aan te wenden zodat beleidsbeslissingen de maatschappij maximaal ten goede komen. Dit impliceert onvermijdelijk dat er keuzes moeten gemaakt worden. Het beleidsprincipe bij uitstek is daarom het voeren van een kosteneffectief beleid.

Een kosteneffectief beleid vereist dat alle kosten en baten worden meegenomen in een beslissing. Zowel de identificatie als de gelijkwaardige beoordeling van "alle" voor- en nadelen van een beslissing vormen meestal een probleem. Effecten zijn immers verspreid in ruimte en tijd. Specifiek voor de overstromingsproblematiek dienen beslissingen ingepast te worden in het beleid op niveau van – minstens – het hele stroomgebied.

In het beleidsveld overstromingen werd in het verleden steeds gehandeld vanuit het veiligheidsprincipe "overstromingen vermijden". Het probleem met deze strategie is dat deze geen rekening houdt met de efficiënte toewijzing van de schaarse middelen waarover de maatschappij beschikt. Het werd meer en meer duidelijk dat dit principe niet meer voldeed. Vanaf eind jaren negentig veranderde men in Vlaanderen het geweer van schouder en wou men in de toekomst beschermen tegen schade, maar niet tegen elke prijs. Het terugdringen van schade moet geoorloofd zijn, de baten van een adaptatiestrategie dienen de kosten minstens te evenaren. Schade moet zeer ruim geïnterpreteerd worden, want het overstijgt ver het zuiver financiële. Mede door deze benadering is het beleid erop gericht om water weer meer ruimte te geven.

Bepalen welke maatregelen de welvaart verhogen impliceert een grondige afweging. Specialisten moeten beleidsmakers van voldoende informatie voorzien. De huidige praktijk brengt echter een heel aantal negatieve effecten van overstromingen, en dus potentiële baten van adaptatiemaatregelen onvoldoende in beeld. De integratie van de zeer uiteenlopende effecten van beleidsbeslissingen gebeurt vandaag de dag – ook voor overstromingen – vooral aan de hand van "integrale" afwegingsinstrumenten zoals MKBA's en de MCA's.

### 3.2 Maatschappelijke kosten-baten analyse: pro & contra

Een kosten-baten analyse – de laatste tijd spreekt men liever over een maatschappelijke kosten-baten analyse of MKBA – is een methode waarbij huidige en toekomstige kosten en baten van projecten of beleidsalternatieven zoveel als mogelijk worden vergeleken in monetaire termen.

Dit instrument leent zich uitstekend ter onderbouwing van een kosteneffectief beleid. Complexe informatie wordt samengebond in een voor de beleidsmakers zeer goed begrijpbare en bruikbare vorm. Daarenboven kan een MKBA voor zeer uiteenlopende projecten gebruikt worden. Deze methode is zeer handig voor effecten die gemakkelijk te moneteriseren zijn.

Tegenkating betreffende het gebruik van MKBA heeft in belangrijke mate te maken met de moeilijkheid om bepaalde effecten in monetaire termen uit te drukken. Ondanks de duidelijke vooruitgang op het vlak van monetaire waardering van externe effecten op bijvoorbeeld gezondheid, sociale relaties, maatschappelijke waarden, het individuele welzijn en ecosysteem diensten blijven de resultaten aan discussie onderhevig. De vraag blijft dus of een dergelijk instrument voldoet om de wenselijkheid van een project te bepalen.

In de huidige beleidspraktijk worden sociale impacten van overstromingen bijna zonder uitzondering bijzonder stiefmoederlijk behandeld in MKBA's. MKBA's worden meestal gehanteerd om voorgerekauwde, vastliggende alternatieven te "rangschikken". Het verdient aanbeveling om, naar analogie met de milieueffectrapportage, in een MKBA standaard op zoek te gaan naar een beter alternatief.

Een laatste bezorgdheid die we hier willen meegeven betreft het feit dat een MKBA nog te vaak een kluis is voor beleidsmakers. Aan onzekerheden en sensitiviteit wordt doorgaans te weinig aandacht besteed.

### 3.3 Multi-criteria analyse: pro & contra

Een tweede instrument – al dan niet in combinatie met een MKBA – is de multi-criteria analyse of MCA. Het is een verzamelnaam voor een aantal methoden waarbij een evaluatie van verschillende projectalternatieven wordt uitgevoerd op basis van meerdere criteria waarop elke alternatief beoordeeld wordt. Vervolgens worden de scores per criteria, waarbij aan elk criteria ook een gewicht wordt toegekend, voor elke alternatief gesommeerd tot een algemene score. Een MCA biedt een alternatief voor een aantal nadelen van MKBA's, maar kent zelf ook beperkingen.

Een MCA structureert, net als een MKBA, complexe informatie tot een overzichtelijk geheel. Het richt zich hierbij, meer nog dan een MKBA, op het inzichtelijk maken van de afwegingsprocessen en de belangen van verschillende stakeholders. Deze methode kan zowel kwantitatieve (en dus ook monetaire) als meer kwalitatieve informatie verwerken in een evaluatie. Het biedt met andere woorden een kader waarbinnen ongelijksoortige informatie op een evenwaardige manier kan meegenomen worden.

De grote moeilijkheid met MCA is het vastleggen van zowel de afwegingscriteria als het gewicht dat

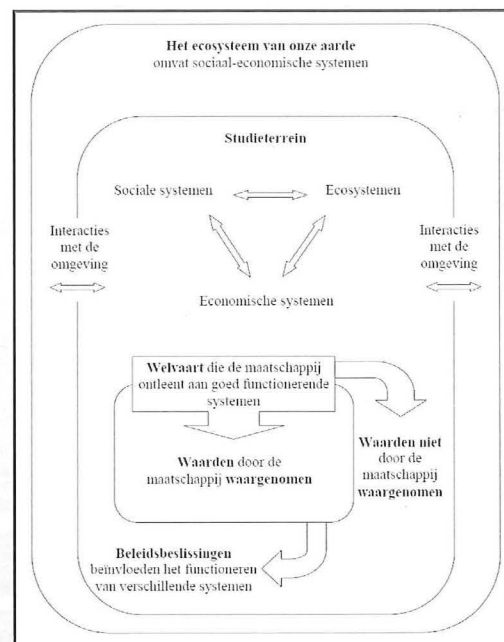
men aan elk criteria toekent. Toekennen van gewichten vergt vaak een politieke beslissing die – uiteraard – best gebeurt na consultatie met de belanghebbenden. De waarde van een alternatief voor elk criteria wordt ofwel vanuit technische hoek bepaald, op basis van een vastgelegde methode, ofwel via een inspraakmoment voor een bredere groep.

In vele gevallen wordt een MCA dan ook aanzien als subjectief. Omdat deze methode niet gestoeld is op de economische welvaartstheorie laat het niet toe om het maatschappelijke optimum op een geïjkte manier af te tasten.

## 4 Het ADAPT-project

Het ADAPT-project is een onderzoeksproject dat wil bijdragen tot een oplossing voor een aantal van de hierboven vermelde problemen. Dit project, gefinancierd door het Federaal Wetenschapsbeleid beoogt de ontwikkeling van een geïntegreerd beleidsondersteunend instrument dat de voor- en nadelen van adaptatiestrategieën meer inzichtelijk maakt voor beleidsmakers zodat zij beter onderbouwde beslissingen kunnen nemen ten aanzien van de gevolgen van de klimaatverandering. Figuur 2 illustreert dat (beleids)beslissingen vaak niet gebaseerd zijn op alle elementen die mee de welvaart van de maatschappij bepalen. De bijdrage van, en bijgevolg ook de impact op, sommige systemen wordt over het hoofd gezien. Het nemen van welvaartmaximaliserende beslissingen vereist echter dat zoveel mogelijk (en idealiter "alle") effecten in beschouwing worden genomen. Dit veronderstelt zowel de identificatie als de beschouwing van "alle" effecten. De erkenning van deze effecten moet resulteren in een evenwaardige beoordeling vanuit een geïntegreerde benadering. Het beleids-

*Figuur 2 De uitdaging is om de waarde die de maatschappij hecht aan goed functionerende sociaaleconomische en ecologische systemen zo goed mogelijk inzichtelijk te maken*





ondersteunende instrument voor de integrale evaluatie van adaptatiemaatregelen wordt ontwikkeld aan de hand van de gevalstudie overstromingen.

#### 4.1 Doelstelling

In een eerste fase wordt een conceptueel model ontwikkeld waarin alle ecologische, economische en sociale effecten van overstromingen worden ondergebracht. Ook de positieve of negatieve impact van maatregelscenario's op natuur, economie en het sociale weefsel wordt structureel beschreven. Bij de analyse en de weergave van de verschillende effecten wordt gebruik gemaakt van het gedachtegoed van het Millennium Ecosystem Assessment, dat een kader biedt om sociale, economische en ecologische effecten te integreren. Essentieel hierbij zijn de onderlinge verbanden tussen ecologische, economische en sociale effecten. Wederzijds begrip en leerprocessen tussen wetenschappers van diverse achtergrond was het essentiële resultaat van een tijdrovend maar creatief proces.

In een tweede fase zal het beslissinginstrument ontwikkeld, en vervolgens ook toegepast, worden aan de hand van twee gevalstudies. De eerste gevalstudie is gelegen in het Scheldebekken, meer bepaald in de regio van Geraardsbergen en Ninove. De andere gevalstudie situeert zich in het Waalse deel van het Maasbekken, meer bepaald de regio Esneux. Maatregelscenario's moeten stroken met de strategie in het gehele stroomgebied en mogen het probleem niet verleggen. Daartoe zal enerzijds een MKBA van elke gevalstudie worden uitgevoerd en anderzijds een MCA worden uitgewerkt. Beide analyses zullen steunen op het conceptuele werk uit de eerste fase. De pro's en contra's van elke methodiek zullen op die manier geëvalueerd worden met als einddoel een evenwichtige en geïntegreerde afweging te kunnen maken.

Er zijn verschillende redenen waarom er gekozen is voor twee gevalstudies, één in Vlaanderen en één in Wallonië. Ten eerste worden er twee verschillende hydraulische modelleringmethoden gebruikt, wat vergelijking mogelijk maakt. Ten tweede kan je in rekening brengen op welke manier een stroomgebied op een rivier reageert. Ten derde heb je een grotere variatie in sectoren die een effect ondergaan van overstromingen. Tot slot maken de twee gevalstudies een interessante variatie in maatregelen mogelijk en kan de invloed van een verschillend beleid geëvalueerd worden.

Een belangrijke voorwaarde voor een goede uitvoering van dit project is een complementair en multidisciplinair team. In het ADAPT-project werken de volgende partners mee:

- CEESE - ULB (W. Hecq & A. De Groof) staat in voor de evaluatie van de economische aspecten;
- HIVA - KUL (K. Bachus & I. Coninx) staat in voor de evaluatie van de sociale aspecten;
- ECOBE - UA (P. Meire & M. El Kahloun) staat in voor de evaluatie van de ecologische aspecten;

- HACH - ULg (B. Dewals, S. Detrembleur & M. Pirotton) staat in voor de hydraulische modellering en de analyse van de hydrologische effecten in de Waalse gevalstudie;
- ECOLAS (R. De Sutter & L. De Smet) stellen het concept op van het beslissinginstrument en bevorderen de integratie van de verscheidene aspecten.

De hydraulische en hydrologische modelleringen in de Vlaamse gevalstudie worden uitgevoerd door de KULeuven (P. Willems).

De samenwerking in een multidisciplinair team is tezelfdertijd een enorme uitdaging; de eerste maanden van het project werd heel veel aandacht besteed aan het op elkaar afstemmen van terminologie & gedachtegoed; met het doel te kunnen leren van mekaars creatieve aanpak en de evaluaties te integreren en af te stemmen.

*Figuur 3 Overstroming van de Dender in Ninove 2003 (W&Z afdeling bovenschelde) en van de Ourthe 2002 in Comblain-la-Tour (MET-SETHY)*



#### 4.2 conceptuele aanpak

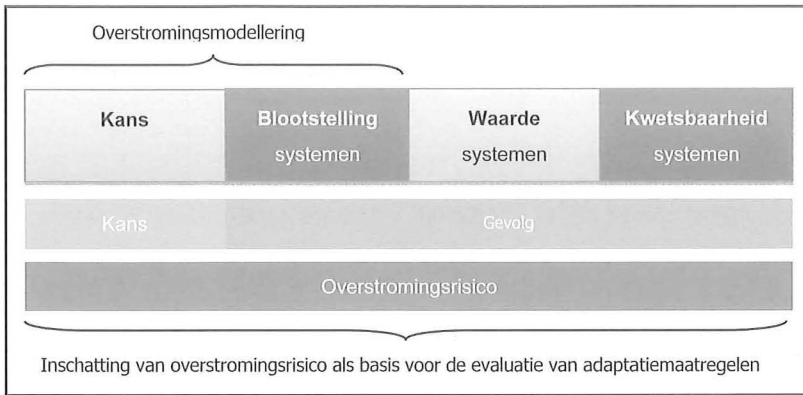
Bij de inschatting van de baten van adaptatiemaatregelen tegen overstromingen staat het concept "risico" centraal. Overstromingsrisico wordt in deze context verstaan als de verwachte schade, waarbij schade ruim geïnterpreteerd dient te worden zodat het ook de impact op minder tastbare elementen omvat.

Het overstromingsrisico bestaat uit de combinatie van de kans op overstromen en het eigenlijke gevolg hiervan op de systemen die bijdragen aan de welvaart van onze maatschappij. De berekening van het overstromingsrisico gebeurt aan de hand van vier belangrijke bouwstenen, zoals aangeduid in Figuur 4:

- de kans op overstromen: aangeduid door terugkeerperiodes;



Figuur 4 Componenten voor de bepaling van overstromingsrisico



- de blootstelling van elementen en systemen aan een overstroming met bepaalde eigenschappen overstromingsdiepte, overstromingsduur, stijgsnelheid, stroomsnelheid, periode;
- de waarde van de systemen of de elementen waaruit ze bestaan (economische systemen, sociale systemen, ecosystemen en hun interacties) die blootgesteld worden;
- de kwetsbaarheid van deze systemen: dit is functie van hun vatbaarheid, de mogelijkheid om zich aan te passen aan toekomstige overstromingen en de mogelijkheid om zich te herstellen na een overstroming.

Omwille van de specifieke kenmerken van de systemen gebeurt de inschatting van het overstromingsrisico voor elk van deze systemen afzonderlijk. De kans op overstromen en de blootstelling worden berekend aan de hand van bestaande hydraulische modellen en hydrologische modellen en/of data. De beoordeling van de impact gebeurt door de ontwikkeling van specifieke impact assessment methodologieën die de blootstelling van de verschillende systemen relateren aan zowel hun waarde voor de maatschappij als hun kwetsbaarheid. Voor de effecten op de meer tastbare elementen, zoals gebouwen, gebeurt dit door het opstellen van schadefuncties. Voor de indirecte effecten aan en de effecten op niet-tastbare elementen, zoals de impact op het individu van een veranderde financiële situatie, wordt er gewerkt met samengestelde indicatoren.

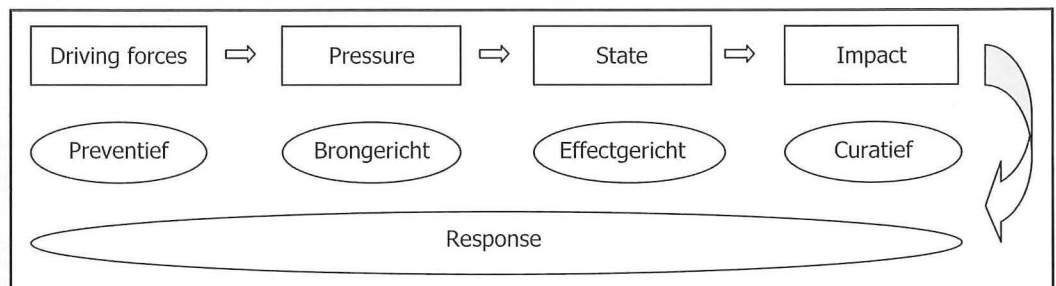
Wat betreft de identificatie van de verschillende systemen die worden blootgesteld is de invalshoek van het ADAPT-project vergelijkbaar met de principes die naar voor worden geschoven in het

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Het MEA is een wereldwijd onderzoeksproject waarbij de gevolgen van de verandering aan ecosystemen op ons welzijn onderzocht en beschreven worden. Er wordt gesteld dat ecosystemen tal van goederen en diensten leveren die bijdragen aan onze menselijke welvaart. In het MEA wordt daarom gepleit om bij de evaluatie van projecten/acties/beslissingen oog te hebben voor de impact hiervan op de kwaliteit en/of kwantiteit van de goederen en diensten die ecosystemen leveren. Dit heeft immers een rechtstreekse impact op onze welvaart of ons welzijn waardoor deze moeten worden meegenomen bij de integrale afweging van initiatieven. Ook goed functionerende sociaaleconomische systemen dragen bij aan ons welzijn zodat de impact hierop die voortkomen uit projecten/acties/beslissingen ook beschouwd moet worden (Verenigde Naties, 2005).

De multidisciplinaire benadering van ADAPT is nieuw, maar toch kunnen we ons baseren op de ervaring die werd opgebouwd in tal van andere projecten. De risicomethodologie zoals ontwikkeld door het Waterbouwkundig Laboratorium en de Universiteit Gent, de jarenlange ervaring van het Flood Hazard Research Centre en DEFRA in Groot-Brittannië, de schade- en slachtoffermodule ontwikkeld in het kader van het Hoogwater Informatie Systeem (HIS) in Nederland, het CEMAGREF in Frankrijk en het door Europa gesponsorde project Floodsite zijn belangrijke bronnen van inspiratie, kennis en ervaring.

Kennis van het overstromingsrisico is zeer belangrijk bij zowel de beoordeling als de afweging van de voor- en de nadelen van adaptatiemaatregelen tegen overstromingen. Dit vereist een grondig inzicht in het overstromingsprobleem. Hiertoe doen wij beroep op het DPSIR-analysekader (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response) waarmee een milieuprobleem systematisch kan geanalyseerd worden. Een degelijk inzicht in de verstoringketen van overstromingen (van de driving forces tot de eigenlijke impact), laat daarnaast ook toe om maatregelen te ordenen naar hun ingrijpen in de verstoringketen. Zie hiervoor Figuur 5. Hoe eerder maatregelen ingrijpen in de keten, hoe effectiever ze het overstromingsprobleem aanpakken. Deze oefening heeft geleid tot een eerste maatregelenhiërarchie:

Figuur 5 DPSIR analysekader



- preventieve maatregelen zijn ondermeer het ter plekke vasthouden van water, water laten infiltreren in de bodem of het herstellen en behoud van de natuurlijke loop van rivieren en beken;
- brongerichte maatregelen zoals het ontlasten van watersystemen door het te bergen in overstromingsgebieden;
- effectgerichte maatregelen zoals de constructie van dijken en dammen of baggeren;
- curatieve maatregelen zoals reddingsoperaties, tijdelijke herhuisvesting of uitkering van verzekering.

Afhankelijk van het feitelijke overstromingsrisico kunnen maatregelen die lager in de hiërarchie staan, vanuit kosten-baten oogpunt wel te verkiezen zijn boven maatregelen hoger in de hiërarchie. Afgezien van de logica en de waarde van deze hiërarchie, komt het nemen van welvaarts-maximaliserende beslissingen neer op het kiezen van de meest kosteneffectieve maatregelen in plaats van louter de meest effectieve.

### 4.3 Sociale effecten

We gaan hier dieper in op de sociale effecten van overstromingen om de complexiteit hiervan aan te tonen. Naast materiële schade veroorzaken overstromingen, ook immateriële schade, die vaak ook sociale effecten worden genoemd. In het kader van overstromingen worden sociale effecten omschreven<sup>1</sup> als alle veranderingen die door de overstroming worden teweeg gebracht in de manier waarop mensen leven, werken, denken en zich organiseren. ADAPT maakt een onderscheid tussen effecten op het niveau van het individu, het huishouden en de gemeenschap. Tabel 1 geeft een korte opsomming van de sociale effecten die mogelijk veroorzaakt worden door overstromingen. Zo heeft een overstroming vaak een impact op de gezondheid. Door contact met water krijgen mensen last van diarree, verkoudheid of griep. De meeste overstromings-slachtoffers krijgen ook te maken met mentale problemen, zoals stress door de chaos of angst voor een nieuwe overstroming. Daarnaast is een overstroming voor velen een financiële ramp. Spaarcenten worden gebruikt voor de heropbouw van het huis. Toekomstplannen worden voorgoed opgeborgen. Diegene die geen geld hebben om

Tabel 1 Sociale effecten van overstromingen

Niveau	Effect
Individu	Verstoring van de gezondheid
	Verstoring van werkgewoonten
	Verandering in stress
	Verstoring van vrije tijd
	Verlies van items met een persoonlijke waarde (immateriële schade)
	Verandering van de financiële situatie
	Verandering in de risicoperceptie
Huishouden	Verandering van houding/opvatting
	Verandering van de familie relaties
	Moelijkheden in het voldoen van basisbehoeften
Gemeenschap	Verstoring van de leefomgeving (slechtere huisvesting)
	Migratie en verandering van de buurt (gemeenschapsgevoel)
	Beleidsverandering
	Verandering in sociaal kapitaal

hun huis te herstellen, leven in vochtige ruimtes. Bovendien verandert de risicoperceptie van de bevolking. Sommige mensen durven hun huis niet langer dan een dag achter te laten. Ook hebben overstromingen impact op gevoelens als onrechtvaardigheid. Slachtoffers stellen zich de vraag, waarom zij dit moesten meemaken en waarom de overheid gefaald heeft om hen te beschermen. Als de schade slechts gedeeltelijk wordt vergoed, terwijl dat van de burens wel, dan worden deze mensen voor de tweede maal slachtoffer, wat het gemeenschapsgevoel niet ten goede komt.

Recent onderzoek toont aan dat overstromings-slachtoffers niet-materiële effecten als ernstiger ervaren dan materiële effecten. Vooral de extra tijd en inspanning die nodig is om het huis te herstellen en het verlies van onvervangbare voorwerpen blijken een zeer sterke impact te hebben. (Werrity A. et al., 2007) Bovendien blijkt dat de onmiddellijke sociale gevolgen als ernstiger beschouwd worden dan langdurige gevolgen. Hoewel een Belgische studie heeft aangetoond dat mensen slechts een beperkte betalingsbereidheid hebben om de tastbare en niet-tastbare overstromingsgevolgen te voorkomen, toch blijkt ook daaruit dat niet-tastbare gevolgen belangrijk zijn. De beperkte betalingsbereidheid moet genuanceerd worden omdat mensen dit enerzijds zien als een verantwoordelijkheid van de overheid waarvoor zij reeds belastingen betalen en ze anderzijds weinig vertrouwen stellen in een goede besteding van hun financiële bijdrage. (KINT 2001) Deze elementen duiden op de noodzaak om sociale effecten mee te nemen bij de beoordeling van adaptatiemaatregelen.

Tot nog toe worden sociale effecten zelden in beschouwing genomen. Een eerste reden is omdat sociale effecten niet tastbaar zijn en vaak indirect worden veroorzaakt. Bovendien zijn er een aantal sociale effecten die pas na verloop van tijd de kop opsteken. Tot slot is het erg moeilijk om alle sociale effecten uit te drukken in monetaire termen. Hiervoor is het nodig dat sociale effecten gewaardeerd worden. Vaak wordt dit proces als subjectief aanzien en roept het in sommige gevallen controverse op.

MCA bevat steeds een rangorde van voorkeuren. Bij het nemen van adaptatiemaatregelen tegen overstromingen is het belangrijk dat de voorkeur van de betrokkenen gereflecteerd wordt in het beslissingsproces. Daarom is het nodig dat vooraf wordt nagegaan in welke mate de betrokkenen het overstromingsrisico aanvaarden, welke doelen zij willen bereiken met de maatregelen en welke maatregelen zij aanvaardbaar achten in overeenkomst met hun eigen belangen. Om deze informatie te vergaren is het essentieel dat alle betrokkenen bij het overstromingsbeleid worden betrokken door middel van participatie. Dit enerzijds omdat zij kennis over beschikken die niet rechtstreeks beschikbaar is voor experts, maar

<sup>1</sup> Gebaseerd op de definities van Burdige en Vanclay

anderzijds ook om hun voorkeuren te kennen en om een draagvlak te creëren voor de adaptatiemaatregelen.

## 5 Uitdagingen

Het ADAPT-project wil enerzijds door de ontwikkeling van een beheersinstrument voor de integrale afweging van adaptatiemaatregelen tegen overstromingen en anderzijds door de een actieve verspreiding van de opgedane ervaringen bijdragen aan de kwaliteit van de beslissingen van beleidsmakers in verschillende domeinen. De verwachte output van het project is geen eindpunt, integendeel. We zien nog heel wat uitdagingen voor zowel het klimaatbeleid in het algemeen als de overstromingsproblematiek in het bijzonder. Het argument voor een gelijkwaardige evaluatie van economische, ecologische en sociale effecten staat als een huis, maar de impactevaluatiemethoden moeten nog verder aangescherpt worden. De beschikbaarheid van voldoende historische gegevens vormt hierbij dikwijls een obstakel. Bovendien is er vaak nog onvoldoende inzicht in de manier waarop verschillende effecten op elkaar ingrijpen om een juiste risico-inschatting te kunnen maken. Daarnaast dient er ook aandacht uit te gaan naar het uitwerken van methoden om de voorkeur van betrokkenen te achterhalen met betrekking tot adaptatiemaatregelen. Er is met andere woorden nood aan een sociaal draagvlak voor maatregelen. Het is belangrijk dat de betrokken oordelen op basis van een correcte risicoperceptie. Ook op dit vlak is er nog verbetering mogelijk. Alle voorgaande verbeterpunten ten spijt, blijft de onderbouwing van een welvaarts-maximaliserend adaptatiebeleid natuurlijk in eerste instantie afhankelijk van een correcte inschatting van de klimaatverandering zelf.

## 6 Dankbetuiging

Onze dank gaat in de eerste plaats uit naar BELSPO (Belgian Science Policy) voor de financiële ondersteuning van het ADAPT-project. Daarnaast zijn we eveneens veel dank verschuldigd aan de KULeuven (P. Willems) die in het kader van het CCI-HYDR-project de overstromingsmodelleringen voor de Vlaamse gevalstudie in het Denderbekken verzorgt.

## 7 Referenties

Boukhris O., Willems P. and Berlamont J. (2006) Methode voor het inrekenen van de klimaatverandering in de compositiehydrogrammethode. Studie uitgevoerd in opdracht van het Waterbouwkundig Laboratorium.

Burdge R.J. (1998) A conceptual approach to social impact assessment. Social Ecology Press. Middleton. 284p.

Europese Commissie (2007) Green paper: Adapting to climate change in Europe – options for EU action.

HM Treasury (2006) Stern Review on the economics of climate change. HM Treasury. [http://www.hm-treasury.gov.uk/independent\\_reviews/stern\\_review\\_economics\\_climate\\_change/stern\\_review\\_report.cfm](http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm)

KINT (2001) Hoogwaterstanden en overstromingen in België. Een evaluatie van de niet-tastbare kosten. Verhandeling nr. 6.

Nationale Klimaatcommissie (2006) Vierde nationale mededeling over klimaatverandering onder het raamverdrag van de Verenigde Naties inzake klimaatverandering.

Verenigde Naties (2005) Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Washington, DC. Island Press.

Werrity A., Houston D., Ball T., Tavendale A., A. Black (2007) Exploring the social impacts of flood risk and flooding in Scotland. School of Social Sciences, University of Dundee.

I. Coninx<sup>1</sup>, L. De Smet<sup>2</sup> en R. De Sutter<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Hiva-KULeuven

<sup>2</sup> Arcadis Ecolas

<sup>3</sup> Arcadis Ecolas & UGent

Contactgegevens:

R. De Sutter

Arcadis Ecolas

Kortrijkse Steenweg 302, 9000 Gent,  
tel. 09/24 17 700, fax. 09/24 17 701,  
[rdesutter@arcadisecolas.be](mailto:rdesutter@arcadisecolas.be)

# Het opstellen van kosteneffectieve maatregelenprogramma's met behulp van het milieukostenmodel

Binnen de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EC) worden economische analyses uitdrukkelijk gezien als ondersteunend instrument om tegen 2015 een goede oppervlaktewater- en grondwatertoestand te bereiken. De economische analyse moet hierbij een oordeel vormen over de meest kosteneffectieve combinatie van extra maatregelen om tot dit resultaat te komen. In Vlaanderen wordt het milieukostenmodel uitgebouwd om deze afweging te maken voor CZV, Ntot en Ptot. Met name het vinden van de meest kosteneffectieve combinatie van maatregelen om doelstellingen te halen voor meerdere polluenten tegelijkertijd en dit op meerdere locaties is het voornaamste doel van het milieukostenmodel. Hierbij worden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De belangrijkste maatregelen zijn voor bevolking het aansluiten van huishoudens op collectieve zuivering of individuele zuivering, voor industrie het uitbouwen van een secundaire en tertiaire zuivering en voor landbouw het verstrengen van bemestingsnormen en erosiebestrijdende maatregelen als oeverzones en groenbemesters. Een eerste gevalstudie werd in 2006 afgerond voor het Netebekken. Ongeveer 60 miljoen euro of 100 euro per inwoner zou jaarlijks vereist zijn om in dit bekken de VLAREM II doelstelling te bereiken. Het grootste deel van deze kosten bestaat uit het aansluiten van huishoudens op collectieve zuivering en het verstrengen van de stikstofnormen voor landbouw.

## 1 Achtergrond: de economische analyse in de kaderrichtlijn water

De kaderrichtlijn water (KRW) heeft als doel om tegen 2015 in alle Europese wateren een goede oppervlaktewater- en grondwatertoestand te bereiken. Het vinden van een kosteneffectief maatregelenpakket speelt een belangrijke rol in de implementatie van deze kaderrichtlijn. In bijlage III (en artikel 11) wordt hier uitdrukkelijk naar verwezen:

*'De economische analyse omvat voldoende informatie die voldoende gedetailleerd moet zijn voor een oordeel over de meest kosteneffectieve combinatie van maatregelen op het gebied van watergebruik die moet worden opgenomen in het programma van maatregelen overeenkomstig artikel 11, gebaseerd op de ramingen van de potentiële kosten van dergelijke maatregelen.'*

Bij de uitvoering van de economische analyse moeten drie stappen doorlopen worden. De analyse richt zich in eerste instantie op de socio-economische karakterisering van het stroomgebiedsdistrict, de inschatting van de huidige kostentoe-rekening van de waterdiensten en de uitwerking van basisscenario's (stap 1: tegen eind 2004). Deze basisscenario's geven aan hoe de waterkwaliteit zal zijn in 2015, ongeacht de KRW. Hierbij wordt wel onderzocht wat de invloed is van maatregelen die worden uitgevoerd omwille van andere bestaande wetgeving zoals de nitraatrichtlijn en de richtlijn inzake de behandeling van stedelijk afvalwater (de zogenaamde basismaatregelen). Via basisscenario's moet het duidelijk worden waar in het stroomgebiedsdistrict de vooropgestelde kwaliteitsdoelstellingen in 2015 al dan niet worden gehaald (stap 2: tegen eind 2006). Indien de kwaliteitsdoelstellingen niet worden gehaald, moeten volgens de richtlijn aanvullende maatregelenprogramma's samengesteld worden (stap 3: tegen eind 2009). Belangrijk

randgegeven hierbij is dat de maatregelenprogramma's op een kostenefficiënte manier worden samengesteld. Indien de totale kosten van deze maatregelenprogramma's disproportioneel zijn, bestaat er een mogelijkheid om de programma's te herzien. Indien kosten disproportioneel zijn, bestaan er 2 mogelijke opties:

- Totale kosten zijn disproportioneel in vergelijking met de financiële middelen: indien de kosten gereduceerd of beter beheerd kunnen worden over een langere tijdshorizon, kan voorgesteld worden om niet in 2015 maar op een later tijdstip aan de kwaliteitsdoelstellingen te voldoen.
- Totale kosten zijn disproportioneel in vergelijking met de totale baten (kosten-batenanalyse): minder strenge kwaliteitsdoelstellingen kunnen voorgesteld worden.

Hierbij is het wel belangrijk op te merken dat er nog veel onduidelijkheid heerst over het begrip "disproportionaliteit". Hoe met dit begrip zal omgegaan worden door de lidstaten en welke derogaties aanvaardbaar zijn voor de Commissie, is op het moment van schrijven niet duidelijk.

Het 'milieukostenmodel water' ('MKM-water') kan gebruikt worden voor de samenstelling van de kosteneffectieve maatregelenprogramma's. Indien informatie beschikbaar is met betrekking tot de totale baten van de maatregelenprogramma's, kunnen de resultaten van het model (totale kosten) eveneens gebruikt worden als input voor de kosten-baten analyse.

## 2 Het project 'Milieukostenmodel voor Vlaanderen'

In juni 2001 startte het BBT-Kenniscentrum van VITO in opdracht van het Departement Leefmi-



lieu, Natuur en Energie, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid (LNE) met de ontwikkeling van een MilieuKostenModel voor Vlaanderen. Het doel was een instrument te ontwikkelen om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Het model moest bepalen hoe reductie-inspanningen op een kosteneffectieve manier tussen verschillende doelgroepen (bijvoorbeeld industrie, landbouw, huishoudens) en binnen doelgroepen zelf (bijvoorbeeld sectoren) kunnen verdeeld worden. Ook was het van belang te kijken naar meerdere doelstellingen (polluenten) tegelijkertijd.

In eerste instantie werd het model ontwikkeld en operationeel gemaakt voor bronnen van luchtverontreiniging. Gegeven de verplichtingen van de Europese Kaderrichtlijn Water, werd in 2003 ook gestart met de uitbreiding van het model met de verontreiniging van oppervlaktewater. In een eerste fase werd het model opgesteld voor het bekken van de Nete en de polluenten CZV, Ntot en Ptot. Er is voor deze drie polluenten gekozen omdat dit veel voorkomende polluenten in het oppervlaktewater in Vlaanderen zijn en omdat deze polluenten door verschillende doelgroepen geloosd worden zodat niet eenvoudig kan ingeschat worden welk maatregelenpakket kostenoptimaal is. In een volgende fase zal het model verder uitgebreid worden naar heel Vlaanderen.

### 3 Methodologie

Het MKM bestaat hoofdzakelijk uit 2 delen: een databank met gegevens over bronnen en maatregelen en een optimalisatiemodule die op basis van de gegevens uit de databank de optimale oplossing bepaalt.

#### 3.1 Databank bronnen en maatregelen

De databank geeft een inventaris van de bronnen van CZV, Ntot en Ptot in het Netebekken. Naast beschrijvende gegevens van de bronnen zijn gegevens opgenomen over geloosde debieten en geloosde jaar- en dagvrachten.

Naast een beschrijving van de emissiebronnen geeft de databank ook een overzicht van de bijkomende (i.e. ten opzichte van de referentiesituatie) reductiemaatregelen. In het MKM wordt een *reductie- of milieumaatregel* gedefinieerd als een actie die door een doelgroep of (deel)sector ondernomen wordt, al dan niet als reactie op het milieubeleid (Meynaerts et al., 2003). Het betreft acties ondernomen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen technische milieumaatregelen (end-of-pipe, procesgeïntegreerd, product), volumemaatregelen en organisatorische maatregelen.

*Milieubeleidsinstrumenten* worden niet als reductiemaatregelen beschouwd maar het MKM kan gebruikt worden om de efficiëntie van milieube-

leidsinstrumenten te evalueren. Deze analyse richt zich voornamelijk op een aantal instrumenten van directe en marktconforme regulering zoals bv. emissienormen, milieuheffingen, milieusubsidies, verhandelbare emissierechten (Meynaerts et al., 2003). Financiële prikkels, zoals milieubelastingen en milieusubsidies, worden de facto niet bij de berekening van de kosten van milieumaatregelen opgenomen.

Om een kostenefficiënt maatregelenpakket te kunnen bepalen, worden per maatregel investeringskosten, operationele kosten en rendementen geïnventariseerd. Naast deze gegevens wordt aangegeven in welke mate de maatregel reeds geïmplementeerd is in de referentiesituatie en wat de maximale implementatiegraad (toepasbaarheid) is van de maatregel.

Er bestaat heel wat onzekerheid met betrekking tot de bepaling van kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater, de inschatting van emissies en de bepaling van kosten en effecten van milieumaatregelen. Met behulp van gevoeligheidsanalyses zal in de toekomst getracht worden deze onzekerheid in rekening te brengen. Naast het werken met gemiddelde inschattingen zal ook onderzocht worden hoe onder invloed van minimum en maximum inschattingen van rendementen en kosten, de samenstelling van het kosten-effectieve maatregelenpakket wordt beïnvloed.

#### 3.2 Optimalisatiemodule

De optimalisatiemodule is opgebouwd met behulp van de software GAMS en bepaalt de goedkoopste verdeling van emissiereductie-inspanningen tussen emissiebronnen, gegeven een emissiereductiedoelstelling (%) (voor één of meerdere polluenten) op het einde van elke VHA-zone. De optimalisatiemodule bestaat enerzijds uit een doelfunctie die bepaalt welke oplossing optimaal is en anderzijds uit een aantal beperkingen waaraan deze optimale oplossing moet voldoen.

Het doel of de doelfunctie in het model is het minimaliseren van de totale jaarlijkse kosten. Hierbij worden eenmalige investeringsbedragen in functie van de levensduur van een project omgerekend naar een jaarlijkse kost. Deze omrekening is nodig om projecten met een verschillende levensduur op gelijke basis te kunnen vergelijken. Zo zal bijvoorbeeld riolering veel langer meegaan dan een individuele zuivering bij huishoudens. Het vergelijken van de totale investeringskost zou een vertekend beeld geven omdat bij een individuele zuivering al veel vlugger zou geïnvesteerd worden in renovatie. Door kosten om te rekenen naar jaarlijkse bedragen in functie van de levensduur wordt hiermee rekening gehouden. De belangrijkste beperkingen die opgenomen worden in het model, zijn de reductiedoelstellingen die per VHA-zone en voor één of meerdere polluenten tegelijkertijd opgelegd kunnen worden. De reductiedoelstelling wordt bepaald door een vergelijking te maken tussen de waargenomen concentraties in iedere VHA-zone en de concentratienormen.

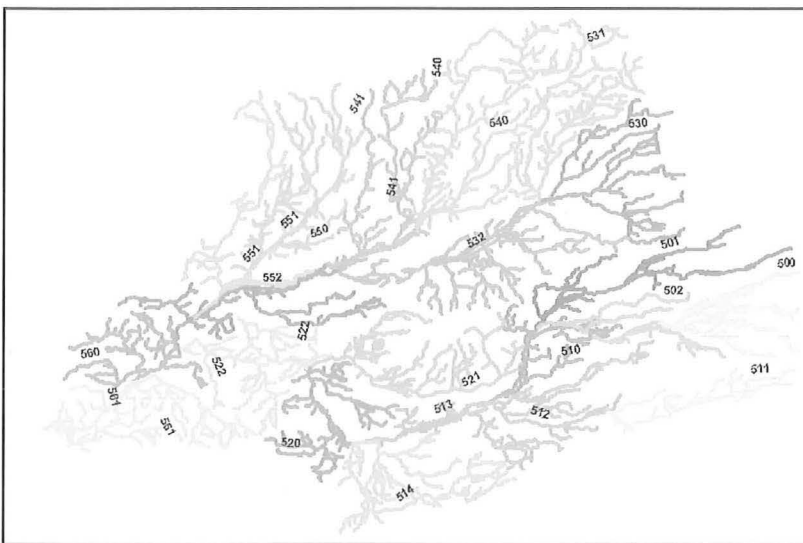


Andere beperkingen hebben betrekking op minimale en maximale implementatiegraden die gelden voor de diverse maatregelen.

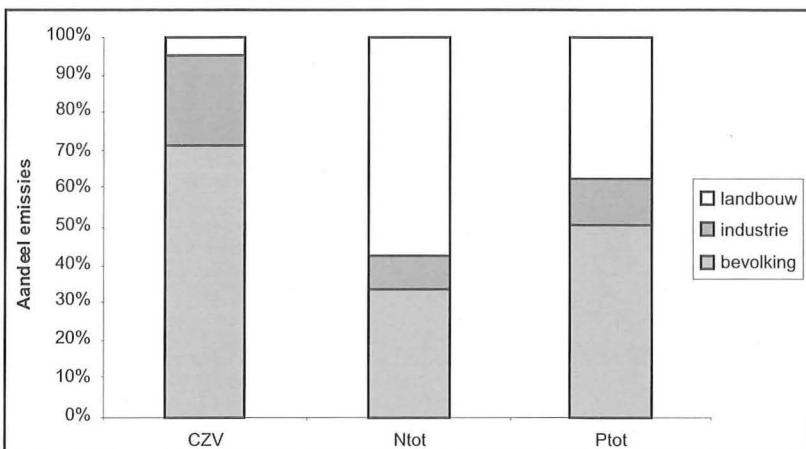
Het resultaat van de optimalisatie zijn optimale implementatiegraden van de specifieke maatregelen.

Naast de selectie van het optimale maatregelenpakket, gegeven één of meerdere specifieke reductiedoelstellingen, kunnen voor elke pollutant ook marginale kostencurves opgesteld worden. De marginale kost is de extra kost om een bijkomende eenheid emissiereductie te realiseren door toepassing van een bepaalde milieumaatregel of een combinatie van milieumaatregelen. De hoogte van de marginale kost hangt af van het emissieniveau: typisch is de kost van een extra eenheid reductie vrij laag bij een hoog, onbestreden emissieniveau en neemt de kost toe naarmate men de vervuiling sterker wil terugdringen. De marginale kostencurve, geeft grafisch weer tegen welke kost (op de Y-as) een bijkomende emissiereductie (op de X-as) kan gerealiseerd worden. Met het 'MKM-Water' wordt de marginale kostencurve voor een pollutant afgeleid door telkens een strengere heffing (i.e. marginale kost)

Figuur 1: VHA-zones in het Netebekken



Figuur 2: Aandeel doelgroepen in emissies in referentiesituatie



voor deze pollutant op te leggen. Heffingen zijn hierbij kosten per kg restemissies die in rekening gebracht worden in de doelfunctie. Dit betekent dat telkens de afweging gemaakt zal worden tussen aan de ene kant het reduceren van emissies met als gevolg een zuiveringskost en aan de andere kant het betalen van de opgelegde heffing met als gevolg een heffingskost. Gezien het objectief het minimaliseren van de kosten is, zullen maatregelen geïmplementeerd worden indien de bijkomende of marginale kost per kg reductie kleiner of gelijk is aan de opgelegde heffing. Door de heffing te laten variëren kunnen de verschillende punten van de marginale kostencurve afgeleid worden.

## 4 Eerste resultaten voor het Netebekken

### 4.1 Situering

Het Netebekken is een bekken binnen het stroomgebied van de Schelde. Het heeft een oppervlakte van 1.673 km<sup>2</sup>. Het bekken telt ongeveer 600.000 inwoners. Dit bekken is o.a. gekozen omdat in vergelijking met andere bekkens in Vlaanderen reeds veel investeringen gedaan zijn om de waterkwaliteit te verbeteren. Ondanks deze investeringen worden niet alle waterkwaliteitsdoelstellingen bereikt en zijn bijkomende maatregelen nodig. Figuur 1 geeft aan hoe het bekken is ingedeeld in VHA-zones.

### 4.2 Referentiesituatie

Onderstaande figuur geeft per sector en per pollutant een overzicht van de totaal geloosde vrachten in de referentiesituatie in het Netebekken. Bevolking is duidelijk de sector met de grootste bijdrage aan CZV en Ptot. Landbouw heeft de grootste bijdrage in de geloosde Ntot. De bijdrage van industrie is eerder beperkt.

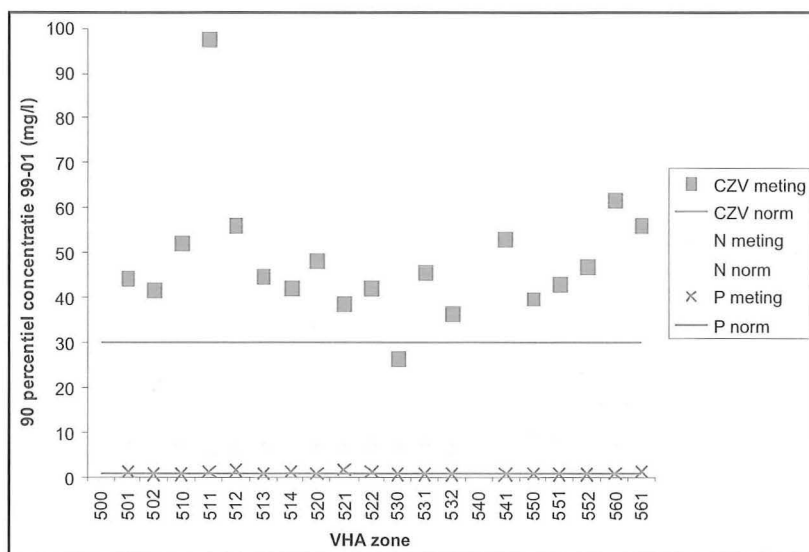
### 4.3 Reductiedoelstelling

De reductiedoelstellingen gebruikt in deze gevalstudie zijn berekend door de waargenomen 90-percentiel concentraties van de jaren 1999 tot 2001 te vergelijken met de kwaliteitsnormen. De gehanteerde normen zijn gebaseerd op Vlare II en bedragen 30 mg/l voor CZV, 16 mg/l voor Ntot en 1 mg/l voor Ptot. Hierbij werd niet gekeken naar slechts één jaar omdat de variaties groot kunnen zijn in functie van de neerslaghoeveelheid van de specifieke jaren. De reductiedoelstelling is gelijkgesteld aan het percentage waarmee de waargenomen 90-percentiel concentratie de concentratienorm overschrijdt. Als bijvoorbeeld de 90-percentiel concentratie voor CZV 60 mg/l bedraagt, wordt ervan uitgegaan dat de emissies met 50% moeten gereduceerd worden om de norm van 30 mg/l te halen. Er wordt dus uitgegaan van een lineair verband tussen vrachtreducties en de reducties van de 90-percentiel concentraties. Dit is een sterke vereenvoudiging aangezien zo geen rekening gehouden wordt met de niet toewijsbare emissies. Deze kunnen aan-

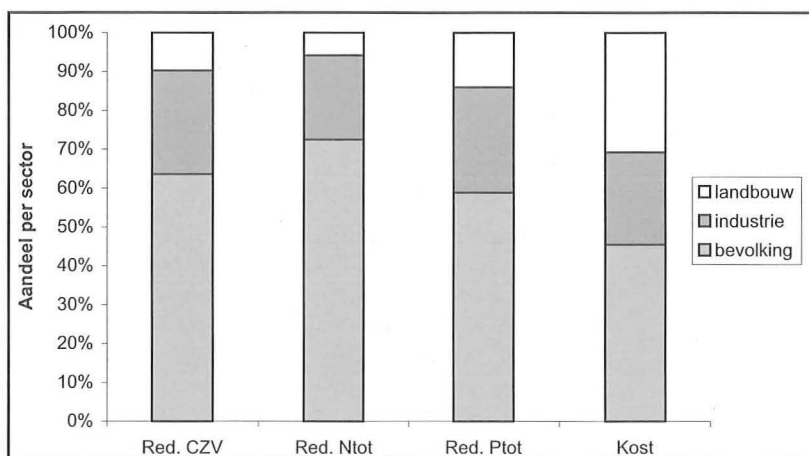
zienlijke proporties innemen. Het AWP II voor de Nete (VMM, 2001) gaf bijvoorbeeld aan dat 50% van de waargenomen CZV niet toegewezen kan worden aan specifieke bronnen. Daarnaast worden ook gebiedsspecifieke kenmerken van het watersysteem niet meegenomen zoals dit wel gebeurt in een waterkwaliteitsmodel. Dit betekent dat het ook moeilijk is om enkel met behulp van het MKM te voorspellen of de waterkwaliteitsdoelstelling ook effectief bereikt zal worden. Vandaar dat een belangrijk aandachtspunt bij een verdere uitbreiding naar Vlaanderen, een koppeling met een waterkwaliteitsmodel is.

Een vergelijking van deze reductiedoelstellingen met het maximale reductiepotentieel van alle maatregelen toont aan dat nagenoeg alle doelstellingen bereikbaar zijn met de geïnventariseerde maatregelen. Enkel de doelstelling voor CZV is niet bereikbaar in VHA-zone 511. Om toch een kosteneffectiviteitsanalyse te kunnen uitvoeren, werd voor deze zone de reductiedoelstelling gereduceerd tot het maximaal haalbare.

Figuur 3: Vergelijking 90-percentiel concentraties CZV, Ntot en Ptot met concentratienormen voor de VHA-zones in het Netebekken



Figuur 4: Verdeling reductieinsparingen per pollutant en jaarlijkse kosten over de verschillende doelgroepen



De voornaamste problemen voor het Netebekken gelden voor CZV. Van de 21 VHA-zones wordt de norm overschreden in 18 zones. Hierbij geldt dan ook nog dat voor zones 500 en 540 geen specifieke metingen beschikbaar zijn. Voor Ptot wordt de norm overschreden in 7 zones en voor Ntot wordt de norm overal gehaald. De maximale 90-percentiel concentratie voor Ntot bedraagt 11,65 mg/l in VHA 541.

#### 4.4 Kosteneffectiviteitsanalyse

De maatregelen die zijn afgewogen in de kosteneffectiviteitsanalyse zijn:

Voor bevolking:

- bouw van individueel zuiveringsstations voor huishoudens in rode en gele clusters<sup>1</sup>
- aansluiting van donkergroene, lichtgroene en gele clusters op collectieve zuivering

Voor industrie:

- primaire zuivering
- secundaire zuivering
- tertiaire zuivering
- tertiair vergaande zuivering
- gesloten bedrijven (hierbij wordt gekeken naar het effect van bedrijven die tussen 2000 en nu gesloten zijn in het Netebekken)

Voor landbouw:

- verstrenging bemestingsnormen (210 kg/ha en 170 kg/ha)
- bufferzones van 5 en 10 meter
- groenbemesters
- individuele zuivering in glastuinbouw en melkveeteelt

Bij een discontovoet van 5% bedragen de totale kosten 59 miljoen euro per jaar om te voldoen aan de doelstelling voor de 3 pollutanten op het einde van elke VHA-zone. Dit bedrag bestaat uit een investeringskost van 442 miljoen euro en een jaarlijkse kost van 31 miljoen euro. De sector bevolking vertegenwoordigt in deze gevalstudie het grootste aandeel in de totale jaarlijkse kosten en de gerealiseerde emissiereductie. Dit is met name omdat bevolking de grootste bron is van CZV-emissies en het ook deze norm is die in het Netebekken het meest overschreden wordt.

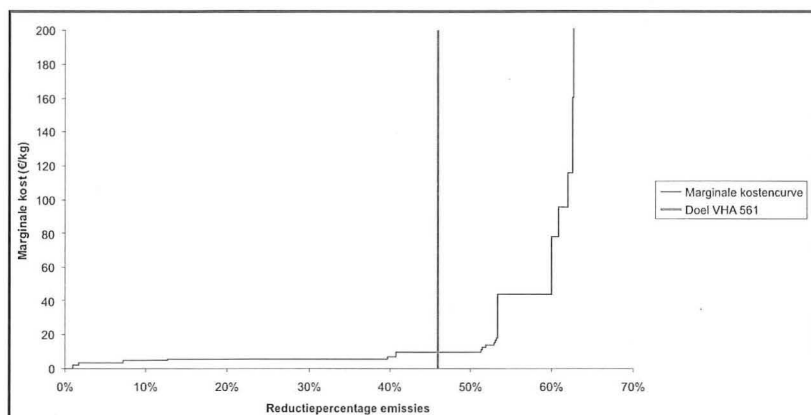
Naast het inschatten van de totale kosten om alle doelstellingen te bereiken, kunnen ook rangordes opgesteld worden tussen maatregelen onderling in functie van hun kosten-effectiviteit of marginale kost (€/kg reductie). Een marginale kosten-

<sup>1</sup> De indeling van clusters is gebaseerd op de zoneringsplannen. Binnen deze zoneringsplannen wordt een visie geformuleerd voor de zuivering van afvalwater van particulieren. Op basis van een kostenafweging van de bouw van een individuele zuivering en de aansluiting op collectieve zuivering zijn alle woningen ingedeeld in clusters. In de oranje cluster (het centrale gebied) wordt vandaag het afvalwater reeds gezuiverd. In de donkergroene cluster is collectieve zuivering zonder twijfel de goedkoopste oplossing. In de rode cluster is de goedkoopste oplossing de aanleg van een IBA. In de lichtgroene en de gele cluster is er geen uitgesproken voorkeur voor collectieve of individuele zuivering (Barrez, 2006).

curve zoals weergegeven in figuur 5 geeft aan tegen welke marginale kost maatregelen een bepaalde reductie (%) van de emissies in de referentiesituatie kan realiseren. De maatregelen zijn hierbij geordend volgens een stijgende marginale kost. De rangorde van maatregelen en dus ook de vorm van de marginale kostencurve hangt hierbij wel telkens af van het specifieke gebied en de specifieke pollutant. Zo kunnen bepaalde maatregelen meer toegepast worden in de ene zone dan in de andere zone en kan het rendement van maatregelen verschillen naargelang het gebied. Ook kunnen maatregelen bijvoorbeeld een hoge kostenefficiëntie hebben voor CZV, maar een lagere voor Ntot.

Figuur 5 geeft de marginale kostencurve voor het ganse Netebekken en meer specifiek voor CZV weer. De rode lijn geeft voor deze pollutant de reductiedoelstelling aan voor VHA 561 (= het einde van het Netebekken). De marginale kost om deze doelstelling te bereiken bedraagt 9,7 €/kg. Dit betekent dat alle maatregelen met een marginale kost voor CZV lager of gelijk aan 9,7 €/kg moeten geïmplementeerd worden om de doelstelling tegen minimale kost te bereiken. Dit zijn o.a. een primaire en secundaire zuivering voor industrie, aansluiting van de donkergroene clusters op een RWZI en de bouw van individuele zuivering voor de rode en gele clusters. Zoals reeds aangegeven gaat het hierbij wel enkel om de pollutant CZV. Andere pollutanten mee in rekening brengen zal ook het eindresultaat beïnvloeden. Indien naast CZV ook Ntot en Ptot zouden beschouwd worden dan neemt bijvoorbeeld de kostenefficiëntie van individuele zuivering voor huishoudens af omdat met name voor deze 2 parameters individuele zuivering een merkbaar lager rendement heeft dan collectieve zuivering.

Figuur 5: Marginale kostencurve voor CZV voor het ganse Netebekken met aanduiding van de reductiedoelstelling op het einde van het Netebekken (VHA 561)



## 5 Verdere planning

Het is belangrijk om op te merken dat bovenstaande resultaten slechts het resultaat zijn van een eerste verkennende gevalstudie. Voor het verdere gebruik in de economische analyse van de KRW zal het model nog verder aangevuld wor-

den met nieuwe gegevens. Zo wordt in bovenstaande berekening geen onderscheid tussen basismaatregelen en aanvullende maatregelen. Basismaatregelen zullen in ieder geval geïmplementeerd worden, ongeacht de vereisten van de KRW. Dit betekent dat het aantal mogelijkheden voor een verdere optimalisatie beperkter zullen worden. Ook is het onduidelijk of de gehanteerde normen overeenkomen met een goede waterkwaliteit. Naar verwachting zullen de definitieve normen die worden vastgelegd, strenger zijn dan de toegepaste normen, waardoor de kosten verder zullen oplopen. Bovendien is de onzekerheid van de gebruikte gegevens groot. Verschillende verbeteringsinitiatieven o.a. rond de uitbreiding van de maatregelenlijst voor landbouw zijn lopende in 2006. Tenslotte is zoals eerder gesteld het milieukostenmodel een vrachtenmodel en geen waterkwaliteitsmodel. Er wordt bijvoorbeeld geen rekening gehouden met het groot aantal niet toewijsbare vrachten. Vandaar dat in de toekomst ook zal aandacht besteed worden aan het afstemmen van de scenario's die gemodelleerd worden met Pegase, het waterkwaliteitsmodel dat gehanteerd wordt door de VMM.

Het milieukostenmodel zal tegen het einde van 2007 uitgebreid worden naar heel Vlaanderen. Het referentiejaar van deze uitbreiding is 2006. Ook de gegevens van het Netebekken zullen hierbij up to date gebracht worden.

## Lijst van gebruikte afkortingen

AWP	Algemeen Waterkwaliteitsplan
CZV	Chemisch Zuurstofverbruik
KRW	Kaderrichtlijn Water
MKM	Milieukostenmodel
Ntot	Totaal stikstof
Ptot	Totaal fosfor
VLAREM	Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VHA	Vlaamse Hydrografische Atlas

## Referenties

Barrez I., Zoneringsplannen op komst: wat zijn de taken voor de gemeente en wat zijn de gevolgen?, tijdschrift water, juli-augustus 2006.

Broekx S., Meynaerts E., Vercaemst P., Ochelen S., Beckers A., Towards a good surface water state in the Flemish Region of Belgium with the

Environmental Costing Model, River Basin Management, 2005.

Meynaerts E., Ochelen S., Vercaemst P., Milieukostenmodel voor Vlaanderen, achtergrond-document, studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams gewest, maart 2003.

Meynaerts E., Ochelen S., Beckers A., Van Biervliet K., Het Vlaams Milieukostenmodel Water: de ontwikkeling van een instrument voor een efficiënter beleid inzake kwaliteit van het oppervlaktewater, Tijdschrift Water, maart/april 2004.

Interwies E., Borchardt D., Kraemer A., Kranz N., Görlach B., Richter S., Willecke J., Dworak T., Basic principles for selecting the most cost-effective combinations of measures for inclusion in the programme of measures as described in Article 11 of the Water Framework Directive, 2004.

Van Biervliet K., Gielen B., De Sutter R., Le Roy D., Van Tomme I., Leroy I., Van den Broeke G., Pilotstudie Toepassing Milieukostenmodel op het

thema oppervlaktewater voor een prioritair bekken: inventarisatie en relaties, i.o.v. AMINAL, 2003.

Van der Veeren R.J.H.M., Economic analyses of nutrient abatement policies in the Rhine basin, 2002.

VITO en Resource Analysis, Toepassing milieukostenmodel op het thema oppervlaktewater voor een prioritair bekken, Deel 2: Inventarisatie kosten, rendementen en milieuwinst van potentiële maatregelen en uitschrijven scenario's, 2006.

VMM, Algemeen Waterkwaliteits Plan 2 – 10. Nete. Flemish Environment Agency. 61 p., 2001.

*S. Broekx, D. Beheydt,  
E. Meynaerts en P. Vercaemst*

*VITO, integrale milieustudies  
Boeretang 200  
2400 Mol*

# De bekkenbeheerplannen brengen integraal waterbeleid in de praktijk

Op 24 november 2003 werd het *decreet betreffende het integraal waterbeleid* (hierna *decreet IWB* genoemd) van kracht. In het kader van dit decreet kwamen de allereerste *bekkenbeheerplannen* tot stand in een proces dat reeds begon in 2002 en culmineerde in een openbaar onderzoek over en goedkeuring van de verschillende bekkenbeheerplannen in 2007.

*Een bekkenbeheerplan bepaalt het integraal waterbeleid voor het desbetreffende bekken. Het plan heeft betrekking op zowel de aspecten waterkwaliteit en waterkwantiteit als op het natuurlijk milieu en het beoogt een duurzaam gebruik en beheer van oppervlaktewater, grondwater en waterketens. Elk bekkenbeheerplan bestaat uit een situatieanalyse (omgevingsanalyse en sectorale analyse), potenties en knelpunten, visie, functietoekenningen en acties en maatregelen.*

*De totstandkoming van het plan vond plaats met participatie van de verschillende waterbeheerders, betrokken administraties en vertegenwoordigers van de relevante sectoren. Meestal werd deze participatie als positief ervaren, maar door tijdsdruk en door de complexiteit van de materie was het betrekken van de sectoren niet altijd even eenvoudig. Uit dit eerste leerproces kunnen zeker een aantal praktische lessen worden getrokken.*

*Binnen enkele jaren zullen we zien hoe de bekkenbeheerplannen in de praktijk worden gebracht. De startpositie is in ieder geval gunstig. Het openbaar onderzoek heeft de plannen vervolledigd en verbeterd waar nodig en heeft er tevens voor gezorgd dat het integraal waterbeleid in de Vlaamse rivierbekkens over een stevig draagvlak beschikt.*

## 1. Doelstellingen en concrete implementatie van het decreet integraal waterbeleid

Op 24 november 2003 werd het decreet betreffende het integraal waterbeleid (hierna *decreet IWB* genoemd) van kracht. Dit decreet organiseert en structureert het waterbeleid in Vlaanderen en geeft het meer samenhang. Bovendien zorgt het voor de omzetting van de Europese kaderrichtlijn Water naar Vlaamse wetgeving.

In tegenstelling tot voorheen gaat het waterbeleid en –beheer niet langer uit van administratieve grenzen, maar vormt het watersysteem het uitgangspunt. Een geheel dat bestaat uit grondwater, oppervlaktewater, maar ook uit oevers, waterbodems en technische infrastructuur. Ook de fauna en flora in en rond het water en de chemische en biologische processen die daarbij horen, zijn onderdeel van het watersysteem.

Dit watersysteem herstellen, behouden en ontwikkelen vormt de kerngedachte van het integraal waterbeleid. Het doel is het watersysteem met al zijn kenmerken veilig te stellen voor onszelf en voor de generaties die na ons komen.

Om een integraal waterbeleid en –beheer te kunnen voeren, bakent het decreet IWB stroomgebieden en stroomgebiedsdistricten, bekkens en deelbekkens af. De organisatiestructuur en de planning van het integraal waterbeleid is op deze afbakening geschoeid.

Vlaanderen telt vier grensoverschrijdende stroomgebieden: de IJzer, de Brugse Polders, de Schelde en de Maas. Die stroomgebieden worden overkoepeld door twee internationale stroom-

gebiedsdistricten: dat van de Schelde en dat van de Maas. De stroomgebieden van de IJzer en de Brugse Polders behoren tot het district van de Schelde.

De stroomgebieden zijn in Vlaanderen verder opgedeeld in elf bekkens. Van west naar oost zijn dat het bekken van de IJzer, de Leie, de Brugse Polders, de Gentse Kanalen, de Dender, de Benedenschelde, de Dijle en de Zenne, de Nete, de Demer en de Maas. Elk bekken is verder opgedeeld in deelbekkens. In totaal zijn het er 103.

De Vlaamse Regering keurde op 8 april 2005 een eerste waterbeleidsnota goed. Hierin tekende ze de krijtlijnen uit van haar visie op het waterbeleid in Vlaanderen en legde ze de fundamenten waarop ze haar waterbeleid de komende jaren wilt voortbouwen. De omzetting naar de praktijk, de concrete uitvoering op het terrein en de verfijning per gebied krijgen gestalte in de waterbeheerplannen op het niveau van de stroomgebieden, de bekkens en de deelbekkens.

Voor de stroomgebiedsdistricten van Schelde en Maas worden tegen eind 2009 stroomgebiedbeheerplannen opgemaakt. Tegen eind 2007 worden de bekken- en deelbekkenbeheerplannen verwacht. De procedure voor de opstelling van de waterbeheerplannen gaat uit van een gecombineerde top-down en bottom-upbenadering. De bekken- en deelbekkenbeheerplannen vormen de bouwstenen voor de stroomgebiedbeheerplannen. De stroomgebiedbeheerplannen en de waterbeleidsnota van hun kant, geven dan weer richting aan de bekken- en deelbekkenbeheerplannen.



## 2. Het opmaakproces van de bekkenbeheerplannen

Een bekkenbeheerplan bepaalt het integraal waterbeleid voor het desbetreffende bekken. Het plan heeft betrekking op zowel de aspecten waterkwaliteit en waterkwantiteit als op het natuurlijk milieu en het beoogt een duurzaam gebruik en beheer van oppervlaktewater, grondwater en waterketens.

De basisdoelstelling van het bekkenbeheerplan is de bescherming, het herstel en de verbetering van de natuurlijke werking en structuur van het watersysteem. Daarnaast spelen verschillende menselijke belangen in het bekken een belangrijke rol. Die belangen leggen bepaalde eisen of wensen op aan het watersysteem. Is er sprake van tegenstrijdige belangen of een verstoring van het watersysteem, dan is er een afweging nodig. Door rekening te houden met de specifieke lokale omstandigheden, ontstaat een ruimtelijke differentiatie in het waterbeleid.

Het bekkenbeheerplan heeft in hoofdzaak betrekking op de gewestelijke bevoegdheden, in het bijzonder wat betreft de opgenomen acties.

Met de opmaak van de bekkenbeheerplannen werd al gestart begin 2002. Het project 'Dynamisering van de bekkenwerking' had tot doel om voor de elf bekkens tegen eind 2006 een bekkenbeheerplan op te stellen. Bij de opzet van het project werd er voor gekozen om met twee snelheden bekkenbeheerplannen op te stellen. Voor drie prioritaire bekkens werd de timing scherper gesteld, voor het Netebekken tegen eind 2003, voor het Denderbekken en het IJzerbekken tegen eind

2004. Hiervoor werkten er in het Netebekken en het Denderbekken tijdelijk meer planningsverantwoordelijken.

Bij het opstellen van een bekkenbeheerplan voor de elf bekkens was een goed uitgewerkte methodologie noodzakelijk om het plan accuraat en uniform uit te werken. De methodologie werd uitgewerkt voor het Netebekken en getest in de twee andere prioritaire bekkens. Uit de ervaringen in de prioritaire bekkens werden lessen getrokken voor de ontwikkeling van de bekkenbeheerplannen in de niet-prioritaire bekkens.

In het Netebekken droegen ook studie bureaus en universiteiten bij aan de ontwikkeling van de methodologie en aan studies ter onderbouwing van het plan. Voor een uitgebreide beschrijving van de methodologie verwijzen we naar de handleiding 'Methodologie voor het opmaken van bekkenbeheerplannen – boegbeeld voor integraal waterbeleid' van AMINAL, afdeling Water (2004).

Belangrijk om te vermelden, is dat de methodologie voorziet in een iteratief planproces, met het oog op een maximale inbreng van alle betrokken actoren, zowel waterbeheerders als sectoren.

In volgend hoofdstuk wordt ingegaan op de participatie tijdens het opmaakproces van het bekkenbeheerplan voor het Dijle-Zennebekken. Ook tijdens het openbaar onderzoek over de eerste generatie bekken- en deelbekkenbeheerplannen, van 22 november 2006 tot 22 mei 2007, kregen de sectoren de gelegenheid om hun standpunt in te brengen.

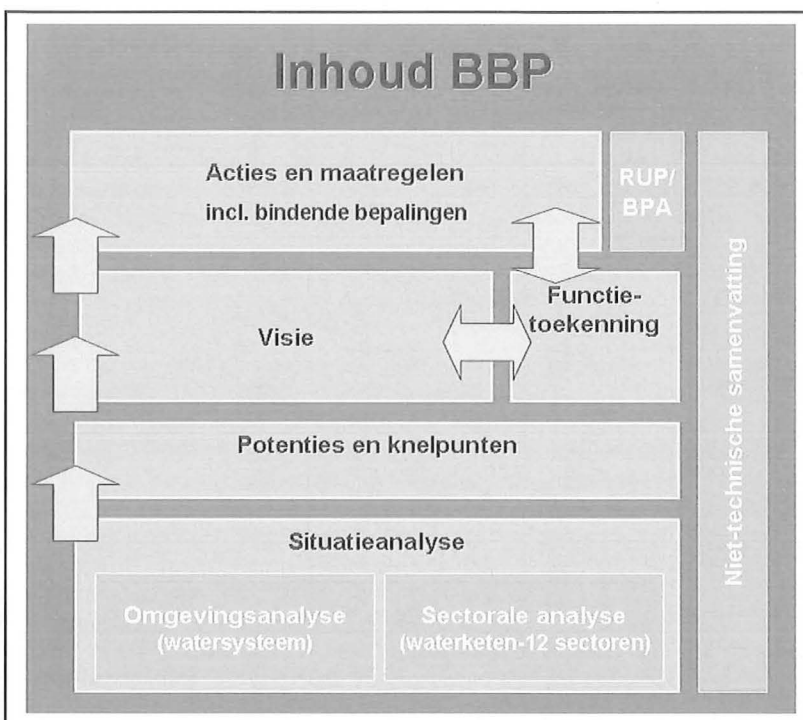
## 3. Participatie bij de opmaak van het bekkenbeheerplan: de casus Dijle-Zennebekken

Als niet-prioritair bekken werd bij het Dijle-Zennebekken het bekkenbeheerplan opgemaakt volgens de methodologie, ontwikkeld bij de prioritaire bekkens, met behulp van twee planningsverantwoordelijken in de laatste twee jaren van het planningsproces, echter zonder externe ondersteuning. Deze methodologie vertrekt van de volgende basisonderdelen voor een bekkenbeheerplan:

- Situatianalyse: Omgevingsanalyse en Sectorale analyse
- Knelpuntenanalyse
- Visieondersteunende analyses: Ruimtelijke analyse en Prioriteringsanalyse waterbodems
- Watersysteemvisie: opgebouwd volgens de 5 krachtlijnen van de waterbeleidsnota
- Actie- en Maatregelenprogramma met bindende bepalingen
- Functietoekenningen
- Niet-technische samenvatting

De totstandkoming van het plan vond plaats met participatie van de verschillende waterbeheerders, betrokken administraties en vertegenwoordigers van de relevante sectoren.

Figuur : structuur van het bekkenbeheerplan



De **situatieanalyse** bestaat uit een omgevingsanalyse en een sectorale analyse.

De **omgevingsanalyse** geeft een uitgebreide beschrijving van de fysische, ruimtelijke en juridische kenmerken van het bekken. Ze vormt de basis van de planvorming en heeft tot doel kennis opdoen over het bekken en contacten leggen met die instanties die later in het proces nog zullen betrokken zijn.

De **sectorale analyse** draagt bij tot het inzicht in de interacties van de waterketen met het watersysteem van het stroomgebied en tot de uitbouw van een sociaal netwerk. Het vormt tevens de basis voor de visievorming. De volgende **12 sectoren** kwamen hierbij aan het woord:

- Drinkwater- en watervoorziening
- Land- en tuinbouw
- Huisvesting
- Toerisme en recreatie
- Transport en vervoersinfrastructuur
- Industrie en handel
- Ontginningen
- Visserij
- Energie
- Natuur, bos en landschap
- Milieuhygiënische infrastructuur
- Waterbeheersing en veiligheid

Voor de sectorale analyse, die werd uitgevoerd van maart tot september 2004 werden 83 instanties en 121 personen bevestigd. Tien enquêtes werden afgenomen (oa. BIAC, tuinbouwveilingen, Intercommunales...), al moet gezegd worden dat hierop weinig respons volgde.

Samen met de landelijke gilde werden 500 individuele landbouwers bevestigd. Op 4 vergaderingen daagden 15 individuele landbouwers op. De verschillende (20) afdelingen van Natuurpunt en 5 andere ngo's werden voor een groepsinterview uitgenodigd. Op deelbekeniveau werden ook de gemeenten bevestigd.

Voor de verschillende sectoren werden **sectorrapporten** opgemaakt. Deze rapporten werden telkens teruggekoppeld met de sector. De sectorrapporten bevatten een situering van de sector en een beschrijving van de verschillende milieupaspecten, randvoorwaarden, aanspraken, mogelijkheden en potenties.

Een volgende stap was de **knelpuntenanalyse**. In deze fase werd een synthese gemaakt van de verzuchtingen van de sectoren om tot een overzicht te komen van de watergerelateerde knelpunten in het bekken. De knelpuntenanalyse werd teruggekoppeld met het ambtelijk bekkenoverleg.

Ter ondersteuning en voorbereiding van de visievorming werden een ruimtelijke analyse en een prioriteringsanalyse van de waterbodems uitgewerkt.

Voor de **visieondersteunende analyses** werd bilateraal overleg georganiseerd, waarbij de ver-

schillende instanties per sector rond de tafel werden geplaatst. Hierbij werden de sectorrapporten besproken en werd één vertegenwoordiger per sector aangeduid voor het vervolproces van de visievorming. Een werkmiddel ('tool') van de Universitaire Instellingen Antwerpen werd gebruikt voor de ruimtelijke analyse om de aanspraken van de sectoren en de relatie met het watersysteem in beeld te brengen.

De **ruimtelijke analyse** is een theoretische analyse op GIS basis (studieopdracht UA) waarbij men een aantal kaartlagen op elkaar legt om een sectorgebonden analyse te maken van de aanspraken op en de relatie met het watersysteem. Deze analyse werd in het Netebekken en Denderbekken besproken met de betrokken sectoren. Daarna werd de visie doorvertaald naar gans Vlaanderen, waarbij men er van uitging dat ook de sectoren in de niet-prioritaire bekken geconsulteerd waren, hetgeen door de sectoren en het ambtelijk overleg in het Dijle-Zennebekken echter niet zo werd ervaren.

De **visie** voor het bekken vormt het centrale hoofdstuk van het bekkenbeheerplan. Hier worden immers de hoofdlijnen van het beleid voor de volgende jaren vastgelegd op basis van de uitgangspunten van het integraal waterbeleid en lange termijnstreefbeelden voor het waterbeleid en –beheer in het bekken.

Bij het uitwerken van de watersysteemvisie werden de verschillende sectorvertegenwoordigers rond de tafel gezet om 'ontwerp'teksten te bespreken, met de bedoeling om inspraak toe te laten. Bij de deelnemers aan deze sessies werd dit niet steeds zo ervaren. Voor de sectorvertegenwoordigers was omwille van strikte timing en weinig ruimte voor terugkoppeling met de achterban. Indien nodig werden sectorstandpunten als minderheidsstandpunten in de teksten opgenomen.

De watersysteemvisie werd vertaald naar concrete actie en maatregelen. In dit deel van het bekkenbeheerplan zijn tevens de **bindende bepalingen** opgenomen. Bij de uitwerking van het **actie- en maatregelenprogramma** werden de sectoren in mindere mate geconsulteerd. Deels had dit te maken met het feit dat het gaat om reeds bestaande programma's van de waterbeheerders. Deels vormde dit juist een antwoord op de bekommernis van de sectoren om een werkelijk integrale aanpak. De acties werden teruggekoppeld met de initiatiefnemers en besproken op het ambtelijk bekkenoverleg.

De **functietoekenning** omvat de aanduidingen op kaart van de bijzondere gebieden in het bekken (overstromingsgebieden, oeverzones, beschermde gebieden, ...) alsook de op bekeniveau aan oppervlaktewaterlichamen en grondwaterlichamen toegekende functies.

Zowel voor de functietoekenningen als voor de bindende bepalingen vond de terugkoppeling voornamelijk plaats via het ambtelijk bekken-

overleg. Om redenen van tijdsdruk en complexiteit werden de sectorafgevaardigden minder geraadpleegd.

#### 4. Bedenkingen bij het planproces

Bij de aanvang van het planproces was het beleidsmatig instrumentarium nog niet gefinaliseerd. Hierdoor was er geen sprake van eenduidigheid op beleidsniveau, terwijl er wel discussies plaatsvonden op lager niveau.

Zo werden oeverzones in landbouwgebied door de milieuadministratie beschouwd als een flankerende maatregel, terwijl de noodzakelijke financiële instrumenten om de oeverzones te realiseren nog ontbraken. De juiste interpretatie van het begrip bindende bepaling in de bekkenbeheerplannen zorgde zo ook bijvoorbeeld voor heel wat discussie. Deze discussies kwamen in de loop van het openbaar onderzoek terug aan de oppervlakte bij de discussies over de bekkenbeheerplannen in de verschillende bekkenbesturen, alhoewel deze materies niet bekkenspecifiek waren, maar eerder op Vlaams niveau dienden te worden bekeken.

De participatie had tot doel om de maatschappelijke belangengroepen zich mede-eigenaar te laten voelen van het bekkenbeheerplan. Als dusdanig kan deze oefening wel beschouwd worden als een uniek planproces in Vlaamse context. Het toelaten van participatie neemt echter niet weg dat de uiteindelijke beslissingsbevoegdheid op politiek niveau blijft.

#### 5 Besluit

Tot besluit kunnen we zeggen dat de eerste generatie bekkenbeheerplannen hebben geleid tot waardevolle kennis en ervaring voor de planvorming in de toekomst. Het openbaar onderzoek gaf de burger en maatschappelijke belangengroepen de kans om alsnog te participeren in de bekkenbeheerplannen. De totstandkoming van de bekkenbeheerplannen was slechts een begin: een eerste oefening in het leerproces van de participatie van de verschillende actoren en sectoren in het integraal waterbeleid. Het is een uitdaging voor de nieuwe bekkenstructuren om de waarde en resultaten van dit participatieproces te valoriseren.

Binnen enkele jaren zullen we zien hoe de bekkenbeheerplannen in de praktijk worden gebracht. De startpositie is in ieder geval gunstig. Het openbaar onderzoek heeft de plannen vervolledigd en verbeterd waar nodig en heeft er tevens voor gezorgd dat het integraal waterbeleid in de Vlaamse rivierbekkens over een stevig draagvlak beschikt.

*J. Vanvelk, Bekkencoördinator Demerbekken*

*K. Gevers, Bekkencoördinator Dijle-Zennebekken*

*Bekkensecretariaten Demer en Dijle-Zenne*

*Waaistraat 1*

*3000 Leuven*

*Tel: 016 / 21 12 84*

*Fax: 016 / 21 12 70*

# De werking van de bekkenstructuren

De Europese kaderrichtlijn Water schrijft de lidstaten voor in **stroomgebieden** te denken. Deze stroomgebiedbenadering vereist een aangepaste werkwijze die rekening houdt met het fysisch systeem, eerder dan met bestaande bestuurlijke en administratieve grenzen. Naast de planvorming heeft de uitvoering en de opvolging van integraal waterbeleid en -beheer volgens de stroomgebiedbenadering aangepaste structuren nodig.

Het decreet Integraal Waterbeleid en het bijhorende uitvoeringsbesluit van 9 september 2005 geven vorm aan deze nieuwe structuren. Net zoals de waterbeheerplannen zelf situeren de structuren zich op vier niveaus: internationaal stroomgebied(district), stroomgebied (binnen de grenzen van het Vlaams Gewest), het bekkenniveau en het deelbekkenniveau. Op ieder niveau zijn er structuren die er voor moeten zorgen dat alle besturen, maatschappelijke sectoren en doelgroepen binnen een stroomgebied streven naar een gezamenlijke kijk op waterbeheer.

Op het bekkenniveau zijn deze structuren in het najaar van 2006 officieel in het leven geroepen en meteen belast met de belangrijke opdracht om de ontwerp bekken- en deelbekkenbeheerplannen te onderwerpen aan een openbaar onderzoek en vervolgens goed te keuren.

De nieuwe structuren vergen inspanningen van alle betrokkenen, dit niet enkel omdat de werking ervan de taken en bevoegdheden van de individuele administraties en besturen overstijgt, maar vooral door bijzonder ambitieuze doelstellingen. De werking en invulling van deze nieuwe structuren vormt een grote uitdaging en is essentieel voor het welslagen van een integraal waterbeleid- en beheer volgens de principes van de stroomgebiedbenadering.

## 1 Inleiding

In het najaar van 2006 zijn de nieuwe bekkens-structuren formeel opgericht. Na een blitzstart - met de o.a. de goedkeuring van de bekken- en deelbekkenbeheerplannen op het programma - volgt een nog grotere uitdaging: het voeren van een integraal waterbeleid op bekkenniveau.

## 2 Stroomgebiedbenadering

Steeds meer overstromingen, verdroging en watertekort, een belabberde waterkwaliteit en de Europese verplichting om tegen 2015 een goede toestand van het oppervlaktewater en het grondwater te bereiken, zowel op kwalitatief als op kwantitatief vlak. Er zijn minder dwingende redenen om dringend aan een doortastend en integraal waterbeleid en -beheer te doen.

De Europese kaderrichtlijn Water schrijft de lidstaten voor om hiervoor in **stroomgebieden** te

Figuur 1: situering bekkenniveau t.o.v. de vier planningsniveaus (bron: CIW)

niveau	organisatie	planning
Internationaal stroomgebiedidistrict	Internationale riviercommissies (ISC/IMC)	Internationale stroomgebied-beheerplannen
Vlaanderen	Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW)	Vlaamse stroomgebied-beheerplannen
		Waterbeleidsnota
Bekken	Bekkenstructuren	Bekkenbeheerplannen
Deelbekken	Waterschappen	Deelbekkenbeheerplannen

denken. Het watersysteem zelf vormt hierbij de eenheid van beleid. Water houdt immers geen rekening met administratieve en bestuurlijke grenzen.

Via het decreet Integraal Waterbeleid en de bijhorende uitvoeringsbesluiten werd de Europese kaderichtlijn Water omgezet in Vlaamse wetgeving. Om te verhinderen dat de bestaande versnippering van bevoegdheden op het gebied van waterbeleid en -beheer, het voeren van een integraal waterbeleid zou verhinderen, voorzag de decreetgever in aangepaste overlegstructuren.

Deze overlegstructuren zijn geënt op de stroomgebiedbenadering. Er zijn overlegstructuren op het niveau van de internationale stroomgebiedsdistricten, de stroomgebieden (binnen de grenzen van het Vlaamse Gewest), de bekkens en de deelbekkens. Op elk niveau moeten die structuren er binnen hun gebied voor zorgen dat alle besturen, administraties, maatschappelijke sectoren en doelgroepen streven naar een gezamenlijke kijk op waterbeheer.

In dit artikel wordt dieper ingegaan op de werking van de structuren op bekkenniveau.

## 3 De bekkenstructuren

Hoewel de eerste bekkenoverlegstructuren - de zogenaamde bekkencomités - dateren van begin jaren negentig, werden de bekkenstructuren in de elf Vlaamse bekkens pas in het najaar van 2006 formeel opgericht. De organisatiestructuur van een bekken bestaat uit een bekkenbestuur, een bekkerraad en een bekkensecretariaat.



### 3.1 Het bekkenbestuur

Het bekkenbestuur is het beslissingsorgaan van de structuren op bekkenniveau. In het bekkenbestuur zetelen vertegenwoordigers van het Vlaamse Gewest (aangeduid door de betrokken Vlaamse ministers) en bestuurlijke mandatarissen van de provincies (meestal gedeputeerden) en de deelbekkens (meestal schepenen, aangeduid door het Waterschap). In het bestuur zetelen dus zowel ambtenaren als politieke vertegenwoordigers.

Het is de bedoeling dat het bekkenbestuur een actieve en sturende rol speelt bij het integraal waterbeleid en -beheer in het bekken. Hiervoor zullen de bekkenbesturen zich moeten positioneren tussen bestaande beslissingsorganen maar evenzeer ten opzichte van de autonomie van de verschillende water(loop)beheerders.

De voorzitter van het bestuur is een provinciegouverneur. Meestal is dat de provinciegouverneur van één van de provincies waarin het bekken gelegen is. In het Benedenscheldebekken wordt een co-voorzitterschap toegepast en in het Leie- en Demerbekken is een beurtrol afgesproken tussen de twee betrokken provinciegouverneurs.

De belangrijkste taken van het bekkenbestuur zijn: het aansturen van het bekkensecretariaat, zorgen voor afstemming tussen het ontwerp bekkenbeheerplan en de deelbekkenbeheerplannen en het goedkeuren van het ontwerp bekkenbeheerplan en bijhorende deelbekkenbeheerplannen. Het bekkenbestuur moet ook jaarlijks een voortgangsrapport vaststellen. In dit rapport wordt de stand van uitvoering van het bekkenbeheerplan geëvalueerd en zijn de maatregelen en acties opgenomen die nog moeten genomen worden ter uitvoering van het bekkenbeheerplan. Ook het geven van verschillende adviezen, bijvoorbeeld over de waterbeleidsnota van de Vlaamse regering, over het optimalisatieprogramma<sup>1</sup> en over de stroomgebiedbeheerplannen, behoort tot de taken van het bestuur.

### 3.2 Het bekkensecretariaat

Het bekkensecretariaat vormt de ambtelijke poot van de bekkenwerking en bestaat uit een kern van vaste medewerkers en een ruimer ambtelijk (bekken)overleg.

De kern van vaste medewerkers is samengesteld uit een bekkencoördinator, planningsverantwoordelijken vanuit de beleidsdomeinen Leefmilieu, Natuur en energie en Mobiliteit en Openbare Werken en een (halftijdse) vertegenwoordiger van het beleidsdomein Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed. De provinciebesturen staan in voor de coördinatie op deelbekkenniveau en kunnen een vertegenwoordiger afvaardigen naar het bekkensecretariaat. Hoewel de provinciebesturen momenteel geen personeelsleden permanent afvaardigen, wordt er wel structureel samengewerkt. Het bekkensecretariaat werkt ook nauw samen met het CIW-secretariaat.

Het bekkensecretariaat verzorgt het secretariaat van het bekkenbestuur, van de bekkenraad en van het ambtelijk bekkenoverleg en is dagdagelijks bezig met de opmaak en actualisatie van het bekkenbeheerplan en het bekkenvoortgangsrapport en de voorbereiding van tal van adviezen. Het staat ook in voor de organisatie van het openbaar onderzoek en vormt een aanspreekpunt in het bekken.

Het ruimere ambtelijk bekkenoverleg is een vergadering van gemeentelijke, provinciale en gewestelijke ambtenaren die van dichtbij of van veraf betrokken zijn bij het (integraal) waterbeheer. Het ambtelijk bekkenoverleg staat mee in voor diverse adviezen maar vooral ook voor de ambtelijke voorbereiding van het integrale waterbeleid in het bekken (opmaak bekkenbeheerplan, bekkenvoortgangsrapport, ...). Het bereiken van een ambtelijke consensus is immers essentieel om beslissingen en adviezen van het bekkenbestuur voor te bereiden.

### 3.3 De bekkenraad

De bekkenraad is de maatschappelijke poot van de bekkenwerking. In de raad zijn de verschillende maatschappelijke belangengroepen die betrokken zijn bij het integraal waterbeleid vertegenwoordigd. De leden worden voorgedragen door belangenverenigingen (Boerenbond, Natuurpunt, Toerisme Vlaanderen, ...). De precieze samenstelling van de bekkenraad kan per bekken verschillen en hangt af van de eigenheid en de specifieke noden van het bekken. De bekkenraad wordt voorgezeten door de bekkencoördinator.

De bekkenraad waakt over het plannings- en opvolgingsproces. Ze doet dit door advies uit te brengen over de ontwerp bekken- en deelbekkenbeheerplannen, het bekkenvoortgangsrapport en andere zaken die ter advies worden voorgelegd. De bekkenraad kan ook op eigen initiatief een advies uitbrengen.

## 4 Eerste ervaringen en uitdagingen

Voor een echte evaluatie van de werking van deze nieuwe bekkenstructuren is het nog te vroeg aangezien zij pas recent (najaar 2006) operationeel zijn geworden. Toch kunnen al enkele vaststellingen worden meegegeven:

- De oprichtingsvergaderingen van de bekkenbesturen vonden plaats tussen 17 oktober en 30 oktober 2006. Het openbaar onderzoek over de ontwerp bekken- en deelbekkenbeheerplannen begon op 22 november van datzelfde jaar. Van bij hun oprichting werden de bekkenbesturen dus meteen belast met de belangrijke opdracht om de plannen te onderwerpen aan een openbaar onderzoek en enkele maanden

<sup>1</sup> Het optimalisatieprogramma is een investeringsprogramma voor bovengemeentelijke zuiveringsinfrastructuur; zie <http://www.vmm.be/water/zuiveringsinfrastructuur/financiering/>



later – al dan niet aangepast op basis van de adviezen van bekkenraad en Waterschappen en de resultaten van het openbaar onderzoek – goed te keuren. Met andere woorden, alle betrokkenen werden niet alleen geconfronteerd met een veelheid aan nieuwe en complexe structuren, maar ook met een veelheid aan complexe en lijvige plannen. Gelukkig duurde het openbaar onderzoek – zoals decretaal voorzien - 6 maanden. Iedereen kreeg hierdoor de tijd zich in te werken in de plannen.

Het openbaar onderzoek werd aan de hand van een intensieve informatie- en media-campagne bekend gemaakt. Er kwamen talrijke reacties binnen, vooral van belangengroepen, administraties en besturen, maar ook van betrokken burgers. Het groot aantal opmerkingen zou enerzijds kunnen verbazen geteet op het zeer participatieve karakter van het gevoerde planproces. Anderzijds is het aantal reacties ook te verklaren. Eén van de redenen is ongetwijfeld de gevoeligheid van de inhoud van de plannen. De waterbeheerplannen bevinden zich immers in een spanningsveld van vaak tegenstrijdige belangen (bijvoorbeeld peilbeheer in functie van landbouw vs. peilbeheer in functie van ecologische belangen, ...) en bevatten acties met soms een grote impact op ruimtegebruik (bijvoorbeeld de aanleg van overstromingsgebieden, hermeandering, ...).

Figuur 2: campagnebeeld (voorbeeld van een krantenadvertentie, bron CIW)



Toch keurden de elf bekkenbesturen eind augustus – begin september 2007 de bekkenbeheerplannen en bijhorende deelbekkenbeheerplannen goed en bezorgden de plannen tijdig aan de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) voor een finale afstemming tussen de plannen onderling en een afstemming met de Waterbeleidsnota van de Vlaamse Regering. Nadien bezorgde de CIW de plannen aan de Vlaamse Regering die deze conform het Decreet Integraal Waterbeleid ten laatste op 22 december 2007 definitief moet vaststellen.

- Het integraal waterbeleid zoals vooropgesteld in de Europese Kaderrichtlijn Water en later vertaald in het decreet Integraal Waterbeleid gaat uit van de stroomgebiedbenadering. Dit

wil zeggen dat administratieve grenzen minder bepalend zijn en dat het fysisch systeem zelf de (plan)grenzen bepaalt. Deze benadering komt ongetwijfeld het integrale waterbeleid ten goede maar een organisatie die afwijkt van de bestaande, administratieve grenzen vergt wel enige aanpassing en organisatorische inspanning.

- De goedkeuring van de eerste generatie bekken- en deelbekkenbeheerplannen was een eerste, grote uitdaging die door de bekkenstructuren tot een goed einde is gebracht. Tegen eind 2007 dient de Vlaamse regering de plannen definitief vast te stellen. Daarna volgen nog grotere uitdagingen. De plannen zijn immers geen eindpunt maar het beginpunt voor het realiseren van een integraal en duurzaam waterbeheer.

De bekkenstructuren moeten nu de kans krijgen om te groeien in hun rol en zullen een meerwaarde moeten bieden. Zo zal het bekkenbestuur een positie moeten vinden tussen de andere besturen om te kunnen wegen op het versnipperde waterbeheer. Bovendien zal het bekkenbestuur een evenwicht moeten vinden tussen zijn eigenheid enerzijds en het Vlaamse beleidskader en het beleid in de andere bekken anderzijds. Wordt vervolgd...

## Referenties

- Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid (Europese Kaderrichtlijn Water)
- Decreet Integraal Waterbeleid, goedkeuring Vlaams Parlement dd. 18 juli 2003, publicatie Belgisch Staatsblad dd. 14 november 2003 (inclusief memorie van toelichting);
- Besluit van de Vlaamse Regering betreffende de geografische indeling van watersystemen en de organisatie van het integraal waterbeleid in uitvoering van Titel I van het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid (goedkeuring dd. 9 september 2005);
- De Waterbeleidsnota van de Vlaamse regering (goedkeuring dd. 8 april 2005);
- De Eerste Waterbeleidsnota, een kennismaking (CIW, 2005);
- [www.volvanwater.be](http://www.volvanwater.be);
- [www.ciwvlaanderen.be](http://www.ciwvlaanderen.be).

B. Abrams  
 Bekkencoördinator Nete  
 T 03 224 63 83 - GSM 0473 65 77 72  
 F 03 224 62 35  
[bram.abrams@lin.vlaanderen.be](mailto:bram.abrams@lin.vlaanderen.be)

Bekkensecretariaat Netebekken  
 Anna Bijns-Gebouw  
 Lange Kievitstraat 111-113, bus 64  
 2018 Antwerpen

# Een conceptueel planningsmodel voor integraal waterbeheer

*Ondanks een groeiend arsenaal aan concepten en modellen voor integraal waterbeheer, blijft hun effectieve toepassing fragmentarisch. Veel "State of the Art" beleidsondersteunende modellen worden ontwikkeld voor "model" rivierbekkens die voldoen aan talrijke randvoorwaarden. Deze aanpak, waarin het model en de wetenschappelijke complexiteit centraal staan, faalt wanneer deze niet algemeen toepasbaar is. Het aanreiken van modellen die niet of moeilijk toepasbaar zijn kan aversie opwekken bij beleidsmakers. De modellen die wel toepasbaar zijn, hebben zelden de functionaliteit om integraal waterbeheer in de praktijk te brengen. Hoewel het concept integraal waterbeheer staat voor een holistische benadering, grijpt men in de praktijk vaak terug naar traditioneel waterbeheer, eventueel met aandacht voor andere aspecten.*

*Het huidige institutioneel en beleidsmatige kader vormt meestal hét uitgangspunt bij het ontwikkelen van een methodologie/kader voor bekkenbeheer en bekkenbeheersplannen. De consolidatie van dit beleidsmatige kader bevordert gezinszins een flexibel en adaptief waterbeleid.*

*Een meer generische aanpak van het waterbeheer/beleid, laat toe om methodieken te vergelijken en te evalueren. De vertaling van deze generische aanpak naar een bepaald beleidsmatige en socio-economisch kader is een oefening die juist toelaat om kennishiaten en institutionele knelpunten aan te duiden. Een minimalistische invulling van bepaalde elementen uit dit generische planningsmodel kan op deze manier verantwoord worden.*

*Deze generische aanpak biedt tevens een kader waarin men de verschillende aspecten van integratie samenbrengt op een gestructureerde, transparante manier. Het planningsmodel voorziet institutionele en sectorale participatie op verschillende niveaus voor informatieverwerking, knelpuntanalyse en visievorming. Een flexibele en transparante inpassing van wetenschappelijke kennis in verschillende stadia is daarbij noodzakelijk.*

## Inleiding

De doelstellingen van het waterbeheer zijn onderhevig aan conflicterende belangen. Het waterbeleid doorsnijdt tal van beleidsdomeinen. Dit leidt ertoe dat de beleidskeuzes vaak een uiterst ambivalent karakter hebben. Eén van deze doelstellingen is het behalen van de goede ecologische toestand tegen 2015, zoals bepaald door de Kaderrichtlijn Water (EC, 2005). Andere doelstellingen hebben betrekking op de vele gebruiksfuncties van de waterlopen en hun oeverzones. Ecocentrische en antropogene doelstellingen moeten verzoend worden door middel van communicatie, participatie en overleg. Dit moet evenwel gebaseerd zijn op een degelijke kennis van het watersysteem. Hoewel IWB concepten vrij holistisch zijn, is er in de praktijk nog altijd een sterke focus op het reguleren en controleren van water systemen om de antropogene functies mogelijk te maken, hetzij dan met aandacht voor ecologische aspecten (Holling and Meffe, 1996; Briggs, 2003). Numerieke en/of beleidsondersteunende modellen hebben een vanzelfsprekende tendens om zich te richten op aspecten van het watersysteem die gekend, voorspelbaar en controleerbaar zijn (Briggs, 2003). Een inherente terughoudendheid bij beleidsmakers ten aanzien van het onbekende, onzekere en oncontroleerbare maakt dat men soms voorbijgaat aan de variabiliteit, heterogeniteit en complexiteit van watersystemen.

De toepassing van integraal waterbeheer vereist dan ook een permanente innovatie op het vlak van watersysteemkennis en een wisselwerking tussen beleid en onderzoek. Het omkaderen en onderbouwen van het begrip "Integraal water-

beheer" kan bijdragen tot deze innovatie. Parker (2002) identificeerde vijf verschillende domeinen van integratie die nodig zijn om te komen tot integrale beleidsondersteuning.

Het aanbod aan concepten en methodieken voor participatieve beleidsplanning in het waterbeheer is enorm toegenomen onder impuls van het Europese wetenschapsbeleid (Common implementation strategies, EntraCop, HarmoniCop en Harmoni-Ca). Maar is men nog in staat om het overzicht te behouden? Beleidsplanners worden overweldigd met concepten en methodieken die wellicht toepasbaar zijn op lange termijn, maar niet toepasbaar zijn op korte termijn wegens het ontbreken van het juiste institutioneel kader, kennis, middelen, tijd en cruciale gegevens. Dit kan wellicht tot gevolg hebben dat er zich een zekere informatiemoeheid ontwikkelt. Dit wordt nog versterkt doordat succesverhalen betreffende modelleren en rivierbeheer niet altijd een realistisch beeld geven van de actuele toepasbaarheid op andere rivierbekkens en dan ook eerder ontmoedigend werken. Pilotbekkens worden daarbij gekozen op basis van criteria die kans op succes vergroten. Vaak is de watersysteemkennis in deze bekken reeds vergevorderd met langlopende wetenschappelijke onderzoeksprogramma's, reeds operationele hydrologische modellen, een omvangrijke dataset en heeft men er een lange traditie van participatief waterbeheer.

Het conceptueel planningsmodel wil het begrip integraal waterbeheer vertalen naar een kader waarbinnen praktische toepassing van het begrip mogelijk wordt. Het kan een opstap zijn naar

adaptief waterbeleid waarbij het watersysteem centraal staat zonder ecocentrisch te zijn. Het vertalen naar de praktijk zal leiden tot een pragmatische invulling en de identificatie van kennishiaten en institutionele barrières. Daarbij kan men verschillende methodieken en modellen toepassen. Reductionisme mag evenwel niet gelijkstaan met het negeren van kennishiaten. Er bestaat een diepgewortelde gewoonte om terug te grijpen naar traditioneel waterbeheer. De toepassing van integraal waterbeheer moet tenminste trachten om de concepten van IWB in de praktijk te brengen.

### Krachtilijnen voor Integraal bekkenbeheer

Om te komen tot structurele oplossingen voor het waterbeheer, is er nood aan een lange-termijn visie die rekening houdt met de fysisch-hydrologische kenmerken van een bekken. Sociale en economische activiteiten moeten afgestemd worden vanuit een bovenstrooms-benedenstrooms perspectief en daarbij rekening houden met de beoogde hydrologische en ecologische toestand (Lundqvist and Falkenmark 2000). Implementatie van deze benadering is moeilijk omdat verschillende beleidsdomeinen doorkruist worden.

Vele problemen in het waterbeheer hebben hun oorsprong in ondoordachte keuzes aangaande ruimtelijke planning. Recente (na-oorlogse) landgebruikspatronen houden zelden rekening met het fysische systeem en conflicteren met de natuurlijke waterhuishouding. Een gefragmenteerd landgebruik dat niet is aangepast aan de natuurlijke gradiënten in bodemhydrologie leidt tot conflicterende vereisten inzake het waterbeheer. Hoge fragmentatie leidt tot een groot grensvlak tussen de landgebruiksvormen. De zogenaamde verweving van landbouw, recreatie en natuurfuncties kan enkel succesvol zijn indien deze patronen gevormd worden vanuit het fysisch systeem. Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven worden zelden in rekening gebracht. Er bestaan tal van concepten die landschapsfunctionaliteit omkaderen zoals; Land Quality (Bouman, Jansen et al. 1999; Bouma 2002; Bouma 2006), Leakiness Indices (Pieri, Dumanski et al. 1995; Karlen, Mausbach et al. 1997; Doran and Zeiss 2000; Dumanski and Pieri 2000; Doran 2002), the "Dissipative Ecological Unit" (Ripl 1995; Zalewski 2000) and the blue-green water paradigm (Falkenmark en Rockstrom 2006). Al deze concepten delen dezelfde basis, namelijk dat de lokale bodemhydrologische eigenschappen de duurzaamheid van een bepaald landgebruik bepalen. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem zou leiden tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes (Ripl, 1995). De totale impact van landgebruikfragmen-

tatie, infrastructuur en de talrijke kleine en grote hydrotechnische ingrepen hebben een significant effect op bekkenschaal waarbij de complexiteit van het watersysteem enorm verhoogd wordt. De implementatie van modellen wordt hierdoor bemoeilijkt en oorzaak en gevolg zijn soms niet meer van elkaar te onderscheiden.

Het principe van de hydro-solidariteit houdt in dat men bij het bepalen van een lange-termijn visie op bovenstrooms landgebruik en rivierfuncties, expliciet rekening houdt met de benedenstroomse functies. Door het gebruik van druk en draagkracht indicatoren kan men een indicatie geven van de haalbaarheid en duurzaamheid van huidige en gewenste functies binnen een bekkenperspectief. Dit concept leent zich uitermate voor een participatief proces inzake visievorming, vertrekkende vanuit de huidige situatie. Het concretiseren van zulke vraagstukken aan de hand van kosten en baten vormt een uitdaging. Indien bovenstroomse impact de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengt, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of bovenstroomse maatregelen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar expliciete randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwantificeren. Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te aggregeren op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

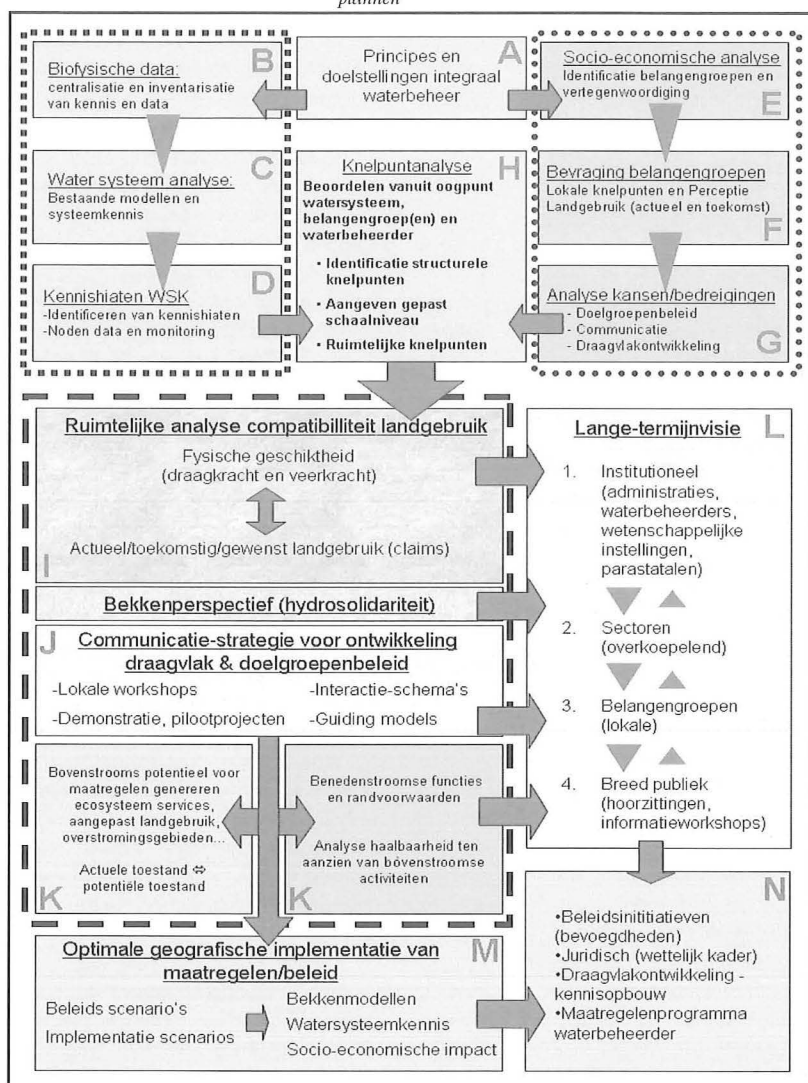
Participatie kan een belangrijke meerwaarde bieden voor het opmaken van bekkenbeheerplannen. De praktische toepassing ervan blijkt moeizaam (Staes en Meire 2005; Staes et al. 2007a). Participatie in het kader van een planningsproces vereist klaarheid over wie op welk moment participeert en op welke manier dit gebeurt. Er moet tevens duidelijkheid zijn over de verwachtingen en doelstellingen van elk participatiemoment. Daarbij moet men overwegen welke participatievormen toepasselijk zijn. Het waterbeleid doorkruist tal van beleidsdomeinen en het is enigzins problematisch dat vooral traditionele hydrotechnische maatregelen binnen de bevoegdheid van de waterbeheerder vallen. Het opzetten van langdurige participatie en samenwerking tussen beleidsdomeinen onderling, met belangengroepen en de wetenschappelijke wereld is een noodzaak om te komen tot een adaptief en dynamisch waterbeleid. Participatie op maat is daarbij noodzakelijk. Een meer doelgerichte en strategische toepassing van participatie vereist een doorgedreven analyse van kansen en bedreigingen voor de verschillende belangengroepen. Vanuit die kennis kan men een aangepaste communicatie voeren met de belangengroepen en incentives ontwikkelen voor participatie.



## Conceptueel planningskader voor bekken-beheerplannen

Figuur 1 geeft een planningskader weer en wordt verder in detail besproken.

Figuur 1: Conceptueel planningsmodel opmaak bekkenbeheerplannen



A) Conditioneel aan het opmaken van een plan is het formuleren van algemene beleidslijnen en doelstellingen. De algemene principes van duurzaamheid en integraal waterbeheer moeten echter wel vertaald worden naar doelstellingen. De interpretatie van IWB is sterk context afhankelijk. Verschillen in socio-economische toestand, geografische ligging, cultuur, klimatologische omstandigheden of een specifieke problematiek maken dat deze interpretatie sterk verschillend kan zijn. Wil men tot een consequent beleid komen, moeten er duidelijke nationale beleidslijnen zijn waarop men het waterbeheer kan stelen. Een beleidsdocument moet het integraal waterbeheer inhoudelijk omkaderen met beginselen, concepten, monitoringprogramma's, participatieprocedures en kwalitatieve/kwantitatieve doelstellingen. De vertaling naar bekkenspecifieke doelstellingen is noodzakelijk om het participatief besluitvormingsproces te sturen. Het zorgt ervoor dat men onrealistische verwachtingen van de belangen-

groepen kan bijsturen. Dit aangezien het nationale waterbeleid de randvoorwaarden bepaalt waaraan alternatieve maatregelen moeten voldoen.

Het evenwicht zoeken tussen ecocentrische doelstellingen en antropocentrische belangen vormt dé uitdaging van een dergelijk beleidsplan. Beide peilers dienen maximaal verkend te worden alvorens ze samen te brengen. Zowel voor opbouw van watersysteemkennis als voor socio-economische kennis, worden hier drie fasen voorgesteld.

### Watersysteemkennis

Om te komen tot een economische waardering van watersystemen in hun huidige of potentiële toestand is watersysteemkennis onontbeerlijk. Kennis van het fysisch functioneren van het watersysteem is een voorwaarde om bepaalde doelstellingen te formuleren en om de impact van maatregelen in te schatten.

B) Een eerste, voorbereidende fase is de inventarisatie en centralisatie van ruwe milieudata zoals landgebruik, hydrologie, bodem, lozings etc... Vanuit deze inventarisatie kan men kennishiaten vaak reeds identificeren. C) De vertaling van data naar kennis is de tweede stap. Hierbij kan men gebruik maken van bestaande studies en modellen die inzicht geven in het functioneren van het watersysteem. Er bestaan massa's rapporten en plannen die verband houden met waterbeheer. Vaak betreft dit informatie die betrekking heeft op lokale situaties en weinig bruikbaar is op grote schaal. Het genereren van nieuwe watersysteemkennis in het kader van bekkenbeheer is meestal erg beperkt. Fragmentarisch onderzoek is echter onvoldoende om een antwoord te geven op centrale vraagstukken aangaande de identificatie van actuele en toekomstige bedreigingen voor het functioneren van het watersysteem (draagkracht en veerkracht) en het bepalen van milieukosten en baten die het watersysteem levert aan de maatschappij. D) In deze derde fase moet men de watersysteemkennis interpreteren naar kansen en bedreigingen voor het functioneren van het watersysteem. Daarenboven dient men kennishiaten te formuleren als actiepunten voor wetenschappelijk onderzoek en monitoring.

In een planningscyclus krijgt de vertaling van data naar kennis vaak onvoldoende aandacht. In het beste geval is er een vorm van expert-judgment om trends te verklaren en/of te adviseren voor bepaalde maatregelen. Er is noodzaak aan een doorlopend, strategisch onderzoeksprogramma dat gericht is op de integratie van watersysteemkennis op bekkenschaal.

### Socio-economische analyse

E) Een socio-economische analyse in het kader van een bekkenbeheerplan beoogt het kwantificeren en identificeren van activiteiten die direct of indirect interageren met het watersysteem. Een kwalitatieve benadering aan de hand van inter-



actieschema's vormt een uitstekend instrument voor doelgroepcommunicatie en is tevens een toetssteen voor analyse van lokale situaties. Interactieschema's geven aan op welke manieren er een mogelijke impact is op het water systeem, hoe bepaalde praktijken processen kunnen verstoren en welke de mogelijke mitigerende maatregelen zijn. De identificatie van belangengroepen binnen de socio-economische analyse moet zo objectief mogelijk gebeuren, wil men de legitimiteit van het participatieve proces niet ondermijnen. Praktische overwegingen maken dit moeilijk. Alle belanghebbenden zouden de mogelijkheid moeten hebben om zich te organiseren in belangengroepen en zich te vertegenwoordigen. In de praktijk contacteert men bestaande sectorverenigingen, alhoewel deze vaak niet gerelateerd zijn tot waterbeheer, géén eenduidig standpunt hebben en niet altijd competent zijn om een zinnig advies te geven. Dit vormt een struikelblok voor het participatieve proces.

F) Het consulteren van belangengroepen en bewoners gebeurt best voorafgaand. Het kan belangrijke informatie opleveren. Deze consultatie kan men organiseren op verschillende manieren (interviews, enquêtes of infoavonden). Hierbij is het belangrijk om dit zo op te zetten dat men informatie verkrijgt over de percepties die bestaan ten aanzien van specifieke problematieken, knelpunten en het gevolgde waterbeleid. Hoe definiëren zij de knelpunten en wat zijn volgens hun de oorzaken en oplossingen? Het inventariseren van knelpunten ten aanzien van het water beheer en beleid moet gebeuren met een zekere systematiek. Daarbij kan het verzamelen van additionele informatie belangrijk zijn (locatie, tijdstip, betrokken belangengroepen, type, conflict, thematiek, compartiment, beleidsrelevantie). Deze informatie kan onder meer gebruikt worden voor:

- a) het ruimtelijk clusteren van knelpunten
- b) Identificatie van doelgroepen voor het ontwikkelen van een gerichte communicatie strategie (perceptie).
- c) Het clusteren van knelpunten tot een thematische problematiek
- d) doorstroming van knelpunten naar het gepaste beleidsniveau een beleidsdomeinen.

Interactieschema's kunnen ontwikkeld worden voor groepen met specifieke activiteiten en is een belangrijk instrument voor communicatie ten aanzien van belangengroepen met een specifieke activiteit. Deze laten zien op welke manier een doelgroep interageert met het watersysteem, welke impact deze hebben en hoe deze gemilderd kunnen worden. Hierbij kan er specifieke aandacht zijn voor goede praktijken inzake landgebruik. Landgebruik is een bepalende factor in hydrologische en ecologische processen. Een degelijke inventarisatie van landgebruik vormt het startpunt voor het exploreren van landgebruikopties. Het beter afstemmen van landgebruik op de bodemhydrologische gesteldheid is daarbij een centrale doelstelling. Fysische geschiktheidskaarten kunnen opgemaakt worden voor bepaalde landgebruiksvormen en geven aan waar het landgebruik meer of minder compatibel is met de natuurlijke bodemhydrologische toestand

(Staes en Meire, 2007b). Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven worden zelden in rekening gebracht. Doelgroepen met specifiek landgebruik kunnen in dat kader geconsulteerd worden over hun visie op toekomstige aanspraken en ontwikkelingen. Confrontatie van deze aanspraken met de fysische geschiktheidskaarten kan gebruikt worden voor overleg inzake aangepaste praktijken en het ontwikkelen van een lange-termijn visie op landgebruik in het algemeen (Staes en Meire, 2007b). Ruimtelijke clusters van incompatibiliteit tussen actueel/toekomstig landgebruik en de fysische geschiktheid kan gezien worden als een knelpunt vanuit het functioneren van het watersysteem.

G) Het analyseren van kansen en bedreigingen voor belangengroepen is essentieel voor het slagen van een participatief proces. De inlossing van bepaalde verwachtingen en omgaan met gevoeligheden ten aanzien van bepaalde knelpunten vereist een goed voorbereid participatief traject. Door het expliciet erkennen van hun bekommernissen is het mogelijk hun te activeren en te motiveren voor participatie. Specifieke communicatie en informatie kan nodig zijn om percepties te ontcrachten die bedreigend zijn voor samenwerking.

H) Een knelpunt analyse confronteert antropocentrische belangen met ecocentrische belangen. Knelpunten vanuit de socio-economische analyse dienen daarbij geëvalueerd te worden vanuit het perspectief van de belangengroepen, de waterbeheerders en het watersysteem (bvb experts). Op deze manier kunnen de knelpunten teruggebracht worden tot structurele knelpunten. Deze kan men vervolgens indelen naargelang het gepaste beleidsniveau (bvb gemeentelijk DULO, bekkenbeheerplannen, stroomgebiedniveau, Gewestelijk, nationaal, europees) en de betrokken beleidsdomeinen. Het perspectief van de waterbeheerder maakt duidelijk waar de bevoegdheden zitten en welke rol deze spelen bij het vinden van oplossingen/maatregelen. De schijnbare onwil teneinde bepaalde knelpunten op te lossen ligt maar al te vaak bij bevoegdheidsconflicten of een gebrek aan juridisch kader. Het perspectief vanuit het watersysteem maakt een expliciete link tussen aanspraken, de daarmee gerelateerde knelpunten en het functioneren van het watersysteem. Belangenconflicten moeten gecommuniceerd worden met de doelgroepen.

I) Binnen een rivierbekken vinden tal van activiteiten plaats die het watersysteem beïnvloeden (Falkenmark et al. 2004). Verschillende sectoren en belangengroepen maken aanspraken op grondgebruik, water en tal van "ecological goods and services". Deze zijn echter beperkt in hun oppervlakte, hoeveelheid of draagkracht. Problemen inzake waterbeheer zijn vaak terug te brengen tot een teveel aan onaangepast landgebruik

ten opzichte van de bodemhydrologische eigenschappen. Kunstmatige drainage van natte gebieden, toenemende verharding, kanalisatie van waterlopen en de ingebruikname van overstromingsgebieden leiden gezamenlijk tot een verhoogde kwetsbaarheid voor zowel overstromingen als voor verdroging. Een gefragmenteerd landgebruik zorgt logischerwijs voor een groter contactoppervlak tussen de verschillende gebruiksfuncties met talloze lokale conflicten tot gevolg. Het hydrologisch en ecologisch functioneren van het bekken wordt aangetast omdat men landgebruik wil handhaven of mogelijk maken op plaatsen die er van nature niet geschikt voor zijn. Toch worden er nog grote inspanningen geleverd om al deze gebruiksfuncties kunstmatig naast elkaar in stand te houden met verdere versnippering en aantasting van het watersysteem tot gevolg. Om een duurzame ontwikkeling van watergerelateerde activiteiten te bekomen moet men het waterbeleid mee incorporeren in de landschapontwikkeling. Om een globaal beleid op te stellen, is het noodzakelijk om knelpunten, landgebruik, functies, randvoorwaarden en maatregelen te analyseren en te beoordelen vanuit een ruimtelijk perspectief. Wanneer we tot een duurzaam integraal waterbeheer willen komen moeten we het landgebruik afstemmen op de fysische, geologische en hydrologische eigenschappen van het bekken. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem leidt tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes (Ripl, 1995). Een ruimtelijke analyse heeft tot doel om deze relaties te analyseren en kan gebruikt worden als een instrument voor betere afstemming van het landgebruik op het watersysteem. Het analyseren en in kaart brengen van potenties voor het genereren van ecologische services (watersysteemfuncties) waarbij potentiële maatregelen enerzijds bepaald worden door de fysische geschiktheid om een watersysteemfunctie te vervullen en anderzijds door de mogelijkheden om het actueel landgebruik om te vormen of hierop af te stemmen. Dit komt zowel het waterbeheer als de sectoren zelf ten goede. Deze aanpak is echter niet conform met de verwachtingen die men ten aanzien van de waterbeheerder heeft. Het toepassen van technische ingrepen zit diepgeworteld en er is vaak een zware druk om deze toch toe te passen.

J) Het ontwikkelen van een draagvlak voor een weliswaar vernieuwend waterbeleid is niet eenvoudig. Men vertrekt immers vanuit een generatie die het nog heeft over waterzieke gronden en die land gewonnen hebben op de (nutteloze) natuur. Deze mentaliteit ombuigen is niet eenvoudig en vereist een leertraject. Informatie en communicatie op maat van de doelgroepen verhoogt de kans op succes. Vanuit de bevraging van de belangengroepen (f) en een analyse van de percepties op het waterbeheer kan men doelgroepen identificeren en een gerichte communicatiestrategie ontwikkelen. Het visualiseren van streefbeeld en het opzetten van demonstratie/piloot-

projecten is een effectieve manier om wantrouwen weg te werken.

K) Het vinden van een balans tussen ecocentrische en antropocentrische belangen is een moeilijke oefening waarbij economische valorisatie groeide belangstelling geniet (Costanza, d'Arge et al. 1997; Chee 2004; Millennium Ecosystem Assessment 2005). Het bepalen van kosten en baten van maatregelen inzake waterbeleid is echter niet eenduidig. Economische valorisatie van milieubaten worden vaak gecontesteerd door zowel economen als ecologen (Wilson en Hoehn 2006). Niettemin bestaat er wel degelijk een verborgen vraag naar milieubaten. Het natuurlijk zuiveren van oppervlaktewater door ecologische processen bespaart bijvoorbeeld zuiveringskosten.

Daarnaast kunnen milieubaten zich binnen een watersysteem op verschillende plaatsen en aspecten manifesteren (bv. drinkwater én viswater). Het aanleggen van een overstromingsgebied in een bovenloop draagt, 'ondanks een afnemende invloed' bij tot het verminderen van een overstromingsrisico over het volledige benedenstrooms traject. Wanneer we kosten en baten van maatregelen willen bepalen, moet men zicht krijgen op de benedenstroomse noden (vraag) en de baten die aan de maatregelen verbonden zijn. Deze baten kunnen direct zijn, vermeden kosten (zuivering) of vermeden risico's (overstromingen). De baten van ecological services door herstelmaatregelen of verminderde impact op het watersysteem is dus een functie van de vraag naar verbetering in waterkwaliteit, veiligheid, natuurbeleving etc... De waterlopen, oeverzones en hun valleigebied vervullen functies voor de mens (transport, fietspad, viswater, irrigatiewater etc...). Het principe van de hydro-solidariteit houdt in dat men bij het bepalen van een langetermijnvisie op landgebruik en rivierfuncties in een bovenstrooms gebied, expliciet rekening houdt met de benedenstroomse functies. Door het gebruik van indicatoren kan men de haalbaarheid en duurzaamheid van huidige en gewenste functies binnen een bekkenperspectief bepalen. Dit concept leent zich uitermate voor een participatief proces inzake visievorming, vertrekkende vanuit de huidige situatie. Het concretiseren van zulke vraagstukken aan de hand van kosten en baten vormt een uitdaging. Indien bovenstroomse activiteiten de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengen, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of maatregelen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwantificeren. Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te aggregeren op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

M) De beleidsscenario's die gegenereerd worden met een dergelijk concept, zijn inhoudelijk goed onderbouwd, maar kunnen moeilijk getoetst worden op hun werkelijke effectiviteit. Daarvoor zijn er accurate, vaak disciplinegebonden modellen nodig gaande van hydrologische modellen tot socio-economische impact studies.

Ondanks een groeiend arsenaal aan concepten en modellen voor integraal waterbeheer, blijft hun effectieve toepassing fragmentarisch. Veel "State of the Art" beleidsondersteunende modellen worden ontwikkeld voor "model" rivierbekkens die voldoen aan talrijke randvoorwaarden (data-vereisten). Deze aanpak, waarin het model en de wetenschappelijke complexiteit centraal staan, faalt wanneer deze niet algemeen toepasbaar is. De modellen die wel toepasbaar zijn, hebben zelden de functionaliteit om integraal waterbeheer in de praktijk te brengen (Rizzoli en Young 1997; McIntosh, Seaton et al. 2007). Statistische modellen kunnen vrij accuraat zijn, maar zijn niet geschikt om maatregelen te simuleren. Dit omdat het fysisch systeem niet geïncorporeerd is binnen het model. De gedistribueerde modellen die gebaseerd zijn op simulaties van fysische processen zijn dan weer sterk gelimiteerd door het ontbreken van data voor parameterisatie (Christiaens en Feyen 2001; Moreda, Koren et al. 2006) of correcte validatietechnieken (Bathurst, Ewen et al. 2004). De toepasbaarheid is gering door hun beperkt probleemoplossend vermogen. De modellen laten toe om de impact van verschillende scenario's met elkaar te vergelijken maar zijn meestal niet in staat om zelf probleemoplossende scenario's te genereren. Dit maakt dat scenario's eerst moeten worden ontwikkeld alvorens ze geëvalueerd kunnen worden in het model en dat het model in staat moet zijn om de scenario's te incorporeren als parameters. Huidige numerieke en/of beleidsondersteunende modellen hebben een vanzelfsprekende tendens om zich te richten op aspecten van het watersysteem die gekend, voorspelbaar en controleerbaar zijn (Holling en Meffe 1996; Briggs 2003). Daartegenover staat dat het ontwikkelen van modellen die in staat zijn om de verschillende hydrologische en ecologische processen simultaan te simuleren niet getuigt van realisme en sterk gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid aan data en kennis. De incorporatie van het watersysteem en al zijn processen in een model is een kritische factor in de representativiteit van simulaties/resultaten (Lopes en Canfield 2004). Kennishiaten inzake watersysteemkennis kunnen ook bij de toepassing van modellen leiden tot onrealistische resultaten en foute conclusies.

L) Afgezien van inhoudelijke-interdisciplinaire integratie vormt bestuurlijke integratie een tweede grote uitdaging. Het ontwikkelen van een langetermijnvisie vereist intensieve samenwerking tussen verschillende beleidsdomeinen (mobiliteit, ruimtelijke ordening, leefmilieu, ...). Deze horizontale integratie dient ook nog eens herhaald te worden op de verschillende beleidsniveaus. Het waterbeheer is traditioneel een zaak van water-

beheersing ten dienste van de veiligheid, watertransport en de landbouw. De versnippering van bevoegdheden over verschillende beleidsdomeinen en beleidsniveaus hypothekeert de uitvoering van integraal waterbeleid. Er blijkt een grote noodzaak aan participatie en overleg tussen de verschillende beleidsmakers (administraties) en uitvoerders (waterbeheerders). Alhoewel de kaderrichtlijn water stelt dat andere planprocessen rekening moeten houden met de bekkenbeheerplannen, is er nog altijd een terughoudendheid van administraties en waterbeheerders om actief samen te werken. Vele knelpunten zijn terug te brengen tot structurele problemen inzake tegenstrijdigheden tussen beleidslijnen, bevoegdheidsdisputen, onduidelijke wetgeving en de handhaving ervan. Aspecten die grotendeels buiten de bevoegdheden van een bekkenbeheerplan vallen en waarop vooral bevoegdheidsoverstijgende samenwerking een antwoord kan bieden. De bestuurlijke integratie heeft daarenboven af te rekenen met een verticale versnippering. De hogere beleidsniveaus moeten doorwerken naar de lagere beleidsniveaus. Na de bestuurlijke integratie kan pas overgegaan worden tot participatie van belangengroepen op de verschillende beleidsdomeinen. Indien deze bestuurlijke integratie niet uitgekristalliseerd is, werkt dit het participatie proces tegen. Het moet duidelijk zijn wie er op welk moment inspraak heeft in een bepaalde materie en wat de krijtlijnen zijn. Een vrijblijvende inspraakronde waarbij men fundamentele beleidslijnen in vraag kan stellen, wekt onrealistische verwachtingen op bij de deelnemers. Het moet duidelijk zijn waarover hun inspraak gevraagd wordt. Als dit niet duidelijk is kan men geen agenda opstellen en de inspraak ook niet modereren. Dit hangt nauw samen met de doelstellingen die geformuleerd zijn op hogere beleidsniveaus en hoe deze vertaald zijn naar het betreffende beleidsniveau (DULO, BBP). Deze verticale en horizontale integratie vereist een gefaseerde aanpak Een top-bottom benadering lijkt de enige werkbare formule. In dit planningsmodel is dit voorafgegaan door een van een bottom-up consultatie en knelpuntanalyse. De lokale consultatie heeft tot doel om knelpunten door te laten stromen naar het gepaste beleidsniveau. Vanuit de knelpuntanalyse moet het duidelijk worden waar er bestuurlijke en juridische problemen zijn.

Het oprichten en ondersteunen van overlegstructuren in waterbeleid is een traag en moeizaam proces. Als men kiest voor participatie en inspraak, moet het op elk beleidsniveau duidelijk zijn wie inspraak heeft over welke materie. Het grote aantal belanghebbenden noodzaakt om te werken met vertegenwoordiging via belangengroepen. Het voordeel van te werken met vertegenwoordiging is dat men te maken heeft met minder overlegpartners en er een grotere kans is om eensgezindheid te bereiken. Een nadeel is dat er wel een groeiproces en kennisopbouw is bij de vertegenwoordigers, maar niet bij diegenen die deze vertegenwoordigt. Deze vervreemding kan de oorzaak zijn van een terugval tijdens het



overlegproces waarbij men op een gegeven moment terug aansluiting probeert te vinden bij de achterban. Een belangenorganisatie die is opgericht voor een bepaald doel is meestal gespecialiseerd en verenigt echter niet per definitie dezelfde belanghebbenden wanneer het gaat om kwesties die buiten deze doelstellingen vallen. Op hogere beleidsniveaus zijn er meestal professionele adviesraden voor beleidsdomeinen, sectoren en ngo's met eigen studiediensten. Op lagere beleidsniveaus loopt dit vaak veel moeizamer. Hier speelt lokale kennis ook een grotere rol, aangezien het meer praktisch en concreet wordt. Het identificeren van regionale belangengroepen en belangenorganisaties wordt moeilijker. Niet alle belangengroepen zijn georganiseerd of hebben moeilijkheden om een vertegenwoordiger aan te duiden.

### Conclusies

Het huidige institutioneel en beleidsmatig kader vormt meestal hét uitgangspunt bij het ontwikkelen van een methodologie/kader voor bekkenbeheer en bekkenbeheersplannen. De consolidatie van dit beleidsmatig kader bevordert geenszins een flexibel en adaptief waterbeleid. De geschetste methodiek heeft duidelijke aanknopingspunten met de methodiek voor Vlaanderen maar geeft ook impliciet aan waar er tekortkomingen zijn. Elk van de elementen uit het planningsmodel beoogt een duidelijke taak en rol in het ontwikkelen van een langetermijnvisie. Een minimalistische invulling van deze elementen duidt evenwel op uitdagingen voor het integraal waterbeheer.

Het zal evenwel duidelijk zijn dat men nog niet klaar is om alle beleidsdomeinen in dergelijke mate af te stemmen op het watersysteem. In de praktijk is er onder druk van belangengroepen en politiek nog altijd een neiging om het watersysteem te reguleren en controleren om de antropogene functies vervuld te krijgen, hetzij dan met aandacht voor ecologische aspecten. Alhoewel de kaderrichtlijn water stelt dat andere planprocessen rekening moeten houden met de bekkenbeheersplannen, is er nog altijd drempelvrees bij administraties en waterbeheerders om actief samen te werken.

Om een globaal beleid op te stellen, is het noodzakelijk om knelpunten, landgebruik, functies, randvoorwaarden en maatregelen te analyseren en te beoordelen vanuit een ruimtelijk perspectief en te vertalen naar een langetermijnvisie. Het bepalen van kosten en baten van maatregelen inzake waterbeleid vormt daarbij een belangrijk element. Indien bovenstroomse activiteiten de haalbaarheid van benedenstroomse functies in gevaar brengen, moet men afwegingen maken aangaande functiewijzigingen of maatregelen nemen. Zowel gebruiksfuncties als ecologische integriteit dienen daarbij vertaald te worden naar randvoorwaarden waaraan het riviersysteem moet voldoen (maximum debiet, waterkwaliteit, overstromingsrisico). Een ruimtelijk model kan gebruikt worden om de noodzaak aan (en de baten van) bovenstroomse maatregelen te kwan-

tificeren. Het al-of-niet voldoen aan de randvoorwaarden voor benedenstroomse gebruiksfuncties en ecologische integriteit kan uitgedrukt worden als baten. De baten van een bovenstroomse maatregel dient men te bepalen op het totale benedenstroomse traject. Op deze manier kan men komen tot een efficiënte geografische implementatie van maatregelen.

### Referenties

Bathurst, J. C., J. Ewen, et al. (2004). "Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 3. Blind validation for internal and outlet responses." *Journal of Hydrology* 287(1-4): 74-94.

Beck, M. B. (2005). "Vulnerability of water quality in intensively developing urban watersheds." *Environmental Modelling & Software* 20(4): 381-400.

Bouma, J. (2002). "Land quality indicators of sustainable land management across scales." *Agriculture Ecosystems & Environment* 88(2): 129-136.

Bouma, J. (2006). "Hydropedology as a powerful tool for environmental policy research." *Geoderma* 131(3-4): 275-286.

Bouman, B. A. M., H. G. P. Jansen, et al. (1999). "A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales." *Agriculture Ecosystems & Environment* 75(1-2): 55-73.

Briggs, S. (2003). "Command and control in natural resource management: Revisiting Holling and Meffe." *Ecological Management and Restoration* 4(3): 161-162.

Chee, Y. E. (2004). "An ecological perspective on the valuation of ecosystem services." *Biological Conservation* 120(4): 549-565.

Christiaens, K. and J. Feyen (2001). "Analysis of uncertainties associated with different methods to determine soil hydraulic properties and their propagation in the distributed hydrological MIKE SHE model." *Journal of Hydrology* 246(1-4): 63-81.

Costanza, R., R. d'Arge, et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature* 387(6630): 253-260.

Doran, J. W. (2002). "Soil health and global sustainability: translating science into practice." *Agriculture Ecosystems & Environment* 88(2): 119-127.

Doran, J. W. and M. R. Zeiss (2000). "Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality." *Applied Soil Ecology* 15(1): 3-11.



- Dumanski, J. and C. Pieri (2000). «Land quality indicators: research plan.» *Agriculture Ecosystems & Environment* 81(2): 93-102.
- European Commission (2000). *European Water Framework directive (WFD), Directive 2000/60/EC, Establishing a framework for community action in the field of water policy*, Official Journal of the European Communities L327: 1-72.
- Falkenmark, M., L. Gottschalk, et al. (2004). "Towards integrated catchment management: Increasing the dialogue between scientists, policy-makers and stakeholders." *International Journal of Water Resources Development* 20(3): 297-309.
- Falkenmark, M. and J. Rockstrom (2006). "The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management." *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 132(3): 129-132.
- Holling, C. S. and G. K. Meffe (1996). "Command and control and the pathology of natural resource management." *Conservation Biology* 10(2): 328-337.
- Karlen, D. L., M. J. Mausbach, et al. (1997). "Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation." *Soil Science Society of America Journal* 61(1): 4-10.
- Lopes, V. L. and H. E. Canfield (2004). "Effects of watershed representation on runoff and sediment yield modeling." *Journal of the American Water Resources Association* 40(2): 311-319.
- McIntosh, B. S., R. A. F. Seaton, et al. (2007). «Tools to think with? Towards understanding the use of computer-based support tools in policy relevant research.» *Environmental Modelling & Software* 22(5): 640-648.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC., Island Press.
- Moreda, F., V. Koren, et al. (2006). "Parameterization of distributed hydrological models: learning from the experiences of lumped modeling." *Journal of Hydrology* 320(1-2): 218-237.
- Parker, P., R. Letcher, et al. (2002). "Progress in integrated assessment and modelling." *Environmental Modelling & Software* 17(3): 209-217.
- Pieri, C., J. Dumanski, et al. (1995). "Land Quality Indicators." *World Bank Discussion Paper No.315*. World Bank, Washington, DC. : 51 pages.
- Ripl, W., Hildmann, Ch., Janssen, T., Gerlach, I., Heller, S. & Ridgill, S. (1995). *Sustainable redevelopment of a river and its catchment - the Stör River Project. Restoration of Stream Ecosystems - an integrated catchment approach*. M. B. Eiseltová, J. , IWRB Publication. 37: 76-112
- Rizzoli, A. E. and W. J. Young (1997). "Delivering environmental decision support systems: software tools and techniques." *Environmental Modelling & Software* 12(2-3): 237-249.
- Staes, J. and P. Meire (2005). "Publieke participatie bij de opmaak van bekkenbeheerplannen." *Tijdschrift Water Themanummer "water, institutionele vernieuwing en participatie"*(Sept. - Okt., 2005).
- Staes, J., P. Meire, et al. (2007a). *Participation Aspects in the Realisation of the Nete River Basin Management Plan. Integrated Water Management: Practical Experiences and Case Studies: Proceedings of the NATO /CCMS - Integrated Water Management Pilot Studies*. L. C. Dordrecht, Springer - Verlag.
- Staes, J. and P. Meire (2007b). *A Tool For Participatory Land-Use Planning And River Basin Management. Enhancing Training on Collaborative Planning of Natural Resources Management*. H. Mäkinen. Helsinki, Finland, Finnish Environment Institute, Expert Services Department.: 74-87.
- Wilson, M. A. and J. P. Hoehn (2006). "Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science." *Ecological Economics* 60(2): 335-342.
- Zalewski, M. (2000). "Ecohydrology — the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources." *Ecological Engineering* 16(1): 1-8.

*J. Staes en P. Meire*

*Universiteit Antwerpen  
Departement Biologie  
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer  
Universiteitsplein 1  
2610 Wilrijk  
email: jan.staes@ua.ac.be*

# Databeheer bij het Waterbouwkundig Laboratorium – de link tussen hydrologie en mythologie?

Het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) is een onderzoeksinstituut van de Vlaamse Overheid die nationale en internationale publieke en private organisaties adviseert over hydraulische, hydrologische en nautische aspecten van het waterbeheer. Binnen het WL werd het Hydrologisch Informatiecentrum (HIC) opgericht dat wetenschappelijke ondersteuning biedt voor het waterbeheer op de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Hiervoor werkt het HIC nauw samen met de waterbeheerders en met andere instellingen betrokken bij onderzoek rond grond- en oppervlaktewater en sediment.

Om efficiënt te kunnen werken heeft het HIC (en WL in het algemeen) nood aan een krachtig instrument voor het laden, opslaan en valideren van (meet)data en het beschikbaar stellen ervan aan alle gebruikers. Hiervoor werd in het verleden de HYDRA-databank ontwikkeld.

Momenteel worden de HYDRA-data reeds ontsloten via een tweetal websites: [www.waterstanden.be](http://www.waterstanden.be) voor het brede publiek en [hydra.vlaanderen.be](http://hydra.vlaanderen.be) voor geregistreerde professionele gebruikers. Het hele verhaal over hoe hydrologie en mythologie te combineren zijn leest u in dit artikel.

## Inleiding

Het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) is een onderzoeksinstituut van de Vlaamse Overheid. WL adviseert nationale en internationale publieke en private organisaties over hydraulische, hydrologische en nautische aspecten van het waterbeheer. Binnen het WL werd het Hydrologisch Informatiecentrum (HIC) opgericht dat wetenschappelijke ondersteuning biedt voor het waterbeheer op de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Hiervoor werkt het HIC nauw samen met de waterbeheerders en met andere instellingen betrokken bij onderzoek rond grond- en oppervlaktewater en sediment.

Om efficiënt te kunnen werken heeft het HIC nood aan een krachtig instrument voor het laden, opslaan en valideren van (meet)data en het beschikbaar stellen ervan aan alle gebruikers. Hiervoor werd in het recente verleden de HYDRA-databank ontwikkeld. Deze applicatie is continu in evolutie. Dit artikel gaat in op de opbouw, het gebruik en de toekomstige evoluties van deze toepassing.

## De dienstverlening van het HIC

Sinds z'n oprichting staat het HIC in voor het verlenen van volgende diensten:

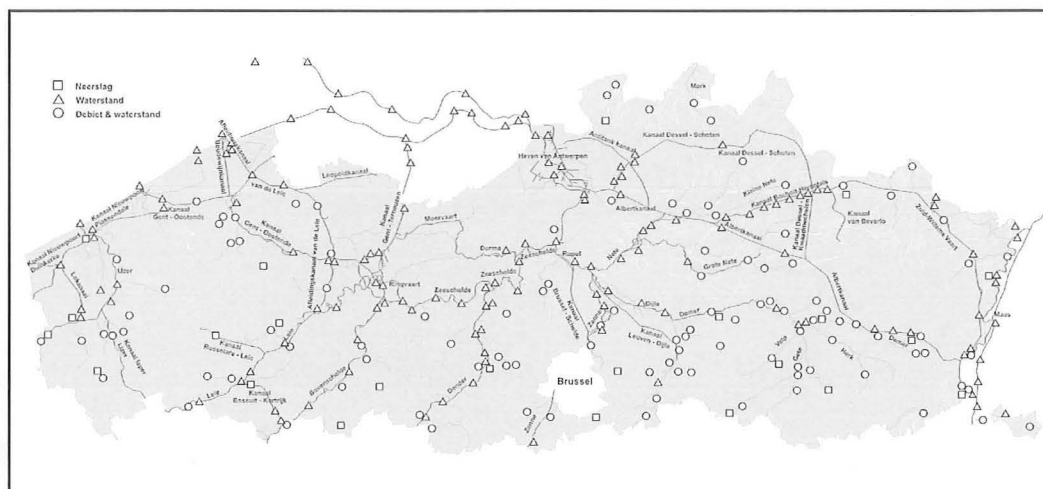
### Meting van verschillende hydrologische parameters

Het HIC meet waterstanden en debieten langs de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Het HIC verzorgt ook het operationele beheer van meetnetten van verschillende andere Vlaamse en lokale overheden (afdeling Water, polderbesturen, ...). Daarnaast worden ook neerslag-, grondwater- en sedimentgegevens gemeten op verschillende locaties in Vlaanderen. Van deze data zijn historische tijdreeksen tot 30 jaar en langer digitaal beschikbaar.

### Validatie en verwerking van de hydrologische meetgegevens

De gemeten data ondergaan een eerste automatische validatie om overduidelijke fouten, zoals

Overzicht hydrologisch meetnet in Vlaanderen (HIC)



uitschieters, uit de meetreeksen te verwijderen vooraleer ze online gepubliceerd worden. Vervolgens wordt een tweede, meer grondige validatie uitgevoerd door een hydroloog, die de metingen vergelijkt over langere periodes en daarbij correcties uitvoert voor bijvoorbeeld plantengroei. Hierbij wordt gebruik gemaakt van alle beschikbare informatie, zoals data van naburige meetpunten.

### Ontwikkeling van een instrumentarium voor hydrologische en hydraulische studies.

In het hedendaagse waterbeheer wordt sinds een aantal jaar niet meer gekozen om overstromingen ten allen prijze te voorkomen, maar wordt eerder geprobeerd om de schade als gevolg van overstromingen zo beperkt mogelijk te houden. Ook in periodes met weinig afvoer willen de waterbeheerders de schade ten gevolge van waterkortingen zoveel mogelijk beperken. Het HIC ontwikkelde instrumenten om deze risico-benadering toe te passen voor zowel hoog- als laagwaterperiodes. Meerbepaald worden numerieke riviermodellen gebruikt om het gedrag van bevaarbare waterlopen te simuleren. Op deze manier kunnen de gevolgen van bepaalde ingrepen op het gedrag van de waterloop ingeschat worden.

Het HIC ontwikkelde ook een praktisch inzetbare methode om overstromingsrisico's langs de Vlaamse bevaarbare waterlopen in kaart te brengen. Hiermee kunnen overstromingsrisico's op een objectieve manier ingeschat worden, wat de beleidsmakers de nodige informatie aanlevert om bijvoorbeeld een maatschappelijke kosten-batenanalyse uit te voeren.

Bovendien werd een methode ontwikkeld voor de aanpak van acute laagwaterproblemen, gebaseerd op numerieke modellen van rivieren en kanalen. Op basis van deze methodologie kunnen verschillende laagwaterscenario's tov elkaar

worden afgewogen om een geschikte laagwaterstrategie te bepalen.

Beide methodologieën zijn uitermate sterk afhankelijk van kwalitatief hoogstaande tijdreeksen van hydrologische parameters.

### Dagelijkse hydrologische voorspellingen

Het HIC kreeg als doelstelling om voorspellingen te maken van waterstanden en debieten op de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Deze voorspellingen worden systematisch uitgevoerd, waarbij meerdere malen per dag waterstanden en debieten voor de komende 48 uur worden voorspeld langsheen de verschillende riviersystemen in Vlaanderen. Deze voorspellingsmodellen worden gevoed door hydrologische meetreeksen en weersvoorspellingen.

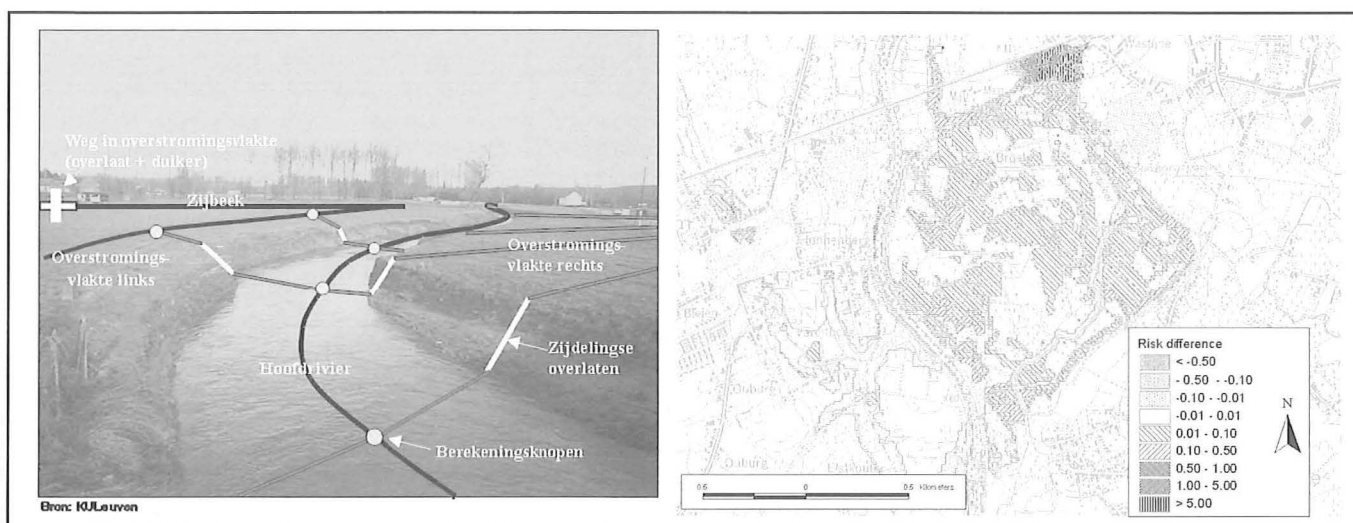
### Verspreiding van de meetdata via publicatie op webpagina's

De hydrologische metingen worden niet enkel intern gebruikt door de onderzoekers van het Waterbouwkundig Laboratorium. Ze worden ook online gepubliceerd. Voor het brede publiek zijn de gegevens van de laatste 10 dagen te raadplegen via <http://www.waterstanden.be>. Professionele gebruikers (overheden, universiteiten, adviesbureaus, ...) kunnen zich registreren via <http://hydra.vlaanderen.be> om op die manier historische tijdreeksen, Q/h-verbanden en metadata van verschillende meetstations op te vragen.

### Uitwisseling van data met verschillende partners

Zoals bekend kent water geen (lands-)grenzen. Het HIC verzamelt niet alleen hydrologische gegevens van het eigen HIC-meetnet langs de Vlaamse bevaarbare waterlopen. Er worden ook data verzameld afkomstig van meetnetten van

Principeschets van een numeriek model (links) en een overstromingsrisicokaart langs de Dender (Achtergrond: Rasterversie van de topografische kaart op schaal 1: 10 000, Nationaal Geografisch Instituut, 2002)



verschillende verwante Vlaamse en Belgische (VMM - afdeling Water, VMM - afdeling Lucht, MDK – afdeling Kust, Agentschap Infrastructuur – EMA en EMG, SETHY, KMI) en buitenlandse zusterorganisaties (RWS, DIREN, Météo France, VNF). Het HIC verspreidt ook Vlaamse data naar binnen- en buitenlandse partners.

### Informatiecentrum

Het HIC fungeert als centraal kennis- en informatiecentrum voor de bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Vragen over deze oppervlaktewateren of over het waterbeheer in het algemeen kunnen aan het HIC gesteld worden via [hic@vlaanderen.be](mailto:hic@vlaanderen.be).

Het HIC werkt in hoofdzaak voor waterbeheerders, beleidsmakers en andere onderzoeksinstituten. Af en toe worden echter ook opdrachten uitgevoerd voor private partners.

### Vereisten voor dataopslag

Zoals blijkt uit de diensten van het HIC spelen tijdreeksen van hydrologische data een cruciale rol in de dagelijkse werking. Een degelijk systeem voor de opslag, bevraging en verspreiding van deze gegevens is dan ook noodzakelijk. Naast de traditionele eigenschappen van databanken moet het dataopslagsysteem van het HIC aan volgende technische vereisten voldoen:

- Het moet mogelijk zijn om zowel gemeten als berekende data op te slaan. De berekende data omvatten enerzijds debieten, die worden afgeleid uit gemeten waterstanden en Q-h-verbanden, en anderzijds allerhande voorspellingen.
- Het WL ontvangt enorme hoeveelheden gemeten en berekende hydrografische, hydrologische, sedimentologische en meteorologische gegevens. De belangrijkste parameters die worden opgeslagen zijn waterstanden, debieten, neerslag, stroomsnelheid, sedimentconcentratie, bathymetrie, windsnelheid, windrichting, temperatuur en evapotranspiratie. Dagelijks worden zo'n 20.000 bestanden verwerkt, die in totaal ongeveer 500.000 metingen en 30.000 voorspellingen bevatten. Aangezien het aantal meetposten in zowel het eigen als externe meetnetten nog altijd toeneemt, en ook het aantal voorspellingsmodellen, vormt deze blijvende groei een continue belasting voor de databank.
- De (meet-)frequentie van de verschillende databronnen varieert heel sterk, waardoor het systeem rekening moet kunnen houden met een waaier aan tijdstappen (1', 5', 10', 15', 30', 1h, 3h, 24h).
- Er is nood aan een versiebeheer voor de data. De belangrijkste doelstelling van dit versiebeheer is om alle wijzigingen bij te houden die er aan een tijdreeks worden aangebracht. Dit

moet het mogelijk maken om de verschillende historische versies van een tijdreeks beschikbaar te houden. Dit is ondermeer van belang voor de reproduceerbaarheid van van hydrologische en hydraulische modelresultaten. Wijzigingen aan modellen moeten gecalibreerd kunnen worden met dezelfde versie van een tijdreeks als het originele model.

- Het moet mogelijk zijn om te werken met gebruikersspecifieke omgevingen. Zo moeten eigenaars van bepaalde databronnen gegevens kunnen bewerken in een eigen omgeving met een specifieke configuratie, terwijl sommige andere databronnen enkel door een beperkt publiek geraadpleegd mogen worden.
- Een overzicht van de status van alle meetposten (normaal, waak, alarm op basis van overschrijding van bepaalde drempelniveaus) moet online beschikbaar zijn, evenals een overzicht van defecte meetstations. Daarnaast moet ook de kwaliteit van de meetstations gemonitord kunnen worden om bijvoorbeeld het langdurig voorkomen van "vreemde waarden" te kunnen vaststellen.
- Via export routines worden metingen en voorspellingen verstuurd naar externe organisaties (RWS, SETHY, KMI,...). Ook het importeren van metingen en voorspellingen van deze organisaties moet mogelijk zijn.

De ontwikkeling van zo'n dataopslagsysteem evolueert continu. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste stappen in de hydrologische databank van het WL beschreven.

### AREV, de eerste databankgeneratie

Een eerste versie van de hydrologische databank werd ontwikkeld in 1990 met het softwarepakket Advanced REvelation. Deze AREV-databank bevatte een intern systeem om historische data te bevragen en een toepassing voor validatie van meetgegevens en het aanpassen van Q-h-relaties.

De meeste metingen in die tijd waren enkel beschikbaar op papier en moesten dus gedigitaliseerd worden vooraleer ze in de databank geïmporteerd konden worden. Andere meetposten beschikten reeds over een telemetriesysteem, waardoor een centrale module in AREV deze stations regelmatig kon opbellen om de metingen online beschikbaar te maken in de databank. Er bestond ook een eenvoudige internetapplicatie op basis van de AREV-databank.

Het systeem hield ook een aantal beperkingen in voor de geplande evoluties binnen het HIC. Zo was het niet mogelijk om tijdreeksen van externe databronnen te verzamelen en op te slaan, en konden ook enkel uurlijkse gegevens opgeslagen worden.



## HYDRA, een belangrijke stap vooruit

De beperkingen van het AREV-systeem zorgden in 2000 voor het ontstaan van een nieuwe databank die HYDRA gedoopt werd. HYDRA was in oorsprong een negenkoppig monster uit de Griekse mythologie. In het geval van de databank wordt vooral bedoeld op het feit dat HYDRA een centrale toepassing is waarop heel wat andere applicaties ("koppen") geënt zijn.

*Hydra, het mythologische monster*



Er werd bijzondere aandacht gespendeerd aan volgende punten:

- Datauitwisseling met verschillende databronnen moest mogelijk zijn.
- Verschillende databronnen impliceerde ook de nood om gegevens met verschillende tijdstappen op te slaan.
- Het bestaande telemetriestelsel werd volledig vernieuwd, waardoor meetgegevens frequenter (om het kwartier) werden opgehaald. Dit leverde een betere databeschikbaarheid op bij crisissituaties.

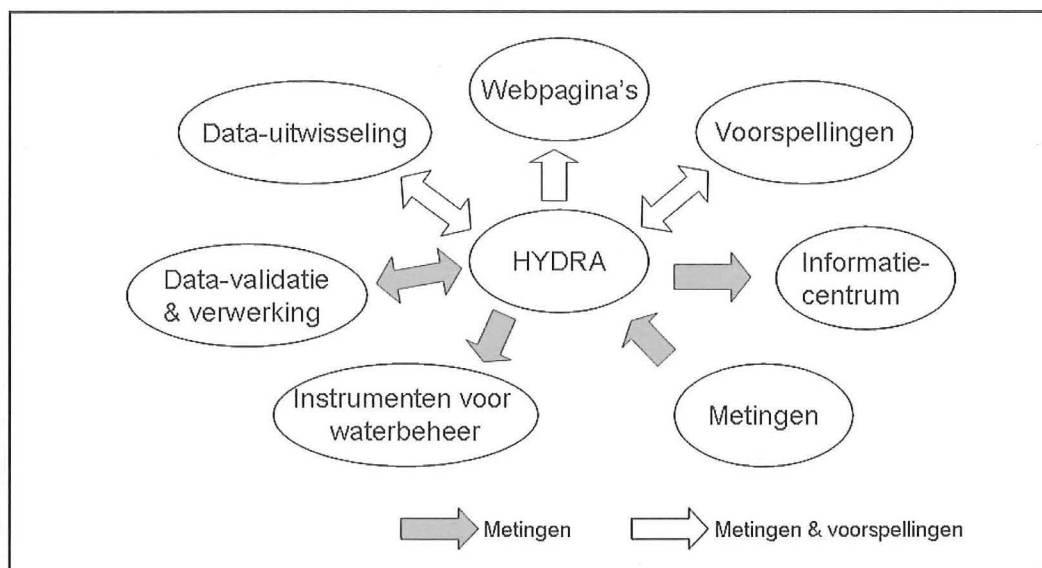
- Zowel actuele als historische meetgegevens moesten online opvraagbaar zijn via een webapplicatie.
- Gezien de verwachte groei in de hoeveelheid data moest de nieuwe databank voldoende uitbreidingsmogelijkheden van de opslagcapaciteit hebben.

Momenteel draait HYDRA nog altijd in parallel met AREV. Deze laatste wordt enkel nog gebruikt voor de validatie van meetgegevens, terwijl HYDRA alle overige functies vervult.

HYDRA is een Informix databank die gebruik maakt van de *TimeSeries DataBlade*-module. Het belangrijkste voordeel van deze module is de spaarzame manier waarop met geheugenruimte wordt omgesprongen. In een klassieke relationele databank wordt voor elke individuele meetwaarde ook een tijdstip opgeslagen. In de *TimeSeries*-module echter blijft de opgeslagen tijdgerelateerde informatie beperkt tot het begintijdstip van de tijdreeks en het tijdsinterval tussen de meetwaarden. Daarna volgen enkel nog de meetwaarden. Op deze manier kan de groei van de databank binnen de perken gehouden worden, ondanks een sterke toename in het aantal meetgegevens. Onderstaande tabel illustreert het principe van de *TimeSeries*-module.

In HYDRA worden zowel metingen als voorspellingen opgeslagen. De voorspellingen worden gebruikt in de hoog- en laagwaterberichten die gepubliceerd worden op de webpagina's van het HIC. Het principe van opslag van voorspellingen is analoog aan de opslag van metingen. Per voorspellingslocatie wordt voor elk voorspellingsmoment een tijdreeks bijgehouden. In tegenstelling tot de metingen zijn hier dus meerdere records nodig om de informatie voor één voorspellingslocatie op te slaan. Deze tijdreeksen beslaan hoogstens enkele dagen, waardoor de nodige opslagruimte beperkt blijft.

*Gebruik van de HYDRA-databank door de verschillende diensten binnen het HIC*



<b>Relationele databank</b>	Tijdstip 1	Waarde 1	Tijdstip 2	Waarde 2	Tijdstip 3	Waarde 3	...
<b>TimeSeries module</b>	Begintijdstip	Tijdsinterval	Waarde 1	Waarde 2	Waarde 3	Waarde 4	...

Principe van gegevensopslag voor voorspellingsgegevens

<b>Voorspellingslocatie</b>	Voorspellings-tijdstip 1	Begintijdstip tijdreeks	Tijdsinterval	Waarde 1	Waarde 2	Waarde 3	...
<b>Voorspellingslocatie</b>	Voorspellings-tijdstip 2	Begintijdstip tijdreeks	Tijdsinterval	Waarde 1	Waarde 2	Waarde 3	...

Het nieuwe telemetriesysteem, met een opbel-frequentie van 15 minuten, omvat nu ongeveer alle meetstations en zorgt ervoor dat de data met een maximale vertraging van 30 minuten online beschikbaar zijn, wat in crisisperiodes aanvaardbaar is. Door middel van zogenaamde *Export-Transfer-Load-procedures* (ETL) worden data uitgewisseld met 11 verschillende databronnen binnen en buiten Vlaanderen.

Alle gegevens worden opgeslagen in HYDRA, waar ze geraadpleegd kunnen worden door verschillende toepassingen, zoals de voorspellingsmodellen. De onderzoekers van het WL kunnen de databank bevragen via de *Visual Basic*-applicatie *HydraDownload*. Gebruikers binnen de Vlaamse Overheid en geregistreerde professionele gebruikers kunnen historische data in HYDRA op het internet raadplegen via <http://hydra.vlaanderen.be>, terwijl het brede publiek de waterstanden, debieten en gevallen neerslag van de voorbije 10 dagen kan raadplegen via <http://www.waterstanden.be>.

Op HYDRA zijn nog een aantal andere applicaties geënt. Een overzicht van defecte meetstations en overschrijdingen van bepaalde waak- of alarmdrempels wordt gepresenteerd op een aantal interne webpagina's. De leden van het HIC-permanentieteam worden per SMS automatisch op de hoogte gebracht van overschrijdingen van de waak- of alarmdrempels. Indien nodig wor-

den hoogwaterberichten verspreid. De opmaak daarvan gebeurt nu altijd manueel omdat interpretatie door een hydroloog een belangrijke stap blijft. Een groot deel van de informatie wordt echter automatisch uit HYDRA opgehaald en in het bericht verwerkt.

**HYDRA+: verdere optimalisatie van de bestaande databank**

De belangrijkste tekortkoming van het huidige systeem is het ontbreken van de mogelijkheid om gegevens te valideren in HYDRA. Daarnaast kan het opvragen van historische data nog gebruiksvriendelijker gemaakt worden. Momenteel is dan ook een derde fase in de ontwikkeling van het dataopslagsysteem in volle ontwikkeling. Begin 2008 worden de eerste resultaten van HYDRA+ verwacht.

HYDRA+ zal bestaan uit twee databanken, HYDRA en WIS (Water Informatie Systeem), die functioneel complementair zijn. Binnenkomende gegevens worden zo snel mogelijk in beide databanken ingeladen. De WIS-databank, gebaseerd op software van Kisters AG<sup>(1)</sup>, zal de recentste versie van alle meetreeksen bevatten en zal gebruikt worden voor de validatie van de meet-

<sup>(1)</sup> [www.kisters.de](http://www.kisters.de)

Webpagina met recente metingen en een overzicht van de status van de verschillende bekken in Vlaanderen (lichtgrijs geeft alarmstatus aan voor het Netebekken)

The screenshot shows two browser windows. The left window displays a line graph of water level (mTAW) over time for 'Kanaal Nieuwpoort - Duinkerke te Veurne'. The right window shows the 'REAL TIME DATA' interface with a map of Flanders and a table of basin statuses.

Streek	Waak	Alarm
Bekken Bregte polder	0	0
Bekken Centre kanalen	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0
Bekken Scheldtbeek	0	0

gegevens, wat nu nog via AREV gebeurt. WIS zal ook de basis vormen voor het online ontsluiten van alle gegevens. HYDRA bevat alle historische versies van de data die door verschillende applicaties geraadpleegd kunnen worden. Speciale procedures zorgen voor een continue synchronisatie met de WIS-databank (zie verder).

Via een webapplicatie zal het mogelijk zijn om de WIS-databank te bevragen en data te downloaden in verschillende formaten (excel, csv, grafisch, ...). Statische kaarten dienen als grafische interface voor de webtoepassing en zijn gebaseerd op de onderliggende databank. Elke wijziging in de databank (bijvoorbeeld het toevoegen van een nieuwe meetpost) wordt onmiddellijk weergegeven in de kaarten.

Elke gebruiker ontvangt een wachtwoord dat verbonden is aan een bepaald profiel waaraan bepaalde toegangsrechten worden toegekend. Zo zal het niet voor iedereen mogelijk zijn om van lange tijdreeksen minuutgegevens op te vragen, om overbelasting van de databank te voorkomen. Het toekennen van bepaalde toegangsrechten maakt het ook mogelijk om voor geprivilegieerde gebruikers (bijvoorbeeld een specifieke waterbeheerder) een omgeving te creëren waarin gegevens van een beperkt aantal databronnen kunnen bekeken en bewerkt worden.

De WIS-databank slaat enkel de ruwe data op en ook de meest recente versie van de gegevens (na een automatische of uitgebreide validatie) in zogenaamde productiereeksen. Van deze productiereeksen worden automatisch ook afgeleide reeksen bepaald en gepubliceerd op het internet. Zo bijvoorbeeld worden van minuutwaarden uurgemiddelden of maandmaxima berekend of worden voor getijrivieren de opeenvolgende hoog- en laagwaters uit de productiereeksen gefilterd.

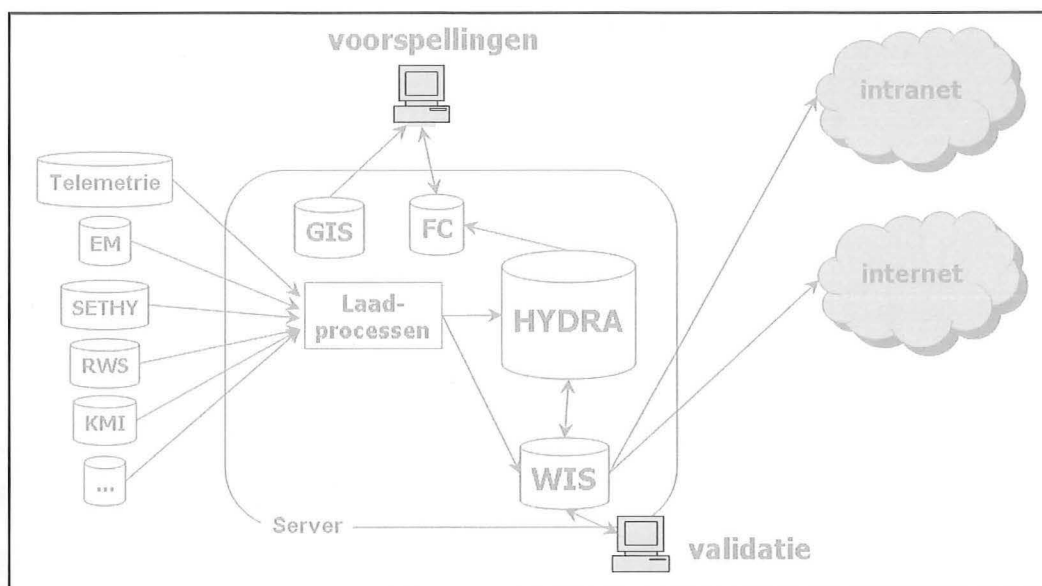
Telkens een productiereeks wordt aangepast, worden de nieuwe gevalideerde data gekopieerd naar HYDRA en daar als een nieuwe, verbeterde versie van de tijdreeks opgeslagen samen met vroegere versies. Dit maakt het mogelijk om de historische databeschikbaarheid te reconstrueren en bijvoorbeeld modelberekeningen uit het verleden te reproduceren met dezelfde invoergegevens.

Ook het voorspellingsysteem, gebaseerd op software van het Danish Hydraulic Institute (DHI)<sup>(2)</sup>, maakt een belangrijke evolutie door. Het originele voorspellingsysteem bestond uit een reeks onafhankelijk werkende pc's die elk een lokale databank hadden met een kopie van tijdreeksen uit HYDRA die relevant zijn voor de voorspelling. Uitwisseling van modelresultaten tussen de verschillende pc's was niet mogelijk. Het nieuwe systeem maakt gebruik van één centrale databank met de relevante tijdreeksen voor de voorspellingen én de modelconfiguratie van elk voorspellingsmodel. Uitwisseling tussen modellen onderling wordt nu wel mogelijk, wat de kwaliteit van de voorspellingen ten goede komt. Van de voorspellingen worden de verschillende versies in HYDRA opgeslagen op analoge wijze als de meetdata.

Bij de ontwikkeling van HYDRA+ werd tot slot ook veel aandacht besteed aan de beschikbaarheid van het hele systeem. Voor elk onderdeel van HYDRA+ wordt een backup-systeem geïnstalleerd om de faalkansen te minimaliseren.

<sup>(2)</sup> [www.dhigroup.com](http://www.dhigroup.com)

Principeschets van HYDRA+



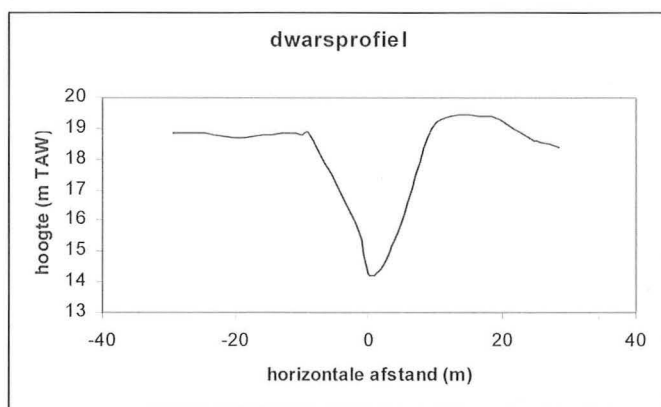
## Wat brengt de toekomst?

Voor de verdere toekomst zijn nog een aantal mogelijke verbeteringen voor HYDRA+. Zo kan er nog gewerkt worden aan een beter systeem voor *fail over* en beveiliging. Ook de internetpagina's kunnen nog verder uitgebreid worden, bijvoorbeeld met bijkomende informatie over de meetstations. Daarnaast zal het formaat van de hydrologische jaarboeken nog gemoderniseerd worden.

De databank zal nog worden uitgebreid met een server die gebruik maakt van een versiebeheersysteem voor geografische gegevens. Deze gegevens zullen in een geografisch informatiesysteem gestockeerd worden van waaruit ze gebruikt zullen worden door de website en de voorspellingssoftware. Naast een hydrologische databank zal ook een hydrografische databank ontwikkeld worden waarin ondermeer bathymetriegegevens en terreinopmetingen van dijken en overstroomingsvlakten opgeslagen kunnen worden.

Intussen is reeds een fileserver geïnstalleerd met een versiebeheersysteem voor de verschillende numerieke riviermodellen van het Waterbouwkundig Laboratorium. Bedoeling is om in de toekomst deze modellen automatisch te voeden met bepaalde versies van hydrologische gegevens uit HYDRA+ en bathymetriegegevens uit de nieuwe hydrografische databank.

*Mogelijke data die opgeslagen zullen worden in de hydrografische databank: digitale terreinmodellen en dwarssecties*



## Conclusies

In de voorbije jaren werden met de evolutie van AREV over HYDRA naar HYDRA+ een aantal belangrijke stappen gezet in een goed uitgebouwd databeheersysteem voor het WL. Zo zorgt ondermeer het versiebeheersysteem ervoor dat historische databeschikbaarheid op elk moment gereproduceerd kan worden ten behoeve van het herberekenen van simulaties uit het verleden. Het toekennen van bepaalde toegangsrechten maakt het dan weer mogelijk om een omgeving te creëren voor geprivilegerde databankgebruikers om specifieke data te bekijken en bewerken.

HYDRA+ is een uiterst krachtig systeem voor het verzamelen en beheren van uitgebreide datasets. De huidige en toekomstige evoluties verzekeren een nog betere ondersteuning van de operationele en onderzoekstaken van het Waterbouwkundig Laboratorium. De configuratie met twee databanken combineert de beste kenmerken van twee systemen en biedt het Waterbouwkundig Laboratorium en z'n klanten een innovatief, betrouwbaar en flexibel systeem dat bruikbaar is bij het realiseren van een hele waaier aan doelstellingen.

## Begrippenlijst

- MDK: agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust
- EMA: afdeling Electriciteit en Mechanica – Antwerpen
- EMG: afdeling Electriciteit en Mechanica – Gent
- SETHY: Service d'ETudes Hydrologique; onderzoeksinstantie van de Waalse Overheid
- RWS: Rijkswaterstaat, beheerder van de Nederlandse bevaarbare waterlopen
- DIREN: Directions régionales de l'environnement – waterbeheerder van het Franse Ministerie van ecologie en duurzame ontwikkeling
- VNR: Voies Navigables de France – Franse beheerder van de bevaarbare waterlopen

Peter Viaene,  
onderzoeker  
[Peter.Viaene@mow.vlaanderen.be]

Koen Beys,  
databankbeheerder

Katrien Van Eerdenbrugh,  
coördinator onderzoeksgroep Waterbeheer

Frank Mostaert,  
afdelingshoofd

Waterbouwkundig Laboratorium  
Berchemlei 115  
2140 Borgerhout, België  
tel: 03/224.60.35  
fax: 03/224.60.36



## Data, kennis en beleid

Zonder de natuur waar te nemen en te bemeten kunnen we er geen kennis over vergaren. In afwezigheid van een algemeen wetenschappelijk kader leidt empirisme soms tot goede en vaak tot foute correlaties en verbanden. Recent is het gebruik van computermodellen algemeen verspreid: ze integreren de differentiaalvergelijkingen die de fysica van de stroming in rivieren, riolen, estuaria en zeeën beschrijven. Deze modellen moeten gevoed worden met allerlei data (bathymetrie, topografie, pluviometrie, pedologie, geologie, randvoorwaarden en beginvoorwaarden). De kwaliteit van de resultaten is afhankelijk van de kwaliteit van de input data.

De kwaliteit van de data moet geborgd zijn; de ruimtelijke en tijdschaal waarmee ze verzameld worden moeten aangepast zijn aan de toepassing. Ze moeten opgeslagen worden in toegankelijke, geïntegreerde databanken.

Opdat het beleid volop zijn voordeel zou doen uit de verzamelde data en ermee vergaarde kennis moeten de beleidsmakers een grote openheid aan de dag leggen en erkennen dat "facts are more important than the Lord Major of London".

*"Onthoud goed dat wie iets wil weten over water, eerst moet kijken en meten en pas daarna gaan redeneren",*

L. da Vinci in *Del moto e misura dell' acqua*

Mensen hebben altijd al de natuur geobserveerd en "data" verzameld. Niet enkel uit nieuwsgierigheid maar in een poging om de natuur te begrijpen en daar dan zijn voordeel mee te doen.

Waarnemen en meten (kwantificeren waarnemen!) is de basis van alle kennis over de natuur. Men zegt "meten is weten" en misschien is dat niet altijd waar, maar dat "niet meten, niet weten" betekent is zeker.

Het observeren en bemeten van de natuur heeft geleid tot het "empirisme". Dit overschrijdt het puur anekdotische. In een poging om wetmatigheden te vinden werden expliciet of impliciet allerleihande (al of niet vermeende) correlaties geformuleerd. Soms leidde dat tot heel correcte observaties zoals bv. de Wetten van Kepler. In andere gevallen oversteeg het resultaat ervan nauwelijks de kwaliteit van weerspreuken en bijgeloof ("Wat Sint - Medardus geeft, droog of nat, zes weken duurt dit of dat"). Veel voorspellende krachten hebben die niet.

Omdat rivieren zo onoverzichtelijk zijn en hydrologische gebeurtenissen vaak onverwacht, en "waarnemen" dus niet altijd mogelijk of gemakkelijk is, begon men schaalmodellen te maken van rivieren om de stroming, sedimenttransport en morfologie systematisch te kunnen observeren en analyseren (J. Fargue sinds 1858).

Onderzoek op schaalmodellen is essentieel geweest bij het ontwerp van talloze hydraulische kunstwerken. Het is ook vandaag nog voor een aantal toepassingen onmisbaar.

Om een stap verder te geraken moest men er in slagen, uitgaande van de gedane waarnemingen, algemeen geldende fysische wetten te formuleren (Laplace, Newton, ...). Die hebben wél voorspellende waarde. Alleen waren tot voor kort de praktische toepassingen beperkt omdat de (stelsels) differentiaalvergelijkingen slechts in eenvoudige gevallen, voor een eenvoudige geometrie

konden geïntegreerd worden. De grote doorbraak is er gekomen met het veralgemeende gebruik van de computer en de numerieke modellen. In Vlaanderen gebeurt dit voor rivieren en rioleringsen nog maar stelselmatig (en dan nog met vallen en opstaan) sinds 10 à 15 jaar.

*The Black box syndrome:  
the model is infallible*

Nadat jarenlang gepleit werd voor het veralgemeende gebruik van computermodellen als een instrument om data (bathymetrie, geometrie, pedologie, pluviometrie, beginvoorwaarden, randvoorwaarden, ) te "extrapoleren" via de wiskundige modellen (wiskundige beschrijving van de fysica) moet nu de aandacht gevraagd worden voor het feit dat het slechts om een extrapolatie gaat van beschikbare kennis en informatie en dat modellen altijd slechts een (soms sterk vereenvoudigd) model van de werkelijkheid zijn. Zeker voor jonge mensen komt een model met zijn flashy output, heel overtuigend over en gaat het effectief door voor de werkelijkheid. Vaak worden daarom de resultaten kritiekloos aangenomen en noch geïnterpreteerd noch gerelativeerd. Vanzelfsprekend zijn numerieke modellen niets waard zonder data. De kwaliteit van de data gebruikt voor de calibratie, en de validatie van de modellen bepaalt de kwaliteit van de modeloutput. Via "default" opties geven de modellen de illusie dat ze ook zonder data resultaten kunnen produceren; dat doen ze ook, maar wat is de relevantie ervan?

Een van de belangrijkste evoluties van de laatste jaren bestaat erin dat, in vergelijking met vroeger, nu massaal veel data ter beschikking komen: men kan met behulp van ADCP technieken, side scan sonar of een weerradar, (in ruimte en tijd) gedistribueerde en zeer gedetailleerde informatie verkrijgen over snelheidsvelden, bathymetrie of neerslag. Ze worden opgeslagen in GIS systemen. Dit is een groot voordeel omdat ook de numerieke modellen gedistribueerde informatie produceren, die maar moeilijk kan gevalideerd worden

met hier en daar een puntmeting (natuurlijke variabiliteit in ruimte en tijd van snelheid (turbulentie), bathymetrie, neerslag).

*"In Belgium there is a lot of information, but they sit on it and feel important",*  
Ian Flemming

In Vlaanderen beschikken we over meetnetten op de bovenrivieren, meetcampagnes op de Schelde, langs de kust en in zee. Alle informatie wordt opgeslagen in databanken. Er is behoefte aan compatibele, geïntegreerde en vooral toegankelijke databanken. Data bezitten betekent vaak macht, invloed of geld. Informatie over het overstromingsrisico op een bepaalde plaats kan de waarde van een pand of een bouwgrond beïnvloeden, data die toelaten de oorzaak van schade (bv. door overstroming) te bepalen kunnen het verschil maken tussen schuld of onschuld in een rechtszaak! Een probleem blijft het "eigendomsrecht" van data, maar via goede afspraken tussen het datacentrum en de onderzoeker moet dat geregeld kunnen worden. Een onderzoeker geeft niet graag zijn data weg, tenzij in een win-win situatie: het datacentrum krijgt data, de producent van de data krijgt service doordat zijn data opgeslagen worden en bewaard, regelmatig op nieuwe dragers worden overgezet en via zoekmachines toegankelijk (en citeerbaar!) gemaakt worden. Zodoende heeft de onderzoeker niet de indruk dat hij zijn data afgeeft maar integendeel dat ze een meerwaarde krijgen.

Het datacentrum van het VLIZ is een mooi voorbeeld (Mees, 2007). De data, m.i.v. metadata, worden op een zodanige manier beschikbaar gesteld dat de gewenste informatie gemakkelijk kan geëxtraheerd worden uit de data. Wij hebben eigenlijk een "VLIZ" nodig voor de binnenwateren!

Meer en meer wordt aan het geïntegreerd modelleren van waterlopen gedacht of worden gekoppelde modellen gebruikt in het kader van geïntegreerd waterbeheer. Dat betekent dat hydrologische of hydraulische data niet meer voldoende zijn maar dat ook waterkwaliteitsdata moeten beschikbaar zijn en zelfs biologische in een geïntegreerde databank (bv. kwaliteitsmetingen gekoppeld aan kwantiteitsmetingen).

*"In any collection of data, the figures that are obviously correct and beyond all need of checking contain the errors. Those you ask for help will not see the error. Any nagging intruder who stops by with unsought advise will spot it immediately"*  
3<sup>o</sup> wet van Murphy

Opdat een databank nuttig zou zijn voor onderzoekers, beheerders of ontwerpers moet de kwaliteit van de data gegarandeerd zijn. De (on)nauwkeurigheid van de meting moet bekend zijn: ze zal moeten vergeleken worden met de onzekerheid op de resultaten van het numerieke model. Welke data men nodig heeft, met welke ruimtelijke en temporale resolutie, hangt van de toe-

passing, van het model waarin ze gebruikt worden. Heel andere data zijn nodig om een morfologisch model van een estuarium te voeden, waarmee het de bedoeling is om bv. het effect van het storten van baggerslib op de morfologie te onderzoeken met een tijdshorizon van 50 jaar, dan wanneer metingen moeten gebeuren voor het kalibreren van een globaal waterkwaliteitsmodel om lozingsvergunningen te controleren of hydraulische metingen om het effect van een ingreep op de bevaarbaarheid en de navigatie na te gaan!

Anderzijds kunnen dezelfde data, dezelfde cijfertjes tot verschillende kalibraties leiden al naar gelang de toepassing: zo is het niet zeker dat een model dat goed afgeijkt is om de piekafvoeren te simuleren ook goed de jaarlijkse waterbalansen reproduceert.

Men mag ook geen onredelijke verwachtingen koesteren: morfologische voorspellingen maken voor binnen 100 jaar is niet realistisch; het is niet mogelijk.

Vaak vergeet men dat meetapparaten moeten afgeijkt worden, bvb. pluviografen. Afwijkingen tot 30 % kunnen voorkomen. Indien men daar geen weet van heeft en de numerieke modellen forceert om met de foute input de "juiste" resultaten te produceren, kan dit tot volledig ge"bias"te modellen leiden.

Ook de formulering in rapporten is belangrijk: De uitdrukkingen "Niet meer dan 50 %"; "Minder dan 50 %"; "Al bijna 50 %", zeggen alle drie hetzelfde maar de perceptie van de boodschap is heel verschillend.

Men moet zich hoeden voor een (subjectieve) niet wetenschappelijk gebaseerde extrapolatie van data. Iedereen is er thans van overtuigd dat er inderdaad een stijging is van de gemiddelde temperatuur van de aarde met 1 ° over de laatste 150 jaar (de "hockey stick curve"). Daaruit echter besluiten, zoals men in de populaire pers maar ook in beleidsdocumenten en zelfs wetenschappelijke publicaties leest, dat er *dus* meer verdamping zal zijn en het *dus* meer zal regenen en dat er *dus* een groter overstromingsrisico zal zijn en dat *dus* de uitwateringssluizen op de IJssel moeten vergroot worden is pure speculatie. Daar is geen wetenschappelijke basis voor. Recent onderzoek aan de K.U.Leuven (Willems et al., 2007 a) heeft bv. aangetoond dat de afvoeren in de winter in Vlaanderen wel wat zullen toenemen maar niet in spectaculaire mate, maar dat de zomers droger zullen worden. We moeten bijgevolg veel meer vrezes voor verdroging en watertekort in de zomer dan voor wateroverlast in de winter. Ander onderzoek (Willems et al., 2007 b) heeft aangetoond dat de toename van de neerslagintensiteiten in de winter gedurende de laatste decades, slechts voor de helft toe te schrijven is aan een toenemende "trend" in de neerslag en voor de andere helft deel uitmaakt van een min of meer cyclisch patroon (de laatste decennia in een stijgende fase). In de zomer echter is van een trend geen sprake

en kan de toename met ongeveer 10 % gedurende de laatste decaden volledig toegeschreven worden aan het cyclisch patroon.

Historische voorbeelden zijn de ruimtelijke verdelingscoëfficiënt voor de neerslag van Frühling (1910), berekend aan de hand van een parabolische afname van de neerslagintensiteit met de afstand tot het middelpunt van de bui, gebaseerd op 2 (twee!) metingen. Jarenlang werd die coëfficiënt gebruikt bij het ontwerp van rioleering. Nu blijkt dat het verloopt van de neerslagintensiteit eerder een Gausscurve volgt (Willems en Berlamont, 2002), of de formule van Sichardt (1927) voor de "reikwijdte" van de grondwaterstroming naar een put, waarvan niemand weet hoe die ooit bepaald werd, maar die vaak nog toepast wordt, zelfs voor gespannen grondwater waarvoor ze heel zeker *niet* toepasselijk is.

We moeten er ons voor hoeden gemakkelijke en snelle conclusies te trekken die zogezegd "vanzelfsprekend" zijn; anders zijn we even ver van de waarheid als eertijds met de simplistische correlaties en de volkswijsheden.

*"Wetenschap is moeilijk te geloven..."*  
P. Bloom, D. Skolnick-Weisberg,  
Metro 22.05.07

Er moet, wat het gebruik van data en kennis betreft, onderscheid gemaakt worden tussen het beheer en het beleid. Bij het beheer van de waterlopen is er veel aandacht voor dataverzameling, dataopslag, constructie en exploitatie van modellen, zowel voor het ontwerpen van projecten als voor de sturing van de regelkunstwerken. Meer integratie tussen het groot aantal verschillende actoren kan het "geïntegreerd waterbeheer" in Vlaanderen alleen maar ten goede komen (Mobiliteit en openbare werken, VMM, provincies, Aquafin, etc.).

Het "beleid", de politieke besluitvorming, houdt slechts rekening met feiten (data, wetenschappelijke resultaten) als het goed uitkomt. Zo werden recent de wetenschappelijk onderbouwde aanbevelingen voor de beperking van de visvangstquota afgezwakt en wordt over maatregelen ter vermindering van de uitstoot van broeikasgassen "onderhandeld" tussen Europa en de V.S.A. Dat heet "primaat van de politiek".

Bij een echt integraal waterbeleid moet de besluitvorming op het niveau van het (sub)bekken gebeuren maar voor beleidsvoerders valt het vaak zwaar om een stuk autonomie af te geven. Ze willen het laatste woord behouden en de uiteindelijke beslissingen zelf nemen, rekening houdend met hun prioriteiten, wat ook het voorbereidende werk binnen het bekkenbestuur oplevert.

## Conclusies

Om uit data kennis te halen en er het beleid op te baseren is het volgende nodig:

1. We moeten de data kunnen geloven:  
Een eerste prioriteit voor Vlaanderen is nu niet meer data te verzamelen maar *beter* data: gevalideerde, kwaliteitsvolle data; compatibele en toegankelijke data, aangepast aan de toepassingen (modellen).
2. We moeten de data goed gebruiken:  
De stap van data naar kennis loopt via statistische verwerking en modellen; bij het interpreteren van de modellen moeten we rekening houden met de beperkingen van de data.
3. We moeten de data kunnen gebruiken:  
De data moeten toegankelijk zijn, opgeslagen in geïntegreerde databanken (waterkwantiteit en -kwaliteit, hydrologische en hydraulische data), voorzien van volledige meta-informatie. Men moet over de nodige "tools" beschikken: de (statistisch of deterministische) modellen waarmee de data kunnen "geëxtrapoleerd" worden om uitgaande van de bestaande kennis (de data) nieuwe kennis te produceren (verbanden, wetmatigheden, voorspellingen).
4. We moeten de data willen geloven:  
Het beleid moet aanvaarden dat fysische verschijnselen niet bepaald of beïnvloed (kunnen) worden door een politieke beleidsbeslissing.

## Referenties

FRÜHLING A. (1910), "Die Entwässerung der Städte": Der Wasserbau in Handbuch der Ingenieurwissenschaften 3(4), Engelmann, Leipzig.

MEES J. (2007), "Databaseer: een voorbeeld uit de mariene wetenschappen", Water, Studiedag "Mensen en Watersystemen: Duurzaam te combineren".

SICHARDT W. (1927), "Über Tiefsenkungen des Grundwasserspiegels", Bautechnik 5(47), 5(49), 5(50).

WILLEMS P. et al. (2007 a), "Impact van klimaatverandering op Vlaamse rivieren", het Ingenieursblad, N° 1, januari 2007, pp. 28 – 33.

WILLEMS P. et al. (2007 b), "Analyse van trends en langjarige schommelingen in de neerslagextremen op basis van de meer dan 100 jaar 10 minuten neerslag te Ukkel", Rioleringswetenschap, pp. XX

WILLEMS P. & BERLAMONT J. (2002), 'Accounting for the spatial rainfall variability in urban modelling applications', *Water Science and Technology*, vol. 45(2), 105-112 .

J. Berlamont  
Gewoon hoogleraar,  
Departement Burgerlijke Bouwkunde,  
K.U.Leuven  
Kasteelpark Arenberg, 40, 3001 Leuven







