

Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Water en sediment

Deel 2

Gasteditors: Gerard Govers en Ward De Cooman



Vrije
Universiteit
Brussel

universiteit
hasselt



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 2

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:

Hoofredacteur:
Michel Bruyneel

Leden:

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

Samenstelling Organisatiecomité:

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

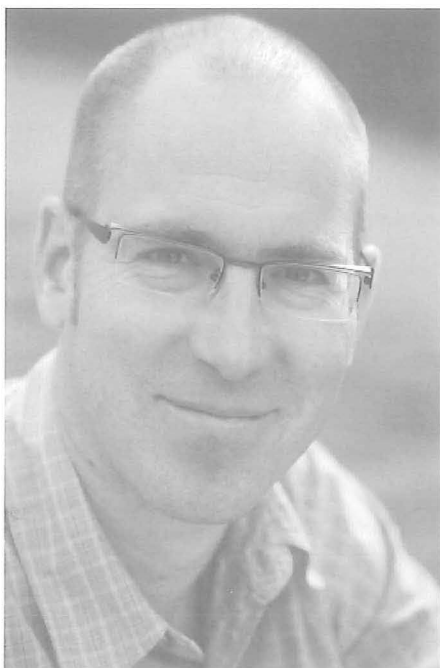
Tijdschrift over
integraal waterbeleid
in samenwerking
met de CIW



Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

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

Voorwoord



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

-
- 61 **Pilootproject "Stortstrategie Walsoorden": een nieuwe benadering voor het beheren van de morfologie van de Westerschelde**
Y. Plancke en S. Ides
-
- 66 **Meten en karakteriseren van slibafzettingen**
T. Van Hoestenberghe, J. Eylenbosch en M. Voet
-
- 71 **Authigeen sediment: een belangrijke bijdrage tot de totale sedimentlading van de Kleine Nete**
E. Vanlierde, J. de Schutter, J. Patric en F. Mostaert
-
- 75 **Analyse van relaties tussen sedimentkarakteristieken en macroinvertebratengemeenschappen a.d.h.v. data mining technieken**
P. Goethals, W. Gabriels, A. Dedecker, W. De Cooman en N. De Pauw
-
- 79 **MODELKEY helpt effecten van contaminanten op het zoetwater- en mariene milieu en de biodiversiteit te beoordelen en voorspellen**
E. De Deckere, C. Van Liefferinghe, V. Leloup, C. Schmitt, J. Bakker, W. Brack en P. Meire
-
- 83 **Het effect van overstroming op de beschikbaarheid van zware metalen in een zoetwaterschor**
J. Teuchies, E. De Deckere, L. Bervoets, R. Blust en P. Meire
-
- 88 **Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems**
V. Leloup, W. De Cooman, P. Meire en E. de Deckere
-
- 92 **Sediment en morfologisch - beheer van estuaria**
J.-J. Peters
-

Pilootproject "Stortstrategie Walsoorden": een nieuwe benadering voor het beheren van de morfologie van de Westerschelde

Het Port of Antwerp Expert Team (PAET) formuleerde in 2001 het idee om baggerspecie aan te wenden om het Schelde-estuarium morfologisch en ecologisch gezonder te maken. Als pilootproject binnen dit morfologische beheer stelde PAET voor baggerspecie aan te brengen aan de zeewaartse punt van de plaat van Walsoorden. Met dit idee wordt proactief bijgedragen aan de doelstellingen van de Lange Termijn Visie voor het Schelde-estuarium. De haalbaarheid van deze nieuwe stortstrategie werd in 2002-2003 door het Waterbouwkundig Laboratorium onderzocht. Ondanks het feit dat geen van de resultaten de haalbaarheid tegensprak, bleek definitief uitsluitel slechts mogelijk na uitvoering van een proefstorting in de natuur.

Eind 2004 werd gedurende 1 maand 500.000 m³ zand met behulp van een diffuser aangebracht nabij de plaat van Walsoorden. De stortproef werd opgevolgd met een intensief monitoringprogramma, met zowel aandacht voor morfologische als ecologische ontwikkelingen. Op morfologisch gebied is de stortproef een succes: één jaar na uitvoering van de proef ligt nog 85% van het materiaal ter plaatse. Ook de ecologische monitoring heeft geen negatieve effecten getoond. In 2006 werd de stortproef verdergezet: een tweede storting van 500.000 m³ zand werd aangebracht aan de zeewaartse plaatpunt. Net zoals bij de eerste stortproef wordt er een intensief morfologisch en ecologisch monitoringprogramma uitgevoerd.

Inleiding

Jaarlijks wordt er in de Westerschelde tussen 8 en 10 miljoen m³ zand gebaggerd om de toegang tot de Scheldehavens te onderhouden. Dit zand wordt hoofdzakelijk in de nevengeulen gestort. Bij een nieuwe verruiming van de vaargeul – gepland in 2008 – zou éénmalig 7 miljoen m³ extra gebaggerd moeten worden. Omdat weinig zand wordt uitgewisseld tussen het estuarium en de zee, geniet het terugstorten binnen het estuarium (verplaatsen van specie binnen het systeem) sterk de voorkeur op het storten in zee (definitief verwijderen uit het systeem).

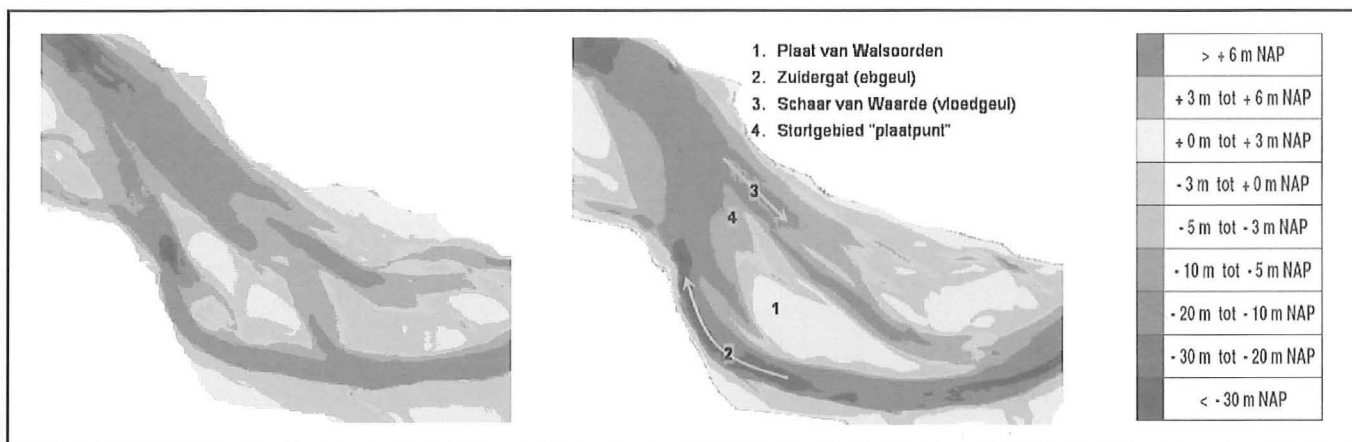
In 1999 vroeg het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen aan een internationaal experten team (PAET – Port of Antwerp Expert Team) advies over de haalbaarheid van een verdere verruiming van de vaarroute in de Westerschelde. Het terugstorten van stijgende hoeveelheden baggerspecie werd als een gevaar voor het instandhouden van het meergeulenstelsel gezien. PAET ontwikkelde een nieuwe stortstrategie waarbij baggerspecie de

natuurlijkheid van het estuarium kan vrijwaren en zelfs verbeteren. Ze stelden een proefproject voor ter staving van de haalbaarheid van deze strategie.

Plaat van Walsoorden

Op basis van een historische analyse van bodemkaarten werd vastgesteld dat de zeewaartse punt van de plaat van Walsoorden gedurende de laatste halve eeuw sterk geërodeerd werd (zie figuur 1). Deze evoluties werden waarschijnlijk teweeggebracht door veranderingen in het geulenstelsel tussen Terneuzen en Hansweert, waardoor de vloedstroming naar de plaat wijzigde. PAET stelde voor om baggerspecie aan te brengen bij de kop van de plaat ("4"). Hierdoor zou een betere scheiding van de stroming tussen eb- (Zuidergat "2") en vloedgeul (Schaar van Waarde "3") verkregen worden, wat de instandhouding van het meergeulenstelsel versterkt. Bovendien zou het zelforderende vermogen van de stroming boven de drempel van Hansweert toenemen, waardoor de

Figuur 1: Morfologische evolutie Plaat van Walsoorden (links 1931 – rechts 2003)



baggerinspanning hier zou afnemen. Een derde en laatste effect zou het afnemen van de stroomsnelheden in ondiep water rond en boven de plaat zijn, wat vanuit ecologisch standpunt een meerwaarde is.

Haalbaarheidsonderzoek

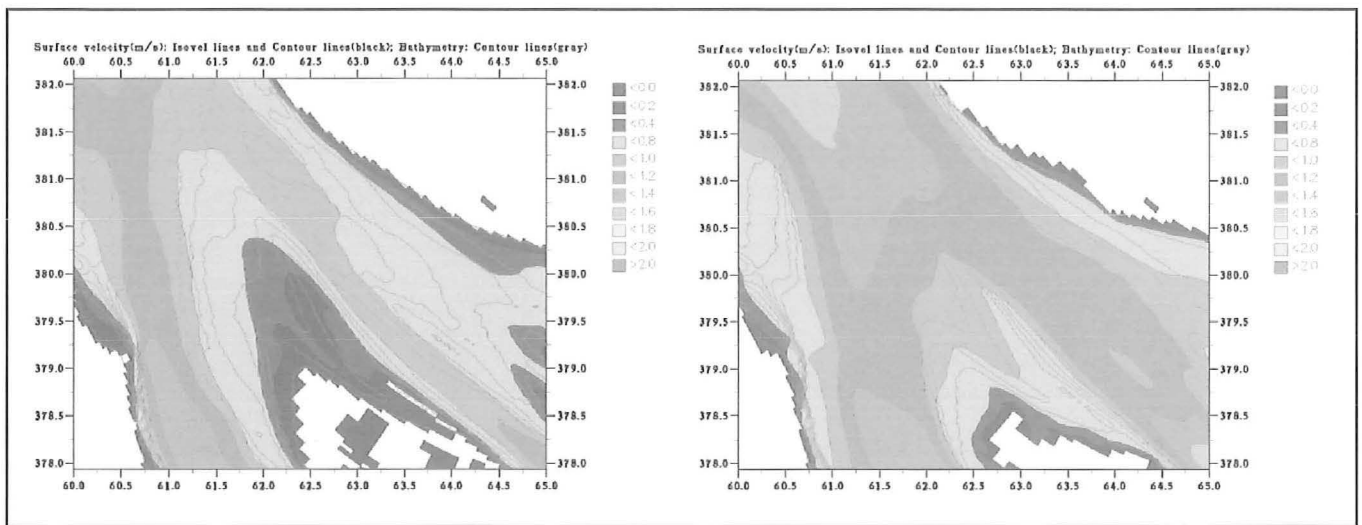
In 2002 en 2003 onderzocht het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout in opdracht van ProSes (Projectdirectie Ontwikkelingschets Schelde-estuarium) de haalbaarheid van deze nieuwe stortstrategie. Het onderzoeksprogramma omvatte de analyse van historische gegevens, metingen op de Westerschelde en het gebruik van schaalmodellen en computermodellen. Terreinmetingen met behulp van vlottergaven een goed beeld van de stromingen nabij de plaat. Ook werd de beweging van de zandkorrels gemeten. Het computermodel en het bestaande schaalmodel dienden, aanvullend aan de terreinmetingen, een beter beeld te geven van de stromingen rondom de plaat. Deze resultaten (zie Figuur 2) gaven aan dat de zeewaartse punt van de plaat van Wals-

oorden tijdens de eb in een luwte komt te liggen, gecreëerd door de droogvallende plaat, terwijl de plaat tijdens de vloed de stroming opsplijt richting de ebgeul (Zuidergat) en de vloedgeul (Schaar van Waarde). Hieruit volgde de conclusie dat baggerspecie, gestort langs de punt van de plaat, zich hoofdzakelijk tijdens de vloedperiode zou verplaatsen, dus naar de plaat toe.

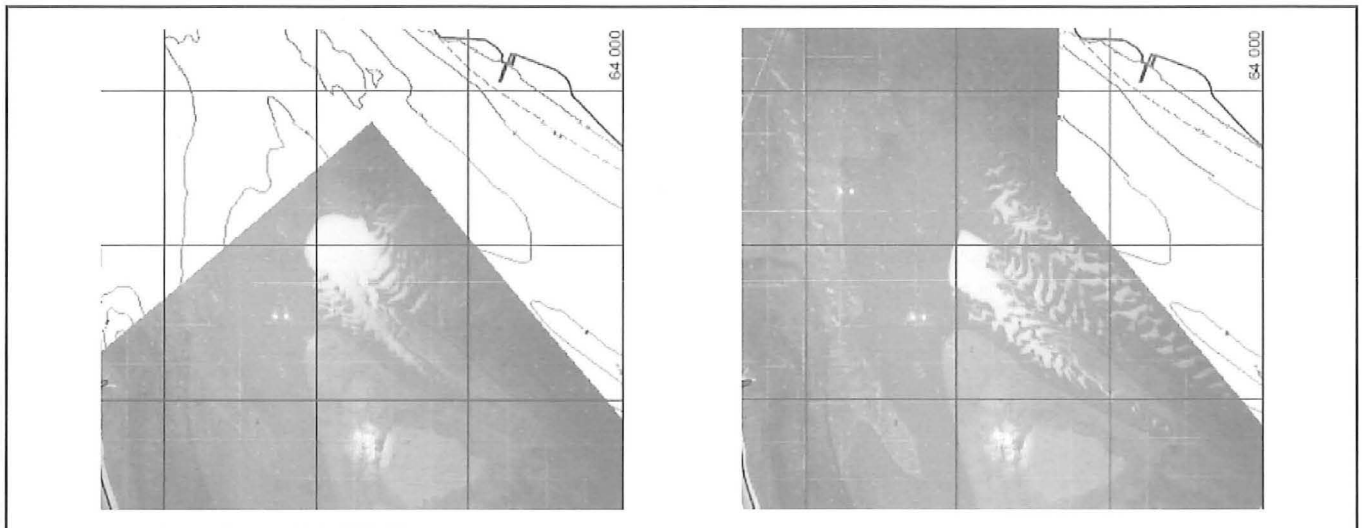
Om het effect van een storting in de natuur te bestuderen, werden in het schaalmodel hoopjes kunststofkorrels aangebracht. Hiermee werd nagegaan hoe de aangebrachte baggerspecie zich in de natuur zou verplaatsen. Op deze manier kon de meest geschikte stortplaats gekozen worden (zie Figuur 3).

Alle resultaten in het haalbaarheidsonderzoek gaven aan dat de strategie haalbaar was, maar volgens de onderzoekers zou alleen een proefstorting in de natuur definitief uitsluitsel kunnen geven. Een groep internationale experts, aangesteld door ProSes, onderschreef deze conclusies in een "second opinion".

Figuur 2: Snelheden tijdens maximum eb (links) en maximum vloed (rechts) uit numeriek model



Figuur 3: Onderzoek optimale stortlocatie met beweegbaar materiaal in fysisch schaalmodel



Stortproef

Het terugstorten van baggerspecie in de Westerschelde is vastgelegd in de WVO-vergunning (Wet Verontreinigde Oppervlaktewateren). In deze door Nederland opgelegde vergunning zijn voor de Westerschelde een aantal gebieden gedefinieerd waarin jaarlijks een bepaalde hoeveelheid onderhoudsbaggerspecie mag gestort worden. De voorgestelde stortlocatie viel binnen het vergunde stortgebied "Schaar van Waarde" en een in situ stortproef was dus mogelijk binnen de vigerende vergunning. Er werd voorgesteld 500.000 m³ te storten. Deze hoeveelheid is enerzijds groot genoeg om een morfologische verandering waar te kunnen nemen, anderzijds klein genoeg mochten zich ongewenste effecten voordoen.

PAET had in 2001 reeds voorgesteld gebruik te maken van een speciale sproeikop om in ondiep water te storten en daarbij zo weinig mogelijk het milieu te verstoren. Bovendien was de diepte op de voorgestelde stortlocatie niet voldoende om te storten met de traditionele kleptechniek. De sproeikop techniek laat bovendien toe het zand nauwkeurig aan te brengen, zowel qua plaats als qua dikte van de storting. Een sleephopper pompt het zand door een persleiding naar het ponton waaraan de speciale sproeikop is bevestigd (zie Figuur 4). Daar deze storttechniek niet is voorzien in de lopende stortvergunning moest hiervoor toestemming worden aangevraagd. Eind 2004 werd de in situ stortproef uitgevoerd: in één maand werd 500.000 m³ zand op de rivierbodem aangebracht met de sproeikop.

In het onderzoeksprogramma was een intensieve opvolging voorzien om op een objectieve manier het succes van het proefproject te beoordelen, zowel op gebied van morfologie als ecologie. Vooraf formuleerden de onderzoekers criteria voor het slagen van de proef. Zo moest er bijvoorbeeld twee weken na het einde van de storting nog 80% van de specie binnen een vooraf bepaald controlegebied liggen.

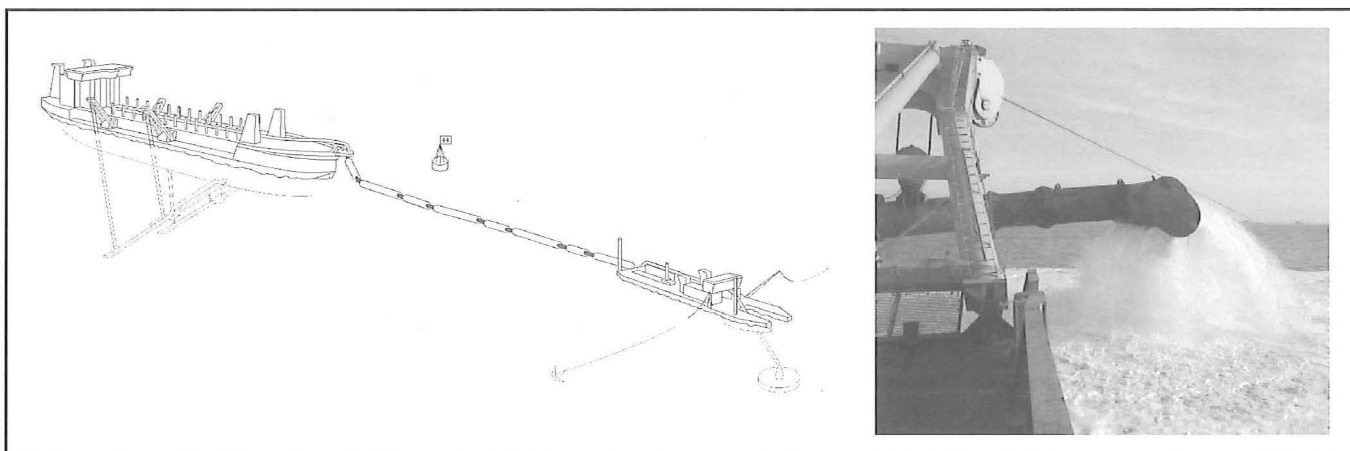
Opvolging en beoordeling

Om de morfologische ontwikkelingen te kunnen opvolgen werden gedurende één jaar wekelijks (na 3 maanden werd de frequentie van opname verlaagd tot tweewekelijks, later tot maandelijks) hoogresolute multibeam peilingen van de bodem op en rond het stortgebied uitgevoerd. Per trimester werd eveneens een groter gebied (van Bath tot Hansweert) opgemeten met dezelfde techniek. Aanvullend werd vanuit een vliegtuig tweemaal de hoogteligging van de plaat van Walsoorden opgemeten (LIDAR).

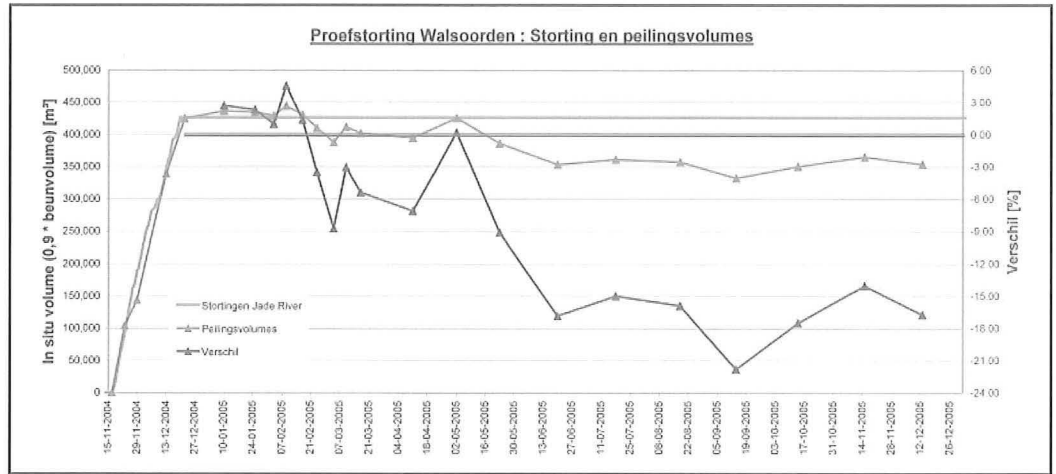
Deze metingen gaven aan dat in de eerste maanden geen zand van de proefstorting werd weggespoeld. Door de natuurlijke dynamiek kwam er soms zelfs iets bij (Figuur 5). Eén jaar na de storting, lag nog steeds 85% van het gestorte zand binnen het controlegebied. Op Figuur 6 is de evolutie van de gestorte specie gedurende dit jaar volgend op de storting duidelijk te zien. Zoals uit het haalbaarheidsonderzoek kon afgeleid worden, verplaatst de aangebrachte specie zich inderdaad in de richting van de plaat van Walsoorden. Na één jaar heeft de specie aansluiting gevonden bij de zandtong aan de noordelijke zijde van de plaat van Walsoorden.

Naast de morfologische monitoring werd de stortproef opgevolgd met een uitgebreid ecologisch monitoringprogramma (Figuur 7 – links). Dit bestond uit een intertidaal (plaat van Walsoorden) en een subtidaal (ondiepwater rond de plaat van Walsoorden) luik. Binnen de verschillende gebieden werden in verschillende seizoenen bodemonsters genomen waaruit de samenstelling van de bodem (korrelgrootte, slibpercentage) kon bepaald worden. Er werden eveneens monsters genomen voor de analyse van het macrobenthos (biomassa, diversiteit, densiteit). Daarnaast werd op 3 locaties op de plaat de hoogteligging in detail opgevolgd. Een vlucht werd uitgevoerd waarbij met behulp van remote sensing (Figuur 7 – rechts) en hyperspectraal analyse de ontwikkelingen van de plaat van Walsoorden in zijn geheel gevolgd konden worden.

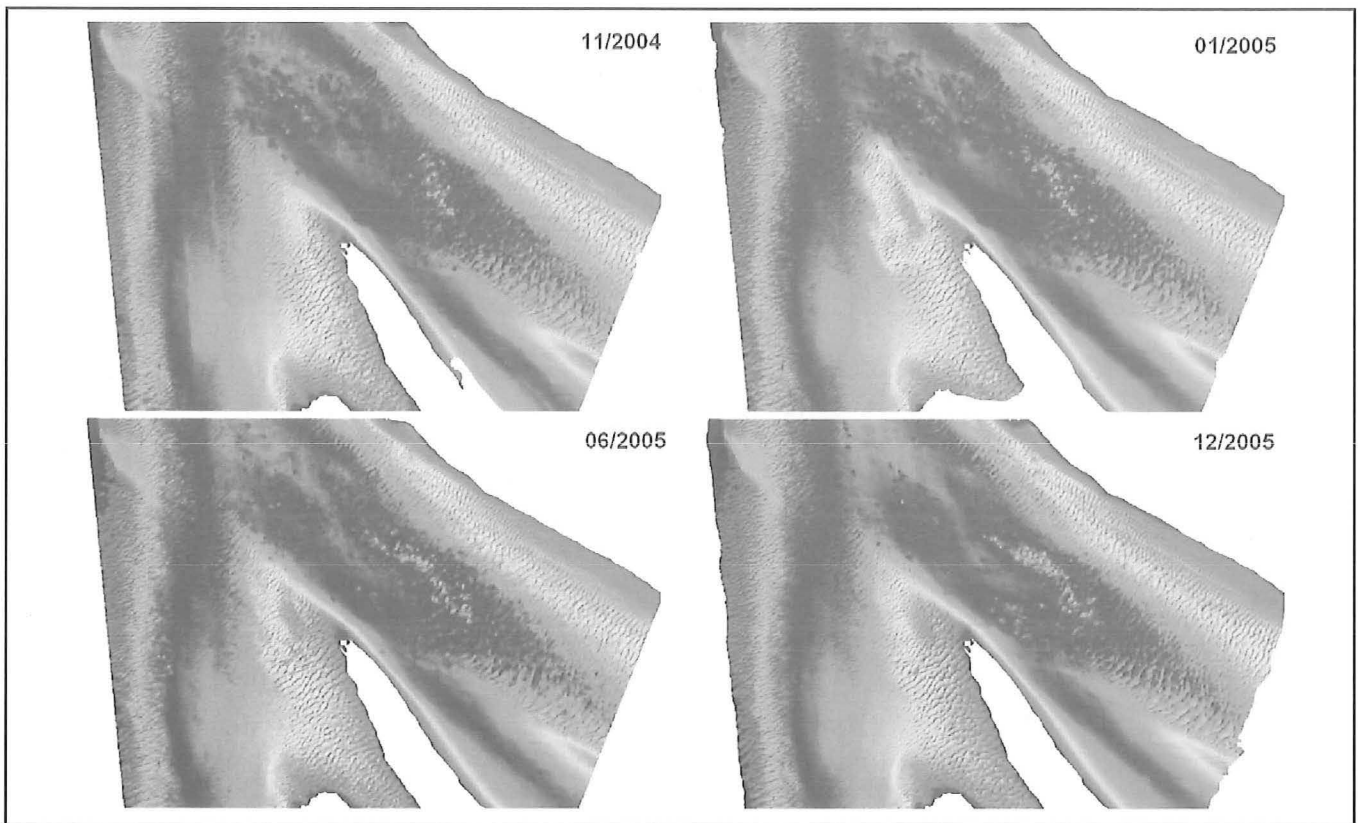
Figuur 4: Principe stortproef (links) met detail van sproeikop (rechts)



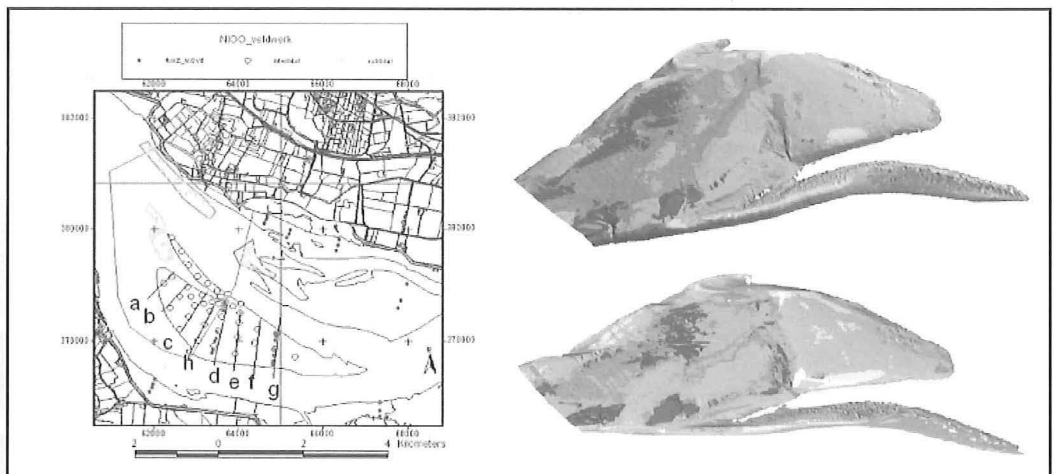
Figuur 5: Evolutie hoeveelheid baggerspecie binnen controlegebied 2004 – 2005



Figuur 6: Morfologische evolutie (vóór storting, 1 week, 6 maanden en 12 maanden na storting)



Figuur 7: Overzicht monitoringlocaties ecologie (links) en vergelijk remote sensing 2004 - 2005



Verscheidende ecologische parameters werden statistisch geanalyseerd om na te gaan of de stortproef een significante afwijking had teweeg gebracht in bestaande trends. Hieruit kon geconcludeerd worden dat één jaar na de uitvoering van de stortproef er geen significante negatieve gevolgen waren op de ecologie op en rondom de plaat van Walsoorden.

Conclusies stortproef en vervolg

In 2004 werd 500.000 m³ zand aangebracht langs de zeewaartse punt van de plaat van Walsoorden. Een uitgebreid morfologisch en ecologisch monitoringprogramma heeft toegelaten deze stortproef op te volgen. Vanuit de morfologie kan de stortproef als een succes beschouwd worden: één jaar na de uitvoering van de proef was nog meer dan 80% van de aangebrachte specie aanwezig binnen de controlepolygoon. Wat betreft ecologie werden geen significante negatieve effecten vastgesteld, zodat ook deze doelstelling gerealiseerd werd.

Het succes van deze stortproef heeft ertoe geleid dat in 2006 de proef verdergezet werd. Hierbij werd opnieuw 500.000 m³ zand gestort aan de zeewaartse punt van de plaat van Walsoorden. In tegenstelling tot de stortproef van 2004 werd deze storting uitgevoerd gebruik makende van de traditionele "klep"-techniek. Een monitoringprogramma, quasi identiek aan het vorige, met als doel het al dan niet slagen van deze nieuwe stortproef te beoordelen is momenteel nog lopende. De tussentijdse resultaten geven aan dat de specie grotendeels binnen de nieuwe controlepolygoon blijft, doch mobieler is dan bij de eerste stortproef (70% (vs 85%) nog aanwezig binnen controlegebied, 6 maanden na beëindiging stortproef). Medio 2007 zal de evaluatie van de nieuwe stortproef beschikbaar zijn.

Morfologisch beheer

De stortproef toont aan dat men negatieve veranderingen kan bestrijden met het gebaggerde zand. De strategie kan elders worden aangewend, maar zal slechts efficiënt zijn indien men ook de oorzaak van de negatieve veranderingen aanpakt. Daarom is deze strategie slechts een onderdeel van een globalere aanpak: morfologisch beheer. Naast baggeren en storten moeten andere werken en tussenkomsten worden onderzocht, zoals het mogelijk aanpassen van de harde begrenzingen (oeververdedigingen, kribben, staketsels), indien zij verantwoordelijk zijn voor ongunstige ontwikkelingen. Te dikwijls worden baggeren en storten, ten onrechte, aanzien als de enige oorzaak voor het achteruitgaan van de natuurwaarden. Met deze integrale aanpak kan, in overeenstemming met de LTV doelstellingen, de Westerschelde worden beheerd als een systeem waar economie en ecologie samen kunnen bloeien.

Dankwoord

Het onderzoek gebeurde door de nauwe samenwerking tussen het Waterbouwkundig Laboratorium, het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en haar experten team PAET. Het haalbaarheidsonderzoek werd mogelijk gemaakt door ProSes en de Vlaamse Overheid. Voor de uitvoering van de stortproef werd nauw samengewerkt met de afdeling Maritieme Toegang. Tijdens de terreinmetingen was er een goede samenwerking met de Nederlandse Rijkswaterstaat, alsook met diverse aannemers. Dankzij deze samenwerking is het mogelijk geweest de huidige resultaten te bekomen voor dit project.

Referenties

Foster R., Rossi F., Bonnie K., Heip C.H.R. and Herman P.M.J. (2006). Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde – Monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden – Rapport 11/11. Januari 2006.

Institut für Wasserbau (2003). Current Measurements in the Westerschelde – September and October 2002. Februari 2003.

Peters J.J., R.H. Meade, W.R. Parker and M.A. Stevens (2001A). Improving Navigation Conditions in the Westerschelde and Managing its Estuarine Environment. How to Harmonize Accessibility, Safety and Naturalness? Januari 2001.

Peters J.J. and W.R. Parker (2001B). A Strategy for Managing the Westerschelde's Morphology. An Addendum to the Final Report. Mei 2001.

Port of Antwerp Expert Team (2003). Alternative Dumping Strategy. The Feasibility of Morphological Dredging as a Tool for Managing the Westerschelde. September 2003.

ProSes (2004). Strategisch Milieueffectenrapport Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-Estuarium – Hoofdrapport. September 2004.

Waterbouwkundig Laboratorium (2003). Alternative Dumping Strategy Walsoorden. Results Physical and Numerical Modelling. November 2003.

Waterbouwkundig Laboratorium (2006). Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde – Proefstorting te Walsoorden – Verslag 13u meetcampagnes. Februari 2006.

Waterbouwkundig Laboratorium (2006). Alternatieve stortstrategie Westerschelde – Proefstorting Walsoorden – Eindevaluatie monitoring. April 2006.

ir Y. Plancke & ir S. Ides
Ingenieur, onderzoeksgroep Hydraulica & Morfologie
Waterbouwkundig Laboratorium, Vlaamse Overheid
Berchemlei 115, B-2140 Borgerhout, België
Tel : +32.3.224.61.56 – Fax : +32.3.224.60.36
yves.plancke@mow.vlaanderen.be
stefaan.ides@mow.vlaanderen.be

Meten en karakteriseren van slibafzettingen

Twee stations van het sedimentmeetnet van de afdeling Water (VMM) zijn gelegen op- en afwaarts eenzelfde GOG op een bijrivier van de Bovenschelde, met de bedoeling de effectiviteit van de slibvang na te gaan. Uit het verschil van gemeten sedimentvrachten op- en afwaarts het GOG kan de slibafzetting in het GOG berekend worden voor de periode 2003-2006.

Als controle van deze begroting van slibafzetting is het GOG de voorbije 4 jaar regelmatig topografisch opgemeten. De afwijking tussen beide begrotingen van slibafzettingen bedraagt slechts 8% over de volledige meetperiode, wat aantoont dat de meetmethode voor sedimentvrachten in de meetstations betrouwbaar is. De gemiddelde vangefficiëntie van het GOG is gemiddeld 40%, jaarlijks variërend van 30 tot 50%.

Voor drie winterevents en één zomerstorm werd de granulometrie van de slibafzetting in het GOG afgeleid uit granulometrische analyses van de stalen van de stations op- en afwaarts het GOG. Deze granulometrie werd vergeleken met de granulometrie van het inkomende sediment. Het aandeel van de kleinste fracties in de totale afzetting in het GOG is onverwacht groot. Dit wordt bevestigd door granulometrische analyses van stalen van afgezet slib in het GOG.

1. Situering onderzoeksgebied

Het sedimentmeetnet van de afdeling Water (VMM) beschikt in het hellend gebied van Oost-Vlaanderen over meerdere meetstations in het hellend gebied van Oost-Vlaanderen die continu het sedimenttransport bemeten in de waterloop. Twee meetstations van dit meetnet zijn gelegen op- en afwaarts eenzelfde GOG (Gecontroleerd OverstromingsGebied) op de Plankbeek, met de bedoeling de efficiëntie van slibvangen in het veld na te gaan. Het GOG ligt in de gemeente Huise, vijf km ten noordwesten van Oudenaarde. Het stroomgebied van de Plankbeek is er 550 ha groot, en bestaat voor ongeveer 80% uit akkers

en 15% uit grasland. De bodems behoren voor 95% tot leem- of zandleembodems. De Plankbeek mondt 2 km afwaarts het GOG uit in de Wallebeek, een bijrivier van de Bovenschelde.

Het GOG had bij aanleg begin de jaren '90 een bergingsvolume van ca. 24 000 m³ (d.i. 4,4 mm berging over het stroomgebied). Het GOG heeft een trapeziumvorm met een lengte van 300 m en een breedte variërend van 100 m aan de afwaartse zijde tot 50 m aan de opwaartse zijde. Het GOG wordt in 2 verdeeld door de Plankbeek, en heeft als uitlaatkunstwerk een klepstuw. Fig 2A geeft de topografie van het GOG bij de opmeting in maart 2005, fig 2B is een beeld van de slibafzetting over de periode 2003-2005.

Fig 1. Situering van de sedimentmeetstations 'Huise opwaarts GOG', 'Huise afwaarts GOG' en het stroomgebied van de Plankbeek ter hoogte van het GOG te Huise

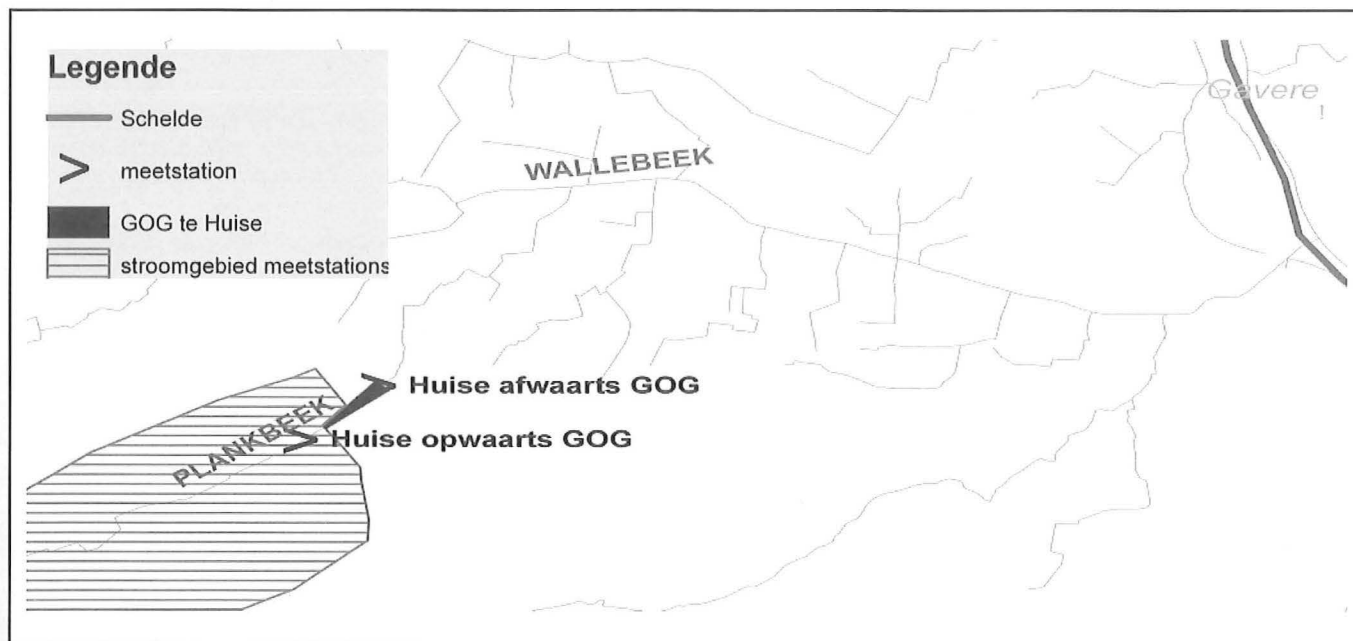
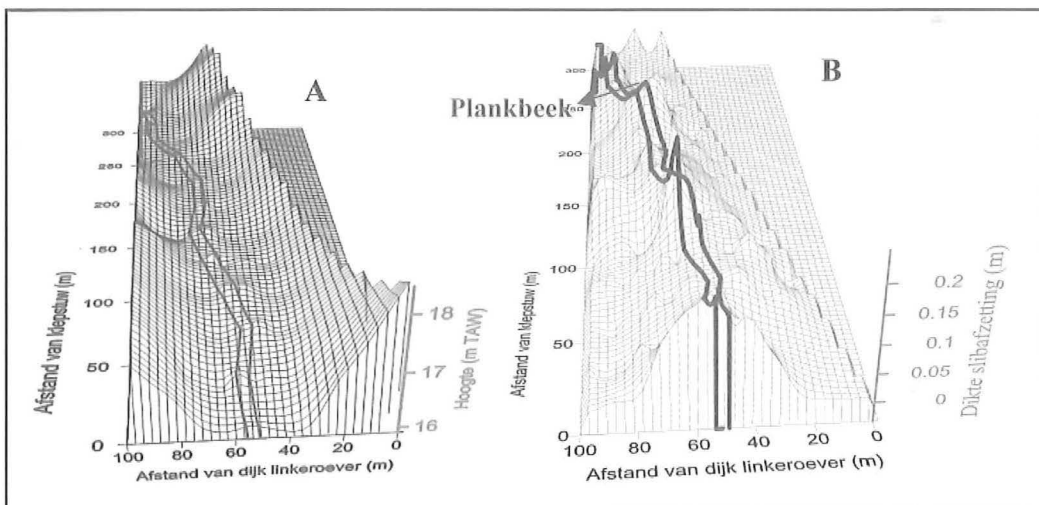


Fig 2. A: Topografie van het GOG te Huise zoals opgemeten in maart 2005. B: Dikte van de slibafzetting in Huise tussen maart 2003 en november 2005 afgeleid uit topografische opmetingen



2. Meetmethode

a. Sedimentvrachten en slibafzettingen

Sinds 2003 zijn 15 minuten-metwaarden beschikbaar van de sedimentvrachten in de waterloop zowel op- als afwaarts het GOG. De sedimentvracht van de waterloop van een bepaalde periode wordt bekomen door het afvoerdebiet te vermenigvuldigen met de sedimentconcentratie over een bepaalde periode. Een peilmeter in combinatie met een meetgoot geeft de debieten, de sedimentconcentraties worden gemeten door een turbiditeitsensor in combinatie met automatische staalnames. Uit het verschil in sedimentvrachten tussen beide stations kan de sedimentafzetting in het GOG voor een bepaalde periode berekend worden. Als controle van deze begroting van sedimentafzetting is het GOG de voorbije 4 jaar 4 maal topografisch opgemeten volgens een raster van 25 m in de lengterichting en 5 m in de dwarsrichting van het GOG. Dit raster werd vervolgens geïnterpoleerd (Kriging) naar een 5x5 m grid binnen het softwarepakket SURFER. De topografische bepaling van de slibafzetting in een bepaalde periode bestaat uit een eenvoudige aftrekking van beide rasters.

b. Korrelverdeling

Voor enkele hoogwaterevents, die aanleiding hebben gegeven tot een vulling van het GOG, is de in situ (of effectieve) korrelverdeling bepaald van individuele stalen doorheen de hoogwatergolf. De analyse gebeurde met de laserdiffractiemethode (Coulter) op niet-behandelde stalen. De metingen gebeurden bij een obscuratiegraad van 8-12%. Drie winterevents werden bemonsterd nl. 19/11/04, 17/12/04 en 25/12/04. Eén zomerstorm werd bemonsterd, de extreme zomerstorm van 4/7/05. De stalen in het meetstation 'Huise opwaarts GOG' worden genomen in functie van het waterpeil in de meetgoot, in het meetstation 'Huise afwaarts GOG' worden de stalen genomen in functie van het waterpeil in het GOG.

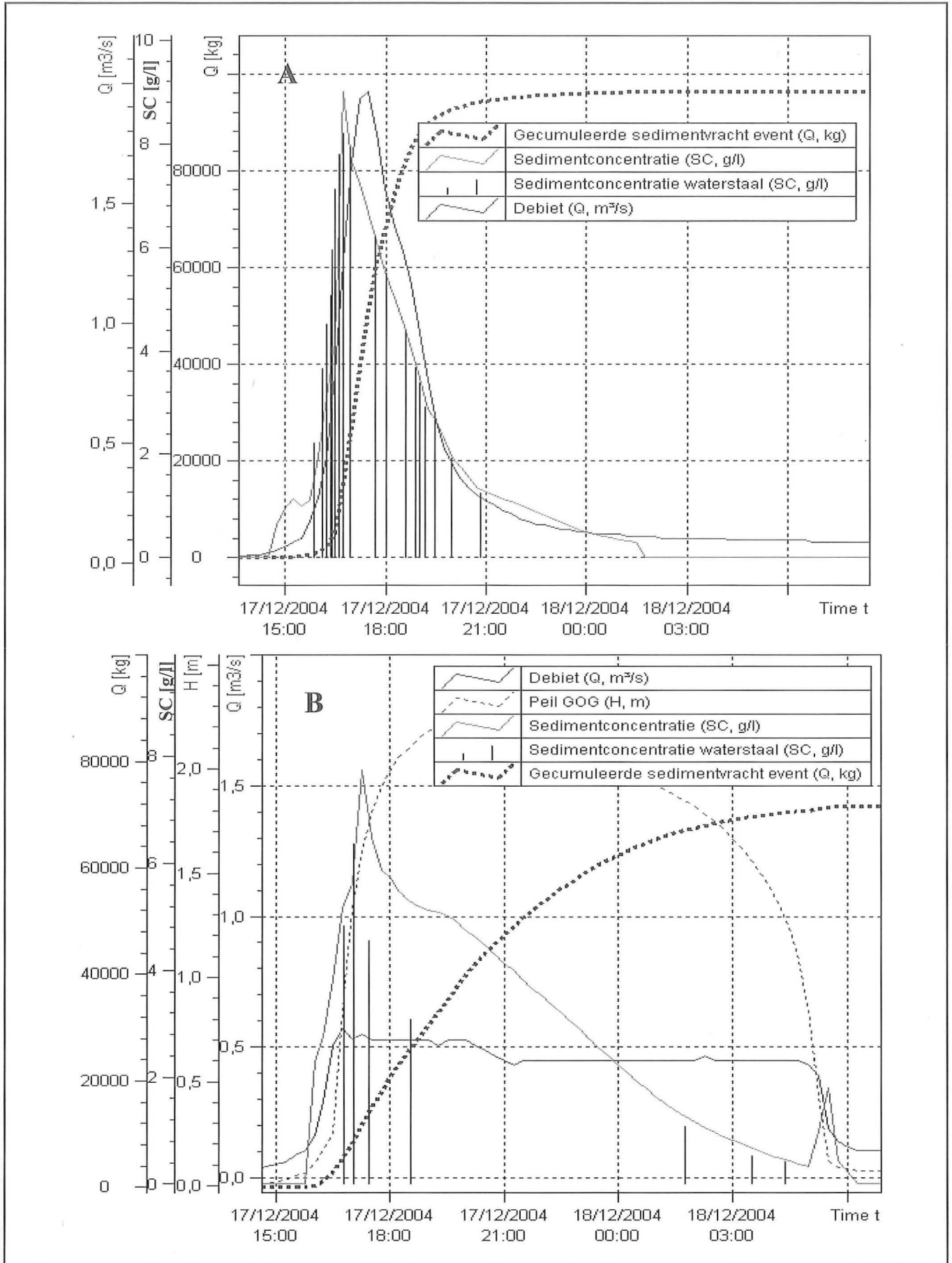
Het aantal geanalyseerde stalen per event varieerde voor het station opwaarts het GOG van 9 stalen voor het kleinste event (nl. 25/12/04) tot 18 stalen, voor het station afwaarts het GOG werden minimum 3 tot maximum 11 stalen geanalyseerd. Het gemeten sedimentdebiet werd opgesplitst volgens de korrelverdeling bij iedere staalname. Integratie van deze bewerking over de gehele sedimentgolf leidt tot de sedimentvracht per korrelfractie voor het gehele event. Het verschil tussen de sedimentvrachten per korrelfractie van de stations op- en afwaarts het GOG geeft de sedimentafzetting per korrelfractie in het GOG.

Fig 3 geeft een voorbeeld van het event van 17/12/2004. Alle waterstalen voor de stations op- en afwaarts het GOG zijn granulometrisch onderzocht. De figuur laat zien dat de gecumuleerde sedimentvracht afwaarts het GOG trager toeneemt dan opwaarts het GOG. De totaalvracht van het event afwaarts het GOG is ongeveer 30 ton kleiner dan de inkomende totaalvracht.

In het voorjaar van 2005 werden monsters genomen uit recente slibafzettingen in het GOG. De monsternamen gebeurde om de 25 m volgens het lengteprofiel van de Plankbeek: aan beide oevers zijn monsters van recent afgezet sediment genomen voor een bepaling van de effectieve korrelverdeling.

* Met dank aan het Waterbouwkundig Laboratorium (HIC) in Borgerhout, waar de analyses gebeurden

Fig. 3: event van 17/12/2004 met aanduiding van debieten, sedimentconcentraties, sedimentvrachten, waterstalen en peil van het GOG voor de stations op- (A) en afwaarts het GOG (B). De duur van het event opwaarts het GOG is 6 uur (A), en stijgt tot 15 uur door de werking van het GOG (B)



3. Resultaten

a. Sedimentvrachten

Het resultaat van de metingen en berekeningen is in tabel 1 samengevat. De aanslibbing in het GOG over een bepaalde periode is enerzijds berekend uit het verschil tussen twee topografische opmetingen (kolom 3 en 4) en anderszijds uit het verschil van de sedimentvrachten van de stations op- en afwaarts het GOG (kolommen 5 tot 7). De afwijking tussen beide berekeningsmethoden is gegeven in kolom 9 van de tabel.

De vangefficiëntie VE_s van het GOG is de fractie van het inkomende sediment die in het GOG wordt afgezet. De VE_s wordt berekend uit de sedimentvrachten van de meetstations op- en afwaarts het GOG. In de tabel wordt de VE_s -waarden gegeven in kolom 8. Als omzetting van volume naar gewicht afgezet slib is een droog volumegewicht van 1,3 ton/m³ gebruikt. Dit is de meest aangewezen waarde voor siltrijke sedimenten in wachtbekkens die voornamelijk droog liggen (VERSTRAETEN, G. (2000), Modderoverlast, sedimentatie in wachtbekkens en begroting van de sedimentexport naar waterlopen in Midden-België, Ph.D.Thesis, Leuven, 252 p.).

De afwijking tussen slibafzettingen berekend aan de hand van gemeten sedimentvrachten en opgemeten slibafzettingen bedraagt 30% tot 60% voor de periodes tussen de verschillende topografische opmetingen. Deze afwijkingen kunnen voornamelijk toegeschreven worden aan fouten te wijten aan de topografische opmetingen. De debietsmetingen gebeuren immers met meetgoten met een gecontroleerd ijkingsverband tussen waterpeil en debiet. Van praktisch alle hoogwater-events zijn daarbij voldoende stalen beschikbaar om betrouwbare staalconcentraties te bekomen. De voornaamste oorzaak van meetfouten is bijgevolg onvoldoende nauwkeurigheid van de topografische metingen en het feit dat de absolute fout van de topografische opmeting bij geringe verschillen tussen de maaivelden op de 2 meet-

tijdstippen kan uitgroeien tot een grote relatieve fout. Opeenvolgende metingen middelen deze fouten echter uit: het verschil tussen de berekende slibafzetting aan de hand van sedimentvrachten en topografisch opgemeten slibafzetting voor de periode van maart 2003 tot november 2005 bedraagt slechts 8% ((1) in tabel). Deze geringe afwijking toont aan dat de meetmethode voor sedimentvrachten in de meetstations voldoende betrouwbaar is.

Volgens het verschil in gemeten sedimentvrachten op- en afwaarts het GOG is de berging van het GOG met ruim 1300 ton verminderd in de periode maart 2003 tot december 2006. Dit is een gemiddelde jaarlijkse slibafzetting in het GOG van ongeveer 350 ton. Ruim 80% van deze slibafzetting gebeurt in een zone van 40 m aan weerszijden van de Plankbeek (fig 2 B).

De gemiddelde vangefficiëntie van het GOG voor de periode maart 2003 tot december 2006 is 40% ((2) in tabel), jaarlijks variërend van 30 tot 50%.

b. Korrelverdeling

Figuur 4 toont de korrelverdeling van de verschillende stalen van het station 'Huisse afwaarts GOG' voor het event van 17/12/2004. Deze stalen zijn eveneens aangeduid in fig 3B. De korrelverdeling van de stalen van het station 'Huisse opwaarts GOG' (fig 3A) verschilt onderling weinig. De gemiddelde korrelverdeling doorheen de golf van de stalen van het station 'Huisse opwaarts GOG' is eveneens in fig 4 aangeduid. Ruim 70% van het sediment opwaarts het GOG is kleiner dan 20 μ m, en dit geldt voor alle 4 events.

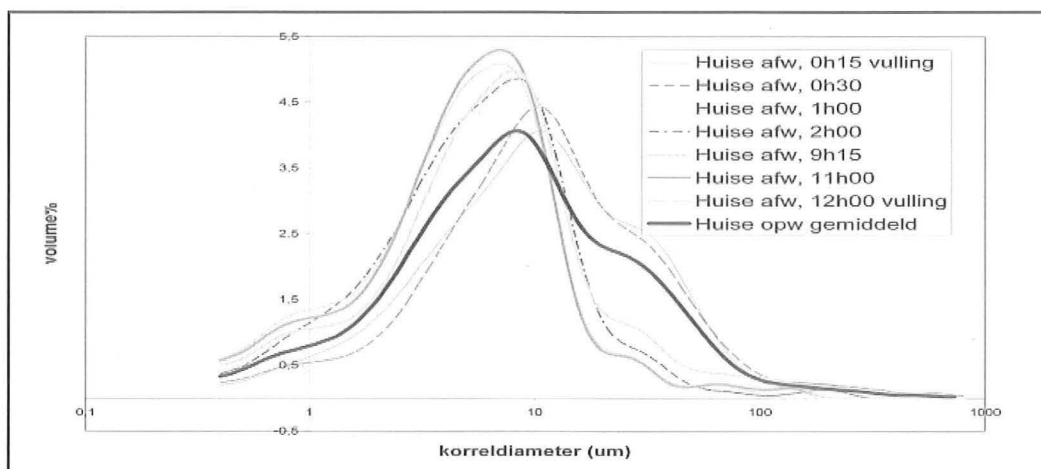
Tot 2 uur na het beginnen van de vulling van het GOG, is er relatief weinig verschil tussen de korrelverdeling van de stalen van het station 'Huisse afwaarts GOG' en de gemiddelde korrelverdeling van de stalen van het station 'Huisse opwaarts GOG'. Vanaf een vullingsduur van 2 uur wijkt de korrelgrootte van het staal van het afwaartse station meer en meer af van de gemiddelde korrel-

Tabel 1. Berekeningsresultaten van aanslibbing in het GOG, verschil tussen de 2 berekeningsmethodes en vangefficiëntie VE_s van het GOG

Datum Topo 1	Datum Topo 2	verschil topo's (m ³)	verschil topo's = slibafzetting (ton)	Sedimentvracht Huise opw. GOG (ton)	Sedimentvracht Huise af. GOG (ton)	Verschil sedimentvrachten = slibafzetting (ton)	VE_s (%)	afwijking sedimentvrachten tov topo's (%)
03/2003	02/2004	439	571	1173	780	393	34	-31
02/2004	03/2005	170	221	423	286	137	32	-38
03/2005	11/2005	231	300	977	498	479	49	59
11/2005	12/2006	/(*)	/(*)	747	433	314	42	/
03/2003	11/2005	840	1092	2573	1564	1009	39	-8 ⁽¹⁾
03/2003	12/2006	/(*)	/(*)	3320	1997	1323	40 ⁽²⁾	/

(*) Geen topografische opmeting beschikbaar voor de periode 11/2005 tot 12/2006

Fig 4. Korrelverdeling van de verschillende stalen van station 'Huisse afwaarts GOG' voor het hoogwaterevent 17/12/2004. De stalen worden benoemd volgens vullingstijd van het GOG. Ook de gemiddelde korrelverdeling van de stalen van het station 'Huisse opwaarts GOG' is gegeven



grootte van de stalen van het opwaarts station. Het sediment dat uit het gevulde GOG wordt geëxporteerd, wordt fijner naargelang de vullingsduur toeneemt. Enkel voor het laatste staal wordt de korrelverdeling terug wat zwaarder, wellicht doordat grover materiaal (dat zich voor de klep heeft verzameld) bij het neerlaten van de klep uit het GOG wordt geëxporteerd.

De sedimentvrucht per korrelfractie van het volledige event is per meetstation berekend. Het verschil in sedimentvrucht tussen de stations op- en afwaarts het GOG resulteert in de slibafzetting per korrelfractie in het GOG. Verrassend hoge bezinkingspercentages worden gevonden voor de kleinere fracties. Zo bezinkt minstens 20% van de fracties 10-20 μm van het sediment dat in het GOG wordt aangevoerd. Een mogelijke verklaring hiervoor is de dichte vegetatie (wilgebossen) die in het GOG functioneert als 'sediment filter'. Bekijkt men het aandeel van elke fractie in de totale afzetting in het GOG, dan blijkt minstens 50% te bestaan uit de fractie < 20 μm (fig 5). Het gemiddelde van de korrelgrootte-analyses van stalen van afgezet sediment in het GOG geeft

eenzelfde beeld, en bevestigt de kwaliteit van de sedimentmetingen in de stations op- en afwaarts het GOG. De granulometrie van de stalen uit het GOG genomen in het voorjaar van 2005 kan beschouwd worden als gemiddelde van de berekende granulometrie van de slibafzettingen voor de 3 wintererevents van 2004. Het grote aandeel van de fractie < 20 μm in de slibafzetting in het GOG is te verklaren door het grote aandeel van de fractie < 20 μm van het sediment 'opwaarts GOG' en het niet te verwaarlozen bezinkingspercentage voor de kleinste fracties.

T. Van Hoestenbergh, J. Eylenbosch en M. Voet

Eerste auteur

T. Van Hoestenbergh

Sluizenweg 2, 9050 Gentbrugge

09/210.83.62

Wetenschappelijk medewerker

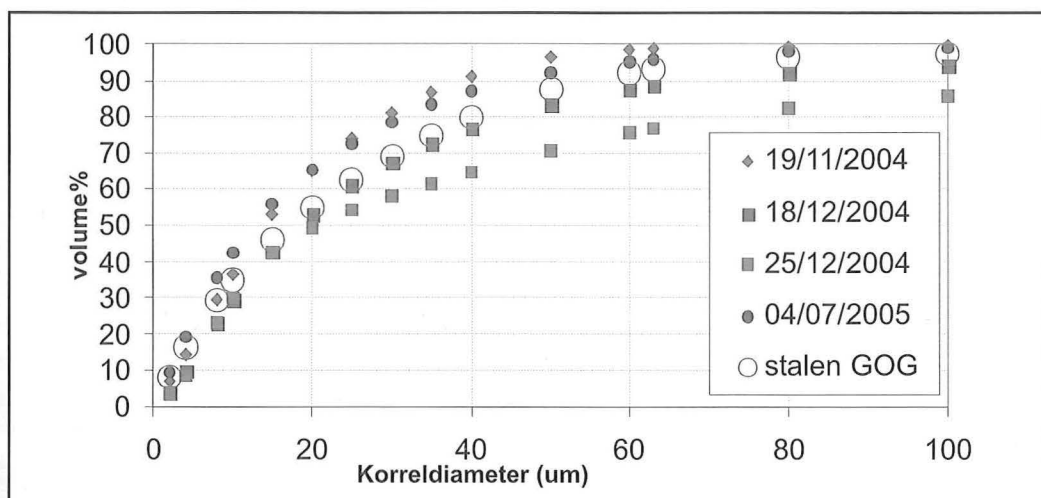
Afdeling Water van de VMM,

Sluizenweg 2, 9050 Gentbrugge

Tel: 09/210.83.60

Fax: 09/210.83.68

Fig 5. Cumulatieve voorstelling van het aandeel van een korrelfractie in de totale afzetting in het GOG voor verschillende hoogwaterevents. De fracties worden weergegeven door de bovengrens van de fractie (bv fractie 60-80 μm wordt weergegeven als $x = 80$). De gemiddelde korrelverdeling van handmatig genomen stalen van afgezet sediment in het GOG is op dezelfde manier voorgesteld



Authigeen sediment: een belangrijke bijdrage tot de totale sedimentlading van de Kleine Nete

¹ Universiteit Gent, Vakgroep
Geologie en Bodemkunde,
Onderzoekseenheid:
Sedimentaire Geologie en
Ingenieursgeologie

² Vlaamse Overheid,
Waterbouwkundig
Laboratorium

Het sediment dat voorkomt in rivieren wordt vanuit verscheidene bronnen aangevoerd. Sommige bronnen, zoals bodemerosie en industriële lozingen, zijn goed gekend maar authigene sedimentvorming is weinig of niet bestudeerd.

Authigeen sediment ontstaat in de rivier zelf, door neerslaan van stoffen die in oplossing waren in het grondwater, maar die niet langer in evenwicht zijn in het fluviaal milieu.

In het Netebekken slaan voornamelijk ijzermineralen neer. Ze vormen vlokken die erg veel contaminanten kunnen adsorberen en een grote bijdrage leveren aan de totale sedimentlading die door de Nete getransporteerd wordt.

Het Waterbouwkundig Laboratorium heeft daarom in samenwerking met de Universiteit Gent het Model voor Authigeen Rivier Sediment (MARS) ontwikkeld. Dit model heeft berekend dat over de periode 1999-2005 gemiddeld 65 % van het getransporteerde sediment van authigene oorsprong was.

1. Inleiding

Sediment en sedimenttransport behoren in principe tot het normale functioneren van het watersysteem, en vormen een belangrijke schakel in de voedselketen, habitatvorming enz. Soms kunnen sedimenten echter ook problemen veroorzaken: voor de scheepvaart, de afvoercapaciteit, maar ook door accumulatie van verontreinigingen. In deze gevallen is baggeren of ruimen aan de orde. Door een schrijnend gebrek aan bergingscapaciteit en de hoge kosten voor sanering, blijven deze problemen jaren bestaan. Ook sedimenttekorten in rivieren kunnen tot problemen leiden, zoals uitschuring van kanalen en oevererosie. Oplossingen worden daarom ook gezocht bij de bron: het ontstaan van sediment in rivieren.

Daarom is het noodzakelijk een goed inzicht te verkrijgen in de verschillende bronnen die sediment aanleveren zodat noodzakelijke maatregelen getroffen kunnen worden. Een aantal sedimentbronnen zijn reeds uitgebreid beschreven in de vakliteratuur, zoals bodemerosie, oevererosie, waterzuivering en rioleringen, industriële lozingen en materiaal dat van wegen afstroomt en in rivieren terecht komt.

Een bron die echter vaak over het hoofd gezien wordt is authigene sedimentvorming (zie Tekstkader 1). Dit is niet altijd terecht aangezien deze sedimentbron in sommige bekkens een grote bijdrage kan leveren tot het totale suspensietransport in de rivier, zoals aangetoond in een studie uitgevoerd door het Waterbouwkundig Laboratorium en de Universiteit Gent waarvan de resultaten hieronder in het kort besproken worden.

2. Hoe wordt authigeen sediment gevormd?

Authigeen sediment wordt in een rivier gevormd o.m. wanneer opgeloste stoffen neerslaan door

een verandering in de heersende chemische, fysische en biologische condities. Een goed voorbeeld hiervan is het verschil in condities die heersen in het grondwater en in het oppervlaktewater van het Netebekken: het grondwater is gekenmerkt door relatief lage pH-waarden en reducerende omstandigheden, terwijl bij het oppervlaktewater oxiderende omstandigheden en meestal neutrale- tot licht alkalische pH-waarden geregistreerd worden.

Welke opgeloste stoffen zullen neerslaan bij gunstige omgevingscondities hangt af van de ionensamenstelling in oplossing. In het Netebekken is opgelost ijzer in belangrijke mate aanwezig in het grondwater. Dit ijzer is afkomstig uit de voornaamste watervoerende laag (de Formatie van Diest) die is opgebouwd uit glauconiethoudend zand.

Door chemische vertering van het glauconiet komen verhoogde concentraties aan opgelost ijzer in het grondwater voor. Door de heersende reducerende condities, blijft het ijzer in oplossing, en kan het verder getransporteerd worden. Dit wordt verder uitgediept in Tekstkader 2.

Wanneer het ijzerrijke grondwater via kwel de rivier bereikt, zal door de veranderende redox-condities het opgeloste ijzer neerslaan in de vorm van fijn colloïdaal materiaal. Door sorptie- en flocculatieprocessen groeien deze deeltjes tot grotere structuren nl. vlokken: nieuw sediment is gevormd.

3. Welke massa sediment wordt authigeen geproduceerd?

Om deze vraag te kunnen beantwoorden, moet eerst bepaald worden welke mineralen gevormd worden wanneer het opgeloste ijzer neerslaat. Zoals in Tekstkader 2 wordt uitgelegd, zal in de rivier het opgeloste ijzer initieel neerslaan als $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Wanneer echter naast ijzer ook nog

Tekstikader 1: Wat betekent "authigeen sediment"?

Authigeen sediment wordt gedefinieerd als sediment dat zich bevindt op de plaats waar het oorspronkelijk gevormd werd. In een fluviaatiele context houdt dat in dat het sediment in de rivier zelf gegenereerd wordt en dat het niet, zoals andere sedimentbronnen, van elders aangevoerd wordt.

Tekstikader 2: Wanneer blijft ijzer in oplossing en wanneer slaat het neer?

Of een verbinding in opgeloste vorm blijft dan wel neerslaat hangt in belangrijke mate af van de combinatie van de heersende redox-potentiaal, pH van het water, ionsamenstelling en ionconcentratie. Fig. 1 toont mogelijke stabiele evenwichtsfasen voor ijzerverbindingen in aquatisch milieu. De condities in het grondwater (GW) zijn anoxisch en reducerend waardoor het ijzer in oplossing blijft onder de vorm van Fe^{2+} . Wanneer het grondwater via kwel het oppervlaktewater (OW) bereikt, verandert het milieu naar oxische condities met neutralere pH's, waardoor het opgeloste ijzer niet langer in evenwicht is met zijn omgeving en zal omgezet worden naar $(\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O})$, dat aanvankelijk zal neerslaan als colloïden, die vervolgens vlokken zullen vormen. Fig. 2 toont een microscopische opname van zo een vlok.

Fig. 1: Het potentiaal/pH diagram voor het element ijzer toont mogelijke stabiele evenwichtsfasen voor ijzerverbindingen in aquatisch milieu. In de witte zones zijn de stoffen in oplossing, in de grijze zones zijn de mineralen in vaste toestand. GW en OW geven respectievelijk de condities in het grond- en oppervlaktewater in het Netebekken weer.

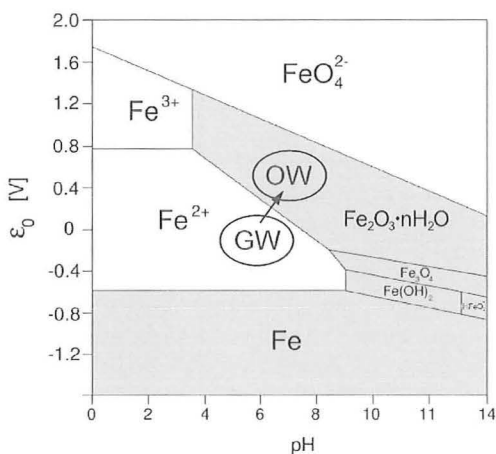
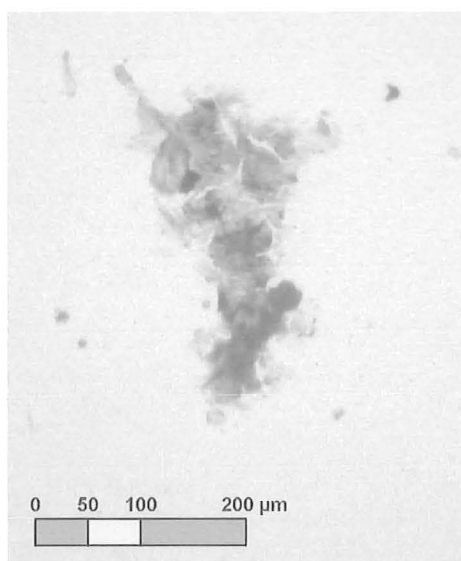


Fig. 2: Microscopische foto van een vlok en enkele sedimentpartikels bemonsterd op de Kleine Nete te Grobbendonk



andere ionen in oplossing aanwezig zijn (zoals fosfaten en carbonaten), kunnen ook andere ijzermaterialen gevormd worden met sterk variërende massa. Daarnaast moet ook in belangrijke mate rekening gehouden worden met sorptie-verschijnselen, waarbij het colloïdale materiaal opgeloste contaminanten en nutriënten kan binden via adsorptieprocessen.

Wanneer zowel het gevormde mineraal als sorptie in rekening gebracht worden, kan gesteld worden dat 1 gram Fe^{2+} een authigene sedimentmassa variërend tussen 1,57 en 4 gram zal produceren.

4. Wat is de bijdrage van authigeen sediment tot de jaarlijkse sedimentlast in het Kleine Netebekken?

Om deze vraag te beantwoorden moet men zowel beschikken over jaarlijkse totale sedimentfluxen alsook over de authigene sedimentflux voor diezelfde periode (zie Tekstikader 3). Een schematisch overzicht van de nodige berekeningstappen wordt gegeven in Fig. 3.

Tekstikader 3: Sedimentfluxen

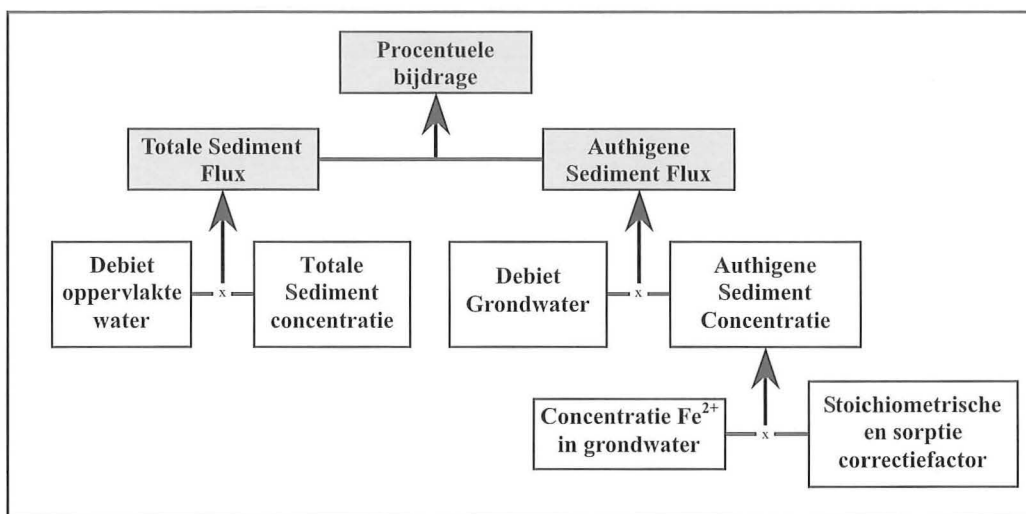
Algemeen kan een sedimentflux gedefinieerd worden als de hoeveelheid sediment die per tijdseenheid voorbij een bepaald (meet)punt stroomt. Deze kan berekend worden door het debiet van een rivier dat doorheen een sectie stroomt te vermenigvuldigen met de gemiddelde concentratie aan sediment in die sectie.

$$\text{Flux} = \text{Debiet} \times \text{Concentratie}$$

4.1. Bepalen van de totale flux van gesuspendeerd sediment

Het meetnet voor sedimenttransport van het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) van de Vlaamse Overheid, heeft een meetpost gelegen op de Kleine Nete te Grobbendonk, waar op continue wijze debieten en sedimentconcentraties worden gemeten. Door vermenigvuldiging van de gemeten debieten en de overeenkomstige concentraties, kunnen totale sedimentfluxen berekend worden.

Fig. 3: Schematisch overzicht van de berekeningen om de authigene sedimentflux en de bijdrage tot de totale sedimentflux te bepalen.



den. Deze waarden kunnen uitgemiddeld worden tot dagelijkse, maandelijkse of jaarlijkse sedimentfluxen (zie Fig. 4).

4.2 Bepalen van de authigene sedimentflux

Om de flux van het aandeel authigene materiaal te bepalen, moet het debiet van de grondwatervoeding vermenigvuldigd worden met de concentratie aan potentiële authigene sedimentvormende ionen (in casu: opgelost ijzer) (zie Fig. 3). De hoeveelheid grondwater die via kwel de Kleine Nete voedt stroomopwaarts van het meetpunt in Grobbendonk, kan berekend worden met behulp van de numerieke filtering procedure ontwikkeld door Nathan and McMahon (1990). De resultaten van deze berekening voor de jaren 1999 tot 2005 zijn terug te vinden in Fig. 4.

Om de authigene sedimentconcentratie te bepalen, moet eerst de Fe^{2+} concentratie in het grondwater bepaald worden. Deze waarde wordt vervolgens gecorrigeerd voor zowel de mineralogie (molecuulmassa) als de sorptiecapaciteit van de gevormde ijzervlokken (zie hierboven in punt 3) om tot slot vermenigvuldigd te worden met het grondwaterdebiet. De resultaten van deze berekeningen voor de Kleine Nete te Grobbendonk voor de periode 1999 - 2005 zijn terug te vinden in Fig. 4.

5. MARS: Model voor Authigene Rivier Sediment

Om alle voorgaande stappen uit te voeren werd het MARS model ontwikkeld. Het Model voor Authigene Rivier Sediment voorspelt op dagelijkse tijdschaal authigene sedimentfluxen aan de hand

Fig. 4: Jaarlijkse debieten gemeten in de periode 1999-2005 op de Kleine Nete te Grobbendonk, alsook de berekende waarden voor de grondwater toevoer en de totale en authigene sedimentfluxen.

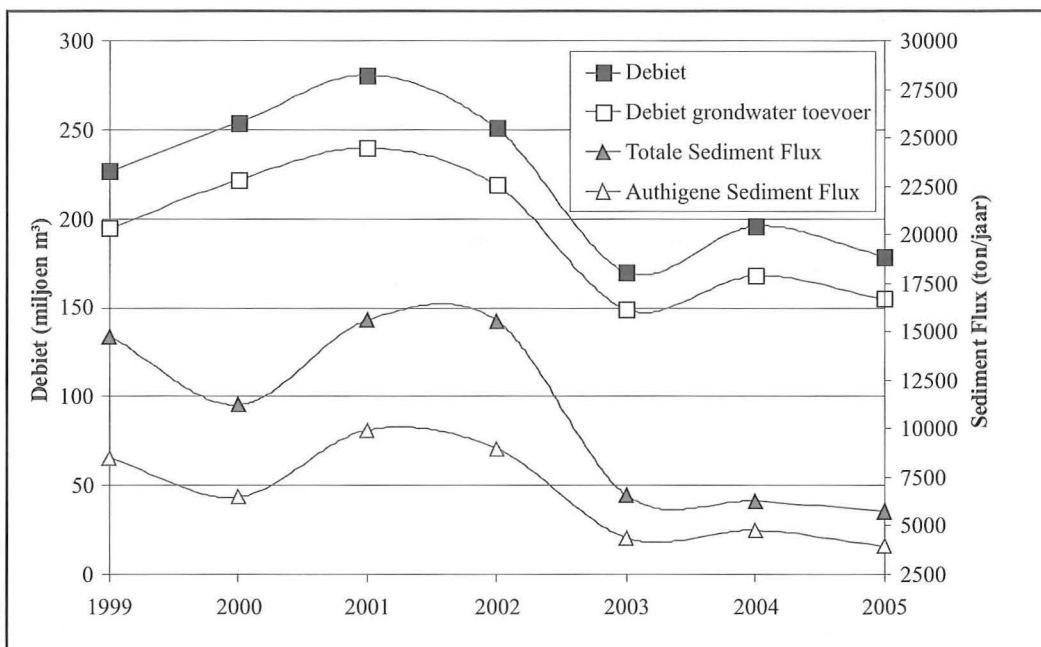
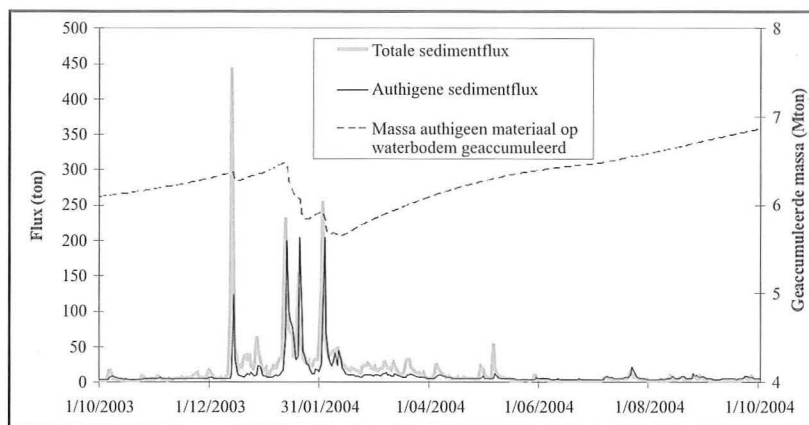


Fig. 5: Via MARS verkregen gemeten totale en berekende authigene sedimentfluxen alsook de massa materiaal geaccumuleerd op de waterbodembodem voor de periode 1 oktober 2003 tot 1 oktober 2004 te Grobbendonk op de Kleine Nete.



van de bovenvermelde data en berekeningen, maar brengt daarnaast ook de bezinking en resuspensie van het materiaal door optredende debietcondities in rekening zie Fig.5).

Wanneer het authigene sediment gevormd wordt op een moment dat de rivier weinig water vervoert en de stroomsnelheden laag liggen, zullen de vlokken bezinken en op de waterbodembodem blijven liggen tot een event (een storm of een fikse regenbui) voor voldoende debiet en stroomsnelheden zorgt om het opgestapelde sediment opnieuw in suspensie te brengen.

6. Besluiten

Authigene sediment kan een relatief belangrijke bron van sediment zijn in sommige bekkens. Niet alleen kan de impact van authigene sediment kwantitatief belangrijk zijn, het heeft door zijn aard (fijn colloïdaal materiaal met zeer groot sorptievermogen) ook impact op de waterkwaliteit. Door de hoge sorptiecapaciteit van o.m. authigene ijzer kunnen micropolluenten en nutriënten in zeer belangrijke mate via gesuspendeerd sediment door de rivier getransporteerd worden, of het bezinkt en maakt zo deel uit van de waterbodembodem.

In het Netebekken zijn de authigene gevormde ijzerverbindingen de voornaamste sedimentbron. Voor de Kleine Nete te Grobbendonk werd met behulp van het MARS-model berekend dat ongeveer 65 % van al het gesuspendeerde sediment dat op jaarbasis voorbij stroomt van authigene oorsprong is.

Het is vanzelfsprekend dat voor andere bekkens de bijdrage van authigene mineralen beduidend lager kan zijn. Hoe groot de bijdrage kan worden hangt voornamelijk af van de omvang van de grondwatervoeding en de concentratie van authigene sediment vormende ionen, en dus ook van de geologische opbouw van het bekken.

7. Meer informatie?

Verdere technische informatie over het MARS model en de authigene sedimentproblematiek is

beschreven in wetenschappelijke publicaties van Vanlierde et al., (2005) en Vanlierde et al., (2007) of kan via het Waterbouwkundig Laboratorium opgevraagd worden.

Meer informatie over ijzerhoudende sedimenten, hun chemische eigenschappen en de flocculatieproblematiek kan onder meer gevonden worden in Stumm & Morgan (1970) en Droppo (2005)

8. Referenties

DROPPA, I.G., LEPPARD, G.G., LISS, S.N. & MILLIGAN T.G. (2005) Flocculation in Natural and Engineered Environmental Systems, CRC Press, pp. 188

NATHAN, R.J. & McMAHON, T.A. (1990) Estimating low-flow characteristics in ungauged catchments. *Water Res. Manag.* 6, 85-100

STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1970) Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. Wiley-Interscience, New York, USA.

VANLIERDE, E., DE SCHUTTER, J., MEYS, J. F. A., MOSTAERT, F. & JACOBS, P. (2005) Contributions of authigenic iron compounds to fluvial suspended sediment concentrations and fluxes in the Nete sub-basin, Belgium. In: Walling D. E., Horowitz, A. J. (Eds.), IAHS publication 291: Sediment Budgets 1, pp. 54-63

VANLIERDE, E., DE SCHUTTER, J., JACOBS, P. & MOSTAERT, F. (2007) Estimating and modeling the annual contribution of authigenic sediment to the total suspended sediment load in the Nete Basin, Belgium, *Sedimentary Geology*, DOI.

E. Vanlierde,
Assistent Vakgroep Geologie en Bodemkunde,
Onderzoekseenheid: Sedimentaire Geologie en
Ingenieursgeologie,
Universiteit Gent, Krijgslaan 281 S8, 9000
Gent, tel: 09/2644650; fax: 09/264988

J. de Schutter
Onderzoeker, Waterbouwkundig Laboratorium,
Vlaamse Overheid, Berchemlei 115, 2140
Bergerhout, tel: 03/2246035, fax: 03/2246036

P. Jacobs
Voorzitter van de Vakgroep Geologie en
Bodemkunde,
Hoofd van de Onderzoekseenheid:
Sedimentaire Geologie en Ingenieursgeologie,
Universiteit Gent, Krijgslaan 281 S8,
9000 Gent
tel: 09/2644651; fax: 09/264988

F. Mostaert
Afdelingshoofd van het Waterbouwkundig
Laboratorium, Vlaamse Overheid,
Berchemlei 115, 2140 Bergerhout,
tel: 03/2246035, fax: 03/2246036

Analyse van relaties tussen sedimentkarakteristieken en macroinvertebratengemeenschappen a.d.h.v. data mining technieken

¹ Universiteit Gent, Vakgroep
Toegepaste Ecologie en
Milieubiologie

² VMM,
Afdeling Meetnetten en Onderzoek

³ VMM,
Afdeling Ecologisch Toezicht

Dit onderzoek beoogde het bepalen van de dominante sedimenteigenschappen voor rivierorganismen, door beslissingsbomen en artificiële neurale netwerken toe te passen op de VMM-databank van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen. De gebruikte modelleringstechnieken zijn beiden louter gebaseerd op de trends in de gegevens. Bij de discussie werden de resultaten van de gegevensgebaseerde modellen echter wel via sensitiviteitsanalyses geëvalueerd a.d.h.v. expertregels uit de literatuur. Deze benadering laat toe om nieuwe habitatrelaties af te leiden uit grote gegevensbanken, en op die manier een beter inzicht in rivierecosystemen te krijgen om het beheer van waterlopen te helpen ondersteunen.

Inleiding

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) 2000/60/EC stelt voor alle lidstaten van de Europese Unie een goede ecologische status van alle waterlichamen tegen 2015 voorop (EU, 2000). Het overgrote deel van deze waterlichamen kan als stromende wateren of rivieren aanzien worden. Volgens de KRW moet de waterkwaliteit van de rivieren beoordeeld worden door de actuele condities te vergelijken met de referentiecondities. Daarom moeten eerst referentiecondities, die een goede ecologische status voorstellen, beschreven worden. Bijkomend moet de relatie tussen aquatische gemeenschappen en de menselijke activiteiten die deze watersystemen aantasten beter begrepen worden om zo een representatieve set van indices voor ecologisch rivierbeoordeling te kunnen ontwikkelen (De Pauw *et al.*, 2006). Kennis over deze relaties kan eveneens nuttig zijn bij zowel het opsporen van oorzaken van bepaalde riviercondities (milieueffectrapportering) als bij beslissingsondersteuning inzake rivierherstel en beheer om zo aan de eisen van de KRW te voldoen.

Tot nu toe werden ecologische modellen zelden gebruikt bij de ondersteuning van rivierbeheer en waterbeleid. Modellen kennen in deze context nochtans verscheidene interessante toepassingen. Ten eerste kunnen deze modellen bijdragen tot een betere interpretatie van de huidige riviercondities, de oorzaken van bepaalde riviercondities kunnen achterhaald worden en beoordelingsmethoden kunnen geoptimaliseerd worden. Ten tweede kunnen deze modellen het effect van toekomstige rivierherstelmaatregelen op aquatische ecosystemen doorrekenen en de selectie van de beste herstelopties ondersteunen. Ten derde kunnen deze modellen de belangrijkste hiaten in onze kennis over riviersystemen opvullen en helpen bij het opzetten van kosten-efficiënte monitoringsprogramma's.

Dit onderzoek beoogde het bepalen van de dominante sedimenteigenschappen voor rivierorganismen, door beslissingsbomen en artificiële neurale netwerken toe te passen op de VMM-databank van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen.

Materiaal en methoden

Beslissingsbomen (Figuur 1) en neurale netwerken (Figuur 2) werden gebruikt om relaties tussen gegevens van de TRIADE-databank van de Vlaamse Milieumaatschappij te zoeken. De databank bestond uit 360 bemonsteringen, uitgevoerd in de periode 1996-1998. In totaal werden 24 milieuv variabelen gebruikt als basis voor de voorspelling van de macroinvertebratentaxa.

De betrouwbaarheid van deze modellen werd bepaald aan de hand van het procentueel correct geclassificeerde voorbeelden (*Correctly Classified Instances of CCI*) in de evaluatiedataset en tevens op basis van de Kappa coëfficiënt (voor details, zie Goethals, 2005). De resultaten van de neurale netwerken werden bovendien via sensitiviteitsanalyses mee geëvalueerd a.d.h.v. expertregels uit de literatuur.

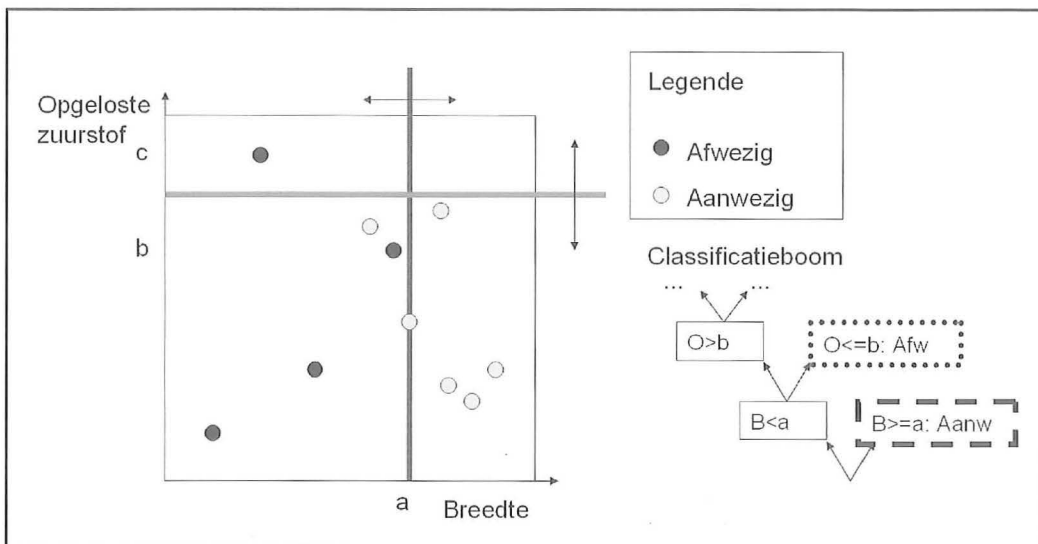
De dataset werd opgedeeld in drie, waarbij 2/3 gebruikt werd voor de ontwikkeling van de relaties, en het andere 1/3 voor het testen van de nauwkeurigheid. Voor details betreffende de gebruikte trainingsalgoritmen, modelontwikkelingsparameters en validatiemethoden, wordt verwezen naar Goethals (2005).

Resultaten en discussie

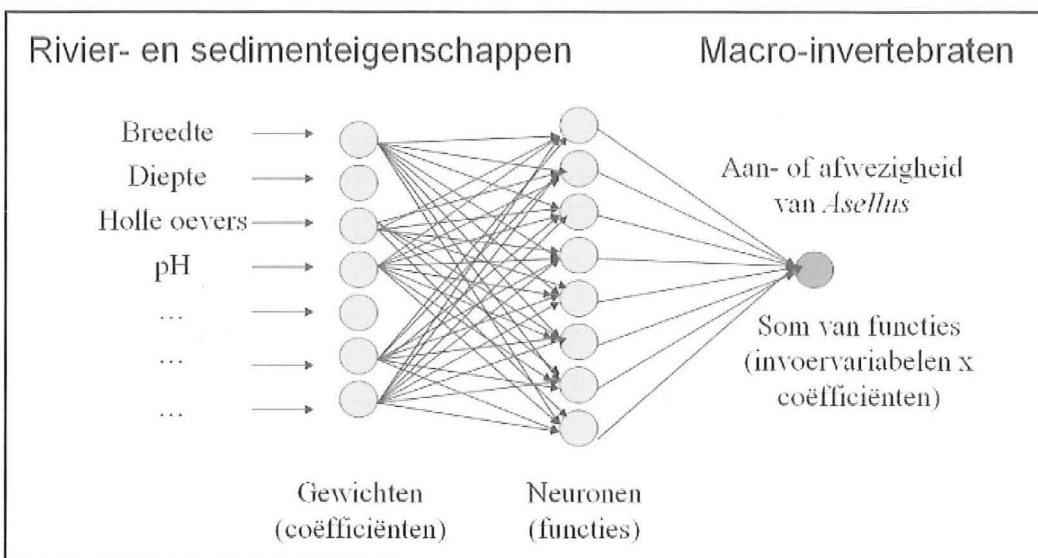
In Figuur 3 wordt een voorbeeld gegeven van het type van als-dan-relaties in beslissingsbomen. Door combinatie van verschillende abiotische condities, kan men nagaan of *Gammarus* al dan niet aanwezig is op een site. Zo blijkt *Gammarus* in het algemeen afwezig te zijn op sites die gekarakteriseerd worden door een kleigehalte dat hoger is dan 11%. Ook zuurstofgehalten lager dan 6 mg per liter worden niet door dit taxon verdragen. Analoge relaties kunnen achterhaald worden betreffende de breedte, stroomsnelheid en pollutentconcentraties voor zowel dit taxon als andere dieren.

Bij vergelijking van de betrouwbaarheid van beide methoden, valt op dat zowel bij beslissingsbomen als neurale netwerken met een beperkt aantal

Figuur 1. Illustratie die de generatie van classificatiebomen voor de voorspelling van aan- en afwezigheid van macro-invertebraten op basis van rivier- en sedimentgegevens aantoont. Op basis van de gegevensset worden als-dan-regels getest op hun algemeenheid en betrouwbaarheid. In eerste instantie wordt vertrokken van de meest betrouwbare en algemene relatie (regel), in dit geval 'Als de breedte van de rivier groter dan of gelijk is aan a, dan is het taxon aanwezig', door dit proces systematisch te herhalen wordt een boom met classificatieregels bekomen die zo nauwkeurig mogelijk de aan- en afwezigheid van het taxon voorspelt op basis van rivier- en sedimentgegevens.

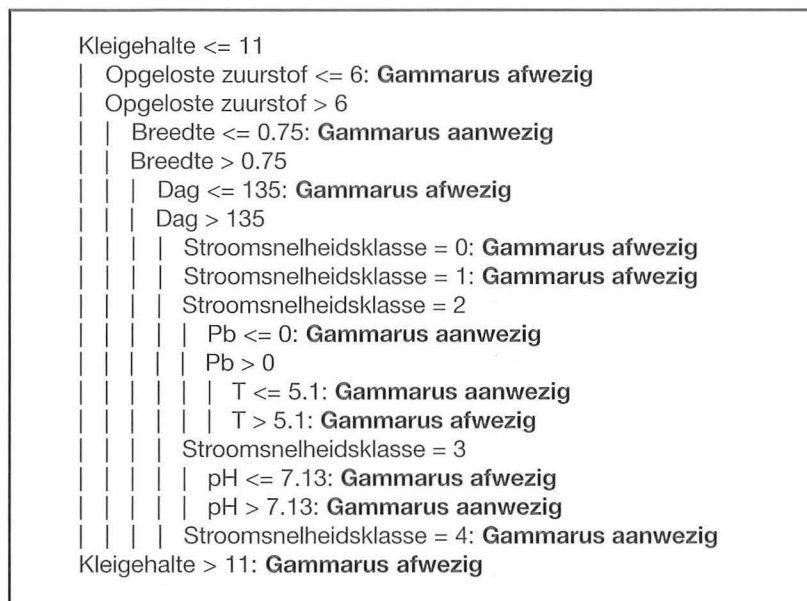


Figuur 2. Architectuur van de neurale netwerken voor de voorspelling van aan- en afwezigheid van macro-invertebraten op basis van rivier- en sedimentgegevens.

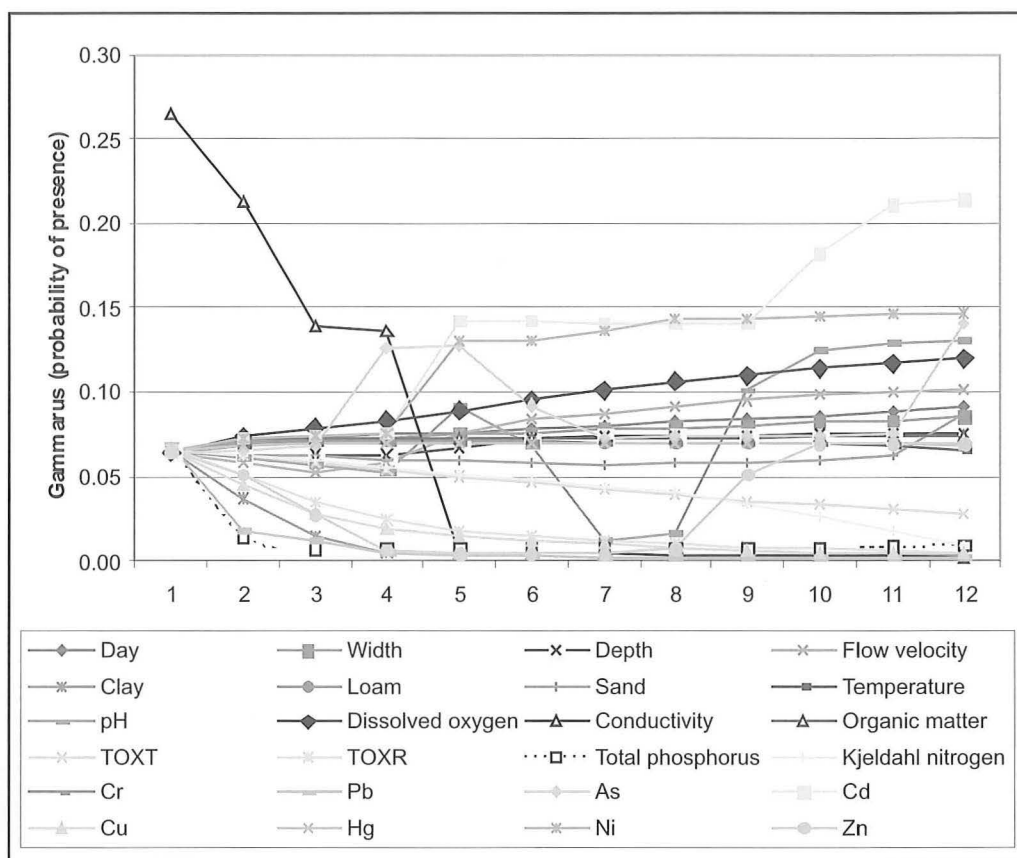


variabelen relatief hoge betrouwbaarheden konden bekomen worden. Voor de beslissingsbomen was de optimale CCI = 90,4 % en K = 0,64, terwijl voor neurale netwerken een maximale CCI = 86,8 en K = 0,49 werd gehaald. Voor andere taxa lag de betrouwbaarheid in het algemeen veel lager. Lage betrouwbaarheden kunnen zowel te wijten zijn aan relatief weinig gegevens (of een ongelijke verdeling van aan- en afwezigheden), maar tevens aan ontbrekende of foutieve meetgegevens (bv. ontbreken van cruciale milieuvariabelen) en dynamica van de betreffende systemen.

Figuur 3. Voorbeeld van een beslissingsboom voor Gammarus. Hoe meer de regels links staan, hoe belangrijker de relaties die worden weergegeven. Regels dienen meestal gecombineerd te worden om de aan- of afwezigheid van het taxon te kunnen voorspellen. Voorbeeld: 'Als het kleigehalte kleiner of gelijk is aan 11 % en het zuurstofgehalte lager of gelijk is aan 6 mg/liter, dan is Gammarus afwezig'.



Figuur 4. Voorbeeld van een sensitiviteitsanalyse op een artificieel neurale netwerk model voor Gammarus. Het totale interval tussen minimum en maximum werd voor elke variabele in twaalf gelijke delen opgedeeld. Vervolgens werden modelsimulaties gemaakt voor deze twaalf verschillende waarden van elke variabele, terwijl de andere variabelen op het gemiddelde werden gehouden.



In Figuur 4 worden de resultaten van de sensitiviteitsanalyse op een neurale netwerk model weergegeven. Gezien dergelijk model bestaat uit een complexe samenstelling van wiskundige transferfuncties, wordt deze methode vaak afgedaan als een black-box modelleringstechniek. Evenwel kan via deze sensitiviteitsanalyses nagegaan worden welke ecologische relaties onder deze transferfunctiesamenstelling schuilgaan. Uit Figuur 4 kan bijvoorbeeld eenvoudig worden afgeleid dat een hogere zuurstofconcentratie duidelijk een verbetering betekent voor Gammarus. Tevens geeft het model weer dat wanneer de conductiviteit hoger wordt dan 5/12 van het maximum (ongeveer 7 mS/cm), de kans dat Gammarus nog voorkomt nagenoeg nul is.

Voor meer gedetailleerde en uitgebreidere resultaten wordt verwezen naar Goethals (2005).

Besluit

Deze benadering laat toe om nieuwe habitatrelaties af te leiden uit grote gegevensbanken, en op die manier een beter inzicht in rivierecosystemen te krijgen om het beheer van waterlopen te helpen ondersteunen. Bovendien kan nagegaan worden hoeveel informatie in een monitoringsset aanwezig is (maximale betrouwbaarheid van de modellen). Op basis daarvan krijgt de beheerder inzicht in welke aspecten vooral van belang zijn voor de aan- en afwezigheid van aquatische diersoorten, maar tevens wordt aangegeven hoe be-

trouwbaar en relevant monitoringsgegevens zijn. Deze modellen kunnen dus zowel een rol spelen bij het uitstippelen van herstelopties en het uitwerken van meetstrategieën.

Referenties

De Pauw, N., Gabriels, W. & Goethals, P.L.M. (2006), Chapt. 2.1. River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates, In: Ziglio, G., Siligardi, M. & Flaim, G. (eds.), Biological monitoring of rivers, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex. p. 113-134.

EU (2000), Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L327, 1-72.

Goethals, P. (2005), Data driven development of predictive ecological models for benthic macroinvertebrates in rivers, Doctoraatsproefschrift, Universiteit Gent. 400 p.

P. Goethals¹,
W. Gabriels^{1,2},
A. Dedecker³,
W. De Cooman² en
N. De Pauw¹

¹ Universiteit Gent,
Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie,
J. Plateastraat 22,
B-9000 Gent,
Tel. 09 264 37 76,
Fax 09 264 41 99

² VMM, Afdeling Meetnetten en Onderzoek,
Dr. De Moorstraat 24-26,
B-9300 Aalst,
Tel. 053 72 65 09,
Fax 053 70 63 44

³ VMM, Afdeling Ecologisch Toezicht,
Zandvoordestraat 375,
B-8400 Oostende,
Tel. 059 56 28 59,
Fax 059 56 26 00

E. De Deckere¹,
C. Van Liefvering¹, V. Leloup¹,
C. Schmitt¹, J. Bakker²,
W. Brack³ en P. Meire¹

MODELKEY helpt effecten van contaminanten op het zoetwater- en mariene milieu en de biodiversiteit te beoordelen en voorspellen

¹ Universiteit Antwerpen,
Onderzoeksgroep
Ecosysteembeheer

² RIKZ, Rijkswaterstaat,
Haren, Nederland

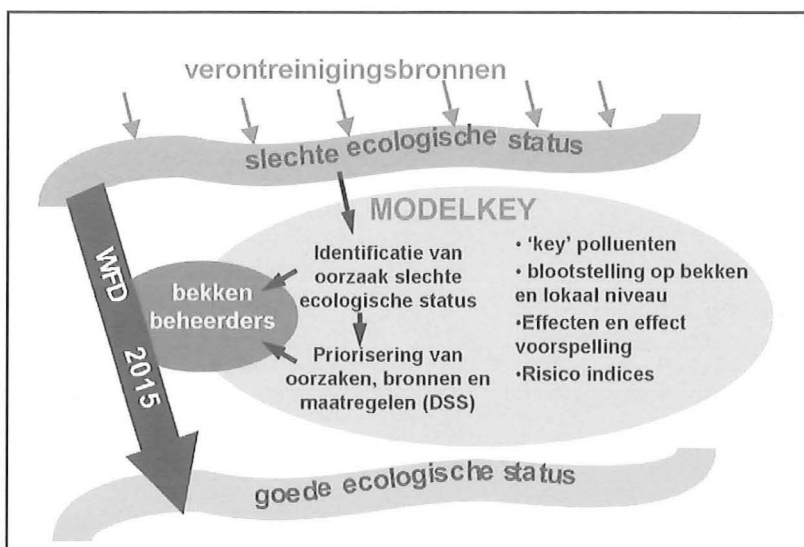
³ Centrum voor milieu onderzoek
(UFZ), Leipzig-Halle, Duitsland

Een slechte ecologische toestand en een gereduceerde biodiversiteit van zowel zoetwater- als mariene ecosystemen wordt naast een verminderde habitatkwaliteit en eutrofiëring mede veroorzaakt door chemische stress ten gevolge van contaminanten. Voor het stellen van een betrouwbare diagnose en het voorspellen van de toxische impact op het aquatische ecosysteem is er nood voor een goede identificatie van de effectieve stress factoren en voor betrouwbare identificatie van de oorzaak-effect relaties tussen chemische verontreiniging en de afname van de biodiversiteit. Binnen het Europese onderzoeksproject Modelkey wordt er getracht om hierin meer inzicht te krijgen met behulp van zowel bestaande als nieuw te ontwikkelen methodes. Deze methodes worden zowel getest op bekkenniveau als op locatie niveau. Op bekkenniveau wordt er gekeken naar de Elbe, Llobregat en de Schelde. Hierbij wordt op basis van monitoringsgegevens een analyse gedaan van de belangrijkste karakteristieken op basis waarvan een eerste inschatting wordt gemaakt van het effect van contaminatie in vergelijking met het effect van andere stress factoren. Aanvullend wordt er op diverse locaties in de drie bekkens gekeken naar het effect van specifieke verontreinigingsbronnen.

Inleiding

De Kaderrichtlijn Water legt de Europese lidstaten de resultaatsverplichting op dat in 2015 alle natuurlijke waterlichamen een 'goede chemische en ecologische kwaliteit' hebben. Voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen kan worden volstaan met een 'goed ecologisch potentieel'. In de beoordelingsprocedure spelen in grote lijnen drie criteria een hoofdrol: de chemische kwaliteit, de biologische kwaliteit en de hydromorfologische ingrepen. Zowel de chemische als de biologische kwaliteit wordt in hoge mate bepaald door de aanwezigheid van vreemde (toxische) stoffen in de waterkolom en het sediment. Bij de beoordeling van de huidige toestand van de waterlichamen en de inschatting van de kans dat 'de goede toestand' in 2015 wel of niet zal kunnen worden gehaald, zijn de gemeten concentraties in kaart gebracht van enkele tientallen

Figuur 1: Het project Modelkey als tool voor de bepaling van de toxische stressoren voor de ecologische status.

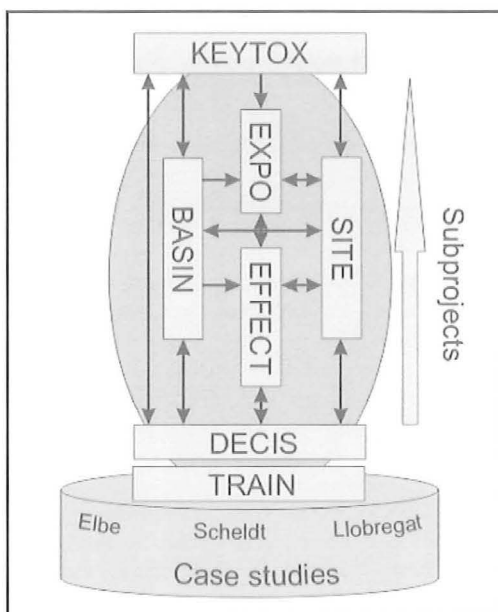


stoffen. Dit zijn stoffen die al lang bekend zijn en waarvoor ook al jaren monitoringsprogramma's lopen. De vraag dringt zich op of dit voldoende is, immers: terwijl de 'oude' toxische stoffen met tal van maatregelen worden uitgebannen, dienen zich vrijwel dagelijks nieuwe stoffen aan. De internationaal gecoördineerde bibliotheek van beschreven stoffen bevat al zo'n 200.000 records. Het zou dus kunnen zijn dat de Europese lidstaten aan de hand van de tot nu toe gebruikte parameters hun stoffenconcentraties in oppervlaktewater binnen de normen brengen, maar dat onder invloed van andere stoffen noch de chemische, noch de ecologische kwaliteit goed is. Dit probleem is al langer bekend, maar naarmate de implementatie van de KRW vordert, wordt het prangender. De EU-lidstaten hebben met elkaar de kwaliteitsdoelen voor 2015 afgesproken en zijn eraan gehouden 'alles in het werk te stellen' om deze doelen te halen. Mede om die reden heeft zowel de Europese Commissie als een aantal lidstaten in 2003 enthousiast gereageerd op het onderzoeksvoorstel Modelkey van een internationaal samenwerkende groep van kennisinstututen, waarvan ook Universiteit Antwerpen deel uitmaakt. Het voorstel pleitte voor een 'multi-disciplinaire ontwikkeling van voorspellende modellen en state of the art-technieken om (risico op) effecten door stoffen te evalueren en de schuldige stoffen te identificeren' (figuur 1). In het consortium zitten tien universiteiten, twaalf (semi)overheidsinstututen en drie kleine ondernemingen verspreid over twaalf EU-lidstaten en Rusland.

Doelstelling van Modelkey

In het project Modelkey worden methodes ontwikkeld die zowel op stroomgebied- als op lokaal niveau gebruikt kunnen worden om te bepalen wat de belangrijkste (toxische) stressoren zijn die een mindere ecologische status veroorzaken of welke effecten er verwacht kunnen worden ten

Figuur 2: De zeven deelprojecten in Modelkey.



gevolge van bepaalde pollutanten. De ondersteunende methodes en modellen die het project wil ontwikkelen, moeten uiteindelijk dienstbaar en ondersteunend zijn voor besluitvormingsprocessen in de nationale en internationale beleidsontwikkeling. Ze moeten betrekking hebben op complete stroomgebieden en generiek zijn, dus op elk stroomgebied toepasbaar. Het project zal daarvoor verschillende kennisgebieden integreren en innovatief zijn.

Om overzichtelijke samenwerkingsverbanden te verkrijgen is Modelkey ingedeeld in zeven subprojecten (figuur 2). Twee daarvan, (BASIN en KEYTOX) houden zich bezig met de diverse domeinen van gegevensinvoer: respectievelijk veldgegevens, procesparameters en stoffenidentificatietechnieken. In BASIN wordt een uniforme gegevensdatabank aangelegd die zowel monitoringsgegevens bevat als gegevens verzameld binnen het subproject SITE. In KEYTOX wordt een database aangelegd van geïdentificeerde stoffen, die een aangetoond effect hebben op biota, in dit geval bio-assays, met al hun karakteristieken. De feitelijke modelontwikkeling heeft een centrale positie en omvat twee subprojecten: EXPO en EFFECT. Het eerste ontwikkelt modellen voor het facet 'blootstelling aan stoffen' en het risico op verspreiding van deze stoffen, het ander brengt de (eco)systeemeffecten in beeld. In het subproject SITE worden veld- en labogegevens verzameld ter ondersteuning van de andere subprojecten, zodat de modellen getoetst kunnen worden op locaties waar een effect wordt verwacht t.g.v. toxische stoffen. Het subproject DECIS heeft een ondersteunende functie voor besluitvormingsprocessen. Tot slot herbergt het subproject TRAIN alle activiteiten op het gebied van communicatie: workshops, cursussen, conferenties, training van mensen die met de modellen moeten werken en, vooral ook, de communicatie met de eindgebruikers. Hiertoe wordt in het Scheldebekken jaarlijks in januari een eindgebruikersbijeenkomst georganiseerd tussen de Modelkey partners en waterbeheerders die werken in het Scheldebekken.

Bekkenniveau

De methoden en modellen die ontwikkeld worden, worden in eerste instantie ontwikkeld en getest op gegevens van een drietal stroomgebieden, die verschillende eco-regio's van Europa vertegenwoordigen. Een groot stroomgebied gelegen in centraal Europa, de Elbe (Tsjechië en Duitsland), en twee kleinere stroomgebieden namelijk een typisch mediterrane stroomgebied, de Llobregat (Spanje), en een Noord-west Europees stroomgebied met een grote estuariene zone en sterke interactie met de kustwateren, de Schelde (Frankrijk, België en Nederland). Alle drie de stroomgebieden zijn gelegen in gebieden met grote antropogene druk. Het water in alle drie de stroomgebieden is gedurende vele decennia verontreinigd door industriële effluënten, huishoudelijk afvalwater en diffuse drainage uit landbouwgebieden. In de Elbe en de Schelde hebben veel van deze contaminanten zich gehecht aan de daarin aanwezige fijne sedimenten. In het Llobregat bekken bestaat de waterbodem voornamelijk uit rotsen en grind.

Op basis van de monitoringsdata die er beschikbaar zijn voor de drie bekkens worden eerste analyses uitgevoerd om te kijken wat het aandeel is van chemische stress op de ecologische status, om te bepalen welke de dominante pollutanten zijn in de waterkolom en in het sediment en om te kijken naar de impact van de pollutanten op de biodiversiteit in de verschillende bekkens. Aangezien de beschikbare monitoringsdata voor het Scheldebekken vele malen groter zijn dan die van de andere bekkens is besloten om enkel de data te gebruiken van de subbekkens van de Boven-schelde, Benedenschelde, Dijle en Zenne, Nete, Demer en Dender uit de periode 2000-2004 en de data van de Westerschelde.

'Hotspots' in het Scheldebekken

In de drie stroomgebieden zijn een aantal zogenaamde 'hotspots' geselecteerd op basis van de monitoringsdata of op basis van onderzoeksprojecten die er eerder zijn uitgevoerd door een van de partners. Gedurende de duur van het project zal op deze locaties diepgaand onderzoek gebeuren naar de effecten van bepaalde lozingsbronnen. Argumenten voor de selectie van de 'hotspots' waren:

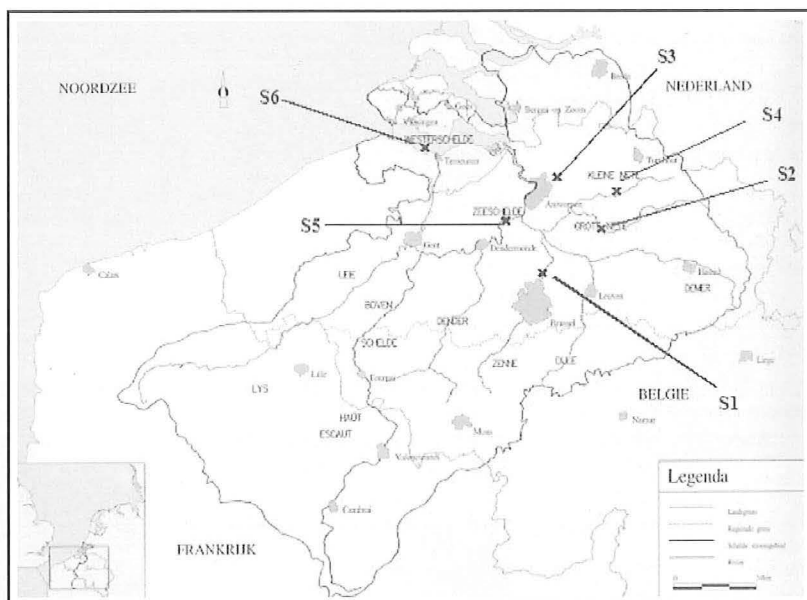
- Aanwezigheid van een complexe mengeling van contaminanten: in het subproject KEYTOX worden methoden ontwikkeld, zoals 'Toxicity Identification and Evaluation' (TIE) en 'Effect directed analysis' (EDA), die helpen bepalen welke stoffen verantwoordelijk zijn voor bepaalde toxische effecten.
- Aanwezigheid van een complexe mengeling van contaminanten, maar desondanks biota toch aanwezig: informatie van dit type locaties wordt gebruikt binnen de subprojecten EXPO en EFFECT, waar bioaccumulatie en -magnificatie gemodelleerd worden.
- Een vervuilinggradient: in het subproject SITE wordt gekeken of er met de afname van de ver-

vuiling ook daadwerkelijk een verbetering wordt waargenomen in de levensgemeenschap.

- d) Aanwezigheid van een arme biologische levensgemeenschap en duidelijke toxicologische effecten zonder dat er een duidelijke aanwijzing is dat er toxische stoffen aanwezig zijn: de methoden TIE en EDA, ontwikkeld in het subproject KEYTOX moeten het mogelijk maken om aan te tonen of deze effecten worden veroorzaakt door onbekende stoffen.
- e) Verwachte verandering in de komende jaren ten gevolge van veranderde hydraulische omstandigheden: een verandering in hydraulische omstandigheden kan resulteren in een verandering van de sedimenthuishouding, waardoor ook de beschikbaarheid en verspreiding van contaminanten zal veranderen.
- f) Verwachte verandering in de komende jaren ten gevolge van een verbeterende waterkwaliteit: een verbeterde waterkwaliteit kan de beschikbaarheid van in het watersysteem aanwezige contaminanten veranderen.
- g) Beschikbaarheid van gegevens van de locatie en andere onderzoeksprojecten die er uitgevoerd worden: de interpretatie van resultaten kan alleen maar beter worden als er meer resultaten beschikbaar zijn, tevens wil Modelkey graag samenwerken met andere projecten om elkaar te versterken.

Op basis van deze argumenten zijn een zestal locaties in het Scheldebekken gekozen, waarbij er telkens een referentie site is gekozen bovenstrooms de vermoedelijke verontreinigingsbron, een locatie dus waar de omgevingsvariabelen verder gelijk zijn aan de locatie benedenstrooms de verontreinigingsbron. De gekozen locaties in het Scheldebekken zijn (figuur 3):

Figuur 3: Geselecteerde 'hotspots' in het stroomgebied van de Schelde (S1 = Zenne, S2 = Grote Nete, S3 = Schijn, S4 = de Aa, S5 = Het Lippenbroek, S6 = Westerschelde)



1. De Zenne te Weerde, benedenstrooms van Brussel

De Zenne benedenstrooms van Brussel is een van de meest verontreinigde riviertjes van Vlaanderen, mogelijk zelfs van Europa. Verontreiniging is ten gevolge van jarenlange lozing van ongezuiverd afvalwater van Brussel en vele industriën. Desalniettemin is er nog leven in de rivier, zelfs op het meest verontreinigde punt, bij de monding van de Woluwe te Vilvoorde, zijn nog *Chironomidae* en *Oligochaeta* aanwezig (Meynendonckx et al., 2007). Door het opstarten van de waterzuiveringsinstallatie Brussel-Noord in het voorjaar van 2007 zal de waterkwaliteit verbeteren waardoor er meer macro-invertebraten, vissen en mogelijk zelfs macrofyten verwacht worden. De nieuwe biota kunnen echter bedreigd worden door de veranderende beschikbaarheid van de massaal aanwezige polluenten in de waterbodems van de Zenne. In de Zennesedimenten zijn namelijk voor zowat alle stoffen, zoals polychloorbifenylen, polyaromatische koolwaterstoffen, organochloor pesticiden, minerale olie en zware metalen zeer hoge concentraties waargenomen. Als referentie-punt om het effect van de stad Brussel op de Zenne bij Weerde te bepalen is er een tweede locatie bovenstrooms van Brussel gekozen.

2. De Grote Nete bij Zammel, benedenstrooms de Grote Laak

Via de Grote Laak wordt het effluent van Tessenderlo chemie groep NV. aangevoerd met een hoog gehalte aan calciumchloride ($\pm 4000 \text{ mg.l}^{-1}$ bij de monding van de Grote Laak), sulfaat (700 mg.l^{-1}), zware metalen, extraheerbare organohalogenen en andere stoffen (Van Liefvering et al., 1998; 2005). Via de Grote Nete zelf wordt er een verhoogde concentratie van cadmium en zink via de Scheppelijksse Nete en de Molse Nete. Alle andere gemeten parameters wijzen er op dat er geen andere verontreinigingen zijn bovenstrooms. De verwachting is dat de zoutlozingen zullen verminderen, waardoor er ecologisch herstel van de Grote Laak en dus ook de Grote Nete kan plaatsvinden. De vraag is echter wat het effect zal zijn van de veranderde zoutconcentraties op de biobeschikbaarheid van de metalen. Uiteindelijk zijn er drie locaties op de Grote Nete gekozen, namelijk een referentiepunt bovenstrooms de Molse Nete, een punt tussen de monding van de Molse Nete en de Grote Laak en een locatie benedenstrooms van de Grote Laak.

3. Het Groot Schijn benedenstrooms de Grote Merriebeek

Het Groot Schijn is een kleine beek die weinig verontreinigd is totdat het benedenstrooms van het Albertkanaal de Grote Merriebeek er in uitkomt. De Grote Merriebeek voert ongezuiverd afvalwater aan. Verder worden er verhoogde concentraties van diverse metalen, polyaromatische koolwaterstoffen, polychloorbifenylen en minerale olie gemeten in zowel het sediment als het water

van de Grote Merriebeek. Dit leidt tot duidelijke ecotoxicologische effecten en een slechte biotische gemeenschap in het Groot Schijn benedenstrooms van de Grote Merriebeek.

4. De Aa te Lille, benedenstrooms de Laakbeek

Via de Laakbeek wordt er koper, zink en minerale olie aangevoerd naar de Aa. Dit leidt tot verhoogde toxicologische effecten in het benedenstroomse gedeelte van de Aa, maar de biologische kwaliteit is goed.

5. De Zeeschelde ter hoogte van Lippenbroek

In de Zeeschelde is er een mengeling van diverse polluenten aanwezig, afkomstig van zowel huishoudelijk afvalwater, hormoonverstorende stoffen en industriële afvalstoffen. Aangezien er ter hoogte van Lippenbroek een gecontroleerd overstromingsgebied met een gecontroleerd gereduceerd getij is aangelegd, kan er een grote uitwisseling zijn van water, sediment en polluenten tussen de rivier de Schelde en het gebied. Aangezien het overstromingsgebied een habitat zal zijn voor diverse soorten macro-invertebraten, vissen en vogels is het van belang om inzicht te krijgen in de mogelijke gevolgen van de aanwezige polluenten.

6. De Westerschelde stroomafwaarts van het kanaal Gent-Terneuzen

De Westerschelde, het Nederlands gedeelte van het Schelde estuarium, is sterk mesohalien, met grote fluctaties in zout gehalten ten gevolge van de getijdebeweging en seizoenale variaties in debiet. Via het kanaal van Gent naar Terneuzen worden er diverse polluenten aangevoerd naar de Westerschelde. Bovendien ligt er ten Westen van Terneuzen een grote chemische plant, Dow Chemicals, waar diverse chemische stoffen worden geproduceerd. In het sediment en het water ter hoogte van de Hoge Platen, stroomafwaarts van Terneuzen werden in het verleden verhoogde concentraties gemeten van broomhoudende vlamvertragers, polybifenyldichloriden en andere stoffen (De Boer et al., 2003; De Vijver et al., 2003). Deze stoffen worden ook aangetroffen in de daar aanwezige macro-invertebraten, vissen en vogels.

Uiteindelijk zijn er tijdens de eerste jaren van het project uitgebreide veldstudies uitgevoerd in de locaties in het Schijn en de Westerschelde. Bioaccumulatie en -magnificatie in het voedselweb worden ook bekeken op de locaties in het Lippenbroek en de Zenne, terwijl in de Grote Nete de effecten van contaminanten op de biodiversiteit verder worden bekeken. Uiteindelijk moeten de analyses op deze zogenaamde 'hotspots' helpen om de binnen Modelkey ontwikkelde methodes om de effecten van contaminanten in te schatten

en te voorspellen, ook al op korte termijn op andere locaties toe te passen, zodat de resultaten kunnen helpen om gerichte beheersmaatregelen te nemen om de ecologische toestand te verbeteren.

Literatuur

de Boer J., Wester P.G., van der Horst A., Leonards P.E.G. 2003. Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands. *Environ. Poll.* 122 (1): 63-74.

De Vijver KIV, Hoff PT, Van Dongen W, Esmans EL, Blust R, De Coen WM. 2003. Exposure patterns of perfluorooctane sulfonate in aquatic invertebrates from the Western Scheldt estuary and the southern North Sea. *Environ. Toxicol. Chem.* 22 (9): 2037-2041.

Meynendonckx, J., H. Backx, E. de Deckere & P. Meire, 2007. Zenne stroomafwaarts van Brussel; Studie naar verontreiniging en ecologische toestand van de rivier en haar vallei als basis voor een integraal waterbeheer. Universiteit Antwerpen, ECOBE 07-R100, Antwerpen.

Van Liefveringe, C., P. Meire, A. De Vocht, S. Eersels, S. Van de Broeck, 2005. Impactstudie Tessenderlo Chemie. Universiteit Antwerpen, studie in opdracht van Tessenderlo Chemie, 247 p.

Van Liefveringe, C., W. De Cooman, R. Yseboodt, L. Bervoets, A. Schneiders, L. Clement, E. De Bruyn, P. Meire & R. Verheyen, 1998. Onderzoek naar het effect van de zoutlozingen van Tessenderlo Chemie op het aquatische ecosysteem van de Grote Nete. Visstandsonderzoek, waterbodembodemkwaliteit & waterkwaliteitsanalyse. Universiteit Antwerpen, studie in opdracht van Tessenderlo Chemie, 99p.

E. De Deckere¹,
C. Van Liefveringe¹,
V. Leloup¹,
C. Schmitt¹,
J. Bakker²,
W. Brack³ en
P. Meire¹

¹ Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Universiteitsplein 1, Wilrijk 2610, België

² RIKZ, Rijkswaterstaat, Haren, Nederland

³ Centrum voor milieu onderzoek (UFZ), Leipzig-Halle, Duitsland

contactpersoon: eric.dedeckere@ua.ac.be

Het effect van overstroming op de beschikbaarheid van zware metalen in een zoetwaterschor

Getijdengebieden aan de Schelde zijn doorheen de geschiedenis sterk vervuild met zware metalen. De norm voor sedimentwaarden wordt overschreden. Mede met het oog op de realisatie van gecontroleerde overstromingsgebieden langs de Schelde moet de vraag gesteld worden in hoeverre de aanwezige contaminanten een bedreiging vormen voor het ecosysteem.

Een beperkte hoeveelheid van deze contaminanten komt in het poriënwater terecht en kan door planten worden opgenomen. Door zuurstofverlies uit rietwortels slaan metalen neer rond deze plantendelen en bereiken hier plaatselijk zeer hoge waarden. Hierbij is er een effect van overstroming met hogere waarden in een minder overstroomde site. Een kleine fractie van de metalen wordt opgenomen in de bovengrondse delen van de rietplanten. De kans op overdracht naar de voedselketen door herbivore insecten en detritus eters wordt hierdoor verkleind. Ook nalevering van metalen naar de rivier door decompositie van plantenmateriaal is hierdoor klein. Verschillen tussen overstromingsregimes die in de bodem bestaan vervagen in de bovengrondse plantendelen.

Inleiding

De Schelde is een van de weinige West-Europese rivieren waar de getijdengolf nog ver landinwaarts kan doordringen. De ongestoorde gradiënt van zoet- over brak- naar zoutwatergetijdengebieden die hiervan een gevolg is maakt dit één van de meest waardevolle estuaria in Europa (Temmerman, 1992, Meire et al., 2005). Als overgang tussen land en zee herbergen deze gebieden specifieke en waardevolle ecosystemen en fungeren vaak als filter voor de door menselijke activiteiten verhoogde vracht van nutriënten en verontreinigende stoffen. Hierbij spelen getijdengebieden gebieden een belangrijke rol (Meire et al., 2005). Doorheen de jaren werd de ruimte voor de rivier steeds kleiner. In de zoektocht naar ruimte gebeurde woonuitbreiding ook in overstromingsgevoelige gebieden. De grotere kans op overstroming heeft de bufferende werking van getijdengebieden terug in de aandacht gebracht. In het kader van het Sigmaplans worden er Gecontroleerde OverstromingsGebieden (GOG) gepland. Door deze GOG's onder invloed van een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG) te plaatsen kan het areaal aan de natuurlijke intertidale gebieden uitgebreid worden (Cox et al. 2006, Maris et al., 2007).

Waar de morfologie van de Schelde nog een ecologische waarde heeft is het veel slechter gesteld met de water- en sedimentkwaliteit. De Schelde kent een geschiedenis van contaminatie met zware metalen (Baeyens, 1998). Er bestaat echter een dalende trend in metaalemissies naar lucht en water vanaf 1970, maar door jarenlange sedimentatie en atmosferische depositie op slikken en schorren blijft het gecontamineerde verleden hier aanwezig (Regnier & Wollast, 1993). Opname van metalen door planten kan, naast eigen schade, leiden tot accumulatie in herbivoren en via de voedselketen tot hoge gehalten in hogere trofische niveaus (de Deckere et al., 2002). De vraag moet dan ook gesteld worden of de aanwezigheid van deze contaminanten een bedreiging vormt voor het voortbestaan en

de verdere ontwikkeling van de intertidale gebieden.

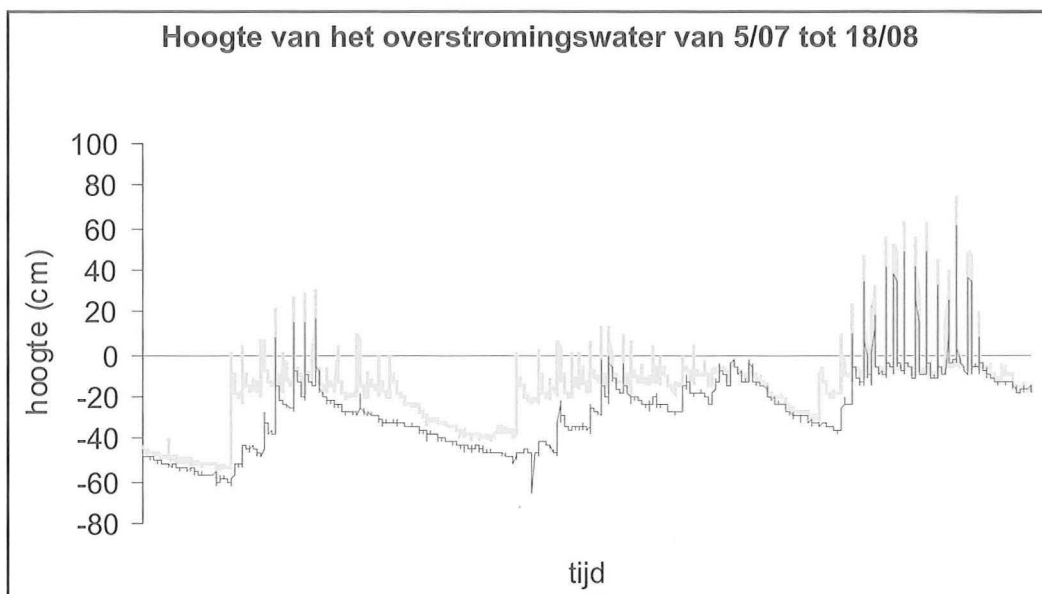
Werkwijze

Om een inschatting te maken van het effect van overstroming op de verdeling van zware metalen in het schor werden gehalten van deze contaminanten in het sediment, het poriënwater en in wortels, rhizomen, stengel, bladeren en pluim van riet (*Phragmites australis*) bepaald. Stalen werden genomen in het zoetwaterschor 'het Kijkverdriet', een aan de Schelde gelegen natuurgebied van circa 5 ha, 94 km van de monding. Maai-beheer onderhoudt de dominantie van riet in vrijwel het hele gebied (Temmerman, 1992). Twee sites met een verschillend overstromingsregime werden geselecteerd. Gedurende 7 maanden (augustus tot februari) werden maandelijks bodem (tot 60 cm diep, verdeeld in klassen van 10 cm), poriënwater (tot 50 cm diep, verdeeld in klassen van 10 cm) en vegetatiestalen (plot van 0.25 m²) genomen. Verschillende bodemvariabelen (gehalte aan water, organisch materiaal en CaCO₃, Cation Exchange Capacity, pH, redoxpotentiaal en korrelgrootte verdeling) en de gehalten aan metalen (arsen (As), cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), nikkel (Ni), lood (Pb), zink (Zn), ijzer (Fe) en mangaan (Mn)) werden bepaald. Door de uitgebreide dataset werden er maar enkele grafieken weergegeven. Deze geven wel een beeld van de processen in het schorgebied en zijn representatief voor de meeste gemeten metalen (Teuchies et al., 2006).

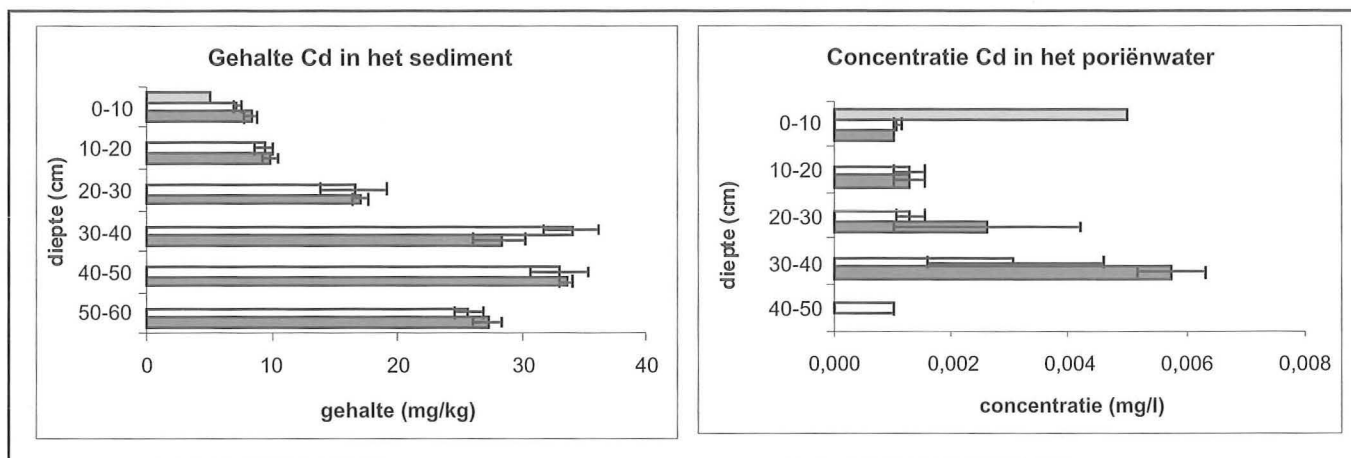
Resultaten en bespreking

In de gemeten periode van 43 dagen komt site 1 36 keer onder water te staan. In site B is dit slechts 17 keer. Bij een overstroming van het schor ligt het waterpeil in site A gemiddeld zo'n 15 cm hoger. De overstromingsduur bij een springtij-doodtij cyclus verschilt weinig tussen beide sites.

Figuur 1. Waterstanden over een periode van 43 dagen. Hierbij is □ = site 1 en ■ = site 2. De 0 waarde op de y-as geeft de hoogte van het maaiveld weer.



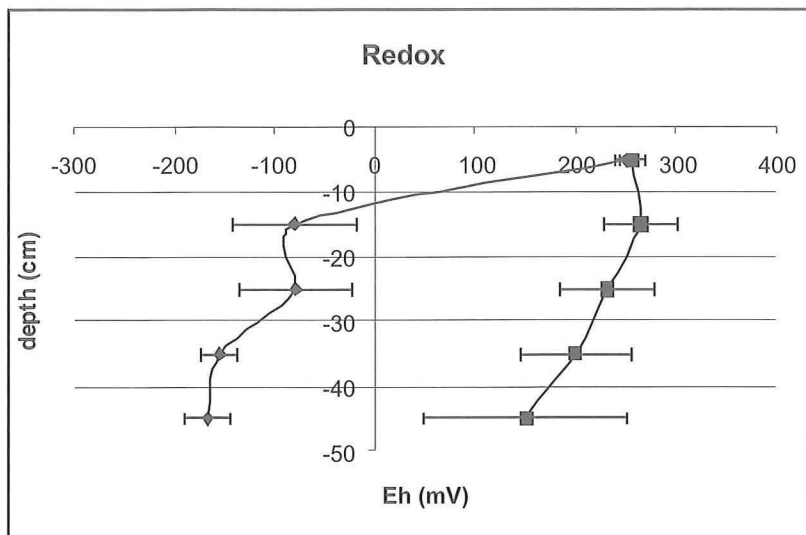
Figuur 2. De gemiddelde waarden (over de verschillende maanden) en standaardfout van het gehalte aan Cd in het sediment en in het poriënwater. Voor concentraties in het poriënwater beneden de detectielimiet werd de helft van de detectielimiet (= 0.002 mg kg⁻¹) als benaderende waarde gebruikt. Hierbij is; □ = site 1, ■ = site 2 en □ = de berekende bodemsaneringnorm voor natuurgebieden (OVAM).



De gehalten aan metalen in het sediment bereiken hoge waarden waarbij de gehalten aan As, Cd, Cr en Zn de door OVAM bepaalde bodemsaneringnorm overschrijden. Deze norm werd berekend aan de hand van de fractie klei en organisch materiaal in de bodem. De verdeling van de metalen in de bodem lijkt een reflectie te zijn van de pollutie geschiedenis. Metalen zijn in de waterkolom namelijk geassocieerd met fijnkorrelig sediment. Dit materiaal sedimenteert op getijdengebieden (Regnier & Wollast, 1993). De knik in het diepte-profiel van het Cd gehalte in het sediment (Fig. 2) zou overeen komen met een pollutiemaximum van metaalozingen eind de jaren '70 (Zwolsman et al., 1993). De diepte-profielen van de concentraties aan zware metalen in het sediment verschillen bijna niet tussen beide sites. Dit is waarschijnlijk te verklaren door het evenwicht dat bereikt wordt op lange termijn, waarbij sedimentatieprocessen, en dus ook metaalaanrijking, gelijk zijn op alle plaatsen binnen het schor (Temmerman et al., 2004).

Slechts een beperkte hoeveelheid van de metalen komt in het poriënwater terecht en kan als plantbeschikbare fractie worden beschouwd (Wood et al., 1999; Du Laing et al., 2002). Hierbij is het niet het gehalte in het sediment maar eerder de bodemkarakteristieken die de concentratie in het poriënwater bepalen. Vooral de redoxpotentiaal (= maat voor de oxidatie reductie omstandigheden in de bodem) speelt een belangrijke rol bij het voorkomen van metalen in de bodem (Gambrell, 1994). Door de hoge gehalten aan zuurstof (= hoge redoxpotentiaal) in de bovenste bodemlagen worden ijzer en mangaan oxyhydroxiden gevormd. Deze oxyhydroxiden slaan neer met zware metalen. Dit kan de lage Cd concentraties nabij het oppervlak (Fig. 2) verklaren (Zwolsman et al., 1993). Door een lagere redoxpotentiaal op een grotere diepte lossen deze oxyhydroxiden op en komen de metalen in het poriënwater terecht, de Cd concentratie neemt toe. Onder nog verder dalende redoxpotentiaal met toenemende diepte wordt sulfaat gereduceerd

Figuur 3. De redoxpotentiaal in beide sites. Met \blacklozenge = site 1 en \blacksquare = site 2.



tot sulfiden door micro-organismen. Sulfiden slaan neer met ijzer waarbij andere metalen kunnen geadsorbeerd en ingekapseld worden (Van Den Berg et al., 1996). Op grotere diepten zullen metaalconcentraties in het poriënwater dus weer afnemen (Fig. 2 site 1). Hoge 'acid-volatile sulfide' (zuur extraheerbare sulfiden, een maat voor het metaal bindende sulfide gehalte) gemeten door Du Laing (2006) in het schor bekrachtigen deze hypothese. Door overstroming zal de redoxpotentiaal in site 1 lager liggen (Fig. 3). Hierdoor komt het proces van sulfaatreductie en neerslaan van ijzersulfiden vooral in deze site voor. Een algemene trend van een grotere beschikbaarheid in omstandigheden met minder overstroming, zoals ook beschreven in de literatuur, is aanwezig (Fig 2. op grotere diepte) maar niet altijd significant.

De metaalgehalten in de wortels liggen voor alle metalen, uitgezonderd Cr en Pb, hoger dan het gehalte aan zware metalen in het sediment. Toch mogen deze waarden niet als opgenomen door de wortels beschouwd worden. Door diffusie van

zuurstof uit de wortels wordt de onmiddellijke omgeving namelijk geoxideerd (Armstrong et al., 2000). Door de plaatselijk hoge redoxpotentiaal slaan ijzer en mangaan neer als oxyhydroxiden en vormen een ijzerplaque rond de wortels (Armstrong et al., 2000). Door co-precipitatie en adsorptie van andere metalen zal ook deze concentratie hier toenemen (St-Cyr & Campell, 1996). Voor een uitgebreide beschrijving zie Teuchies et al. (2007).

De metaalgehalten in de rhizomen liggen voor de meeste metalen ongeveer 10 keer lager dan de metaalgehalten in de wortels (Fig. 4). Rhizomen zijn dan ook organen van stengelstructuur en verliezen geen O_2 aan de rhizosfeer (Pevery et al., 1995).

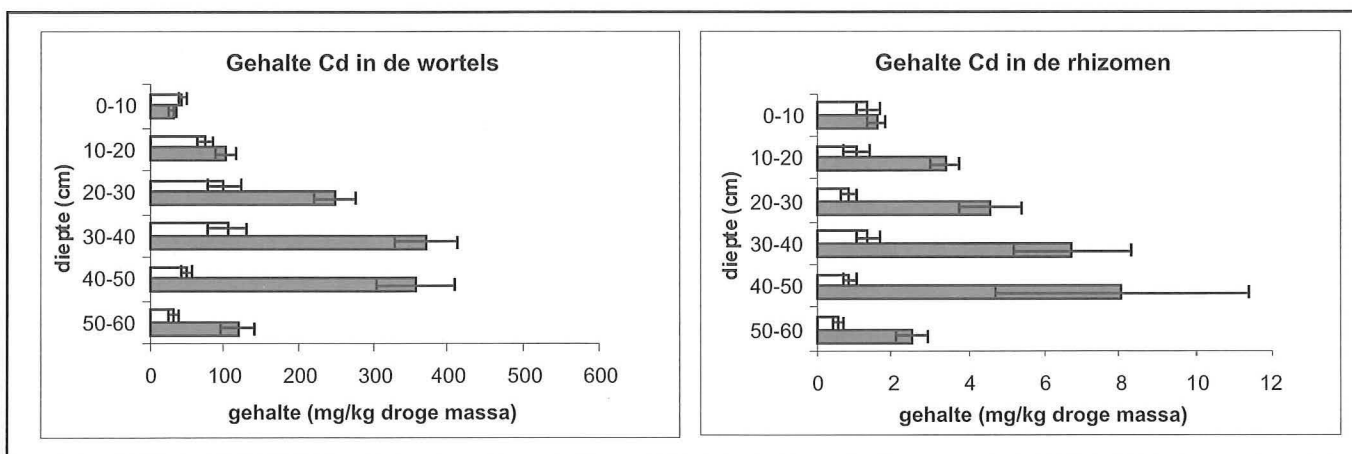
Metaalgehalten geassocieerd met wortels en rhizomen zijn hoger in de minder overstroomde site 2 (Fig. 4). Ook hier lijkt de redoxpotentiaal weer een bepalende rol te spelen. Diffusie en neerslaan van metalen op de wortels wordt immers bepaald door de aanwezigheid van opgeloste metalen in het poriënwater. De sulfiden, meer aanwezig in site 1, hebben een lagere beschikbaarheid van opgeloste metalen als gevolg (Van Den Berg et al., 1996).

Aan de hand van de resultaten is niet mogelijk in te schatten welke fractie van de metalen werkelijk is opgenomen door de wortels of rhizomen en welke fractie aan deze ondergrondse plantendelen is geadsorbeerd.

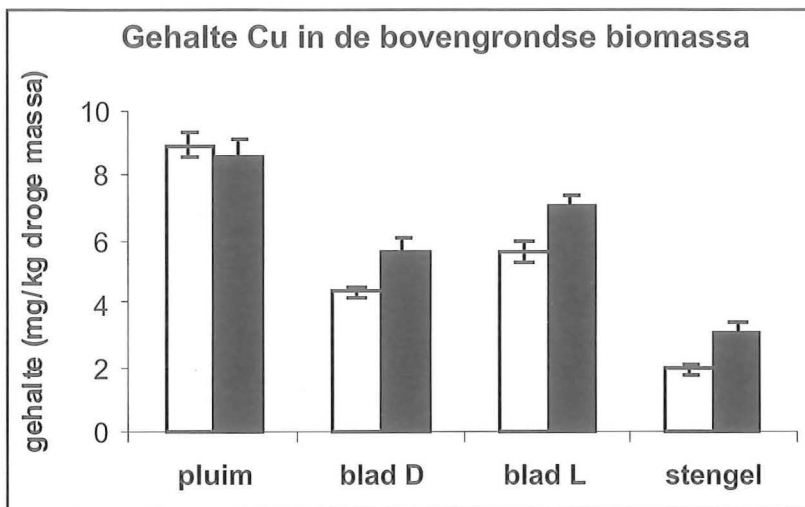
Het grootste aandeel wortels bevindt zich in de bovenste, en dus minst vervuilde bodemlaag ($\pm 200 \text{ g m}^{-2}$ in de bovenste 10 cm in site 1 en $\pm 120 \text{ g m}^{-2}$ in de bovenste 10 cm in site 2). De wortelbiomassa neemt geleidelijk af met de diepte en bedraagt $\pm 70 \text{ g m}^{-2}$ in de 50-60 cm bodemlaag in beide sites.

Vermits rietplanten als excluders voor zware metalen worden beschouwd zal er maar een zeer klein gedeelte van de metalen door de bovengrondse delen van de rietplanten worden opgenomen (Windham et al., 2003). Voor Cd lagen alle waarden onder de detectielimiet van $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ droog plantenmateriaal. De gehalten Cu zijn weergegeven in Figuur 5. Het gehalte aan zware

Figuur 4. De gemiddelde waarden (over de verschillende maanden) en standaardfout van het gehalte aan Cd in wortels en rhizomen. Hierbij is; \square = site 1, \blacksquare = site 2.



Figuur 5. De gemiddelde waarden (over de verschillende maanden) en standaardfout van het gehalte aan Cu in bovengrondse plantendelen. Hierbij is; □ = site 1, ■ = site 2.

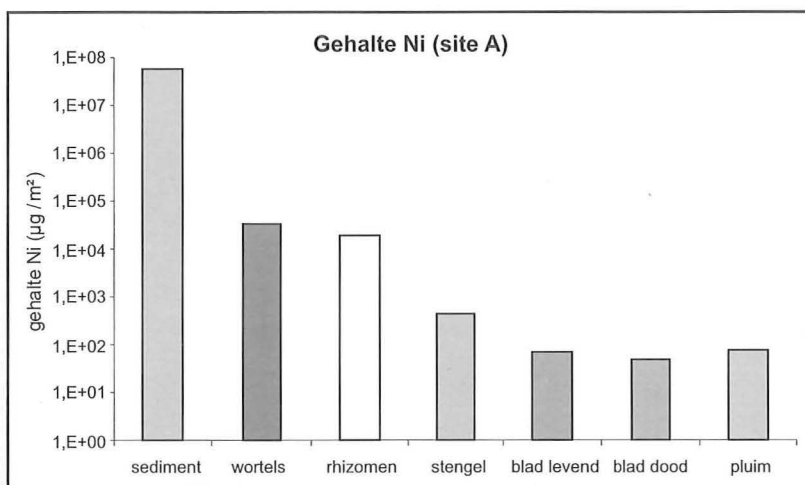


metalen is het grootst in de pluimen, gevolgd door deze in de bladeren. In de stengel wordt de laagste concentratie gevonden. Dit is consistent met de gegevens uit de literatuur (Windham et al., 2003). De verschillen kunnen te wijten zijn aan een grotere bijdrage van atmosferische depositie aan de pluim en de bladeren (Larsen & Schierup, 1981).

Vergeleken met andere studies is het metaalgehalte opgenomen in de bovengrondse plantendelen klein. Ook voor sites waar de bodemcontaminatie met metalen veel lager is werden hogere metaalgehalten terug gevonden in de rietplanten (Larsen & Schierup, 1981; Ye et al., 1997).

De algemene trend van hogere metaalgehalten in poriënwater en ondergrondse delen van de minder overstroomde site 2 is niet aanwezig in de bovengrondse delen van riet. Verschillen tussen sites in metaalgehalten van bovengrondse plantendelen zijn meestal niet significant en niet consistent voor de verschillende metalen en verschillende plantendelen.

Figuur 6. Benaderende verdeling van de gehalten Ni in site 1, berekend per m² en voor de gemeten diepte van 60 cm.



Door de vorming van een metaalplaque rond de wortels en in mindere mate rond de rhizomen kunnen gehalten metalen geassocieerd met deze organen zeer hoog oplopen. Door een kleine massa, ten opzichte van het sediment, zijn de gehalten metalen geassocieerd met wortels of rhizomen toch gemiddeld een factor 1000 kleiner dan deze opgeslagen in het sediment van het schor (Fig. 6). De concentratie in de rhizomen ligt ongeveer 100 keer lager dan deze in de wortels, maar door de grotere massa is het totale gehalte per m³ vergelijkbaar (Fig. 4 en 6). Het metaalgehalte per m² in de bovengrondse delen ligt gemiddeld 100 keer lager dan dit in de wortels en de rhizomen.

Besluit

Getijdengebieden van de Schelde zijn doorheen de geschiedenis sterk vervuild met zware metalen. De norm voor sedimentwaarden wordt overschreden. Door het persistente karakter van deze contaminanten kan deze vervuiling nog decennia lang een risico zijn.

Zuurstofverlies van de wortels heeft een sterke concentratie van metalen rond deze plantendelen tot gevolg. Door de 'excluder-strategie' van rietplanten en de specifieke fysische en chemische bodemeigenschappen wordt er maar een fractie van de metalen opgenomen door de rietplanten. Het risico op metaalvergiftiging van insecten en detrituseters bij consumptie van levende of dode delen van de rietplanten wordt hierdoor verkleind. Ook de nalevering van metalen aan de rivier door afstervende plantendelen wordt verkleind. Rietplanten kunnen een bijdrage leveren aan de immobilisatie van metalen in de bodem (phytostabilisatie) door ze te concentreren rond de wortels en de beschikbaarheid te verlagen. Phyto-extractie (maaïen en afvoeren van de planten als beheersmaatregel om de voorraad zware metalen te verkleinen) is hierdoor echter geen optie (Weis & Weis, 2004).

Ook in de toekomst mag metaalcontaminatie in gebieden langs de Schelde niet genegeerd worden. Veranderende zuurstof-, of nutriëntenconcentraties in het water kunnen de metaalbeschikbaarheid immers veranderen. Ook kolonisatie door andere plantensoorten (bv. wilg) kunnen een grotere plantopname tot gevolg hebben (Vandecasteele et al., 2005).

Overstroming heeft een lagere metaalbeschikbaarheid in de bodem tot gevolg. Implementatie van gecontroleerde overstromingsgebieden in metaalgecontamineerde polders zou dan ook een positieve invloed kunnen hebben door de metaalbeschikbaarheid te verkleinen.

Referenties

Armstrong W., Cousins D., Armstrong J., Turner D.W. & Beckett P.M. 2000. Oxygen Distribution in Wetland Plant Roots and Permeability Barriers to Gas-Exchange with the Rhizosphere: a Microelectrode and Modelling Study with

- Phragmites australis*. *Annals of Botany* 86: 687-703.
- Baeyens W. 1998. Evolution of trace metal concentrations in the Scheldt estuary (1978-1995). A comparison with estuarine and ocean levels. *Hydrobiologia* 366: 157-167.
- 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* 28: 55-63.
- Maris T., Cox T., Temmerman S., De Vleeschauwer P., Van Damme S., De Mulder T., Van den Bergh E. and Meire P. 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588: 31-43.
- Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T. & Struyf E. 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1-11.
- Temmerman T. 1992. *Natuurbeheer in praktijk. Het zoetwatergetijdegebied. Het Kijkverdriet te Steendorp. Land van het levende (?) water.* Tonny Temmerman. 143 pp.
- de Deckere E., Blust R., Cornelis B., Herman P., Janssen C., Meire P., Van Regenmortel S., Starink M., Steen Redeker E., Van den Bergh E. & Ysebaert T. 2002. *Ecologie en ecotoxicologie van natuurgericht waterbeheer: implicaties van verontreiniging op natuurdoelstellingen en ontwikkeling in overstromingsgebieden.* Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling 99/5, Universiteit van Antwerpen, Antwerpen, 97 pp.
- Du Laing G. 2006. Dynamics of heavy metals in reedbeds along the banks of the River Scheldt. Thesis submitted for the degree of doctor (PhD) in Applied Biological Sciences. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Ghent, Belgium, 284 p.
- Du Laing G., Bogaert N., Tack F.M.G., Verloo M.G. & Hendrickx F. 2002. Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. *The science of The Total Environment* 289: 71-81.
- Gambrell, R.P. 1994. Trace and toxic metals in wetlands – a review. *Journal of Environmental Quality* 23: 883-891.
- Larsen V.J. & Schierup H.-H. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and non polluted lake. II. Seasonal changes in heavy metal content of above-ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany* 11: 211-230.
- Peverly J.H., Surface J.M. & Wang T. 1995. Growth and trace metal adsorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering* 5: 21-35.
- Regnier P. & Wollast R. 1993. Distribution of trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary. *Marine Chemistry* 43: 3-19.
- St-Cyr L. & Campell P.G.C. 1996. Metals (Fe, Mn, Zn) in the root plaque of submerged aquatic plants collected in situ: Relations with metal concentrations in the adjacent sediments in the root tissue. *Biochemistry* 33: 45-76.
- Temmerman S., Govers G., Meire P. & Wartel S., 2004. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. *Geomorphology* 63: 39-55.
- Teuchies J., de Deckere E., Bervoets L., Meynendonckx J., van Regenmortel S., Blust R. & P. Meire. Influence of tidal regime on the distribution of trace metals in a contaminated tidal freshwater marsh soil colonised with common reed (*Phragmites australis*). *Environmental Pollution*. In press.
- Teuchies J., Meire P. 2006. Onderzoek naar het effect van overstroming op de beschikbaarheid van zware metalen in een zoetwaterschor. Thesis ingediend tot het behalen van de graad van licentiaat in de Biologie. Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep ECOBE. 53 pp.
- Vandecasteele, B., Quataert, P., Tack, F.M.G., 2005. The effect of hydrological regime on the metal availability for the wetland plant species *Salix cinerea*. *Environmental Pollution* 135: 303-312.
- Van Den Berg G.A., Loch J.P.G. & Winkels H.J. 1998. Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution* 102: 377-388.
- Weis J.S. & Weis P. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International* 30: 685-700.
- Windham L., Weis J.S. & Weis P. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 63-72.
- Wood T.S. & Shelley M.L. 1999. A dynamic model of bioavailability of metals in constructed wetland sediments. *Ecological Engineering* 12: 231-252.
- Ye Z.H., Baker A.J.M., Wong M.H. & Willis A.J. 1997. Zinc, Lead and Cadmium Tolerance, Uptake and Accumulation by the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Annals of Botany* 80: 363-370.
- Zwolsman J.J.G., Berger G.W. & Van Eck G.T.M. 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands. *Marine Chemistry* 44: 73-94.

J. Teuchies, E. De Deckere, L. Bervoets, R. Blust en P. Meire
 UA, Campus Drie Eiken
 Departement Biologie, onderzoeksgroep
 Ecosysteembeheer
 Universiteitsplein 1
 2610 Wilrijk, Tel. 03/8202278

Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems

De jarenlange verontreiniging van onze oppervlaktewateren heeft aanzienlijke gevolgen gehad voor de Vlaamse waterlopen. De verontreinigde stoffen zijn dikwijls gebonden aan zwevend materiaal die neerslaan op de bodem, waardoor er een accumulatie van deze stoffen in de waterbodems heeft plaatsgevonden zodat de gehalten aan verontreinigde stoffen in het sediment soms 1000 keer hoger zijn dan in het water zelf. De aanwezigheid van deze stoffen in het sediment zorgt er mogelijk voor dat een goede ecologische kwaliteit niet direct gehaald kan worden. Voor het behalen van een goede ecologische waterkwaliteit is er daarom nood aan ecologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems. Tot nu toe zijn er in Vlaanderen geen kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems, enkel de TRIADE referentiewaarden welke niet onderbouwd zijn op basis van ecologische en ecotoxicologische effecten, maar een gemiddelde weerspiegelen van 12 niet verontreinigde locaties. Het doel van deze studie was daarom, aan de hand van de monitoringsgegevens uit de waterbodemdatabank van de VMM, ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde toetsingswaarden voor waterbodems uit te werken voor zware metalen, PCB's, PAK's OCP's en KWSap. en EOX. Dit heeft geresulteerd in zowel korte termijn als lange termijn doelstellingen voor waterbodems in Vlaanderen.

Inleiding

De jarenlange verontreiniging van de Vlaamse oppervlaktewateren heeft aanzienlijke gevolgen gehad voor de Vlaamse waterlopen. Verontreinigende stoffen, vaak gebonden aan zwevend materiaal, werden meegevoerd in de waterloop en slaan neer op de bodem. Bijgevolg namen de gehalten aan verontreinigde stoffen in het sediment zodanig toe dat de gehalten in de waterbodems soms 1000 keer hoger zijn dan in het oppervlaktewater. De mogelijke nalevering van deze verontreinigde stoffen uit de waterbodems naar de waterkolom en de rechtstreekse opname en impact van deze contaminanten in en op de biota hypothekeerden de inspanningen die geleverd worden om een goede oppervlaktewatertoestand te behalen. Er moet dan ook rekening gehouden worden met de mogelijke impact van de in de waterbodems aanwezige stoffen. Goed onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor de waterbodems zijn daarom een vereiste. Tot nu toe zijn er in Vlaanderen geen kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems, vaak worden hiervoor de kwaliteitsdoelstellingen voor bodems gebruikt of wordt er een vergelijking gemaakt met referentiewaarden. Deze referentiewaarden werden in het kader van de Triade beoordelingen van het waterbodemeetnet voor Vlaanderen ontwikkeld. Deze zijn niet ecologisch of ecotoxicologisch onderbouwd, noch opgenomen in een wetgevend kader. Het doel van deze studie was daarom, aan de hand van de waterbodemdatabank van de VMM, ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde toetsingswaarden voor waterbodems uit te werken.

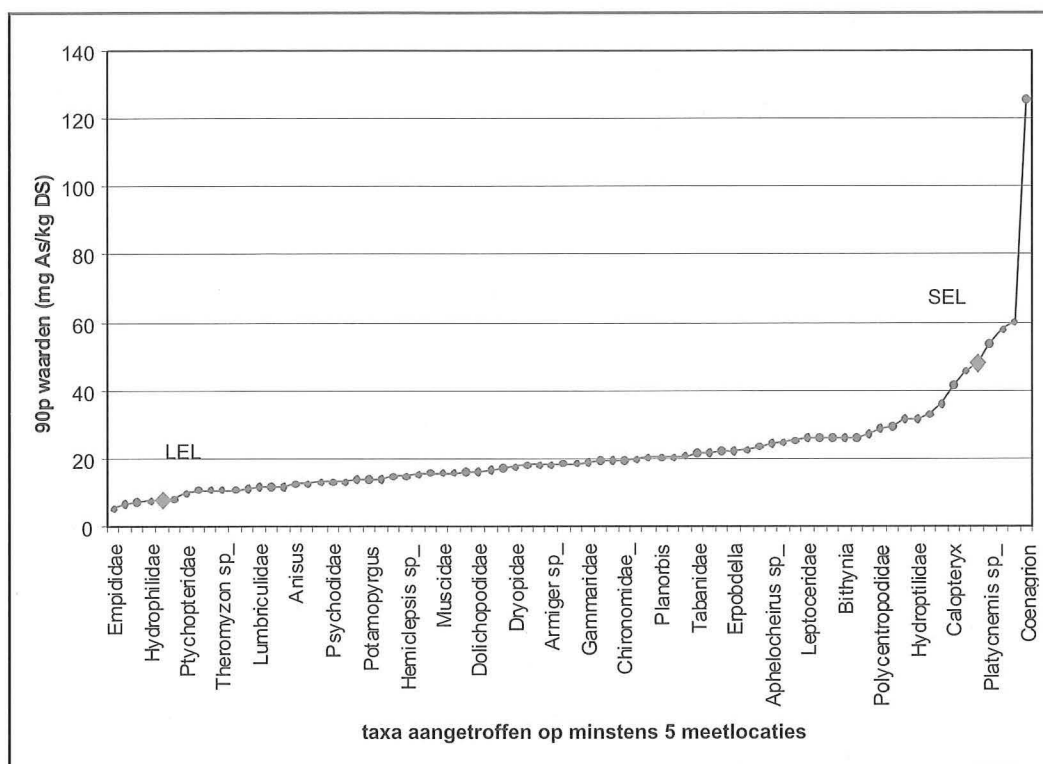
In het kader van het waterbodemeetnet van de VMM worden 600 meetpunten bemonsterd over een periode van vier jaar. Jaarlijks worden er 150 punten bemonsterd, die na vier jaar weer opnieuw bemonsterd worden. Samen met de gegevens van de voorgaande TRIADE-studie (de Deckere et al., 2000) bevatte de databank anno 2005 gegevens

van 1535 staalnames, waarop op gelijke wijze de TRIADE analyse is uitgevoerd (VMM 2002a, VMM 2002b, VMM 2003, VMM 2004, VMM 2005). De staalname gebeurt met een Van Veen gripper. Van de mengstalen worden fysische karakteristieken en de gehalten van een hele reeks chemische variabelen bepaald, de aanwezige benthische macro-invertebraten worden gedetermineerd (genus- of familieniveau) en 2 ecotoxiciteitstesten worden uitgevoerd op het poriënwater (*Raphidocelis subcapitata* en *Thamnocephalus platyurus*) en 1 op het sediment (*Hyalella azteca*). Gebruik makend van de resultaten van de vaste fase test met *Hyalella azteca*, een acute mortaliteitstest, en de aanwezige macroinvertebratenpopulatie werden in deze studie respectievelijk ecotoxicologisch en ecologisch onderbouwde toetsingswaarden voor waterbodems ontwikkeld.

Materiaal & Methoden

Voor de ecologische onderbouwing (Figuur 1) werd gebruik gemaakt van Lowest Effect Level (LEL) en Severe Effect Level (SEL) (Persaud et al. 1992; Leloup et al., 2006a), berekend op basis van het voorkomen van macro-invertebraten op 1043 unieke locaties in Vlaanderen. Voor taxa die op minstens 5 meetlocaties zijn aangetroffen wordt voor iedere pollutant de 90 percentiel waarde van de gehalten van die betreffende stof, gemeten op de meetpunten waar er organismen van het taxon in kwestie teruggevonden zijn, berekend. De 90p waarde werd berekend als het gehalte waarboven zich 10% en waaronder zich 90% van de gehalten bevinden. Vervolgens worden de 90p waarden van alle taxa gerangschikt (Figuur 1) en wordt LEL berekend als de 5 percentiel waarde van deze curve en SEL als de 95 percentiel waarde. Bij gehalten onder LEL kunnen nog 95% of meer van de macroinvertebraten taxa voorkomen, daar waar dit bij gehalten boven SEL slecht 5% of minder is. Voor de ecotoxicologische onderbouwing werden

Figuur 1: Hypothetisch voorbeeld berekening LEL en SEL voor As



Threshold Effect Level (TEL) en Probable Effect Level (PEL) (MacDonald et al., 1996; Leloup et al., 2006a) berekend op basis van de resultaten van de vaste fase toxiciteitstest met de vlokreeft *Hyalella azteca*. Bij gehalten onder TEL worden geen toxische effecten verwacht, bij gehalten boven PEL is het voorkomen van toxische effecten zeer waarschijnlijk.

De betrouwbaarheid van verschillende sediment evaluatiemethoden stijgt wanneer ze samen gebruikt worden om sedimenten te evalueren. Hiervoor werden op basis van de ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde effectconcentraties consensuswaarden berekend, consensuswaarde 1 zijnde het gemiddelde van LEL en TEL en consensuswaarde 2 het gemiddelde van PEL en SEL. De LEL, TEL, SEL, PEL en consensuswaarden voor zware metalen zijn weergegeven in tabel 1. Om de kwaliteit van de Vlaamse waterbodems te testen werd op basis van de berekende consensuswaarden voor iedere individuele pollutant nagegaan voor welk percentage van de 1034 unieke

meetpunten de concentratie zich boven consensuswaarde 2 (= klasse 3), tussen consensuswaarde 1 en consensuswaarde 2 (=klasse 2) en onder consensuswaarde 1 (=klasse 1) bevond (Figuur 2). Verder werd deze berekening ook herhaald voor het totaal van de 31 gebruikte pollutanten. Niet elke parameter werd echter op ieder meetpunt gemeten, slechts op 528 van de 1034 meetpunten werden al de 31 gebruikte pollutanten (metalen, PAK's, PCB's, EOX, KWSap. en PCB's) gemeten. Voor deze 528 meetpunten werd nagegaan hoeveel van de 31 pollutanten zich respectievelijk onder consensuswaarde 1 en boven consensuswaarde 2 bevonden (Figuur 3 & 4).

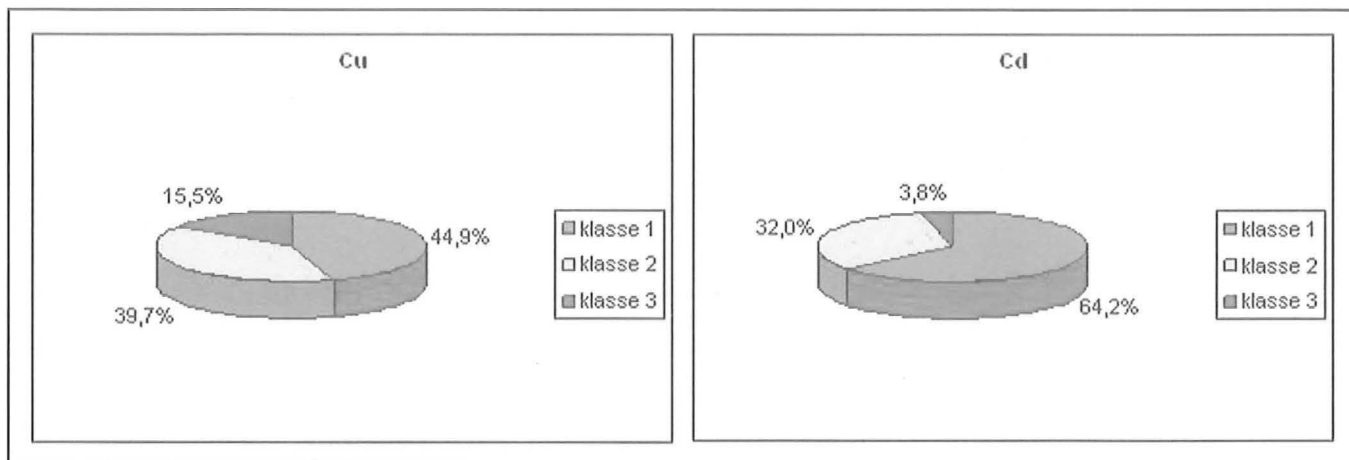
Resultaten

Voor ieder zwaar metaal werd ongeveer de helft van de meetpunten ingedeeld in klasse 1, waar dus nog een optimale macro-invertebratenpopulatie kan voorkomen. Cu heeft van alle gemeten

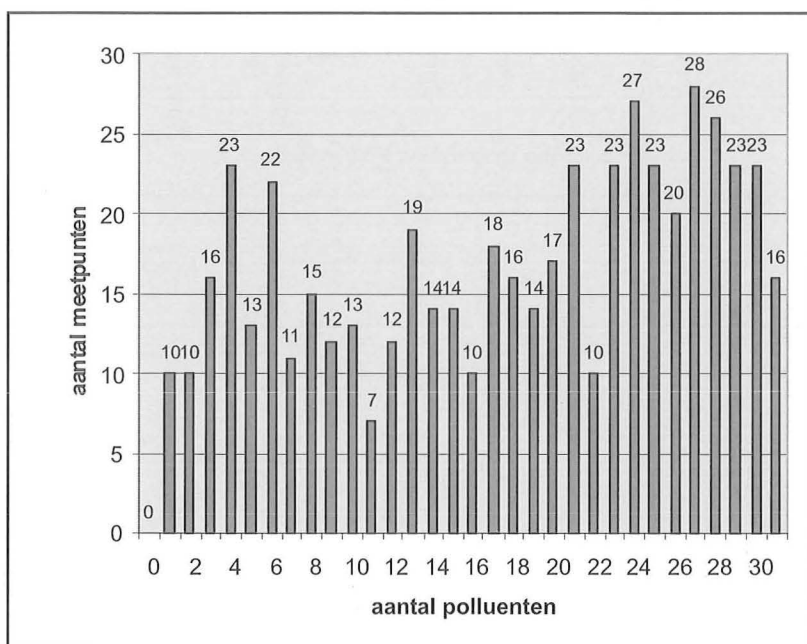
Tabel 1: LEL, TEL, SEL, PEL en consensuswaarden voor zware metalen (mg/kg DS).

	LEL	TEL	SEL	PEL	consensus 1	consensus 2
As	7,9	-	50	-	7,9	-
Cd	0,71	1,2	13	2,6	0,93	7,8
Cr	25	26	90	45	26	68
Cu	13	16	85	34	14	60
Hg	0,28	0,18	1,8	0,47	0,23	1,2
Ni	15	7,5	44	19	11	32
Pb	19	31	167	68	25	118
Se	1,5	-	6,37	-	1,5	-
Sn	1,9	0,85	21	3,3	1,4	12
Zn	129	163	1300	305	146	800

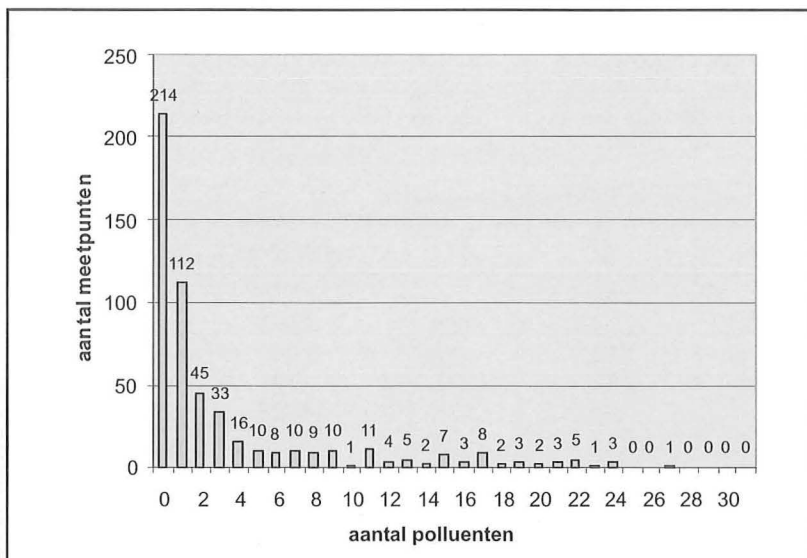
Figuur 2: percentage meetpunten in klasse 1, 2 en 3, berekend voor Cu en Cd.



Figuur 3: aantal polluenten (metalen, PAK's, PCB's, 44DDD, 44DDE en EOX) waarvoor consensuswaarde 1 niet overschreden werd, in functie van het aantal meetplaatsen.



Figuur 4: aantal polluenten (metalen, PAK's, PCB's, 44DDD, 44DDE en EOX) waarvoor consensuswaarde 2 overschreden werd, in functie van het aantal meetplaatsen.



zware metalen het minste meetpunten in klasse 1 (44,9%), Cd het meeste (63,7%) (Figuur 2) (Leloup et al, 2006b).

Op 44,9% van de meetpunten (Figuur 2) lag de gemeten Cd concentratie dus onder consensuswaarde 1, zijnde 0.93 mg/kg DS (Tabel 1). Figuur 2 zegt echter niets over de concentraties van de andere polluenten die mogelijk op deze 44% van de meetpunten wel boven consensuswaarde 1 of 2 kunnen liggen. Daardoor werd zoals reeds aangehaald deze berekening herhaald voor het totaal van de 31 gebruikte polluenten (Figuur 3 & 4).

Op 16 meetpunten bevonden al de concentraties van de 31 polluenten zich onder consensuswaarde 1. Op geen enkel meetpunt ligt geen enkel gehalte onder consensuswaarde 1. Wanneer consensuswaarde 2 bekeken wordt blijkt dat op 214 van de 528 meetplaatsen voor geen enkele variabele (metalen, PAK's, OCP's EOX en PCB's) de "consensuswaarde 2" overschreden wordt. Het maximum aantal polluenten dat zich boven consensuswaarde 2 bevond was 27 en dit gold voor 1 meetpunt (Leloup et al., 2006b).

Conclusie

Bij ecotoxtesten verkrijgt men informatie over hoe organismen in laboratoriumomstandigheden reageren maar niet in het veld zelf. Met een biologische evaluatie (aanwezige macro-invertebraten) kan enkel nagegaan worden of de waterloop in goede of slechte staat is, er kunnen geen voorspellingen gedaan worden over de mortaliteit of sublethale effecten bij een bepaald gehalte, daar waar dat wel het geval is bij ecotoxtesten. Bij het voorstellen van kwaliteitsnormen wordt het mogelijk om consensuswaarden te berekenen, zodat met beide beoordelingsystemen rekening wordt gehouden.

Het voordeel van deze consensuswaarden, berekend met behulp van de waterbodembank van de VMM, is dat nu voorspeld kan worden of er bij een bepaald gehalte nog een optimale macro-invertebraten gemeenschap zal voorkomen. Het gemiddelde van LEL en TEL (consensus-

waarde 1) stellen wij voor als lange termijn richtwaarde te gebruiken, het gemiddelde van SEL en PEL (consensuswaarde 2) als korte termijn interventiewaarde waarbij dringend ingrijpen noodzakelijk is.

Wanneer voor iedere individuele stof het aantal overschrijdingen van consensuswaarde 1 bekeken wordt blijkt voor ongeveer de helft van de meetpunten het gehalte onder deze toetsingswaarde te liggen (Figuur 2). Wanneer echter de waarden van de individuele parameters samengevoegd worden blijkt dat slechts op 16 van de 528 meetpunten alle gemeten polluenten aan gehalten onder consensuswaarde 1 voorkomen (Figuur 3) en men dus van een "goede ecologische toestand" kan spreken. Op 214 van de 528 meetpunten werden geen gehalten boven consensuswaarde 2 gemeten. Dit houdt in dat op 314 locaties minstens 1 maal consensuswaarde 2 overschreden werd, waarbij minder dan 5% van de macroinvertebratenpopulatie kan overleven en ernstige toxische effecten optreden. Op deze locaties is sanering van de waterbodem aan te raden.

Referenties

de Deckere, E., De Cooman, W., Florus, M. & devroede-Vanderlinden, M.P. (2000) Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen volgens TRIADE. Ministerie van de Vlaamse gemeenschap.

Leloup V., Meire P. & de Deckere E. (2006a), Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems – Methodologische ontwikkeling, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieu­maatschappij, MIRA, MIRA/2006/01, Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosystembeheer.

Leloup V., Meire P. & de Deckere E. (2006b), Ontwikkeling van ecologisch en ecotoxicologisch onderbouwde kwaliteitsdoelstellingen voor waterbodems – Suggestie richting kwaliteitsdoel­stellingen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieu­maatschappij, MIRA, MIRA/2006/

02, Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosystembeheer.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Smorong, D. E. , Lindscoog, R. A., Sloane, G. & Biernacki, T. (2003). Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland waters. Florida Department of Environmental Protection, Florida

MacDonald DD, Carr RS, Calder FD, Long ER, Ingersoll CG. 1996. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5:253-278.

Persaud D, Jaagumagi R, Hayton A. 1992. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Toronto (ON): Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch. 27p.

Vlaamse Milieumaatschappij (2002a). Waterbodemkwaliteit 2000. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2002b). Waterbodemkwaliteit 2001. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2003). Waterbodemkwaliteit 2002. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2004). Waterbodemkwaliteit 2003. VMM, Aalst.

Vlaamse Milieumaatschappij (2005). Water- & waterbodemkwaliteit. Lozingen in het water. VMM, Aalst.

V. Leloup¹, W. De Cooman², P. Meire¹ & E. de Deckere¹

¹ Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, Universiteit Antwerpen, Universiteitsplein 1, Wilrijk 2610, Belgium

² Vlaamse Milieumaatschappij, A. Van Maelestraat 96, 9320 Erebrodegem

contact: vicky.leloup@ua.ac.be

Sediment en morfologisch beheer van estuaria

Het sediment en zijn rol in de ontwikkeling van estuaria is vandaag wereldwijd een veel besproken onderwerp. Meer en meer wordt het al dan niet samengaan van economie en ecologie in estuaria een bron van verhitte discussies, zoals het geval met het Schelde-estuarium. Havens willen een ruimere vaargeul, bewoners willen vooral veiligheid en natuurbewegingen een meer gezonde natuur. Over de impact van een mogelijke verruiming van de vaargeul in dit Schelde-estuarium loopt er een studie waarin sediment en morfologie centraal staan. Opmerkelijk is dat onze kennis op gebied van sedimentbewegingen en morfologische ontwikkelingen, alsook van de relaties met de natuur algemeen als te beperkt wordt beschouwd om de effecten van menselijke ingrepen op de natuur met enige zekerheid te voorspellen. Men kan echter niet wachten tot voldoende kennis is opgebouwd om sediment en morfologie in estuaria te beheren, zeker omdat vroegere ingrepen reeds hebben gezorgd voor een afbouw van de natuurlijke waarden van estuaria. Het is daarom belangrijk te starten met een diagnostiek, steunend op informatie uit het verleden, die toelaat de relatieve rol van de verschillende ingrepen in te schatten, met aandacht voor de evoluties die te wijten zijn aan natuurlijke factoren zoals veranderingen in de zeespiegel peilen.

Ontstaan en evolutie van estuaria

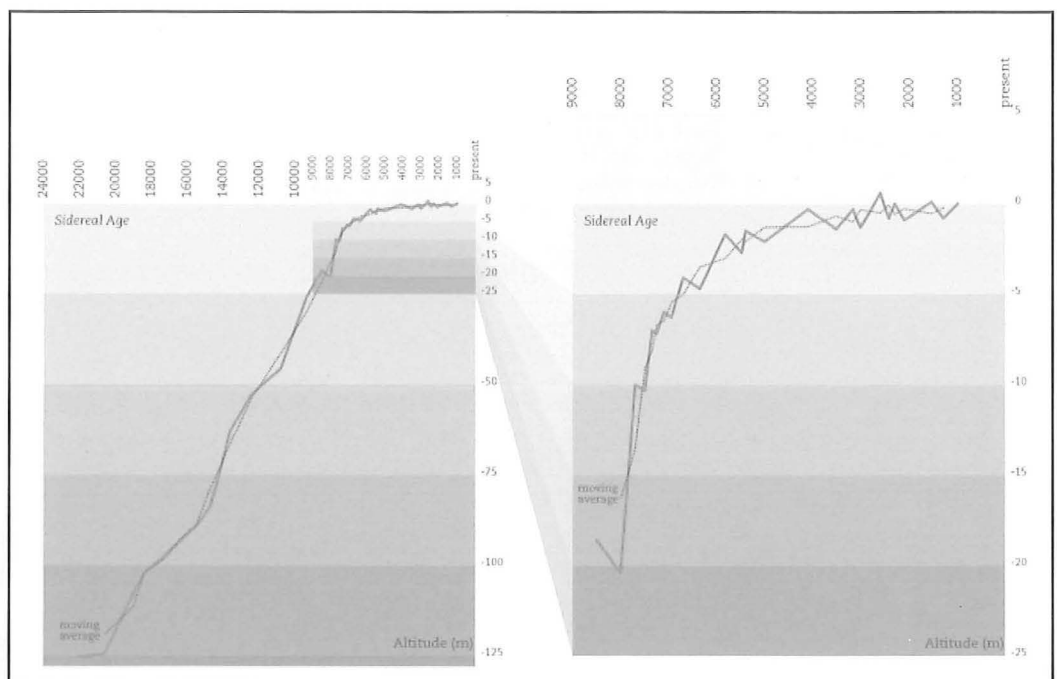
Vooraleer de mens op afdoende wijze ingreep in de estuariene systemen ondergingen ze reeds belangrijke evoluties onder invloed van de variaties in het peil van de zeespiegel. Op het einde van het laatste ijstijdperk (pleistoceen) begon een snelle stijging van de zeespiegel, van ongeveer -125 m tot -25 m tussen 20 000 en 9 000 jaren geleden. Tijdens het holoceen (van -11 500 jaar tot heden) vertraagde de stijging en ontstonden de huidige kustgebieden.

In kustvlakte-gebieden hebben opeenvolgende perioden van transgressie en regressie de morfologie van riviermondingen veranderd en het is slechts in de laatste 2 à 3 000 jaar dat er een zekere stabilisatie van de zeespiegel te merken is (Figuur 1). De morfologische evoluties van deze

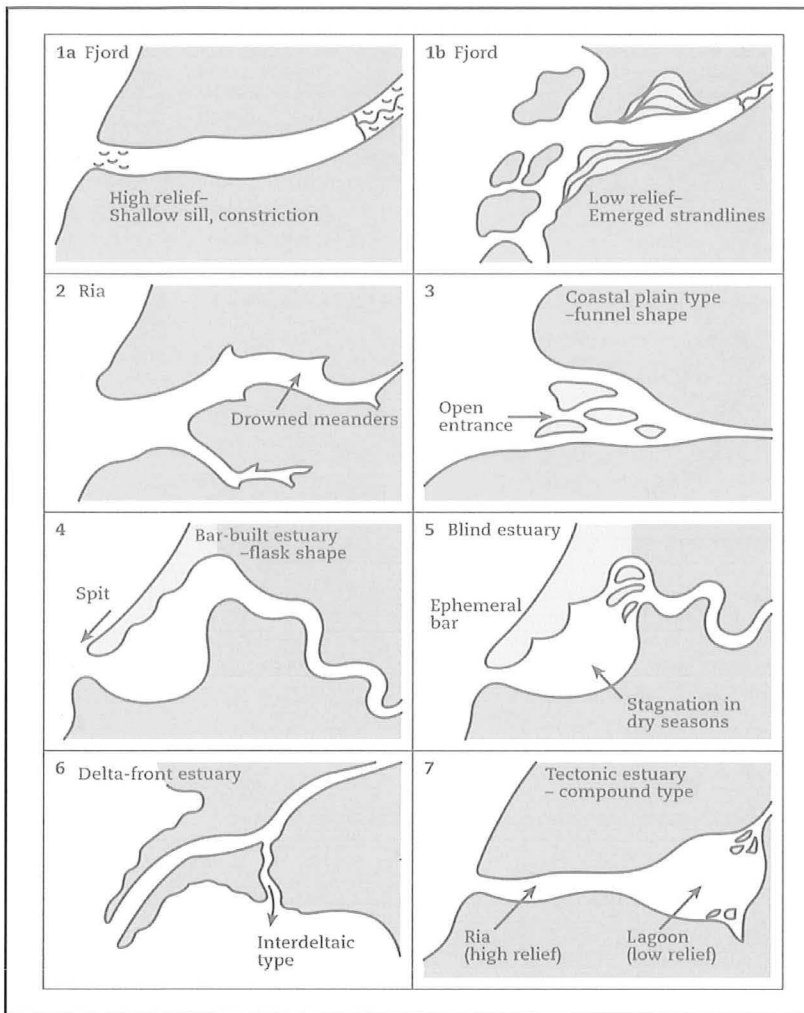
mondingen werd bepaald door een reeks factoren, zoals de vorm en beweging van de gebergten en valleien (e.g., orografie, tektoniek, landerosie) en van de watersystemen (e.g., rivieren en hun debiet, zeeën en hun tijstromingen en golven), de sedimentbewegingen (e.g., aanvoer uit land of zee en bodemuitschuring), de geologie en de vegetatie.

Het is moeilijk een eenvoudige en door iedereen aanvaarde typologie op te stellen voor riviermondingen. Fairbridge (1980) trachtte een classificatie te maken (Figuur 2), steunend op geografische karakteristieken, echter weinig op de belangrijke sediment-mechanismen die voor een groot deel de morfologie bepalen. Het lagunetype estuarium, dat ontstaat door de vorming van een schoor- of strandwal langs de kust wordt in feite gesuggereerd in types 4 en 5. Het wordt

Figuur 1: Peil van oceanen op het einde van het kwartaair (Peters et al. 2001a)



Figuur 2: Typologie estuaria volgens Fairbridge (1980)



gevormd wanneer het sediment-transport langs de kust een overheersende rol speelt. Het delta-type daarentegen ontstaat wanneer de stroom belangrijke hoeveelheden sediment aanvoert.

De vorm van de vallei waarin de rivier stroomt, bepaalt eveneens het type estuarium: fjord voor een diep ingesneden vallei (bvb gevormd door gletsjers) of breed trechtervormig kustvlakte estuarium.

De vorm van estuaria kan snel veranderen indien menselijke ingrepen deze sedimentstromen wijzigen. Dit was bijvoorbeeld het geval met de monding van de Ebro rivier in Spanje die snel evolueerde van ria-type in delta-type door de snelle toename aan aanvoer van sediment geërodeerd uit de vallei, deels omwille van ontbossing (Figuur 3).

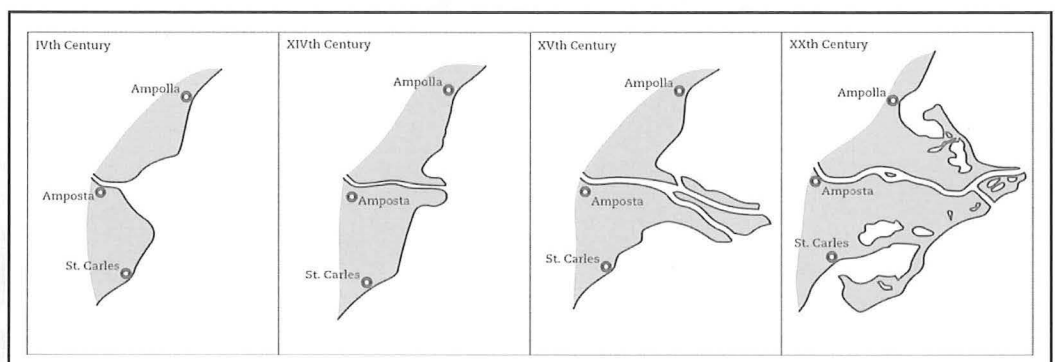
Samenvattend:

- Rivieren met beperkte aanvoer van rivier-sediment en gering transport van marien sediment langs de kust vormen estuaria waarin de typische estuariene water- en zoutcirculaties optreden, met als gevolg vorming van een turbiditeitsmaximum
- Rivieren met weinig sedimentaanvoer en met hun monding in een zee waar een groot transport van marien sediment plaatsgrijpt langs de kust:
 - Vormen lagune of waddenzee
 - Wateren af langs geulen in de strandwal tussen zee en lagune en waarvan de grootte afhankelijk is van het rivierdebiet en van de getijdenwerking
- Rivieren met groot sedimentaanvoer en waarvan de monding zich bevindt in een zee met weinig transport langs de kust:
 - Bouwen in zee delta's met verschillende armen (zie Mississippi-delta en haar vertakkingen)
 - Met in elke arm een estuarium

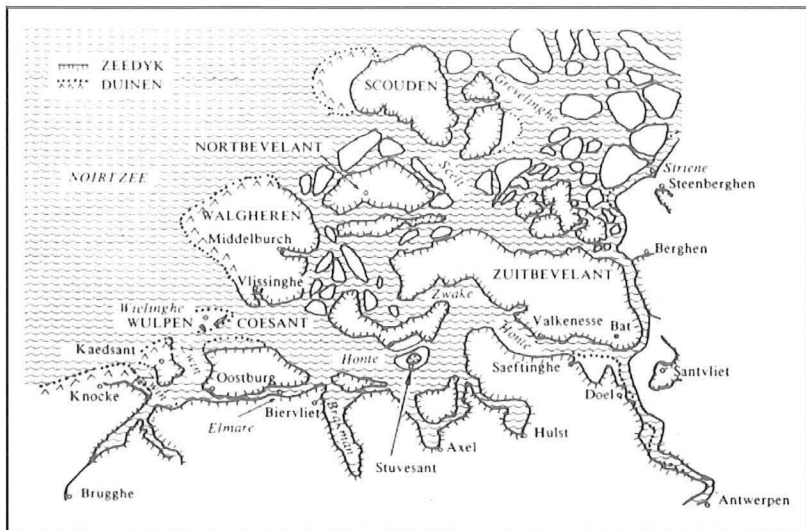
Morfologie van het Schelde-estuarium

Op het einde van het pleistoceen mondde de Schelde uit in de Atlantische Oceaan ergens tussen Yorkshire (GB) en Denemarken. Bij deze plaats bevindt zich nu een uitgestrekte zandbank (Doggerbank). Engeland was toen verbonden met Frankrijk. De rivieren Theems, Seine, Schelde, Maas en Rijn hadden een gemeenschappelijke monding (De Schelde, een stroom natuurtalent, 1995). Over wat er gebeurde toen de oceaan door het Nauw van Calais begon te stromen bestaan verschillende theorieën. Van Veen (1950) schetst een kaart van de Noordzee waarin een reeks eilanden (soort strandwal of schoorwal) liggen die een binnenzee (waddenzee) scheidt van de Noordzee. Deze strandwal zou gevoed wor-

Figuur 3: Evolutie monding Ebro rivier van 4de eeuw tot heden



Figuur 4: Zuid-West-Nederland in de 14de eeuw



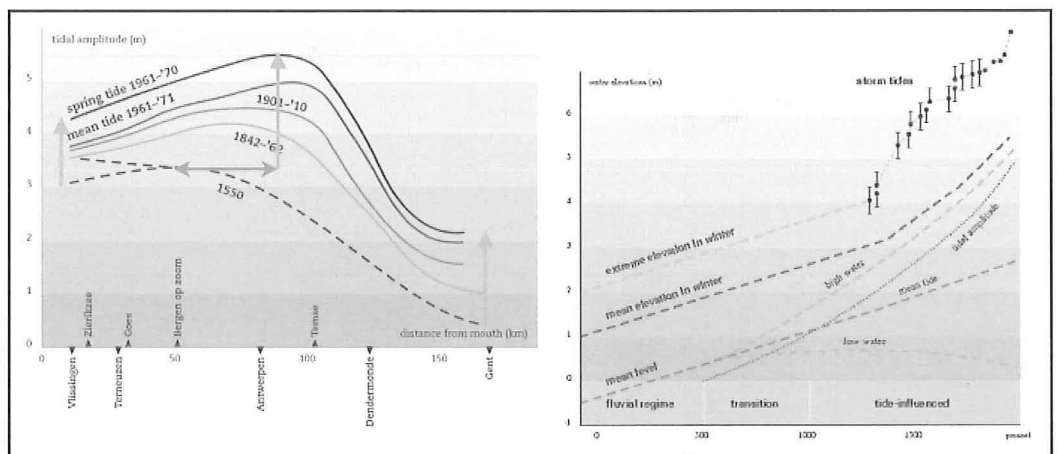
den door het transport van sediment dat geërodeerd wordt van de kliffen langs de Franse kust in het Nauw van Calais en door de sterke stromingen langs onze kusten wordt getransporteerd (In Nederland spreekt men van de 'zandrivier'). Voor het westelijk deel van de Vlaamse kust (gebied van de IJser) zijn er andere theorieën, zoals die van Baeteman (2007) die steunt op geologische gegevens. Het ontstaan van geulen in de Rijn-Maas-Schelde "delta" kan dus op verschillende manieren worden uitgelegd, maar het feit is dat er op het einde van het Holoceen, toen de zeespiegel zich begon te stabiliseren, het gebied achter de strandwal overstromde (Van den Berg et al., 1996); er ontstond een waddenzee, verbonden met de Noordzee door gaten waardoor de getijdenstromingen stroomden. Sommige van deze gaten werden opgevuld, terwijl nieuwe gaten werden geslagen tijdens stormen. In het Holoceen verplaatste de kustlijn zich herhaaldelijk onder invloed van getijden, stormen en wind. Het gebied van Zuid-West-Nederland mag dus wel beschreven worden als wat overblijft van een lagune. Deze ondergang eerst een natuurlijke evolutie door opvulling met sedimenten, rivier-

sediment in het gebied waar de Rijn en Maas in uitmondde, mariene sedimenten in het gebied gevoerd door de Schelde, want deze laatste voert alleen maar weinig en vooral fijn sediment aan. Voor een bespreking van de huidige sedimentprocessen in de Westerschelde is het belangrijk in te zien dat na het Romeinse tijdperk de uitwisseling van water tussen Noordzee en lagune (de getijdenstromingen) de morfologie van het gebied sterk heeft gewijzigd en dat er bij het begin van de (belangrijke) menselijke ingrepen de Honte (nu de Westerschelde) bestond uit een patchwork van eilanden, zandbanken en geulen (Figuur 4). Tot dan hebben de getijdenstromingen gezorgd voor een alsmar grotere erosie van de geulen, erosie waarvan de producten werden afgezet op de platen langs de rand van de geulen.

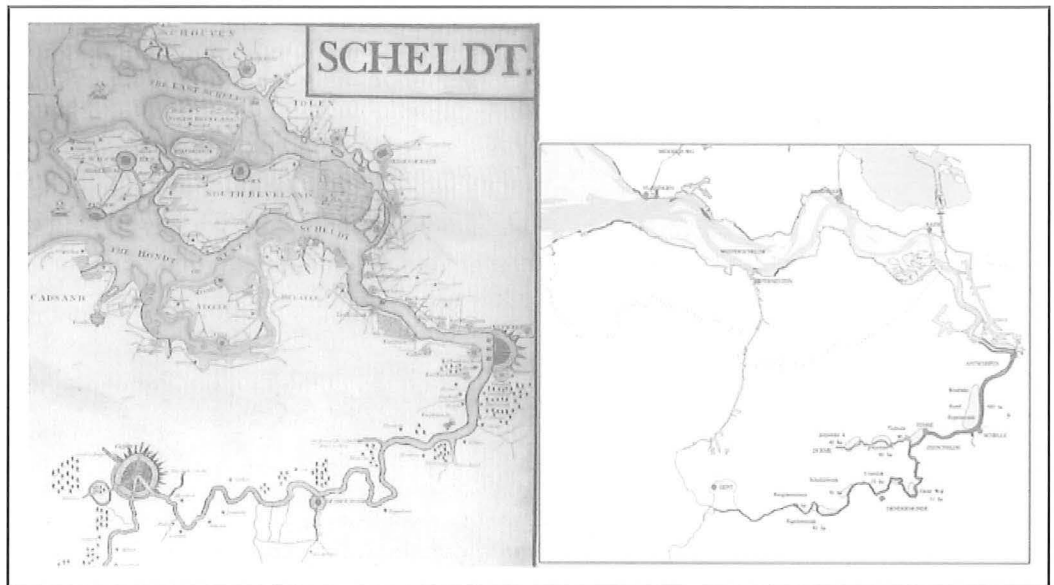
De veranderingen opgetreden vanaf de 13^{de} eeuw werden sterk beïnvloed door menselijke ingrepen, voornamelijk het bouwen van dijken om in te polderen. Hierdoor verminderde de ruimte voor overstromingen en drongen de getijden altijd maar dieper door in het gebied langs de alsmar dieper wordende geulen. De vaarroute naar Antwerpen liep vroeger door de Oosterschelde, maar uiteindelijk kwam het estuarium van de rivier en de vaarroute terecht in de Honte, nu de Westerschelde. Deze ontwikkelde zich verder als zee-arm omdat de getijden verder en dieper bleven binnendringen in het bekken van de Schelde en bijrivieren (Figuur 5, Coen 1988). Tot in het jaar 500 was er geen getij in Antwerpen. Omstreeks het jaar 1500 was de tijamplitude bijna 3m en bereikte het getij Gent, waar de getijdenamplitude vandaag meer dan 2 m bedraagt.

In het Romeinse tijdperk mondde de Schelde dus uit in de lagune ter hoogte van Antwerpen en lag het estuarium, met haar zout-zoet watermenging, opwaarts die monding. Vandaag bestaat het Schelde-estuarium uit een riviertak (tot ongeveer de grens), verbonden door een meergeulige zee-arm (de Westerschelde van de grens tot Vliissingen) met het mondingsgebied (driehoek Oostende-Vliissingen-Westkapelle) dat integraal deel uitmaakt van het estuarium.

Figuur 5: Evolutie van de getijden langs de Westerschelde (links) en in Antwerpen (rechts) (Peters et al., 2001 a)



Figuur 6: Evolutie morfologie Schelde-estuarium over de laatste 500 jaar

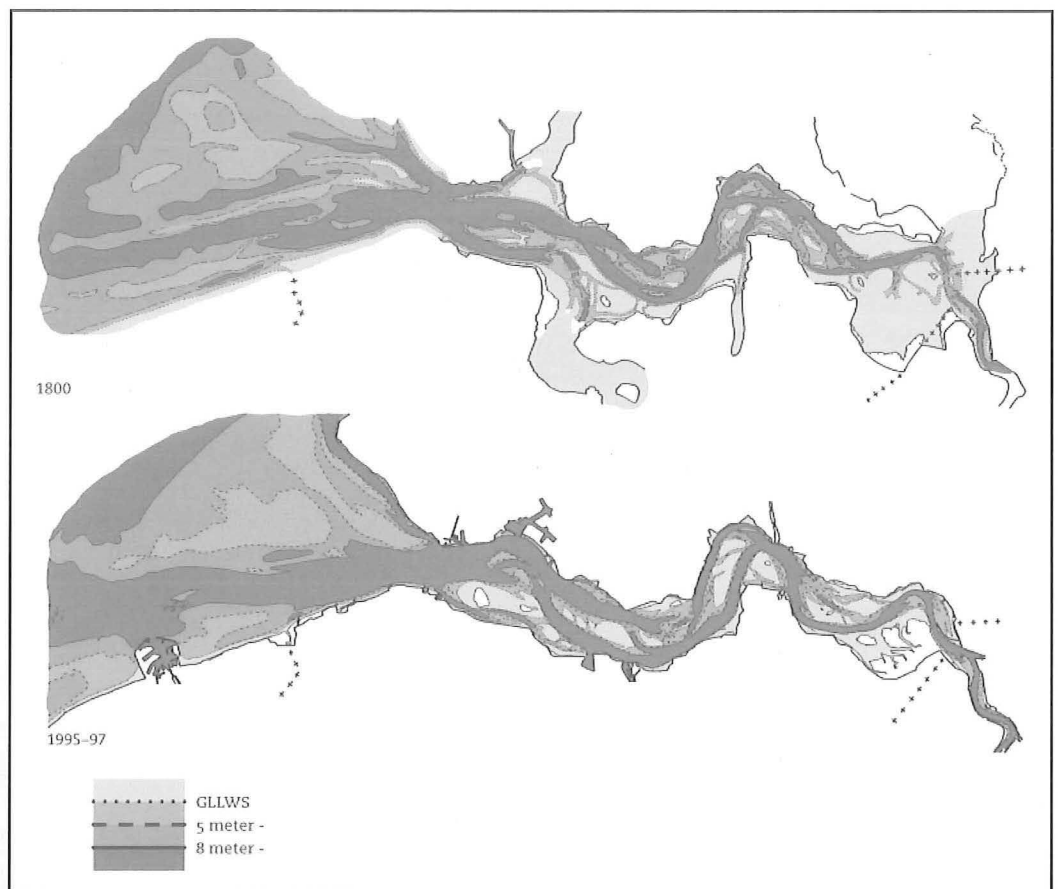


Een reeks menselijke ingrepen versnelden de natuurlijke morfologische evolutie van het Schelde-estuarium: polderbouw (tot in de jaren 1960), bouw van kunstwerken langs de oevers (staketwells, kribben, oeververdedigingen) en baggerwerken. Een diagnostiek gemaakt door een experten-team aangesteld door de Antwerpse Havenautoriteit (Peters et al. 2001a) stelt dat de invloed van baggerwerken beperkt bleef in vergelijking met deze van andere ingrepen, voorna-

melijk de polderbouw en het afsnijden van de zijarmen (Sloe, Braekman, Hellegat, verbinding met de Oosterschelde). Figuur 6 toont de evolutie over een half millennium waarop men kan zien dat het gebied afwaarts de huidige grens (lagune-deel met zeearmen), duidelijk verschillend van het deel opwaarts de grens (rivier deel).

Een vergelijking van de kaarten van 1800 en 1997 (Figuur 7) toont duidelijk de vermindering

Figuur 7: Morfologische evolutie van de Westerschelde van 1800 tot nu (Peters et al. 2001a, Meersschaut et al. 2004)



aan ruimte voor het estuarium. De vermindering aan wateroppervlakte in de lagune ging gepaard met een verruiming van de geulen omwille van de tijwerking. Deze erosie werd echter op veel plaatsen beperkt door moeilijk erodeerbare lagen in bodem en oevers. Hierdoor verminderde de natuurlijke beweeglijkheid van de geulen en platen. Slechts onlangs werd een eerste reeks kaarten opgesteld van de moeilijk erodeerbare geologische lagen en van de dikke erodeerbare materiaal dat er bovenop ligt. Op vele plaatsen is deze laatste zeer gering en soms onbestaande.

Het sediment in de Westerschelde en het belang voor de ecologie

In het verleden ging de meeste aandacht naar het slib in estuaria, enerzijds omdat dit zich vooral neerzette in havengebieden en dus voor problemen zorgt bij het ruimen van de specie, anderzijds omdat deze slibdeeltjes een belangrijke rol spelen voor het transport van nutriënten en verontreinigde stoffen door het estuarium. Belangrijke fysische en fysico-chemische fenomenen worden voor een groot deel beïnvloed door de hydrodynamica, stromingen en menging-processen, die op hun beurt afhangen van de morfologie.

Slibproblematiek

Estuaria hebben slib nodig, onder andere om slik- en schorgebieden verder op te bouwen met de verdere zeespiegelstijging. De ligging van het turbiditeitsmaximum wordt voor het grootste deel bepaald door de zout-zoet menging, op zijn beurt voor een groot deel afhankelijk van de geometrie (Peters 1975). Sedimentbalansen voor zwevende stoffen opgesteld op basis van in-situ metingen tonen aan dat er een invloed is van de zout-zoet menging, zowel door flocculatie onder invloed van de zoutgradiënt als door de densiteitstromingen (stratificatie van zout en snelheid) (Peters & Wollast, 1976). Menging van zout zeewater met het zoet rivierwater speelt een sleutelrol in het transport doorheen estuaria van materie, zoals nutriënten en verontreinigde stoffen, (Peters & Wollast 1980, Wollast & Peters, 1976). Deze problematiek is vooral belangrijk voor de Beneden Zeeschelde en is verschillend van deze van de zandbewegingen en morfologische ontwikkelingen in de Westerschelde. Het is wel zo dat een verandering van slibgehalte in de Zeeschelde een invloed zal hebben op de vorming van slik en schor in de Westerschelde. Een wijziging in de morfologie zal de zout-zoet menging veranderen en een verschuiving geven van de zout verdeling in de Zeeschelde, dus een aanpassing van de slibdynamiek.

Morfologisch beheer van de Westerschelde

Achtergrond

In 2001 werd een Langetermijnvisie Schelde-estuarium vastgelegd in een document van de

Vlaamse en Nederlandse regering, met daarin een streefbeeld voor 2030. De onderdelen van dit streefbeeld zijn het instandhouden van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium, het verzekeren van een maximale bescherming tegen overstromingen, het verwezenlijken van een optimale toegankelijkheid voor de Scheldehavens en een gezond en dynamisch ecosysteem.

Een van de projecten die nu worden onderzocht is de mogelijke verruiming van de vaarweg in de Westerschelde door het baggeren op drempels of langs plaatranden. In het verleden werd de baggerspecie gewoonlijk teruggestort in nevengeulen, in de vaak ondiepere vloedgeulen waardoor geen grote schepen varen. Na de eerste verdieping van de Westerschelde die werd uitgevoerd in het begin van de jaren 1970, werd een ongunstige morfologische evolutie opgemerkt in het oostelijk deel, tussen de grens en Hansweert. Ook werd er een algemene achteruitgang van de natuurwaarden vastgesteld, voornamelijk een vermindering van de arealen aan slik- en schorgebieden. Men stelde toen dat het storten van baggerspecie het voortbestaan van het meergeulensysteem in de Westerschelde in gevaar bracht. Dit gaf aanleiding tot het project Oost-West en tot het bij voorkeur storten van baggerspecie in het westelijk deel. Deze laatste strategie werd verder toegepast na de tweede verruiming die plaats greep aan het einde van de jaren 1990. In 1999 gaf de Antwerpse Havenautoriteit opdracht aan een groep internationale experts (Port of Antwerp Expert Team) een onafhankelijk advies te geven over de mogelijke effecten van de gevraagde verruiming. In hun rapport (Peters et al. 2001 a) stelden ze een diagnostiek voor waarin bleek dat de huidige negatieve morfologische evolutie in de Westerschelde voornamelijk te wijten is aan de vroegere menselijke ingrepen, meer in het bijzonder de eeuwenlange inpolderingen. Hun stelling was dat deze trend kon worden omgebogen door een ander beheer van de baggerwerken, zelfs indien er geen nieuwe verruiming zou komen. In dit nieuw beheer zou de specie, vrijgemaakt door de baggerwerken gebruikt worden om de ongunstige morfologie te wijzigen door gerichte stortingen. Deze benadering steunde op de ervaringen opgedaan in het project ter verbetering van de bevaarbaarheid van het maritiem deel van de Congostroom (Peters 1988, Peters & Wens 1991). Op vraag van ProSes (Project Ontwikkeling Schelde-estuarium) werd een concreet voorstel uitgewerkt (Peters & Parker 2001 b) voor de Plaats van Walsoorden.

Het concept van het "Walsoorden" proefproject

Voor de studies van de effecten van baggerwerken binnen ProSes werden modellen opgesteld op basis van een cellenconcept: recirculatie van sediment in cellen gevormd door een vloed- en een ebgeul (Wang et al., 1995 – Winterwerp et al., 2001). Hieruit werden dan criteria afgeleid die het terugstorten in een tak van de cel beperkte tot een percentage van de hoeveelheid sediment dat

ronddraait in deze cel. Als voorbeeld werd de verminderde activiteit van een vloedgeul (Schaar van Waarde – Valkenisse) aangegeven als gevolg van te grote hoeveelheden baggerspecie gestort bij de eerste verdieping, beginjaren 1970. Met een analyse van historische data werd deze hypothese tegengesproken en een andere oorzaak aangeduid: een verandering van de oriëntatie van de vloedstromingen veroorzaakt door een natuurlijke verandering afwaarts Hansweert en de negatieve invloed van kunstwerken zoals oeververdedigingen en staketsels. Deze veranderingen hadden het schurend vermogen in de vloedschaar verminderd en de plaat van Walsoorden aangevallen. Het proefproject bestond er in deze plaat terug een meer gunstige vorm te geven en dit met een betere splitsing van de vloedstromingen te verwezenlijken. Het moest ook aantonen dat het mogelijk was relatief grote hoeveelheden baggerspecie te storten langs een plaatrand zonder ongunstige effecten op het meergeulenstelsel van de Westerschelde, in tegenstelling met wat het cellenconcept aangaf. Inderdaad, volgens de berekeningen met het cellenconcept bleek dat de baggerspecie die zou vrijkomen tijdens de geplande verruiming van de vaargeul, onmogelijk kon worden teruggestort in de Westerschelde, wat het kostenplaatje van de verruiming de hoogte instuurde.

Voor de proefstorting had het expertenteam van de Antwerpse Havenautoriteit de volgens haar beste locatie aangeduid op basis van ervaring. Na twee jaar studies, uitgevoerd op het Waterbouwkundig Laboratorium te Borgerhout, bijgestaan door het PAET expertenteam, werd de keuze van deze locatie bevestigd (PAET 2003, Waterbouwkundig Laboratorium, 2003) en aangegeven dat de methode haalbaar was. Deze studies omvatten analyse van historische documenten, terreinmetingen, schaalmodelproeven, berekeningen met wiskundige modellen. Daarenboven had het expertenteam initieel gesteld dat alleen een proefstorting met een degelijke opvolging, zowel

morfologisch als ecologisch, uitsluitel kon geven over de haalbaarheid van de stortstrategie.

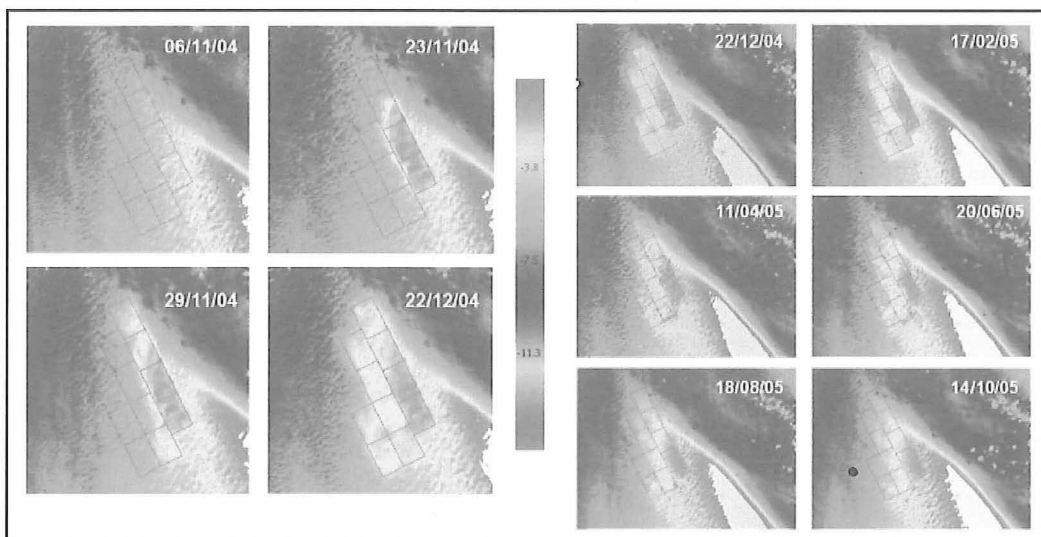
Uitvoering van het proefproject

De proef begon met het storten in vier weken tijd van een half miljoen kubieke meters zand voor de punt van de plaat Walsoorden, in ondiep water. Dit gebeurde met een speciaal sproeiponton, zodat de specie met grote nauwkeurigheid kon worden neergezet met geringe verstoring van het milieu (Meerschaut et al. 2004). In figuur 8 is te zien hoe de specie werd aangebracht en hoe de neergezette sedimenten zich nadien voortbeweegen naar de rand van de plaat. Het beoogde resultaat was dus bereikt en bewees dat de storting van specie de plaatvorm kon wijzigen zonder dat er verlies zou optreden. Sommigen hadden gevreesd dat het sediment op de plaat of in de vloedgeul zou terechtkomen, maar dit gebeurde dus niet. Na deze gelukte proefstorting werd besloten terug eenzelfde hoeveelheid te storten, deze keer in dieper water en niet meer met het sproeiponton maar gewoon via "kleppen" uit de hopper. Tweeënhalf jaar na het begin van het experiment is er ongeveer 1 700 000 kubieke meters zand met succes gestort en is de plaat zoals gewenst gegroeid in de richting van Hansweert.

Opvolging van het proefproject en uitbreiding kennis

Een uitgebreide morfologische en ecologische monitoring loopt sedert het begin van het project. De ingewonnen informatie is zeer nuttig om de werking van de Westerschelde te begrijpen, ook de relatie tussen sedimenttransport, morfologie en harde begrenzing. Zo weet men nu dat de beweging op en bij de bodem van het toch vrij fijn zand bepalend is voor de morfologische ontwikkelingen. Deze beweging (het bodemtransport) werd in de modellen onderschat ten overstaan van het suspensietransport. Vergelijking van veldmetingen van stroomsnelheden en -banen en van

Figuur 8: Kaart van de Walsoorden plaatpunt met de stortvakken. Links de aangroei van de stortzone van 6/11/2004 tot 22/12/2004. Rechts de evolutie van de gestorte specie van 22/12/2004 tot 14/10/2005



sedimenttransport met modelberekeningen tonen beperkingen van deze modellen aan. Ook rijzen er vragen over de betekenis van de bodemvormen en hun rol in de "ruwheid" van de bodem.

Is morfologisch beheer van de Westerschelde mogelijk en wenselijk

Estuaria in het algemeen en de Westerschelde in het bijzonder zijn belangrijke systemen op gebied van economie (havens en bevolking) als van veiligheid (tegen overstromingen) en natuur. In het verleden hebben de ingenieurs dikwijls alleen beslist wat er moest gebeuren om bijvoorbeeld de bevaarbaarheid te verbeteren, om land te winnen of om het te beschermen tegen overstromingen of tegen oevererosie. Vandaag beseft men dat dit gebeurde zonder goed de werking van estuaria te begrijpen. Veel estuaria zijn vandaag morfologisch "ongezond". Sedimentbeheer is een middel om de morfologie gunstig te beïnvloeden, zoals aangetoond in het proefproject Walsoorden. De toepassing van de stortmethode vraagt ervaring omdat de huidige tools, voornamelijk de wiskundige modellen, niet toelaten om alleen daarmee te beslissen. Expertise moet worden opgebouwd via projecten. Deze benadering heeft kritiek uitgelokt; dit zou neerkomen op experimenteren zonder zekerheid over de resultaten, alsof men het systeem gebruikt als proefkonijn, of om te "tuinieren". Het Walsoorden proefproject heeft nochtans bewezen dat ervaring opgebouwd op andere rivieren (in casu het morfologisch baggeren en storten op de Congostroom) zeer nuttig kan zijn voor de Westerschelde. Er ontstaat gelukkig samenwerking tussen Europese groepen actief op gebied van morfologisch beheer in estuaria.

Er werd besloten de Walsoorden strategie te toetsen op een andere locatie (Rug van Baarland). Storten in hoofdgeulen zal eveneens worden getest. Op deze manier zal geleidelijk de nodige ervaring worden opgebouwd. Men mag echter niet vergeten dat een aangepaste stortstrategie niet alleen maar de effecten van een ongunstige morfologie kan tegenwerken, maar dat er ook iets moet worden gedaan aan de oorzaak ervan. Het expertenteam van de Antwerpse Havenautoriteit (PAET 2004) heeft ondertussen nieuwe ideeën voorgesteld, zoals het baggeren van pilotgeulen door platen, het aanbrengen van nieuwe soorten structuren om oevererosie tegen te gaan, het wijzigen van de harde begrenzing, bijvoorbeeld door het ontpolderen. Al deze maatregelen moeten helpen de morfologie van de Westerschelde te laten evolueren naar een situatie die gunstiger is voor de toegankelijkheid van de havens, voor de bescherming tegen overstromingen en voor de natuur.

Conclusies

Estuaria hebben in de laatste millennia grote veranderingen gekend, zowel door natuurlijke factoren als door menselijke ingrepen. Hun morfo-

logie is in veel gevallen, zoals ook in de Westerschelde, niet gunstig voor de verschillende gebruiken van deze natuurlijke systemen. Men mag niet zeggen "de natuur heeft het zo gemaakt, dus moet het wel goed zijn". Er moet proactief ingegrepen worden, maar dit vergt ervaring. Expertise in het beheer van estuaria is echter beperkt en moet dringend worden opgebouwd in multidisciplinaire teams, op basis van experimenten, van proefprojecten zoals deze van Walsoorden. Men moet zich echter niet beperken tot de dringendste noden, zoals een verbetering van de bevaarbaarheid. De estuaria moeten op een holistische manier benaderd worden.

Sedimentbeheer in de Westerschelde moet rekening houden met de verschillende delen van het systeem. In de Zeeschelde gaat het voornamelijk over de slibproblematiek, waarvoor de zout-zoet mengingsprocessen belangrijk zijn, terwijl in de Westerschelde (afwaarts de grens) de zandbewegingen bepalend zijn. Beide onderdelen beïnvloeden mekaar wel: een complexe morfologie van de Westerschelde zorgt voor een betere zout-zoet menging, dus bepalend voor het zoutgehalte aan de afwaartse limiet van de Zeeschelde, terwijl een verandering in het slibgehalte in de Zeeschelde een invloed zal hebben op de ontwikkelingen van slik- en schorgebieden in de Westerschelde.

Referenties

- AMINAL - RIKZ - ZMF, 1995. De Schelde, een stroom natuurtalent
- Baeteman C, 2007. De ontstaansgeschiedenis van onze kustvlakte. De Grote Rede nr 18. VLIZ
- Coen I, 1988. Ontstaan en ontwikkeling van de Westerschelde. Water Nr. 43/1
- Meersschaut Y.M.A., W.R. Parker, J.J. Peters & Y.M.G. Plancke, 2004. A dredging and disposal strategy for managing the Western Scheldt's morphology and ecology
World Dredging Congress XVII - Dredging in a Sensitive Environment, Hamburg, Germany, 27 September - 1 October 2004
- Port of Antwerp Expert Team (PAET), 2003. Alternative Dumping Strategy. The Feasibility of Morphological Dredging as a Tool for Managing the Westerschelde. September 2003. (www.proses.nl => rapporten => September 2003)
- Port of Antwerp Expert Team (PAET), 2004. Proposals for managing the morphology of the Westerschelde (in draft)
- Peters J.J., 1975. Mécanismes de mélange des eaux dans l'estuaire de l'Escaut. Tijdschrift van Openbare Werken: 2

Peters J.J. & A. Sterling, 1976. Hydrodynamique et transports de sédiments de l'estuaire de l'Escaut; Interministeriële Commissie voor Wetenschapsbeleid. Nationaal Onderzoeks- & Ontwikkelingsprogramma Leefmilieu-Water Project Zee: 10

Peters J.J. & R. Wollast, 1976. Role of the sedimentation in the self-purification of the Scheldt estuary, Third Federal Inter-Agency Sedimentation Conf. - Denver (U.S.A.), March 22-25, 1976 : 3

Peters J.J. & R. Wollast, 1980. Transfer of materials in estuarine zones. Symposium on Transport Processes in Estuarine and Near-Shore Zones, International Council for the Exploration of the Sea (ICES), 68th Statutory Meeting-Copenhagen

Peters, 1988. 1988, Etudes récentes de la navigabilité : la méthode des dragages dirigés, Symposium "Maritieme Toegang tot au Zaïre", Koninklijke Academie voor Overzeese Wetenschappen (KAOW) Brussel, 5 december 1986, pp 89-110

Peters J.J. & F. Wens, 1991. Maintenance dredging in the navigation channels in the Zaire inner delta, COPEDEC III Conference, Mombasa

Peters J.J., R.H. Meade, W.R. Parker and M.A. Stevens, 2001 a. Improving navigation conditions in the Westerschelde and managing its estuarine environment – Final report. Uitgave Antwerpse Havenautoriteit

Peters J.J. & W.R. Parker, 2001 b. A Strategy for Managing the Westerschelde's Morphology. An Addendum to the Final Report. Uitgave Antwerpse Havenautoriteit

Veen J van, 1950. "Eb- en Vloedscharen systemen in de Nederlandse getijdenwateren", Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.

Wang Z.B., R.J.Fokking, M. de Vries and A. Langerak, 1995. Stability of river bifurcations in 1D morphodynamic models, Journal of Hydraulic Research, vol. 33, n° 6 pp. 739-750, 1995

Waterbouwkundig Laboratorium, 2003. Alternatieve stortstrategie Walsoorden. Resultaten van fysische en numerieke modellering. November 2003. (www.proses.nl => rapporten => September 2003)

Winterwerp J.C., Z.B. Wang, M.J.F. Stive, A. Arends, C. Jeuken, C. Kuijper, P.M.C. Thoolen, 2001. A new morphological schematization of the Western Scheldt Estuary, The Netherlands, 2nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Obihiro, Japan, September 2001.

Wollast R. & J.J. Peters, 1976. Bio-geochemical properties of an estuarine system : the river Scheldt - in "Bio-geochemistry of estuarine sediments". Proceedings UNESCO - SCOR Workshop, Melreux. Belgium, 29/11-3/12/ 1976; Edition UNESCO; Paris

J.-J. Peters,

raadgevend ingenieur

