

ZWARE METALEN IN WESTERSCHELDESCHORREN: WAT TE METEN EN WAAROM?

A.H.L. HUISKES en J. NIEUWENHUIZE
Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek
Yerseke, Nederland

Salt marshes along estuaries act as sinks for anthropogenic substances like heavy metals. To assess the impact of heavy metals on the functioning of the

salt - marsh ecosystem several methods have been developed. The use of the various procedures is discussed in relation with the type of questions formulated by the investigator.

1. INLEIDING

Onlosmakelijk verbonden met een in zee uitstromende rivier zijn wetlands. Wetlands zijn internationaal erkende gebieden van grote biologische waarde, vooral voor vogels (Carp 1971, Saeijs en Baptist 1977). Minder bekend is hun belang als kraamkamer voor vis (De Veen e.a. 1979) en als koolstofbron (Huiskes 1988). Een twijfelachtige eer genieten de estuariene wetlands (schorren) als zinkput voor allerlei milieu-onvriendelijke stoffen. Het is van het grootste belang een gedegen kennis te bezitten over het gedrag van deze stoffen in de estuariene «wetlands» wanneer men de natuurlijke waarde van een estuarium zo optimaal mogelijk wil handhaven. Het is om die reden dat de Werkgroep Schor-oecosystemen van het Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek veel aandacht besteedt aan de dynamiek van anthropogene stoffen in het schor, waarbij zware metalen de meeste aandacht krijgen. De Werkgroep verricht haar onderzoek in samenwerking met een aantal andere onderzoeksinstellingen in en buiten Nederland. Het doel van deze bijdrage is een nadere bezinning op de analyse-resultaten en met name op de interpretatie daarvan.

2. ZWARE METALEN IN ESTUARIA

Zware metalen komen deels met het zeewater de riviermonding binnen, maar voor het overgrote deel worden zij aangevoerd met het rivierwater (Tabel I). De metalen zijn deels gebonden aan slibdeeltjes die met het water worden meegevoerd. Deels zijn zij in oplossing. De hoeveelheid zwevend materiaal in het water hangt af van de turbulentie van dat water. Deze mate van turbulentie is

meestal hoger in de rivier zelf dan in het mondingsgebied ervan. Waar verlaging van het turbulentieniveau plaatsvindt bezinkt de zwevende stof. Vaak vindt dit in sterke mate plaats in het ontmoetingsgebied van zout en zoet water. Het zoute water laat de door de rivieren aangevoerde zwevende deeltjes samenklonteren, waardoor ze gemakkelijk kunnen bezinken. Het gevolg hiervan is dat de hoeveelheid zware metalen in de waterkolom in de rivier relatief hoog is. In het estuarium is dit beduidend lager. Door de voortdurende bezinking van vervuilde slibdeeltjes in het estuariene gebied is met name in dit gebied de vervuiling met zware metalen een probleem.

3. EFFECTEN VAN ZWARE METALEN OP HET FUNCTIONEREN VAN EEN «WETLAND» OECOSYSTEEM

De aanwezigheid van zware metalen is niet onnatuurlijk in oeverlanden van rivieren en estuaria. Veel rivieren stromen door geologische formaties die metaalertsen bevatten; dit resulteert in een natuurlijk gehalte aan metaalionen in fluviale afzettingen. Tegelijkertijd maakt het de keuze van een standaard sediment, ter referentie van vervuilde sedimenten, moeilijk. Beeftink e.a. (1982) geven een verontreinigings ratio aan voor zowel de Westerschelde als voor de veel schonere Oosterschelde, zij relateren de gevonden waarden aan die van fossiele sedimenten van de Rijn. Deze methode geeft een snel overzicht van de vervuilingstoestand van een gebied (Tabel II). De vraag, die men zich terecht kan stellen, is, welke effecten de zware metalen hebben op de flora en fauna in het betreffende gebied. In het algemeen dient te worden opgemerkt dat, wanneer gekeken wordt naar de

zgn. «wetlands» in ZW-Nederland, er geen zichtbare negatieve effecten optreden. Voorbeelden daarvan geven bijvoorbeeld Mhatre e.a. (1980) in hun studie van de Kalu rivier (India). In deze studie worden veranderingen in de vegetatie van estuariene «wetlands» beschreven welke het gevolg zouden zijn van industriële vervuiling met zware metalen. Wel is vastgesteld dat subletale doses van zware metalen nadelige invloed kunnen hebben op diverse vitale processen in de fysiologie van planten. Mrozek (1980) en Wollan e.a. (1978) maken melding van een nadelige invloed van zware metalen op de zaadkieming. Huiskes e.a. (1987) tonen aan dat bladeren van de schorplant Zeeaster (*Aster tripolium*) een expositie van enkele uren aan een cadmium-oplossing een lagere fotosynthese-snelheid vertonen dan bladeren die aan een isotonische oplossing van NaCl zijn blootgesteld gedurende eenzelfde periode.

4. HET BEPALEN VAN ZWARE METALEN IN ESTUARIENE ORGANISMEN

Zware metalen zijn met behulp van de moderne meetmethoden goed te analyseren. O.a. de huidige Atomaire Absorptie Spectrometrie stelt de onderzoeker in staat zeer nauwkeurige metingen te doen aan vaak zeer lage metaalconcentraties. De problemen rond deze analysetechniek liggen meestal ook niet bij de techniek als zodanig, maar bij de voorbehandeling van de te analyseren monsters en, de interpretatie van de verkregen gegevens. Planten, waar op dit artikel zich op richt, nemen slechts een deel van de zware metalen, die aanwezig zijn in de bodem op. Dit komt voornamelijk vanwege de fysisch-chemische binding tussen de metaalionen en

Tabel I. Invoerkanalen van zware metalen (ton per jaar) in de Westerschelde in 1981 (naar Van der Koou, 1982).

	Cu	Ni	Zn	Cr	Cd	Hg	Pb
Rivier de Schelde	66	166	450	100	13	1,2	105
Direkte lozingen	6-18	2-4	25-41	2-3	0,5-0,6	0,02-0,04	2-8
Kanalen	2	10	70	2	0,3	0,02	4
Dumpingen	11		19-23	7	1,4-1,8		5-6
Atmosfeer	3	0,4	13	0,1	0,2		4,2
Totaal, maximaal	100	182	582	112	16	1,26	128

Tabel II. Metaal-concentraties (mg.kg^{-1}) in sedimenten van Westerschelde en Oosterschelde geëxtrapoleerd naar 50% van de fractie $\leq 16 \mu\text{m}$ en vergeleken met gegevens van fossiele Rijn afzetting (naar Beeftink e.a. 1982).

		Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Westerschelde (50% klei)									
Verdronken land van Saeftinge	(1974)	170	34	80	393	48	7,6	1,9	114
Schor bij Waarde	(1977)		34	48	422	74	2,5	1,4	134
Monding	(1974)	98	22	26	165	17	0,9	0,6	59
Oosterschelde (50% klei)									
Schor bij Rattekaai	(1975)	81	26	29	143		1,1		49
Schor bij Stroodorpepolder	(1977)		35	22	145	27	0,5	0,4	72
Monding	(1975)	88	23	23	157		0,9		55
Fossiele Rijn afzetting (100% klei)		47	46	51	115		0,3	0,2	30
Vervuillingsgraad									
Westerscheldeschorren		2-3		2	4	4-5	8-25	3-10	4-5
Oosterscheldeschorren					1-2	1-2	2-3		2

de gronddeeltjes die zo sterk is dat de plant deze niet kan verbreken. Een totaal analyse van de concentratie van metaalionen in een grondmonster zegt daarom nog niets over de biobeschikbaarheid van de metalen. Dit is de reden waarom door diverse onderzoekers gezocht is naar een extractiemethode, welke vergelijkbaar is met de fractie die opgenomen wordt door de plant.

Nieuwenhuize en medewerkers (Goud e.a. 1985) hebben een aantal extracties uitgevoerd, waarbij vier fracties werden onderscheiden. Metalen zijn op verschillende wijze chemisch gebonden. Deze binding varieert van zwak gebonden en uitwisselbaar tot in de silicaatroosters van het sediment ingebouwd. Door gebruik te maken van verschillende methoden, kunnen de metalen

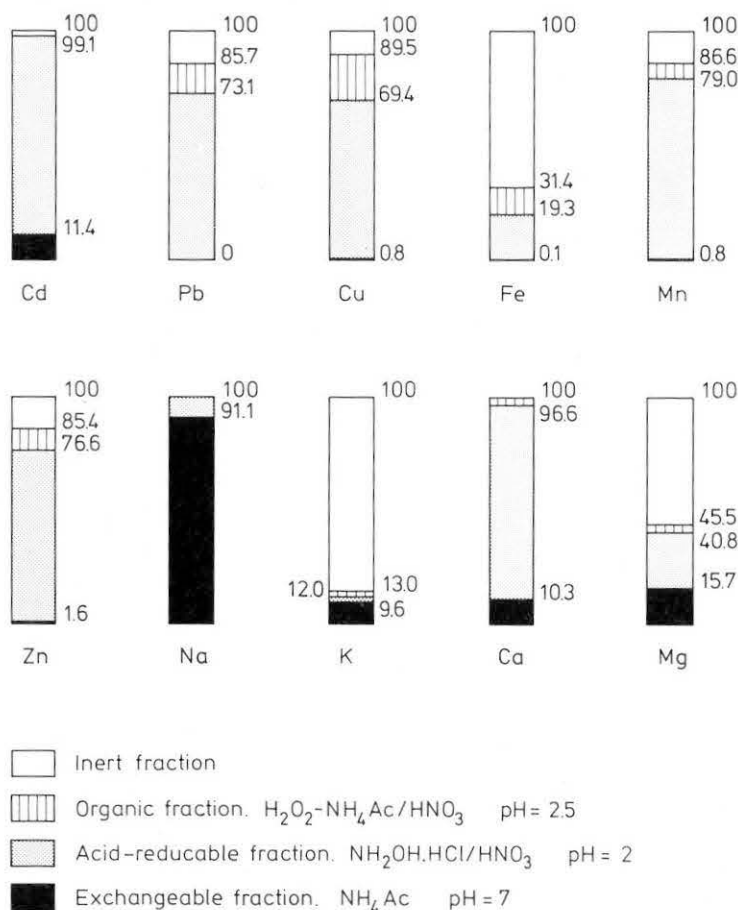
selectief uit het sediment worden geëxtraheerd afhankelijk van de mate van binding. Salomons en Förstner (1980) hebben een uitgebreid extractieschema beschreven, waaruit door ons de volgende fracties zijn gekozen:

- Uitwisselbare fractie, gedefinieerd als de metalen die aan het sediment geadsorbeerd zijn, wordt verkregen na extractie met ammoniumacetaat ($\text{pH} = 7$).
- Zuur-reduceerbare fractie, verkregen na extractie met hydroxylammoniumchloride ($\text{pH} = 2$), bevat primair de metalen die geassocieerd zijn met hydroxiden, carbonaten (o.a. kalk) en sulfiden.
- Organische fractie, verkregen na behandeling met waterstofperoxide en extractie met ammoniumacetaat ($\text{pH} = 2,5$).
- Resterende- of inerte fractie, het totaalgehalte minus de concentraties van de andere drie fracties.

Een overzicht van de resultaten van een dergelijke gefractioneerde extractie geeft figuur 1. Uit deze figuur blijkt direct dat de te analyseren metalen niet gelijk reageren op de diverse extractiemethodes: Cd, Na, K, Ca en Mg zijn in aanwijsbare hoeveelheden of in het geval van na zelfs vrijwel uitsluitend in de uitwisselbare fractie aanwezig. Cd, Pb, Cu, Mn, Ca en Zn hoofdzakelijk in de zuur-reduceerbare fractie, terwijl K, Fe en Mg vooral in de inerte fractie worden aangetroffen.

Wanneer de gehalten aan metaalionen in wortels en spruiten van bijvoorbeeld Zeeaster (*Aster tripolium*) worden vergeleken met de gehalten in de diverse fracties dan blijkt eigenlijk dat geen van de extractiemethodes een goede afspiegeling geeft van de hoeveelheid ionen die door de planten worden opgenomen (Tabel III). In deze tabel zijn de totaalgehalten aan metaal ionen in plantenmateriaal vergeleken met de diverse gehalten in de extractiefractionen. De significante correlaties tussen plantenmateriaal en grond geven een onduidelijk beeld. Er is geen duidelijke samenhang tussen de gehalten in de plant en bijvoorbeeld de gehalten in de uitwisselbare fractie, hoewel de metaalionen in deze fractie het gemakkelijkst door de plant kunnen worden opgenomen. Cd bijvoorbeeld is in de uitwisselbare fractie relatief veel aanwezig maat deze ge-

Fig. 1: Resultaten van een sekventiële chemische extractieprocedure in grondmonsters afkomstig van Saeftinghe.



Tabel III. Mate van significantie tussen metaalgehalten in de grond waarbij selectieve extractie methodes zijn toegepast en totaal metaalgehalten in bladeren en wortels van *Aster tripolium* (zeeaster).

*** = $p \leq 0,001$ * = $p \leq 0,05$
 ** = $p \leq 0,01$ n.s. = $p \geq 0,05$

	Na	K	Ca	Mg	Cd	Cu	Pb	Mn	Zn	Fe
bladeren										
uitwisselbare fraktie	***	n.s.	***	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	
zuurreduceerbare fraktie	***	n.s.	*	***	*	n.s.	**	*	*	n.s.
organische fraktie	n.s.	n.s.	n.s.	*	**	*	**	***	n.s.	*
inerte fraktie	n.s.	n.s.	n.s.	***		n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
wortels										
uitwisselbare fraktie	***	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	
zuurreduceerbare fraktie	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	***	n.s.	*
organische fraktie	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	***	**	***
inerte fraktie	n.s.	n.s.	n.s.	***		n.s.	n.s.	**	**	**

haltes zijn niet gecorreleerd met die in de plant. Anderzijds is er ook geen duidelijke correlatie tussen het gehalte aan metaal-ionen in de plant en het gehalte aan ionen in de fraktie met de hoogste concentratie. Zink, bijvoorbeeld, zit voornamelijk in de zuur-reduceerbare fraktie. Er is echter geen significante correlatie tussen de gehalten aan zink in deze fraktie en die in de plant. Op grond van deze gegevens moet de conclusie getrokken worden dat de hier gebruikte extractiemethodes geen maat kunnen zijn voor de hoeveelheid metaal-ionen die door de plant worden opgenomen.

Ook andere extractiemethodes zijn beproefd om tot een beeld te komen van de hoeveelheid zware metalen die uit het sediment terecht komen in de biotische component van het oecosysteem.

Salomons en Förstner (1984) wijden aan de biobeschikbaarheid van zware metalen een paragraaf. Een extractiemethode welke juist die hoeveelheid en die specifieke metaalsamenstelling uit een grondmonster haalt welke ook door planten uit de bodem worden gehaald is eigenlijk niet voorhanden.

DTPA en EDTA worden in dit verband vaak genoemd als goede extractiemiddelen. Extractie van grond met DTPA geeft met name voor zink, ijzer en mangaan waarden vergelijkbaar met opnamegehalten in planten. Nieuwenhuize (niet gepubliceerd) vond echter bij deze extractiemethode de toestand van de grond welke geëxtraheerd werd belangrijk is: veldvochtig t.o.v. gevriesdroogd. Ook de DTPA-extractie (Lee e.a. 1978) geeft niet direct een beeld van het deel van alle zware metalen in de grond dat wordt opgenomen door de plant (Van Driel e.a. 1985).

5. BIOMONITORING VAN SEDIMENTEN

In de voorgaande paragraaf is aangetoond dat de analyse van bodemsediment niet direct een goede maat is voor de beschikbaarheid en de opname van de zware metalen voor de biotische componenten van het oecosysteem, ondanks het feit dat deze methode relatief gezien snelle resultaten biedt.

Een betere methode om de mate van vervuild zijn van een oecosysteem vast te stellen is het analyseren van de belangrijkste biotische componenten van dat oecosysteem, de zgn. «biomonitoring». Deze methode heeft naast voordelen echter ook een

aantal nadelen (Beeftink en Nieuwenhuize 1986).

Allereerst dient een duidelijke keuze gemaakt te worden met betrekking tot die component van het oecosysteem, welke geanalyseerd zal worden. Een algemeen aanvaard principe is het analyseren van een organisme aan het eind van een voedselketen bijvoorbeeld het op de schorren grazende schaaap.

De simpele vraag, wat een schaaap «binnen krijgt» als hij op een schor graast waar zware metalen in het sediment voorkomen, is echter om meer dan één reden niet zo eenvoudig te beantwoorden. Afgezien van de leeftijd, conditie en fysiologie van het schaaap zelf zijn er een aantal andere problemen op te lossen. Een schaaap is niet monofaag, dat wil zeggen het eet niet uitsluitend één plantesoort. Hoewel het voorkeur heeft voor bepaalde soorten (Zeeaster bijvoorbeeld) en andere soorten mijdt (Engels slijkgras (*Spartina anglica*)) graast het bepaalde schordelen tamelijk gelijkmatig af (Baars e.a. 1986). Dat betekent dat een schaaap meer dan één plantesoort eet, soorten die

sterk kunnen verschillen in metaal-gehalten (Beeftink e.a. 1982, Tabel IV). Ook is bekend dat een plantesoort als Zeeaster verschillen vertoont in gehalten aan zware metalen in de verschillende delen van de planten (Tabel V). Schapen eten van deze soort zowel de stengels als de bladeren. Zoals uit Tabel V blijkt is met name de stengel rijker aan koper dan het blad. Bekend is dat een schaaap erg gevoelig is voor koper (Hemkes en Hartmans 1973); het is dus niet onbelangrijk te weten welke planten en welke plantedelen de schapen eten.

Bovendien blijkt uit diverse bronnen dat het gehalte aan zware metalen in de plant sterk verschilt van plaats tot plaats op het schor, afhankelijk van de overstromingsfrequentie (Baars e.a. 1986, Fig. 2). Ook hangt de hoeveelheid zware metalen die opgenomen worden door planten sterk af van de mate van gereduceerdheid van de bodem (Huiskes en Nieuwenhuize 1986). En tot slot verschillen de gehalten aan zware metalen, die gevonden worden in bovengrondse delen, sterk in de verschillende jaargetijden (Beeftink en Nieuwenhuize 1986, Fig. 3). Voor

Tabel IV. Cadmium-concentraties in $\mu\text{g.g}^{-1}$ drooggewicht in de bovengrondse delen van een aantal zoutplanten van het schor bij Bath aan de Westerschelde (naar Beeftink e.a. 1982).

	Cd
<i>Atriplex prostrata</i> (Spiesmelde)	2,010
<i>Salicornia spec.</i> (Zeekraal)	1,160
<i>Aster tripolium</i> (Zeeaster)	4,240
<i>Elymus pycnanthus</i> (Strandkweek)	0,230
<i>Festuca rubra</i> (Rood zwenkgras)	0,420
<i>Puccinellia maritima</i> (Gewoon kweldergras)	0,410
<i>Spartina anglica</i> (Engels slijkgras)	0,130
<i>Plantago maritima</i> (Zeeweegbree)	0,345
<i>Triglochin maritima</i> (Schorrezoutgras)	0,335

Tabel V. Zware metalen in verschillende delen van planten (in $\mu\text{g.g}^{-1}$ drooggew.) (naar Huiskes en Nieuwenhuize, 1986).

<i>Aster tripolium</i>	Zn	Cd	Cu	Pb
blad	29,0	0,22	5,18	0,52
stengel	23,4	0,26	13,24	1,35

planten van getijdeschorren komt daar nog een extra onduidelijke factor bij. Uit onderzoek van Willemse (Huiskes e.a. 1987, Fig. 4) is vast komen te staan dat schorplanten behalve uit de bodem ook metaal-ionen uit het getijde-water kunnen opnemen. Deze metaal-ionen kunnen in opgeloste vorm via het blad de plant binnenkomen, maar ook via slib waaraan ze geadsorbeerd zitten. Interpretatie van monitoring gegevens verkregen door incidentele analyse van bijvoorbeeld organen van het schaap, geeft daarom nog geen inzicht in de vervuilingstoestand van het oecosysteem als geheel.

6. BIOASSAYS

Naast sediment analyse en biomonitoring is de bioassay een methode om de beschikbaarheid van zware metalen voor planten en dieren te meten. Een voordeel van deze methode is dat deze in het algemeen eenvoudig is, relatief snel resultaat geeft en gemakkelijk te standaardiseren is. Nadelen zijn, dat standaardisatie meestal oversimplificatie inhoudt en daardoor de test resultaten soms niet of met moeite te gebruiken zijn.

Als voorbeeld wordt hier de ontwikkeling van een planten-bioassay methode besproken, waar het Delta Instituut nauw bij betrokken was.

Figuur 5 toont de algemene opzet van de bioassay procedure zoals deze is ontwikkeld door het US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi (Folsom e.a. 1981). De bedoeling was een standaardplant gedurende een aantal dagen te kweken op een vaste hoeveelheid slib, welke een constant vochtgehalte bezat. Daarna werd de spruit geanalyseerd.

Het bleek (Tabel VI), dat planten uit permanent geïnundeerd, anaeroob sediment significant minder zware opnamen dan uit sediment dat eerst aan de lucht gedroogd- en geoxideerd was. Tevens bleek de duur van het uitgedroogd zijn van invloed te zijn op de beschikbaar komen van zware metalen. Juist door de sterk wisselende omstandigheden in natuurlijke situaties was een bioassay een te sterke vereenvoudiging en daardoor als methode, om routinematig de vervuilingsgraad van wetlands vast te leggen, ongeschikt.

7. CONCLUSIES

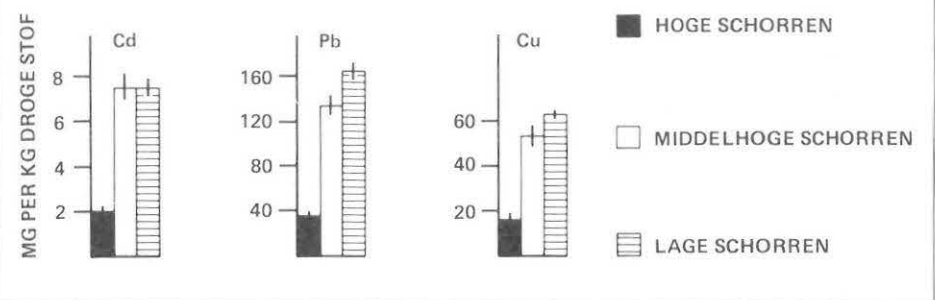
Analyse van sediment, planten en water is technisch gezien, een uiterst nauwkeurig werk, maar met de huidige technieken goed uit te voeren. De problemen komen pas als de resultaten moeten worden geïnterpreteerd. Sterker nog, de keuze van het testobject hangt af van wat men beoogt te verklaren.

Voor een fysisch-chemische uitwisselingscoëfficiënt tussen bodem en water zijn analyses van plantenmateriaal overbodig.

Voor seizoensfluxen van zware metalen in planten is biomonitoring een aangewezen methode en voor een momentaan overzicht van de biobeschikbaarheid van zware metalen in een hoeveelheid sediment is een bioassay bruikbaar.

Geen van de beschreven methoden echter levert een harde vaststelling van de schade

Fig. 2: Gehalten Cd, Pb en Cu in grondmonsters van 3 lokaties (hoog, middelhoog en lage schorren). De gemeten concentraties zijn weergegeven als gemiddelden gedurende de onderzoeksperiode en de standaardfout van die gemiddelden (n = 16) (naar Baars e.a. 1986).



die zware metalen toebrengen aan een wetland oecosysteem op. Daarheen werken vergt nog meer onderzoek naar met name de fysiologische processen van de betrokken organismen. Ook door de betrekkelijk korte tijd waarin deze onderzoeken heb-

ben plaatsgevonden valt niets te voorspellen over de ontwikkelingen op lange termijn. Zeker niet als de ingewikkelde wegen in aanmerking worden genomen waarin vervuild industrieel proceswater uiteindelijk in een wetland oecosysteem terecht komt.

Tabel VI. Gehaltes aan zware metalen (in mg.kg⁻¹ drooggewicht) in bladeren van Zeeaster (*Aster tripolium*) gekweekt op vervuild sediment (Zandvlietluis) onder geïnundeerde en gedraineerde omstandigheden (naar Huiskes en Nieuwenhuize, 1986).

	hoog zoutgehalte		laag zoutgehalte	
	geïnundeerd	gedraineerd	geïnundeerd	gedraineerd
Cd	0,222	0,580	0,606	1,482
Pb	0,520	0,640	0,808	0,568
Fe	259,6	208,2	168,0	481,4
Mn	81,0	130,8	141,0	168,8
Cu	5,18	7,60	5,38	6,40
Zn	29,0	37,0	45,4	79,8
As	0,096	0,030	0,112	0,070
Na	60,06	57,42	69,14	48,72
K	28,84	29,68	22,54	29,36
Ca	4,92	5,18	8,48	7,60
Mg	2,12	2,12	2,32	2,14

Fig. 3: Seizoensvariaties in Cd (Δ , \blacktriangle) en Pb (\circ , \bullet) concentraties ($\mu\text{g g}^{-1}$ drooggewicht) in gewassen (\blacktriangle , \bullet) en ongewassen (Δ , \circ) monsters van Zeeaster (*Aster tripolium*). De getallen op de X-as geven de hoeveelheid sediment aan op de bladeren (1 = weinig of geen sediment, 5 = zeer veel sediment). (Naar Beeftink en Nieuwenhuize, 1986).

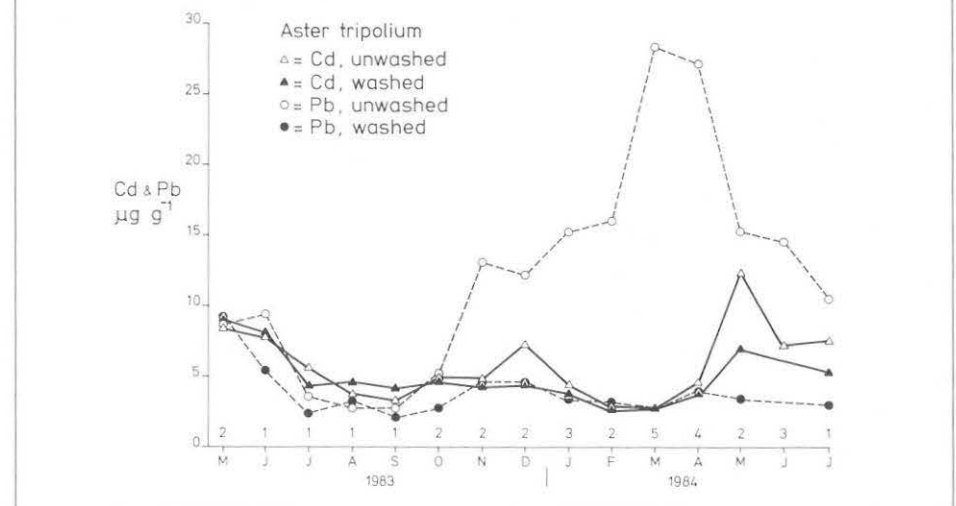


Fig. 4: Concentraties van Cd (a) in bladeren van *Aster tripolium* die verschillende tijden (B = 25 minuten, C = 120 minuten, D = 300 minuten) geëxposeerd waren aan oplossingen met verschillende concentraties (X-as). De verticale lijn geeft het kleinste significante verschil aan ($p \leq 0,05$) (naar Huiskes e.a., 1987).

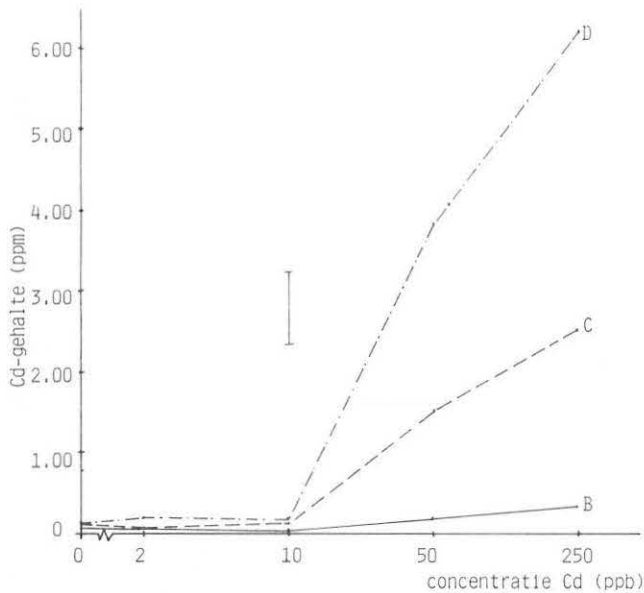
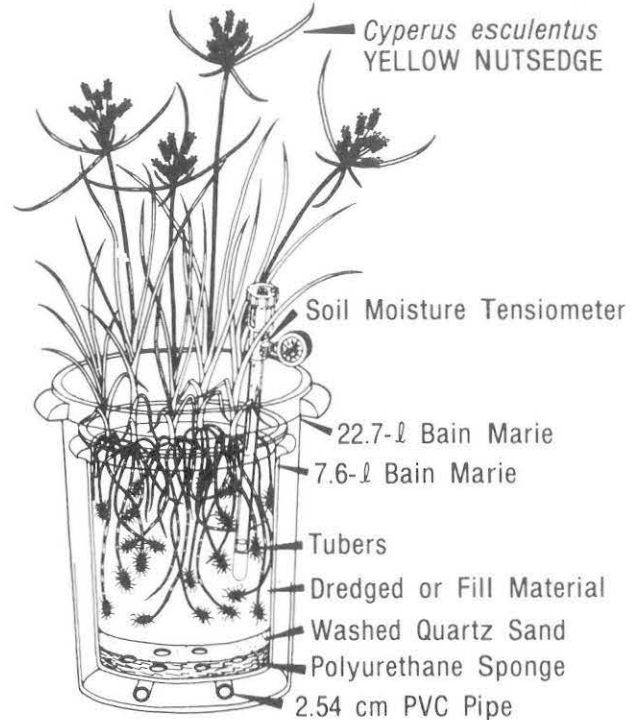


Fig. 5: Schematisch overzicht van een experimentele opstelling, die gebruikt wordt bij het bepalen van een «plant bioassay» (naar Folsom e.a., 1981).



8. LITERATUUR

- Baars, A.J., Van Beek, H., Beeftink, W.G., Boom, J., De Graaf, G.J., Nieuwenhuize, J., Over, H.J. en Pekelder, J.J. (1986). Milieucontaminatie door zware metalen op het Verdrongen Land van Saeflinge en het effect ervan op schapen. Jaarverslag 1985, Centr. Diergeneesk. Inst., Lelystad: 21-28.
- Beeftink, W.G., Nieuwenhuize, J., Stoeppler, M., Mohl, C. (1982). Heavy metal accumulation in salt marshes from the Western and Eastern Scheldt. *Sci. Total Environ.* 25: 199-223.
- Beefting, W.G. en Nieuwenhuize, J. (1986). Monitoring Trace Metal Contamination in Salt Marshes of the Westerschelde Estuary. *Env. Monitoring and Assessment* 7: 233-248.
- Carp, E. (1971). Proceedings of the International Conference on Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 30 January - 3 February 1971. IWRB, Slimbridge.
- De Veen, J.F., Boddeke R. en Postuma, K.H. (1979). Tien jaar kinderkamer opnames in Nederland. I. Het Zeeuws Estuarium. *Visserij* 32: 3-23.
- Folsom, B.L., Lee, C.R. en Preston, K.M. (1981). Plant Bioassay of Materials from the Blue River Dredging Project. Miscellaneous Paper EL-81-6, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Goud, A., Vos, C.H. en Nieuwenhuize, J. (1985). Analyse van metalen in grondmonsters van schorren door middel van selectieve extractiemethoden. Rapport Delta Instituut, Yerseke.
- Hemkes, O.J. en Hartmans, J. (1973). Kopergehalte in gras en grond onder koperen hoogspanningsleidingen. *Tijdschr. Diergeneesk.* 98: 446-449.
- Huiskes, A.H.L. (1988). The salt marshes of the Westerschelde and their role in the estuarine ecosystem. *Hydrobiol. Bulletin*: in press.
- Huiskes, A.H.L. en Nieuwenhuize, J. (1986). Uptake of heavy metals from contaminated soils by salt-marsh plants. Onderzoeksrapport Delta Instituut, Yerseke voor USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Huiskes, A.H.L., Willemsse, L., Nieuwenhuize, J. en Beeftink, W.G. (1987). Uptake of heavy metals from sea water by leaves of salt marsh plants and the effect on photosynthesis. In: *Heavy Metals in the Environment*. CEP, Edinburgh: 399-401.
- Lee, C.R., Smart R.M., Sturgis, T.C., Gordon (Sr.), R.N., Landin, M.C. Prediction of Heavy Metal Uptake of marsh Plants based on Chemical Extraction of heavy Metals from Dredged Material. Technical Report D78-6, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Mhatre, G.N., Chaphekar, S.B., Ramani Rao, J.V., Patil, M.R. en Haldar, B.C. (1980). Effect of industrial pollution on the Kaki river ecosystem. *Environ. Pollut. Ser. A* 22: 67-78.
- Mrozek, E. (1980). Effect of mercury and cadmium on germination of *Spartina alterniflora* Loisel-seeds at various salinities. *Environ. and Exp. Botany* 20: 367-377.
- Saeijs, H.L.F. en Baptist, H.J.M. (1977). Wetland criteria and birds in a changing delta. *Biol. Cons.* 11: 251-256.
- Salomons, W. en Förstner, U. (1980). Trace metal analysis of polluted sediments, Part II: Evaluation of Environmental Impact. *Environ. Technol. Lett.* 1: 506-517.
- Salomons, W. en Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- Van der Kooij, L.A. (1982). De Waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. Rapport 82.063. Rijksinst. voor Zuivering van Afvalwater, Lelystad.
- Van Driel, W., Smilde, K.W. en Van Luit, B. (1985). Comparison of the heavy-metal uptake of *Cyperus esculentus* and of agronomic plants grown on contaminated dutch sediments. Miscellaneous paper D-83-1, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Wollan, E., Davis, R.D. en Jenner, S. (1978). Effects of sewage sludge on seed germination. *Environ. Pollut.* 17: 195-205.

A.H.L. Huiskes en J. Nieuwenhuize
Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek
Vierstraat 28, 4401 EA Yerseke, Nederland