

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 Sigmaplan 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.

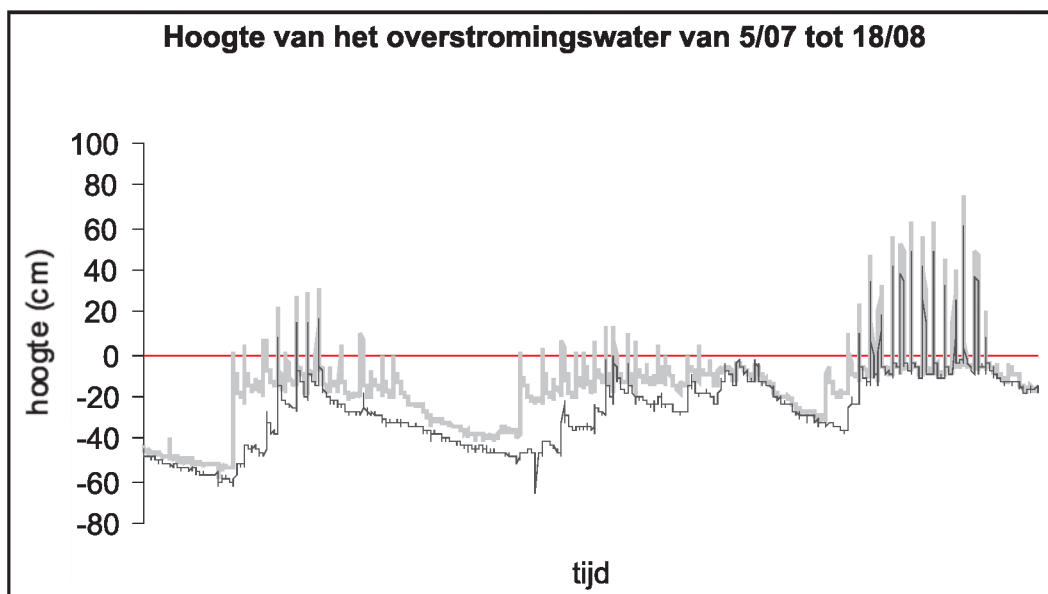
Werkwijze

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).

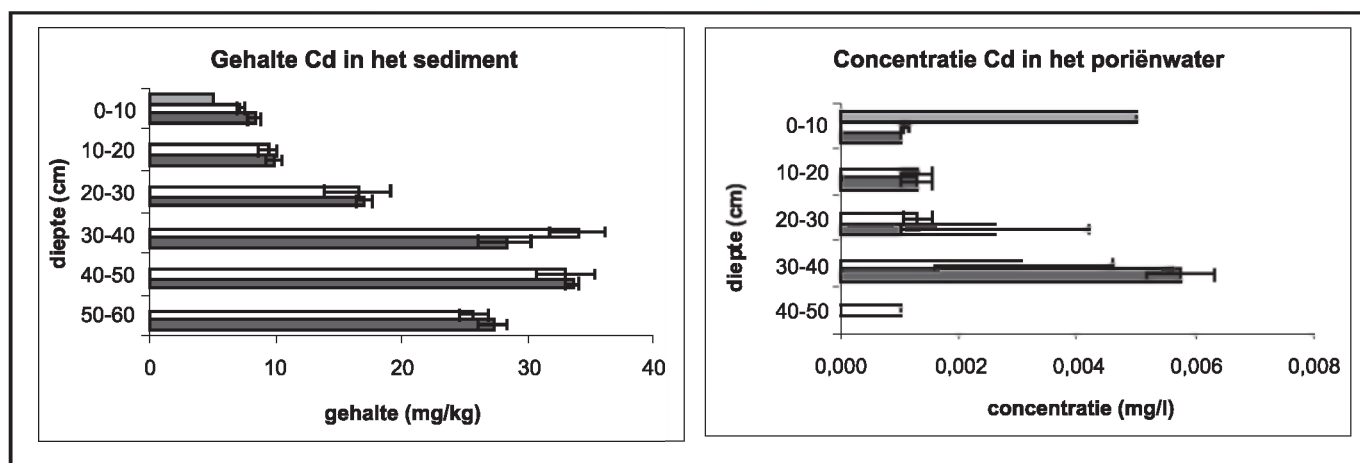
Resultaten en bespreking

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.



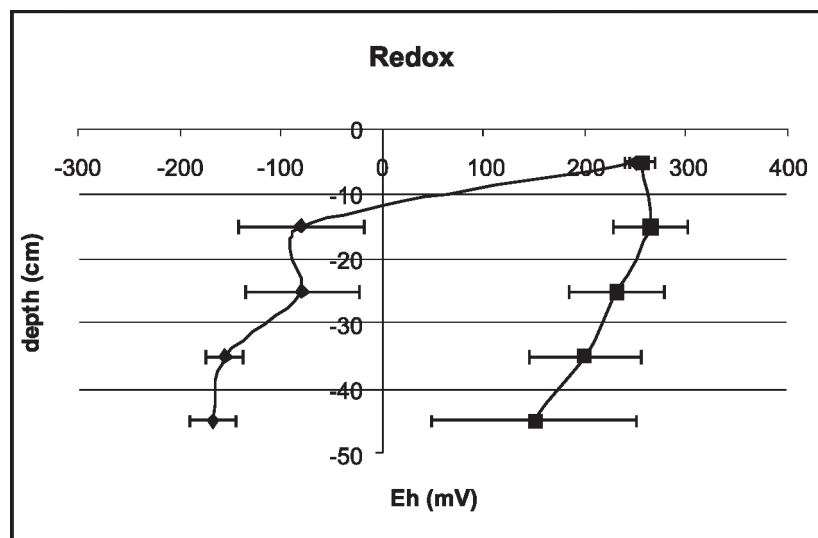
Figuur 2. De gemiddelde waarden (over de verschillende maanden) en standaardfout van het gehalte aan Cd in het sediment en in het poriënwater. Voor concentraties in het poriënwater beneden de detectielimiet werd de helft van de detectielimiet (= 0.002 mg kg⁻¹) als benaderende waarde gebruikt. Hierbij 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 diepteprofiel 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 diepteprofielen 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 sulfata gereduceerd

Figuur 3. De redoxpotential 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 overstrooming zal de redoxpotential 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 overstrooming, 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 redoxpotential 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 (Peverly et al., 1995).

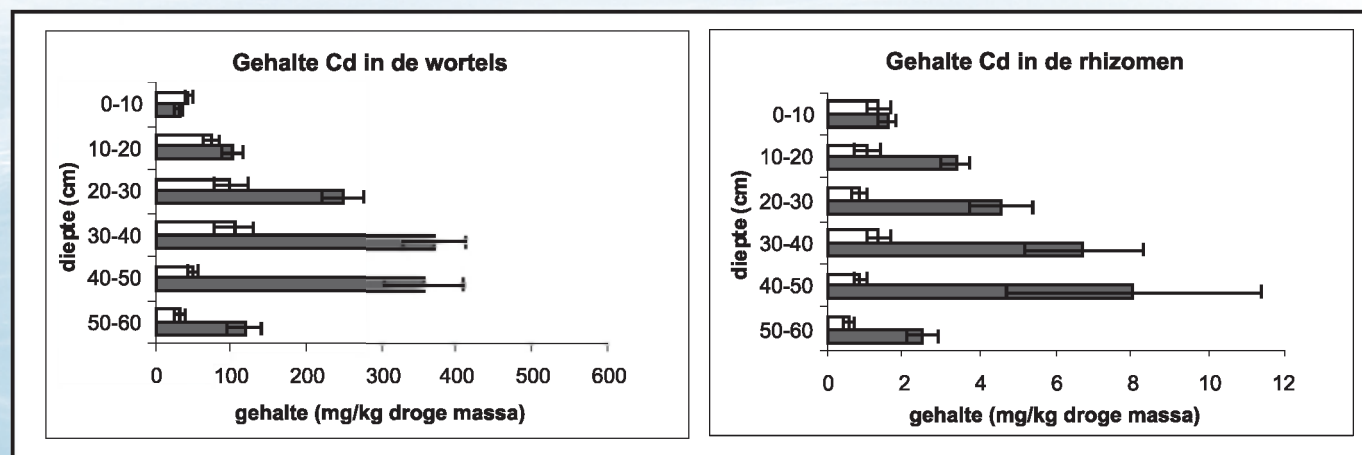
Metaalgehalten geassocieerd met wortels en rhizomen zijn hoger in de minder overstroomde site 2 (Fig. 4). Ook hier lijkt de redoxpotential weer een bepalende rol te spelen. Diffusie en neerslaan van metalen op de wortels wordt immers bepaald door de aanwezigheid van opgeloste metalen in het poriënwater. 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.

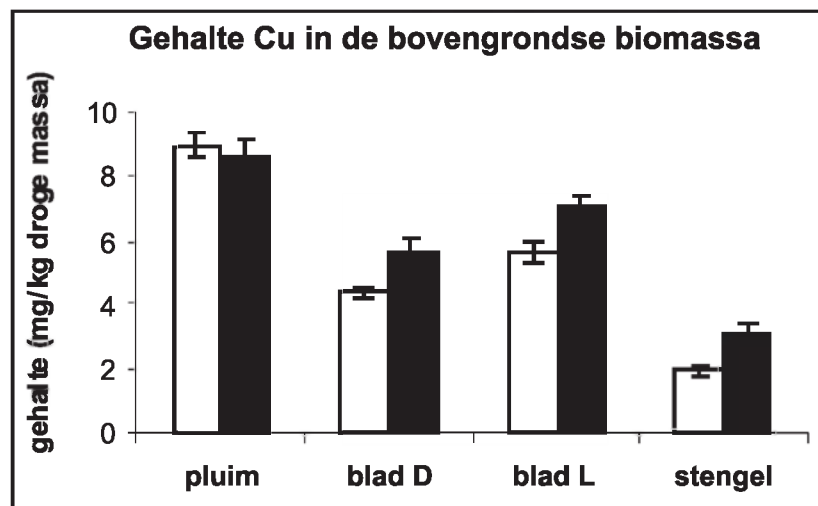
Het grootste aandeel wortels bevindt zich in de bovenste, en dus minst vervuilde bodemlaag ($\pm 200 \text{ g m}^{-2}$ in de bovenste 10 cm in site 1 en $\pm 120 \text{ g m}^{-2}$ in de bovenste 10 cm in site 2). De wortelbiomassa neemt geleidelijk af met de diepte en bedraagt $\pm 70 \text{ g m}^{-2}$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

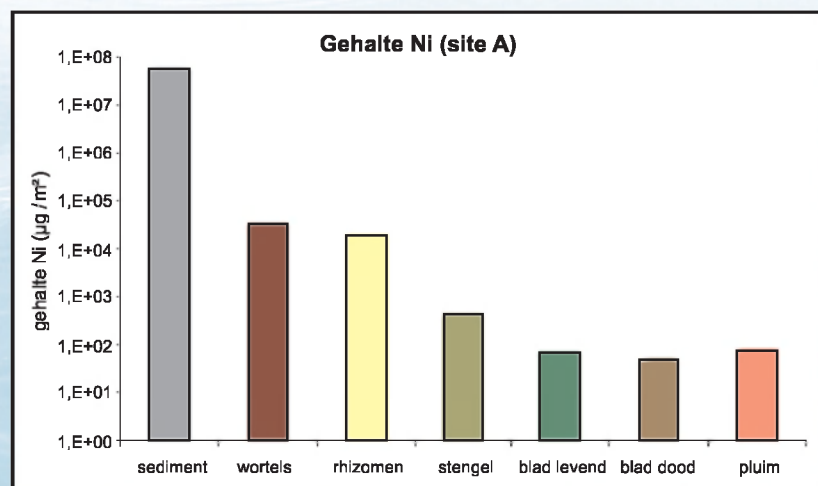


metalen is het grootst in de pluimen, gevolgd door deze in de bladeren. In de stengel wordt de laagste concentratie gevonden. Dit is consistent met de gegevens uit de literatuur (Windham et al., 2003). De verschillen kunnen te wijten zijn aan een grotere bijdrage van atmosferische depositie aan de pluim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