

# Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Water en sediment

Deel 1

Gasteditors: Gerard Govers en Ward De Cooman



Vrije  
Universiteit  
Brussel

universiteit  
hasselt



UNIVERSITEIT  
GENT

KATHOLIEKE UNIVERSITEIT  
**LEUVEN**

 Universiteit  
Antwerpen

**WATER**  
MILIEU

  
Coördinatiecommissie  
Integraal Waterbeleid



# **Congres Watersysteemkennis 2006/2007**

Water en sediment

Gasteditors: Gerard Govers en Ward De Cooman



**Tijdschrift over integraal waterbeleid**

**Nummer 26 - deel 1**

**Jaargang 2006**

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

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

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

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

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

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

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

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

**Hoofdredacteur:**  
Michel Bruyneel

#### **Leden:**

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

#### **Samenstelling Organisatiecomité:**

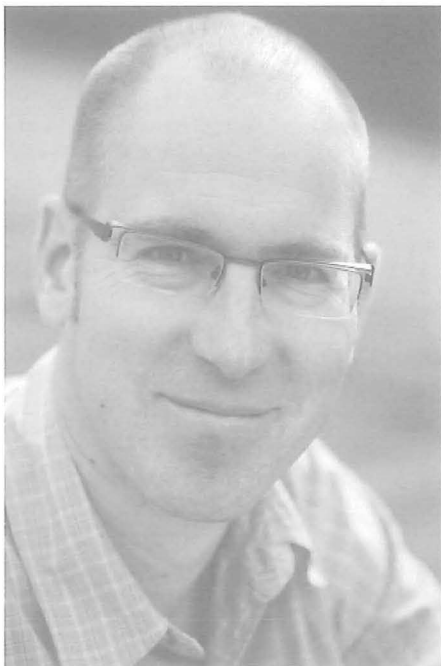
Johan Bogaert, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur-, en Energiebeleid  
Michel Bruyneel, tijdschrift WATER  
Marc Buysse, Stichting Vlaams Water  
Christophe Claeys, Vereniging van Vlaamse Steden en Gemeenten  
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen  
Willem Coppens, Waterwegen en Zeekanaal nv  
Kathleen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

Tijdschrift over  
integraal waterbeleid  
in samenwerking  
met de CIW

  
Coördinatiecommissie  
**Integraal Waterbeleid**

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

# Voorwoord



## Studiedag 'Water en Sediment'

VMM, Aalst, 16 november 2006

Waterlopen transporteren van nature sediment. Dat sediment zorgt er onder meer voor dat belangrijke biotopen, zoals slikken en schorren opgebouwd en in stand gehouden worden. Maar menselijke ingrepen hebben er voor gezorgd dat de sedimentlast van veel waterlopen in Vlaanderen nu vele malen hoger is dan een natuurlijke achtergrondwaarde. Bovendien is het sediment dikwijls beladen met allerlei andere stoffen die niet in waterlopen thuishoren, zoals nutriënten, metalen en residu's van fytosanitaire producten. Een overmatige sedimentlast doet de waterkwaliteit dus verminderen. Verder maakt een overmatige sedimentlast kostelijk baggeren noodzakelijk om een goede waterafvoer te garanderen en het overstromingsrisico te beperken.

Bij het beheer van watersystemen dient het sedimentprobleem dus expliciet in beschouwing genomen te worden. Voor een degelijk beheer is het belangrijk dat men weet welke de belangrijke bronnen van sediment zijn, wat de kwaliteit van het sediment is dat in de waterlopen terecht

komt en hoe dat sediment zich in de waterloop gedraagt. Beheer hangt ook af van normen en de efficiëntie van beheersmaatregelen: daarom moeten ook vragen over wat een aanvaardbare sedimentlast is en het relatieve nut van verschillende mogelijke beheersmaatregelen beantwoord worden.

Tijdens deze studiedag werd een overzicht gegeven van de in Vlaanderen beschikbare kennis i.v.m. dit beheer van waterbodems in onze waterlopen. Effecten van erosie en erosiebestrijdingsmiddelen op het aquatisch ecosysteem werden toegelicht. Recent onderzoek heeft aangetoond dat de reductie van piekafvoeren en landafvoer van sediment via verschillende middelen mogelijk is. Modellen om de impact van maatregelen te begroten zijn nu operationeel, al blijft er een belangrijke ruimte voor verbetering, vooral met betrekking tot het voorspellen van de sedimentkwaliteit. Anderzijds is het meten, karakteriseren en opvolgen van sedimenttransport in de waterlopen zelf een cruciaal element om de kwantiteit en het transport in de waterloop beter te begrijpen. In dit domein is er nog heel wat onderzoek noodzakelijk: er zijn weinig of geen gegevens m.b.t. verblijftijden van sediment en/of de evolutie van de sedimentkwaliteit door tijd en ruimte. Nochtans is de beweging en de afzetting van sediment, met eventueel opslibbing in estuariene gebieden als gevolg, van zwevende stoffen in een watersysteem zijn belangrijk omdat ze in aanzienlijke mate de onderhoudswerken op nadelige wijze beïnvloeden, maar ook bijdragen tot de instandhouding van het milieu.

Verder wordt heel wat studiewerk geleverd op gebied van het ontwikkelen van normen voor waterbodems om de kwaliteit, naast de kwantiteit van waterbodems in kaart te brengen. Het verder afstemmen van verschillende meetnetten is een must om beter zicht te krijgen op de verschillende karakteristieken van de waterloop en zijn bodem. De Kaderrichtlijn Water tracht hier vorm aan te geven. Hierbij wordt bv. gedacht aan bioaccumulatie of de hydromorfologische kenmerken van een waterloop die een duidelijke rol spelen in het sedimentatieproces van al dan niet verontreinigde zwevende stoffen. Waterbodems zouden zelfs kunnen optreden als biobarière voor het grondwater en het oppervlaktewater: ook hier is echter verder onderzoek nodig om dit potentieel goed te begrijpen en in kaart te brengen, bv. m.b.t. de mobiliteit van zware metalen in en rond de waterbodem.

Ward De Cooman (VMM)

# Inhoud

## ARTIKELS

- 
- 1**                    **Effect van erosiebestrijdingsmaatregelen in deelbekken Melsterbeek systematisch gemeten**  
*K. Vandaele, O. Evrard, M. Swerts, J. Lammens, P. Priemen, B. van Wesemael en M. De Vrieze*
- 
- 9**                    **Sedimenttransport meten in onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen**  
*T. Van Hoestenbergh, J. Eylembosch en M. Voet*
- 
- 18**                   **Sedimentbalansen in rivieren**  
*R. Verhoeven, L. Van Poucke, M. Huygens en R. Banasiak*
- 
- 25**                   **Water en sediment in het estuarium van de Schelde**  
*M. Chen, S. Wartel en F. De Smedt*
- 
- 32**                   **Opslibbing van schorren en overstromingsgebieden langs de Schelde: een onvermijdelijk natuurlijk proces**  
*S. Temmerman, G. Govers, T. Bouma, M. De Vries, S. Wartel en P. Meire*
- 
- 41**                   **Leven in het sediment: teledetectie van benthische ecologie van intergetijdengebieden**  
*D. van der Wal, T. Ysebaert en P. M.J. Herman*
- 
- 46**                   **Waterbodem- en palingpolluentenmeetnet: een tandem voor de waterbodemsanering**  
*C. Belpaire, W. De Cooman, G. Goemans, T. Onkelinx en P. Quataert*
- 
- 54**                   **Sediment als biobarrière voor grondwater verontreinigd met gechloreerde alifatische koolwaterstoffen**  
*K. Hamonts, M. Maesen, A. Ryngaert, J. Bronders, D. Springael en W. Dejonghe*
-

# Effect van erosiebestrijdingsmaatregelen in deelbekken Melsterbeek systematisch gemeten

<sup>1</sup> Watering van Sint-Truiden / Samenwerking Land & Water

<sup>2</sup> Université Catholique de Louvain, departement Geografie

<sup>3</sup> Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

<sup>4</sup> Watering van Sint-Truiden

Om de intense bodemerisatie en de frequente water- en modderoverlast in het deelbekken van de Melsterbeek te beperken, werden ruim 30 damconstructies en ongeveer 85 ha grasbufferstroken en grasgangen aangelegd in het landbouwgebied. In samenwerking met het departement Geografie van de UCL en de dienst Land en Bodembescherming van de Vlaamse overheid startte de Watering van Sint-Truiden in 2002 een monitoringsprogramma om de effecten van deze maatregelen systematisch te meten. De resultaten van de monitoring tonen duidelijk aan dat de aanleg van grasbufferstroken, grasgangen en aarden damconstructies op strategische plaatsen op akkerpercelen, kan leiden tot een zeer sterke afname van de aanvoer van geërodeerd sediment naar woonkernen en waterlopen. Graszones en damconstructies zijn bovendien ideale slijbvangen. In gebieden met frequente ravijnvorming in de droge valleitjes, kan de aanleg van een grasgang of -baan het bodemverlies met liefst 75 % reduceren. Metingen tonen bovendien aan dat piekafvoeren van afstromend water uit kleine stroomgebiedjes met 60 % worden gereduceerd. Uit neerslaggegevens blijkt dat de regenbuien tijdens de monitoringsperiode even hevig waren als ervoor. De waargenomen effecten zijn dus niet te wijten aan het uitblijven van hevige regenbuien. De planmatige en gebiedsdekkende aanpak van bodemerisatie in het deelbekken van de Melsterbeek heeft er voor gezorgd dat het bodemverlies, de water- en modderoverlast in de dorpen en de sedimentaanvoer naar de waterlopen, sterk zijn afgenomen. Investeren in erosiebestrijding, het werkt ! Een volgende stap is het gebruik van deze gegevens als input voor de calibratie en validatie van bestaande afstromings- en erosiemodellen.

## Inleiding

De voorbije jaren heeft de Vlaamse overheid een aantal instrumenten ontwikkeld, specifiek voor de aanpak van bodemerisatie en de eventueel daarmee gepaard gaande water- en modderoverlast (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 2002; [www.ehorizon.be/IGLBO/Paketten/Erosiebestrijding](http://www.ehorizon.be/IGLBO/Paketten/Erosiebestrijding)). Via deze instrumenten kunnen gemeenten en/of landbouwers subsidies ontvangen voor het uitvoeren van kleinschalige erosiebeperkende of -bestrijdende maatregelen.

Enkele gemeenten in het deelbekken van de Melsterbeek zijn als eerste in Vlaanderen gestart met de realisatie van concrete erosiebestrijdingsmaatregelen (Vandaele et al., 2004). Zo wordt via de aanleg van graszones barrières gevormd voor het afstromend water en de modderstromen. Ze moeten het afstromend water afremmen en beschermen zo de vruchtbare grond tegen uitspoeling (= bodemerisatie). Bovendien moeten deze graszones ook veel sediment opvangen. Er

wordt meestal een onderscheid gemaakt tussen grasbufferstroken en grasgangen. Een grasbufferstrook ligt dwars op de stroomrichting van het afstromend water (foto 1), een grasgang (of ook grasbaan) daarentegen, volgt de stroomrichting van het water (foto 2). De breedte van de grasbufferstroken varieert van 9 tot 21 m. De grasgangen zijn meestal 12 tot 30 m breed. Damconstructies met een knelpijp, verstevigde overloopzone en opvang- en bezinkingszone (zgn. erosiepoel) worden aangelegd op plaatsen waar veel afstromend water samenkomt (foto 3). De hoogte van de damconstructies varieert tussen 0.5 en 1.75 m boven maaiveld. Deze dammen zijn in eerste instantie slijbvangen, maar kunnen eveneens dienst doen als tijdelijke buffers voor het teveel aan afstromend water. Door percelen nietkerend te bewerken kan er meer regenwater de grond indringen. Hierdoor zal er minder regenwater afstromen zodat ook de bodemerisatie beperkt wordt. Via deze maatregelen wordt getracht om bodemerisatie op de akkers te beperken en water- en modderstromen naar de dorpskernen

Foto 1 : Grasbufferstrook onderaan perceel (dwars op helling van perceel)



Foto 2 : Grasgang (of grasbaan) in zone met geconcentreerde afstroming



Foto 3 : Damconstructie in de Heulen Gracht.

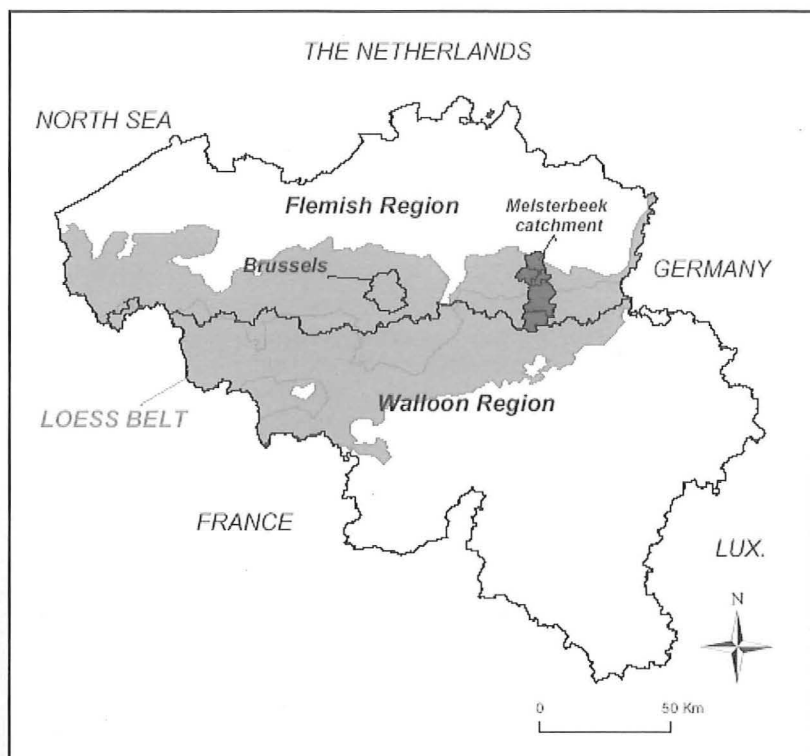


op te vangen (Vandaele et al., 2000). De planmatige en gebiedsdekkende aanpak in het deelbekken van de Melsterbeek heeft in 4 jaar tijd geleid tot de aanleg van ongeveer 85 ha grasbufferstroken & grasgangen en 30 damconstructies met verstevigde overloopzone, knelpijp en opvangzone.

Uiteraard zijn er nog andere erosiebeperkende of –bestrijdende maatregelen (Vandaele et al., 2002), maar in het kader van dit onderzoek wordt gefocust op de effecten van graszones en damconstructies.

De kennis met betrekking tot het effect van deze erosiebestrijdingsmaatregelen op niveau van een (klein) stroomgebied is in Vlaanderen zeer beperkt. Omwille van technische en financiële beperkingen is het immers niet evident om het effect te meten op een regionale schaal (bijv. bekken-schaal). Daarom wordt momenteel veel gebruik gemaakt van modellen enerzijds en veldexperi-

Figuur 1 : Situering deelbekken van de Melsterbeek in Belgische Leemstreek. (Bron : Evrard et al., 2007b).



menten (op kleine perceeltjes of plots) anderzijds. De beschikbare berekeningsmethoden en computermodellen leveren echter sterk uiteenlopende resultaten. Computersimulaties van het effect van grasbufferstroken langs waterlopen met enerzijds het WaTEM/SEDEM model en het STM-3D model anderzijds geven afwijkende resultaten (Gillijns et al., 2005). Bovendien blijkt uit onderzoek dat resultaten van plot- en veldexperimenten niet zomaar extrapolbaar zijn naar grotere hydrografische stroomgebiedjes (Verstraeten et al., 2007). Samenvattend mogen we dus stellen dat de onzekerheid momenteel nog te groot is om op basis van modellen en plotgegevens een correcte inschatting te kunnen maken van het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen op bodemerosie en de sedimentuitvoer in een (deel)bekken. Voor de opbouw en callibratie van betrouwbare modellen zijn voldoende veldwaarnemingen noodzakelijk. Deze waren tot heden onvoldoende beschikbaar. Daarenboven zijn er geen, of slechts zeer weinig, accurate meetgegevens beschikbaar op schaal van een (deel)bekken. Nochtans is een grondige kennis van de effecten van de verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen (op (deel)bekkenniveau) noodzakelijk om tot een verantwoorde keuze van de meest performante maatregelen te komen. Deze kennis moet ons tevens toelaten om het beleid, waar nodig, bij te sturen en de bestaande instrumenten te verbeteren.

De Watering van Sint-Truiden startte daarom, samen met departement Geografie van de UCL en de Dienst Land en Bodembescherming van de Vlaamse overheid, in 2002 een monitoringsprogramma voor het begroten van het effect van de uitgevoerde erosiebestrijdingsmaatregelen op bodemerosie en de sediment- en waterafvoer uit landelijke stroomgebiedjes. Dit gebeurt op basis van terreinwaarnemingen (kwalitatieve beoordeling) en terreinmetingen (kwantitatieve beoordeling), zowel op niveau van het volledige deelbekken van de Melsterbeek (26.000 ha) als op niveau van een klein hydrografisch stroomgebiedje (300 ha).

In dit artikel worden de resultaten van de monitoring van de graszones en de damconstructies voorgesteld.

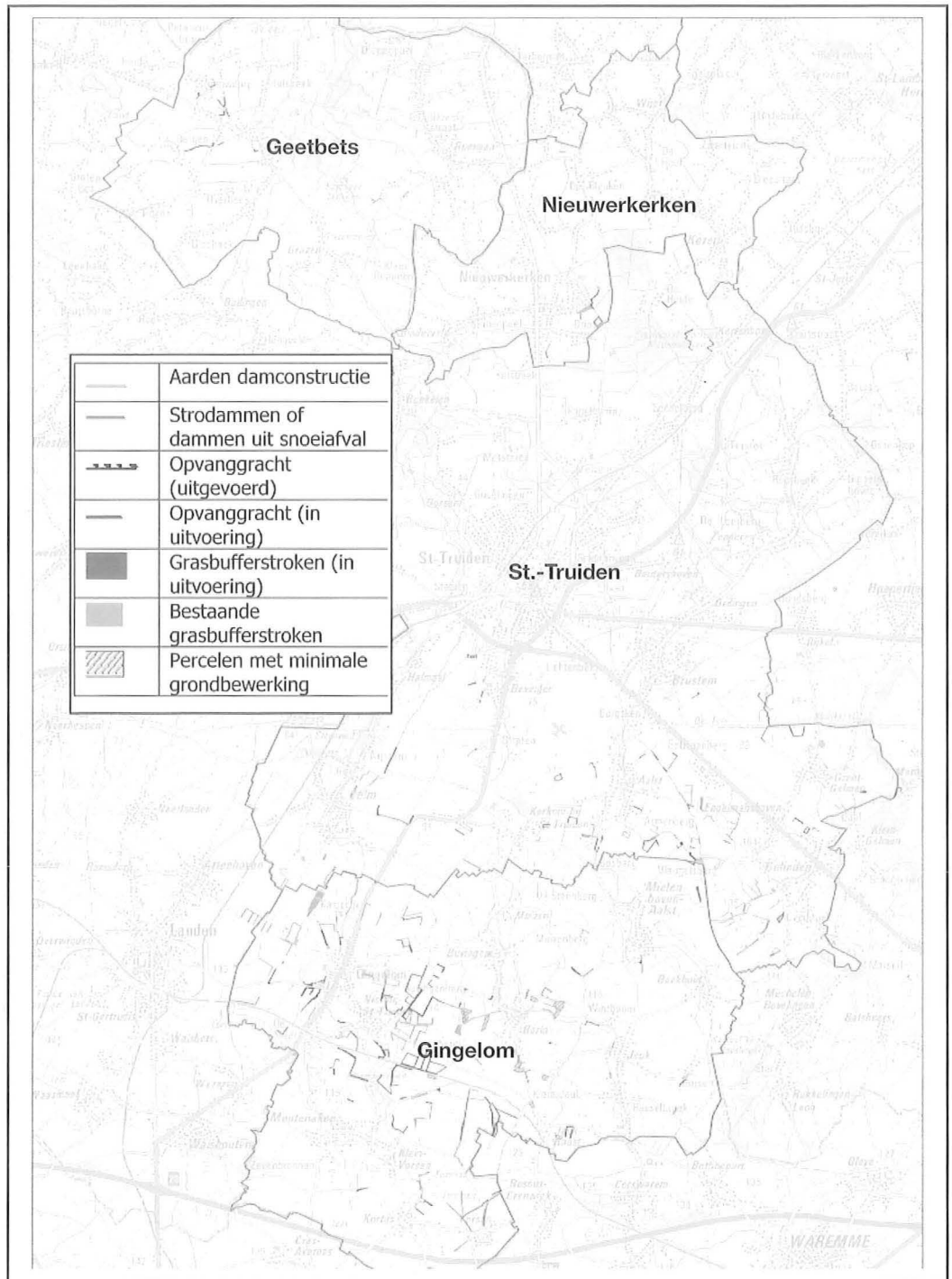
## Studiegebied en methodiek

### Studiegebied

Het deelbekken van de Melsterbeek (26.000 ha) is gelegen in het oostelijk deel van de Belgische Leemstreek en behoort tot het bovenstrooms gebied van het Demerbekken (figuur 1). Het zuidelijk deel van het deelbekken wordt gekenmerkt door een golvend landschap en de aanwezigheid van (diep) ingesneden beekvalleien met een relatief groot verval, die het Haspengouwse leemplateau draineren in zuid-noord richting. Vele kleine valleitjes zijn niet permanent watervoerend en kennen alleen periodieke oppervlakkige afstroming van regenwater (zgn. droge valleien). Het land-



Figuur 2 : overzicht locatie erosiebestrijdingsmaatregelen in het deelbekken van de Melsterbeek

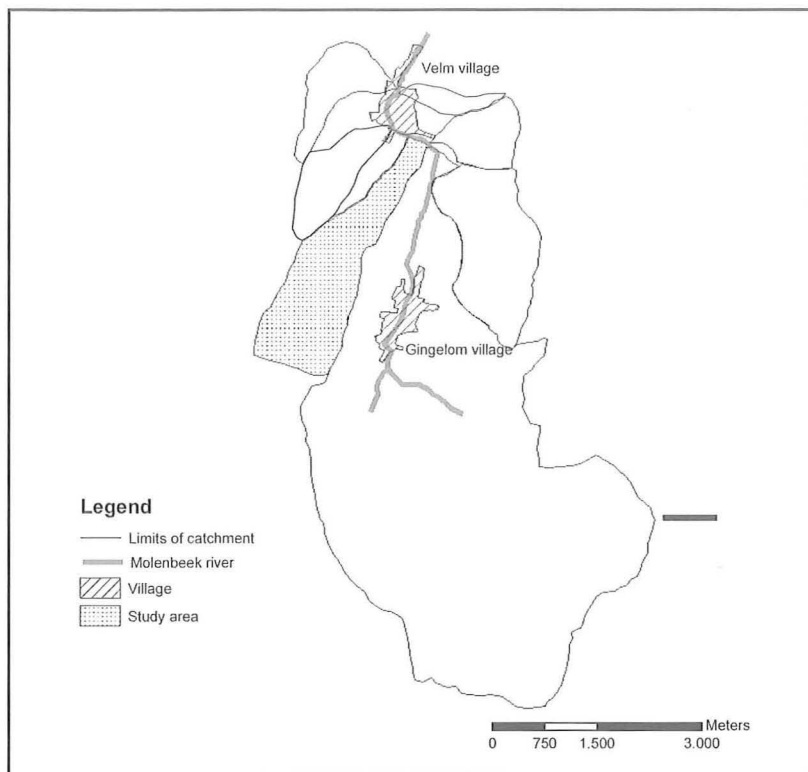


bouwareaal in het deelbekken van de Melsterbeek is vrij aanzienlijk en bedraagt ongeveer 65 % van de totale oppervlakte. Ongeveer 19 % van dit landbouwareaal wordt ingenomen door boomgaarden. Zomergewassen (o.a. bieten, aardappelen, vlas, industriële groenten) nemen gemiddeld ongeveer 45 % van het landbouwareaal in, terwijl wintergewassen (wintertarwe en -gerst) gemiddeld op ongeveer 29 % van het areaal voorkomt. Slechts 7 % van het landbouwareaal is permanent grasland. Het areaal mais in dit gebied is beperkt. Bijna het volledig landbouwgebied ten zuiden van de stadskern van Sint-Truiden heeft in de tweede helft van de 20<sup>ste</sup> eeuw een ruilverkaveling ondergaan. Een overzichtskaart met de

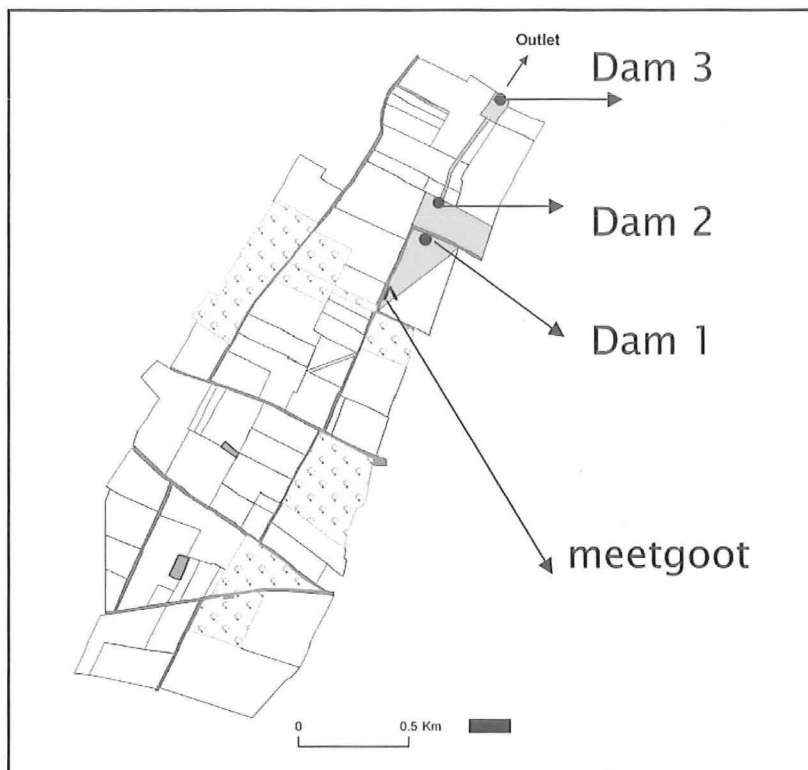
verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen in het deelbekken van de Melsterbeek is weergegeven in figuur 2.

Het stroomgebiedje van de Heulen Gracht is ongeveer 300 ha groot en is gelegen op de grens van Gingelom met Sint-Truiden (figuur 3). Dit stroomgebiedje is een typische droge vallei met een lengte van ongeveer 3.5 km, die vervolgens uitmondt in de Molenbeek, net stroomopwaarts van Velm (deelgemeente van Sint-Truiden). Het reliëf van het gebied kan het best omschreven worden als zacht golvend. Ruim 80 % van de oppervlakte in dit stroomgebiedje wordt ingenomen door akkers, de rest door laagstam planta-

Figuur 3 : Situering stroomgebied 'Heulen Gracht'



Figuur 4 : Maatregelen in het stroomgebied van de Heulen Gracht (groene zones = grasbufferzones)



ges (fruit). Het stroomgebiedje van de Heulen Gracht is een zeer belangrijke aanvoerrote voor water en modder naar de dorpskern van Velm (Vandaele et al., 2004; Evrard et al., 2007c). Om deze aanvoer te beperken werden in de Heulen Gracht 3 aarden damconstructies en ongeveer 10 ha grasstroken (zowel grasbufferstroken als grasgangen) aangelegd (figuur 4).

## Aanpak

De monitoring in het deelbekken van de Melsterbeek gebeurde a.d.h.v. terreinwaarnemingen (kwalitatieve beoordeling) en terreinmetingen (kwantitatieve beoordeling). Tijdens of vlak na hevige regenbuien werd het deelbekken van de Melsterbeek doorkruist door medewerkers van de Watering van Sint-Truiden. De werking van de ingrepen werd gedocumenteerd met foto's. Zo kon visueel worden nagegaan of de maatregel wel het verwachte effect opleverde. Het meten van het bodemverlies op de akkers en het opvangen sediment achter de damconstructies, gebeurde via vrij eenvoudige maar betrouwbare technieken (Vandaele et al., 2004). Met behulp van peillaten in de erosiepoelen bij de damconstructies was het mogelijk om de maximale waterhoogte van te meten. In combinatie met een gedetailleerde topografische opmeting van de erosiepoel, kon zodoende ook het statisch buffervolume worden berekend (voor elk afstromingsevenement). Met behulp van formules kan eveneens het uitstroomdebiet van de knelpijp bepaald worden. Sinds april 2006 is er bovendien een sediment- en waterafvoermeetinstallatie operationeel in de Heulen Gracht. De meetopstelling omvat twee delen: een meetstation net stroomopwaarts van de gerealiseerde erosiebestrijdingsingrepen, en waterpeilloggers met datallogger in de erosiepoelen bij elk van de drie damconstructies (figuur 4). In het meetstation wordt de neerslag, het afstromingsdebiet en de sedimentconcentratie gemeten. De waterpeilloggers registreren de waterhoogtes in de erosiepoelen. Op basis van de meetgegevens kunnen water- en sedimentbalansen worden opgemaakt voor het stroomgebied van de Heulen Gracht, en dit voor individuele evenementen.

## Resultaten & discussie

### Kwalitatieve beoordeling

In de periode 2002-2006 stelden enkele hevige onweersbuien de verschillende maatregelen echt op de proef. Tijdens, of vlak na, deze onweersbuien werden de maatregelen bezocht door medewerkers van de Watering van Sint-Truiden. Zo kon op het terrein worden vastgesteld of deze maatregelen het verwachte effect resorteerden. De werking werd eveneens gefotografeerd. A.d.h.v. een aantal foto's kan de werking van de maatregelen alvast kwalitatief worden beoordeeld.

Grasbufferstroken worden aangelegd dwars op de helling van een perceel. De breedte van deze stroken varieert tussen 9 en 21 m. Grasbufferstroken onderaan, of tussen, akkerpercelen, moeten het afstromend water afremmen waardoor het meer tijd krijgt om in de grond te dringen. Op die manier vermindert de erosieve kracht van het water. Bodemdeeltjes (sediment) die door het water meegevoerd worden, blijven achter in de grasstroken. Bovendien zorgen de wortels van het gras dat de bodem beter vastgehouden wordt en beter bestand is tegen erosie. Uit foto 4 en 5 blijkt

Foto 4 : Sedimentatie van geërodeerd sediment in grasbufferstrook (Gelinden, 2003)



Foto 5 : Intense sedimentatie van geërodeerd sediment in grasbufferstrook onderaan perceel (Bevingen, 2006)



alvast duidelijk dat grasbufferstroken heel wat sediment, losgemaakt door bodemerosie op het perceel zelf, kunnen opvangen. Ook worden er geen erosiekanalen waargenomen in de grasbufferstroken.

In de zones waar het afstromend water geconcentreerd afstroomt (bijv. in droge valleien), worden grasgangen of grasbanen aangelegd. Grasgangen volgen dus de stroomrichting van het water en vertragen het afstromend water, waardoor de uitschurende kracht van het afstromend water wordt gebroken. Bovendien moet de wortelmat van het gras de bodem beter vasthouden. Daarnaast moet een grasgang of grasbaan ook fungeren als sedimentvang. Hierdoor daalt het risico op ravijnvorming (d.i. diepe en brede erosiekanalen) in de droge valleien. Een grasgang is meestal 12 tot 30 m breed. De terreinwaarnemingen tonen inderdaad aan dat grasbanen in staat zijn om intense ravijnrosie te verhinderen (foto 6 & 7). Op plaatsen waar voorheen steeds erosiekanalen ontstaan, is na de aanleg van een grasbaan geen erosie meer waargenomen. En dit ondanks de soms belangrijke hoeveelheden afstromend water dat over deze grasbanen stroomt (foto 7).

Uit de observaties blijkt tevens dat de snelheid waarmee het afstromend water door de grasbaan stroomt aanzienlijk lager is dan deze in erosiekanalen. Tot slot stelden we vast dat grasbanen heel wat sediment opvangen (foto 8).

Foto 6 : Vorming van erosiekanalen in vallei van de Heulen Gracht (situatie 2001)



Foto 7 : Dezelfde locatie als foto 1, maar na aanleg van grasbaan (situatie 2006)



Foto 8 : Belangrijke sedimentatie van opwaarts geërodeerd bodemmateriaal in grasbaan (of grasgang) (Heulen Gracht, 2003)



Damconstructies met knelpijp en opvangzones (erosiepoel) zijn in de eerste plaats bedoeld voor het opvangen van modderstromen. Het meegevoerde sediment, afkomstig van hoger gelegen akkerpercelen, moet in de opvangzone bezinken. Daarnaast moeten damconstructies het afstromend water (tijdelijk) opvangen waardoor de piekafvoeren naar de lager gelegen woonkernen zullen afnemen. De terreinobservaties tonen inderdaad aan dat damconstructies ideale sedimentvangers zijn (foto 9). Daarnaast blijkt dat deze constructies ook zeer goede waterbuffers zijn (foto 10).

Samenvattend mogen we besluiten dat de verwachte effecten van de verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen wel degelijk worden waargenomen op het terrein.

Foto 9 : Aanzienlijke sedimentatie in opvangzone net stroomopwaarts van damconstructie (Heulen Gracht, 2002).



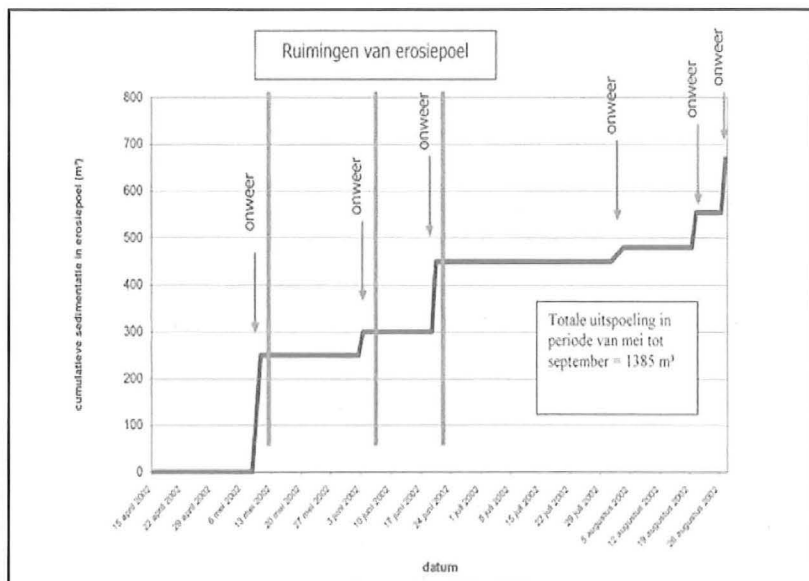
Foto 10 : Buffering van afstromend water in opvangzone net stroomopwaarts van damconstructie (Heulen Gracht, 2002).



### Kwantitatieve beoordeling

Via gedetailleerde terreinmetingen in het stroomgebied van de Heulen Gracht kon de totale bodemerosie voor 2002 worden begroot op ca. 1.300 m<sup>3</sup>. Eén aarden damconstructie, aange-

Figuur 5 : Evolutie van de sedimentatie van geërodeerd bodem-materiaal in de opvangzone net stroomopwaarts van aarden damconstructie in de Heulen Gracht voor de periode april – september 2002. De data met onweersbuien zijn aangegeven door rode pijlen, de bruine verticale lijnen geven de data aan waarop het opgevangen sediment werd geruimd. Het totale bodemverlies in het stroomgebied kon worden begroot op ongeveer 1400 m<sup>3</sup>.



legd om de water- en modderstromen naar de lager gelegen dorpskern te beperken, bleek in staat om 40-50 % van het geërodeerde sediment op te vangen (figuur 5). Deze resultaten tonen aan dat een aarden damconstructie in de vallei van een landelijk stroomgebied de sediment-uitvoer met ongeveer 50 % kan reduceren (Vandaele et al., 2004). M.a.w. beduidend minder sediment (modder) komt in de woonkernen en waterlopen terecht. Een aarden damconstructie biedt wel geen oplossing voor de hoge bodemverliezen op de akkers. Hiervoor zijn maatregelen op het veld belangrijk zoals de inzaai van groenbedekkers of niet-kerend bewerken van de akkers.

Damconstructies met knelpijp en opvangzones doen eveneens dienst als tijdelijke buffer voor het teveel aan afstromend water. Deze buffers treden in werking wanneer er meer water afstroomt dan dat de knelpijp in de dam kan verwerken. Hoe heviger en langer de bui, hoe meer afstromend water, en hoe hoger de vulhoogte zal zijn. Via peillatten in de erosiepoelen kon de vulhoogte en het gebufferd volume worden opgevolgd voor de periode 2002-2006. De metingen bevestigen onze terreinobservaties, damconstructies zijn in staat om heel wat afstromend water op te vangen. De kleine damconstructie op foto 11 is 0.6 m hoog en heeft bij volledige vulling een statische buffercapaciteit van ongeveer 500 m<sup>3</sup>. Deze ingreep heeft reeds meerdere malen water- en modderstromen moeten opvangen (figuur 6). Als gevolg hiervan zijn de achtergelegen huizen de voorbije jaren minstens 2 keer gespaard gebleven van water- en modderoverlast (foto 12).

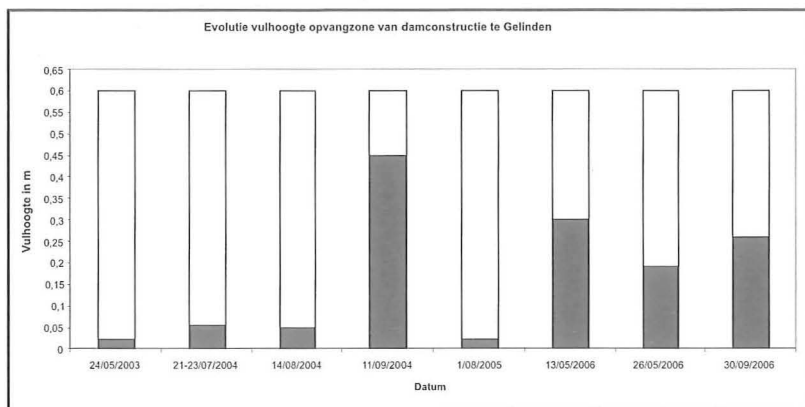
Foto 11 : Aanleg van aarden damconstructie met knelpijp en opvangzone moet woningen in Ovelingenstraat vrijwaren van modderstromen (toestand 2005)



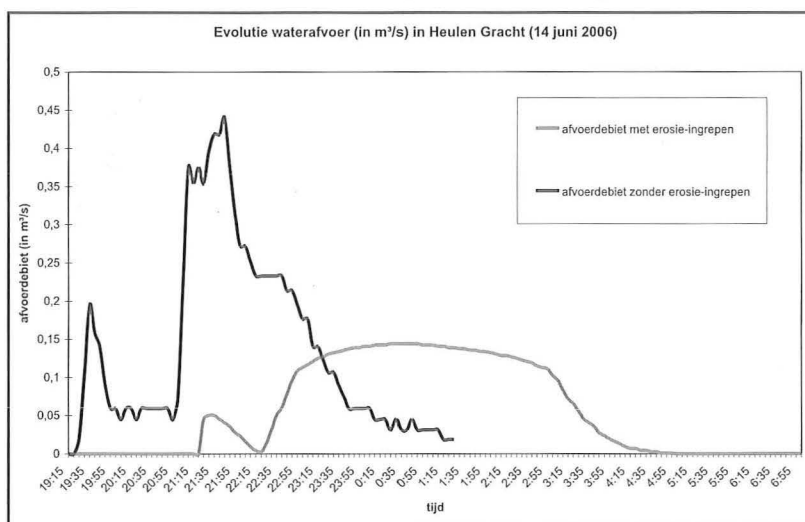
Foto 12 : Modderstromen bedreigen woningen in de Ovelingenstraat te Gelinden (toestand 2001)



Figuur 6 : Evolutie van de vulhoogte van de opvangzone net stroomopwaarts van damconstructie (Ovelingenstraat te Gelinden). Maximale vulling komt overeen met een buffercapaciteit van ongeveer 500 m<sup>3</sup>.



Figuur 7 : Evolutie van de (gemeten) waterafvoer in de Heulen Gracht tijdens het onweer van 14 juni 2006.



Sinds de ingebruikname van de meetinstallatie, in april 2006, zijn er in de Heulen Gracht al ruim 20 'afstromingsevenementen' gedocumenteerd. Tijdens die afvoerperiodes varieerde de wateraanvoer aan de meetgoot tussen 18 en 5.000 m<sup>3</sup>. Tijdens een onweer op 14 juni 2006 werd in de meetgoot (stroomopwaarts van erosiebestrijdingsmaatregelen) een afvoerdebit van

0.45 m<sup>3</sup>/s gemeten, terwijl het maximale afvoerdebit aan de uitlaat van het stroomgebiedje (afwaarts erosiebestrijdingsmaatregelen) slechts 0.15 m<sup>3</sup>/s bedroeg (figuur 7).

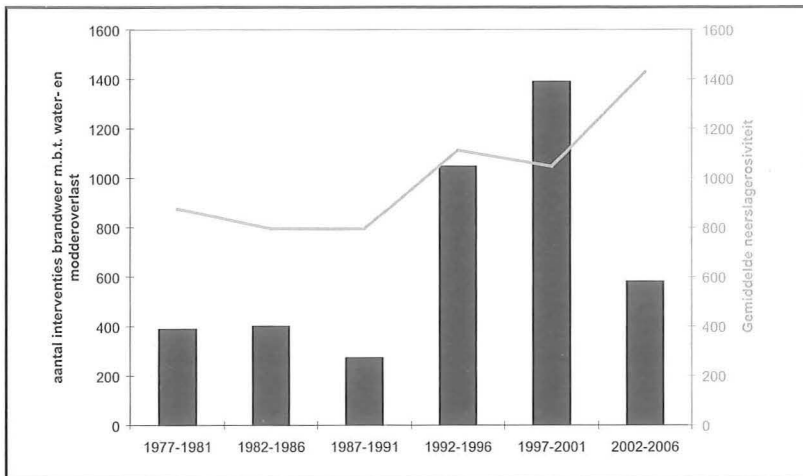
Heel wat afstromend water werd dus tijdelijk gebufferd achter de damconstructies, wat resulteerde in een belangrijke reductie (min 65 %) van de piekafvoer naar Velm (Evrard et al., 2007a). Terreinmetingen in de Heulen Gracht tonen aan dat gemiddeld 75 % van het jaarlijks bodemverlies te wijten is aan erosiekanalen die elk jaar op dezelfde locaties worden gevormd (tijdelijke ravijn-erosie). Op basis van terreinmetingen en informatie van luchtfoto's kon het gemiddeld jaarlijks bodemverlies door tijdelijke ravijn-erosie in de Heulen Gracht worden begroot op ongeveer 500 m<sup>3</sup> (of ongeveer 650 ton). Door in 2003 een groot deel van deze locaties onder gras te leggen (zgn. grasgang of grasbaan), zijn er sindsdien geen erosiekanalen (tijdelijke ravijnen) meer waargenomen. Sedimentconcentraties in het afstromend water aan de uitlaat van het stroomgebied waren gemiddeld 10 keer kleiner dan deze aan de meetgoot. Het totale sedimenttransport in de periode april – december 2006 kon worden begroot op ongeveer 70 m<sup>3</sup> (of 90 ton). Dit is beduidend minder dan de bodemverliezen die in de periode vóór 2003 in dit gebied zijn opgemeten. Dit betekent dat de aanleg van graszones op strategische plaatsen in de landschap (bijv. op plaatsen waar veel afstromend water samenkomt) zeer doeltreffend zijn in de strijd tegen bodemerosie. De voorbije jaren stelden enkele hevige onweersbuien (tabel 1) de maatregelen echt op de proef. Waar enkele jaren geleden bij dergelijke buien de alarmbel klonk, was nu amper een spoor van water- en modderoverlast in de dorpen te bespeuren. Uit tabel 1 blijkt bovendien dat de regenbuien na de start van het monitoringsprogramma even hevig waren als voor de aanleg van de erosiebestrijdingsmaatregelen. De talrijke erosiebestrijdingsmaatregelen in het deelbekken van de Melsterbeek hebben er finaal voor gezorgd dat de problemen met water- en modderoverlast in de stroomafwaarts gelegen woonkernen sedert 2003 sterk zijn afgenomen (figuur 8). Deze afname is niet te wijten aan het uitblijven van hevige regenbuien (Evrard et al., 2007b).

Tabel 1 : Karakteristieken van enkele hevige neerslagbuien te Velm voor de periode 2000-2007.

Datum	Neerslaghoeveelheid (in mm)	Duur van bui (minuten)
8 mei 2000*	50	60
9 mei 2000*	20	60
20 juni 2002*	25	60
3 augustus 2002*	25	30
27 augustus 2002*	70	85
21 juli 2004	21	12
1 juli 2005	18	45
14 juni 2006	25	60
11 juni 2007	43	60

\* : neerslagbuien vóór aanleg erosiebestrijdende maatregelen

Figuur 8 : Evolutie van het aantal brandweerinterventies m.b.t. water- en modderoverlast en gemiddelde jaarlijkse neerslag-erosiviteit (te Ukkel) (bron: brandweer van Sint-Truiden, KMI en eigen berekeningen)



### Conclusie

De resultaten van de monitoring tonen duidelijk aan dat de aanleg van graszones en/of aarden damconstructies op strategische plaatsen in het landbouwgebied, kan leiden tot een zeer sterke afname van de aanvoer van geërodeerd sediment naar woonkernen en waterlopen. Graszones en damconstructies zijn bovendien ideale slibvangen. In gebieden met frequente ravijnvorming in de droge valleities, kan de aanleg van een grasgang of -baan het bodemverlies met liefst 75 % reduceren. Metingen tonen bovendien aan dat piekafvoeren van afstromend water uit kleine stroomgebiedjes met 60 % worden gereduceerd. Uit neerslaggegevens blijkt tevens dat de regenbuien tijdens de monitoringsperiode even hevig waren als ervoor. De waargenomen effecten zijn dus niet te wijten aan het uitblijven van hevige regenbuien ! De aanleg van talrijke grasbufferstroken, grasgangen en damconstructies in het deelbekken van de Melsterbeek heeft er voor gezorgd dat het bodemverlies, de water- en modderoverlast in de dorpen en de sedimentaanvoer naar de waterlopen, sterk zijn afgenomen. Investeren in erosiebestrijding, het werkt !

De metingen verschaffen niet alleen informatie over de doeltreffendheid van de geleverde inspanningen, maar laten ook toe om onze aanpak van erosiebestrijding, waar nodig, bij te sturen en onze ingrepen te verbeteren. Een volgende stap is het gebruik van de gegevens als input voor de calibratie en validatie van bestaande afstromings- en erosie-modellen. Dit zou finaal moeten resulteren in betrouwbare computersimulaties van de effecten van verschillende scenario's van erosiebestrijding (op (deel)bekkenniveau) en zou ons tevens moeten helpen bij het selecteren van de meest optimale locaties voor erosiebestrijdingsmaatregelen.

### Referenties

Evrard, O., Persoons, E., Vandaele, K., van Wesemael, B., (2007a). Effectiveness of erosion

mitigation measures to prevent muddy floods : a case study in the Belgian Loam belt, Agriculture, Ecosystems and Environment, nr. 118, 149-158.

Evrard, O., Biielders, Ch., Vandaele, K., van Wesemael, B., (2007b). Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures, Catena, nr. 70, 443-454.

Evrard, O., Vandaele, K., Biielders, Ch., van Wesemael, B., (2007c). Seasonal evolution of runoff generation on agricultural land in the Belgian loess belt and implications for muddy flood triggering. Earth Surface Processes and Landforms. In druk.

Gillijns, G., Verbist, K., Govers, G., Verstraeten, G., Gabriels, D., 2005. Reductieplan. [http://www.mina.be/uploads/artikel\\_katleen\\_gillijns2.pdf](http://www.mina.be/uploads/artikel_katleen_gillijns2.pdf)

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, (2002), Wegwijzer doorheen het erosiebesluit – subsidies voor plannen en werken, Brochure, 17 pag.

Vandaele, K., Librecht, I., Neven, H., Swerts, M., Vandekerckhove, L., (2000), Werk maken van erosiebestrijding, Brochure van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 33 pag.

Vandaele, K., Priemen, P., Lammens, J., van Wesemael, B., Swerts, M., (2004). Beperken van water- en modderoverlast door aanleg van kleine dammen in landbouwgebied, case-studie te Sint-Truiden, Tijdschrift Water, maart-april, 9 pag.

Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G., (2007). The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure ? Hydrological Processes, in druk.

K. Vandaele, Watering van Sint-Truiden / Samenwerking Land & Water, Minderbroedersstraat 16, B-3800 Sint-Truiden, tel. 011/68.36.62

O. Evrard, Université Catholique de Louvain, departement Geografie

M. Swerts, Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

J. Lammens, Watering van Sint-Truiden

P. Priemen, Watering van Sint-Truiden

B. van Wesemael, Université Catholique de Louvain, departement Geografie

M. De Vrieze, Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

# Sedimenttransport meten in onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen

Het sedimentmeetnet van de afdeling Water (VMM) bestaat uit 18 meetstations in het hellend gebied van Vlaanderen. De resultaten worden gegeven van de 8 meetstations die reeds 4 jaar continu de sedimentexport uit stroomgebieden met oppervlakten tussen ca. 200 en 5000 ha in het Bovenscheldebekken bemeten.

Het gebruik van turbiditeitsensoren om de sedimentconcentratie van de waterloop te meten wordt geëvalueerd. De goede werking van de sensoren hangt af van het uitschakelen van storende elementen voor de metingen en het bemonsteren van voldoende hoogwatererevents tijdens de calibratieperiode. Eenmaal voldoende gecalibreerd, kunnen de sensoren met grote nauwkeurigheid sedimentconcentraties en sedimentvrachten meten.

De gemiddelde jaarlijkse sedimentvracht voor de laatste 4 jaar van de bemeten stroomgebieden in het Bovenscheldebekken varieert van 1,5 tot 4,7 ton.(ha.j)-1. Er is daarbij geen afname van de specifieke sedimentvracht met toenemende stroomgebiedsoppervlakte. Door het grote verhang van de Maarkebeek is er weinig sedimentstockage in de rivierbedding. Extreme zomerevents geven de grootste sedimentvrachten per event, maar winterstormen met kleinere sedimentvrachten komen meer voor. Gemiddeld genomen over de periode 2003-2006 hebben zomer- en winterstormen ongeveer een even groot aandeel in de totale sedimentexport. Het is dan ook belangrijk langere tijdreeksen te hebben, zodat niet alleen jaren met of zonder extreme stormen worden bemeten.

## 1. Inleiding

Door het toenemend belang van de slibproblematiek is de toenmalige afdeling Water van AMINAL, nu de afdeling Water van VMM, begonnen met de uitbouw van een sedimentmeetnet in het zuidelijk (hellend) deel van Vlaanderen. Met dit sedimentmeetnet wenst men meer zicht te krijgen op de hoeveelheid erosie, op het aandeel van het geërodeerd materiaal dat de waterlopen bereikt en op de processen die hierin een rol spelen.

Het ontbreken van meetgegevens over sedimentbewegingen is de rechtstreekse aanleiding voor de uitbouw van het sedimentmeetnet. Het inschatten van sedimentatie in wachtbekkens of het begroten van erosiewerende maatregelen dient gefundeerd te worden door langere tijdreeksen van sedimentdebieten. Deze debieten kunnen vervolgens als input dienen voor modellen voor de begroting van sedimentexporten in een willekeurig stroomgebied. De verkregen inzichten in sedimenttransport moeten tevens bijdragen tot de evaluatie van erosiewerende maatregelen op het veld en uiteindelijk resulteren in een vermindering van de kosten voor de ruiming van slib in waterlopen.

## 2. Overzicht sedimentmeetnet VMM, afdeling Water

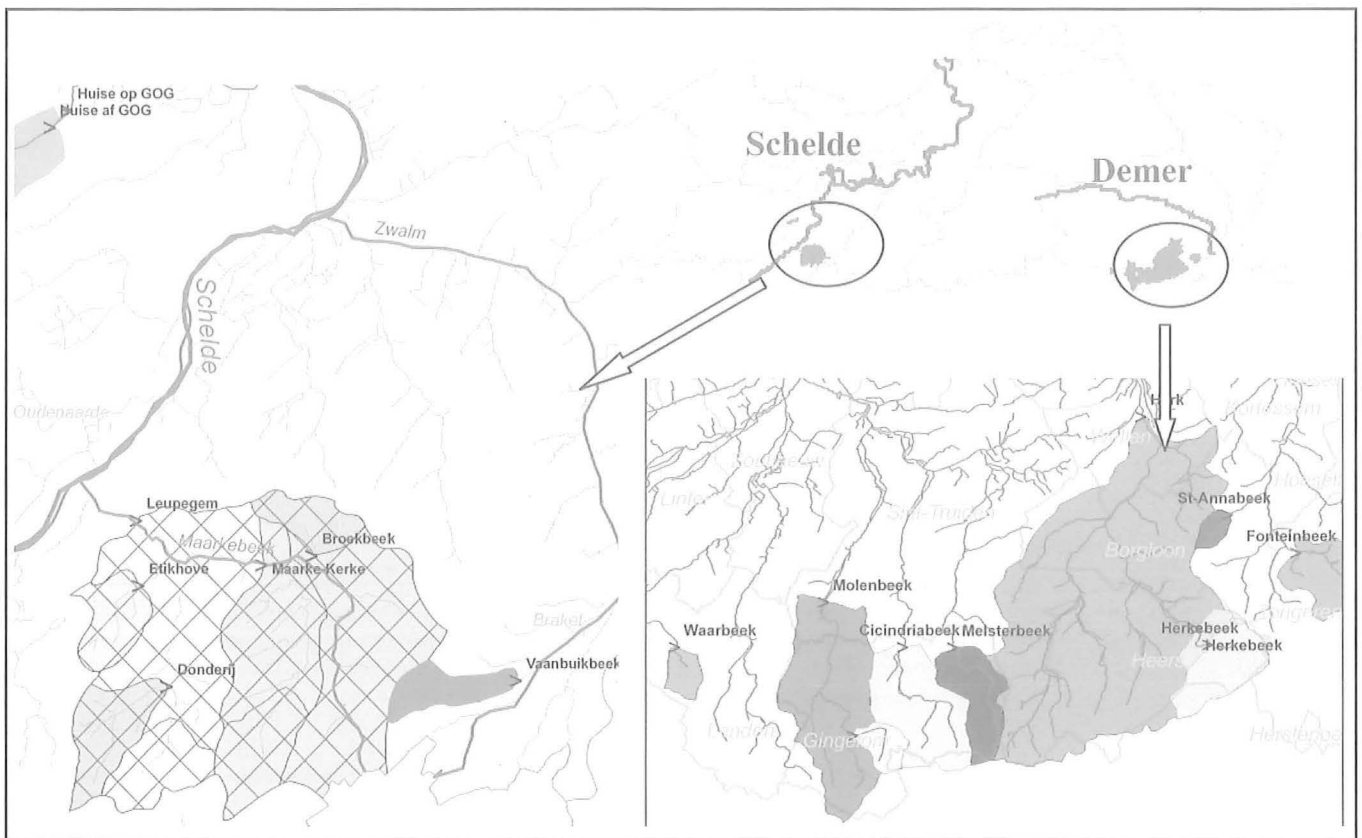
### a. Situering

Het sedimentmeetnet van de afdeling Water (VMM) bestaat uit 18 meetstations in het zuidelijk deel van Vlaanderen (fig 1). Elke 15 minuten zijn

meetwaarden beschikbaar van het sedimentdebiet in de waterloop die het stroomgebied draineert. Het sedimentdebiet van een waterloop is de hoeveelheid sediment die per tijdseenheid door de waterloop wordt getransporteerd. Sinds 2002/2003 worden 8 stroomgebieden met stroomgebiedsoppervlakten tussen ca. 200 en 5000 ha continu bemeten in het Bovenscheldebekken. Vijf meetstations zijn gesitueerd in het stroomgebied van de Maarkebeek, 1 station bemeten een bovenloop van de Zwalm en 2 stations bemeten de Plankbeek op- en afwaarts een GOG (Gecontroleerd OversromingsGebied). In de loop van 2005/2006 zijn 10 stations operationeel geworden in de zuidelijke bovenlopen van het Demerbekken, met stroomgebiedsoppervlakten tussen 200 en 10 000 ha. Een overzicht van de ligging van de stations in Vlaanderen is in fig 1 weergegeven. Bij de selectie van de stroomgebieden werd binnen eenzelfde hydrologische regio gestreefd naar een zo groot mogelijke verscheidenheid in stroomgebiedsoppervlaktes en stroomgebiedskennmerken.

De bemeten stroomgebieden zowel in het Bovenscheldebekken als in het zuidelijk Demerbekken bestaan grotendeels uit leembodems (bodemtypes A of L). De gemiddelde korreldiameter van het sediment ligt tussen 10 en 30  $\mu\text{m}$ .

Fig 1. Situering van de sedimentstations in Vlaanderen. De stations zijn genoemd naar ofwel de naam van de bemeten waterloop ofwel de naam van de gemeente waarin het meetstation is gelegen. De stroomgebieden van de meeste stations zijn ingekleurd, het stroomgebied van het station 'Leupegem' in het Bovenscheldebekken is gearceerd



### b. Meetmethode

Het sedimentdebiet van een waterloop wordt verkregen door gemeten waterdebieten en sedimentconcentraties met elkaar te vermenigvuldigen. De sedimentvrucht van een waterloop is de som van het sedimentdebiet over een bepaalde tijdsperiode. Het waterdebiet wordt gemeten met een peilmeter in combinatie met ofwel een meetgoot ofwel een meetkanaal met snelheidsmeter. Twee voorbeelden van sedimentmeetstations zijn in fig 2 weergegeven.

De sedimentconcentratie van de waterloop wordt indirect gemeten door een turbiditeitsensor, die de relatieve helderheid van het water meet. Dit is mogelijk omdat het sedimenttransport in de bemeten stroomgebieden hoofdzakelijk bestaat uit suspensietransport van lemig bodemmateriaal. De turbiditeit is een indirecte maat voor sedimentconcentratie: naast de concentratie van het sediment is de turbiditeit van het water eveneens afhankelijk van andere parameters van het sediment zoals de korrelgrootte, de kleur, het gehalte aan organisch materiaal, ea. Om de sedimentconcentratie uit de turbiditeit te kunnen afleiden, moet dan ook per meetlocatie de relatie tussen sedimentconcentraties en turbiditeiten bepaald worden. Dit gebeurt door de sedimentconcentraties afkomstig van geautomatiseerde staalnames (staal wordt genomen in functie van veranderend waterpeil of turbiditeit) te vergelijken met turbiditeiten op het moment van iedere staalname.

Het regressieverband tussen sedimentconcentratie en turbiditeit is dan de calibratiecurve van de sensor. Een voorbeeld van een dergelijke calibratiecurve wordt in fig 3 weergegeven voor het station 'Huisse opwaarts GOG'. De staalnameplaats wordt zodanig gekozen dat er geen concentratiegradiënt in het dwarsprofiel aanwezig is, bvb na een intense menging afwaarts een bodemval (fig 2).

Het voordeel van het gebruik van de turbiditeitsensor is dat ze continu meten. In kleine hellende stroomgebieden kan de sedimentconcentratie zeer snel veranderen, waardoor zelfs met frequente staalnames belangrijke concentratiewijzigingen worden gemist. In het sedimentmeetnet meten de turbiditeitsensoren elke 15 minuten.

Er wordt gebruik gemaakt van verschillende types optische turbiditeitsensoren, afhankelijk van de maximum sedimentconcentratie die in de waterloop voorkomt. Bij een overwogen plaatsing van de sensor is de puntmeting representatief voor het volledige dwarsprofiel. Storende elementen voor de turbiditeitsmetingen worden uitgeschakeld. Zo worden luchtbellen in de waterkolom vermeden door de sensor te plaatsen in weinig turbulent water, bedekking van de sensor door debris wordt vermeden door het plaatsen van een afschermkap (fig 2), fouling van de sensor door algae wordt vermeden door uurlijkse reiniging met perslucht.



Fig 2. Twee voorbeelden van sedimentstations. Links het station op de Vaanbuikbeek in het Bovenscheldebekken (zicht naar opwaarts tijdens laagwater), rechts het station op de Herk te Wellen in het zuidelijk Demerbekken (zicht naar opwaarts tijdens hoogwater)

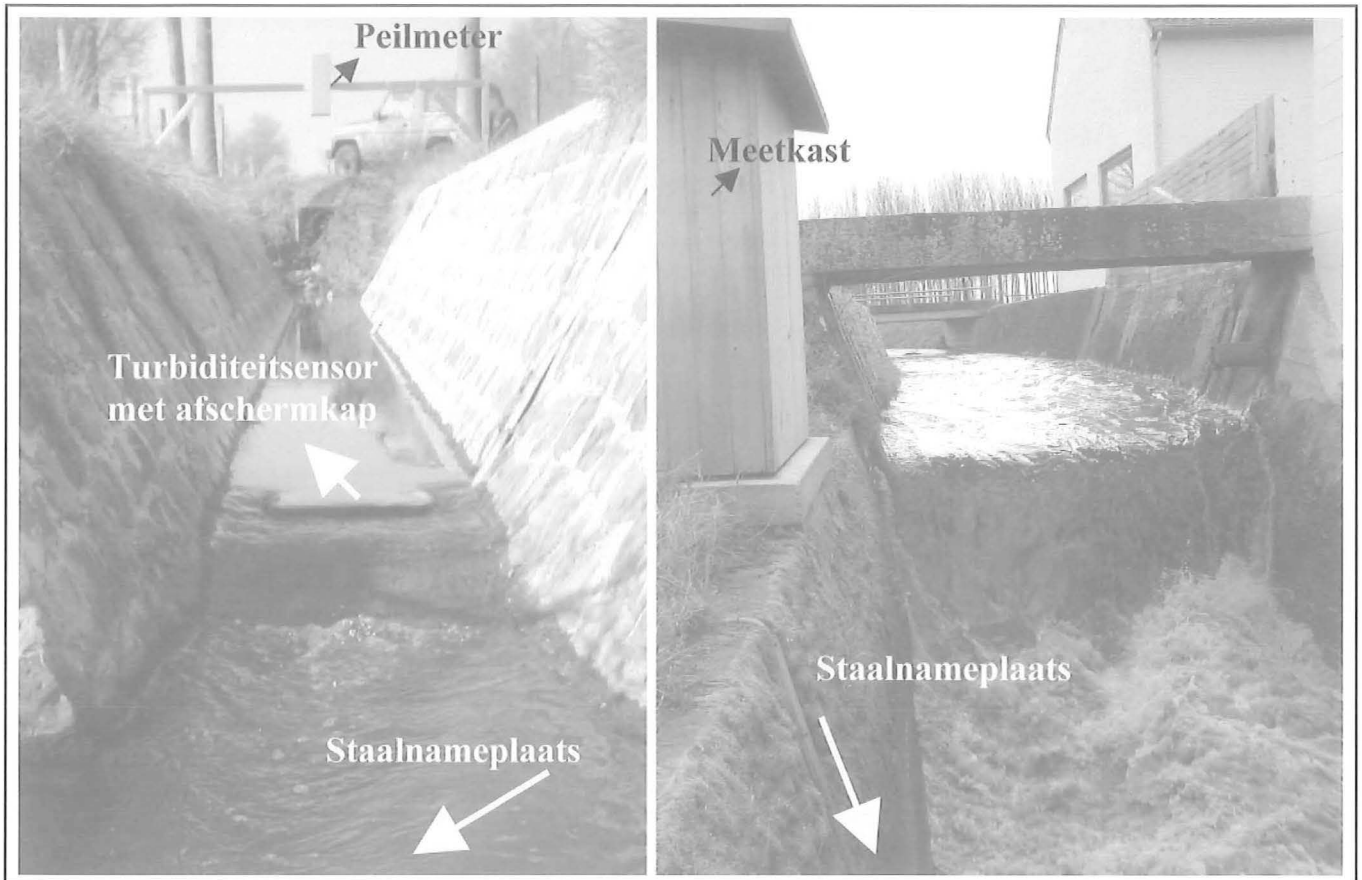
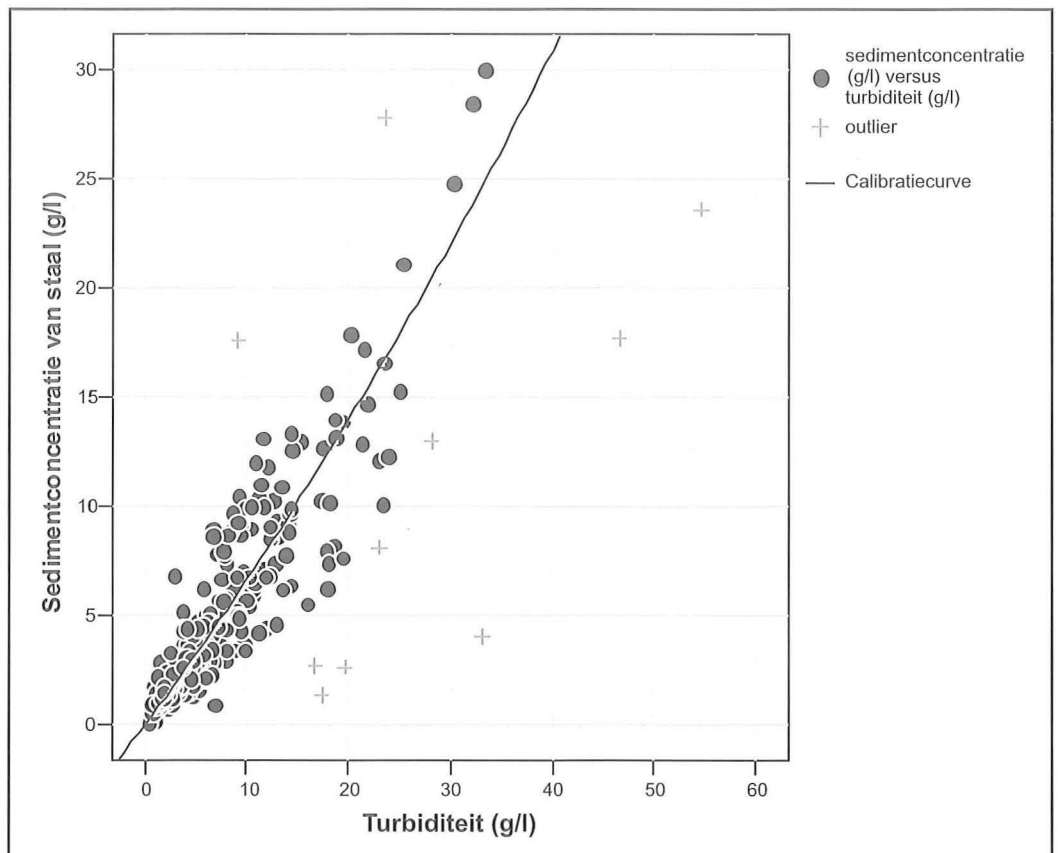


Fig 3. Puntenkoppels en calibratiecurve 'sedimentconcentratie-turbiditeit' voor de huidige sensorconfiguratie van het station 'Huisse opwaarts GOG'. De puntenkoppels aangeduid door kruisjes werden via regressietechnieken verwijderd ('outliers').



### 3. Resultaten

Enkel de resultaten van de stations in het Bovenscheldebekken worden besproken. De beperkte meetperiode en het ontbreken van hoogwater-events laten nog geen uitspraken toe voor het zuidelijk Demerbekken.

#### a. Calibratiecurves turbiditeitsensoren

Voor alle stations is de meetperiode minstens 4 jaar (tabel 1). Er gebeurden in die periode voor elk station honderden staalnames, die gebruikt werden ter calibratie van de turbiditeitsensor. Tijdens de meetperiode gebeurden verschillende wijzigingen aan de meetopstelling of sensorconfiguratie. De datum van de laatste wijziging van de sensorconfiguratie is in tabel 1 weergegeven. Voor elke sensorconfiguratie moet een aparte calibratiecurve opgesteld worden, aangezien de turbiditeiten voor eenzelfde sedimentconcentratie veranderen. Voor de calibratie van de sensor met de huidige sensorconfiguratie kunnen enkel de stalen gebruikt worden die genomen zijn sinds de laatste configuratiewijziging. Voor het station 'Broekbeek' zijn zo 84 stalen genomen sinds de laatste wijziging van de sensorconfiguratie in maart 2005. Met die 84 stalen is een calibratiecurve opgesteld met een RMSE of gemiddelde fout van 2,02 g/l. Deze curve is geldig voor de omzetting van turbiditeiten naar sedimentconcentratie vanaf maart 2005.

De calibratie van de turbiditeitsensoren steunt op minstens 84 ijkingskoppels 'staalconcentratie-turbiditeit'. Een eenvoudige lineaire regressie werd toegepast op deze ijkingskoppels. Extra hydrogramkenmerken zoals waterpeil of seizoen werden niet in de regressie betrokken. De maximum bemeten sedimentconcentratie is in elk station groter dan 25 g/l, in een aantal stations zelfs meer

dan 100 g/l. De RMSE van de calibratiecurve bedraagt maximaal 3.7 g/l. Een voorbeeld van een dergelijke calibratiecurve voor het station 'Huisse opwaarts GOG' wordt in fig 3 weergegeven. Via regressietechnieken zijn een aantal calibratiekoppels niet weerhouden bij het opstellen van de calibratiecurve, deze 'outliers' worden in de figuur door kruisjes aangeduid.

#### b. Accuraatheid turbiditeitsensoren

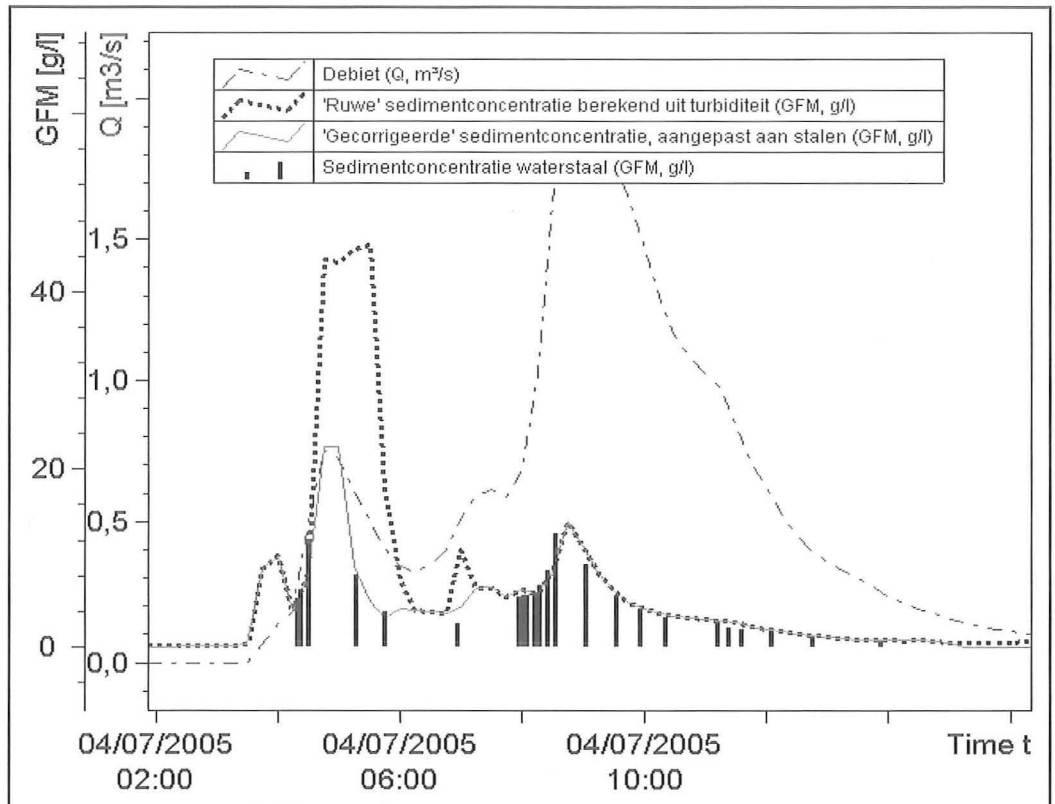
Door turbiditeiten om te zetten met de calibratiecurve van de sensor, worden 'ruwe' sedimentconcentraties bekomen. De 'best beschikbare' sedimentconcentraties worden bekomen door de 'ruwe' sedimentconcentraties te corrigeren indien deze teveel afwijken van de staalnameconcentraties (fig 4). Door de grote hoeveelheid stalen tijdens praktisch alle hoogwater-events kan ervan uitgegaan worden dat de 'best beschikbare' sedimentconcentraties zeer betrouwbaar zijn.

Het doel van het gebruik van de turbiditeitsensoren is, éénmaal deze voldoende zijn gecalibreerd, de frequente en intensieve waterstaalnames bij hoogwater-events te kunnen stoppen. Belangrijk is te weten wanneer een sensor 'voldoende' is gecalibreerd. Wat bepalend is voor een geslaagde calibratie, is dat er voldoende stalen genomen zijn voor het volledige bereik van turbiditeiten. Voor de maximum turbiditeiten, die enkel voorkomen bij de grootste stormen ('storm' in de zin van neerslagevenement), is staalname het moeilijkst. Uit fig 3 kan afgeleid worden dat er voor het station 'Huisse opwaarts GOG' veel monsters zijn genomen tot turbiditeiten van ongeveer 20 g/l, maar dat stalen bij grotere turbiditeiten zeldzaam zijn.

Tabel 1. Meetperiode, aantal stalen en calibratiegegevens van de turbiditeitsensoren voor de verschillende stations in het Bovenscheldebekken

Station	Start metingen	Totaal aantal stalen	Laatste wijziging sensor-configuratie	Aantal stalen sinds laatste wijziging sensor-configuratie	RMSE calibratiecurve (g/l)	Maximale concentratie (g/l)
Broekbeek	07/2002	348	03/2005	84	2,02	27
Etikhove	07/2002	791	08/2005	143	0,73	85
Donderij	10/2002	484	07/2005	189	1,09	46
Maarke-Kerkem	01/2003	422	01/2003	365	1,52	68
Leupegem	11/2002	383	08/2004	124	1,43	29
Huisse opwaarts GOG	06/2002	595	12/2004	244	1,97	58
Huisse afwaarts GOG	06/2002	411	12/2004	103	1,08	122
Vaanbuik-beek	12/2002	405	12/2004	114	3,70	111

Fig 4. Correctie van 'ruwe' sedimentconcentratie (turbiditeitsmeting omgezet met calibratiecurve) voor het hoogwaterevent van 4/7/2005 voor het meetstation 'Huise opwaarts GOG'. Tussen 4h en 6h is er een groot verschil tussen ruwe sedimentconcentratie en staalnameconcentratie, mogelijk door verstoring van de turbiditeitsensor door vuil in de waterloop. Voor de berekening van 'best beschikbare' sedimentconcentraties werden de ruwe sedimentconcentraties tussen 4h en 6h herschaald tot dat betere overeenkomst met staalnameconcentraties werd verkregen.



Eenmaal stalen zijn genomen voor het volledige turbiditeitsbereik, kan aan de hand van regressietechnieken de calibratiecurve worden opgesteld (fig 3). De kwaliteit van de regressie en bijgevolg de mate van calibratie van de sensor kan geëvalueerd worden aan de hand van statistische parameters zoals RMSE, breedte van het betrouwbaarheidsinterval, ....

Daarnaast moet de calibratie van de sensor ook geëvalueerd worden door na te gaan hoe nauwkeurig de sedimentvracht wordt gemeten met behulp van de sensor. De sedimentvracht wordt immers niet alleen bepaald door de sedimentconcentratie, maar ook door het debiet van de waterloop. Om dit na te gaan, worden de ongecorrigeerde of ruwe sedimentvrachten (d.i. ruwe sedimentconcentraties vermenigvuldigd met debieten) vergeleken met de 'best beschikbare' sedimentvrachten (d.i. 'best beschikbare' sedimentconcentraties vermenigvuldigd met debieten) voor eenzelfde periode. De afwijking tussen beide sedimentvrachten moet zo klein mogelijk zijn. Deze berekening gebeurde voor de periode vanaf de laatste wijziging aan de sensorconfiguratie (tabel 1). In fig 5 wordt de afwijking van de ruwe sedimentvracht ten opzichte van de 'best beschikbare' sedimentvracht weergegeven ('best beschikbare' sedimentvracht = 100%). De afwijking bedraagt maximaal 22% voor het station 'Vaanbuikbeek'.

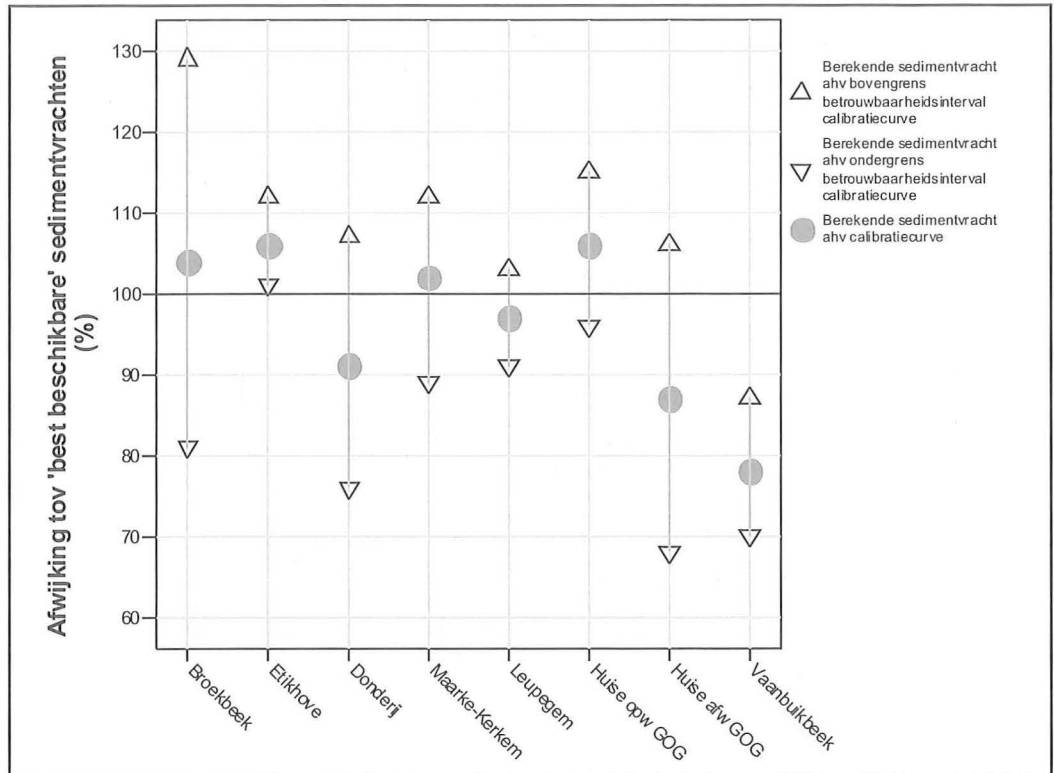
De sedimentvracht werd eveneens berekend met boven- en ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de calibratiecurve (fig 5). Men bekomt aldus een betrouwbaarheidsinterval van de ruwe sedimentvrachten. De grootte van dit interval geeft de mogelijke fout op de sedimentvracht aan bij het gebruik van de calibratiecurve.

Uit vergelijking tussen ruwe en 'best beschikbare' sedimentvrachten kunnen 2 extra criteria afgeleid worden om na te gaan in hoeverre de calibratie van de sensoren voldoet: het verschil tussen de ruwe sedimentvrachten en de 'best beschikbare' sedimentvrachten en de grootte van het betrouwbaarheidsinterval van de ruwe sedimentvracht.

Bij 6 van de 8 stations is de verbetering van de 'ruwe' sedimentvrachten naar de 'best beschikbare' vrachten marginaal (verschil kleiner dan 10%). De turbiditeitsensor is dus voor de meeste stations in staat om met grote nauwkeurigheid de sedimentvrachten te voorspellen. Deze nauwkeurigheid geldt enkel voor schattingen van sedimentvrachten van langere periodes. Door de calibratiecurve van de turbiditeitsmeter te gebruiken wordt de spreiding in sedimentconcentratie voor eenzelfde turbiditeit immers uitgemiddeld. Bij schatting van sedimentvrachten voor aparte stormen kan de fout veel groter dan 10% zijn.

Voor vier van de 6 hierboven vermelde stations is het 95% betrouwbaarheidsinterval van de ruwe sedimentvracht opvallend smal nl. kleiner dan

Fig 5. Vergelijking van ruwe sedimentvrachten en sedimentvrachten bekomen door toepassing van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de calibratiecurve met 'best beschikbare' sedimentvrachten ('best beschikbare' sedimentvrachten = 100%)



15%. Voor deze 4 stations kan de staalname beperkt worden tot controlestalen. Controlestalen moeten wijzigingen in sedimentkenmerken of sensorinstellingen (bv drift van meetsignaal door veroudering toestel) aantonen. Indien de calibratiecurve significant verschilt bij het in rekening brengen van de controlestalen, kan de calibratiecurve aangepast worden. Als frequentie van controlestaalname kan bv. bemonsteren van 1 storm per seizoen én alle extreme stormen gekozen worden.

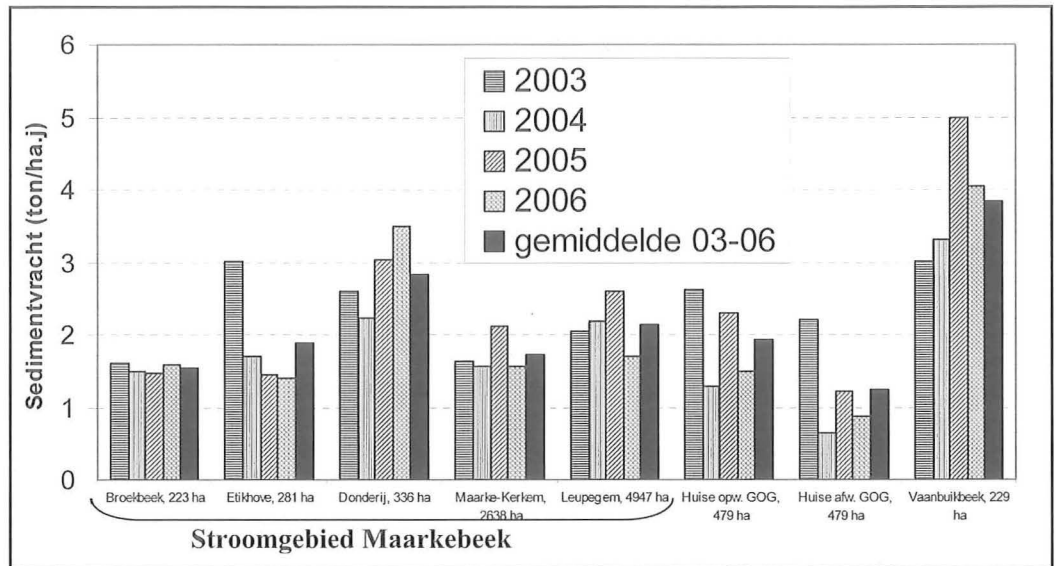
Voor het station 'Vaanbuikbeek' is het 95% betrouwbaarheidsinterval kleiner dan 15%, maar onderschat de ruwe sedimentvracht de 'best beschikbare' sedimentvracht met ruim 20%. Dit is wellicht te wijten aan een onderschatting door de calibratiecurve van de sedimentconcentratie van enkele grote stormen. Extra stalen bij hoogwatercondities zijn noodzakelijk voor dit station. Enkele stations hebben een groot betrouwbaarheidsinterval van sedimentvrachten: Broekbeek, Donderij, Huise afwaarts GOG. Ook voor deze stations kunnen de staalnames nog niet gereduceerd worden tot controlestalen.

### c. Overzicht sedimentvrachten

Een overzicht van de sedimentvrachten (per oppervlakte-eenheid van stroomgebied) van de laatste 4 jaar wordt voor de verschillende stations in fig 6 weergegeven. In tabel 2 staat naast de gemiddelde specifieke sedimentvracht (d.i. sedimentvracht per oppervlakte-eenheid van stroomgebied) van de periode 2003-2006 tevens het aandeel

van de sedimentvracht van het zomerseizoen (april tot en met september) gegeven ten opzichte van de sedimentvracht van het volledige jaar, en dit zowel als gemiddelde van de laatste 4 jaar als van een jaar met extreme zomerstormen nl 2005. Ook de 'top-3' van stormen van de afgelopen 4 jaar wordt in de tabel weergegeven, met het aandeel van de gecumuleerde sedimentvracht van de storm in de jaarlijkse sedimentvracht van het jaar waarin de storm zich voordoet.

Fig 6. Overzicht van de specifieke sedimentvrachten ( $\text{ton} \cdot (\text{ha} \cdot \text{j})^{-1}$ ) van de laatste 4 jaar voor de verschillende sedimentstations in het Bovenscheldebekken. Vijf van deze sedimentstations liggen in het stroomgebied van de Maarkebeek



Gesteld dat de bemeeten periode representatief is voor de lange-termijnswaarden, kunnen volgende bevindingen uit de analyse van sedimentvrachten van 2003 tot en met 2006 worden gehaald:

- Er zijn sterke verschillen in specifieke sediment-export tussen de stroomgebieden. Deze verschillen zijn deels te verklaren door stroomgebiedskennmerken zoals hellingsgraad, bodemtypes, bodemgebruik,.... Zo hebben de stroom-

gebieden met de grootste specifieke sediment-export (nl. de stations Donderij en Vaanbuikbeek) ook de grootste gemiddelde helling van het stroomgebied. De relatie tussen sediment-export en stroomgebiedskennmerken moet nog meer in detail worden onderzocht.

- Het is opvallend hoe de bemeeten stroomgebieden onafhankelijk van elkaar reageren voor de hoogste sedimentgolven, ondanks hun geo-

Tabel 2. Gemiddelde specifieke sedimentvrachten voor de periode 2003-2006 ( $\text{ton} \cdot (\text{ha} \cdot \text{j})^{-1}$ ), aandeel sedimentvracht van het zomerseizoen (april tot en met september) in totale jaarvracht voor het jaar 2005 en aandeel van de sedimentvracht van de zomerseizoenen in de totale jaarvracht voor de periode 2003-2006. Rechterkolommen: 3 stormen met grootste aandeel in sedimentvracht voor de periode 2003-2006 (tussen haakjes: aandeel in % van de gecumuleerde sedimentvracht tijdens storm in de jaarvracht van het jaar waarin de storm voorkomt)

Station	oppervlakte stroomgebied (ha)	gemiddelde sedimentvracht 2003-2006 ( $\text{ton} \cdot (\text{ha} \cdot \text{j})^{-1}$ )	aandeel zomer in 2005 (%)	aandeel zomer laatste 4 jaar (%)	storm 1	storm 2	storm 3
Broek-beek	223	1,54	73	55	08/06/2003 (30%)	21/01/2004 (30%)	4/07/2005 (29%)
Etikhove	281	1,89	71	50	02/06/2003 (30%)	08/06/2003 (20%)	14/01/2004 (32%)
Donderij	366	2,84	88	53	28/05/2006 (39%)	20/08/2005 (32%)	03/01/2003 (35%)
Maarke-Kerkem	2638	1,72	81	44	16/01/2004 (52%)	04/02/2003 (46%)	05/07/2005 (29%)
Leupegem	4947	2,13	84	45	05/07/2005 (46%)	04/01/2003 (48%)	13/01/2004 (44%)
Huise opwaarts GOG	546	1,93	85	57	08/06/2003 (46%)	20/08/2005 (27%)	03/05/2005 (20%)
Huise afwaarts GOG	546	1,24	80	53	09/06/2003 (29%)	03/06/2003 (16%)	30/01/2003 (15%)
Vaanbuik-beek	235	3,84	96	63	04/07/2005 (60%)	03/01/2003 (56%)	13/01/2004 (37%)

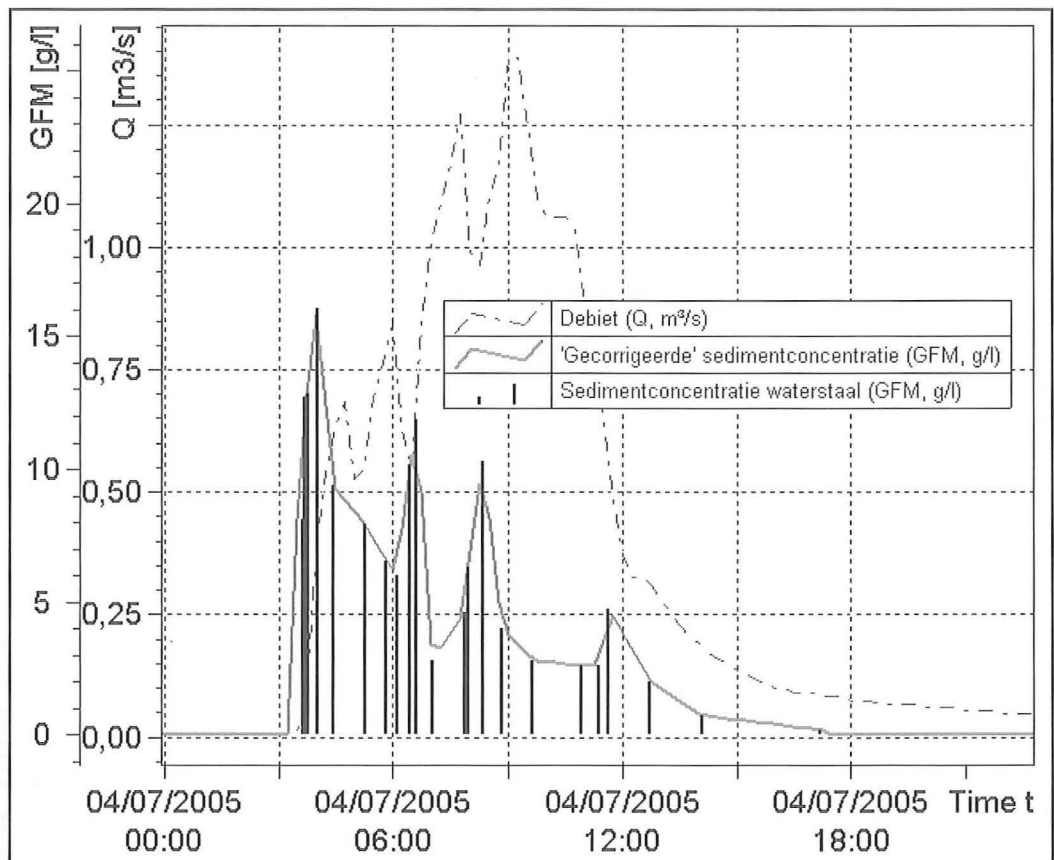
grafische nabijheid. Zowel het verschil in tijdstip van maximum sedimentgolven als hun relatieve bijdrage tot het jaartotaal bewijzen hun geringe onderlinge afhankelijkheid. Dit laat toe voor globale studies de jaren van ieder station voor een bepaald percentage samen te voegen om langere tijdreeksen te simuleren.

- In het station Leupegem werd in de periode 2003-2006 jaarlijks gemiddeld 2,1 ton/ha of ruim 10 000 ton sedimentvracht gemeten. Dit komt overeen met enkele tienden mm bodem-materiaal die jaarlijks over het hele stroomgebied van de Maarkebeek afspoelt tot in de Maarkebeek. Afwaarts het station 'Leupegem' bevindt de Maarkebeek zich ongeveer 1 km in de vlakke Scheldevallei, waar een deel van de sedimentvracht in de bedding van de Maarkebeek kan worden gestockeerd. Een kleine 10 000 ton komt echter jaarlijks in de Schelde terecht.
- In het stroomgebied van de Maarkebeek is er geen sprake van een afname van de specifieke sedimentvracht met toenemende stroomgebied-soppervlakte. Dit is in tegenstelling met de bevindingen van andere studies naar sediment-export in waterlopen (e.g. VERSTRAETEN, 2000). Zo is er zelfs een toename van specifieke sedimentexport van het station 'Maarke-Kerkem' (ca. helft stroomgebied Maarkebeek) naar het station 'Leupegem' (95% stroomgebied Maarkebeek), te verklaren door de monding van een zijloop afkomstig van zeer hellend gebied (oa. stroomgebied meetstation Donderij) in de Maarkebeek stroomafwaarts het

meetstation 'Maarke-Kerkem'. Dit houdt in dat er weinig sedimentstockage gebeurt in de Maarkebeek tot aan het meetstation Leupegem, wat eenvoudig kan verklaard worden door het grote verhang van de Maarkebeek van minstens 2m/km. Het feit dat de sedimentconcentratiepiek in alle stations voornamelijk vóór de waterafvoerpiek komt, wijst eveneens op een flush van het sediment bij elke storm van de bovenlopen tot in het meetstation Leupegem (fig 7).

- Tijdens de periode 2003-2006 zijn de totale sedimentvrachten van de zomer- en wintermaanden ongeveer gelijk (tabel 2, kolom 5). Gemiddeld genomen is de som van de sedimentvrachten van de winterstormen dus even belangrijk als de som van de sedimentvrachten van de zomerstormen. Andere studies naar sedimentexport uit kleine stroomgebieden (STEEGEN, 2001) vonden voor het winterseizoen een aandeel in de jaarlijkse sedimentexport van slechts 25%. Zowel in deze studie als in de studie van Steegen (2001) komen de grootste sedimentconcentraties en -debieten voor tijdens de zomerstormen. In tegenstelling tot de studie van Steegen (2001) worden in deze studie de kleinere sedimentdebieten in de winter echter gecompenseerd door de hogere frequentie van voorkomen en de langere duur van de winterstormen. In tabel 2 worden in de kolommen 6 tot 8 de belangrijkste 3 stormen van de laatste 4 jaar opgesomd (met aandeel van de storm in de totale vracht van het jaar waarin de storm zich voordoet). De zomerstormen heb-

Fig 7. Sedimentconcentratiepiek komt voor waterafvoerpiek in station 'Etikhove' voor de storm van 4/7/2005



ben over het algemeen een groter aandeel in de jaarvracht en komen dan ook meer voor in deze 'top 3'. Maar doordat er meer winterstormen voorkomen met weliswaar kleinere sedimentvrachten, is de som van sedimentvrachten van zomer- en winterstormen ongeveer gelijk. Bij erosiemodellering of erosiebestrijdingsmaatregelen moet dus aan beide types stormen aandacht worden geschonken.

- Het belang van tijdreeksen van meerdere jaren wordt duidelijk als men het aandeel van de sedimentvracht van winter- en zomerseizoenen vergelijkt voor het jaar 2005 met het gemiddeld aandeel van sedimentvracht van winter- en zomerseizoenen voor de voorbije 4 jaar (tabel 2, kolommen 4 en 5). In het jaar 2005 kwamen enkele zomerstormen voor, met de extreme zomerstorm van 4/7/2005 met een retourperiode van de regen van minstens 200 jaar (vergelijking regenhoogten meetstation Broekbeek met IDF-curve van Melle). In 2005 was het aandeel van de sedimentvrachten van de zomerstormen minstens 71% (tot 96%!) in de totale jaarvracht voor de verschillende sedimentstations. Gemiddeld is het aandeel van de zomerstormen in de jaarvracht echter maar 50% voor de voorbije 4 jaar. Het is dus belangrijk ook te meten in jaren waarin dergelijke extreme stormen niet voorkomen om een representatief beeld te krijgen over verschillende jaren van de gemiddelde verdeling van de sedimentexport over de seizoenen.
- Tijdens de zomerstormen in juli en augustus van 2005 werden record-sedimentdebieten en -vrachten gemeten. Zo werd in de Maarkebeek ter hoogte van het station 'Leupegem' in 10h tijd 5000 ton sedimentexport of 1 ton/ha gemeten, in het station 'Vaanbuikbeek' was dit in dezelfde tijd ruim 3 ton/ha. De hoge vegetatiebedekkingsgraad hield duidelijk niet alle sediment tegen.
- De vangefficiëntie van het GOG te Huise (d.i. het percentage van de inkomende sedimentvracht die in het GOG te Huise achterblijft) kan afgeleid worden uit het verschil in sedimentvracht gemeten in het station 'Huise opwaarts wachtbekken' en 'Huise afwaarts wachtbekken'. Deze vangefficiëntie varieerde de laatste 4 jaar tussen 30 en 50%, met een gemiddelde vangefficiëntie van ongeveer 40%. Regelmatige topografische opmetingen, die een strenge controle zijn voor de sedimentberekeningen op- en afwaarts het GOG, bevestigen dit.

#### 4. Conclusie

Turbiditeitsensoren kunnen met succes ingezet worden om sedimentvrachten te meten die bestaan uit suspensielading. Het voordeel van deze sensoren is dat zij continu meten, en dat na calibratie van de sensoren de staalnames kunnen beperkt worden tot controlestalen. De goede werking van de sensoren hangt af van het uitschakelen van storende elementen voor de metingen en het voorkomen van hoogwaterevents tijdens de calibratieperiode.

Voor de helft van de meetstations van het sedimentmeetnet van de afdeling Water staat de calibratie van de sensoren op punt en zijn de turbiditeitsensoren in staat de gecumuleerde sedimentvrachten van langere periodes nauwkeurig te meten. Voor de andere stations zijn extra staalnames nodig om de fout op de calibratiecurve van de sensor te verkleinen.

In het stroomgebied van de Maarkebeek varieert de gemiddelde specifieke sedimentvracht van de verschillende meetstations voor de laatste 4 jaar van 1,5 tot 2,8 ton.(ha.j)<sup>-1</sup>. Er is daarbij geen afname van de specifieke sedimentvracht met toenemende stroomgebiedsoppervlakte. Door het grote verhang van de Maarkebeek wordt praktisch alle sediment die tijdens een storm in een bovenloop van de Maarkebeek terecht komt tot voorbij het meest afwaartse station (Leupegem) getransporteerd. Een kleine 10 000 ton komt jaarlijks in de Schelde terecht.

Extreme zomerstormen zoals de storm van 4/7/2005 geven de grootste sedimentvrachten per storm. Maar de winterstormen met kleinere sedimentvrachten komen meer voor. Gemiddeld genomen over de periode 2003-2006 hebben zomer- en winterstormen ongeveer een even groot aandeel in de totale sedimentexport. Het is dan ook belangrijk langere tijdreeksen te hebben, zodat niet alleen jaren met of zonder extreme stormen worden bemeaten. Het blijft een vraag of de 4 jaar metingen een representatief beeld van de sedimentvracht en de verdeling van de sedimentvracht over seizoenen geven. Langere meetperioden zullen dit uitwijzen.

#### Referentielijst:

VERSTRAETEN, G. (2000), Modderoverlast, sedimentatie in wachtbekkens en begroting van de sedimentexport naar waterlopen in Midden-België, Ph.D.Thesis, Leuven, 252 p.

STEEGEN, A. (2001), Sediment deposition in and export from small agricultural catchments, Ph.D.Thesis, Leuven, 220 p.

#### Auteurs:

Thomas Van Hoestenbergh, Johan Eylenbosch, Marcel Voet

#### Eerste auteur

Thomas Van Hoestenbergh  
Sluizenweg 2  
9050 Gentbrugge  
09/210.83.62

Wetenschappelijk medewerker  
Afdeling Water van de VMM,  
Sluizenweg 2  
9050 Gentbrugge  
Tel: 09/210.83.60  
Fax: 09/210.83.68

# Sedimentbalansen in rivieren

Via intensieve hydrodynamische en sedimentologische meetcampagnes in het stroomgebied van de Zwalm rivier is duidelijk aangetoond dat hoogwaterperiodes verantwoordelijk zijn voor het overgrote gedeelte van het sedimenttransport. Het Zwalmbekken wordt gekenmerkt door snel opkomende wassen, ernstige landerosie en soms groot transport van zand – slib sedimenten. De terreinmetingen geven duidelijk de impact aan van de afvoer op het sedimenttransport. De combinatie van relatief sterke hellingen, bedekt met gemakkelijk erodeerbaar materiaal en intensieve landbouwactiviteiten verklaren het belangrijke aandeel van landerosie in het totale transport van vast materiaal. Vooral bij hevige neerslag bestaat het door de beken getransporteerde materiaal nagenoeg uitsluitend uit wash load, afkomstig van de hellingen langs de rivier. In deze studie is in het bijzonder aandacht besteed aan de verdeling in ruimte en tijd van het sedimenttransport en aan het relatieve belang van het suspensietransport ten opzichte van het langs de bodem vervoerde materiaal.

## Inleiding

Het stroomgebied van de Zwalm situeert zich in het zuidwestelijk deel van Vlaanderen. Gezien de specifieke lokale geomorfologische omstandigheden is het beheersen van het sedimenttransport een bijzonder aandachtspunt in het integraal waterbeheer van het bekken. De combinatie van een rivierbedding, bestaande uit zand en slib, met zware landerosie bij hevige neerslag en de daarop volgende steile wasgolven dwingt het bekkenbeheer in de richting van het controleren en beheersen van het sedimenttransport. Gezien polluenten zich hechten aan sedimentdeeltjes en gezien de fijne fractie van deze deeltjes in zijn totaal een zeer grote oppervlakte vertegenwoordigen, leveren de sedimentatie en het transport van fijne deeltjes (suspensietransport) een belangrijke bijdrage in de vervuiling van zowel het water als de rivierbodem in de afwaartse delen van de rivier. Bijgevolg draagt de Zwalm eveneens bij tot de vervuiling van de Schelde, waarin zij uitmondt. Uit de resultaten van deze studie is gebleken dat nabij de monding het suspensietransport (15600 ton/jaar) met een factor meer dan 100 het bodemtransport (140 ton/jaar) overtreft.

De opwaartse steilere gedeelten vertegenwoordigen ongeveer 45% van het stroomgebied, maar leveren wel 65% van het totale sedimenttransport. Tevens gebeurt het leeuwenaandeel van het sedimenttransport gedurende de korte periodes van was. Daarom zijn de inspanningen voor het bemeten van het transport vooral gefocust op deze korte periodes van snel variërende stroming.

Samen met de lange termijn registratie van de hydrodynamische karakteristieken en een beperkt aantal waterkwaliteitsmetingen is een gedetailleerde bemonstering van het sedimenttransport in ruimte en tijd uitgevoerd gedurende meerdere periodes van was.

Uiteraard werden ook de periodes van normale en van lage afvoer bemonsterd.

## Het Zwalmbekken

De Zwalm is een kleine zijrivier van de Schelde gelegen in het zuidwestelijk deel van Vlaanderen in het interfluvium tussen de Bovenschelde en de

Dender (Figuur 1). De beek ontspringt in de heuvels rond Ronse op een hoogte van 146 m boven zeeniveau en mondt uit in de Schelde op een hoogte van 8 m, ongeveer 20 km opwaarts van Gent. De rivier is 22 km lang en het stroomgebied heeft een oppervlakte van 116 km<sup>2</sup>. Het feit dat in het stroomgebied reeds enkele tientallen jaren waterkwantiteit en –kwaliteitsgegevens verzameld worden, dat gedetailleerde topografische gegevens beschikbaar zijn en dat de vrij steile hellingen in het opwaarts deel van het bekken erg erosiegevoelig zijn, vormden de doorslaggevende elementen om het gebied uit te kiezen voor een gedetailleerde sedimenttransport studie. Behalve enkele puntmetingen op een 20-tal plaatsen verspreid over het bekken zijn gedetailleerde metingen uitgevoerd in volgende locaties (Figuur 1):

- bovenstrooms gebied: Sassegembeek en Molenbeek te Nederbrakel (1) en (2)
- middengebied: Zwalm te Michelbeke (3)
- stroomafwaarts gedeelte: Zwalm te Nederzwalm (4)
- belangrijkste zijbeek: Peerdestokbeek te Mater (5)

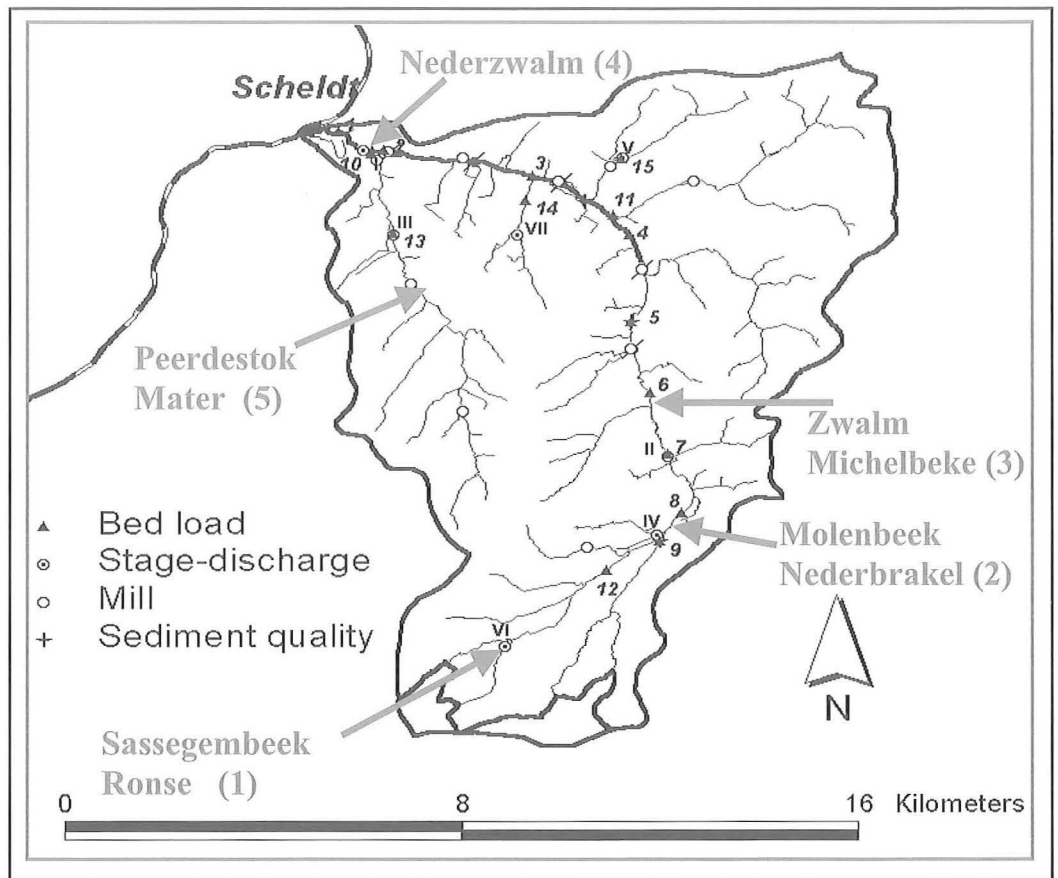
## Sedimenttransport metingen

Naast de reeds langlopende traditionele metingen van waterpeil, debiet en neerslag is een specifiek programma uitgewerkt voor het bemonsteren van het sedimenttransport. Hierbij werden in 25 locaties, verdeeld over het bekken discrete metingen van zowel bodem- als suspensietransport uitgevoerd. Tevens zijn hierbij de fysische en chemische karakteristieken van het sediment bepaald. Als resultaat hiervan zijn vervolgens meetcampagnes opgezet waarbij in de zes hoger vermelde punten gedurende het optreden van was het suspensietransport gemeten is. Uit de eerste metingen is immers gebleken dat het bodemtransport, zelfs bij kleinere afvoer nagenoeg verwaarloosbaar is ten opzichte van het suspensietransport.

De verdeling van de concentratie aan gesuspendeerd materiaal over de dwarsdoorsnede is bepaald met behulp van geijkte turbiditeitsmeters. Daarnaast zijn tijdens de wassen monsters geno-



Figuur 1: Het Zwalmbekken en meetplaatsen



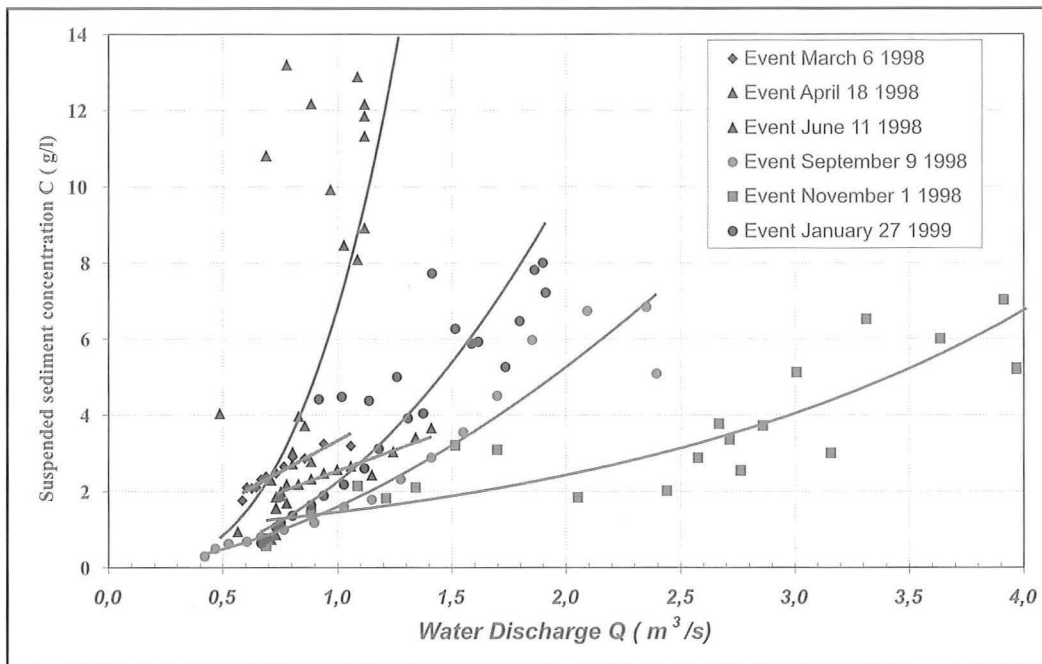
men met automatische pomp bemonsterings-toestellen. Elke meetpost was uitgerust met twee in serie geplaatste toestellen. Telkens een vooraf ingesteld waterpeil overschreden werd, zijn de toestellen gestart en zijn om de 10 à 15 minuten monsters genomen. Bij het opstarten van een toestel werd een signaal gestuurd naar de verantwoordelijke onderzoeker, die ervoor zorgde dat de monsters tijdig werden opgehaald en dat het bemonsteren zolang als nodig kon doorgaan. Samen met de veldmetingen is in het laboratorium een fundamentele studie uitgevoerd naar de betrouwbaarheid en het praktische gebruik van de betreffende meettechnieken. Hieruit is gebleken dat, wanneer de turbiditeitssensoren degelijk geijkt zijn voor het specifieke sedimentmateriaal, de bepaling van het suspensietransport kan uitgevoerd worden met een nauwkeurigheid die beter is dan 10%. (De Sutter et al., 1999). Gezien het suspensiemateriaal hoofdzakelijk bestaat uit zeer kleine deeltjes ( $d_{50} = 25 \text{ mm}$ ), werd in alle meetlocaties een zeer uniforme verdeling van het suspensiemateriaal over de dwarsdoorsnede vastgesteld. Daardoor was het mogelijk een betrouwbare meting van het transport uit te voeren via het oppompen van monsters in een enkel punt van de dwarsdoorsnede (in het midden op ongeveer 40% van de diepte boven de bodem) (Horowitz et al., 1992).

#### Studie van het sedimenttransport tijdens periodes van was

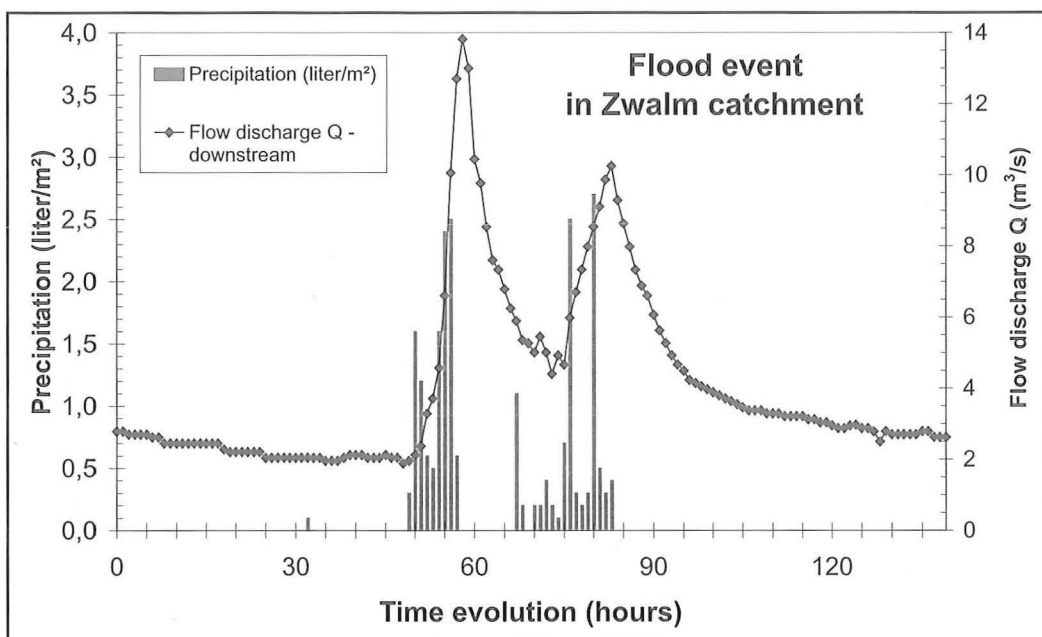
Voor elk van de bemeten wasgolven is telkens de relatie tussen debiet en suspensietransport onderzocht (Figuur 2). Hieruit is gebleken dat voor elke afzonderlijke was er een vrij duidelijke exponentiële relatie bestaat tussen beide gegevens, maar ook dat de curve die het verband weergeeft zeer sterk kan variëren in functie van de betreffende wasgolf. Uit de curven in figuur 2 blijkt heel duidelijk deze gevalsafhankelijkheid.

Zoals blijkt uit figuur 3 reageert het stroomgebied erg snel op het optreden van neerslag. Mede als gevolg hiervan is een duidelijke hysteresis in uurwijzerzin vastgesteld in het verband sedimentconcentratie  $C$  (g/l) – debiet  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) in het opwaartse gedeelte van het stroomgebied. De grote terreinhellingen en de hoge afvoergevoeligheid verklaren de directe impact op het suspensietransport in de rivier. De intensieve afstroming van het erosiegevoelige land is hier erg dominant, zodat bij hevige neerslag een directe sedimentaanvoer naar de rivier wordt gegenereerd (Steege et al., 1998). De oorsprong van het getransporteerde materiaal is ook onmiddellijk af te leiden uit de zeefcurve (Figuur 4). De dominante slibfractie ( $d_{50} = 25 - 30 \text{ mm}$ ) is het gevolg van intense landerosie en de daaruit volgende wash-load aanvoer naar de rivier. Deze aanvoer wordt enkel in beperkte mate beïnvloed door factoren als aard van de vegetatie, bebosning en seizoenen.

Figuur 2: Verband debiet – suspensietransport voor verschillende wasgolven (Molenbeek te Nederbrakel)



Figuur 3: reactie van de rivier op intense neerslag



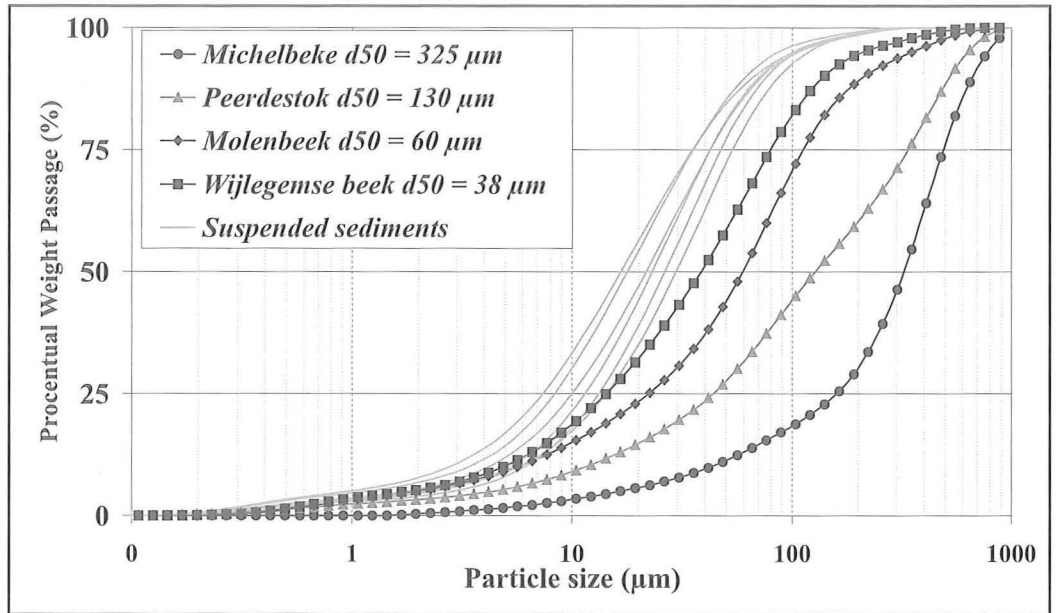
De hysteresis in uurwijzerzin kan enigszins verklaard worden vanuit het feit dat na een zekere tijd minder sediment aangevoerd wordt ten gevolge van het uitspoelen van het fijn materiaal en het ontstaan van een meer resistente toplaag, hetzij vanuit de visie dat door het verminderen of verdwijnen van de neerslag de impact op het landoppervlak en bijgevolg ook de erosie en afspoeling verminderen. De tijdsverschuiving tussen maximum sedimentconcentratie en piekdebiet wordt verklaard door deels de grote uitspoeling van fijn materiaal bij het begin van de bui en deels het in suspensie komen van afgezet materiaal wanneer bij het begin van de was de stroomsnelheid (en dus de turbulentie) in de rivier toeneemt. Naargelang de bui aanhoudt is minder

fijn materiaal aan het landoppervlak beschikbaar en worden dus ook relatief minder deeltjes uitspoeld.

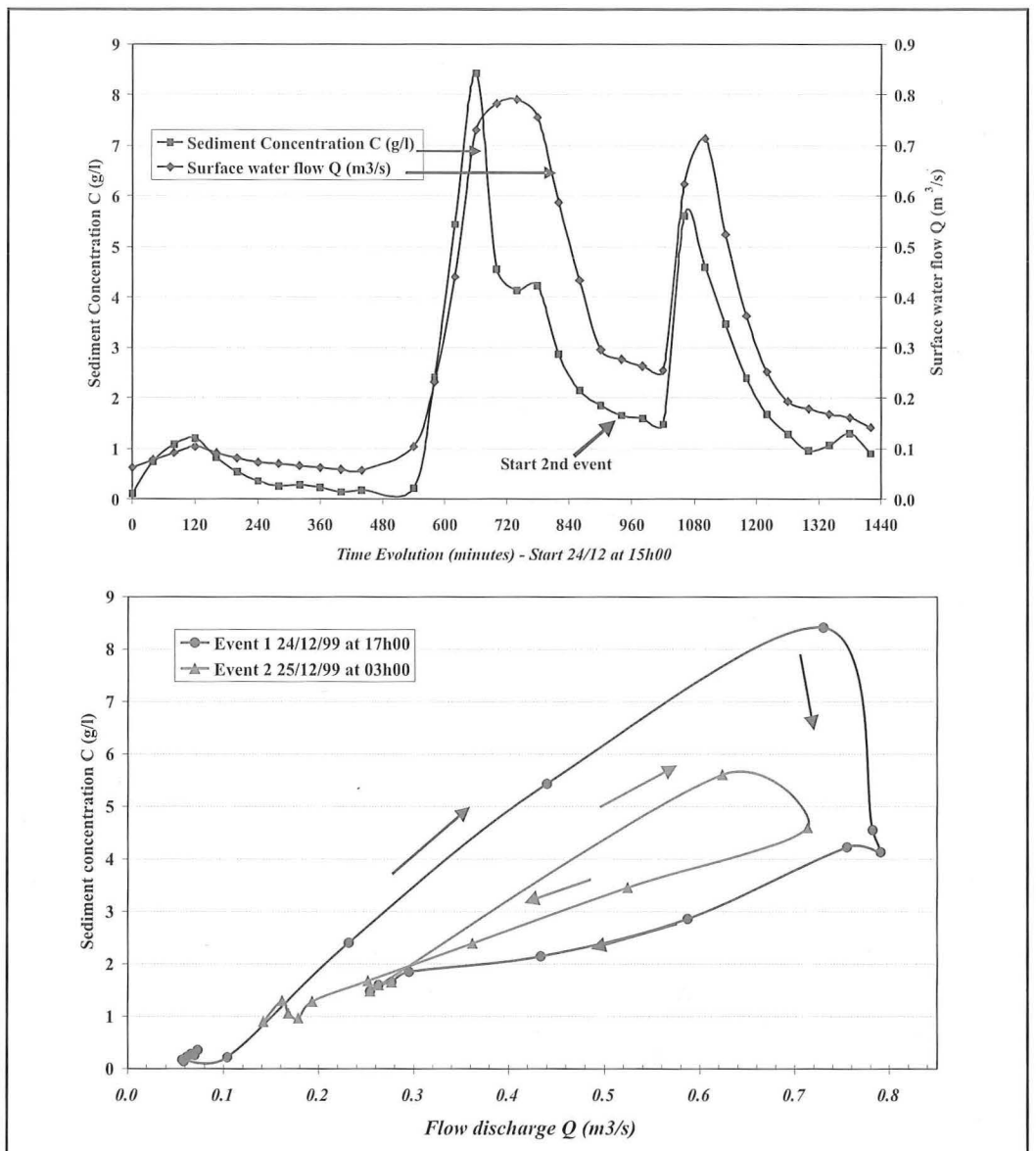
Hoewel ook duidelijk aanwezig, wordt in de meer afwaartse delen van het bekken het hysteresisverschijnsel verstoord door de ongelijkmatige spreiding in ruimte en tijd van het debiet en het suspensietransport (afkomstig van meerdere zijrivieren).

De hoge sedimentaanvoer in de opwaartse gebieden resulteert hier in een hoge sedimentconcentratie – afvoer relatie. In de afwaartse gebieden wordt minder sediment aangevoerd, zodat de concentratie hier lager is, hoewel ten gevolge van het groter debiet de totale afvoer aan

Figuur 4: karakteristieken van het suspensiemateriaal in vergelijking met het bodemmateriaal van de rivier



Figuur 5: hysteresis verschijnsel gedurende een wasgolf in het stroomopwaartse gedeelte van het stroomgebied – Sassegembeek



sedimenten uiteraard groter is. Eveneens is vastgesteld dat wanneer meerdere wasgolven kort na elkaar optreden de relatie sedimentconcentratie – debiet minder duidelijk wordt met het toenevende aantal wasgolven.

### Sedimentbalansen – een schatting

Uit de analyse van bovenvermelde metingen blijkt duidelijk dat er geen eenduidig verband bestaat tussen het debiet en het sedimenttransport. Dit betekent dat voor het opstellen van een correcte sedimentbalans continue bemonstering noodzakelijk is. Daar dit noch financieel, noch materieel realistisch is, is voor het opstellen van de sedimentbalansen gewerkt met Q-C relaties in de diverse meetlocaties die een gemiddelde zijn van alle uitgevoerde waarnemingen. Mogelijke correcties voor het niet permanent regime of de intensiteit en spreiding in de tijd van de neerslag zijn hierbij niet in aanmerking genomen, gezien de te beperkte periode waarover de metingen uitgevoerd zijn. Deze eenduidige relatie is dan ook gebruikt om de statistische jaarlijkse debietverdeling (percentiel debieten) voor elk van de meetpunten te koppelen aan het sedimenttransport. Op basis van de statistisch bepaalde gemiddelde debieten over een periode van tien jaar is in tabel 1 aldus een sedimentbalans opgesteld voor een "gemiddeld" jaar, resulterend in een sedimetaanvoer van 1,5 ton/jaar,ha voor het volledige stroomgebied van de Zwalm. Deze waarde is volkomen in overeenstemming met de resultaten van de stu-

die van T. Van Hoestenberghé uitgevoerd op 6 meetstations in het hellende gebied van Zuidelijk Oost-Vlaanderen. Deze studie bevestigt tevens de bovenstaande bevindingen wanneer gesteld wordt dat "goede correlaties tussen sedimenttransporten en eenvoudige stroomgebieds- en hydrogrammerkenmerken zoals stroomgebiedsgrootte en debiet" niet gevonden werd.

Uit de tabel blijkt duidelijk het relatief belang van elk deelstroomgebied in de bijdrage tot het totale sedimenttransport. De opwaartse, steilere delen van het stroomgebied (Zwalm te Michelbeke en Peerdestokbeek te Mater) vertegenwoordigen slechts 45% van de totale oppervlakte van het bekken, maar leveren wel 64,6 % van het totale sedimenttransport. Nog belangrijker is het vast te stellen dat het hoofdaandeel van het sedimenttransport gebeurt tijdens de wasgolven. Inderdaad, zoals blijkt uit figuur 6, opgesteld voor het meest afwaartse punt te Nederzwalm, wordt 45 % van het totale sedimenttransport afgevoerd door de 1% grootste debieten. De 2% grootste debieten zijn al verantwoordelijk voor 63% van het transport aan vast materiaal en 88% van de vaste afvoer gebeurt via de 10% grootste debieten. Dit laat toe te besluiten dat om de sediment- en bijgevolg ook de pollutentafvoer naar de Schelde te beperken de acties zich moeten concentreren op de periodes van hoge afvoer. De waarden vermeld in tabel 2 met betrekking tot de sedimentafvoer gedurende een enkele storm, bevestigen deze conclusie.

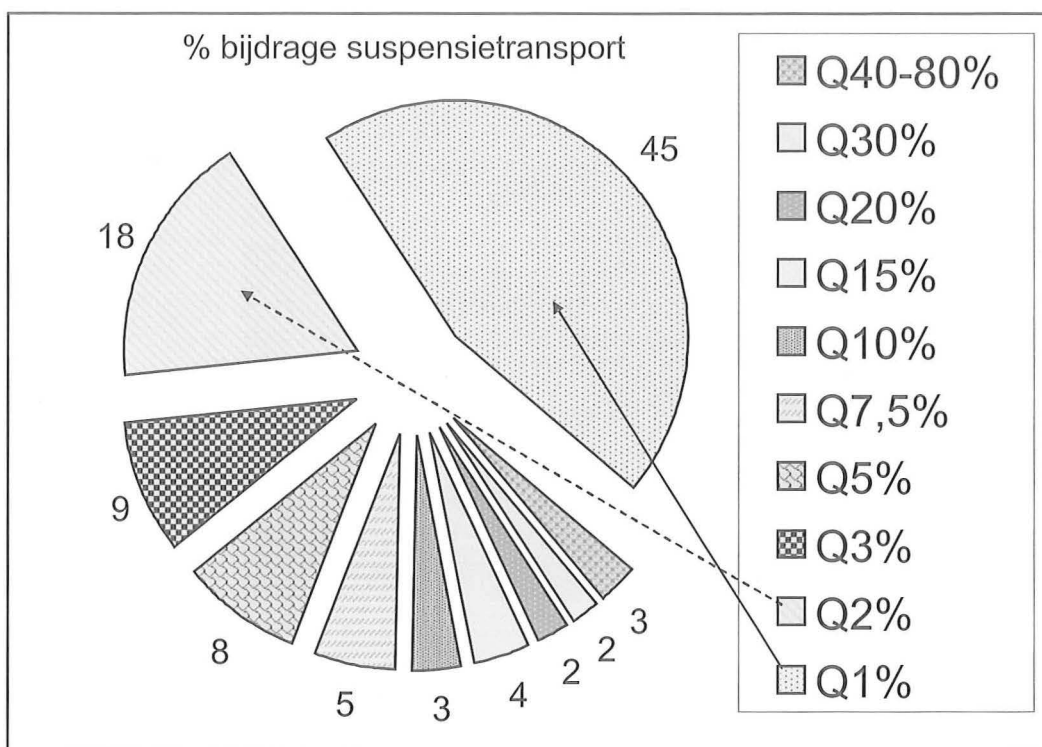
Tabel 1: sedimentbalans voor de Zwalm

meetpunt	Opp. stroomgebied (km <sup>2</sup> )	Procentuele Opp. (%)	Suspensie transp. (ton/jaar)	Procentueel Transport (%)	Bodemtrsp. (ton/jaar)
Molenbeek Brakel (2)	16	13.9	2741	17.5	-
Zwalm Michelbeke (3)	31	26.9	5302	34.0	-
Peerdestok Mater (5)	21	18.1	4769	30.6	32
Zwalm Nederzwalm (4)	115	100	15605	100	142

Tabel 2: Sedimenttransport tijdens de storm van 24 – 25 december 1999.

Locatie	aanvoer bij 1 enkele wasgolf		Synthetisch jaar	Procentuele bijdrage
	duur (uren)	Suspensie transp. (ton)	Suspensie transp. (ton)	
Sassegembeek	48	186	900	21 %
Molenbeek	24	710	2750	26 %
Michelbeke	24	620	5300	12 %

Figuur 6: relatie suspensietransport – percentiel debiet



### Beheersing van het sedimenttransport met behulp van overstromingsgebieden

Daar het meeste materiaal wordt aangevoerd vanuit de opwaarts gelegen gebieden en gezien de hoge pollutiegraad is het vanuit oogpunt van degelijk waterbeheer aangewezen maatregelen te treffen die enerzijds de wash-load beperken en anderzijds het sediment aan de rivier onttrekken,

bij voorkeur zo dicht mogelijk bij de instroom. Aangezien bovendien het meeste sediment tijdens wasgolven wordt afgevoerd is de inplanting van overstromingsgebieden met laterale instroom de aangewezen oplossing, waarbij de functie als retentiegebied voor het water ter beveiliging tegen overstroming gecombineerd wordt met sedimentopvang (Anderson et al., 1996).

Figuur 8: Natuurlijk overstromingsgebied langs de Zwalm te Michelbeke



Figuur 9: Sedimentatie op een voetbalterrein langs de Molenbeek te Nederbrakel na de storm van 24 - 25/12/1999



De laterale instroom, waarbij tot meer dan 80% van het sediment kan worden opgevangen, in combinatie met een degelijke inrichting voor gecontroleerde sedimentatie leiden tot een verbetering van de algemene waterkwaliteit in de rivier en dragen bij tot de verbetering van het leefmilieu (Verstraeten et al., 1999). De mogelijkheden van inplanting van dergelijke overstromingsvelden worden duidelijk geïllustreerd door de analyse van de resultaten van de storm van 24 -25/12/1999 voor de meetlocaties te Nederbrakel (opwaarts) en Michelbeke (afwaarts). Zoals te zien is op de foto van figuur 9 liepen tijdens deze storm heel wat aangelanden onder water, waarbij grote hoeveelheden sediment werden afgezet.

Vergelijking van de sedimentvracht gedurende deze storm voor de beide bovenvermelde locaties leidde tot een "verlies" aan sediment van 74 ton. Hiermee is aangetoond dat wanneer het sediment op daartoe ingerichte overstromingsvelden kan worden opgevangen, deze behalve een socio-economische waarde via het verhinderen van overstroming, ook een niet te onderschatten bijdrage tot de verbetering van het ecosysteem kunnen leveren (Biswas, 1997).

### Besluit

Via intensieve veldmetingen is aangetoond dat in het stroomgebied van de Zwalm het sedimenttransport wordt beheerst door de aanvoer van fijn, vervuild erosiemateriaal van de hellingen in de opwaartse delen van het stroomgebied en dat het merendeel van het transport gebeurt bij de 10% grootste debieten. Het transport vertoont een zekere hysteresis, waardoor bij opkomende was meer sedimenten worden getransporteerd dan bij luwende was.

Het potentieel van natuurlijke overstromingsvelden als retentiegebied voor zowel water als sedimenten is duidelijk aangetoond. Mits degelijke inrichting en beheer vertegenwoordigen dergelijke ge-

bieden niet alleen een niet te miskennen socio-economische waarde maar leveren zij bovendien een belangrijke bijdrage tot de algemene kwaliteit van het ecosysteem van de rivier en haar aangelanden.

### Dankwoord

De auteurs houden eraan het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap te danken voor het ter beschikking stellen van de nodige fondsen om bovenvermeld onderzoek succesvol uit te voeren.

### Referenties

- Anderson M.G., Walling D.E. & Bates P.D. (1996), *Floodplain processes*, John Wiley & Sons, Chichester
- Biswas A.K. (1997), *Water resources: environmental planning, management and development*, Mc Graw-Hill Inc, New York
- De Sutter e.a. (1999), *Laboratory and field testing of an infrared turbidity sensor*, Laboratory report, Hydraulics Laboratory, Ghent University
- Horowitz e.a. (1992), *The use of automatically collected point samples to estimate suspended sediment and associated trace element concentrations for determining annual mass transport*, IAHS publication N° 210
- Steegen A., Rovers G., Beuselinck L., Nachtergaele J., Takken I. & Poesen J. (1998), *Variations in sediment yield from an agricultural drainage basin in central Belgium*, IAHS publication N° 249, pp 177 - 185
- Van Hoestenbergh T. (2007), *Sedimenttransporten meten in onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen*, Water 26, nov.-dec. 2006
- Verstraeten G. & Poesen J., (1999), *The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in Central Belgium*, *Geomorphology* 29, pp 276 - 292

R. Verhoeven,  
L. Van Poucke,  
M. Huygens en  
R. Banasiak

Vakgroep Civiele Techniek,  
Laboratorium voor Hydraulica,  
Universiteit Gent  
Sint-Pietersnieuwstraat 41,  
9000 - Gent  
E-mail: [ronny.verhoeven@ugent.be](mailto:ronny.verhoeven@ugent.be)  
Tel: 09 264 3281  
Fax: 09 264 3595

# Water en sediment in het estuarium van de Schelde

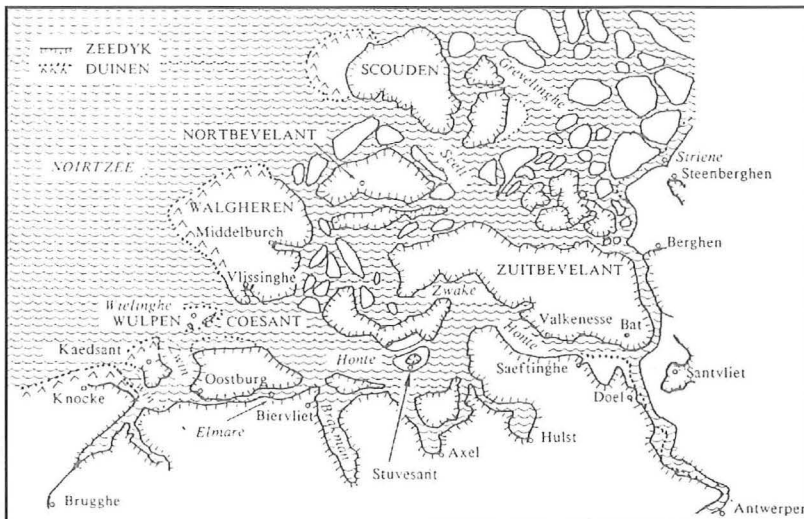
## 1. Inleiding

De voornaamste bedreiging voor overstromingsgevaar in de Schelde stroomafwaarts van Gent gaat uit van het getij dat tweemaal per dag vanuit zee de rivier binnendringt. Indijkingen, havenwerken en wijzigingen van de vaarroute hebben allen een invloed op de voorplanting van deze golf. Het beheer van het estuariene milieu wordt dan ook geconfronteerd met de moeilijke uitdaging om enerzijds de toegang tot de haven van Antwerpen te verzekeren, het land te beschermen tegen overstromingen en de natuurlijkheid van het estuarium te vrijwaren.

In deze bijdrage wordt een beknopt overzicht gegeven van de huidige kennis van de interacties die er bestaan tussen water en sediment in het estuarium van de Schelde en dit zowel vanuit een historisch perspectief als met een blik op de toekomst. Vooral de beweging en de afzetting van zwevende stoffen doorheen het estuarium zijn daarbij belangrijk omdat ze in aanzienlijke mate de onderhoudswerken op nadelige wijze beïnvloeden (baggerwerken) maar ook bijdragen tot de instandhouding van het milieu (slibafzetting op slikken en schorren).

De voornaamste aspecten van het onderzoek dat verricht wordt door de onderzoeksgroep Hydrologie en Waterbouwkunde van de Vrije Universiteit Brussel worden hier samengevat namelijk: (1) studie van de estuariene energie en verdeling van zwevende stoffen; (2) het fluvio-mariene evenwicht van de zwevende stof; (3) de lange termijn gemiddelde sedimentaangroei op slikken en schorren en (4) veldwaarnemingen en hydrologische analyse van sedimenteigenschappen

Figuur 1. De "Schelde" ca. 1300 (bron: Coen, 1988).



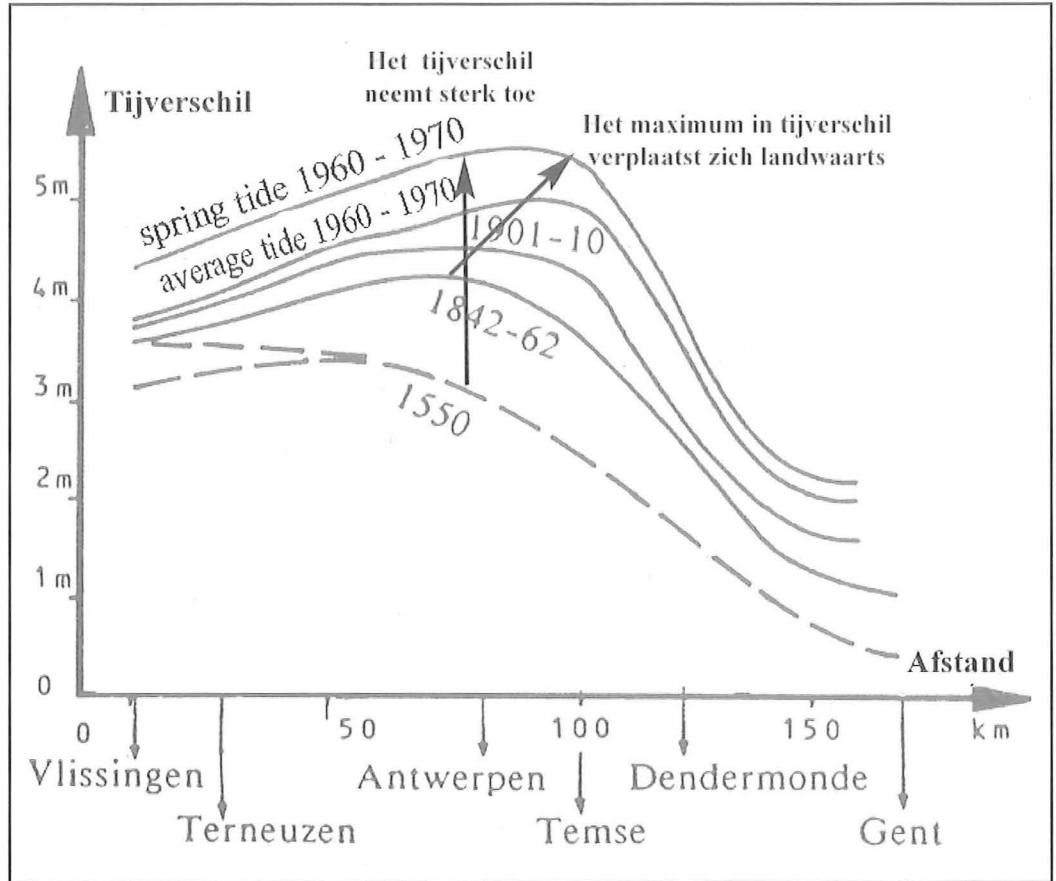
pen en -beweging. Er worden ook enkele voorbeelden gegeven van het gebruik van wiskundige hulpmiddelen bij de beschrijving en de interpretatie van cruciale parameters voor sedimenttransport zoals het effect van de stroomsnelheid van het water op de grootte van de partikels in-situ, op hun valsnelheid, op de in-situ vlokvorming en -ontbinding, en tenslotte ook het effect op de afzetting, erosie en opwoeling van het sediment.

## 2. Estuariene energie en sedimentaire processen

Het landschap van de Schelde zoals we het vandaag kennen is ontstaan uit een rivier die ten noorden van Antwerpen in een erg ondiep waddegebied, doorsneden met brede tijeulen, uitmondde. De Schelde stroomde langs Zandvliet verder noordwaarts langs Bergen op Zoom om ter hoogte van Rotterdam in de Maas uit te monden. Het is duidelijk dat de tijeul toen niet doordrong tot in Antwerpen, dat op meer dan 100 km van de monding lag. In een volgende fase ontstond de Oosterschelde, een verbrede zeearm die tot nabij Bergen-op-Zoom reikte en de noordwaarts stromende Schelde aftapte. Voor het getij in de Schelde zal dit weinig veranderd hebben. In de veronderstelling dat het tijverschil in de monding van de primitieve Oosterschelde ongeveer hetzelfde was als vandaag (2.5 tot 3 m) bleef ter hoogte van de Schelde hiervan niet veel overgelet op de grote komberging die er bestond in de Oosterschelde met zijn vele vertakkingen en uitgestrekte slikke- en schorregebieden. In zulk gebied moest toen wel een belangrijke energieverstrooiing optreden met een snelle daling van het tijverschil als gevolg. Uit documenten blijkt dat de Honte tot het einde van de XIV<sup>de</sup> eeuw (figuur 1) een vrij onbelangrijke en ondiepe geul was, niet eens geschikt voor de grotere scheepvaart (Coen, 1988). Minstens tot dan, en misschien zelfs nog later, was er geen sprake van enige noemenswaardige tijactiviteit in de omgeving van Antwerpen. Tijdens deze beginperiode is er dus geen of hoogstens een klein tijverschil in de Schelde op Belgisch grondgebied en moet men rekening houden met lage concentraties aan zwevende stof.

Pas in de XV<sup>de</sup> eeuw dringt de Honte (oostelijk deel van de huidige Westerschelde) door tot in Bath en tapt hier op haar beurt de Schelde af. Wel blijft er nog een noordwaarts stromende riviertak bestaan doorheen het Kreekrak (ingepolderd rond 1868). Een toename aan stormvloed in de XV<sup>de</sup> eeuw doet de Honte verbreden en verdiepen en ontstaat de huidige Westerschelde. De tijeul dringt nu verder het land in (figuur 2) waarbij het tij-

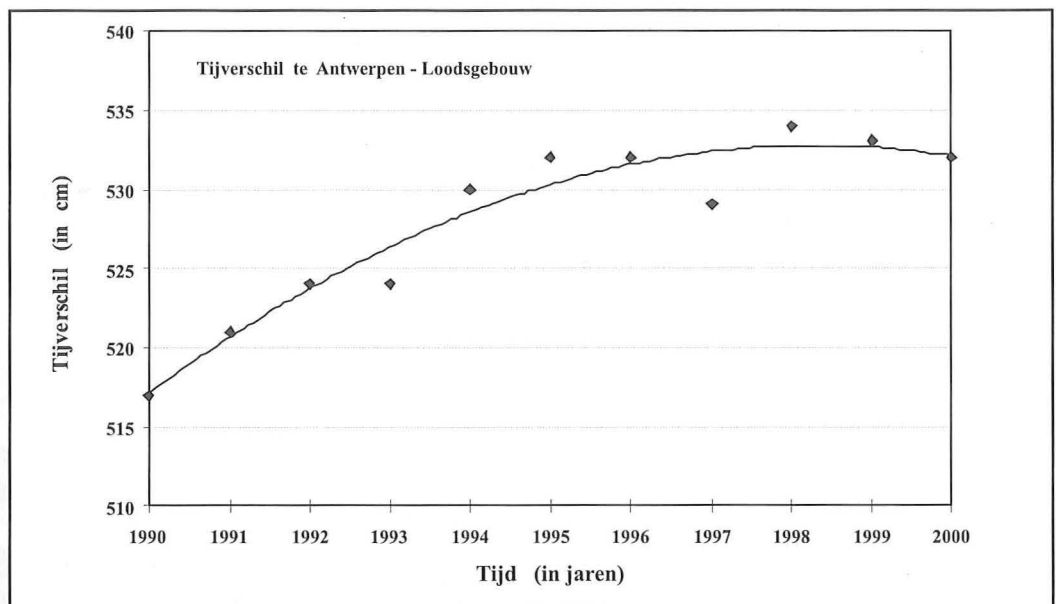
Figuur 2. Evolutie van het tijverschil van 1550 tot 1970. De pijlen geven aan hoe in de buurt van Antwerpen het tijverschil toeneemt en het maximum in tijverschil zich landwaarts verplaatst (bron: Coen, 1988).



verschil vrij snel daalt. De voortdurende zee-spiegelstijging, de toenemende frequentie aan stormvloed en de inpolderingen zorgen er voor dat de energieverstrooiing afneemt en dat de tij-hoogte landwaarts toeneemt, waarbij aanvanke-lijk een maximum moet bereikt zijn in het gebied tussen Zandvliet en Antwerpen. Verder stroom-opwaarts versmalt de Scheldegeul zodat de wrij-ving toeneemt en het tijverschil daalt (figuur 2).

Verdere inpolderingen en zowel verdieping als verbreding van vooral de Westerschelde doen het tijmaximum nog toenemen en landwaarts opschui-ven. Dit proces is sindsdien niet afgenomen. Na-bij Antwerpen nam het tijverschil toe van minder dan 3 m in de XIV<sup>de</sup> eeuw tot bijna 5 m in de zeventiger jaren. Dit komt neer op een gemid-delde toename van 0.5 cm per jaar. In figuur 3 is het tijverschil nabij Antwerpen weergegeven voor

Figuur 3. Aanhoudende stijging van het tijverschil nabij Antwerpen (ongeveer 80 km van Vlissingen) van 1990 tot 1998 (bron: Taveniers, 1998).





de periode 1990-1998 en is een gestage toename merkbaar van 2 cm per jaar (Taverniers, 1998). Dit is tienmaal groter dan de veronderstelde zeespiegelstijging in dezelfde periode en illustreert het effect van het verdiepen van de Westerschelde op het tij in het landwaarts deel van het estuarium. Deze verdieping vermindert de weerstand die de instromende vloed ondervindt zodat een grotere hoeveelheid zeewater het estuarium kan binnendringen met enerzijds een stijging van het tijverschil als gevolg en anderzijds een landwaartse verplaatsing van het tijmaximum. Vandaag worden de grootste tijverschillen waargenomen ter hoogte van de Durmemonding.

Een watermassa die in beweging is bezit een zekere energie die een uitdrukking is van de arbeid die deze watermassa kan leveren. Ze bestaat uit een kinetische energie die voortspuit uit de horizontale beweging van de watermassa en een potentiële energie die het gevolg is van het hoogteverschil tussen de watermassa en het zeeniveau. In een estuarium zoals de Schelde zijn er voornamelijk twee componenten (1) de binnendringende getijgolf die een vloedstroom en een ebstroom veroorzaakt en (2) het water van de rivier dat naar zee stroomt. Beide componenten bezitten zowel een kinetische als een potentiële energie. De totale energie van het Schelde-estuarium is de algebraïsche som van de tijenergie (of mariene energie) en van de rivierenergie. In het mondingsgebied van de Schelde speelt ook de door de wind veroorzaakte golfwerking een rol, maar deze is in het Belgische gedeelte van het Schelde-estuarium verwaarloosbaar.

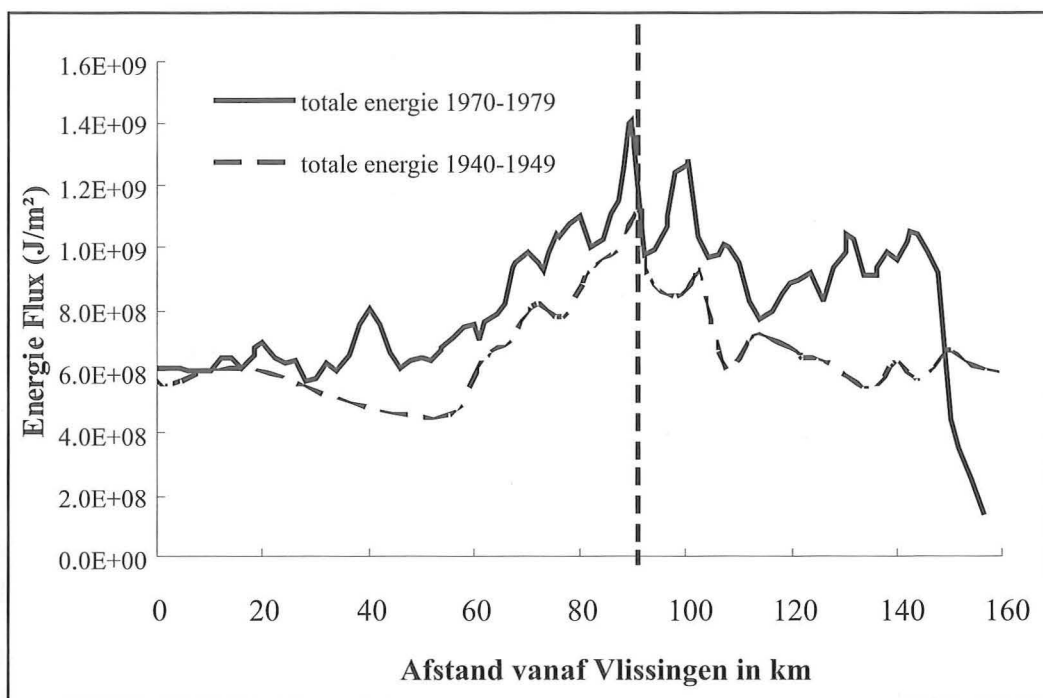
Het effect van het toenemende tijverschil op de totale energie in het Schelde-estuarium wordt geïllustreerd in figuur 4. Voor de Schelde bestaat

een typisch energiepatroon dat gedomineerd wordt door de tijenergie en met een duidelijk maximum tussen 58 en 100 km opwaarts van Vlissingen (Chen *et al.*, 2005). Voor de periodes 1940-1949 en 1970-1979 respectievelijk werd de totale estuariene energie geschat op basis van het tijverschil enerzijds en het debiet van de rivier anderzijds. Hieruit blijkt dat er tussen beide periodes een gestage energietoename heeft plaatsgevonden van 20 tot 40%. Deze toename is onder andere toe te schrijven aan een toename van het tijvolume en aan morfologische veranderingen. De grootste energietoename wordt waargenomen in het bovenestuarium. Dit wijst er op dat morfologische veranderingen in de Westerschelde ook ver stroomopwaarts een belangrijke invloed hebben.

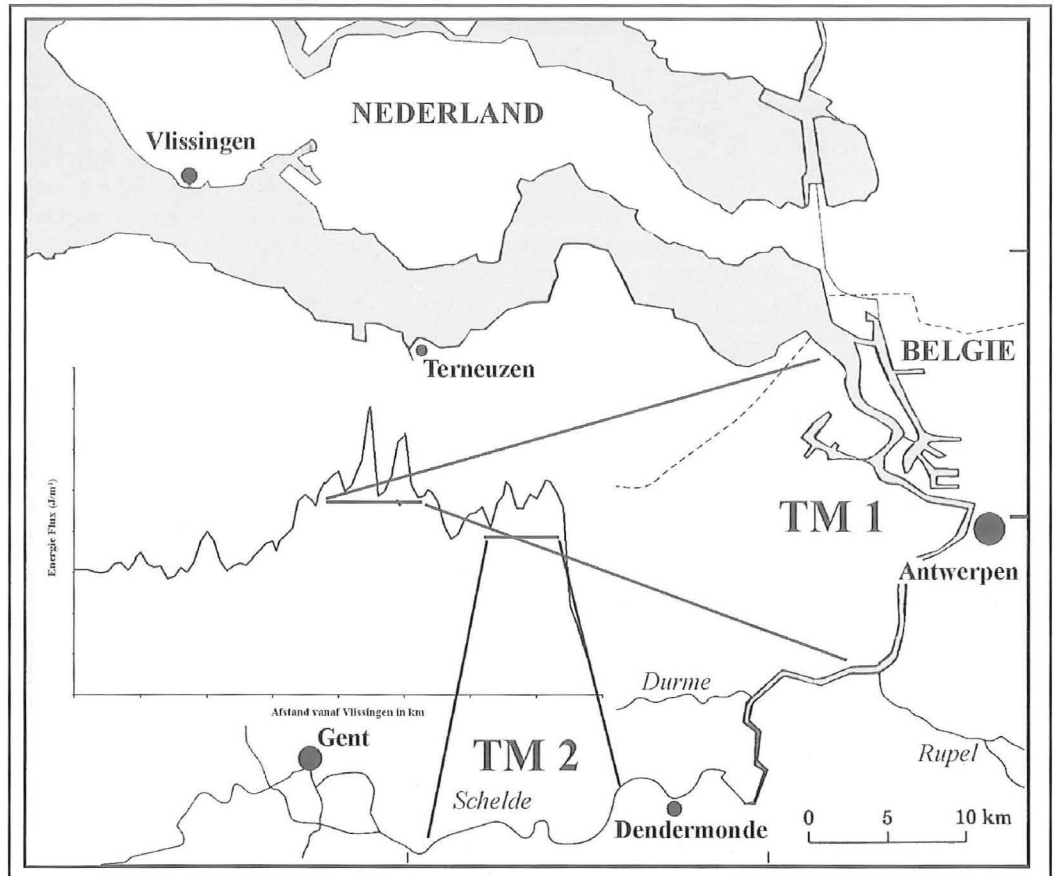
Een groter tijverschil veroorzaakt grotere stroomsnelheden en dus logischerwijze een hogere kinetische energie. Dit vindt zijn weerslag in een toenemende opwoeling van de bodem zodat de concentratie aan zwevend materiaal zal toenemen. Er zal dus een verband bestaan tussen de toename in tijverschil, de toenemende kinetische energie en hogere sedimentconcentraties.

De zwevende stof is niet homogeen verdeeld over het estuarium maar er komen gebieden voor met sterk verhoogde concentratie aan zwevende stof: de zogenaamde "troebelheidsmaxima". Deze gebieden ontstaan door een versnelde sedimentatie als gevolg van vlokvorming van het fijnste sediment (kleipartikels en organische bestanddelen) en van herhaalde opwoeling van het recent afgezette sediment als gevolg van de hoge energie. Versnelde sedimentatie en opwoeling veroorzaken niet alleen een lokale verrijking aan zwevende stof in het water maar tevens een verrijking aan schadelijke stoffen die zich op de fijnste partikels hebben vastgezet. In die zin speelt dus de

Figuur 4. Kwantificeren van de estuariene energie voor de periodes 1940-1949 en 1970-1979.



Figuur 5. Estuariene energie en troebelheidsmaxima (TM) in het estuarium van de Schelde. De legende van de energiediagram is terug te vinden in figuur 4.



energieverdeling een zeer belangrijke rol bij het beheer van het milieu omdat het sedimenttransport, de verdeling aan zwevende stof en alle sedimentaire processen aangedreven worden door en bepaald worden door het heersende energiepatroon. Waarnemingen van zwevende stof concentraties tonen aan dat er in de Schelde drie troebelheidsmaxima bestaan (Chen 2003; Chen *et al.* 2005). Het voornaamste komt voor in het midden-estuarium waar ook de hoogste energieën gevonden worden. Het strekt zich uit van Zandvliet tot aan de monding van de Rupel (figuur 5). Daarnaast is er een tweede troebelheidsmaximum in het boven-estuarium dat voornamelijk gedomineerd wordt door de rivier-energie, en is er een derde troebelheidsmaximum in het mondingsgebied van de Schelde, namelijk voor de kust, nabij Zeebrugge (Fettweis & Van den Eynde, 2003)

### 3. Het evenwicht tussen de rivier en de zee

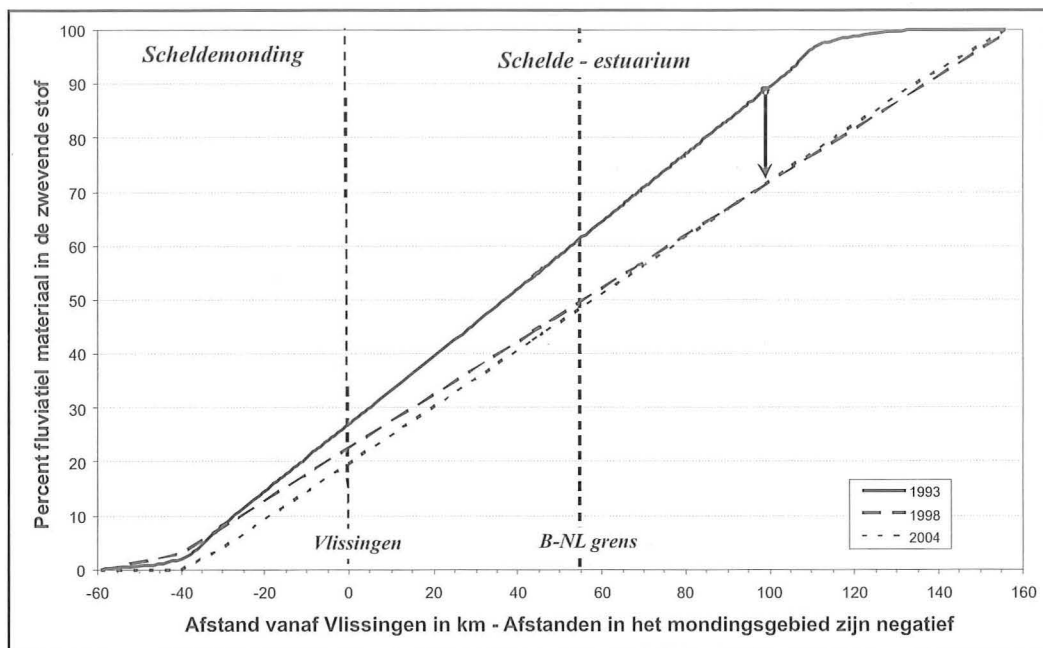
Een belangrijk aspect van de sedimentdynamiek in een estuarium bestaat in het evenwicht tussen de fluviatiele en de mariene energie. Het is een sleutelbegrip voor de vraag of het effect van morfologische veranderingen op het transport van sedimenten en het sedimentaire evenwicht kan worden geëvalueerd. In figuur 6 wordt het aandeel aan fluviatiel sediment getoond in functie van de afstand tot monding. Metingen in 1993 tonen een te verwachten zeewaartse afname aan

fluviatiel sediment (Wartel *et al.* 2004). Vijf jaar later, in 1998, is de situatie veranderd: in het boven-estuarium, nabij Gent, is de fluviatiele component sterk gedaald en ook nabij de Belgisch-Nederlandse grens is er een, weliswaar kleinere, daling merkbaar. De metingen van 2004 tonen weinig verandering ten opzicht van de situatie in 1998. Alles wijst er dus op dat na 1993 de mariene component in het estuarium is toegenomen. Dit houdt allicht verband met de verruimingsfase van de Westerschelde in de periode 1993-1998.

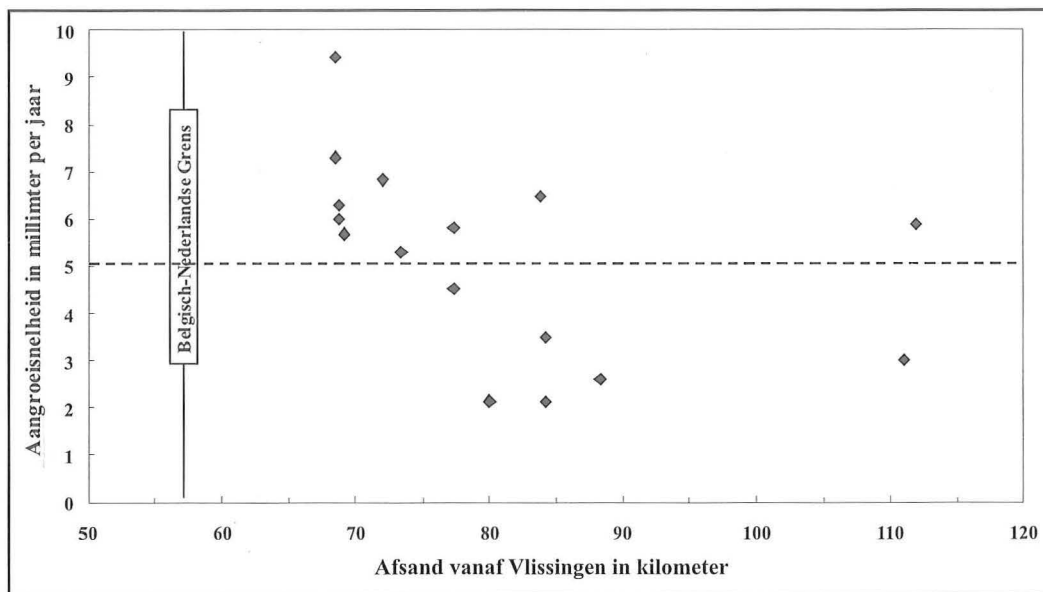
### 4. Sedimentaangroei

Een belangrijke vraag die zich bij dit alles stelt is of, en eventueel hoe snel, het sediment op de intertidale gebieden, de slikken, aangroeit? Daarom werd op basis van radioisotopen de sedimentaangroei op de slikken gemeten. Hieruit blijkt dat gemiddeld over een periode van meerdere tientallen jaren er een aangroei is van 0.2 tot 0.7 cm per jaar (figuur 7). Dit is behoorlijk meer dan de gemiddelde zeespiegelstijging die slechts 0.1 à 0.2 cm per jaar bedraagt, maar komt wel goed overeen met de eerder waargenomen stijging van het tijverschil met 0.5 cm per jaar. De hoogteligging van het intertidale gebied volgt dus het tijverschil. Een gelijkaardig verband werd eveneens vastgesteld voor de schorregebieden (Temmerman *et al.*, 2003).

Figuur 6. Het fluvio-mariene evenwicht van de zwevende stof in 1993, 1998 en 2004.



Figuur 7. Sedimentaangroei in het intertidale gebied (slikken).



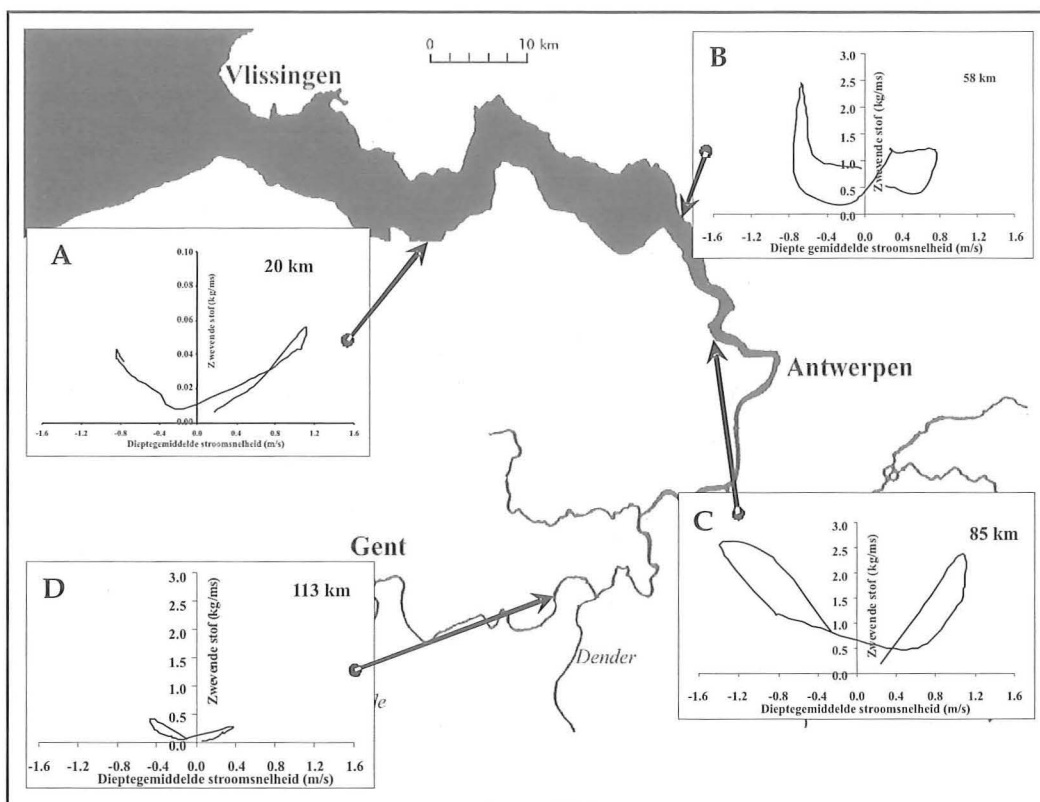
### 5. De sedimentlading

Een samenvatting van de verdeling van de sedimentlading over het estuarium in functie van het getij is weergegeven in figuur 8. De dieptegemiddelde concentratie aan zwevende stof wordt getoond tegenover de dieptegemiddelde stroomsnelheid van het water. De meetpunten nabij respectievelijk de Belgisch-Nederlandse grens (58 km opwaarts van Vlissingen) en Kruibeke (85 km opwaarts van Vlissingen) zijn gelegen in het tijgedomineerd troebelheidsmaximum. De sedimentlading in het beneden-estuarium is laag en redelijk homogeen verdeeld over de waterkolom. Veranderingen gedurende de tijcyclus zijn relatief gering. Dit is eveneens het geval voor het boven-estuarium alhoewel de lading hier iets hoger is. In het opwaartse deel van het troebelheids-

maximum (nabij 85 km) komen sterke stromingen voor zowel bij eb als bij vloed en is er een snelle sedimentatie gedurende de ebfase en een duidelijke hysteresis en vertraging van de sedimentatie tijdens de vloedfase. Dit laatste is een gevolg van de hoge estuariene energie en de ermee gepaard gaande opwoeling van het bodemsediment. Er werd reeds eerder gewezen op de toename aan kinetische energie als gevolg van een toename in het tijverschil. In figuur 8 nu is te zien hoe de zone met hoge energie (figuur 5) tevens een zone is met de hoogste dieptegemiddelde sedimentconcentraties (troebelheidsmaximum). Er is dus wel degelijk een verband tussen de energietoename en het voorkomen van een troebelheidsmaximum.

De verschillen tussen de hier voorgestelde sedimentdynamische scenario's worden geken-

Figuur 8. Evolutie van de sedimentlading tijdens een volledige tijdcyclus. Voorbeelden van meetstations in het beneden- (A), het midden- (B en C), en het bovenestuarium (D) van de Schelde. Op de horizontale x-as is de dieptegemiddelde stroomsnelheid weergegeven van -1.6 tot +1.6 m.s<sup>-1</sup>. Op de verticale y-as is de dieptegemiddelde concentratie aan zwevende stof weergegeven van 0 tot 30 kg.m<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>, uitgezonderd voor figuur A waar de concentratie aan zwevende stof is weergegeven van 0 tot 0.1 kg.m<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>. De vloedstroom is op arbitraire wijze met een negatief teken weergegeven.



merkt door een aantal factoren: de aard van het bodemsediment, de aard en samenstelling van de zwevende stof, en vooral de graad van vlokvorming en de valsnelheid van de vlokken.

## 6. Vlokvorming en vlok-valsnelheid

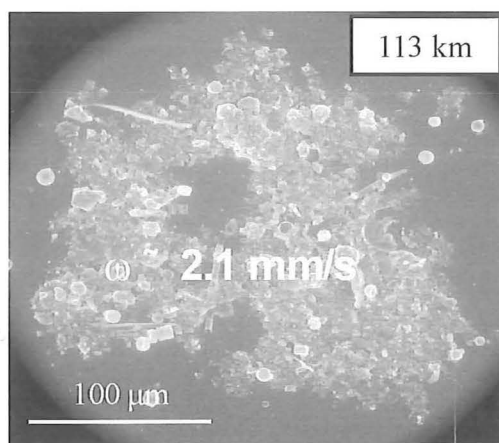
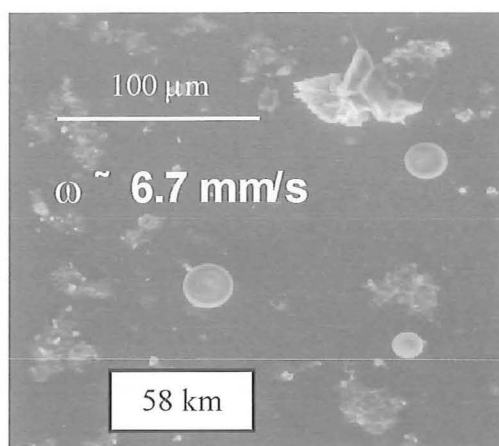
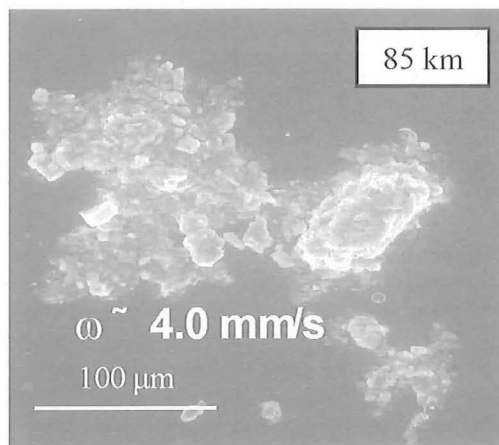
Het is een algemeen gekend verschijnsel dat in het estuariene milieu de meerderheid van de zwevende partikels niet geïsoleerd voorkomen maar kleine of grotere aggregaten vormen, vlokken genoemd. De neiging van partikels om vlokken te vormen bemoeilijkt in hoge mate de ontwikkeling van modellen die de sedimentdynamiek moeten in kaart brengen. Vlokken werden bestudeerd op verschillende plaatsen in het Schelde estuarium (figuur 8) en in-situ beelden worden getoond in figuur 9. De kleinste vlokken komen voor in het zeewaarts deel van het troebelheidsmaximum. Verder zeewaarts, in het beneden estuarium, komen grotere vlokken voor en ook in het boven estuarium worden herhaaldelijk grote tot zeer grote vlokken waargenomen. In tegenstelling tot wat veelal vooropgesteld wordt (o.m. Wollast, 1988), zijn er geen aanwijzingen gevonden voor een toename van de vlokvorming en de vloggrootte op de grens waar het brakke water overgaat in zoetwater. Door toepassing van hydrologische modellen op metingen over een volledige tijdcyclus van concentratie aan zwevende stof, stroomsnelheid en vloggrootte kon de valsnelheid van de vlokken bepaald worden. Hieruit

blijkt dat in het troebelheidsmaximum de valsnelheid van de vlokken het grootst is ook al zijn de vlokken er kleiner. Grote vlokken zowel in het beneden estuarium als in het boven-estuarium sedimenteren duidelijk langzamer.

## 7. Vooruitzichten voor verder onderzoek

Uit et hier besproken onderzoek komt een duidelijk patroon in het sedimentgedrag naar voren dat verbonden is met grootschalige veranderingen in de estuariene processen die zelf bepaald worden door een combinatie van externe krachten zoals morfologische veranderingen, veranderingen in het tijregime en menselijke ingrepen. Verdere studies, die in feite zeer essentieel zijn voor het beheer van het estuariene milieu, kunnen als volgt omschreven worden: (1) een kwantificering van de evolutie van de totale estuariene energie in de tijd zodat trends uit het verleden kunnen achterhaald worden en vooruitzichten naar de toekomst toe kunnen geformuleerd worden om scenario's op te stellen voor de evolutie van troebelheidsmaxima; (2) de eigenschappen van de zwevende stof worden mee bepaald door de aard van het bodemsediment. Echter de bodemsedimenten van het gebied tussen Antwerpen en Gent zijn niet gekend. Kaartering hiervan is dan ook dringend nodig; (3) de relatie tussen de vlogvormingsprocessen, zowel vorming als ontbinding van vlokken, en de variaties in de ruimte en tijd van biogeochemische processen is slechts

Figuur 9. In-situ vlokvorming. Op iedere foto is een schaal getekend. De vlokgrootte is kenmerkend voor het 70<sup>de</sup> percentiel.  $w$  is de berekende gemiddelde valsnelheid.



gedeeltelijk gekend en dient meer aandacht te krijgen wil men dit zeer belangrijk aspect van de sedimentdynamiek volledig begrijpen.

### Bedankingen

Dit onderzoek werd grotendeels uitgevoerd met middelen ter beschikking gesteld door onderzoeksprojecten van de Administratie Waterwegen en Zeewezen (Ministerie van het Vlaams Gewest) ondermeer in 1998 en in 2004 voor de bepaling van de verhouding tussen marien en fluviatiel slib en van 2002 tot 2004 als perceel 3 van het on-

derzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Het radioisotopenonderzoek was mogelijk dankzij de gewaardeerde medewerking van Dr. Pierre Van Den Winkel (Vrije Universiteit Brussel, Cyclotron). Het onderzoek van de stabiele isotopen werd uitgevoerd in samenwerking met Dr. Willy Baeyens, Dr. Frank Dehairs en Dr. Steven Bouillon (Vrije Universiteit Brussel, Analytische Scheikunde).

### Referenties

Chen, M. S. 2003. Suspended matter and flocculation in the estuarine environment. Department of Analytical and Environmental Chemistry, Faculty of Sciences. Brussels, Free University of Brussels (VUB). pp.185.

Chen, M. S., Wartel, S., Van Eck, G. T. M. and Van Maldegem, D. C. 2005. Suspended matter in the Scheldt estuary. *Hydrobiologia*. 540, 79–104.

Coen, I. 1988. Ontstaan en ontwikkeling van de Westerschelde. *Water*. 43: 156-162.

Fettweis, M. and Van den Eynde, D. 2003. The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research*. 23: 669-691.

Taverniers, E. 1998. Evolutie van het getij in het Zeescheldebekken. *Water*. 102: 304-308.

Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S. and Meire, P. 2003. Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and fresh tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium - SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms*. 28: 739-755.

Wartel, S., Chen M. S., Baeyens, W. en Dehairs, F. 2004. Bepaling van de verhouding marien-fluviatiel slib in de beneden Zeeschelde in het voorjaar van 2004. Brussel, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Betsuur Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Maritieme Toegang. pp. 66.

Wollast, R. 1988. The Scheldt estuary. Pollution of the North Sea. In: W. Salomons, B. L. Bayne, E. K. Duursma and U. Förstner. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag. 183-193.

M. Chen,  
S. Wartel en  
F. De Smedt

Vrije Universiteit Brussel  
Faculteit Ingenieurswetenschappen  
Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde  
Pleinlaan 2  
1050 Brussel.

Contact: [Margaret.Chen@vub.ac.be](mailto:Margaret.Chen@vub.ac.be)

# Opslibbing van schorren en overstromingsgebieden langs de Schelde: een onvermijdelijk natuurlijk proces

De schorren, die voorkomen langs de oevers van het Schelde-estuarium, worden regelmatig overstroomd tijdens springtijden, waarbij er slib en fijn zand wordt aangevoerd en afgezet. Hierdoor hogen de schorren zich op. Dergelijke opslibbing mogen we ook verwachten in overstromingsgebieden (bv. GOG-GGG's) die momenteel worden aangelegd langs het Schelde-estuarium. De opslibbing van schorren en overstromingsgebieden is een onvermijdelijk, natuurlijk proces, dat belangrijke gevolgen heeft voor de functies die schorren en overstromingsgebieden vervullen: door opslibbing dreigt hun waterbergingscapaciteit te verminderen, waardoor de kans op overstroming van dijken toeneemt; door ophoging verandert ook de efficiëntie waarmee sedimenten, nutriënten en vervuilende stoffen uit het Scheldewater worden afgezet (filterfunctie); en hoogteveranderingen zijn sturend voor veranderingen in het ecosysteem (planten, dieren, enz.). In dit artikel geven we een overzicht van de huidige kennis en kennisleemten over sedimentatieprocessen in schorren en overstromingsgebieden langs het Schelde-estuarium.

<sup>1</sup> Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Polaire Ecologie, Limnologie en Geomorfologie,

<sup>2</sup> Katholieke Universiteit Leuven, Onderzoeksgroep Fysische en Regionale Geografie

<sup>3</sup> Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie

<sup>4</sup> WL | Delft Hydraulics

<sup>5</sup> Vrije Universiteit Brussel, Onderzoeksgroep Hydrologie en Waterbouwkunde

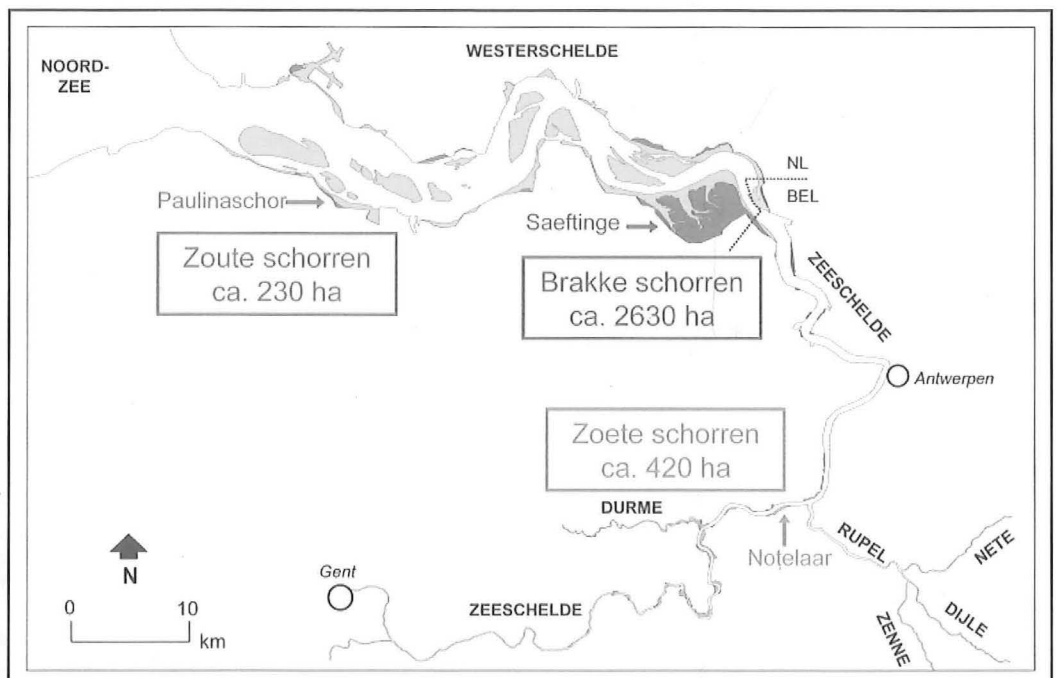
<sup>6</sup> Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer

## Inleiding

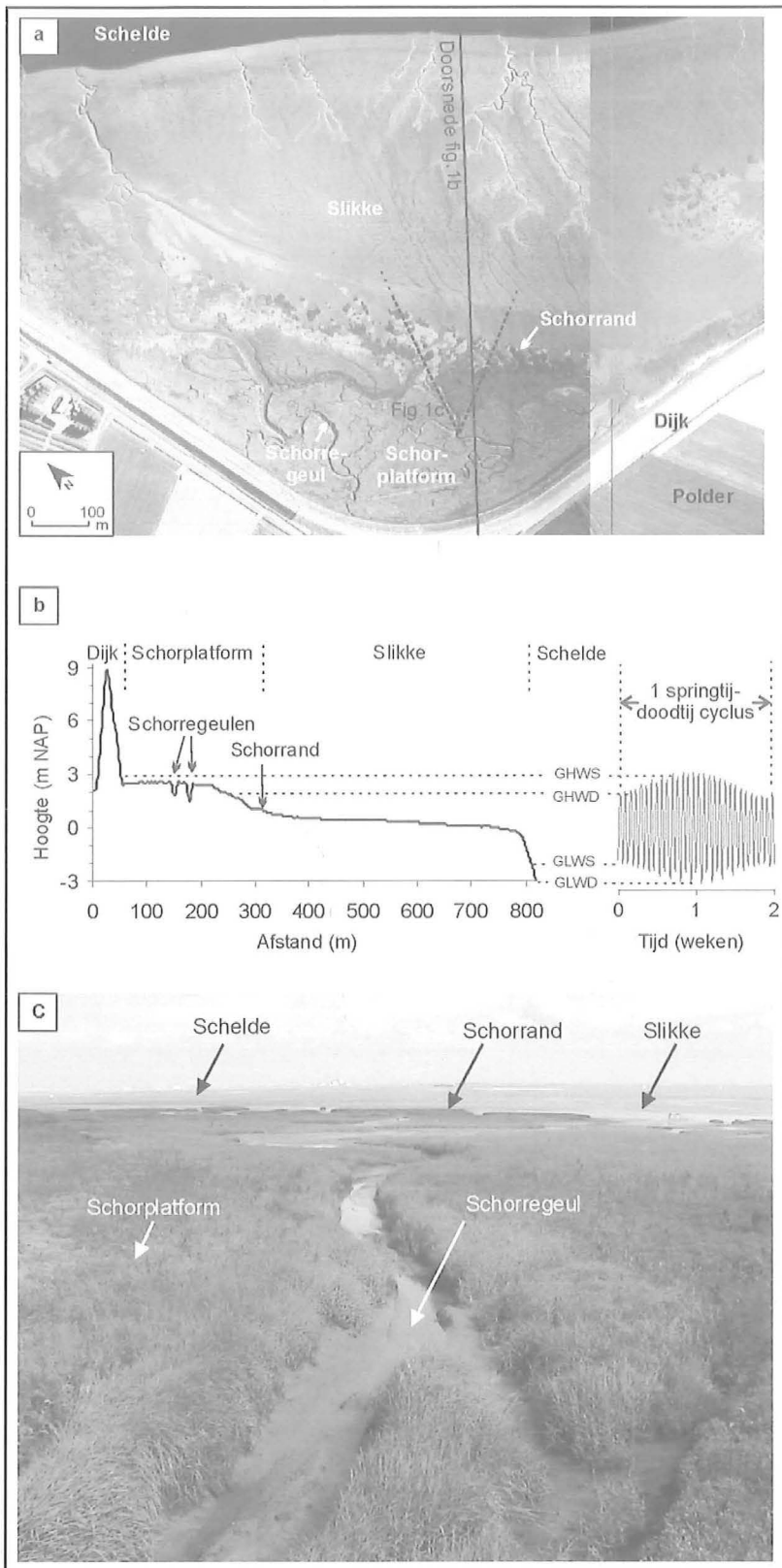
De oeverzones van het Schelde-estuarium (fig. 1) worden gekenmerkt door slikken en schorren. Dit zijn gebieden die periodiek overstroomd worden bij hoogwater en weer droogvallen bij laagwater (fig. 2). Tijdens overstroming van de schorren treedt enerzijds sedimentatie op: het overspoelende water is beladen met sedimentdeeltjes, vooral slib, fijn zand, en organisch materiaal, dat gedeeltelijk bezinkt uit het water en wordt afgezet op het begroeide schorplatform. Anderzijds kan er ook erosie optreden: hiermee bedoelen we het uitschuren van de bodem door het overspoelende water, wat vooral gebeurt in de onbegroeide schorgeulen en aan de schorrand (fig. 2). Sedimentatie en erosieprocessen leiden tot veranderingen in de geomorfologie, of het reliëf, van schorren. Deze reliëfveranderingen hebben belangrijke implicaties voor de functies die schorren vervullen binnen het Schelde-estuarium.

De schorren spelen onder meer een belangrijke rol in de waterbeheersing langs het estuarium. Ze fungeren als natuurlijke overstromingsgebieden, waardoor bij extreme hoogwaterpeilen (stormvloed) het waterbergend vermogen van het estuarium wordt vergroot, zodat het risico op overstroming van bewoonde gebieden langs het estuarium verkleint. Door opslibbing van de schorren, als gevolg van sedimentatie, neemt dit waterbergend vermogen echter af (bv. Temmerman et al. 2004b), waardoor de getijdengolf hoger en dieper landinwaarts in het estuarium wordt opgestuwd. Dit waterbergend vermogen van schorren is vooral belangrijk voor het Verdrongen Land van Saeftinghe en de Zeeschelde (Vlaamse deel van het estuarium). Bovendien worden stromingen en golven in sterke mate afgeremd door de schorvegetatie (Bouma et al., 2005a;b), waardoor dijken, die beschermd worden door een schorzone aan de rivierzijde, minder onderhoud vergen en minder gevoelig zijn voor dijkdoorbra-

Figuur 1. Het Schelde-estuarium sterkt zich uit vanaf de Scheldemonding in de Noordzee tot Gent. Omwille van de vermenging van zout zeeewater en zoet rivierwater treffen we langs de oevers van het Schelde-estuarium zout-, brak-, en zoetwaterschorren aan.



Figuur 2. (a) Luchtfoto, (b) geomorfologische dwarsdoorsnede, en (c) foto van een typisch slikke- en schorregebied (Paulinaschor, Westerschelde). Verklaring van de gebruikte afkortingen: GHWS en GHWD = gemiddeld hoogwaterpeil bij springtij en doottij, respectievelijk; GLWS en GLWD = gemiddeld laagwaterpeil bij springtij en doottij, respectievelijk. (Bron luchtfoto: Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst)



ken tijdens stormvloed. Dit effect is vooral belangrijk langs de Westerschelde (Nederlandse deel van het estuarium), waar hoge windgolven kunnen optreden tijdens stormen. Om het water-

bergend vermogen van het estuarium te vergroten, wil men bovendien in de komende jaren 100- den tot 1000- den ha polders ofwel ontpolderen (bv. Hedwige-Prosperpolder), ofwel inrichten als gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's; bv. polders van Kruikebeke-Bazel-Rupelmonde) (Meyvis et al., 2003). Een GOG is een polder, waarvan de dijk aan de rivierzijde wordt verlaagd en waar een nieuwe, hoge ringdijk wordt aangelegd langs de landzijde, zodat bij extreem hoge waterstanden op de Schelde water in het GOG kan stromen. Daardoor moet de waterstand op de Schelde dalen en het risico op overstromingen in andere, bewoonde gebieden langs de Schelde afnemen. Sommige GOG's zullen tevens ingericht worden met een gecontroleerd gereduceerd getij (GGG): via sluisen in de rivierdijk kan een gereduceerd getij elke dag de polder in- en uitstromen (bv. Cox et al. 2006). In ontpolderde gebieden en GOG's met GGG mogen belangrijke reliëfveranderingen verwacht worden, als gevolg van sedimentatie- en erosieprocessen die vergelijkbaar zijn met deze in schorren (Maris et al., 2007). Deze reliëfveranderingen zullen uiteraard belangrijke gevolgen hebben voor het waterbergend vermogen van deze nieuwe overstromingsgebieden.

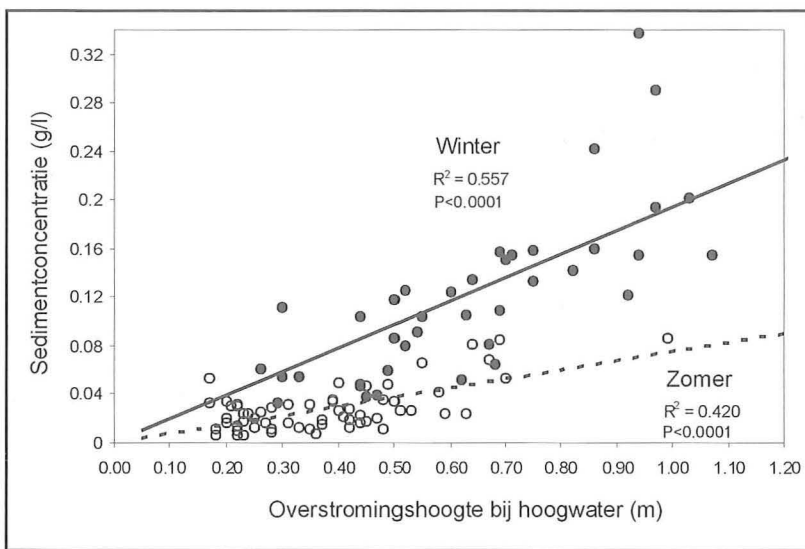
Schorren hebben tevens ook een belangrijke filterfunctie. Het Scheldewater is beladen met grote hoeveelheden sedimenten, nutriënten (bv. stikstof), en vervuulende stoffen (bv. zware metalen), afkomstig van boderosie, landbouw- en industriële activiteiten in het stroomgebied van de Schelde. De hoge sedimentlading zorgt voor problemen in verband met dichtslibben en verzanden van de vaargeul, waardoor zwaar moet geïnvesteerd worden in baggerwerken om de Scheldehavens, zoals de Antwerpse haven, bereikbaar te houden voor schepen. De hoge nutriëntlading zorgt dan weer voor eutrofiëring, waardoor het Scheldewater vaak zuurstofloos wordt, wat een sterke limiterende factor is voor biologische activiteit. De schorren zijn dé uitgesproken plaatsen in het estuarium, waar van nature sedimentatie kan optreden van sedimenten (bv. Temmerman et al. 2004b), nutriënten (bv. Gribsholt et al. 2005; Struyf et al. 2007) en vervuulende stoffen (bv. Du Laing et al., 2007). Sedimentatie in schorren zorgt dus voor een natuurlijke zuivering van het Scheldewater. Een gelijkaardige filterfunctie wordt verwacht in de geplande ontpolderingen en GOG's met GGG.

Tot slot zijn schorren essentiële schakels in het ecosysteem van het Schelde-estuarium. Hun uitzonderlijke waarde als natuurgebieden wordt erkend door een aantal nationale en internationale beschermingsstatuten (bv. EU Habitat- en Vogelrichtlijn). Reliëfveranderingen, door sedimentatie en erosie, zijn sturend voor habitatveranderingen in schorren, en tevens in ontpolderde gebieden en GOG's met GGG. Bijvoorbeeld, opslibbing resulteert in een afname van de overstromingsfrequentie, waardoor andere planten en dieren de voorkeur krijgen (bv. Van den Bergh et al., 2001).

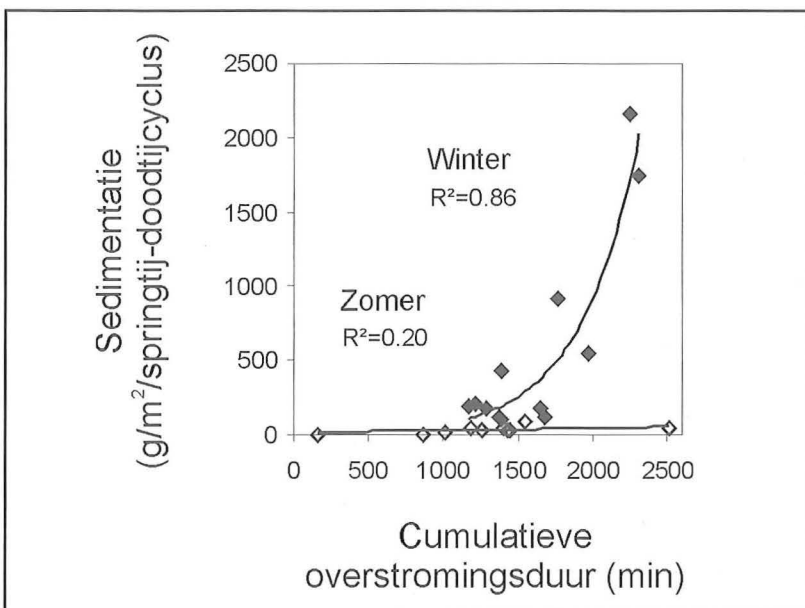
Het wetenschappelijk onderzoek naar sedimentatie- en erosieprocessen in schorren dient dus

een belangrijke bijdrage te leveren tot een efficiënt en duurzaam beheer van het Schelde-estuarium. In dit artikel wordt een overzicht gegeven van de huidige kennis over sedimentatieprocessen op de schorren, en wijzen we op een aantal implicaties voor de aanleg van nieuwe overstromingsgebieden langs de Schelde. Over erosieprocessen, die zich vooral afspelen in de schorgeulen en aan de schorrand, is tot nu toe vrij weinig bekend, maar dit wordt volop onderzocht. Daarom wordt erosie hier in minder detail besproken.

*Figuur 3. Sedimentconcentratie in functie van de overstromingshoogte bij hoogwater, gemeten op de schorren van de Notelaar tijdens de periode april 2000 t/m mei 2001. Elk bolletje stelt 1 meting van de sedimentconcentratie voor aan het begin van 1 overstroming met een bepaalde overstromingshoogte. De dataset werd opgesplitst voor zomer (april-september; witte bolletjes) en winter (oktober-maart; zwarte bolletjes).*



*Figuur 4. Sedimentatie in functie van cumulatieve overstromingsduur, gemeten op de schorren van de Notelaar tijdens de periode april 2000 t/m mei 2001. Elk bolletje stelt 1 meting voor van de hoeveelheid afgezette sediment na 1 springtij-doodtij cyclus (= ca. 14 dagen). De dataset werd opgesplitst voor zomer (april-september; witte bolletjes) en winter (oktober-maart; zwarte bolletjes).*



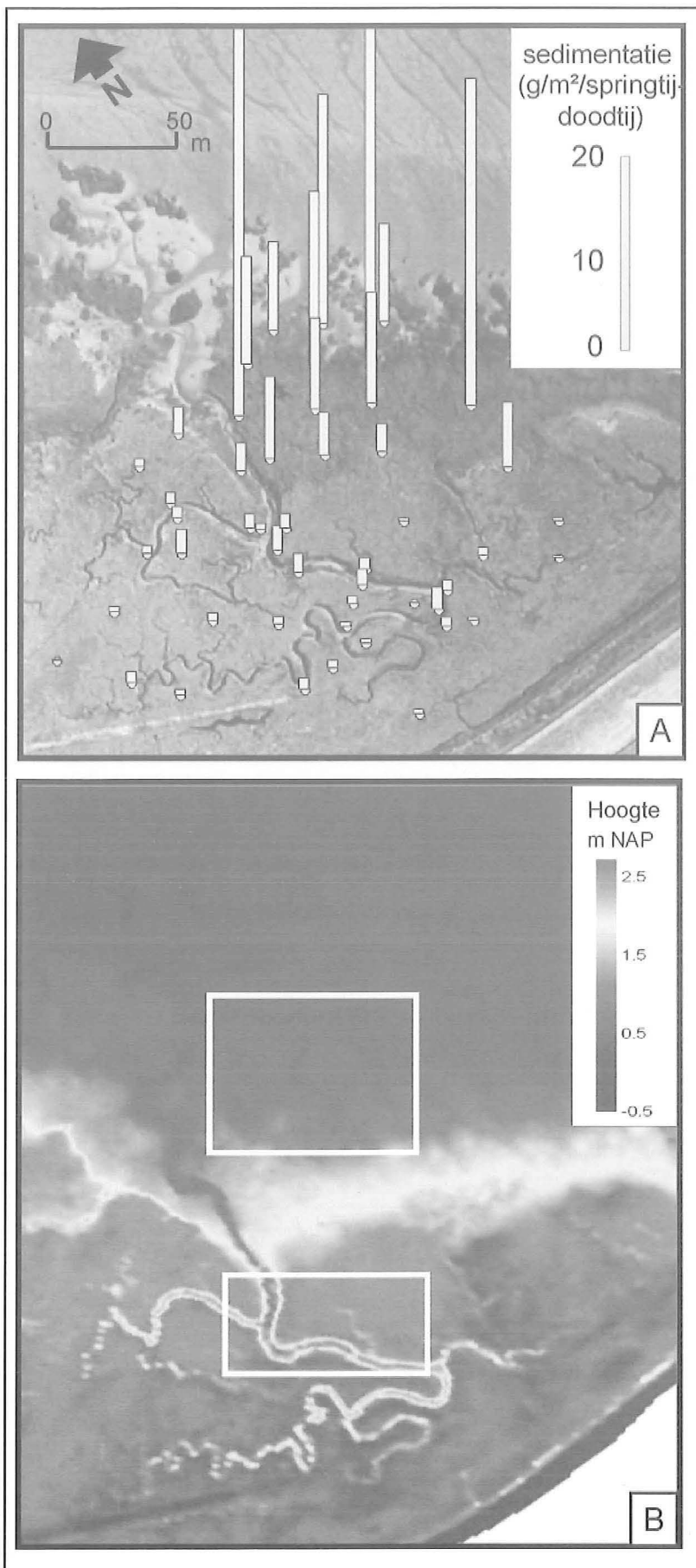
## Sedimentatie varieert in tijd en ruimte

De sedimentconcentratie in het water dat schorren overstroomt, is bepalend voor de totale hoeveelheid sediment die maximaal kan worden afgezet op een schor. Die sedimentconcentratie varieert sterk in de loop van een jaar. Op de schorren van de Notelaar, bijvoorbeeld, werden variaties gemeten van 10 tot 300 mg droog sediment per liter water (fig. 3). De sedimentconcentratie is hoger wanneer het schor door een hoger hoogwaterpeil wordt overstroomd. Hoe hoger het hoogwater, hoe sterker het water het schor komt binnengestroomd (want de tijdsperiode voor de vloed is voor elk tij ongeveer hetzelfde), zodat het overstromende water een hogere sedimentconcentratie in suspensie kan houden. Daarnaast zien we ook dat de sedimentconcentratie hoger is in de winter (oktober-maart) dan in de zomer (april-september), voor eenzelfde overstromingshoogte (fig. 3). Als gevolg van deze variaties in sedimentconcentratie in functie van de getijdenwerking en de seizoenen, gaat ook de hoeveelheid sediment, die effectief wordt afgezet op de schorren, variëren in functie van beide parameters (fig. 4). Bijvoorbeeld, op de schorren van de Notelaar werd een variatie vastgesteld van minder dan 10 mg tot meer dan 2 kg droog sediment dat wordt afgezet per springtij-doodtijcyclus (= ca. 14 dagen). De meeste sedimentatie treedt dus op tijdens de hoogste springtijden in de winter (Temmerman et al., 2003b).

Waar in de schorren wordt het sediment nu afgezet? Figuur 5a toont een voorbeeld van het ruimtelijke sedimentatiepatroon dat werd gemeten op het Paulinaschor (Westerschelde). Ter vergelijking wordt in figuur 5b een hoogtekartaar getoond van hetzelfde gebied. Hieruit blijkt duidelijk dat het meeste sediment wordt afgezet op het lage schor, het dichtste bij de schorrand. Hoe lager een schor is, hoe groter de overstromingsfrequentie, -hoogte en -duur, en bijgevolg hoe meer sediment er wordt afgezet. Op het hoge schor, ver van de schorrand, zien we dat er minder sediment wordt afgezet, en dat er een bijkomende variatie in sedimentatie optreedt, die is gerelateerd aan de afstand tot de dichtstbijzijnde schorgeul. Hoe verder van de geulrand, hoe minder sediment er wordt afgezet. Dit wijst erop dat de overstroming en de ruimtelijke verspreiding van sedimenten over een schor als volgt verloopt. De overstroming start vanaf de schorrand. Eerst lopen de schorgeulen vol, vervolgens gaan de geulen overlopen en stroomt het water vanuit de geulen over het omringende schorplatform. Dichtbij de schorrand treedt ook overstroming op rechtstreeks vanuit de Schelde (dus niet eerst via schorgeulen). Op zijn weg die het water aflegt vanaf de schorrand, via de geulen, en vervolgens over het schorplatform, bezinkt er steeds meer sediment uit het water. Als gevolg daarvan wordt het meeste en zwaarste sediment (fijn zand) eerst afgezet dichtbij de schorrand en dichtbij de geulranden, en blijft er minder en lichter sediment in het water over (silt en klei) dat op een verdere afstand van de schorrand en van de schorgeulen wordt afgezet (Temmerman et al., 2003b; 2005b).



Figuur 5. (A) Luchtfoto van het Paulinaschor. De staafjes geven sedimentatiehoeveelheden weer, die werden gemeten op 50 locaties tijdens 1 springtij-doodtij cyclus (= ca. 14 dagen). (B) Hoogtekaart van hetzelfde gebied.



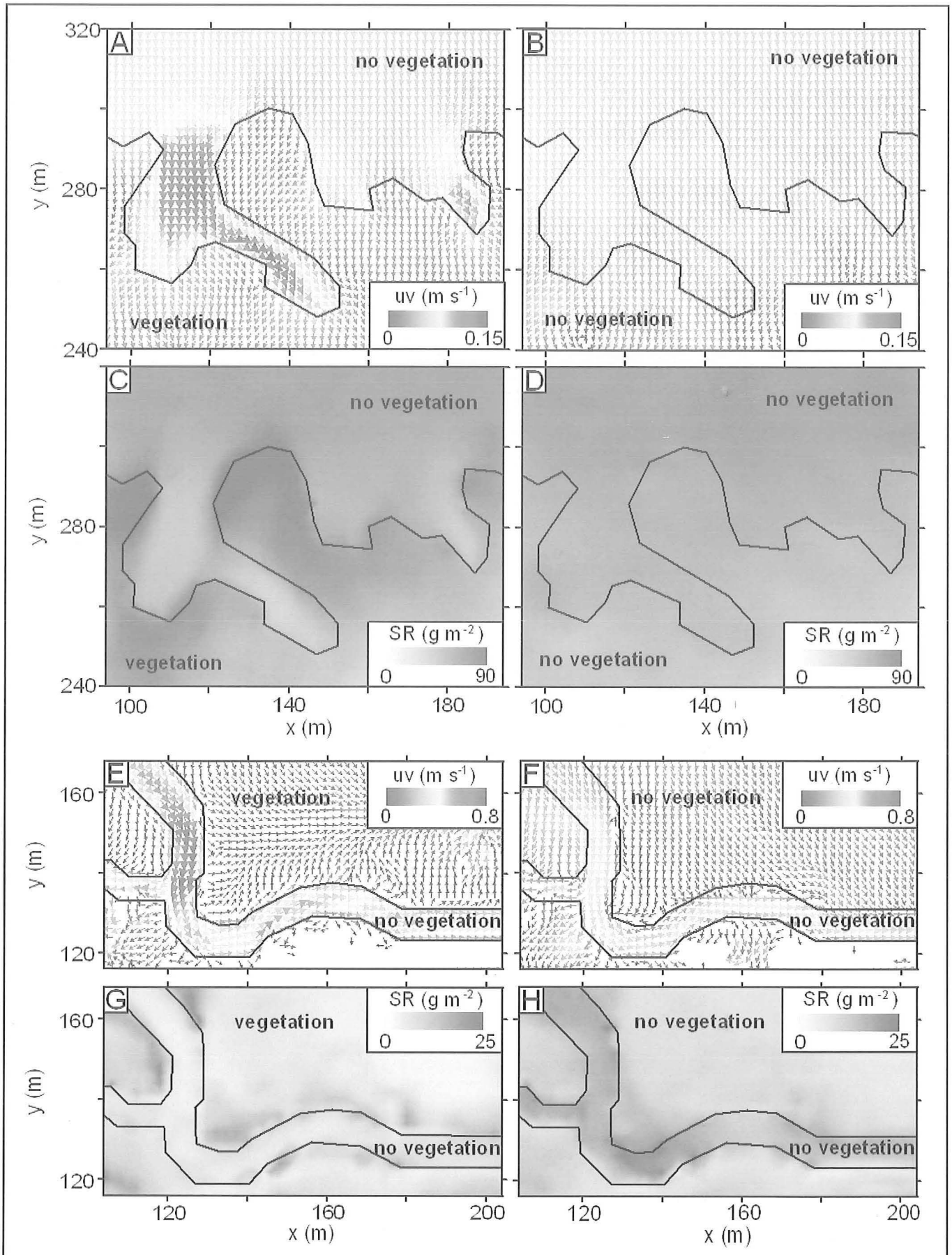
## De cruciale impact van vegetatie

Schorren zijn typisch begroeid met een dichte vegetatie (fig. 1c). Men neemt algemeen aan dat water, dat doorheen een dichte vegetatie stroomt, sterk wordt afgeremd, en dat bijgevolg de afzetting van sediment wordt bevorderd. Maar voor schorren blijkt de vegetatie een iets ingewikkelder effect te hebben dan dit.

Het is bijzonder moeilijk (en meestal niet wenselijk) om alle vegetatie van een schor te verwijderen, om zodoende stromingen en sedimentatie te bestuderen met en zonder vegetatie. In dit opzicht biedt een computer model een belangrijk voordeel. Op basis van fysische wetmatigheden die de beweging van water beschrijven over een bepaald reliëf en door een bepaalde vegetatiestructuur, blijken we vrij goed in staat te zijn om de ruimtelijke stroompaden en sedimentatiepatronen, die worden gemeten op schorren, te simuleren met een computer model (Delft3D) (Temmerman et al. 2005a; 2007). Deze modelsimulaties tonen aan dat vegetatie een cruciale impact heeft op de erosie- en sedimentatiepatronen op schorren (fig. 6):

- (1) Op de overgang van onbegroeide slikken naar begroeide schorren (fig. 6A en B) zien we dat de stroomsnelheid sterk wordt afgeremd in de vegetatie, als gevolg van de weerstand die de vegetatie uitoefent op de stroming. Als gevolg van deze weerstand wordt de stroming tevens geconcentreerd en versneld net tussen de vegetatie (in dit geval pollen van Engels Slijkgras: zie bv. de luchtfoto in fig. 4a van hetzelfde gebied). Als gevolg van dit stromingspatroon wordt er veel sediment afgezet in de vegetatie, terwijl er tussen de vegetatie weinig sedimentatie of zelfs erosie optreedt (fig. 6C en D). Deze interacties tussen vegetatie en stroming leiden uiteindelijk tot de erosie van schorgeulen tussen de vegetatiepollen.
- (2) Op een reeds ontwikkeld schor met diepe geulen (fig. 6E) stroomt het water het snelste door de geulen, aangezien het water daar de minste weerstand ondervindt omdat er geen vegetatie groeit in de geulen. Bijgevolg wordt het begroeide schorplatform overstromd vanuit de geulen, waarbij de stroomsnelheid snel afneemt, van zodra het water door de vegetatie stroomt (fig. 6E). Wanneer er geen begroeiing aanwezig zou zijn op het schorplatform, dan stroomt het water even gemakkelijk rechtstreeks vanuit de Schelde over het onbegroeide schorplatform dan eerst via de geulen. Bij afwezigheid van vegetatie is de stroomsnelheid in de geulen bijgevolg veel lager en wordt het schorplatform niet overstromd vanuit de schorgeulen maar vanuit de Schelde (fig. 6F). Als gevolg van deze stroompatronen gaat bij aanwezigheid van vegetatie weinig sedimentatie of zelfs erosie optreden in de geulen, en wordt het meeste sediment afgezet vlak naast de geulen (fig. 6G). Bij afwezigheid van vegetatie, zouden

Figuur 6. (A t/m D) Resultaten van modelsimulaties voor het randgebied tussen slik en schor (bovenste witte kader in fig. 5B): stromingspatroon met schorvegetatie (A) en zonder schorvegetatie (B); sedimentatiepatroon met schorvegetatie (C) en zonder schorvegetatie (D). (E t/m H) Resultaten van modelsimulaties voor het hoge schor (onderste witte kader in fig. 5B): stromingspatroon met schorvegetatie (E) en zonder schorvegetatie (F); sedimentatiepatroon met schorvegetatie (G) en zonder schorvegetatie (H).

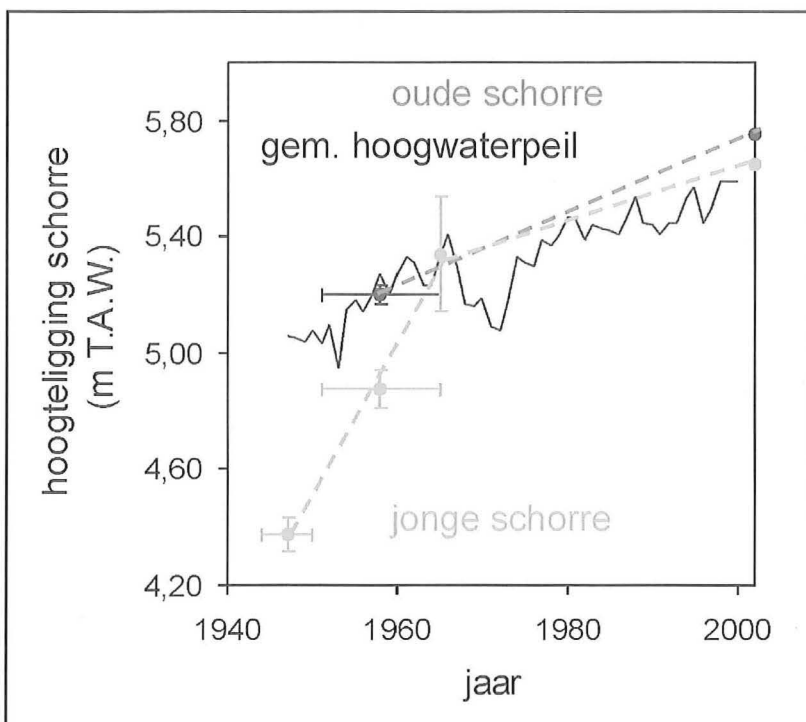


de geulen dichtslibben en zou er minder sediment afgezet worden vlak naast de geulen (fig. 6H). Deze simulaties tonen dus aan dat de aanwezigheid van vegetatie verantwoordelijk is voor de erosie van geulen (Temmerman et al. 2007) en voor het ontstaan van een micro-reliëf van oeverwallen en kommen, wat typisch is voor schorren (Temmerman et al. 2005a): vlak langs de geulen ontstaan oeverwallen (ruggen), die 20 tot 30 cm hoger worden dan de lager gelegen kommen (depressies) op een grotere afstand van de geulen. Bij afwezigheid van vegetatie, zoals op slikken, treedt er nauwelijks vorming van oeverwallen en kommen op.

### Opslibbing op lange termijn: verleden en toekomst?

We zagen hierboven reeds dat de opslibbing van schorren, op de korte termijn van individuele tijden, in sterke mate wordt bepaald door de overstromingsfrequentie, -hoogte, en -duur (fig. 3 en 4). Maar op de lange termijn van 10-tallen tot 100-den jaren, zal de overstromingsdynamiek veranderen. Enerzijds omdat de schorren zich ophogen door sedimentatie, maar anderzijds ook omdat de hoogte van de hoogwaterpeilen verandert, bijvoorbeeld door zeespiegelstijging. De reactie van schorren op zeespiegelstijging is een belangrijk onderzoeksthema. Op sommige plaatsen in de wereld zien we dat schorren door de zeespiegelstijging steeds meer worden overstromd, waardoor de schorvegetatie op termijn

Figuur 7. Opslibbing van de oude schorre (in donkergroen) en jonge schorre (in lichtgroen) van de Notelaar gedurende de laatste 60 jaar, bepaald aan de hand van datering van boorkernen. In volle zwarte lijn: evolutie van het lokale gemiddelde hoogwaterpeil (GHW). (bron data GHW: AWZ)



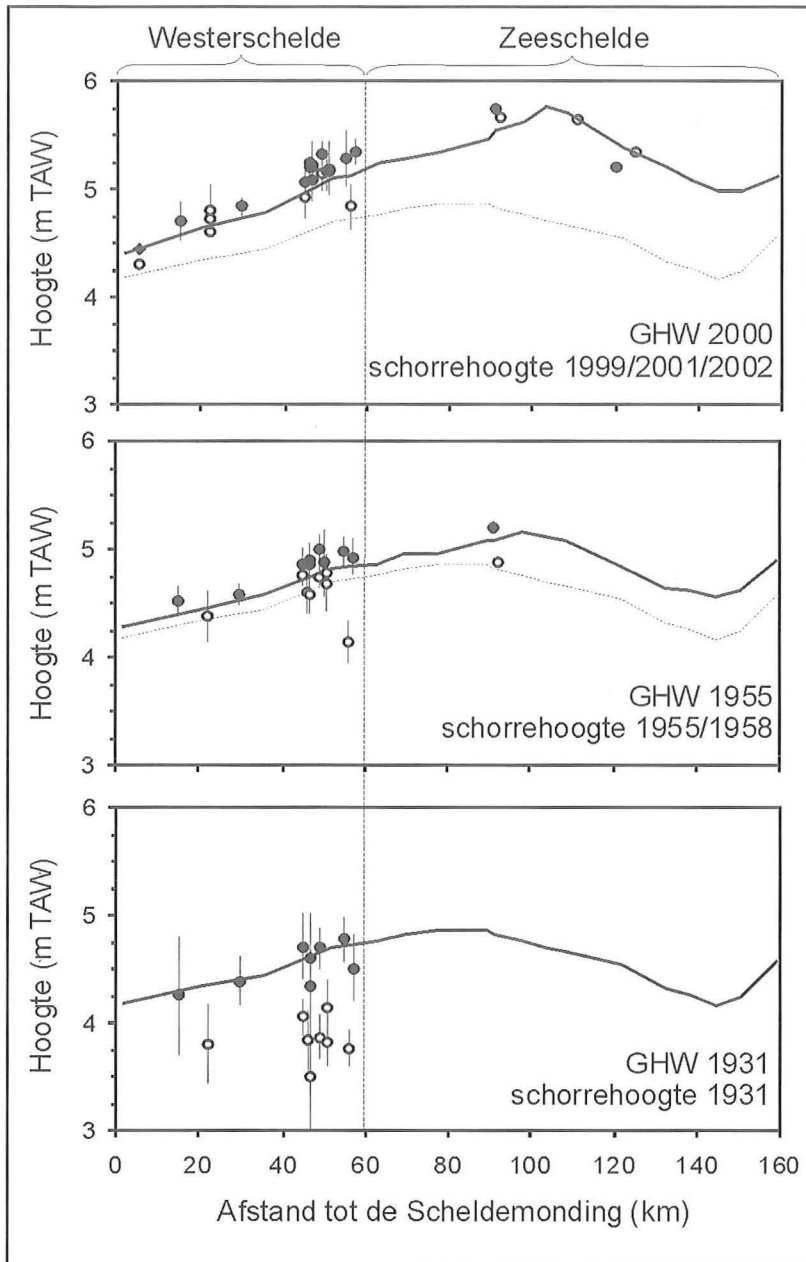
afsterft en uiteindelijk volledig verdwijnt (bv. in de Mississippi-delta). Op andere plaatsen gaat de opslibbing voldoende snel, zodat de schorren de stijging van het zeeniveau nog net kunnen volgen en zich in stand kunnen houden. Op nog andere plaatsen hogen schorren zich zodanig snel op, dat ze na verloop van tijd nog maar weinig worden overspoeld. Het is duidelijk dat deze verschillende reacties van schorren op zeespiegelstijging, belangrijke implicaties hebben op de functies van schorren, zowel op het vlak van waterbeheersing, filterfunctie en ecologie.

Figuur 7 toont gegevens over de opslibbing van de schorren van de Notelaar tijdens de afgelopen 60 jaar, die erg representatief zijn voor de Schelde. Enerzijds komt hier een oud schor voor, die reeds staat afgebeeld op oude kaarten van het einde van de 18de eeuw. Anderzijds werd hier ook een jong schor gevormd rond 1950 door de vestiging van nieuwe schorvegetatie op een slik (Temmerman et al. 2003a). De opslibbing van beide types van schorren verloopt algemeen volgens het volgende patroon:

- (1) Jonge, laag gelegen schorren worden vaak, lang en hoog overstromd onder invloed van de getijdenwerking. Daardoor is de sedimentatiesnelheid op jonge schorren aanvankelijk hoog (bv. voor de jonge schor van de Notelaar zo'n 6 tot 8 cm/jaar tussen 1950 en 1965). Als gevolg van deze snelle opslibbing gaat de overstromingsfrequentie, -hoogte en -duur stelselmatig afnemen. Bijgevolg krijgen we een afname in de sedimentatiesnelheid met toenemende hoogte van de schorren ten opzichte van het gemiddelde hoogwaterpeil (GHW). Door deze negatieve terugkoppeling tussen opslibbing en overstromingsfrequentie, -hoogte en -duur, gaan schorren uiteindelijk evolueren naar een bepaald evenwichtsniveau, waarbij de snelheid van opslibbing en stijging van GHW elkaar in evenwicht houden. Voor de Scheldeschorren ligt dit evenwichtsniveau 10 tot 20 cm boven GHW (fig. 7 en 8).
- (2) Oude, hoog gelegen schorren (die hun evenwichtsniveau ten opzichte van GHW reeds hebben bereikt) hogen zich even snel op als de snelheid waarmee GHW stijgt (fig. 7). Het oude schor van de Notelaar, bijvoorbeeld, hooft zich momenteel op met een snelheid van 1.2 tot 1.8 cm/jaar.

Deze mechanismen van opslibbing gelden niet alleen voor de schorren van de Notelaar, maar voor vrijwel alle schorren langs de Schelde (Temmerman et al. 2004b). Uit figuur 8 blijkt dat gedurende de afgelopen 70 jaar, de Scheldeschorren zich hebben opgehoogd met een gemiddelde snelheid van ca. 0.4 tot 7.5 cm/jaar. Daarbij hoogden jonge, lage schorren zich zeer snel op, soms tot 1.5 m in amper 15 tot 30 jaar tijd (bv. Notelaar 1950-1965; Saeftinghe 1931-1963). Opvallend hierbij is dat jonge schorren sneller opslibben tot hun evenwichtsniveau in de Zeeschelde dan in de Westerschelde, wat te wij-

Figuur 8. Hoogteligging van schorren langs het Schelde-estuarium in functie van afstand tot de monding, voor verschillende tijdstippen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen jonge schorren (in witte bolletjes), die pas gevormd zijn rond 1931 of daarna, en oude schorren (in zwarte bolletjes), die al in evenwicht zijn met gemiddelde hoogwaterpeil (GHW) rond 1931. Het verloop van GHW langsheen de Schelde is weergegeven in volle lijn. In de bovenste 2 figuren is in dunne stippellijn telkens GHW voor 1931 weergegeven als referentie. (bron data GHW: AWZ)



ten is aan de hogere sedimentconcentraties in het water in de Zeeschelde. Eenmaal dit evenwichtsniveau is bereikt hogen oude, hoge schorren zich veel trager op aan een snelheid van zo'n 0.4 tot 1.8 cm/jaar, vergelijkbaar met de snelheid van GHW stijging. De opslibbing van de oude, hoge schorren gaat over het algemeen sneller in de Zeeschelde dan in de Westerschelde (fig. 8), omdat het GHW sneller stijgt in de Zeeschelde. Tenslotte is het GHW in de Schelde niet overal gelijk, waardoor het evenwichtsniveau van de schorren varieert langs de Schelde: de hoogste

schorren vinden we ter hoogte van de Durmemonding; in zeewaartse en landinwaartse richting neemt de evenwichtshoogte van de schorren af (fig. 8).

We vermeldden reeds dat het GHW niet overal even snel stijgt langs de Schelde. Aan de monding steeg het GHW met ca. 30 cm gedurende de afgelopen eeuw, vooral onder invloed van de globale zeespiegelstijging. Maar meer landinwaarts, bijvoorbeeld ter hoogte van de Durmemonding, steeg het GHW met maar liefst 150 cm (Temmerman et al., 2004b). Deze snelle stijging houdt verband met processen in het estuarium, zoals inpoldering en opslibbing van schorren, waardoor het volume van het estuarium wordt verkleind en de getijdengolf bijgevolg hoger en verder landinwaarts wordt opgestuwd. Deze opstuwing van hoogwaters wordt ook in de hand gewerkt door baggerwerken, waarbij de drempels (ondiepten) in de vaargeul in de Westerschelde werden verlaagd, zodat de getijdengolf minder wrijving met de bodem ondervindt en zich verder landinwaarts kan voortplanten. Wat is nu het effect van deze zeer snelle stijging van GHW op de schorren? Zullen de schorren in de toekomst meer en meer overstroomd worden, en zal de schorvegetatie daardoor afsterven en verdwijnen? Of kunnen de schorren zich in stand houden door opslibbing?

Om dit te onderzoeken ontwikkelden we een computer model (MASED: Temmerman et al., 2003a; 2004a;b). Dit model simuleert de opslibbing van schorren als reactie op veranderingen in GHW en in sedimentconcentratie. Het model werd eerst uitvoerig gevalideerd ten opzichte van de veldgegevens in figuur 8. Modelsimulaties tonen aan dat de schorren langs de Schelde de stijging van het GHW kunnen volgen, zelfs in de veronderstelling dat het GHW gedurende de volgende 100 jaar anderhalve keer sneller zou stijgen dan de afgelopen 70 jaar (wat niet onrealistisch is gezien de voorspelde, versnelde zeespiegelstijging, en gezien de verdere verdieping van de Westerschelde). Maar bij een versnelde stijging van GHW (x 1.5 keer) in combinatie met een lagere sedimentconcentratie in het Scheldewater (0.5 x de huidige concentratie) zouden de schorren niet meer in staat zijn om de stijging van GHW te volgen. Bijgevolg zullen de schorren meer en meer overstroomd worden, met belangrijke vegetatieveranderingen en misschien zelfs het verdwijnen van schorren tot gevolg. Bepaalde maatregelen, zoals maatregelen om bodemerrosie in het stroomgebied van de Schelde te reduceren, zouden kunnen leiden tot een verminderde sedimentaanvoer naar de Schelde en zouden dus nadelige gevolgen kunnen hebben voor de schorren. Voor alle duidelijkheid merken we nog op dat deze modelsimulaties geen rekening houden met mogelijke laterale erosie van de schorrand. Het is bijvoorbeeld niet onmogelijk dat versnelde zeespiegelstijging zal leiden tot snellere laterale erosie van schorren.

## Implicaties voor de functies van schorren en overstromingsgebieden

De waterbergende functie van schorren en overstromingsgebieden komt onvermijdelijk in het gedrang door het natuurlijke proces van sedimentatie. Vooral laag gelegen schorren en overstromingsgebieden leveren een belangrijke bijdrage tot de waterberging in het estuarium, waardoor getijvoortplanting en waterpeilen in het estuarium worden gereduceerd. Maar doordat lage schorren vaak, lang en hoog worden overstroomd, vindt er ook een snelle opslibbing plaats, met een snelle afname van het waterbergend vermogen tot gevolg. Bijvoorbeeld, in het Verdrunken Land van Saeftinghe hoogden de lage, jonge schorren zich tot 1.5 m op tussen 1931 en 1963 (Temmerman et al., 2004b). Op een gelijkaardige wijze mogen we verwachten dat laag gelegen polders, die worden ontpolderd of worden ingericht als GOG met GGG, snel zullen opslibben. Recente en voorlopige metingen in het GOG-GGG Lippenbroek tonen aan dat de opslibbing hier op sommige plaatsen tot vijf maal sneller gaat dan in de nabije schorren.

Hoogteveranderingen door opslibbing hebben ook hun weerslag op de filterfunctie van schorren en overstromingsgebieden. Naarmate schorren hoger opslibben, neemt de sedimentatiesnelheid af, en dus ook de efficiëntie waarmee sedimenten, nutriënten en vervuilende stoffen uit het Scheldewater worden gefilterd. We mogen dus verwachten dat grootschalige ontpolderingen en GOG's met GGG aanvankelijk een positief effect zullen hebben op verminderde sedimentatie in de vaargeul en verbeterde nutriëntencyclering, maar op termijn zal dit positieve effect onvermijdelijk weer afnemen.

Tenslotte hebben sedimentatieprocessen een belangrijke impact op het ecologische functioneren van schorren, ontpolderde gebieden en GOG's met GGG. Als gevolg van de snelle opslibbing van laag gelegen schorren, gaat de schorrevegetatie een zeer snelle successie doormaken van jonge pionier vegetatie naar een climax vegetatie (bv. Temmerman et al. 2003a). Dat is de reden waarom er langs het Schelde-estuarium momenteel weinig lage schorren voorkomen met jonge pionier vegetatie. Hierdoor gaan ook de hoogteverschillen op schorren relatief snel verdwijnen. Het verdwijnen van hoogteverschillen leidt tot een onvermijdelijke afname van de habitat- en biodiversiteit van schorren.

## Besluit

Met dit overzicht willen we duidelijk maken dat onderzoek naar sedimentatie- en erosieprocessen in schorren van cruciaal belang is voor een goed, duurzaam beheer van het Schelde-estuarium. Hiervoor is een goede samenwerking en communicatie nodig tussen wetenschappers en beleidsmakers, om het Schelde-estuarium te vrijwaren, zowel als vaarweg, veilig woon- en werkgebied als waardevol natuurgebied.

## Referenties

- Bouma, T.J., De Vries, M.B., Low, E., Kusters, L., Herman, P.M.J., Tanczos, I.C., Hesselink, A., Temmerman, S., Meire, P., Van Regenmortel, S., 2005a. Hydrodynamic measurements on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general relationships for habitat characterisations. *Hydrobiologia*, 540: 259-274.
- Bouma, T.J., De Vries, M.B., Low, E., Peralta, G., Tanczos, I., Van de Koppel, J., Herman, P.M.J., 2005b. Trade-offs related to ecosystem-engineering: a case study on stiffness of emerging macrophytes. *Ecology*, 86: 2187-2199.
- Cox, T., Maris, T., De Vleeschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological engineering: the journal of ecotechnology*, 28: 55-63.
- Du Laing, G., Vandecasteele, B., De Grauwe, P., Moors, W., Lessage, E., Meers, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., 2007. Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt. *Journal of Environmental Monitoring*, 9: 449-455.
- Gribsholt, B., Boschker, H.T.S., Struyf, E., Andersson, M., Trammer, A., De Brabandere, L., Van Damme, S., Brion, N., Meire, P., Dehairs, F., Middelburg, J.J., Heip, C.H.R., 2005. Nitrogen processing in a tidal freshwater marsh: a whole ecosystem <sup>15</sup>N labeling study. *Limnology and Oceanography*, 50: 1945-1959.
- Maris, T., Cox, T., Temmerman, S., De Vleeschauwer, 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 flood control area. *Hydrobiologia*, 588: 31-43.
- Meyvis, L., Gararé, W., Dauwe, W., 2003. Actualisatie van het Sigmaplan. *Water*, sept 2003: 1-11.
- Struyf, E., Temmerman, S., Meire, P., 2007. Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry*, 82: 41-53.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2003a. Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Marine Geology*, 193: 151-169.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2003b. Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28: 739-755.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2004a. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. *Geomorphology*, 63: 39-55.

Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2004b. Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. *Marine Geology*, 212: 1-19.

Temmerman, S., Bouma, T.J., De Vries, M.B., Wang, Z.B., Govers, G., Herman, P.M.J., 2005a. Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of Geophysical Research*, 110: F04019.

Temmerman, S., Bouma, T.J., Govers, G., Lauwaet, D., 2005b. Flow paths of water and sediment in a tidal marsh: relations with marsh developmental stage and tidal inundation height. *Estuaries*, 28: 338-352.

Temmerman, S., Bouma, T.J., Van de Koppel, J., Van der Wal, D., De Vries, M.B., Herman, P.M.J., 2007. Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology*, 35: 631-634.

Van den Bergh, E., Huiskes, A., Criel, B., Hoffmann, M., Meire, P., 2001. Biodiversiteit op de Scheldeschorren. *De Levende Natuur*, 102: 62-66.

S. Temmerman<sup>1</sup>,  
G. Govers<sup>2</sup>,  
T. Bouma<sup>3</sup>,  
M. De Vries<sup>4</sup>,  
S. Wartel<sup>5</sup>,  
P. Meire<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Polaire Ecologie, Limnologie en Geomorfologie, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk

<sup>2</sup> Katholieke Universiteit Leuven, Onderzoeksgroep Fysische en Regionale Geografie, Celestijnenlaan 200 E, 3001 Heverlee

<sup>3</sup> Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Postbus 140, 4400 AC Yerseke, Nederland

<sup>4</sup> WL | Delft Hydraulics, Rotterdamseweg 185, 2629 HD Delft, Nederland

<sup>5</sup> Vrije Universiteit Brussel, Onderzoeksgroep Hydrologie en Waterbouwkunde, Pleinlaan 2, 1050 Brussel

<sup>6</sup> Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk

# Leven in het sediment: teledetectie van benthische ecologie van intergetijden- gebieden

*In de Westerschelde leeft het grootste deel van het macrobenthos (schelp- en schaaldieren en wormen) in de intergetijdengebieden die bij laag water droogvallen. Dit macrobenthos vormt het voedsel voor vogels, vissen en ook voor de mens, en speelt zo een belangrijke rol in het estuariene ecosysteem. De verspreiding van het macrobenthos is gekoppeld aan de samenstelling van het sediment en aan andere fysische en biologische factoren. In dit artikel worden innovatieve methoden voorgesteld om de ecologie van intergetijdengebieden in kaart te brengen en efficiënt te monitoren. Met behulp van teledetectie kan bijvoorbeeld de samenstelling van het sediment in ruimte en tijd worden gevolgd. Vervolgens kan de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos met behulp van responsmodellen worden voorspeld op basis van de uit satelliet- of vliegtuigbeelden afgeleide informatie. De methoden zijn toepasbaar voor het beheer van estuaria en het bepalen van effecten van ingrepen in estuariene ecosystemen, zoals (kokkel)visserij, eutrofiëring, zeespiegelstijging, en baggerwerkzaamheden.*

## 1. Inleiding

Intergetijdengebieden zijn zeer productieve gebieden. De hoogste biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van de in estuaria levende bodemdieren is hier te vinden. De bodemdieren groter dan 1 mm noemen we het macrobenthos: dit zijn schelp- en schaaldieren en wormen (Figuur 1). Deze bodemdieren spelen een essentiële rol in de kringloop van koolstof en nutriënten. Het macrobenthos vormt het voedsel voor veel vogels en vissen, en voor de mens (bijvoorbeeld kokkels en mosselen).

Het macrobenthos is voor zijn voedsel grotendeels afhankelijk van primaire productie. Een deel van het macrobenthos, de filtreerders, leeft voornamelijk van algen in het water (fytoplankton) en een ander deel, de depositie-eters, leeft voornamelijk van algen, zoals diatomeeën, die op het oppervlak van het sediment groeien (microfytobenthos). De ruimtelijke verspreiding van het

macrobenthos hangt daarnaast af van een aantal abiotische factoren. De korrelgrootte-verdeling van het sediment zal bijvoorbeeld voor een groot deel de condities voor het macrobenthos in het sediment bepalen, zoals de beschikbaarheid van water, nutriënten (bijvoorbeeld de groei-condities voor het microfytobenthos) en de stabiliteit van de bodem. Daarnaast kan bijvoorbeeld de stroomsnelheid van het water van belang zijn, met name voor de bodemdieren die hun voedsel uit het langsstromend water filteren. Anderzijds kunnen de soorten zelf ook hun omgeving beïnvloeden, bijvoorbeeld doordat ze het sediment kunnen stabiliseren of juist omwoelen.

Het macrobenthos wordt vaak gebruikt als een indicator voor de toestand van een estuarium, omdat de verspreiding van het sedentaire macrobenthos grotendeels een afspiegeling is van de abiotische en biotische milieuomstandigheden op een tijdschaal van enkele jaren. Het is daarom een belangrijke parameter bij de monitoring van estuaria.

Op basis van de abiotische en biotische karakteristieken van een estuarium kan een voorspelling worden gemaakt over de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos. Zulke modellen zijn nodig voor een beter begrip van de invloed van milieuveranderingen op de bodemdieren, en om de effecten van menselijke ingrepen en natuurlijke veranderingen te kunnen voorspellen. In dit artikel worden innovatieve methoden voorgesteld om het macrobenthos van intergetijdengebieden in kaart te brengen, te volgen en te voorspellen.

Figuur 1. Kokkels op de Plaat van Everingen, Westerschelde.



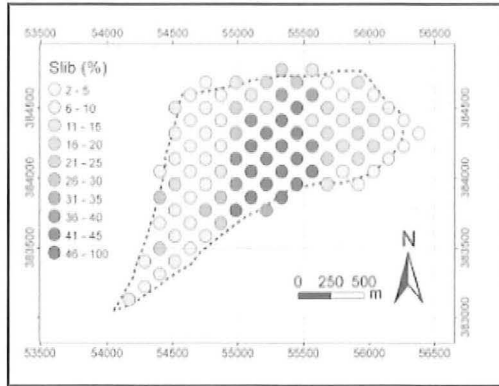
## 2. Macrobenthos en de omgeving

### 2.1. Ruimtelijke verspreiding van het sediment en het macrobenthos

Een intensieve bemonstering op de Molenplaat, een intergetijdenplaat in de Westerschelde ter hoogte van Hansweert, laat zien dat de habitat

op de schaal van een getijdenplaat divers kan zijn (HERMAN et al., 2001). Het centrale deel van de Molenplaat is slibrijk, met sediment dat tot 70% klei- en siltdeeltjes bevat, en over het algemeen ook een hoge biomassa van het microfytobenthos. Aan weerszijden van dit gebied vinden we grover sediment (Figuur 2).

Figuur 2. Slibgehalte van de Molenplaat, Westerschelde, juni 1995.



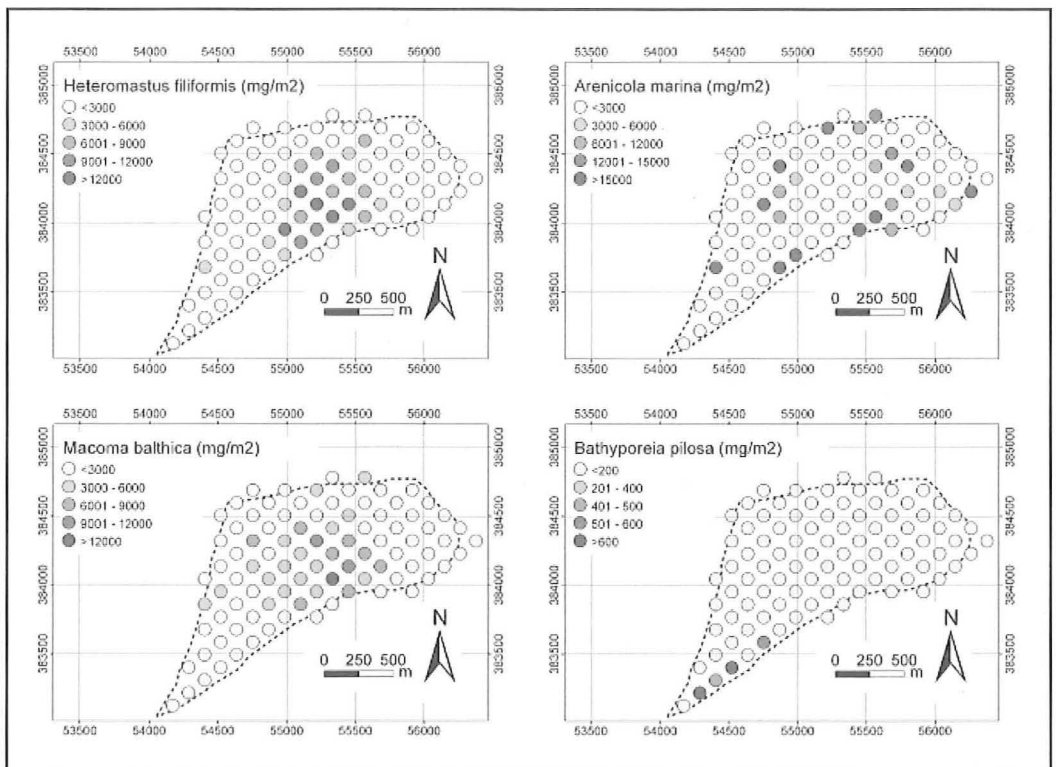
Over het algemeen neemt de biomassa van de depositie-eters toe met het slibgehalte en met de biomassa van het microfytobenthos, met voor iedere soort een bepaald optimum aan biomassa bij een bepaald slibgehalte. Een aantal karakteristieke soorten, zoals de depositie-eter *Heteromastus filiformis* (rode draadworm), *Macoma balthica* (nonnetje) en de grazer *Hydrobia ulvae* (wadslakje), is met name te vinden in het slibrijke en voedselrijke centrale deel van de plaat (Figuur 3). *Arenicola marina* (wadvier) heeft

op de overgang van slibrijk naar zandig sediment de hoogste biomassa; hier is voldoende voedsel, maar zijn de condities tegelijkertijd gunstig voor het in stand houden van zijn gangenstelsel. Tot slot zijn er ook soorten die juist specifiek voorkomen op zandig substraat, of in zeer dynamische gebieden, zoals *Bathyporeia pilosa* (kniksprietkreeftje).

## 2.2. Modelleren van het vóórkomen van macrobenthos

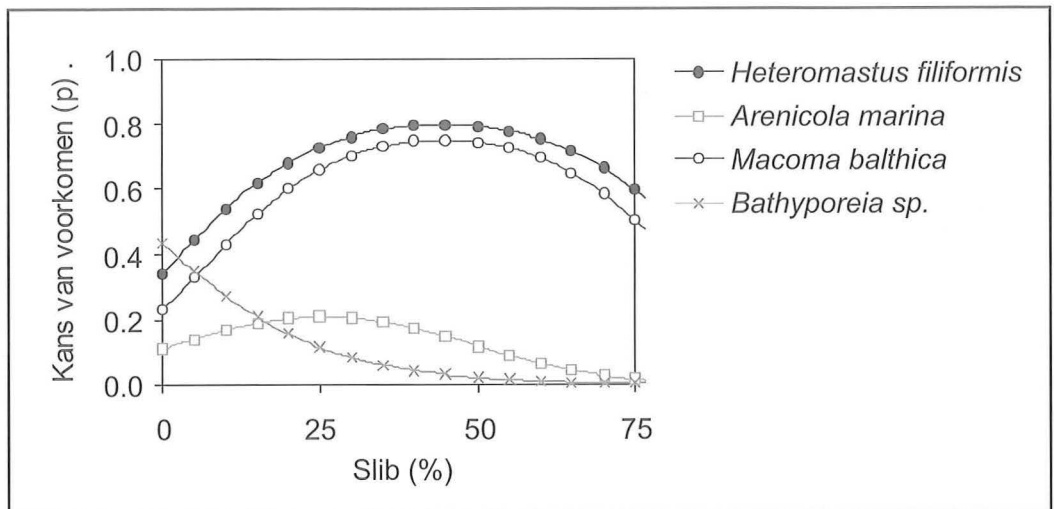
YSEBAERT et al. (2002) gebruikten een effectieve statistische methode, logistische regressie, om de grootschalige verspreiding van het macrobenthos te kunnen voorspellen op basis van milieuvariabelen, zoals sedimentsamenstelling, stroomsnelheid, diepte en zoutgehalte. Aan de hand van een dataset van de Schelde, waar op een groot aantal lokaties zowel het vóórkomen van macrobenthos als de omgevingsvariabelen zijn bepaald, is de respons van verschillende benthische soorten op de omgevingsvariabelen bepaald. Figuur 4 geeft een voorbeeld van de respons van een aantal soorten op het slibgehalte van het sediment. Door zulke responscurven voor een of een aantal milieuvariabelen toe te passen op lokaties waarvan de milieuvariabelen bekend zijn, kan een voorspelling worden gemaakt van de aan- of afwezigheid van een bepaalde soort. De aan- of afwezigheid kan voor de meeste soorten goed worden voorspeld voor de Schelde, maar bij het toepassen van de modellen op andere estuaria moet nog rekening worden gehouden met extra, veelal systeembrede, factoren, zoals de productiviteit en de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in het estuarium.

Figuur 3. Ruimtelijke verspreiding van vier soorten macrobenthos, Molenplaat, Westerschelde, juni 1995.





Figuur 4. Respons voor een aantal soorten macrobenthos op het slibgehalte van het sediment voor de Schelde.



### 3. Teledetectie van intergetijdengebieden

#### 3.1. Sediment en microfyto­benthos uit remote sensing

Het in kaart brengen van de bodemdieren aan de hand van in-situ bemonsteringen is tijdrovend en duur, waardoor over het algemeen te weinig monsters kunnen ingewonnen om een goed beeld te krijgen van de ruimtelijke verspreiding van de soorten. Ook de responsmodellen kunnen alleen worden toegepast indien gedetailleerde ruimtelijke informatie over de relevante omgevingsvariabelen beschikbaar is. Ook hierbij is het niet haalbaar om herhaaldelijk monsters in grote dichtheid te nemen op de schaal van een heel estuarium. Teledetectie vanuit een vliegtuig of satelliet is wel geschikt voor het aanleveren van zulke informatie. Informatie over de habitat van het macrobenthos kan synoptisch (gebieds­dekkend) en met groot detail worden ingewonnen, en de milieuvariabelen kunnen worden gevolgd in de tijd. Afhankelijk van de variabele die in kaart moet worden gebracht, kan gekozen worden voor optische (detectie in het zichtbare en (nabij) infrarode golflengtegebied), thermische (thermisch infrarood), of radar (microgolf) remote sensing, of van een combinatie van technieken. De samenstelling van het sediment kan met behulp van optische satelliet of vliegtuig remote sensing in kaart worden gebracht. Recent onderzoek laat zien dat dit ook met behulp van satelliet-radar kan (VAN DER WAL et al., 2005). Radar blijkt met name geschikt te zijn voor het afleiden van bodemruwheid in intergetijdengebieden. Op getijdenplaten wordt de bodemruwheid voornamelijk bepaald door de ribbelstructuur van de bodem, die weer afhangt van de korrelgrootteverdeling van het sediment: cohesie van slib verhindert de vorming van stroomribbels, waardoor het oppervlak van slibrijk sediment glad blijft. Zo kan uit radarbeelden toch de samenstelling van het sediment in kaart worden gebracht. Deze methode is ook geschikt voor het in de tijd volgen of reconstrueren van de korrelgrootte van het sediment, omdat de relatie tussen sediment-

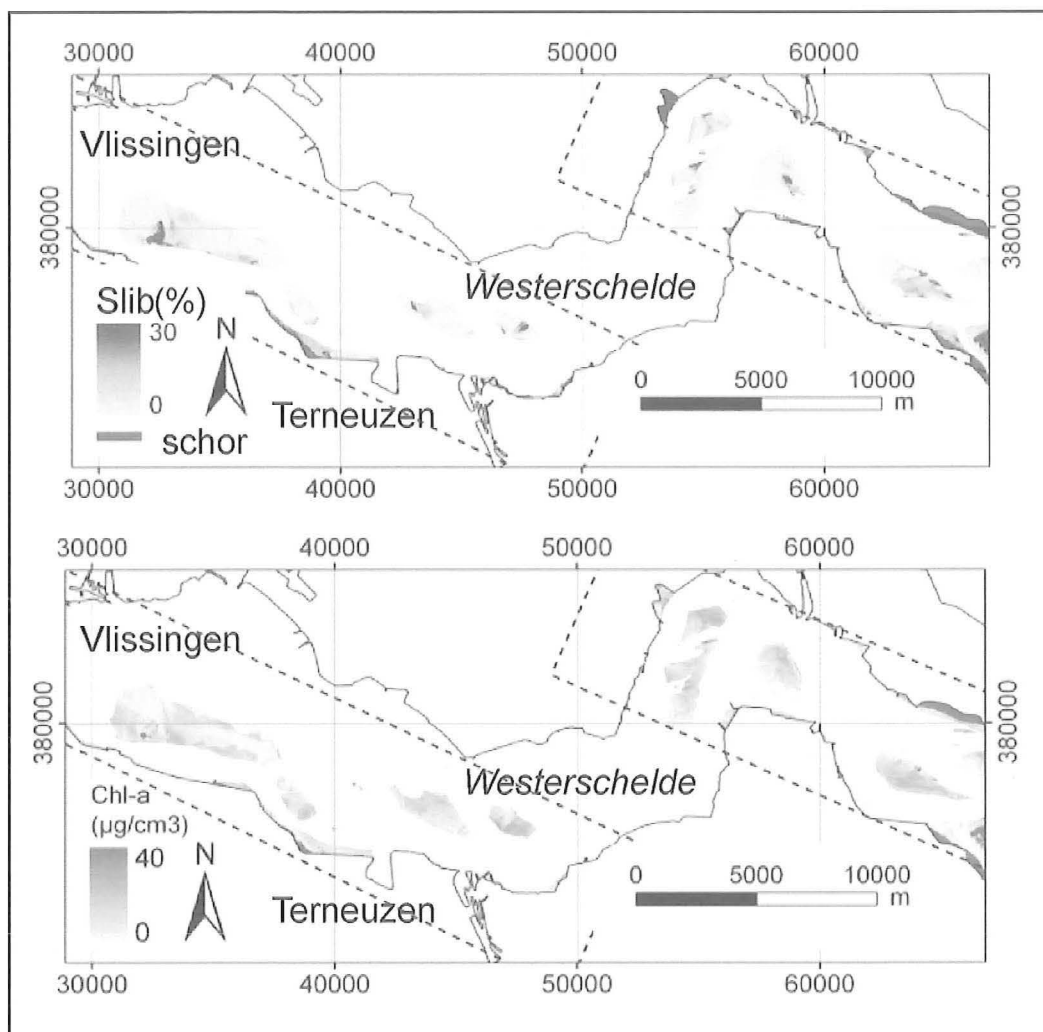
samenstelling en het radarsignaal over het algemeen constant is in de tijd, zodat er niet voor ieder satellietbeeld een aparte calibratie hoeft plaats te vinden. Tot slot zijn algoritmen ontwikkeld om de informatie uit optische, thermische en radar remote sensing te combineren voor een betere voorspelling van het sediment van intergetijdengebieden (VAN DER WAL & HERMAN, 2006; 2007). Figuur 5 is een voorbeeld van een slibkaart van de getijdenplaten van de Westerschelde, gebaseerd op het gelijktijdig gebruik van optische vliegtuig remote sensing en satelliet-radar.

Benthische algen, een belangrijke voedselbron voor veel soorten macrobenthos, kunnen ook goed worden gekwantificeerd en in de tijd worden gevolgd met behulp van teledetectie-technieken. Hiervoor is optische remote sensing, vanuit de lucht of de ruimte, het meest geschikt. Microfyto­benthos bevat chlorofyl: deze stof absorbeert energie in het blauwe en rode bereik van het electromagnetische spectrum en straalt uit in het nabij infrarode deel van het electromagnetische spectrum. Figuur 5 toont een voorbeeld van de teledetectie van chlorofyl, als maat voor de biomassa van het microfyto­benthos, van de intergetijdengebieden van de Westerschelde.

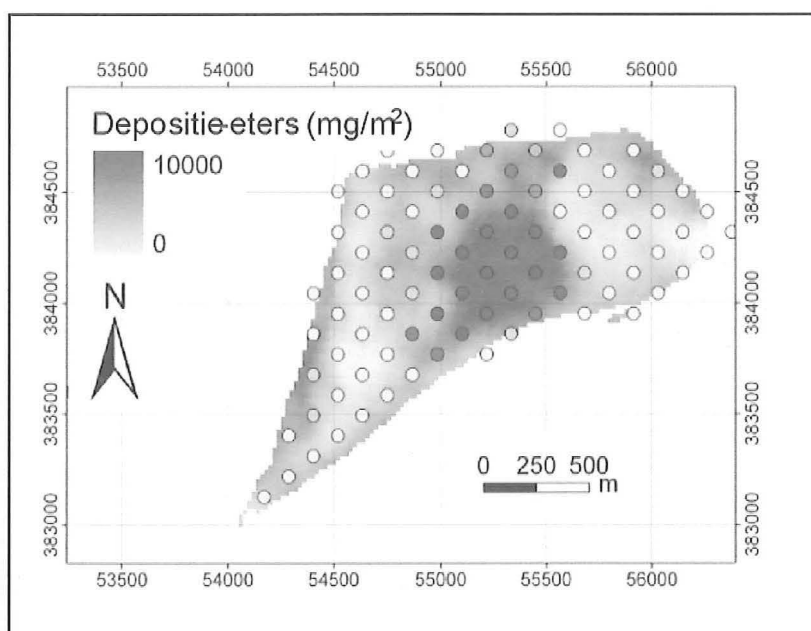
#### 3.2. Voorspellen van de biomassa van macrobenthos uit remote sensing

Er zijn goede relaties gevonden tussen de biomassa van het macrobenthos en de uit satelliet- en vliegtuigbeelden afgeleide slib- en chlorofylgehalten, zoals die ook uit de bemonstering en de responsmodellen naar voren kwamen. Deze relaties kunnen worden gebruikt om de verspreiding van het macrobenthos te voorspellen aan de hand van kaarten van het sediment en het microfyto­benthos uit remote sensing (Figuur 6). Er is wel een jaarlijkse fluctuatie in het macrobenthos, die ongecorrleerd is met sedimentsamenstelling of met chlorofyl-gehalte. De ruimtelijke verdeling van de biomassa van de bodemdieren kan dus over het algemeen goed worden voorspeld op basis van satelliet- of vliegtuigbeelden, maar de absolute biomassa van

Figuur 5. Slibgehalte uit een combinatie van satelliet-radar en hyperspectrale vliegtuig remote sensing (boven) en chlorofyl-a uit hyperspectrale vliegtuig remote sensing beelden (onder), Westerschelde, mei 2005.



Figuur 6. Ruimtelijke verdeling van de biomassa van depositie-eters uit remote sensing, Molenplaat, Westerschelde. De punten geven de biomassa weer die door bemonstering in het veld is bepaald.



het macrobenthos kan alleen worden voorspeld (en dus gemonitord) met behulp van een calibratie met enkele monsters van het macrobenthos die op het moment van inwinnen van de beelden zijn genomen.

#### 4. Beheer van intergetijdengebieden

De technieken en methoden kunnen gebruikt worden bij het beheer en beleid van estuaria, bijvoorbeeld bij het implementeren van de Europese Kaderrichtlijn Water en de Habitat- en Vogelrichtlijn. De responsmodellen geven inzicht in de relaties tussen de bodemdieren en de omgeving, en maken het mogelijk de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos te voorspellen op basis van milieuvariabelen, maar kunnen ook gebruikt worden bij het voorspellen van ingrepen in het estuarium, zoals (kokkel)visserij, eutrofiëring, zeespiegelstijging, en baggerwerkzaamheden. Hierbij kan met behulp van teledetectie relevante gebiedsdekkende en gedetailleerde informatie worden aangeleverd. Teledetectie-technieken kunnen worden gebruikt voor het synoptisch monitoren van de milieuvariabelen en van het macrobenthos van intergetijdengebieden, bij voorkeur in combinatie met in-situ bemonstering.

## Dankwoord

Het onderzoek waarop dit artikel is gebaseerd is mede gefinancierd door SRON/ALW, de European Space Agency, en het EU project ECOFLAT. Dit is NIOO publicatie-nummer 4013.

## Referenties

HERMAN, P.M.J., J.J. MIDDELBURG & C.H.R. HEIP (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Cont. Shelf Res.* 21: 2055-2071.

VAN DER WAL, D., P.M.J. HERMAN & A. WIELEMAKER-VAN DEN DOOL (2005). Characterisation of surface roughness and sediment texture of intertidal flats using ERS SAR imagery. *Rem. Sens. Env.* 98, pp. 96-109.

VAN DER WAL, D. & P.M.J. HERMAN (2006). Quantifying the particle size of intertidal sediments with satellite remote sensing in the visible light, thermal infrared and microwave spectral domain. In: N. KERLE, A.K. SKIDMORE (eds). *Remote*

*sensing: from pixels to processes.* ISPRS Proc. TC-VII.

VAN DER WAL, D. & P.M.J. HERMAN (2007). Regression-based synergy of optical, shortwave infrared and microwave remote sensing for monitoring the grain-size of intertidal sediments. *Rem. Sens. Env.* 111, pp. 89-106.

YSEBAERT, T., P. MEIRE, P.M.J. HERMAN & H. VERBEEK (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 225: 79-95.

*D. van der Wal\*,  
T. Ysebaert,  
P. M.J. Herman*

*Nederlands Instituut voor Ecologie  
(NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en  
Mariene Ecologie, Postbus 140,  
4400 AC, Yerseke, Nederland*

*\* Correspondentie-adres:  
d.vanderwal@nioo.knaw.nl*

# Waterbodem- en palingpollu- tenmeetnet: een tandem voor de waterbodemsanering

Binnen het VMM waterbodemmeetnet wordt de waterbodemkwaliteit van 600 meetplaatsen in zowel bevaarbare als onbevaarbare waterlopen aan de hand van de Triade methode opgevolgd. De kwaliteitsbeoordeling is gebaseerd op een combinatie van chemische, biologische en ecotoxicologische parameters. Daarnaast is er een Vlaams palingpolluëntenmeetnet dat wordt beheerd door het INBO. Dit meetnet beschikt momenteel over gegevens van ca 350 meetplaatsen op kanalen, rivieren en afgesloten watersystemen waar de concentratie van een reeks van PCB's, zware metalen en pesticiden in paling opgevolgd wordt. Dit biedt ook de mogelijkheid om de biobeschikbaarheid van deze vervuilende stoffen aan te tonen. Via afstemming kunnen beide meetnetten een krachtiger beleidsinstrument betekenen voor de waterbodemsanering en het waterbeleid in brede zin. Er wordt nader ingegaan op de praktische implicaties van deze samenwerking rekening houdend met de historiek, eigenheid en complementariteit van beide meetnetten.

Within the sediment monitoring network from the Flemish Environmental Agency (VMM) the sediment quality of 600 locations in Flanders in both navigable as well as in unnavigable waters, is monitored by means of the TRIADE method. This TRIADE sediment quality assessment is based on a combination of chemical, biological and ecotoxicological parameters. The Research Institute for Nature and Forest (INBO) uses the Flemish eel pollutant monitoring network to monitor 350 locations in Flanders. These locations are situated on canals, rivers and on closed water bodies. The concentrations of PCBs, heavy metals and organochlorine pesticides are quantified in eel. At the same time these concentrations in eel give us valuable information on the bioavailability of these substances. Closer cooperation between both monitoring networks will provide an efficient policy tool, specifically for the sanitation/decontamination of the sediment and for the water policy in general. We will go into detail on the practical implications of such a kind of cooperation keeping in account the history, singularity and complementarity of both monitoring networks.

## Inleiding

De hoeveelheid aan vervuilende stoffen in ons milieu, en specifiek in onze waterecosystemen, is nog steeds problematisch (MIRA-T, 2006). Het merendeel van onze waterbodems is sterk vervuild door een groot gamma aan verontreinigende stoffen. Uit metingen (Maes *et al.*, 2007) blijkt dat deze stoffen doorstromen naar de levende organismen en daar schadelijke ecotoxicologische effecten veroorzaken. Het is niet uit te sluiten dat in sommige gevallen ook de mens hiervan rechtstreeks nadelige effecten ondervindt (bijvoorbeeld door consumptie van vis uit waterlopen met vervuilde waterbodems, zie Bilau *et al.*, 2007). Het is daarom noodzakelijk om de toestand van deze stoffen van kortbij op te volgen door middel van een adequate meetstrategie.

Naast periodieke metingen van een reeks vervuilende stoffen in waterstalen, zijn in Vlaanderen twee gebiedsdekkende meetnetten operationeel welke deze stoffen opsporen, enerzijds in de waterbodem zelf, anderzijds in levende organismen. Als indicator organisme werd de Europese paling geselecteerd.

## Het waterbodemmeetnet (WBM)

Het meetnet wil door middel van de Triadekwaliteitsbeoordeling (TKB) de kwaliteit van de bodem van de Vlaamse bevaarbare en onbevaarbare waterlopen in beeld brengen. De TKB is een integrale beoordelingsmethode op basis van een drieluik. Sedimentstalen worden geanalyseerd op

gehaltes van stoffen (chemische kwaliteit), op de aanwezigheid van macro-invertebraten (biologische kwaliteit) en op hun ecotoxiciteit (toxicologische kwaliteit).

De Triadekwaliteitsbeoordeling heeft als onmiddellijke toepassing het bepalen van de saneringsprioriteit voor verontreinigde waterbodems (De Cooman *et al.*, 2000, VMM, 2006).

## Het palingpolluëntenmeetnet (PPM)

Omwille van verschillende redenen (zie Belpaire en Goemans, 2004 en 2006) is de paling (*Anguilla anguilla* L.) een goede indicator voor de aanwezigheid van vervuilende stoffen in onze oppervlaktewateren. De concentraties van een reeks van chemische stoffen worden in het spierweefsel van de paling gemeten. Naast het achterhalen van de immissietoestand van deze stoffen in ons milieu, verkrijgt men hierdoor eveneens een beeld van de biobeschikbaarheid van deze stoffen, en dus ook van bedreigingen voor natuur en aquatische biota. Ook worden hiermee mogelijke risico's voor de mens achterhaald.

Voor een uitvoerige beschrijving van beide meetnetten verwijzen wij naar eerdere artikels (De Cooman, 2003, Goemans *et al.*, 2003 en Belpaire en Goemans, 2004, Maes *et al.* 2007).

## De meetnetten: Verschillen en complementariteit

### Geanalyseerde stoffen

Een grote verscheidenheid van stoffen wordt zowel in paling als in de waterbodem gemeten. Voor de waterbodem gebeuren de analyses in eigen laboratoria, terwijl externe laboratoria en universiteiten de analyses in het palingweefsel uitvoeren. Tabel 1 geeft een overzicht van de gemeten stoffen.

Tabel 1: Overzicht van de gemeten stoffen en stofgroepen.

Stofgroep	Stoffen
Zware metalen:	cadmium, kwik, lood, chroom, nikkel, koper, zink, arseen en selenium
Polychloorbifenylen:	PCB 28/PCB 31, PCB 52, PCB 101, PCB 105, PCB 118, PCB138, PCB153, PCB 156, PCB 180
Hexachloorcyclohexanen:	$\alpha$ -HCH, $\gamma$ -HCH (Lindaan)
Cyclodiënen (drins):	Dieldrin, Aldrin, Endrin
Polychloorbenzeen:	Hexachloorbenzeen (HCB)
Chloorethanen:	p,p'-DDD (TDE), p,p'-DDT, p,p'-DDE, trans-nonachloor
Gebromeerde vlamvertragers:	HBCD, TBBP-A, PBDE's
Vluchtige organische solventen:	50 verschillende stoffen
Polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's)	
Endocriene verstoring	Plasma vitellogenines
Perfluorverbindingen	PFOS (perfluorooctane sulfonic acid)
Organotinverbindingen	Monobutyltin, Dibutyltin, Tributyltin, Monofenyltin, Difenylnin, Trifenylnin

### De meetnetten

Het WBM wordt beheerd door de Vlaamse Milieu-maatschappij. Na een methodologische studie (1995-2000) is het meetnet operationeel sedert 2000 en omvat 600 strategisch gekozen meetplaatsen over Vlaanderen. De basis van het PPM werd gelegd in 1994 waarbij de metaalverontreiniging van vissen in het Boudewijnkanaal werd bestudeerd. De indicatorwaarde van de paling werd al gauw duidelijk en geleidelijk aan werd er een meetnet opgestart en door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (momenteel Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek) verder ontwikkeld tot een meetnet van meer dan 350 meetplaatsen in Vlaanderen.

### Monsternamen

De sedimentbemonsteringen gebeuren via een Van Veen grijper waarbij via *stratified-at-random* bemonstering 20 deelstalen genomen worden in een areaal van 50 m. Het is de bovenste laag van ongeveer 20 cm, afhankelijk van het type sediment, de waterdiepte en de stroomsnelheid, die bemonsterd wordt. Het mengstaal wordt gehomogeniseerd en verdeeld over verschillende recipiënten: één substaal voor de fysisch-chemische analyses (3 liter), één substaal voor de biologische evaluatie (minimum 10 liter), en één substaal voor de ecotoxicologische testen (10 liter).

Voor het PPM wordt per meetplaats (maximale lengte 250 m) gevist, naargelang de typologie van de meetplaats via elektrovisserij en/of fuikvisserij. Alle vangsten worden gemeten en gewogen en 5 tot 10 palingen tussen 30 en 50 cm worden voor analyse geselecteerd en naar het laboratorium gebracht. Daar worden de dieren gedood, gevild, gefileerd en in substalen verdeeld. Een aantal organen (zwemblaas, kopskelet, maag, ...) worden gedissecteed en bewaard, in functie van andere onderzoeken (bv pathologie, morfologie, voedingsecologie). De substalen van spierweefsel worden ingevroren bewaard in een weefselbank, in afwachting van verzending naar gespecialiseerde laboratoria.

### Databanken

Uiteraard wordt er geijverd om de gegevens van beide meetnetten zo snel mogelijk beschikbaar te maken. Hiertoe centraliseert de Waterbodembank alle waterbodemgegevens van het waterbodembodemmeetnet en van de waterloopbeheerder ([www.vmm.be/waterbodembank](http://www.vmm.be/waterbodembank)). De PPM-gegevens zijn opvraagbaar via VIS (Vis Informatie Systeem), dat alle 'vis' info m.b.t. verspreiding, ecologische kwaliteit, toxische stoffen in vis integreert in de webdatabank <http://vis.milieuinfo.be/>.

### Meetplaatsen en periodiciteit

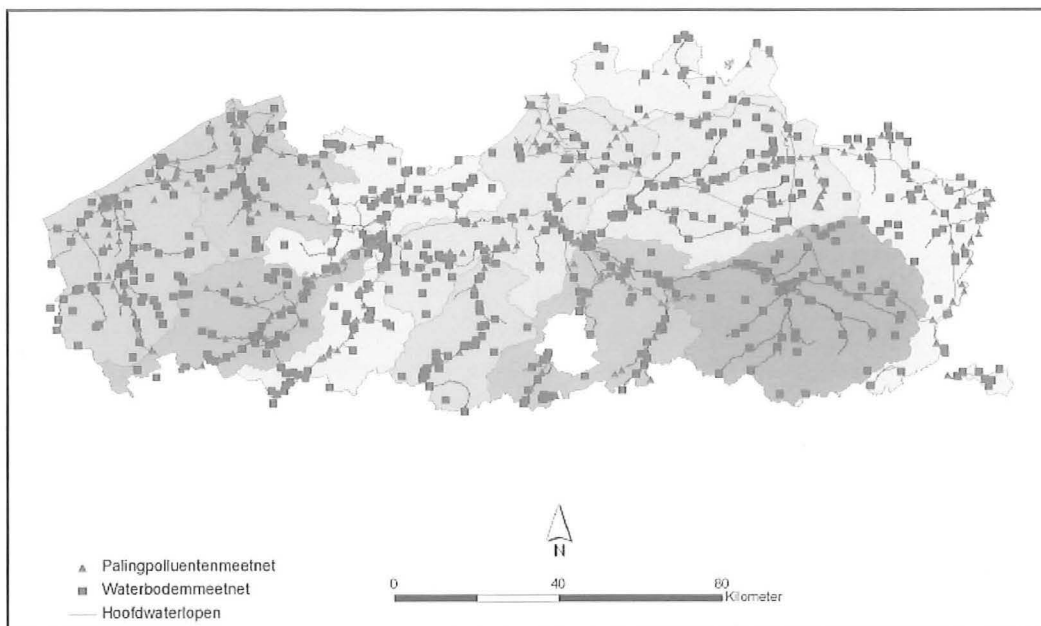
Het aantal meetplaatsen bedraagt voor het waterbodembodemmeetnet 600 en voor het palingpolluentenmeetnet 357, momenteel zijn meer dan 100 meetplaatsen gemeenschappelijk aan beide meetnetten (Fig.1). De complementariteit van beide meetnetten ligt voor een deel in de distributie van de meetplaatsen. Daar waar het WBM relatief gebiedsdekkend is voor de bevaarbare en onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen, is de bemonstering van het sediment echter vaak niet mogelijk in snelstromende waterlopen met stenige bodem, zoals vele rivieren in het Maasbekken. Anderzijds is voor het PPM de aanwezigheid van paling een beperkende factor. Zo is op kleinere zijlopen of bovenlopen paling momenteel vaak afwezig als gevolg van de te slechte waterkwaliteit of de aanwezigheid van stroomafwaarts gelegen migratiebarrières.

De metingen binnen het WBM gebeuren binnen een strakke tijdsplanning met een periodiciteit van vier jaar. De staalnames van het PPM zijn niet strak in de tijd vastgelegd. Door budgettaire beperkingen is er een noodzaak om meer pragmatisch te werk te gaan en de bemonsteringen te combineren met andere terreinacties o.a. in het kader van het Meetnet Zoetwatervis of ander projectonderzoek. De periodiciteit van de metingen op eenzelfde plaats kan daarom variëren.

### Standaardisatie, referentiewaarden en voorstellingswijze

In beide meetnetten is de noodzaak ervaren om procedures te standaardiseren en om analyse-resultaten op een eenvoudige en uniforme ma-

Figuur 1 : Meetplaatsen van het Waterbodemmeetnet en van het Palingpolluentenmeetnet.



nier weer te geven. Voor het WBM is de nood tot standaardisatie het gevolg van de variatie in samenstelling van de waterbodems. Deze standaardisatie gebeurt voor zware metalen en organische microverontreinigingen t.o.v. organische stof (5%) en klei (11%) en volgt de voorwaarden voor omrekening van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen voor terrestrische bodems. In het PPM worden palingen geanalyseerd binnen een welbepaalde lengteklasse (30-50 cm). In de praktijk is het niet altijd mogelijk om aan dit criterium te voldoen. In dat geval dient een standaardisatie op lengte te gebeuren.

Voor elk van de geanalyseerde verontreinigende stoffen werd zowel voor bodem als voor paling de referentiewaarde bepaald. De voorwaarden hiervoor zijn een voldoende aantal meetplaatsen en een geografisch ruim verspreid meetnet. Voor het WBM werden de referentiewaarden bepaald uit het geometrisch gemiddelde van 12 referentiewaterlopen. Deze meetplaatsen zijn gekozen via een strenge selectie, namelijk aanwezigheid van een diverse fauna en flora, geen ecotoxicologische effecten, enz... Voor het PPM werd het 5 percentiel van de gemiddelden van al de bemonsterde locaties (periode 1994-2002) als referentiewaarde gekozen.

Op basis van deze referentiewaarden worden de gemeten gemiddelde concentraties van de stof ingedeeld in vier klassen, zowel in het WBM als in het PPM. Deze zijn gebaseerd op de mate van afwijking ten opzichte van deze referentiewaarden. Voor elke stof (of stofgroep) wordt een verhouding tot de referentie berekend, de VTR. De logaritme hiervan varieert tussen de grenzen 0 en 2, m.a.w. het aanrijkniveau varieert tussen 0 en 100. Tussen deze grenzen worden arbitrair 4 klassen gedefinieerd. Deze kwaliteitsklassen worden in beide meetnetten met eenzelfde kleurcodering weergegeven: blauw (*niet afwijkend*), groen (*licht afwijkend*), geel (*afwijkend*) en rood (*sterk afwijkend*).

## Status en trends

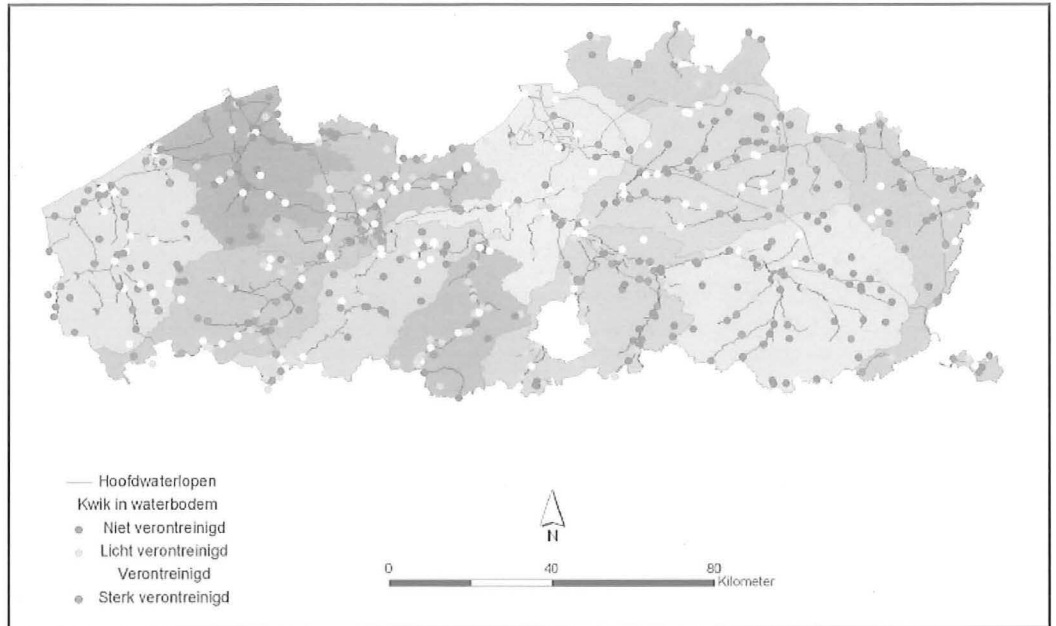
### *Twee toestandsvoorbeelden: kwik in de waterbodem, lindaan in de paling.*

In Figuren 2 en 3 wordt de toestand van kwik in het sediment en het pesticide lindaan in het spierweefsel van paling cartografisch weergegeven. De verspreidingspatronen van de verontreiniging van beide stoffen zijn sterk verschillend. De aandachtsgebieden voor kwik (sedimentmetingen) situeren zich voornamelijk ter hoogte van de Moervaart (bekken Gentse kanalen) ten gevolge van de voormalige activiteiten van de villindustrie in deze regio. Een ander aandachtsgebied voor Hg is de Zuid-Willemsvaart (Maasbekken). In dit geval is de onderliggende oorzaak nog niet gekend (Mira-T, 2007). De lindaanvervuiling in de paling is meer geconcentreerd in bepaalde gebieden: voornamelijk in het IJzer-, het Dijle- en het Demerbekken worden de hoogste concentraties aangetroffen. Deze hoge plaatselijke belasting verraden de specifieke pesticidendruk in die gebieden (voornamelijk als gevolg van de intensieve bietenteelt). Het valt te verwachten dat deze vervuiling op korte termijn gaat dalen als gevolg van het instellen van een verbod op het gebruik van lindakhoudende producten in 2002. Voor meer informatie verwijzen wij naar Goemans *et al.* (2003), Goemans en Belpaire (2004) en de Mira-rapporten.

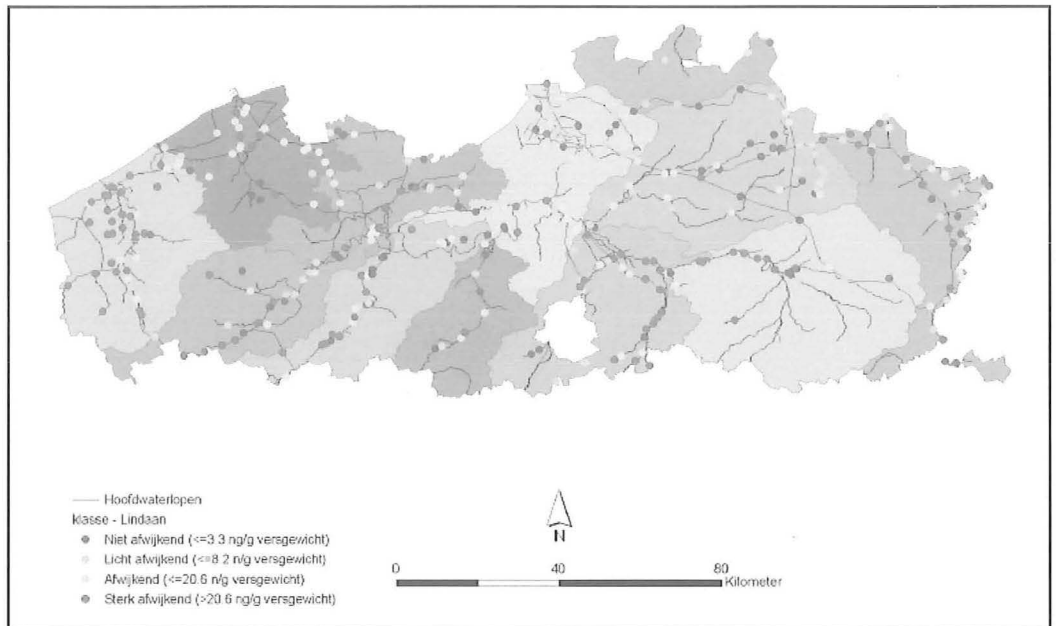
## Trends

Vervuiling van waterbodems met zware metalen is vaak toe te schrijven aan historische verontreiniging. Voor As en Ni worden er relatief weinig afwijkingen t.o.v. de referentiewaarden vastgesteld. Hg vertoont de meeste afwijkingen. Opvallend is dat de bevaarbare waterlopen veel slechter scoren dan de onbevaarbare.

Figuur 2: Triadeklassen (fysico-chemische component) voor kwik in de Vlaamse waterbodems (bron VMM waterbodemdatabank).



Figuur 3: Afwijkingsklassen ten opzichte van de referentiewaarde voor lindaan in het spierweefsel van paling uit Vlaamse oppervlaktewaters (Bron INBO palingpolluentendatabank).



Een eerste trendanalyse wordt gemaakt op basis van de meetpunten die zowel in de periode 2000-2001 als in 2004-2005 bemonsterd werden. De toestand voor arseen en cadmium (Figuur 4) verslechterde de voorbije vijf jaar. Voor beide metalen vallen meer meetpunten onder de klassen licht en zwaar verontreinigd ten nadele van de klasse niet verontreinigd. Voor alle andere metalen verbeterde de situatie de voorbije vijf jaar (MIRA-T, 2006).

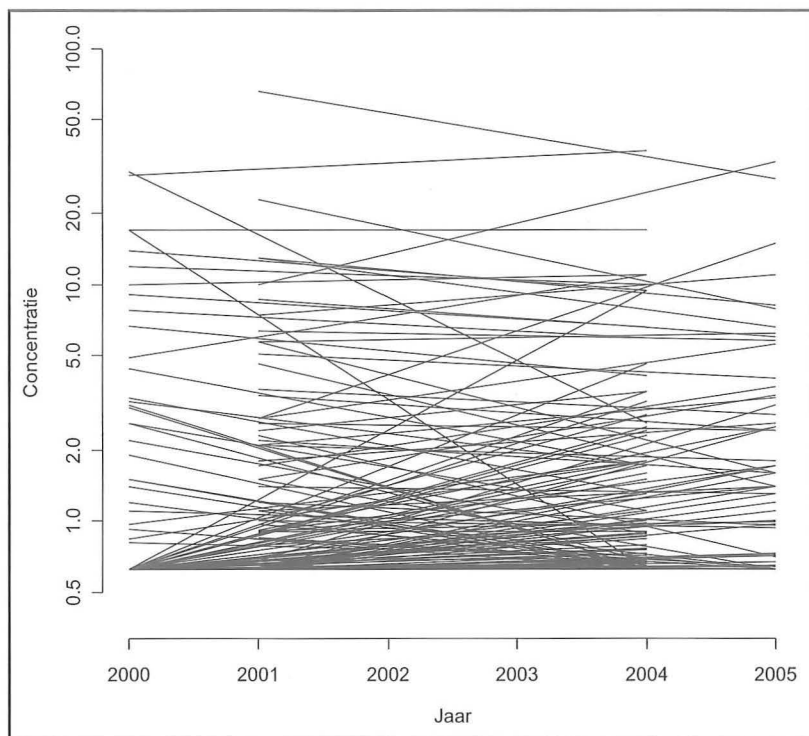
Op een aantal locaties in Vlaanderen werden over de periode 1994-2005 meerdere malen gestandaardiseerde palingen (30 – 50 cm) bemonsterd en geanalyseerd. Voor de bestrijdingsmiddelen DDT, dieldrin, HCB en lindaan is er een duidelijke verbetering merkbaar tussen 1994 en 2005, deze is het meest uitgesproken voor lindaan (Fi-

guur 5). Deze verbetering werd enigszins verwacht omwille van het sinds 2002 geldende verbod op het verbruik van lindaan in de land- en tuinbouw.

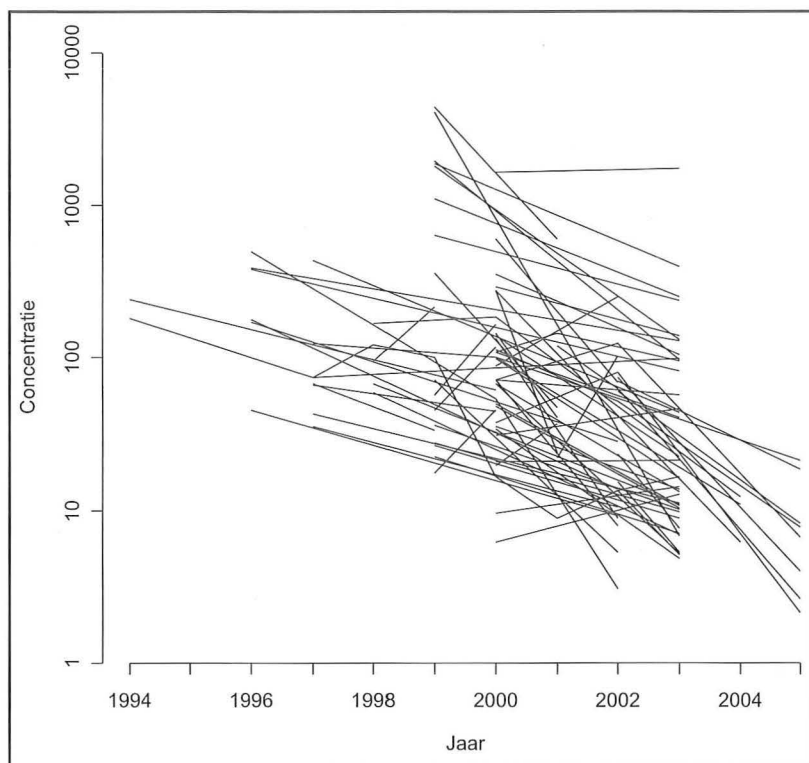
### De meetnetten en de waterbodemsanering

Eén van de elementen die aanleiding moet geven tot de ruiming van onze waterlopen is de vervuiling van het sediment. Als er bepaalde vervuilende stoffen in hoge mate in het sediment aanwezig zijn, en als die stoffen dan ook in verontreinigende hoeveelheden naar aquatische biota doorstromen, is sanering van de waterbodem aangewezen. Het meten in biota is een middel om te achterhalen in welke mate stoffen die in de bodem (of in de waterkolom) aanwezig zijn,

Figuur 4: Grafische voorstelling van de cadmiumconcentraties gemeten in Vlaamse waterbodems tussen 2000 en 2005.



Figuur 5: Grafische voorstelling van de afname in linaanconcentratie ( $\gamma$ -HCH) gemeten in paling tussen 1994 en 2005.



biobeschikbaar worden. Stoffen die in het sediment opgestapeld zitten kunnen gebonden zijn aan bepaalde sedimentfracties (lutumfractie) en aldus niet naar de andere compartimenten van het ecosysteem doorstromen. Of ook kan de vervuiling zich in diepere lagen, het geen op histori-

sche vervuiliingsbronnen wijst. Ook dan zijn deze stoffen niet of weinig biobeschikbaar. Geen onmiddellijke ruiming toepassen en op de voet volgen van de toestand lijken dan aanvaardbare en rationele beleidskeuzes te zijn.

### Opsporen van vervuiliingsbronnen

Uiteraard moet daarnaast de bron van de vervuiling opgespoord worden en dienen maatregelen getroffen worden om de vervuiliingsdruk te stoppen. In het geval het historische vervuiling betreft is de vervuiliingsbron vaak moeilijk op te sporen. Toch kunnen de meetnetten ook in de herkomstbepaling een belangrijke rol spelen. HBCD (hexabromocyclododecaan, een gebromeerde vlamvertrager) bestaat uit drie diastereomeren (isomeren), nl  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ -HBCD. Bepaalde industriële processen van gebruikers die het technische HBCD mengsel gebruiken, kunnen aanleiding geven tot een ander isomerenprofiel. Afwijkende isomerenprofielen kunnen dus wijzen in de richting van bepaalde herkomstbronnen gerelateerd aan specifieke gebruikers, bv textiel- of plasticnijverheid (Belpaire *et al.*, 2002). Ook wat betreft DDT, kan uit de verhouding van de verschillende derivaten gemeten in paling ( $p,p'$ -DDD (TDE),  $p,p'$ -DDT,  $p,p'$ -DDE) besloten worden dat op sommige plaatsen DDT nog recent gebruikt werd. Op een gelijkaardige manier is het mogelijk om aan de hand van de verhouding tussen de verschillende PCB-congeneren een idee te krijgen van de aard van de PCB-houdende olieën die aan de bron van de vervuiling ligt. Belpaire en Goemans (2007a) geven meer voorbeelden van hoe metingen in paling lokale vervuiliingsbronnen kunnen localiseren (o.a. ook voor vluchtige organische solventen).

### Ruiming van waterlopen omwille van ecologische redenen

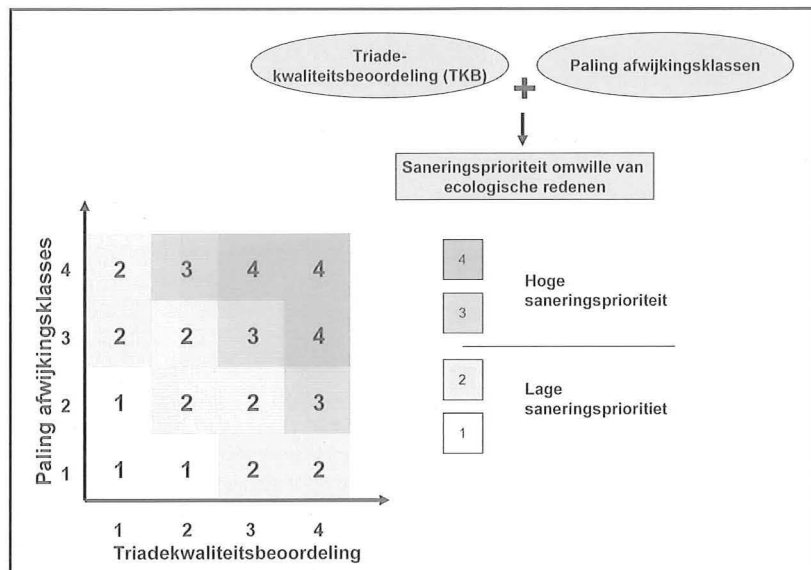
Er bestaan allerlei redenen om de waterbodembodem te saneren. Er zijn de normale onderhoudsruimingen en ruimingen om nautische of hydraulische redenen. Maar de waterbodembodem dient soms uit ecologische overwegingen gesaneerd te worden. De waterbodembodem is dan dermate vervuild dat de impact op de levende organismen groot is. Gezien de aard van de vervuilingstoestand van een groot aantal van onze waterbodems dient best een prioriteitsanalyse te gebeuren, waarbij een ecologische saneringsprioriteit bepaald wordt aan de hand van beide meetsystemen, enerzijds de TKB, waarbij waterlopen met TKB 3 of 4 een hoge prioriteit genieten, aangevuld met een prioriteit op basis van bioaccumulatiegegevens in paling. In watersystemen met sterk afwijkende palingconcentraties en hoge TKB zouden dan een hoge saneringsprioriteit dienen te genieten. In Figuur 6 staat schematisch het analysemodel weergegeven.

### Na de sanering: opvolgen

Bij het uitvoeren van ruimingswerken is het uiteraard nodig dat dit van nabij wordt opgevolgd. Er



Figuur 6: Schematische voorstelling van de integratie van de bioaccumulatiegegevens in biota in de beslisboom voor sanering van waterbodems omwille van ecologische redenen.



dient onder meer te worden nagegaan of de sanering volgens de richtlijnen en het lastencohier uitgevoerd werd. Is al het vervuilde sediment effectief uit de waterloop weggehaald? Is, na de sanering, de sedimentkwaliteit effectief verbeterd, gaat de biologische diversiteit er op vooruit, gaan bioaccumulatie gehalten naar beneden? Of laten de verwachte positieve resultaten even op zich wachten, en heb je in eerste instantie een averechts effect, door het vrijkomen van polluenten als gevolg van de sanering? En is het effect slechts na enkele jaren meetbaar? Onderzoek hierover staat in Vlaanderen nog in de kinderschoenen. Er is in elk geval nood aan geïntegreerde pilootprojecten, waarbij de verschillende relevante aspecten van het ecosysteem opgevolgd worden (waterkwaliteit, sedimentkwaliteit, invertebraten, vissen, ...). De sanering zelf kan belangrijke veranderingen in het ecosysteem teweegbrengen. Het verwijderen van het sediment berokkent op korte termijn rechtstreekse schade aan de aanwezige biota, de lagere trofische niveaus worden mee met het slib verwijderd. Ook kan er rechtstreekse schade aan het visbestand berokkend worden, bv door rechtstreekse aanzuiging van individuen, of door een acute tijdelijke achteruitgang van de chemische waterkwaliteit op het ogenblik van de sanering. Op dit ogenblik is er weinig kennis voorhanden om in te schatten hoe en op wat voor termijn de levensgemeenschappen van gesaneerde waterlopen recupereren en er een gezond evenwicht hersteld wordt.

Een bijzonder aandachtspunt in het saneringsproces van vervuilde waterbodems is de nabestemming van het verwijderde sediment. In sommige gevallen wordt de vervuilde specie in waterbekkens gedeponeerd, zoals bij de Papelenvijver (Kallemeoie) te Nazareth, en hebben deze waterpartijen natuurontwikkeling als nabestemming. Bijzondere veiligheidsmaatregelen zijn hierbij essentieel teneinde doorsijpeling van de vervuiling naar de omliggende gebieden te verhinderen. De

bewaking van het gedrag van deze stoffen op middellange en lange termijn dient van bij de planningsfase voorzien te worden. Op termijn kunnen schadelijke stoffen toch vanuit de gestorte specie waterlagen en biota, zowel invertebraten, vissen als vogels, bereiken. Een nauwkeurige opvolging van de concentratie van deze stoffen in de verschillende compartimenten, is dan ook onontbeerlijk. Uiteraard vormt dit geen deel van de klassieke bewakingsmeetnetten (WBM en PPM), maar zijn gerichte bemonsterings- en meetstrategieën hiervoor meer aangewezen.

### Kwaliteitsvolle monitoring

In opdracht van AMINAL ontwikkelde het INBO een aanpak om beleidsmeetnetten kwaliteitsvoller op te zetten. Deze studie 'Kwaliteitsvolle monitoring voor het beleid' (Onkelinx *et al.*, 2007) legt veel nadruk op het beter formuleren en expliciteren van doelstellingen en argumenteert dat hiervoor voldoende tijd moet voor uitgetrokken worden. Alleen zo zullen vraag (de verwachtingen van het beleid) en aanbod (de gegevens van het meetnet) in de toekomst beter op elkaar afgestemd zijn. Ook zijn scherpe doelen essentieel voor een efficiënt ontwerpproces. Met vage doelen is het schipperen met middelen. Het risico is groot dat het budget over veel te veel deeldoelstellingen verspreid raakt en het meetnet uiteindelijk op geen enkele vraag een eenduidig antwoord geeft. Kiezen is winnen! Een ander belangrijk aspect is dat de meetnetontwerpers op voorhand meer moeten nagaan of het meetnet een voldoende groot onderscheidend vermogen heeft. Het onderscheidingsvermogen is de kans dat het meetnet een bepaalde trend tijdig detecteert en het is van belang dat deze kans voldoende groot is voor een trend die het beleid van belang acht, bijvoorbeeld om een bepaalde doelstelling te halen. Het is intuïtief duidelijk dat hoe hoger de trend is, des te gemakkelijker het is om een trend waar te nemen. Maar ook de onzekerheid of de ruis op de gegevens speelt een rol. Als de meetfouten groot zijn of de natuurlijke variatie is groot tussen de meetpunten, dan is het moeilijker om een trend te onderscheiden. Zo blijkt bij het PPM de impact van de ruis niet onbelangrijk. Daarom is het van groot belang om een goed zicht te krijgen op de ruis in de data en de foutenbronnen en deze zo klein mogelijk te houden.

In het kader van deze studie werden het WBM en het PPM als een gevalstudie doorgelicht en werd gezocht naar een betere afstemming en synergie. Hieruit bleek dat de doelstellingen verder verfijnd moesten worden en veel explicieter gemaakt. Zo is niet altijd even duidelijk op welk schaalniveau de meetnetten precieze cijfers moeten genereren en steekproefberekeningen maakten duidelijk dat resultaten op bekkenniveau soms te weinig precies waren. Dat vormt geen probleem als het geen doelstelling is, maar wel als het (impliciet) de verwachting is. Ook ontbreekt een model dat de brede context van de meetnetten in kaart brengt en de samenhang tussen de toestandsvariabelen

(al dan niet gemeten) beschrijft. Een globaler referentiekader is dringend nodig om de twee meetnetten verder te oriënteren en te integreren. Het WBM is strak opgebouwd en dat zorgt voor een relatief hoog onderscheidingsvermogen t.o.v. het PPM dat organisch gegroeid is en verweven is met het INBO Meetnet Zoetwateris. De aanbeveling was om het PPM beter te structureren en hiervoor een stabiele financieringsbron te voorzien. Voor beide meetnetten is representativiteit onvoldoende gegarandeerd want de steekproefpunten zijn te weinig op een aselechte basis gekozen. Belangrijk hierbij op te merken dat "expert judgement" zelden tot een representatieve steekproef leidt hoe strategisch goedgekozen de meetpunten ook lijken! Een belangrijk knelpunt van het WBM is dat de concentraties van de PCB's en organochloorpesticiden dikwijls onder de bepaalbaarheids grens vallen, terwijl in een nabijgelegen PPM-meetpunt de paling toch relatief hoge concentraties bevat. Zelfs wanneer de concentratie in paling hoog is, is de kans om deze stof in waterbodembodem aan te treffen vrij gering. Het euvel voor het PPM is dan weer dat we niet overal paling hebben. Een betere afstemming tussen het PPM en het WBM kan dus een belangrijke toegevoegde waarde betekenen.

Deze elementen vormen dus uitdagingen voor de toekomst van de meetnetten.

### Conclusies en toekomstwerk

De hier voorgestelde tandem is een voorbeeld van een geïntegreerde beoordelingsmethode waarbij een algemene beoordeling van de toestand van een ecosysteem beoogt wordt op basis van verschillende evaluatiemethoden van de componenten van dat systeem. Kwaliteitsbeoordelingsmethodes die internationaal gebruikt worden zijn bijvoorbeeld toxiciteitstesten op het sediment, chemische analyses op sedimentstalen, chemische analyses op weefsels, pathologische studies en evaluatie van de integriteit van de levensgemeenschappen (bv. invertebraten of vissen) (Chapman, 1992). Uiteraard is een performante beleidsondersteunende beoordelingsmethode meer dan meten alleen. Om een betrouwbare beoordeling (én voorspelling) van toxische impacten van vervuilende stoffen op de aquatische ecosystemen te kunnen waarborgen, is een betere kennis nodig van specifieke toxische stressoren en van betrouwbare causale relaties tussen chemische verontreiniging en impact op individuen, populaties of gemeenschappen. Op Europees niveau wordt deze geïntegreerde benadering momenteel onderzocht en gemodelleerd in het kader van het Europees onderzoeksproject MODELKEY (Brack *et al.*, 2005). In Vlaanderen werd er door Weltens *et al.* (2002) al basisonderzoek hierrond verricht, waarbij op een beperkte set van meetplaatsen een waaier van kwaliteitsbeoordelingsmethoden voor milieukwaliteit (waaronder fysico-chemische, ecotoxicologische en ecologische indicatoren) werden toegepast. Hieruit bleek al duidelijk dat de verschil-

lende meetmethodes tekortkomingen maar ook complementariteit vertoonden.

Dit geldt ook voor waterbodembodem- en paling-polluentenmeetnetten. Beide meetnetten zijn grotendeels gebiedsdekkend maar hebben beiden enkele beperkingen, het WBM is niet geschikt voor metingen op stenige bodems (bv. Maas en een aantal zijbeken), en voor het PPM zijn er in sommige zijbeken van een aantal bekkens onvoldoende plaatsen waar paling momenteel voorkomt (als gevolg van extreme vervuiling en/of migratiebelemmeringen). De meetstrategieën zijn wel nogal verschillend, waarbij het WBM een vaste periodiciteit (4 jaar) heeft, is de periodiciteit van de metingen in het PPM variabel. Ook op gebied van de geanalyseerde stoffen is er een duidelijke complementariteit. Daar waar het WBM zeer geschikt is voor het meten van zware metalen, is het voor wat betreft lipofiele substanties meer aangegeven om biota te gebruiken. In elk geval vormt de tandem WBM/PPM een solide basis als onderbouw van het saneringsbeleid van de Vlaamse waterbodems.

Teneinde voort te bouwen aan een performant en efficiënt meetbeleid voor schadelijke stoffen worden hieronder een aantal aandachtspunten weergegeven waaraan in de nabije toekomst gewerkt moet worden.

- Spatiële en temporele afstemming van de metingen is in bepaalde mate mogelijk. De uitbouw van een gezamenlijk basismetnet is een eerste stap. Anderzijds is het valoriseren van de eigenheid en het uitbuiten van de complementariteit van beide netten belangrijk, vooral op meetplaatsen waar enkel voor paling of enkel voor sediment kan gemeten worden. Het nastreven van een vaste meetperiodiciteit voor de PPM metingen vormt een bijkomende uitdaging. Een koppeling van de databanken en een optimalisatie van de rapportage naar de gebruikers en doelgroepen is zeker een bijkomend actiepunt.
- Specifieke gezamenlijke acties geconcentreerd naar bepaalde doelstoffen waar beleidsmatig bijzondere focus krijgen (bv. DDT's, vlamvertragers, lindaan, ...).
- Er dient geïnvesteerd te worden in het op punt stellen van analysetechnieken voor nieuwe stoffen die een bedreiging kunnen vormen. Internationale samenwerking en netwerking met andere wetenschappelijke instellingen en universiteiten is hierbij essentieel.
- De integratie van de bioaccumulatie data van het PPM in de beslissboom voor prioriteitsanalyse van waterbodems in het kader van de bekenbeheerplannen en CIW. Nauwe betrokkenheid bij de uitvoering en opvolging (evaluatie) van de slibruiming en de nabestemming van het vervuilde slib in zoverre die in aquatische systemen zou gebeuren.
- Het is bovendien belangrijk om verder te werken aan de ontwikkeling van een normeringskader voor waterbodembodem en -biota en dit voldoende te onderbouwen op basis van ecologische en ecotoxicologische criteria.

- De ontwerprichtlijn (CEC, 2006)(binnen de kaderrichtlijn water) vraagt voor de rapportering van de chemische toestand van een aantal prioritairere stoffen meer aandacht voor sediment en biota. Het valt te verwachten dat ook op internationaal niveau deze vragen gaan toenemen. Belpaire en Goemans (2007b) geven een overzicht van de mogelijkheden voor wat betreft metingen in paling.
- Waterbodemsanering omwille van ecologische redenen is uiteraard niet uitsluitend gericht op de mogelijke risico's voor natuur, plant en dier alleen. Het valt te verwachten dat wanneer stoffen biobeschikbaar worden voor biota, ze ook een potentieel gevaar betekenen voor de mens.

## Referenties

- Belpaire, C., Goemans, G. en De Cooman, W. (2002) Hoge meetwaarden van vlamvertragers in paling en sediment van waterlopen in het Scheldebekken. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en Vlaamse Milieumaatschappij. September 2002. IBW.Wb.V.Adv.2002.092
- Belpaire, C., Goemans, G. (2004). Monitoring en normering van milieugevaarlijke stoffen in paling: bruikbaarheid en relevantie voor het milieubeleid. *Water* 2004: 1-16.
- Belpaire, C., Goemans, G. (2007a). Eels: contaminant cocktails pinpointing environmental pollution. *ICES Journal of Marine Science*, in druk
- Belpaire, C. en Goemans, G. (2007b) in druk. The European eel *Anguilla anguilla*, a rapporteur of the chemical status for the Water Framework Directive? *Life and Environment*, in druk.
- Bilau, M., Sioen, I., Matthys, C., De Vocht, A., Goemans, G., Belpaire, C., Willems, J. L. and De Henauw, S. (2007). Probabilistic approach to polychlorinated biphenyl (PCB) exposure through eel consumption in recreational fishermen vs. the general population. *Food Additives & Contaminants*, in druk DOI: 10.1080/02652030701459848
- Brack, W., et al., 2005. MODELKEY. Models for assessing and forecasting the impact of environmental key pollutants on freshwater and marine ecosystems and biodiversity. *Environmental Science and Pollution Research* 12 (5) : 252-256
- CEC (2006). Proposal for a Directive of the European parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC (presented by the Commission) {COM(2006) 398 final}{SEC(2006) 947} Commission of the European Communities, Brussels, 17.7.2006 COM(2006) 397 final 2006/0129 (COD).
- Chapman, P.M. (1992). Pollution status of North Sea sediments - an international integrative study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91: 313-322
- De Cooman, W. en Detemmerman, L. (2003) Waterbodemonderzoek in Vlaanderen: Hoe gaan we te werk en wat zijn de eerste meetresultaten? *Water*, Januari 2003, 1-7
- Goemans, G., Belpaire, C., Raemaekers M., Guns M. (2003). Het Vlaamse palingpolluentenmeetnet, 1994-2001: gehalten aan polychloorbifenylen, organochloorpesticiden en zware metalen in paling. Report of the Institute for Forestry and Game Management, IBW.Wb.V.R.2003.-99.169 p.
- Goemans, G, Belpaire, C. (2004). The eel pollutant monitoring network in Flanders, Belgium. Results of 10 years monitoring. *Organohal Comp* 66: 1834-1840.
- Maes, J., Goemans, G. en Belpaire, C., 2007. Spatial variations and temporal trends between 1994 and 2005 in polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and heavy metals in European eel (*Anguilla anguilla* L.) in Flanders, Belgium. *Environmental Pollution* in druk. DOI:10.1016/j.envpol.2007.07.021
- MIRA-T (2006) Milieurapport Vlaanderen: Focusrapport. Vlaamse Milieumaatschappij en Uitgeverij Lannoo, Leuven, 272 p.
- MIRA-T (2007) Milieurapport Vlaanderen. Vlaamse Milieumaatschappij, in druk
- Onkelinx T., Quataert P, Wouters J. et al., 2007. Gevalstudie II: waterbodemondeetnet en palingpolluentenmeetnet. Kwaliteitsvolle monitoring voor het beleid. Afwegingskader en rekenmodel voor de bepaling van de steekproefgrootte bij beleidsgerichte monitoring. INBO.IR.2006.8. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Geraardsbergen
- Weltens R., Goemans G., Huyskens G., Witters H. en Belpaire C., 2002. Wetenschappelijke onderbouwing van de normering van polluenten in Vlaamse oppervlaktewateren en selectie van ecologische en ecotoxicologische indicatoren voor de waterkwaliteit. Studie in opdracht van VMM. Vito/IBW rapport 2002/TOX/R014

C. Belpaire<sup>1</sup>,  
W. De Cooman<sup>2</sup>,  
G. Goemans<sup>1</sup>,  
T. Onkelinx<sup>1</sup> en  
P. Quataert<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,  
Duboislaan 14,  
1560 Hoeilaart-Groenendaal, Tel 02 658 04 11  
- Fax 02 657 96 82  
Claude.Belpaire@inbo.be

<sup>2</sup> Vlaamse Milieumaatschappij,  
Alfons van de Maelestraat 96,  
9320 Erembodegem,  
Tel 053 72 66 17 - Fax 053 70 63 44

# Sediment als biobarrière voor grondwater verontreinigd met gechlloreerde alifatische koolwaterstoffen

In steden en industriegebieden kan vervuild grondwater een bron van verontreiniging vormen voor beken en rivieren. De toxische stoffen die vanuit het grondwater in de sedimentlaag van waterlopen infiltreren kunnen hierin echter biologische en fysisch-chemische veranderingen ondergaan voordat ze het oppervlaktewater bereiken. In deze studie werd onderzocht hoever deze natuurlijke afbraakcapaciteit reikt in riviersediment van de Zenne te Vilvoorde-Machelen, waar grondwater verontreinigd met gechlloreerde alifatische koolwaterstoffen ('Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons', CAHs) door de sedimentlaag stroomt. Door de in situ monitoring van fysisch-chemische parameters, de PCR detectie van CAH-afbrekende bacteriën en hun afbraakgenen en het uitvoeren van batch afbraaktesten, werd een hoge microbiële afbraakactiviteit in het Zenne sediment aangetoond. Dit afbraakpotentieel volstaat echter niet om op alle onderzochte locaties in de rivierbedding het oppervlaktewater te vrijwaren van contaminatie. De sedimentlaag van de Zenne kan bijgevolg enkel mits enige stimulatie als efficiënte 'biobarrière' fungeren en zo het risico op diffuse contaminatie van het oppervlaktewater volledig elimineren.

<sup>1</sup> Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Afdeling Milieu- en Procestechnologie

<sup>2</sup> Katholieke Universiteit Leuven, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Afdeling Bodem- en Waterbeheer

## 1. De interfase tussen grond- en oppervlaktewater: een biologisch actieve zone

Kennis over het transport en het lot van pollutanten in de transitiezone tussen grondwater en oppervlaktewater is belangrijk aangezien vele verontreinigde industriële, stedelijke en agrarische sites in een straal van 1 km van een waterloop gelegen zijn. Op ongeveer 50% van de vervuilde sites zou de grondwatervervuiling zich tot aan de waterloop verspreiden (EPA, 2000). De infiltrerende pollutanten uit het grondwater dienen voordat ze het oppervlaktewater bereiken echter een zone met een groot potentieel voor natuurlijke attenuatie te passeren, de interfase tussen grond- en oppervlaktewater.

Door menging van grond- en oppervlaktewater, twee watermassa's met een verschillende chemische samenstelling, wordt de interfase over het algemeen gekarakteriseerd door scherpe fysische en chemische gradiënten zodat een breed spectrum van metabolische reacties binnen relatief kleine ruimtes kan optreden (Fraser en Williams, 1998). Door de sterk veranderende redox-potentiaal bijvoorbeeld, vormt de interfase een niche voor een brede waaier van micro-organismen met een verschillend metabolisme waardoor een verhoogde biologische afbraak van pollutanten kan plaatsvinden. Interfasen zijn ook belangrijke opslagplaatsen voor organische koolstof (Bretschko en Moser, 1993) en zijn bijgevolg niet enkel hot spots in diversiteit aan organismen, maar ook in productiviteit (Push *et al.*, 1998). Ze kunnen dan ook een substantiële bijdrage leveren tot de koolstof-, nutriënt- en energieflex in het riviersysteem (Naegeli en Uehlinger, 1997). Processen waar micro-organismen niet in tussenkomen, zogenaamde abiotische processen zoals verdunning of sorptie, treden ook op in de interfase maar leiden niet noodzakelijk tot een gereduceerd risico voor de mens en het ecosysteem. Indien door natuurlijke microbiologische afbraakprocessen daarentegen zowel de concentratie als de toxiciteit van de vervuiling afnemen, kan de sedimentzone als een efficiënte biobarrière voor de pollutanten functioneren en als natuurlijke bioremediatietechniek aanvaard worden. In deze

studie werd dan ook de biologische afbraak van pollutanten in de interfase onderzocht.

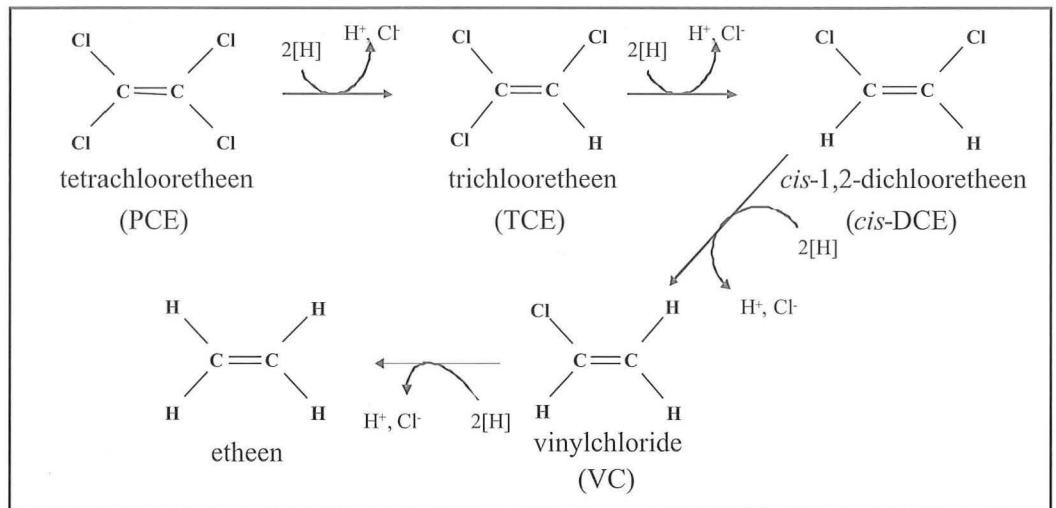
## 2. Modelpolluent: gechlloreerde alifatische koolwaterstoffen

Gechlloreerde alifatische koolwaterstoffen ('Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons', CAHs) zijn een groep vluchtige pollutanten die ondermeer worden aangetroffen in de buurt van chemische industrie en droogkuis bedrijven. Door hun veelvuldig gebruik als solvent of ontvettingsmiddel zijn ze één van de meest voorkomende grondwatercontaminanten in de geïndustrialiseerde wereld (Fischer *et al.*, 1987). CAHs zijn gekend voor hun toxiciteit en persistentie in het milieu. Door hun hoge wateroplosbaarheid en lage sorptiecapaciteit zijn de CAHs erg mobiel in de bodem waardoor ze gemakkelijk de watertafel bereiken en zich via het grondwater verspreiden. Voor dergelijke gechlloreerde solventpluimen zijn traditionele remediatietechnieken zoals 'pump and treat' inefficiënt, tijdsrovend en kostelijk. Biologische afbraak van deze CAHs in de sedimentlaag van waterlopen biedt dus een beloftevol en goedkoop alternatief als bioremediatiestrategie.

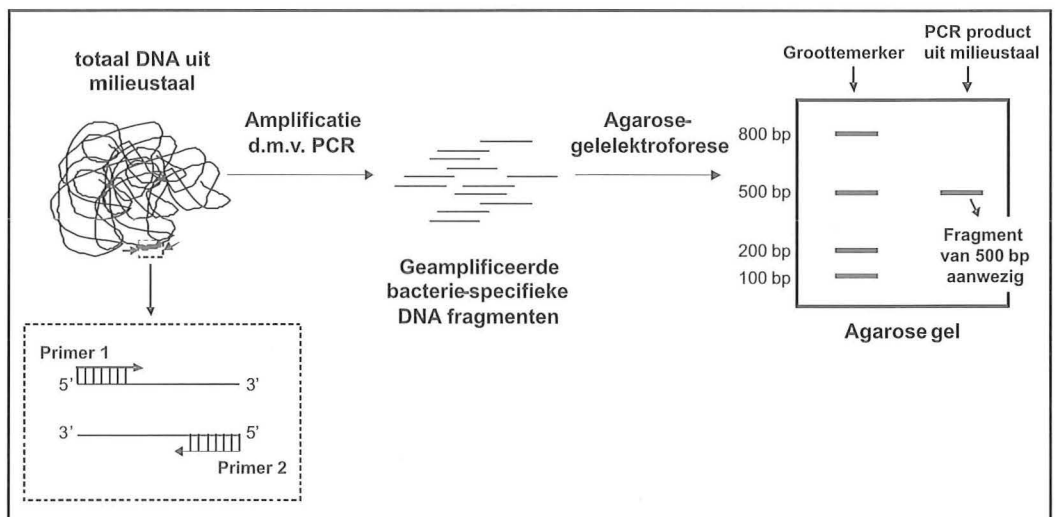
## 3. Biologische afbraak van CAHs via reductieve dechlorinatie en detectie van dehalogenerende bacteriën en hun afbraakgenen

Bepaalde anaërobe micro-organismen die in de bodem of het grondwater voorkomen, kunnen door een biologisch proces, reductieve dechlorinatie genoemd, de chlooratomen van de CAHs verwijderen en vervangen door waterstofatomen wat in niet-toxische eindproducten zoals etheen resulteert (Figuur 1). De CAHs worden hierbij als terminale elektronacceptor aangewend, terwijl waterstof als elektrondonor fungeert. Wanneer deze reactie gekoppeld is aan de groei van de dechlorerende micro-organismen wordt het proces dehalorespiratie genoemd. Bacteriële dehalorespiratie wordt momenteel als belangrijk-

Figuur 1: Anaërobie reductieve dechlorinatie van PCE. In elke stap van dit proces wordt een chlooratoom vervangen door een waterstofatoom. De dechlorinatie van PCE tot cis-DCE is een relatief snel proces en kan gemakkelijk gestimuleerd worden, terwijl de verdere reductie van cis-DCE tot VC, en vooral van het zeer toxische VC tot etheen, significant trager verloopt (Middeldorp et al., 1999).



Figuur 2: Polymerase Chain Reaction (PCR), een techniek om een DNA fragment in grote hoeveelheden te amplificeren. Met behulp van twee startermoleculen of primers die op een relatief korte afstand van elkaar op complementaire strengen van het DNA binden, wordt het bacterie-specifiek DNA fragment tussen deze primers in grote hoeveelheden synthetisch aangemaakt. Door de lengte van dit geamplificeerde DNA-fragment met behulp van agarose-gelelektroforese (een scheidingstechniek volgens grootte van het DNA-fragment) te bepalen, kan de aan- of afwezigheid van het bacterie-specifieke gen in milieu-stalen worden nagegaan. Wanneer het genfragment, waarvan de lengte gekend is, in het DNA extract aanwezig was, zal een PCR product met de juiste lengte worden bekomen.



ste proces beschouwd voor de detoxificatie van gechlorideerde verbindingen onder anaërobie omstandigheden. Voor de chloorethenen wordt het reductieve dechlorinatieproces weergegeven in Figuur 1. Vermits een relatief diverse groep van bacteriën (ondermeer *Dehalococcoides*, *Desulfuromonas*, *Dehalobacter* of *Desulfitobacterium* species) de reductie van PCE of TCE tot cis-DCE uitvoert, is dit een relatief snel proces. De verdere reductieve dechlorinatie van cis-DCE tot VC en etheen wordt echter door een specifieke cluster van bacteriën gekatalyseerd en verloopt hierdoor veel trager. Deze laatste cluster is sterk gerelateerd met *Dehalococcoides ethenogenes* (Middeldorp et al., 1999). Vermits er een goede correlatie bestaat tussen de aanwezigheid van deze soort bacterie en het CAH-afbraakpotentieel werden PCR-primersets ontwikkeld (bvb. Löffler et al., 2000) die zeer specifiek deze *Dehalococcoides* species

detecteren in bodem- of grondwaterstalen (Figuur 2). Naast deze fylogenetische 16S rRNA genen, kunnen ook afbraakgenen met een eenvoudige PCR reactie worden opgespoord. Deze genen coderen voor enzymen die in de afbraak van pollutanten tussenkomen. Via detectie van afbraakgenen kan geverifieerd worden of het microbiologisch afbraakproces metabolisch of co-metabolisch gebeurt. Zo kunnen *Dehalococcoides ethenogenes* stam 195 en stam FL-2 wel energie halen uit de afbraak van PCE tot VC, maar gebeurt de verdere omzetting van VC naar etheen co-metabolisch. VC kan door deze twee bacteriestammen dus niet als energiebron aangewend worden en de omzetting naar onschadelijk etheen gebeurt enkel 'toevallig' doordat het enzym dat TCE en DCE metabolisch omzet tot VC per vergissing ook dit laatste substraat aanvalt en omzet tot etheen (Müller et al., 2004). Volledige afbraak

van het mutagene en carcinogene VC tot etheen is echter van cruciaal belang voor een geslaagd bioremediatieproces. Tot nu toe werden drie isolaten gevonden die energie voor hun groei halen uit de afbraak van VC tot etheen, *Dehalococcoides* sp. stam VS (Müller *et al.*, 2004), *Dehalococcoides* sp. stam BAV-1 (Krajmalnik-Brown *et al.*, 2004) en *Dehalococcoides* sp. stam GT (Sung *et al.*, 2006). Deze bacteriestammen kunnen met behulp van PCR opgespoord worden door detectie van hun afbraakgenen, coderend voor het VC reductief dehalogenase enzym dat VC omzet tot etheen. Voor *Dehalococcoides* sp. stam VS en stam GT is dit het *vcrA* gen terwijl het *bvcA* gen voor het VC reductief dehalogenase enzym van *Dehalococcoides* stam BAV-1 codeert. Door PCR detectie van de afbraakgenen die ofwel in de eerste (PCE tot DCE, VC) of laatste stappen (DCE, VC tot etheen) van het PCE reductief dechlorinatieproces tussenkomen, kan bijgevolg geëvalueerd worden welke (co-)metabolische afbraakprocessen *in situ* kunnen optreden en wordt een beeld bekomen van het aanwezige microbiologisch afbraakpotentieel.

#### 4. Riviersediment van de Zenne te Vilvoorde-Machelen als biobarrière voor CAHs uit infiltrerend grondwater?

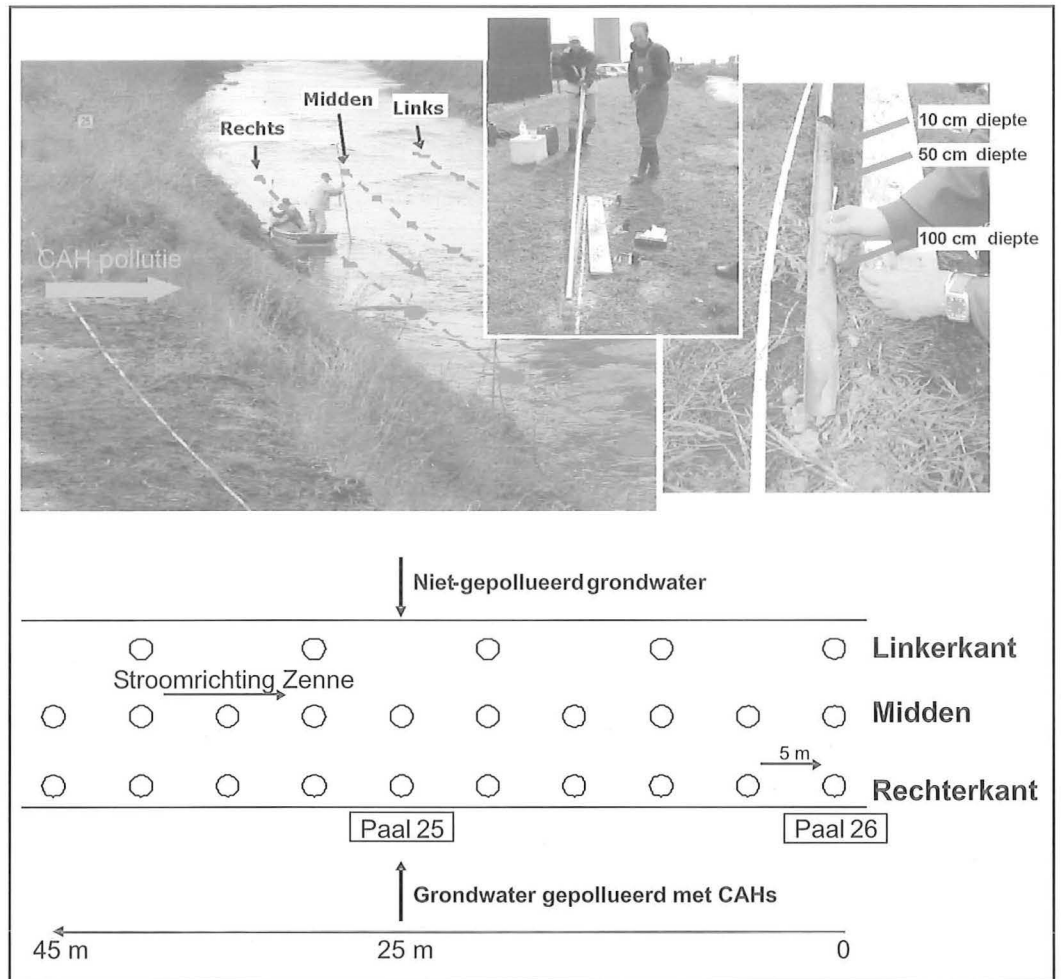
In deze studie werd de biologische afbraak van CAHs onderzocht in de interfase van de Zenne te Vilvoorde-Machelen. In het bestudeerde gebied komt er over een afstand van 1,2 km een CAH grondwaterpluim in de rivier terecht, afkomstig van verschillende brongebieden in de nabijgelegen industriezone. Ter hoogte van de bronnen trad er hoofdzakelijk vervuiling op met PCE en TCE, dewelke vervolgens in de aquifer (watervoerende bodemlaag) via reductieve dechlorinatie omgezet werden tot DCE en VC, terwijl het grondwater richting Zenne stroomde. De voornaamste grondwaterpolluenten die de Zenne bereiken zijn 1,1-dichloorethaan (1,1-DCA), chloorethaan, *cis*-DCE en vooral het zeer toxische VC. Via bemonstering van zowel sediment- als poriënwaterstalen uit de rivierbedding werd nagegaan waar deze CAHs in de sedimentlaag opkwamen en in welke concentraties ze er voorkomen. Door het sterk eutrofe karakter van het Zenne sediment (rijk aan organisch materiaal door de lozing van rioolwater) heersen er zeer anaërobe omstandigheden waardoor de sedimentlaag een ideale omgeving vormt voor *Dehalococcoides* species, die het organisch materiaal als elektrondonor en de CAHs als elektronacceptor kunnen aanwenden en op die manier de CAHs uit het instromende grondwater kunnen verwijderen. Door middel van PCR detectie van deze *Dehalococcoides* sp. en hun afbraakgenen en het uitvoeren van anaërobe batch afbraaktesten met sedimentmateriaal uit de interfase van de Zenne werd onderzocht of dit verhoogd microbiologisch afbraakpotentieel werkelijk aanwezig is.

#### 4.1. Bepaling van de CAH influx zones in de rivierbedding van de Zenne

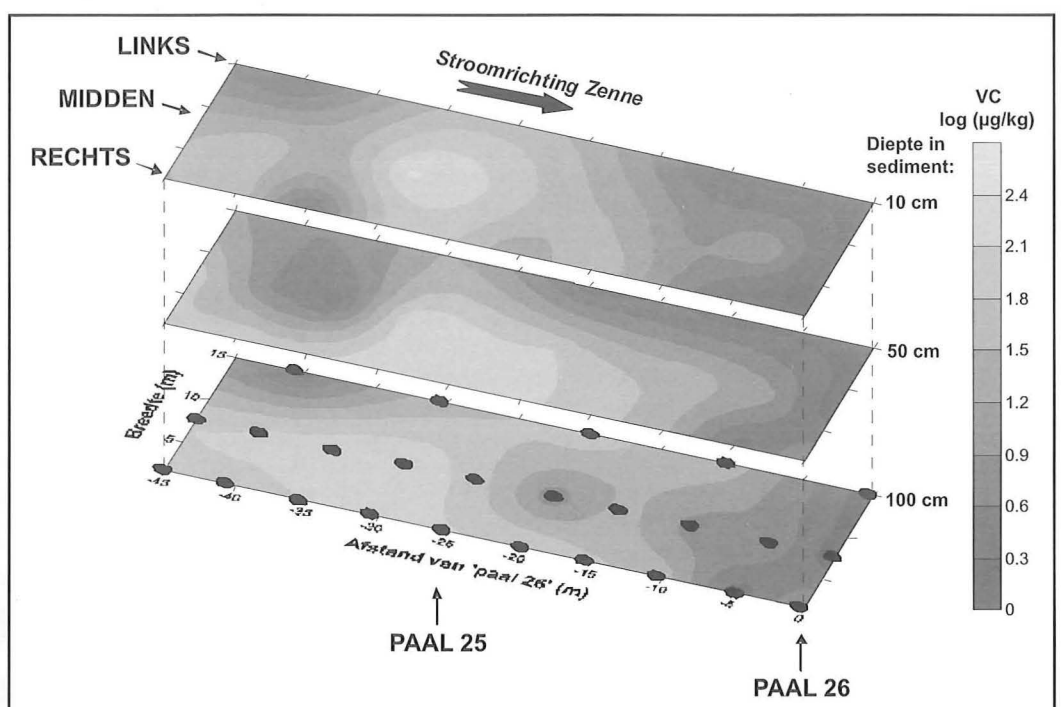
De CAH influx zones werden bepaald in een 45 m lang testgebied, dat in de verontreinigde zone geselecteerd werd waar de hoogste concentraties VC (2212 µg/l), *cis*-DCE (1212 µg/l) en 1,1-DCA (150 µg/l) in het instromende grondwater werden vastgesteld. Om een gedetailleerd beeld te bekomen van de CAH influx zones in de rivierbedding werden aan de rechterkant (vanwaar de gepollueerde grondwaterpluim de Zenne binnestroomt) en in het midden om de 5 m, en aan de linkerkant van de rivier om de 10 m op drie verschillende dieptes (10, 50 en 100 cm) sedimentstalen (met een zuigerboor) of poriënwaterstalen genomen waarin de concentraties aan CAHs en hun afbraakproducten etheen en ethaan werden bepaald (Figuur 3).

Verschillende staalnamecampagnes leverden gelijkaardige patronen van CAH influx zones in de rivierbodem van de Zenne op. Terwijl VC en 1,1-DCA over het volledige testgebied werden gedetecteerd (zie Figuur 4 voor VC), werd *cis*-DCE slechts in een beperkt deel ervan teruggevonden (data niet getoond). De hoogste concentraties aan VC werden aan de rechterkant van de rivier opgemeten, waarlangs het gecontamineerde grondwater de rivier bereikt. Terwijl aan paal 26, het referentiepunt van het testgebied, geen of nauwelijks geen VC in de rivierbedding aanwezig is, stroomt er wel VC door de sedimentlaag tussen 15 en 45 m stroomopwaarts van paal 26, met een maximale concentratie aan VC van 285 µg/kg droog sediment. Alhoewel deze concentratie onder de Belgische saneringsnorm voor VC in bodem (350 µg/kg droge stof) ligt, wordt de saneringsnorm voor VC in grondwater (5 µg/l) wel overschreden in het poriënwater op de meeste staalname locaties, met een maximale concentratie van 2100 µg/l VC die op 20 cm diepte in de rivierbodem werd gedetecteerd (data niet weergegeven). Op deze positie (en vermoedelijk ook op andere locaties in de rivierbedding waar het grondwater met een hoge snelheid opkwelt) komt er dus waarschijnlijk nog een behoorlijke hoeveelheid VC in het rivierwater terecht. Alhoewel de concentraties aan etheen en ethaan die in de rivierbedding gedetecteerd werden, aangeven dat volledige dechlorinatie van VC wel degelijk optreedt in het Zenne sediment (data niet getoond), is het afbraakpotentieel blijkbaar niet op alle onderzochte locaties voldoende groot om het rivierwater te vrijwaren van contaminatie. Een gedetailleerde screening van het microbiologisch afbraakpotentieel over de volledige oppervlakte van het testgebied (op alle staalname locaties en dieptes) bleek dus noodzakelijk voor een goede evaluatie van het mogelijk gebruik van de sedimentlaag als biobarrière voor de CAHs.

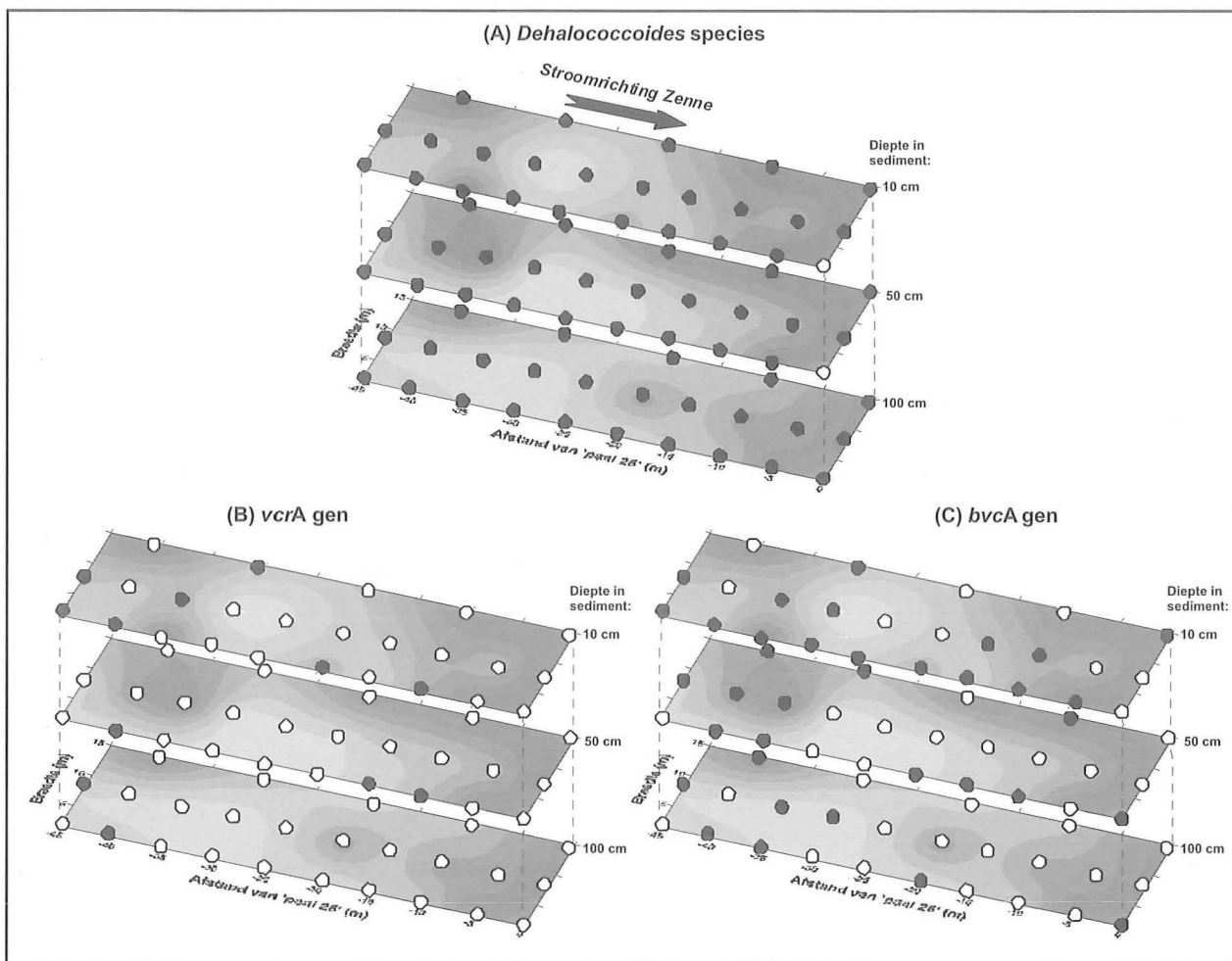
Figuur 3: Weergave van de staanlocaties (cirkels) in het testgebied van de Zenne waar sedimentstalen genomen werden met een zuigerboor (foto bovenaan).



Figuur 4: Weergave van de concentraties aan VC die werden gemeten in sedimentstalen uit de rivierbedding van de Zenne. Over een lengte van 45 m werden telkens om de 5 m aan de rechterkant en in het midden van de rivier en om de 10 m aan de linkerkant op 10, 50 en 100 cm diepte stalen genomen, waarvan de concentratie aan VC met Surfer werd geïnterpoleerd.



Figuur 5: PCR detectie van *Dehalococcoides* species (A) en de VC reductase-afbraakgenen *vcrA* (B) en *bvcA* (C) in sedimentstalen uit de rivierbedding van de Zenne. Cirkels geven de staalnamelocaties aan, gekleurde cirkels wijzen op detectie van de bacterie of het afbraakgen.



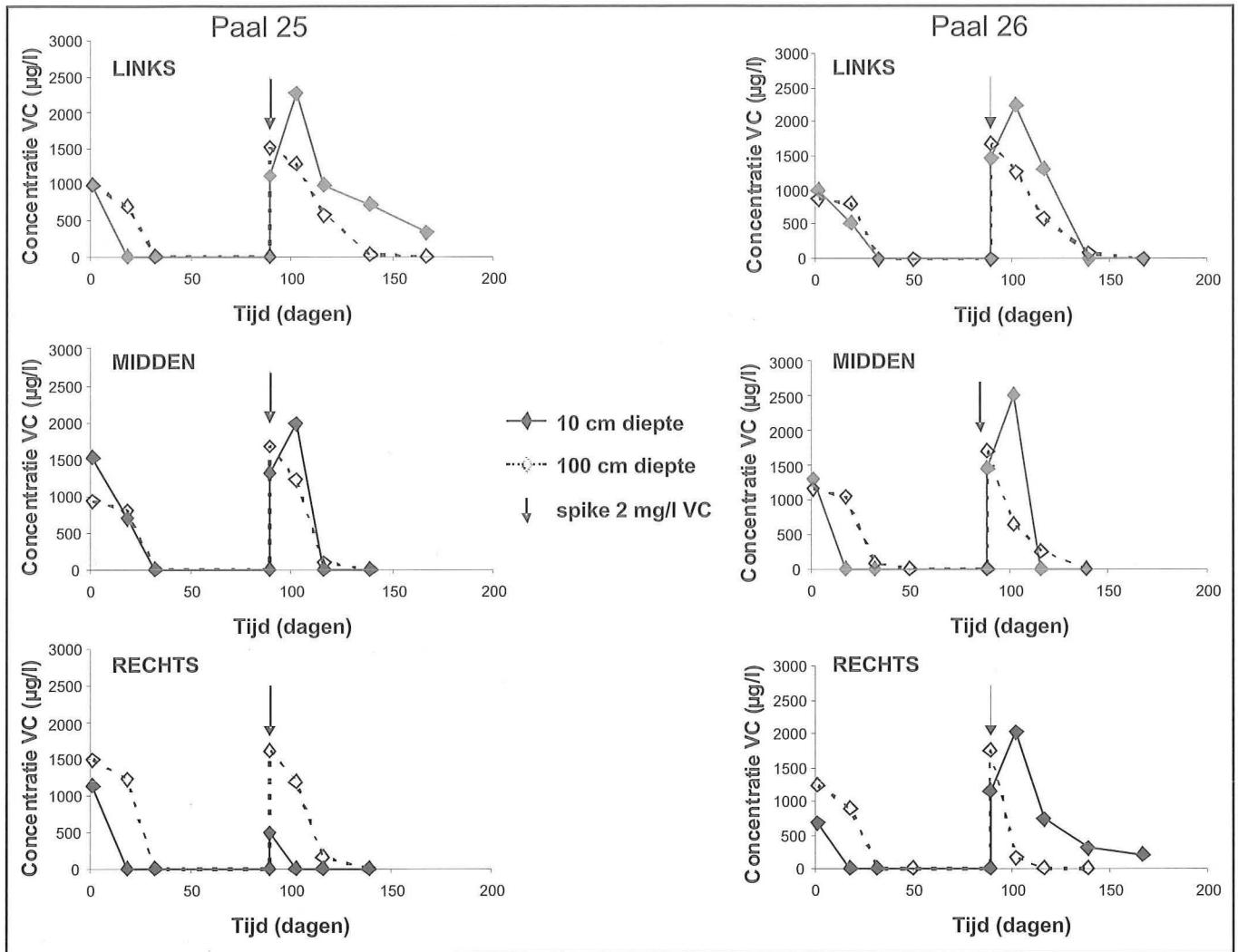
#### 4.2. Bepaling van het aanwezige microbiologisch afbraakpotentieel voor CAHs in het sediment van de Zenne door middel van PCR analyses en anaërobe afbraaktesten

Voor de karakterisering van het microbiologisch afbraakpotentieel in de rivierbodem van de Zenne over de volledige oppervlakte van het studiegebied, werden PCR analyses voor CAH-afbrekende bacteriën (*Dehalococcoides* species) en VC-dehalogenase genen (*bvcA* en *vcrA*) uitgevoerd op de sedimentstalen die om de 5 meter aan de rechterkant, in het midden en aan de linkerkant van de rivier op drie verschillende dieptes (10, 50 en 100 cm) genomen werden. *Dehalococcoides* species werden over het hele testgebied en op alle onderzochte dieptes in de rivierbodem teruggevonden (Figuur 5A). Ook de afbraakgenen werden in het Zenne sediment aangetroffen en dit vooral in de top 10 cm van de sedimentlaag (waar het organisch stofgehalte het hoogst is) en aan de rechterkant van de rivier (vanwaar de gepollueerde grondwaterpluim de Zenne binnestroomt) (Figuur 5B en 5C). Het *bvcA* gen van *Dehalococcoides* sp. BAV-1 bleek het dominante afbraakgen te zijn (Figuur 5C), resulterend in de omzetting van VC tot het onschadelijke etheen. Ondanks het feit dat op bepaalde locaties in het

testgebied van de Zenne hoge concentraties aan VC in het poriënwater werden aangetroffen, bleken de juiste bacteriën en zelfs afbraakgenen voor een goede en efficiënte afbraak van de CAHs toch aanwezig te zijn in het testgebied op alle onderzochte locaties en dieptes in het sediment. Aangezien via PCR analyses enkel de aanwezigheid van de bacteriën werd nagegaan, werd hun activiteit onderzocht in anaërobe batch afbraaktesten. Meer dan 1 mg/l VC werd in minder dan 19 dagen volledig gereduceerd tot onschadelijk etheen en ethaan, zowel in de afbraaktesten met sediment afkomstig van 10 en 100 cm diepte in de rivierbedding (Figuur 6). Bovendien werden deze hoge dechlorinatiesnelheden in alle afbraaktesten geobserveerd, ongeacht hun staalname-locatie (rechts, midden of links in de rivier), voor zowel het gepollueerde (paal 25) als het niet-gepollueerde (paal 26) gebied. Wanneer na ongeveer 100 dagen opnieuw 2 mg/l VC aan de afbraaktesten werd toegevoegd, werd deze opnieuw binnen 50 dagen volledig afgebroken tot etheen (Figuur 6). Er werd dus een hoge afbraakactiviteit voor VC (en ook voor *cis*-DCE, resultaten niet getoond) waargenomen in het Zenne sediment waarvoor de gedetecteerde species *Dehalococcoides* stam VS en stam BAV-1 waarschijnlijk verantwoordelijk zijn. De juiste bacteriën



Figuur 6: Anaërobie afbraak van VC in batch afbraaktesten met riviersediment afkomstig van een diepte van 10 of 100 cm in de rivierbedding aan de rechterkant, in het midden en aan de linkerkant van een gepollueerd (paal 25) en een niet-gepollueerd deel (paal 26) van de Zenne. Sediment werd hiervoor in een anaëroob medium gesuspenderd en 2 mg/l VC werd bij aanvang van de test en na ongeveer 100 dagen aan de vials toegevoegd, waarna de concentratie in functie van de tijd werd opgevolgd door middel van GC-FID analyse.



voor een goede en efficiënte afbraak van de CAHs zijn dus blijkbaar niet enkel aanwezig in het Zenne sediment, maar ze breken er ook actief de grondwaterpolluenten af.

### 5. Conclusie

Biologische afbraak van pollutanten in de sedimentlaag van waterlopen biedt een kosteloos en beloftevol alternatief als bioremediatiestrategie voor gecontamineerd grondwater dat in deze waterlopen infiltreert. Vooral op megasites waar complex vervuilde grondwaterpluimen voorkomen, zou deze natuurlijke bioremediatietechniek voor een aanzienlijke reductie in de saneringskosten zorgen en de diffuse contaminatie van het nabijgelegen rivierwater volledig kunnen elimineren.

Uit deze studie bleek dat ondanks het hoge afbraakpotentieel voor CAHs in het eutrofe riviersediment van de Zenne te Vilvoorde-Machelen, deze 'biobarrière' in het onderzochte testgebied niet voldoende bescherming biedt tegen

contaminatie van het oppervlaktewater. Hoewel hoge dechloratiesnelheden werden waargenomen, werden op sommige onderzochte locaties in de rivierbedding nog steeds concentraties aan CAHs boven de saneringsnorm teruggevonden nabij de top van de sedimentlaag. Op deze locaties 'lekt' de biobarrière als het ware en vindt er doorbraak van de contaminanten plaats naar het rivierwater. Vooral de goede permeabiliteit van de zanderige rivierbodem van de Zenne en daardoor de hoge grondwatersnelheden en bijgevolg korte verblijftijd van de CAHs in de sedimentlaag spelen hierbij een belangrijke rol. Ook al worden er in het rivierwater van de Zenne geen CAHs gedetecteerd (wegens verdunning), blijkt enige stimulatie van de afbraak noodzakelijk opdat het Zenne sediment als efficiënte biobarrière optreedt en als natuurlijke bioremediatiestrategie aanvaard kan worden.

## 6. Dankwoord

Dit onderzoek werd mogelijk gemaakt door financiering van VITO (via een doctoraatsbeurs aan K. Hamonts) en de Europese Unie (EC- project SEDBARCAH, n° 511254).

## 7. Referenties

Bretschko, G. en Moser, H. (1993). Transport and Retention of Matter in Riparian Ecotones. *Hydrobiologica* 251(1-3): 95-102.

EPA. (2000). Proceedings of the Ground-Water/Surface-Water Interactions Workshop. EPA/542/R-00/007.

Fischer, A.J., Rowan, E.A. en Spalding, R.F. (1987). VOCs in Groundwater Influenced by Large-scale Withdrawals. *Groundwater*, 25: 407-413.

Fraser, B.G. en Williams, D.D. (1998). Seasonal Boundary Dynamics of a Groundwater/Surface Water Ecotone. *Ecology* 79(6): 2019-2031.

Krajmalnik-Brown, R., Hölscher, T., Thomson, I.N., Saunders, F.M., Ritalahti, K.M. en Löffler, F.E. (2004). Genetic Identification of a Putative Vinyl Chloride Reductase in *Dehalococcoides* sp. Strain BAV1. *Applied and Environmental Microbiology* 70(10): 6347-6351.

Löffler, F.E., Sun, Q., Li, J. en Tiedje, J.M. (2000). 16S rRNA Gene-based Detection of Tetrachloroethene-dechlorinating *Desulfuromonas* and *Dehalococcoides* species. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 1369-1374.

Middeldorp, P. J. M., Luijten, M.L.G.C., Van de Pas, B.A., Van Eekert, M.H.A., Kengen, S.W.M., Schraa, G.W.M. en Stams, A.J.M. (1999). Anaerobic Microbial Reductive Dehalogenation of Chlorinated Ethenes. *Bioremediation Journal*, 3: 151-169.

Müller, J.A., Rosner B.M., von Abendroth, G., Meshulam-Simon, G., McCarty P.L. en Spormann, A.M. (2004). Molecular Identification of the

Catabolic Vinyl Chloride Reductase from *Dehalococcoides* sp. Strain VS and Its Environmental Distribution. *Applied and Environmental Microbiology* 70(8): 4880-4888.

Naegeli, M.W. en Uehlinger, U. (1997). Contribution of the Hyporheic Zone to Ecosystem Metabolism in a Prealpine Gravel-Bed River. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 794-804.

Push, M., Fiebig, D., Brettar, I., Eisenmann, H., Ellis, B.K., Kaplan, L.A., Lock, M.A., Naegeli, M.W. en Traunspurger, W. (1998). The Role of Micro-Organisms in the Ecological Connectivity of Running Waters. *Freshwater Biology* 40(3): 453-495.

Sung, Y., Ritalahti, K.M., Apkarian, R.P. en Löffler, F.E. (2006). Quantitative PCR Confirms Purity of Strain GT, a Novel Trichloroethene-to-Ethene-Respiring *Dehalococcoides* Isolate. *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (3): 1980-1987.

K. Hamonts<sup>1,2</sup>,  
M. Maesen<sup>1</sup>,  
A. Ryngaert<sup>1</sup>,  
J. Bronders<sup>1</sup>,  
D. Springael<sup>2</sup> en  
W. Dejonghe<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Afdeling Milieu- en Procestechologie,

Boeretang 200, B-2400 Mol

<sup>2</sup> Katholieke Universiteit Leuven,

Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen,

Afdeling Bodem- en Waterbeheer,

Kasteelpark Arenberg 20, B-3001 Heverlee

Correspondentie-auteur:

Kelly Hamonts

Doctoraatsstudent

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Afdeling Milieu- en Procestechologie,

Boeretang 200, B-2400 Mol

Tel.: +32 14 33 51 21, Fax: +32 14 58 05 23

kelly.hamonts@vito.be



