

OECOLOGIE
VAN ESTUARIENE
VEGETATIE

J.ROZEMA (EDITOR)

Amsterdam - Yerseke November 1986

Copyright © Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit,
Postbus 7161, 1007 MC Amsterdam

18806

18806

OECOLOGIE

VAN ESTUARIENE VEGETATIE

Bundeling van de voordrachten gehouden op woensdag 24 april 1985
in de Faculteit der Wiskunde en Natuurwetenschappen
van de Vrije Universiteit, Amsterdam

J. Rozema (Editor)
Vrije Universiteit Amsterdam

Instituut voor Zeewetenschappelijk onderzoek
Institute for Marine Scientific Research
Prinses Beatrixlaan 67
8401 Bredene - Belgium - Tel. 059 / 80 37 15

Amsterdam, Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie,
Vrije Universiteit
Yerseke, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek

Adressen auteurs:

Dr. Ir. W.G. Beeftink

Dr. A.H.L. Huiskes

Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Vierstraat 28, 4401 EA Yerseke

Dr. J. Rozema

Dr. H. Schat

Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Postbus 7161, 1007 MC
Amsterdam

Drs. J.P. Bakker

Vakgroep Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen, Postbus 14, 9750 AA Haren (Gr.)

Dr. W.J. Salomons

Ir. H.N. Kerdijk

Waterloopkundig Laboratorium p/a Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Postbus 30003, 9750
RA Haren (Gr.)

Drs. K.S. Dijkema

Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Afd. Estuariene Ecologie, Postbus 59, 1790 AB Texel

Drs. J.W.M. Kuypers

Drs. R.H. van Otterloo

Spuiboulevard 334, Postbus 334, 3300 AC Dordrecht

INHOUD

Voorwoord

1. W.G. Beeftink
De betekenis van de factor getij voor de schorrevegetatie 1 - 45
2. J. Rozema
Aanpassingen van planten aan het estuariene milieu 46 - 66
3. H. Schat
Niche differentiatie bij de zeekraal (*Salicornia*): aanpassingen
aan zeewateroverspoeling 67 - 86
4. J.P. Bakker
Beheersvormen en veranderingen in kweldervegetatie 87 - 105
5. A.H.L. Huiskes
Gevolgen van verontreiniging van het estuariene milieu
voor de vegetatie 106 - 119
6. K.S. Dijkema
Bedreigingen van de kweldervegetaties in het estuariene milieu 120 - 129
7. J.W.M. Kuijpers, R.H. van Otterloo
Het benedenrivieren gebied, steeds minder estuarium 130 - 147
8. W.J. Salomons, H.N. Kerdijk
Contaminanten in het Nederlandse kustgebied 148 - 169

VOORWOORD

Op woensdag 24 april 1985 vond in de Faculteit der Wiskunde en Natuurwetenschappen van de Vrije Universiteit te Amsterdam het symposium "Oecologie van Estuariene Vegetatie" plaats.

Onderzoekers van de universiteiten, instituten en Rijkswaterstaat belichtten op dit symposium zowel zuiver wetenschappelijke als toegepaste aspecten van onderzoek in het estuariene milieu.

Uit de bijdrage van Dijkema moge blijken dat in Noord-Nederland 85 km² en in Z.W.Nederland (44 km²) kweldergebied voorkomt. Niet alleen bedreigen inpolderingsplannen kwaliteit en areaal van kwelders en estuariën, de vervuiling van de estuariën gevoed vanuit de grote Westeuropese rivieren (bijdragen van Salomons en Kerdijk, en van Huiskes) is aanzienlijk. De bijdrage van Kuypers en van Otterloo behandelt veranderingen die plaatsvinden in het Benedenrivieren gebied. Met de afsluiting van het Haringvliet in 1970 nam niet alleen het getijverschil af, maar trad ook verzoeting op. In het Hollandsch Diep vindt door de afsluiting afzetting plaats van verontreinigd rivierslib.

In Z.W. Nederland vervullen de al dan niet afgesloten zeearmen een belangrijke pleisterplaats voor overwinterende watervogels. Het Waddengebied kent een soortgelijke functie.

Het beheer van kweldervegetaties komt aan de orde in de bijdrage van Bakker, die veranderingen analyseert ten gevolge van heringevoerde beweiding van kwelders en die van andere beheersvormen. De bijdrage van Schat gaat in op aanpassingen van verschillende vormen van de Zeekraal aan de overspoeling door zeewater.

In de hoofdstukken van Beeftink en van Rozema worden meer in algemene zin eigenschappen van het estuariene milieu en de vegetatie van schorren en kwelders behandeld.

Het symposiumboek heeft vanwege de geringe middelen die ter beschikking stonden een eenvoudige vorm gekregen. Het biedt de mogelijkheid de bijdragen over de uiteenlopende aspecten van het estuarien milieu nog eens na te lezen. Ik spreek de hoop uit dat dit symposiumboek de kennis over het estuariene milieu zal vergroten en zal helpen de uiteenlopende bedreigingen te onderkennen.

Tenslotte wil ik graag Mw. D. Hoonhout en Mw. K. Uyldert danken voor typewerk. Het offset- en bindwerk werd op uitstekende wijze verzorgd door Dhr. J.A. van den Ende van het Delta Instituut voor Hydrobiologisch onderzoek.

Oktober 1986, Amsterdam

Dr. J. Rozema

Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie

"Ik heb in het Noorden stammen gezien als die van de Chauken. Tweemaal per etmaal overstroomt de oceaan een groot deel van hun gebied, zodat het niet uit te maken is of dit tot het land of tot de zee gerekend moet worden. Daar bewoont een armzalig volkje hoge heuvels ofwel eigenhandig opgeworpen terpen, die zo hoog zijn, dat zij er de hoogste vloed precies nog op kunnen doorstaan. Van moerasriet en biezen knopen zij touwen om er netten voor de vissen van te vlechten en op modder die ze met de handen opgraven en die ze meer door de wind dan door de zon laten drogen, koken zij hun eten en zodoende verwarmen zij hun door de Noordenwind, verkleumde inwendige mens dus eigenlijk met aarde".

Deze beschrijving van onze lage landen aan de Zee van Plinius in mijn geschiedenisboek van de middelbare school (Fundamenten en Mijlpalen, door M.B. van der Hoeven en R. Reinsma, Meulenhoff, Amsterdam, 1961) tekent de Nederlandse delta van eeuwen geleden. Wie nu het Waddengebied, het gebied van de Benedenrivieren en dat van de estuariën aanschouwt, zal ondanks alle dijken en dammen nog steeds hetzelfde ontzag voelen voor de voortdurende wisselwerking tussen water en land, en tussen het zoute en zoete.

J. Rozema

De betekenis van de faktor getij voor de schorvegetatie
in zuid-west Nederland

39107

W.G. Beeftink

Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke¹

Inleiding

Het getij is een van de meest spectaculaire kosmische verschijnselen op de aardbol. Niet alleen is er de aantrekkingskracht van maan en zon op de watermassa, ook de vaste aardkorst en de aard-atmosfeer ondergaan een getijbeweging (Defant 1953). De op het vloeibare inwendige van de aarde drijvende aardkorst beweegt tweemaal daags over een afstand van ongeveer 0,5 m op en neer. En in de atmosfeer heeft de barometerstand aan het aardoppervlak een tweemaal daagse schommeling van ongeveer 1 mbar in de tropen tot 0,25 mbar in onze streken. Van enig oecologisch effect van deze getijgolven is echter niets bekend.

Anders is het met de getijgolven in de watermassa. Langs de kusten manifesteren deze zich in periodieke wisselingen van de waterstand, variërend van ongeveer 0,1 m in de Oostzee en de Middellandse Zee tot meer dan 20 m in de Bay of Fundy, Canada. In de zone "tussen de getijden" hebben tal van specifieke plante- en diersoorten hun standplaats of biotoop.

De getijgolven in de watermassa ontstaan door het samenspel van de centrifugale kracht van de aardrotatie en de aantrekkingskracht, die de maan en de zon op het water uitoefenen. Door de rotatieperioden van de aarde (24 uur) en de maan (ca. 4 weken) hebben de getijcycli een duur van ongeveer 24 uur en 50 minuten. Het samenspel resp. tegenspel in de aantrekkingskracht van maan en zon zorgen voor afwisselend springtij (kort na nieuwe en volle maan) en doodtij (kort na eerste en laatste kwartier).

De kosmische krachten veroorzaken in de Antarctische Oceaan een oost-west ronddraaiende getijgolf, die zich van daaruit door de Atlantische en Stille Oceanen in noordelijke richting voortplant (Figuur 1). Daar treedt resonantie van deze golf met de eigen ronddraaiende getijgolven in het noordelijk deel van deze oceanen op. Tenslotte bereikt de getijgolf met een vertraging van ruim twee dagen de Nederlandse kust.

¹ Mededeling nr. 329

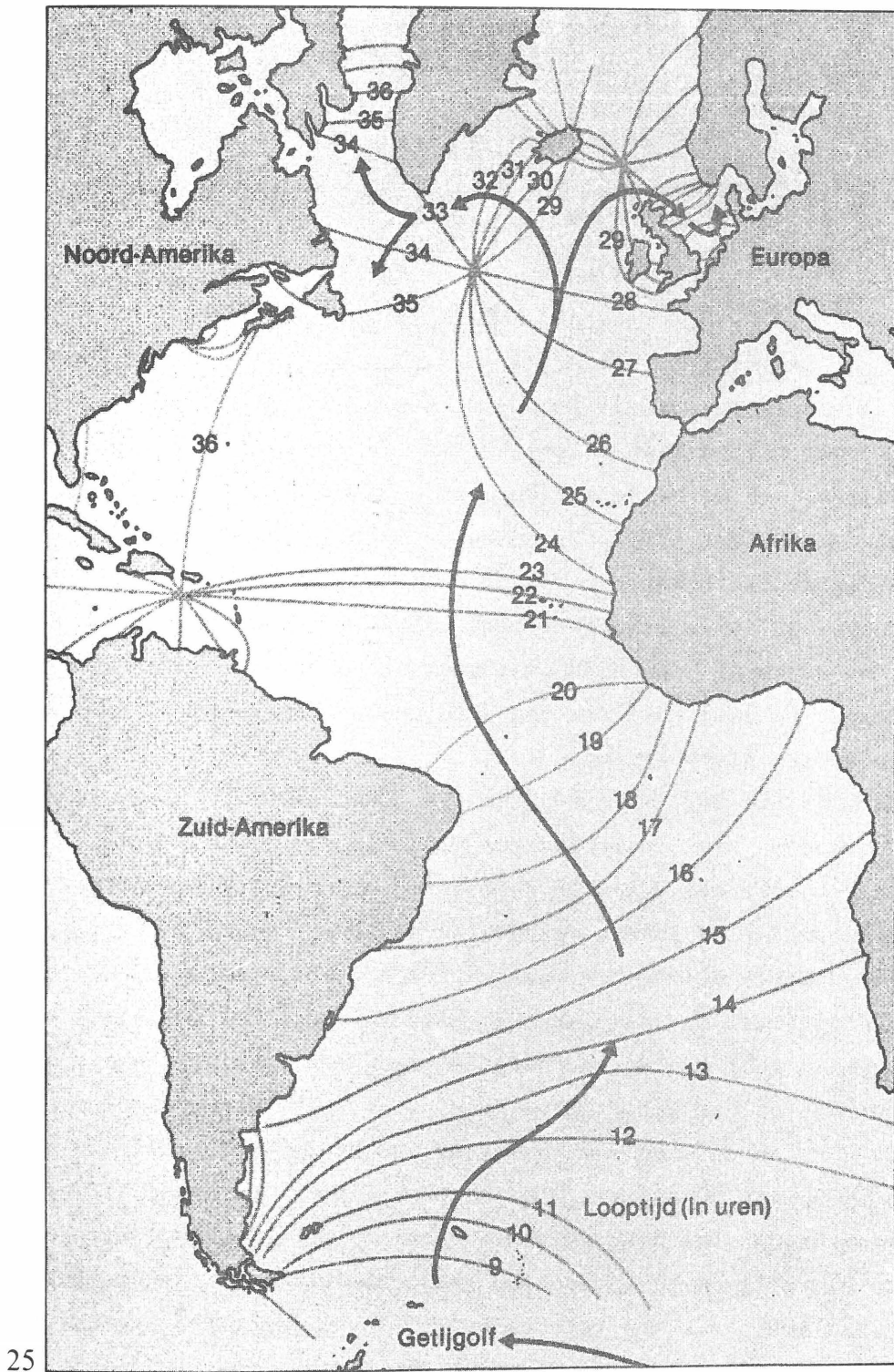


Fig. 1. Voortplanting van de getijgolven door de Atlantische Oceaan. Aantal uren dat gemiddeld verloopt tussen de samenstand of oppositie van maan en zon en de passage van de bijbehorende getijgolf op verschillende plaatsen in de Atlantische Oceaan (Gewijzigd naar Sverdrup et al. 1957).

Tabel 1. Kosmische invloeden op de getijstanden aan de kust van zuidwest Nederland.

Variatie	Periode	Vershil in getijstanden
Dagelijkse ongelijkheid	24 u.50 min.	enige cms tot dms bij HW ¹⁾
Maancyclus - springtij/doodtij	27,55 dagen	20 tot 100 cm bij HW ²⁾
Jaarcyclus - declinatie zon	ca. een jaar	11 cm in getijverschil bij Vlissingen (maximum in juni) ²⁾
Nodale cyclus - helling maansbaan	ca. 18,6 jaar	8 cm in HW bij Vlissingen (maxima 1923, 1941, 1960, 1978) ²⁾
Precessiecyclus - kegelvormige draaiing aardas	ca. 20.000 jaar	veranderingen zeeniveau ³⁾
Nutatiecyclus - variatie scheefstand aardas	ca. 40.000 jaar	over tientallen meters ³⁾
Schommeling excentriciteit aardbaan	ca. 100.000 jaar	(ijstijden) ³⁾

Bronnen: 1) Rijkswaterstaat: Getijtafels voor Nederland 1985 (1984)

2) Rijkswaterstaat: Tienjarig overzicht der waterhoogten en afvoeren 1951-1960 (1964)

3) Imbrie en Palmer-Imbrie (1980)

Tabel 2. Effecten van wind (opwaaiing) op zeewaterstanden.

	Noordzeekusten (vaste land)	Baltische kusten
Gemiddeld getijverschil	meso-getij (1,35-5,00 m)	micro-getij (0,10-0,25 m)
Stormvloedverhoging	max. 1,50-3,00 m	max. 2,50 m
Inundatieduur van schorren	2-4 hoogwaterstanden (max. enkele uren per getij)	1-2 dagen

Uit het feit dat het getij door kosmische krachten wordt aangedreven volgt, dat ook variaties in de onderlinge stand en in de omloopsbaan van maan en zon en bijv. in de stand van de draaiingsas van de aarde invloed op het getij hebben. In Tabel 1 zijn de voornaamste getijvariaties en hun frequenties gekwantificeerd weergegeven. Het grote verschil in tijdschalen en in de grootte van de effecten op het getij suggereren dat er ook een grote variatie in de respons van biota moet zijn om onder deze milieu-omstandigheden overleving mogelijk te maken. Reeds decennia zijn kustoeкологиen daardoor gefascineerd (Johnson & York 1915, Stephenson & Stephenson 1972, Chapman 1977). Uit de resultaten van hun onderzoek volgt dat de verticale verspreiding van plante- en diersoorten in de getijzone in nauwe betrekking met de verticale beweging van het kustwater staat en dat de zoneringsverschijnselen daarmee rechtstreeks samenhangen.

Heel duidelijk blijkt dit bij de levensgemeenschappen op rotskusten die verschillend op de heersende windrichting geëxponeerd liggen (Den Hartog 1959, Lewis 1964). Maar ook op de schorren kan de windinvloed zeer uiteenlopen. In gedeeltelijk afgesloten zeeën (Noordzee, Oostzee) met een grote strijklengte van de wind over het water kan bij storm opwaaiing of afwaaiing van 1-2 m of meer voorkomen, al naar gelang de wind aan- of aflandig is. De oecologische betekenis van deze windeffecten is des te groter naarmate de afwijking van het normale getij groter is in vergelijking met het totale getijverschil. Zo is de zoutvegetatie in het Baltische gebied door het geringe getijverschil (10-25 cm) bijna geheel aangewezen op opwaaiing van het brakke water. Langs de Noordzee veroorzaken verschillen in op- en afwaaiing slechts aan het algemene zoneringspatroon ondergeschikte variaties (Tabel 2).

Hoe groot de gevoeligheid van de zoutvegetatie voor het getijregime is, kan worden geconstateerd door de vegetatiedynamiek op geselecteerde proefvlakten over een lange reeks van jaren in verband te brengen met veranderingen in het getij, het klimaat en de saliniteit van het overstromingswater over dezelfde periode. In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van 25 jaar onderzoek op permanente proefvlakten in zuid-west Nederland. Hoewel de aanleiding tot dit onderzoek een studie naar de oecologische gevolgen van de Deltawerken op de schorvegetatie was, kunnen daaraan ook conclusies over de effecten van natuurlijke variaties in het getij worden ontleend.

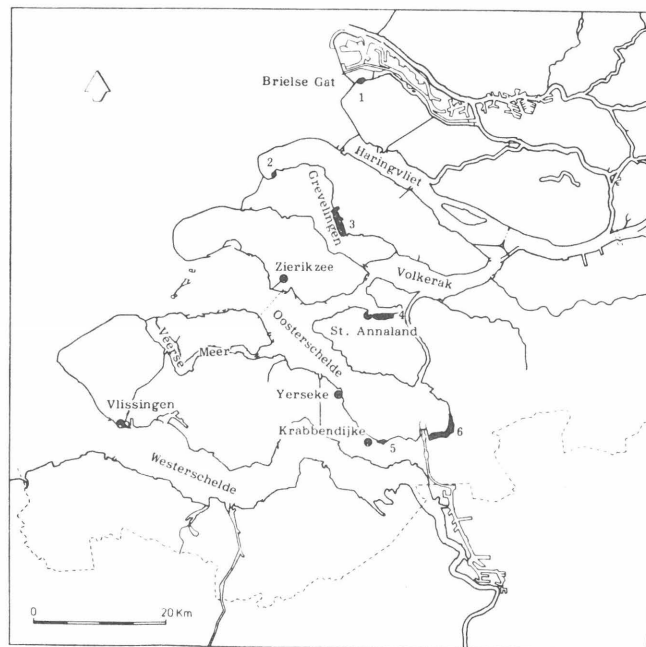


Fig. 2. Topografie van het Deltagebiet. Schorren waarvan vegetatiegegevens zijn gebruikt voor het onderzoek naar de oecologische effecten van veranderingen in het getijverschil. 1= Groene Strand, Oostvoorne, 2= Springersgors, 3= Slikken van Flakkee, 4= Schor bij St. Annaland, 5= Schor bij Krabbendijke, 6= Schor bij Bergen op Zoom.

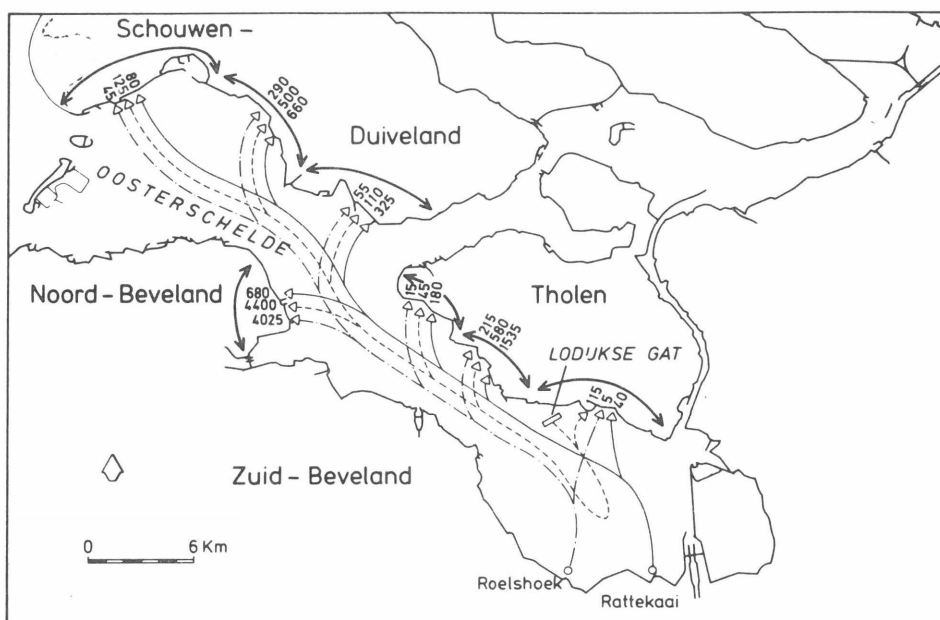


Fig. 3. Aanspoelpatroon van zaden van *Helianthus annuus*, op 30 mei 1983 uitgestrooid op het water bij kentering van de vloed nabij Roelshoek en Rattekaai en bij kentering van de eb in het Lodijkse Gat. Windrichting in de periode 30 mei-4 juni 1983: overwegend (0)-ZO-(ZW); windkracht (1)2-3(4)^oB.

Materiaal en methoden

In de 60-er jaren zijn op verscheidene schorren in het Deltagebied proefvelden aangelegd en nauwkeurig gemarkeerd. De proefvlakten werden zo mogelijk regelmatig over de in het schor aanwezige vegetatie-eenheden verdeeld. Sinds de aanleg zijn de meeste proefvlakten over lange reeksen van jaren jaarlijks geanalyseerd. De vegetatie-analyse gebeurde met de methode van Doing Kraft (1954). Een aantal van deze waarnemingsreeksen is geschikt voor een analyse van de effecten van veranderingen in de getijbeweging op de vegetatiesamenstelling (Figuur 2).

Waterpassingen aan het begin en het eind van de waarnemingsreeksen geven informatie over de ligging van de proefvlakten t.o.v. het getij gedurende de onderzoeksperiode, alsmede over de resultaten van opslibbing en klink van de schorbodem. Verschillen in de kwaliteit van de peilmerken en het tussentijds verdwijnen van sommige onder hen (opgave Meetkundige Dienst, Rijkswaterstaat) en onzekerheid over de invloed van inklinking en iso-statische daling van de bodem op de hoogte van de peilmerken, zijn er de oorzaak van dat deze hoogtegegevens met enige voorzichtigheid moeten worden gehanteerd.

Dankzij het dichte meetnet van Rijkswaterstaat zijn gedetailleerde getijgegevens aanwezig. De meeste gegevens zijn gepubliceerd in de Jaarboeken van de Waterhoogten, enz. van Rijkswaterstaat (1961-1982) of kunnen door interpolatie daaraan worden ontleend; de recente gegevens zijn door Rijkswaterstaat, directie Waterhuishouding en Waterbeweging, welwillend ter beschikking gesteld.

Om een indruk te krijgen van de betekenis van getijstromen voor de verspreiding van diasporen in de estuaria zijn drijfexperimenten genomen. Teneinde na te gaan hoe drijvende zaden zich met de stroom in de Oosterschelde kunnen verspreiden, is gebruik gemaakt van met reflekterende zeefdrukinkt (Fa. Visprox) gekleurde zaden van Helianthus annuus. Drie partijen van 76.000 stuks elk zijn op verschillende plaatsen in de kom van de Oosterschelde over het water uitgestrooid. Na een week zijn de aantallen langs de kust aangespoelde zaden geteld (Figuur 3). Het andere drijfexperiment vond plaats met vruchten en zaden van schorplanten in een bak met zeewater. Partijen van 100 stuks werden in het water gelegd en meerdere keren per dag tot eenmaal per week of maand op hun drijfvermogen gecontroleerd. Beide experimenten worden nog aangevuld en uitgebreid.

Om meer te weten van het transport van zaden van en naar het schor zijn sinds oktober 1980 met tussenpozen van 2 weken tot 2 maanden netten uitgezet vóór en in een schor in de kom van de Oosterschelde. Twee typen netten werden gebruikt: Drijvende netten die langs een stok met het getij op en neer kunnen bewegen, en staande netten die met een pen in de bodem zijn verankerd. Onderscheid werd gemaakt tussen netten die materiaal uit de vloedstroom wegvangen, en netten die dat uit de ebstroom deden. De verwerking van de gegevens is nog niet afgerond, zodat slechts enkele resultaten kunnen worden gemeld.

Resultaten en discussie

Getijstroom als milieufactor in de verspreiding van schorplanten

De op- en neergaande getijbeweging van het zeewater heeft in baaien, zeearmen en estuaria een periodieke wisseling van het watervolume tot gevolg. Deze gaat gepaard met een heen- en weergaande beweging van gelijke periodiciteit. In ondiepe delen van het kustwater leidt deze horizontale beweging tot een tijdelijke droogval van slikken en zandplaten met eenzelfde periodiciteit.

Het ligt voor de hand te veronderstellen dat deze horizontale component van het getij een belangrijke factor kan zijn voor de verspreiding van zaden van schorplanten. Bekend is, dat vruchten en zaden van strandplanten (Cakile maritima, Honckenya peploides, Crambe maritima, Polygonum maritimum, enz.) door zeestromen over zeer grote afstand kunnen worden verspreid en in die tijd hun kiemkracht behouden (Beeftink 1964, Van der Pijl 1972, Lindroth et al. 1973). Zaden met een minder groot drijfvermogen zouden door de stroom over de bodem springend meegevoerd kunnen worden, maar bereiken dan moeilijker geschikte habitats om te kiemen.

Een drijfexperiment door Koutstaal et al. (1984) op 30 mei 1983 met geverfde zaden van zonnebloem (Helianthus annuus) in de Oosterschelde uitgevoerd, leverde op dat deze, tot 10 dagen in zeewater drijvende zaden (halfwaarde tijd 4,5 dag) zich binnen een week over de hele lengte van de zeearm (45 km) en waarschijnlijk tot ver daarbuiten langs de Noordzeekust kunnen verspreiden en aanspoelen (Figuur 3). Het aanspoelpatroon draagt duidelijk de sporen van de op de uitstrooidatum en daarna heersende zuidoostelijke wind en misschien ook van de op het stromingspatroon van het

Tabel 3. Uitwisseling van zaden en kiemen tussen het schor bij Bergen op Zoom en het Oosterscheldewater. Totalen over oktober 1980 tot oktober 1981 uit 18 vangsten met staande netten. Naar Koutstaal, Markusse en De Munck (ongepubl.).

	vloed	eb
<i>Salicornia europaea</i>	1489	869
<i>Aster tripolium</i>	275	244
<i>Atriplex hastata</i>	47	5
<i>Spartina anglica</i>	14	14
<i>Triglochin maritima</i>	12	9
<i>Suaeda maritima</i>	5	9
<i>Zostera</i> sp.	3	5
<i>Plantago maritima</i>	12	0
<i>Halimione portulacoides</i>	4	0
<i>Elymus pycnanthus</i>	1	0
<i>Limonium vulgare</i>	0	1

Tabel 4. Aantal zaden en kiemen (bijv. 12/29) van *Salicornia europaea* steeds per getijstroomrichting met twee staande netten in een kreek in de *Spartina anglica* zone gevangen. Plaats: schor bij Bergen op Zoom (gem. hoog water 1,98 m ⁺NAP). Naar Koutstaal et al. (1982).

Datum	vloed	eb	Hoogwaterstand (+NAP) tijdens vangst en daar- aan voorafgaand		Gem. windsnelheid (m sec ⁻¹) op de onderzoeksdag en de voorafgaande dag	
21 oktober 1980	12/29	0/0	216	185	4,5	6,5
19 november	262/27	76/10	265	202	12,5	7
2 december	8/2	1/1	178	206	4	7
16 januari 1981	55/120	8/12	234	205	9	8,5
6 februari	15/209	10/401	230	252	6,5	8,5
16 februari	0/36	0/5	176	197	2,5	3,5
5 maart	0/28	0/35	196	235	3	4
6 april	1/6	0/6	230	245	4,5	3,5
4 mei	0/0	0/3	233	298	8	6,5
2 juni	0/0	0/0	227	254	3	6,5
1 juli	0/0	0/0	243	240	10	8,5
28 augustus	0/0	0/0	227	211	2,5	3
12 oktober	2/0	0/0	290	257	-	-
10 november	6/1	0/0	207	186	2,5	7,5
9 december	88/3	10/4	289	242	5	8,5

Tabel 5. Drijfvermogen van diasporen van halofyten en vloedmerkplanten in zeewater (per 100 diasporen). Naar Koutstaal (ongepubl.).

Soort	Diaspore	Halfwaarde- tijd	Alle diasporen gezonken
<i>Salicornia dolichostachya</i>	zaad	max. $\frac{1}{2}$ uur*	1-2 uur*
<i>Suaeda maritima</i>	vrucht	2-30 uur	1-2 weken
<i>Spartina anglica</i>	graanvrucht	$1\frac{1}{2}$ -5 dagen	4->60 dagen
<i>Aster tripolium</i>	achene	2-4 $\frac{1}{2}$ dagen	7-15 dagen
<i>Puccinellia maritima</i>	graanvrucht	2-20 uur	2-7 dagen
<i>Triglochin maritima</i>	zaad	1 maand	>6 maanden
<i>Spergularia maritima</i>	zaad	45-100 min.	5-7 uur
<i>Plantago maritima</i>	nootje	45 min.	7 uur
	vrucht	5-10 dagen	2-3 weken
<i>Limonium vulgare</i>	nootje	2 $\frac{1}{2}$ uur	5 $\frac{1}{2}$ uur
	vrucht	4-15 dagen	18-60 dagen
<i>Halimione portulacoides</i>	vrucht	45 dagen	>4 maanden
<i>Festuca rubra</i>	graanvrucht	9-38 uur	4-5 dagen
<i>Elymus pycnanthus</i>	graanvrucht	1-2 dagen	5-12 dagen
<i>Atriplex hastata</i>	nootje	1 uur	7 uur
	vrucht	6 $\frac{1}{2}$ -48 uur	1-3 weken
<i>Atriplex littoralis</i>	nootje	5-10 min.	2-4 uur
	vrucht	15-3 dagen	0,5->3 maanden
<i>Matricaria inodora</i>	nootje	3 maanden	>5 maanden
<i>Rumex crispus</i>	nootje	$\frac{1}{2}$ uur	2-3 uur
	vrucht	15->4 maanden	>8 maanden
<i>Sonchus arvensis</i>	achene	?	>5 maanden
<i>Helianthus annuus</i>	nootje	4,5 dag	9-12 dagen

* zonder perigonia

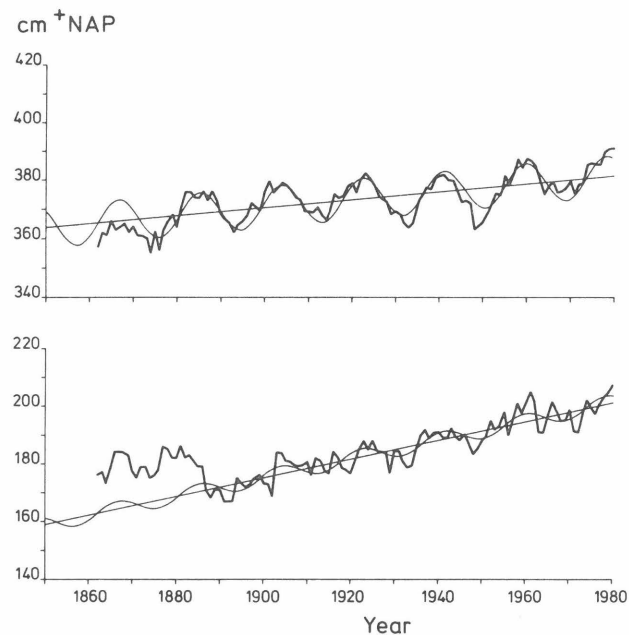


Fig. 4. Jaargemiddelden van getijverschil (A) en hoogwaterstanden (B) te Vlissingen in de periode 1850-1980. Regressielijnen van de relatieve zeespiegel- resp. hoogwaterrijzing en de sinoidale curve van de nodale maancyclus (Naar De Ronde 1982).

water inwerkende Coriolis-kracht. Andere windrichtingen kunnen dus een ander aanspoelpatroon opleveren. In ieder geval blijkt reeds uit deze ene proef, dat genetische uitwisseling tussen populaties van afzonderlijke schorren over tientallen kilometers alsook kolonisatie van nieuwe gebieden in het hele Oosterscheldegebied gemakkelijk plaats moeten kunnen vinden.

Evenals de zaden van Helianthus annuus kunnen zaden van de meeste schorplantesoorten gemakkelijk met de getijstroom van en naar het schor worden getransporteerd. Dit blijkt bijv. al uit de totaaltellingen van een jaar rond van vangsten in op het slik staande eb- en vloednetten, waarin dus grotendeels over de bodem meegevoerde zaden worden gevangen (Tabel 3). Het waren vooral zaden van soorten uit het lage schor (Salicornia, Aster, Spartina) die zich op deze wijze verplaatsten. Opvallend is het naar het schor toe gerichte netto transport van Salicornia en Spartina zaden. Uit vergelijking met vangsten in drijvende netten blijkt dat Salicornia zaad voornamelijk langs de bodem wordt getransporteerd, en Aster en Spartina zaad grotendeels aan het wateroppervlak. Salicornia zaad is daarom voor transport aangewezen op sterkere getijstroom dan de gemiddelde. Deze gaan doorgaans gepaard met vloedhoogten boven gem. hoog water (1,98 m [†]NAP) en windkracht boven 6 m sec⁻¹ (Tabel 4).

Bepaling van het drijfvermogen in een bak met zeewater geeft aan dat de halfwaardetijd kan uiteenlopen van minder dan een uur (Salicornia) of enkele uren (Suaeda maritima, Spergularia maritima, Plantago maritima) tot enkele maanden (vloedmerkplanten), zonder dat door het verblijf in het zoute water substantieel verlies aan kiemkracht lijkt op te treden (Tabel 5). Veel soorten, waaronder vooral de Chenopodiaceae, verspreiden zowel vruchten als zaden. Omdat de vruchten veel langer blijven drijven, beschikken deze soorten over twee manieren van diaspore-verspreiding. Dat is ook het geval met de Composieten Aster tripolium en Sonchus arvensis, waarvan de achenen (met pappus) langer blijven drijven dan de zaden alleen. Vergelijken we het drijfvermogen van de schorplanten met dat van de zonneploempitten, dan blijkt dit op enkele soorten na (Salicornia, Spergularia, Puccinellia maritima en Festuca rubra) geëvenaard of zelfs ruimschoots overschreden te worden. De aktieradius van het transport is echter niet alleen van het drijfvermogen van de diasporen afhankelijk, maar ook van de stroomsnelheid, de windrichting en -kracht, de totale zaadproduktie in het bekken en de mogelijkheid om tezamen met ander drijvend materiaal (wieren, enz.) te worden meegevoerd. Tenslotte is er nog de moge-

Tabel 6. Bedekkingspercentages (geschat) van plantenpopulaties en het aantal mollusken per soort over 1962-1970 in vier proefvlakten van het Springersgors, Grevelingen. Vergelijking van de jaarlijkse analyses met de gemiddelde afwijkingen (cm) van de werkelijke hoogwaterstanden (maandgemiddelden) met het overeenkomstige slot-gemiddelde van het peilstation Vlissingen. Analyses volgens Doing Kraft (1954), voor de plantensoorten getransformeerd in bedekkingspercentages. Ontleend aan Beeftink (1985b).

Proefvlakte No. 12. 1,41 m ⁺NAP, 2x2 m.

Jaar	62	63	64	65	66	67	68	69	70
Afwijking HW standen in voorafgaand jaar	+8,1	-4,3	-2,4	-0,3	+5,0	+4,0	+1,8	+1,0	+2,8
Puccinellia maritima	80	80	90	80	90	60	10	15	10
Aster tripolium	2	5	10	4	4	2	2	1	1
Glaux maritima	-	-	1	2	2	-	-	-	-
Plantago maritima	-	1	1	1	1	1	-	-	-
Limonium vulgare	10	20	30	20	20	20	30	20	20
Suaeda maritima	3	3	2	3	2	3	3	3	10
Halimione portulacoides	3	3	3	3	2	1	3	-	1
Spartina anglica	2	2	2	1	1	1	2	3	2
Salicornia europaea	5	3	2	3	4	30	30	15	20
Triglochin maritima	-	1	2	3	3	10	20	15	10
Hydrobia ulvae	a	p	p	p	r	r	m	a	-

Proefvlakte No. 5. 1,49 m ⁺NAP, 5x5 m.

Jaar	62	63	64	65	66	67	68	69	70
Afwijking HW standen in voorafgaand jaar	+8,1	-4,3	-2,4	-0,3	+5,0	+4,0	+1,8	+1,0	+2,8
Festuca rubra	3	5	10	10	10	2	2	3	
Elymus pycnanthus	-	-	-	1	1	-	-	-	
Artemisia maritima	-	2	2	2	2	3	1	-	
Parapholis strigosa	2	-	-	-	-	-	-	-	
Plantago maritima	5	15	10	10	10	10	10	10	
Aster tripolium	3	15	10	30	20	4	4	20	
Glaux maritima	10	10	10	10	10	4	4	4	
Halimione portulacoides	30	25	30	20	10	10	4	4	
Salicornia europaea	4	3	-	1	4	20	10	5	
Suaeda maritima	4	3	-	3	5	20	15	4	
Puccinellia maritima	1	-	1	-	1	1	2	2	
Spartina anglica	-	-	-	-	-	1	1	2	
Limonium vulgare	50	40	40	30	50	60	70	70	
Triglochin maritima	2	1	1	2	3	2	3	2	
Spergularia maritima	2	3	3	1	2	2	2	2	
Littorina saxatilis	-	-	-	r	r	r	a	a	
Assiminea grayana	p	-	p	-	r	-	p	a	
Ovatella moysotis	p	-	-	-	-	-	-	-	

Proefvlakte No. 10. 1,54 m ⁺NAP, 4½x5½ m.

Jaar	62	63	64	65	66	67	68	69	70
Afwijking HW standen in voorafgaand jaar	+8,1	-4,3	-2,4	-0,3	+5,0	+4,0	+1,8	+1,0	+2,8
Elymus pycnanthus	100	100	100	100	100	70	80	70	
Halimione portulacoides	30	2	1	-	2	2	10	10	
Aster tripolium	10	3	3	-	2	4	5	10	
Suaeda maritima	4	-	2	1	20	45	20	30	
Artemisia maritima	2	1	1	-	1	1	-	-	
Limonium vulgare	-	-	-	-	-	1	-	-	
Salicornia europaea	-	-	-	-	-	-	-	1	
Assiminea grayana	p	p	a	m	r	-	-	-	
Ovatella myosotis	m	p	p	p	m	m	m	p	

Proefvlakte No. 1. 1,70 m ⁺NAP, 2x3 m.

Jaar	62	63	64	65	66	67	68	69	70
Afwijking HW standen in voorafgaand jaar	+8,1	-4,3	-2,4	-0,3	+5,0	+4,0	+1,8	+1,0	+2,8
Elymus pycnanthus	5	30	40	60	70	70	30	50	
Festuca rubra	70	80	100	90	80	40	55	60	
Artemisia maritima	40	30	20	10	10	4	3	3	
Salicornia europaea	-	-	-	-	-	2	4	1	
Suaeda maritima	2	-	-	-	-	10	30	3	
Aster tripolium	3	2	1	2	1	4	4	4	
Puccinellia maritima	2	-	-	-	-	-	-	-	
Spergularia maritima	1	-	-	-	-	-	-	-	
Plantago maritima	4	3	2	3	2	2	2	1	
Limonium vulgare	2	1	2	1	1	1	1	1	
Halimione portulacoides	3	2	1	2	2	3	3	2	
Assiminea grayana	a	-	-	-	r	p	-	p	
Ovatella myosotis	p	-	-	-	a	a	m	p	

lijkheid van een etappe-gewijze verspreiding via tussentijdse kieming, groei en zaadproduktie.

Invloed van kortlopende natuurlijke variaties in het getijverschil op de schorvegetatie

In Tabel 1 zijn de belangrijkste kortlopende (tot 20 jaar) variaties in het getijverschil genoemd. Zij blijken niet alleen in frequentie, maar ook in de grootte van de variatie sterk uiteen te lopen. De grote mate van voorspelbaarheid van dit samengestelde ritme kan sterk worden doorbroken door op- of afwaaiing van het vloedwater (Figuur 4). Vloedverhogingen of -verlagingen door de wind lijken geclusterd te kunnen optreden, zodanig dat er jaren zijn, of zelfs groepen van jaren, met verhoogde of verlaagde vloedstanden (De Ronde 1982).

In Tabel 6 wordt geïllustreerd hoe de vegetatie op dergelijke afwijkingen reageert. Op vier proefvlakten langs een hoogtegradiënt in het Springersgors (Figuur 2) is van 1962 t/m 1970 de vegetatie geanalyseerd. Tevens zijn voor de periode tussen de opname-data (september-augustus) de afwijkingen van de HW-maandgemiddelden (cm) van de gemiddelde hoogwaterstand (HW) over 1951-1960 bij Vlissingen per maand gemiddeld. Voor het peilstation Vlissingen is gekozen omdat de waterstanden daar in die periode niet door de Deltawerken zijn beïnvloed. In de periode 1962-1965 bleken lagere vloeden dan gemiddeld (negatieve waarden) te zijn voorgekomen dan in de perioden ervoor en er na.

Tabel 6 laat zien dat de periode met weinig hoge overstromingen samenvalt met een andere vegetatiesamenstelling. De verlaging van de overstromingsfrequentie - en globaal ook van overstromingsduur en -hoogte - naar waarden beneden "normaal" in 1962/63 valt voor veel soorten samen met een verandering in het bedekkingspercentage. Het eind van die periode (1965/66) vertoont tegengestelde veranderingen in de bedekkingspercentages, echter meestal met een na-ijling van één of meer jaren. Alleen in proefvlakte 3, met Elymus pycnanthus als dominante soort, viel voor veel soorten de reactie samen met de omslag in overstromingsfrequentie.

De aard van de verandering in het bedekkingspercentage hing voor veel soorten af van het niveau waarop de proefvlakte t.o.v. het getij ligt. Aster tripolium, bijvoorbeeld, heeft in de periode met geringe overstromingsfrequenties hogere populatiedichtheden op de twee laag gelegen veld-

Tabel 7. Getransformeerde bedekkingspercentages van Aster tripolium, Halimione portulacoides en Salicornia europaea over 1962-1970 in vier proefvlakten van het Springersgors, Grevelingen. Zie verder Tabel 6.

[†] NAP	62	63	64	65	66	67	68	69	70
m	+	-	-	-	+	+	+	+	+

Aster tripolium

1,70	3	2	1	2	1	4	4	4	
1,54	10	3	3	-	2	4	5	10	
1,49	3	15	10	30	20	4	4	20	
1,41	2	5	10	4	4	2	2	1	1

Halimione portulacoides

1,70	3	2	1	2	2	3	3	2	
1,54	30	2	1	-	2	2	10	10	
1,49	30	25	30	20	10	10	4	4	
1,41	3	3	3	3	2	1	3	-	1

Salicornia europaea

1,70	-	-	-	-	-	2	4	1	
1,54	-	-	-	-	-	-	-	1	
1,49	4	3	-	1	4	20	10	5	
1,41	5	3	2	3	4	30	30	15	20

jes, maar lagere dichtheden op de hoger gelegen proefvlakten (Tabel 7). Ook Halimione portulacoides rageert op deze wijze, zij het minder uitgesproken. Blijkbaar verschuiven de populaties van deze soorten over het schor op en neer, afhankelijk van een grotere of kleinere invloed van het getij.

De populaties van de eenjarige Salicornia europaea (Tabel 7) en Suaeda maritima nemen bij hoge overstromingsfrequenties over grote delen van het schor aanzienlijk in dichtheid toe. Kennelijk wordt door de hoge vloed en veel zaad van deze soorten over het schor verspreid, zoals voor Salicornia ook door Koutstaal et al. (ongepubl.) is geconstateerd (zie ook Beeftink 1985a). Ook Spartina anglica, Triglochin maritima en Limonium vulgare vertonen onder die getij-omstandigheden hogere populatiedichtheden, maar dan vooral door vegetatieve vermeerdering. Glaux maritima, Festuca rubra, Artemisia maritima en Elymus pycnanthus zijn juist gevoelig voor hogere overstromingsfrequenties. Ook de mollusken lijken op veranderingen in de getij-invloed te reageren.

Verondersteld mag worden dat deze reacties van zoutplantenpopulaties op veranderingen in het getijrégime direkt te maken hebben met veranderingen in de oxydatie/reduktie toestand van de schorbodem. Armstrong et al. (1985) hebben gevonden dat er een nauw verband is tussen de doodtij/springtij-cyclus en de aëratie-toestand van de bodem. Bovendien toonden zij aan dat er een duidelijke relatie bestaat tussen de hoogte van de schorbodem en de aëratietoestand. Zij onderscheidden drie aëratiepatronen: (1) alleen oxydatieprocessen tijdens de doodtij-periode, aanwezig in de Spartina anglica zone, (2) alleen tijdens springtij een verlaging van de redox-potentiaal, in de Puccinellia-Halimione-Elymus begroeiingen in een afnemende reeks, en (3) alleen verlaging van de redoxpotentiaal tijdens zeer hoge springvloeden, in de "General salt marsh" zone en de Festuca rubra vegetaties.

De proefvlakten in het Springersgors behoren tot de tweede en derde groep. Verwacht mag worden dat ook hier meer of minder overstromingen dan gemiddeld een effect hebben op de oxydatie/reduktie toestand van de bodem. Vooral overblijvende soorten zouden daarop kunnen reageren, zoals ook uit het verschil in vegetatiesamenstelling van de drie aëratiepatronen in de studie van Armstrong et al. (1985) blijkt. De éénjarige soorten zouden het vooral moeten hebben van zaadtoevoer met het vloedwater en voldoende open ruimte om te kiemen en te groeien.

Groenendijk (1985) vond in inundatie-experimenten van 2,4 en 8 dagen

geen duidelijke relatie tussen de inundatiegevoeligheid van soorten van het midden en hoge schor en de plaats van deze soorten in de zonering. De soorten van het lage schor waren alle goed tegen deze inundaties bestand. Maar ook Limonium vulgare en Juncus gerardii bleken zeer tolerant, zelfs voor inundatiewater van hoge temperaturen (36°C). Festuca rubra was het meest gevoelig, gevolgd door Triglochin maritima. Plas-dras inundaties waren voor Triglochin en Juncus nadeliger dan totale inundatie. Zijn conclusie is dat de discrepantie tussen de experimenteel gevonden verschillen in inundatiegevoeligheid en de plaats in de zonering van het midden en hoge schor het gevolg kan zijn van verschillen in specifieke interacties tussen de samenlevende populaties. Die interacties kunnen behalve door verschillen in inundatiegevoeligheid, op langere termijn ook worden beïnvloed door verschillen in biomassa-productie, populatie turnover en zelfs kiemingsoecologie. Deze conclusie behoeft niet in strijd met de resultaten van Armstrong et al. (1985) te zijn, omdat zijn onderzoek daarvoor te grootschalig is.

Invloed van het wegvallen van het getij op de schorvegetatie

Het voornaamste doel van de uitvoering van de Deltawerken is het terugdringen van de getij-invloed in de estuaria van Rijn en Maas. De technisch eenvoudigste manier is een totale afsluiting met een dam, zodat aan de landzijde het getij tot nul is gereduceerd, of hoogstens door resonantieverschijnselen achterom via andere, nog in open verbinding met de zee staande rivierarmen een geringe fluctuatie is overgebleven. Dat is gebeurd met het Veerse Meer (1961), Brielse Gat (1966), Haringvliet/Hollands Diep (1970), de Grevelingen (1971), het Markiezaatsmeer (1983), en gaat gebeuren met het Volkerak/Zoommeer (1987). In de meeste van deze wateren veranderde het getijregime in een vast peil op of dichtbij het NAP-niveau.

Voor de schorvegetatie behoort de totale isolering van de getij-invloed tot de meest rigoreuze oecologische ingrepen die men zich met betrekking tot de waterstand kan voorstellen. Alleen een nog lager vast peil - zoals in het Veerse Meer (0,70 m $\bar{\text{NAP}}$) in de wintermaanden - kan deze overtreffen. Het compleet wegvallen van elke overstroming met zout water zette in de drooggevalen gronden een samenstel van versnelde bodemrijpingsprocessen in gang, waarvan de belangrijkste zijn: uitdroging gepaard met verzilting, scheurvorming, aëratie (S-oxydatie, versnelde decompositie

Tabel 8. Getransformeerde bedekkingspercentages van plantenpopulaties over 1970-1984 in vijf proefvelden van het Springersgors, Grevelingen. Afsluiting van het getij in voorjaar 1970 (nrs. 22 en 26) of voorjaar 1971 (nrs. 32 en 33).

A. Proefvlakte 32, *Spartinetum anglicae*. 1,15 m ⁺NAP, 6x10 m.

[illegible]

B. Proefvlakte 3, *Puccinellietum maritimae*. 1,39 m [†]NAP, 1½x4½ m.

[illegible]

Tabel 8C. Proefvlakte 26, *Puccinellietum maritimae*, variant met *Limonium vulgare*. 1,41 ⁺NAP, 3x4 m.

Jaar	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Bedekking (%)	9	99	99	90	70	70	40	70	90	95	99	98	98	99	99
<i>Spartina anglica</i>	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aster tripolium</i>	4	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salicornia europaea</i>	10	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Suaeda maritima</i>	10	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triglochin maritima</i>	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Puccinellia maritima</i>	3	40	20	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limonium vulgare</i>	70	60	30	10	4	3	3	3	1	-	-	-	-	-	-
<i>Halimione portulacoides</i>	3	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spergularia maritima</i>	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago maritima</i>	3	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glaux maritima</i>	2	15	70	80	30	40	30	4	4	4	2	2	-	-	-
<i>Atriplex hastata</i>	-	-	2	3	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urtica dioica</i>	-	1	5	10	20	10	10	4	4	4	3	1	1	-	-
<i>Sonchus arvensis</i>	-	1	2	3	10	4	1	1	2	2	2	2	3	2	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	1	1	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Senecio jacobaea</i>	-	-	-	-	1	3	4	5	4	4	2	2	-	-	-
<i>Cardamine hirsuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	5	5	3	3	-	4	-	-
<i>Epilobium adenocaulon</i>	-	-	-	1	3	10	2	20	25	3	2	1	-	-	-
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	-	-	1	3	3	15	30	20	10	10	4	3	3
<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	2	3	3	30	55	60	40	15	-	-	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	1	10	4	5	4	3	3
<i>Galium aparine</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	2	-	-
<i>Elymus pycnanthus</i>	-	1	1	3	3	4	4	5	20	25	40	40	75	25	20
<i>Rubus</i> spp.	-	-	1	1	1	2	1	2	2	1	2	2	2	10	20
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	4	10	15	15	40
<i>Ligustrum vulgare</i>	-	-	-	-	1	2	1	1	1	2	2	2	2	1	-

D. Proefvlakte 33, *Halimionetum portulacoidis*. 1,42 m ⁺NAP, 4x4 m.

Jaar	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Bedekking (%)	98	80	95	95	85	60	75	90	90	80	70	70	80	98	98
<i>Spartina anglica</i>	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aster tripolium</i>	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salicornia europaea</i>	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Suaeda maritima</i>	10	30	60	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triglochin maritima</i>	2	2	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Puccinellia maritima</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limonium vulgare</i>	25	20	20	30	25	20	10	20	10	4	4	2	-	-	-
<i>Halimione portulacoides</i>	70	30	10	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	4	2	2	3	2	2	2	1	1	-	-	-	-
<i>Glaux maritima</i>	-	1	3	30	10	10	3	4	5	4	10	15	15	30	10
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	1	5	20	10	4	4	15	5	4	4	3	4	2
<i>Urtica dioica</i>	-	-	3	10	10	10	50	30	10	4	4	4	2	3	2
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	2	2	2	2	2	4	2	-	-	-	-	-	-
<i>Senecio jacobaea</i>	-	-	1	1	3	15	3	30	25	20	10	5	4	4	5
<i>Epilobium adenocaulon</i>	-	-	-	-	2	3	1	3	4	20	4	4	2	2	1
<i>Poa pratensis</i>	-	-	1	1	2	2	2	10	10	20	20	20	30	30	30
<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	5	4	-	-	-
<i>Cynoglossum officinale</i>	-	-	-	-	-	1	1	2	1	3	3	4	3	-	-
<i>Rubus spp.</i>	-	-	-	2	2	2	1	2	2	3	2	2	5	10	25
<i>Festuca rubra</i>	-	-	-	-	1	1	1	4	3	3	5	5	10	10	15
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	-	-	-	2	2	2	10	10	15	15	20	20	35	40
<i>Sonchus arvensis</i>	-	-	-	1	3	2	1	2	2	3	3	1	2	2	-

E. Proefvlakte 22, *Artemisietum maritimae*. 1,60 m [†]NAP, 2x6 m.

[illegible]

Tabel 9. Duur van het voortbestaan (gem. aantal jaren) van zoutplantenpopulaties in permanente proefvlakten na volledige afsluiting van de invloed van het getij.

Terrein	Grevelingen		Brielse Gat	
	Springersgors	Slikken van Flakkee	Groene Strand	Schor niveau
Saliniteit	zout	zout	brak	
Beheer	niets doen	beweiding	niets doen	
Aantal (n)	7-21	5-11	1-8	
<i>Salicornia europaea</i>	1,8	2,2	-	
<i>Spartina anglica</i>	2,4	3,2	2,0	laag
<i>Aster tripolium</i>	2,6	4,5	2,2	
<i>Suaeda maritima</i>	2,8	3,1	-	
<i>Triglochin maritima</i>	3,2	3,4	2,6	
<i>Halimione protulacoides</i>	3,8	3,8	-	
<i>Plantago maritima</i>	3,7	> 5,8	2,6	
<i>Puccinellia maritima</i>	4,2	> 4,7	2,5	midden
<i>Artemisia maritima</i>	4,1	-	3,0	
<i>Spergularia maritima</i>	4,9	> 5,5	1,0	
<i>Limonium vulgare</i>	5,3	4,2	2,0	
<i>Glaux maritima</i>	> 11,2	> 5,6	> 11,1	
<i>Parapholis strigosa</i>	9,0	4,0	-	
<i>Juncus gerardii</i>	9,0	> 4,5	> 14,0	hoog
<i>Festuca rubra</i>	> 15,0	> 7,6	> 13,4	
<i>Elymus pycnanthus</i>	> 15,0	> 8,0	> 10,6	

van organische stof), ontzilting. De meeste halofytensoorten kunnen deze sterke milieu-veranderingen niet verdragen. De populaties sterven na kortere of langere tijd uit.

Als voorbeeld is een aantal proefvlakten op het Springersgors gekozen. Dit gebied ligt in de Grevelingen en is in het voorjaar van 1971 van de zee afgesloten. In Tabel 8 is het verloop van de vegetatieveranderingen over de periode 1970-1984 in vijf proefvlakten weergegeven.

Op het lage schor vertoonde Suaeda maritima na het droogvallen toen de bodem nog zilt was, tijdelijk een sterke toeneming in dichtheid direkt volgend op de massale afsterving van Spartina anglica (Tabel 8A), Puccinellia maritima (Tabel 8B) of Halimione portulacoides (Tabel 8D). Kort daarop vestigde zich een reeks van voornamelijk ruigtekruiden uit het zoete milieu, die tot 1984 een grote jaarlijkse turnover van biomassa opleverde. De snelle opkomst van Calamagrostis epigejos lijkt daar een einde aan te maken.

Limonium vulgare lijkt langer stand te houden op de hogere delen van het schor (Tabel 8D) dan op de lagere, Puccinellia maritima juist op de lagere delen (Tabel 8B). Festuca rubra kan het onder droge en ontzilte bodemomstandigheden lang uithouden (Tabel 8E) en zich na de afsluiting zelfs vestigen (Tabel 8D), evenals Glaux maritima (Tabel 8D) en Elymus pycnanthus (Tabel 8C).

De ruigtekruidenvegetatie die in de loop van de jaren de plaats van de zoutvegetatie innam, heeft een opvallend homogene soortensamenstelling. Alleen de volgorde waarin de soorten in de successie hun maximale dichtheid bereikten, verschilt van plaats tot plaats. Een dergelijk voornamelijk temporeel successiepatroon is ook in de eerste 8-9 jaar na de afsluiting van het Veerse Meer op de Middelplaten aangetroffen (Hogeweg et al. 1985).

Vergelijken we deze en andere gegevens van het Springersgors met die van de Slikken van Flakkee (Grevelingen) en het Groene Strand van Oostvoorne (Brielse Gat), dan kunnen enige conclusies worden getrokken over de invloed van het milieu op het voortbestaan van zoutplantenpopulaties na het wegvallen van het getij (Tabel 9):

(1) Populaties van plantensoorten die kenmerkend zijn voor het lage schor, zoals Salicornia en Spartina, houden het kortste stand, die van soorten van het hoge schor het langst. De intensiteit van de geforceerde bodemrijping is op het lage schor veel groter dan op het hoge schor, zodat voor de soorten van het lage schor de grenzen van de voor het voortbestaan vereiste

milieu-omstandigheden eerder worden bereikt.

(2) In een van origine brak schor houden de soorten van het lage en middenschor korter stand, en die van het hoge schor langer, dan in een oorspronkelijk zout schor. Te denken valt hier aan door het lage zoutgehalte eerder optredende interacties van de binnenvallende ruigtekruiden met de halofyten van het lage en middenschor. Op het hoge schor zouden door het toch al brakke karakter van het milieu nog slechts geringe milieuveranderingen plaats vinden met daaraan verbonden een naar verhouding geringe respons van de vegetatie.

(3) Beweiding in van origine zoute schorren verlengt de levensduur van de populaties van het lage schor en van sommige populaties van het middenschor, maar verkort de levensduur van de soorten van het hoge schor. De door het vee vastgetrapte bodem van het lage schor houdt het zout langer vast en houdt de vegetatie meer open dan op de hogere delen van het schor. Op de laatstgenoemde delen vestigen zich onder invloed van beweiding vooral uitstoelende gras- en klaversoorten die de zoutplanten verdringen (Beeftink 1979). Ook Westhoff (1969) wees op de mogelijke concurrentiegevoeligheid van halofyten en het gunstige effect van beweiding in de interacties met zoutmijdende plantensoorten na de afsluiting van de voormalige Zuiderzee.

De proefvelden op de schorren bij St. Annaland en Krabbendijke.

Effecten van strenge winters, droge zomers, vloedverhoging, opslibbing en relatieve zeespiegelrijzing

Tot nu toe is de respons van de schorvegetatie op een enkele milieuverandering (het getij) beschreven. Meestal echter volgen in de natuur verschillende soorten milieuveranderingen elkaar met ongelijke tijdsintervallen op of treden zelfs stress-toestanden met betrekking tot verschillende factoren gelijktijdig op. In deze sectie zullen enkele voorbeelden worden behandeld van dergelijke na elkaar of gelijktijdig verlopende milieu-veranderingen en zal worden getracht over de periode 1965-1984 hun invloed op de vegetatie te analyseren. Het gaat om de volgende factoren:

(1) Temperatuur. Reeds eerder is gemeld dat Halimione portulacoides, en soms ook Spartina anglica, bij langdurige strenge vorst (temperaturen van -15°C en lager) afsterven (Beeftink 1979, Beeftink et al. 1978). Dergelijke omstandigheden komen af en toe in zuid-west Nederland voor, het laatst in de winters van 1962/63, 1978/79, 1984/85 en, in mindere mate, in 1969/70.

Tabel 10. Watertemperaturen (°C) van het Oosterscheldewater bij Yerseke.
Naar Van Boven (1981) en ongepubliceerde gegevens DIHO.

jaar (nov-okt.)*)	63/64	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74
Maandgem. over het jaar		10,5	10,9	11,3	10,8	10,7	10,4	11,4	10,7	11,4	11,1
Maandgem. over nov.-april		5,0	5,4	6,0	5,6	4,5	<u>4,3</u>	5,7	6,1	6,1	6,8
Maandgem. over mei-okt.		16,6	16,1	16,4	16,7	16,0	16,9	16,5	17,0	15,4	15,4
Jaar (nov.-okt.)	74/75	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84	
Maandgem. over het jaar	11,8	11,4	10,4	10,7	9,8	10,6	10,4	10,8	11,2	10,6	
Maandgem. over nov.-april	6,8	5,5	5,8	5,6	<u>3,9</u>	5,7	5,6	4,6	5,8	5,5	
Maandgem. over mei-okt.	16,7	<u>17,2</u>	15,0	15,8	15,7	15,5	15,3	<u>17,1</u>	16,6	15,6	

*) Jaarindeling op basis van maandgemiddelden meer en minder dan 10°C.

Tabel 11. Chloridegehalten (‰) van het Oosterscheldewater bij Yerseke.
Naar Van Boven (1981) en ongepubliceerde gegevens DIHO.

jaar (sept.-aug.)	63/64	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74	74/75	75/76	
Maandgem. over het jaar		15,3	14,3	14,6	15,2	15,2	15,7	16,6	16,9	16,8	16,9	16,0	16,7	
Maandgem. over sept-febr.		16,5	14,1 ³⁾	14,1 ⁵⁾	15,6 ⁷⁾	15,4 ⁹⁾	16,2	16,5	16,9	16,9	16,9	16,2	16,4	
Maandgem. over maart-aug.		17,3 ¹⁾	14,1 ²⁾	14,4 ⁴⁾	15,2 ⁶⁾	14,8 ⁸⁾	14,9 ¹⁰⁾	15,3	16,6	16,8	16,8	16,9	15,8	17,0 ¹¹⁾
Jaar (sept.-aug.)	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84						
Maandgem. over het jaar	17,4	16,1	16,0	15,5	15,5	15,4	16,0	15,9						
Maandgem. over sept.-febr.	17,5 ¹²⁾	16,1	16,1	16,0	15,9	15,1	16,2	16,0						
Maandgem. over maart-aug.	17,2 ¹³⁾	16,0	15,8	15,0	15,2	15,7	15,7	15,7						
									1)	Maximum	19,4	‰	oo	(10/8)
									2)	Minimum	13,2	‰	oo	(21/5)
									3)	Minimum	9,0	‰	oo	(21/1)
									4)	Minimum	12,1	‰	oo	(7/3)
									5)	Minimum	8,3	‰	oo	(div. data jan.)
									6)	Minimum	8,2	‰	oo	(28/8)
									7)	Minimum	11,2	‰	oo	(2/2)
									8)	Minimum	12,3	‰	oo	(15/3)
									9)	Minimum	14,0	‰	oo	(23/10)
									10)	Minimum	13,7	‰	oo	(5/5)
									11)	Maximum	18,3	‰	oo	(17/8)
									12)	Maximum	18,8	‰	oo	(1/12)
									13)	Maximum	18,6	‰	oo	(21/6)

Tabel 12. Jaarlijkse en halfjaarlijkse sommen van hoeveelheden neerslag (mm) te St. Annaland.
Naar gegevens van het KNMI, De Bilt.

Periode	63/64	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74
jaar(sept.-aug.)		953	935	885	852	791	618	710	676	585	818
september-februari		441	469	495	401	359	335	388	282	266	489
maart-augustus	372	512	466	390	450	432	282	322	395	319	329

Periode	74/75	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84
jaar(sept.-aug.)	1054	490	748	694	761	840	806	766	886	741
september-februari	646	365	465	370	330	402	368	465	460	438
maart-augustus	408	<u>124</u>	284	324	430	437	438	301	426	303

Tabel 13. Jaarlijkse en halfjaarlijkse sommen van hoeveelheden neerslag (mm) te Krabbendijke.
Naar gegevens van het KNMI, De Bilt.

Periode	63/64	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74
jaar(sept.-aug.)		991	919	851	817	819	694	753	679	598	650
september-februari		501	429	473	384	341	349	372	249	272	458
maart-augustus	378	490	491	377	434	478	345	382	430	326	292

Periode	74/75	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84
jaar(sept.-aug.)	975	461	732	583	849	846	757	803	829	719
september-februari	601	292	418	309	395	413	368	480	464	400
maart-augustus	374	<u>169</u>	313	274	454	433	389	323	366	319

Tabel 14. Relatieve zeespiegelrijzing bij Vlissingen en Zierikzee over 1933-80
(cm per eeuw) en, daarvan afgeleid, over 1965-84 (cm per 20 jaar).
Naar ongepubliceerde gegevens verstrekt door De Ronde (Rijkswaterstaat,
Den Haag).

Periode	Vlissingen		Zierikzee	
	1933-80	1965-84	1933-80	1965-84
Gem. zeeniveau	15	3,0	20	4,0
Gem. hoog water	34	6,8	38	7,6
Gem. laag water	7	1,4	4	0,8
Gem. getijverschil	27	5,4	34	6,8

In de plaats van de afgestorven Halimione zet dan een secundaire successie in, waarbij vooral Suaeda maritima, Aster tripolium en Puccinellia maritima als de wegbereiders voor een zich herstellende Halimione vegetatie optreden. De duur van de herstelperiode is 4-7 (8) jaar, en dus juist ongeveer voldoende voor de verzekering van het voortbestaan van het Halimionetum bij de huidige frequentie van strenge winters in deze streken.

Warme zomers leiden eveneens tot extreme milieu-omstandigheden, vooral als deze gepaard gaan met weinig neerslag en een geringe overstromingsfrequentie. Het chloridegehalte van het bodemvocht kan dan tot belangrijk hogere waarden oplopen dan het chloridegehalte van het overstromingswater. Dat was het geval in 1976. Behalve dat de watertemperatuur in de Oosterschelde ruim 1°C hoger was dan normaal (Tabel 10), onderging ook het chloridegehalte van het Oosterscheldewater door de sterke verdamping een verhoging van 1-2½ ‰ die nog tot in het voorjaar van 1977 merkbaar was (Tabel 11).

Langdurige zomerdroogte kan de populatiedynamiek van sommige zoutplanten, zoals Puccinellia maritima, Triglochin maritima, Festuca rubra en Artemisia maritima, beïnvloeden. Een bijkomend effect is, dat in de droogteperiode bodemrijpingsprocessen in gang worden gezet. Eén daarvan is de inklinking van de bodem. Klink van enige centimeters heeft tot gevolg dat de overstromingsfrequentie merkbaar groter wordt, waardoor vocht- en anaërobie-minnende soorten, zoals Spartina anglica en Triglochin maritima zich kunnen uitbreiden.

(2) Neerslag. Deze faktor vertoont nogal sterk lokale verschillen (Tabel 12 en 13). De periode 1974/75 springt er uit met een zeer nat winterhalfjaar en de daaropvolgende periode 1975/76 met een zeer droge winter en zomer. Andere natte jaren waren 1964/65 en 1965/66 en andere droge zomers 1974 en 1978.

Infiltratie van regenwater in de schorbodem heeft verlaging van het chloridegehalte in de bodem tot gevolg, die weer door infiltratie van zee (Oosterschelde)water en door verdamping kan worden geneutraliseerd. Andersom doet in droge zomers verdamping van het bodemvocht het chloridegehalte stijgen. Infiltratie van zeewater en vooral van neerslag zal deze verhoging weer geleidelijk opheffen. Langdurige, bijvoorbeeld enige maanden durende, buitengewone verhoging (zoals in 1976) of verlaging (zoals in 1964-1969, zie hieronder) van het chloridegehalte in de schorbodem kan de verhouding in aantallen of bedekking van de soorten tijdelijk wijzigen.

(3) Chloridegehalte van het overstromingswater. Na 1964, toen de Grevelingendam gereed was, stroomde bij hoge Rijnafoeren meer rivierwater de Oosterschelde binnen dan voorheen. Dit leidde in de jaren 1965 tot 1969 (afsluiting van het Volkerak met de Volkerakdam) tot periodiek zeer lage chloridegehalten in de Oosterschelde, bij Yerseke tot $8-9 \text{ }^{\circ}/\text{oo Cl}^{-1}$ (Tabel 11). Er moet rekening mee worden gehouden, dat sommige soorten zich in deze periode tijdelijk op lagere niveau's konden vestigen. Het is bekend dat een aantal halofyten, waaronder Spergularia salina, Glaux maritima, Juncus gerardii en Atriplex hastata, bij lagere zoutgehalten grotere overstromingsfrequenties kunnen verdragen (Beeftink 1965, 1985b).

(4) Opslibbing. In de periode 1965-1984 hebben zich in de proefvlakten op de schorren bij St. Annaland en Krabbendijke sedimentatie- en bodemrijpingsprocessen voorgedaan. Op de proefvlakten bij St. Annaland varieerde de bodemophoging van -10 tot $+18 \text{ cm}$, en op die bij Krabbendijke van $+3$ tot $+22 \text{ cm}$ over de gehele periode. Dat was gemiddeld $-5,3$ tot $+9,5 \text{ mm}$ resp. $+1,6$ tot $11,9 \text{ mm}$ per jaar. Deze uitkomsten zijn de resultante van de opslibbing met sediment uit het vloedwater en de inklinking die onderdeel van het bodemrijpingsproces uitmaakt. Een negatieve waarde betekent dus dat de inklinking in die periode groter was dan de opslibbing.

Zowel opslibbing als inklinking zijn processen die zeker niet regelmatig verlopen. Onregelmatigheden in bagger-werkzaamheden en in andere, met de Deltawerken verband houdende activiteiten die slib in suspensie brengen, alsmede onregelmatigheden in de stormfrequentie kunnen schoksgewijze opslibbing veroorzaken. De geomorfologie van het schor bepaalt in sterke mate het ruimtelijk sedimentatiepatroon. Anderzijds moet de zeer droge zomer van 1976 waarin tevens zeer lage overstromingsfrequenties voorkwamen (zie Tabel 16) een relatief sterke bodemklink hebben teweeggebracht.

(5) Relatieve zeespiegelrijzing. Daarin zijn twee componenten, bodemdaling en zeespiegelrijzing. Bodembewegingen treden voornamelijk op door tektonische, glacio- en hydro-isostatische bewegingen. In Nederland daalt de bodem de laatste 7000 jaar met een min of meer lineaire snelheid van $4-5 \text{ cm eeuw}^{-1}$ (Van de Plassche 1983). Deze bodemdaling hangt samen met de postglaciale rijzing van Fennoscandia. Veel belangrijker is de reële zeespiegelrijzing. Deze bedraagt voor Nederland ongeveer 15 cm eeuw^{-1} (Van Malde 1984). Tezamen met de bodemdaling vormt zij de relatieve zeespiegelrijzing. In Tabel 14 is deze voor enkele getijstanden van de stations Vlissingen en Zierikzee weergegeven. Het gemiddeld getijverschil

Tabel 15. Maximale geschatte verhoging van het hoogwaterniveau (cm) door de aanleg van de Volkerakdam (1969), waarna de vegetatie zich nog tot het oorspronkelijke vegetatietype herstelde. Naar Beeftink (1979).

Vegetatietype	Rijzing HW-niveau	Niveau schor
Lolio-Potentillion anserinae (Loto-Trifolion)	0-1	bovenrand
Armerion maritimae	3	hoog
Puccinellion maritimae	10-15	midden
Spartinion	30-40	laag

Tabel 16. Verhoging van de hoogwaterstanden t.o.v. het slotgemiddelde 1961.0 bij de schorren te St. Annaland en Krabbendijke. Maandgemiddelden in cm. Naar ongepubliceerde gegevens van de Rijkswaterstaat.

Periode	64/65	65/66	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74
<u>Schor St. Annaland</u> (slotgemiddelde 1,73 m ⁺ NAP = Bruinisse +22 cm)										
jaar (sept.-aug.)	-4,1	2,0	-0,4	-0,6	+6,8	23,8	21,1	20,8	23,2	28,9
winterhalfjaar (sept.-febr.)	-2,7	4,0	+4,5	+3,3	-1,0	24,2	25,0	17,2	23,2	35,5
zomerhalfjaar (mrt.-aug.)	-5,5	0,0	-5,3	-4,5	+14,5	23,3	17,2	24,5	23,2	22,3
<u>Schor Krabbendijke</u> (slotgemiddelde 1,82 m ⁺ NAP)										
jaar (sept.-aug.)	+0,1	3,0	+2,2	+0,2	1,3	4,0	1,8	-0,2	3,5	7,5
winterhalfjaar (sept.-febr.)	-0,8	3,2	+6,5	+2,8	1,0	4,3	4,3	-3,7	3,5	13,2
zomerhalfjaar (mrt.-aug.)	+0,8	2,8	-2,2	-2,5	1,7	3,7	-0,8	+3,3	3,7	1,8
Periode	74/75	75/76	76/77	77/78	78/79	79/80	80/81	81/82	82/83	83/84
<u>Schor St. Annaland</u>										
jaar (sept.-aug.)	34,1	27,7	33,7	34,0	37,7	40,8	39,3	41,0	42,1	42,3
winterhalfjaar (sept.-febr.)	40,0	32,3	35,5	38,2	37,0	38,7	40,5	45,7	42,0	47,8
zomerhalfjaar (mrt.-aug.)	28,2	23,0	31,8	29,8	38,3	42,8	38,2	36,3	42,2	36,8
<u>Schor Krabbendijke</u>										
jaar (sept.-aug.)	13,4	6,2	9,6	13,3	14,0	16,9	15,8	15,3	16,1	18,0
winterhalfjaar (sept.-febr.)	20,8	10,8	10,5	14,5	13,2	13,3	18,0	20,5	14,9	22,4
zomerhalfjaar (mrt.-aug.)	6,2	1,5	8,7	12,0	14,8	20,5	13,7	10,0	17,2	13,5

neemt echter ook toe, vooral omdat de hoogwaterstanden naar verhouding sterk omhoog gaan. De oorzaak van het toenemende getijverschil is niet met zekerheid bekend, maar moet waarschijnlijk voor een deel worden toegeschreven aan de voortdurende baggerwerkzaamheden in de riviermondingen waardoor de getijgolf gemakkelijker toegang tot de estuaria krijgt (Van Malde 1984).

(6) Vloedverhoging door de Deltawerken. Deze verandering in het getij kwam aan de zeezijde van de Deltadammen voor. De verhoging was des te groter naarmate de dam verder landinwaarts was geprojecteerd. Zo was er een vloedverhoging vóór de Haringvlietdam (1970) van 15-20 cm en vóór de Volkerakdam (1969) van ongeveer 1 m. Er was een gradient van afnemende vloedverhoging gaande van de Volkerakdam in de richting van de zee. In dit geval ging de vloedverhoging gepaard met een verhoging van de saliniteit van het overstromingswater van oligo- en mesohalien naar polyhalien (Peelen, 1970). Uit proefvlakgegevens verzameld op een reeks van schorren van nabij de Volkerakdam via het Zijpe naar de kom van de Oosterschelde kon worden vastgesteld, dat het effect op de schorvegetatie afhangt van de grootte van de vloedverhoging en de hoogte van het schor t.o.v. het getij (Beeftink 1979). Meestal geeft een dergelijke vloedverhoging een milieuschok waarbij de vegetatie geheel of gedeeltelijk afsterft en zich daarna herstelt. De vloedverhoging waarbij nog herstel van het oorspronkelijke vegetatietype optreedt, neemt af van ongeveer 40 cm aan de benedenrand van het schor tot 1 cm of minder aan de bovenrand (Tabel 15). Opgemerkt zij dat het hier om gemiddelde verhogingen van elke vloed gaat en niet om incidentele verhogingen door windeffekten. Een permanente vloedverhoging heeft op de vegetatie van het lage schor (*Spartinetum*), dat toch reeds door bijna elke vloed werd overstroomd, een relatief gering effect vergeleken met de vegetatie van het hoge schor, waar de toeneming van de overstromingsfrequentie door de verhoging tot het 6-10 voudige of zelfs meer kan oplopen.

Vloedverhoging als gevolg van de aanleg van dammen bereikt zelden direkt definitieve waarden. Het toegenomen potentiële waterdebiet bewerkstelligt de uitschuring van vloed- en ebgeulen totdat een evenwicht is bereikt. Volgens Tabel 16 lijkt het uiteindelijke vloedverhogende effect van de aanleg van de Volkerakdam (1969) na 9-10 jaar te zijn bereikt. Voorts blijkt dit proces trapsgewijs te zijn verlopen, op jaarbasis berekend vooral met trappen in 1969/70, 1972/73 en 1977/78.

Tenslotte, de vraag in hoeverre de hoofdpeilmerken waaraan de waterpasmetingen over de periode 1965-1984 zijn gekoppeld, met de bodemdaling

Fig. 5-11. Populatiedynamiek van de belangrijkste soorten over 1965-1984 op 7 proefvlakten aangelegd in het schor bij St. Annaland. Vegetatieanalyses als in Tabel 6.

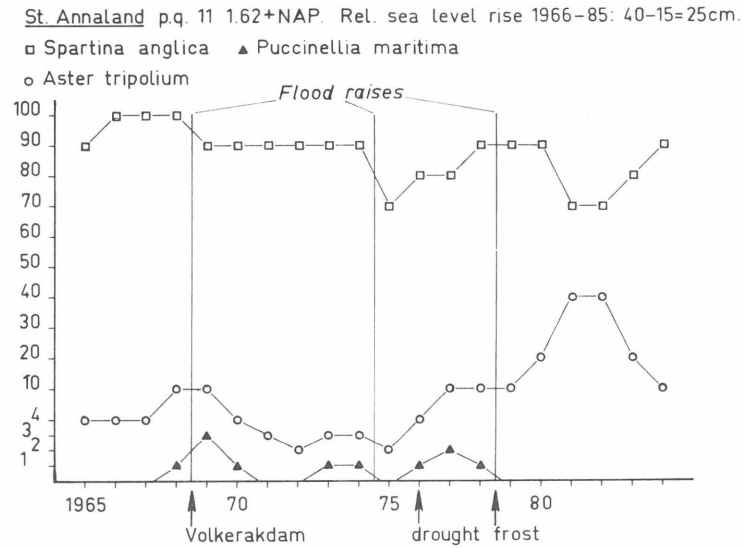


Fig. 5. *Spartinetum anglicae*, oppervlakte 5x6 m.

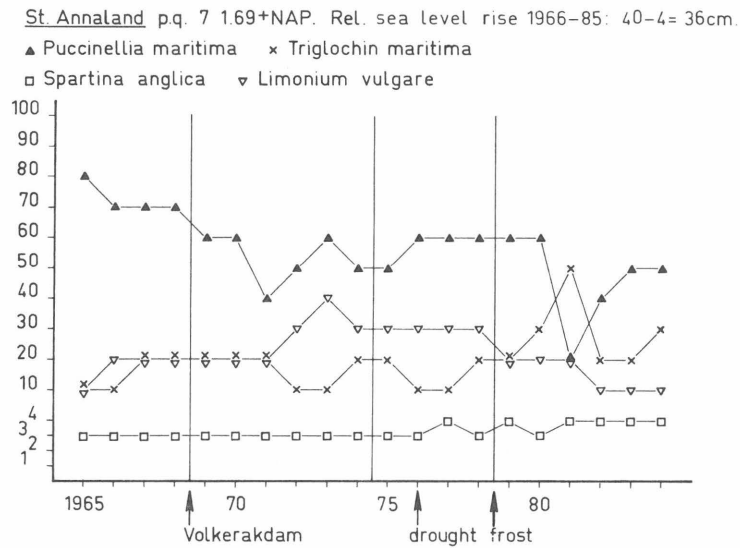


Fig. 6. *Puccinellietum maritimae*, oppervlakte 2x6 m.

zijn meegegaan, lijkt voor deze berekeningen niet relevant. Murre (1985) heeft recentelijk becijferd dat het in de pleistocene randgebieden van Zeeland over de bedoelde periode slechts om een bodemrijzing of daling van hoogstens enkele millimeters per 10 jaar zou gaan.

In het volgende zal worden getracht de veranderingen in de vegetatiesamenstelling over 20 jaar te interpreteren als respons op significante veranderingen in de onder (1) t/m (6) beschreven milieufactoren. Begonnen zal worden met enkele proefvlakten van het schor bij St. Annaland, omdat daar de veranderingen van de meeste milieufactoren groter waren dan op het schor bij Krabbendijke.

Schor St. Annaland

Proefvlakte nr. 11, *Spartinetum anglicae*. Hoogte 1,62 m ⁺NAP. Netto opslibbing over 1966-1985: 15 cm (Figuur 5).

Strengere wintervorst heeft op *Spartina anglica* geen invloed gehad evenmin als de zomerdroogte van 1976, de veranderingen in het getijderégime echter wel: De afname in de bedekking van *Spartina* in 1969, 1975 en 1981 volgen op een trapsgewijze vloedverhoging die over het hele jaar merkbaar was of vooral in het zomerhalfjaar (1969, 1974 en 1979, zie Tabel 16). Deze vloedverhogingen bedroegen 4,5 tot meer dan 10 cm op basis van maandgemiddelden. Vergelijken we deze cijfers met de jaarlijkse schommelingen in de vloedstand over 1961-1970 bij het Springersgors (Tabel 6), dan blijken deze van dezelfde orde van grootte te zijn. Een vloedrijzing van 10-15 cm gemiddeld per maand over een verloop van 1-2 jaar kan dus bij *Spartina* een significante tijdelijk achteruitgang van de bedekking tot gevolg hebben. *Puccinellia maritima* en *Aster tripolium* lijken daarbij de opengevallen plaatsen op te vullen. Over de gehele periode van 20 jaar was de vloedverhoging 42 cm. Met een netto opslibbing van 15 cm betekent dit voor deze vegetatie een effectieve vloedverhoging van 25 cm. Daartegen bleek de *Spartina*-gemeenschap als geheel bestand te zijn.

Proefvlakte nr. 7, *Puccinellietum maritimae*. Hoogte 1,69 m ⁺NAP. Netto opslibbing over 1966-1985: 4 cm (Figuur 6).

De tijdelijke afgenomen dichtheden van *Puccinellia maritima* in 1971, 1974-75 en 1981 lijken, zij het in 1971 enigszins vertraagd, ook in relatie met schoksgewijze vloedverhogingen te staan. Maar ook hier herstelt de

St. Annaland p.q. 1 1.78+NAP. Rel. sea level rise 1966-85: 40+6=46cm.

■ *Plantago maritima* ▽ *Limonium vulgare* + *Festuca rubra*

▲ *Puccinellia maritima* × *Triglochin maritima*

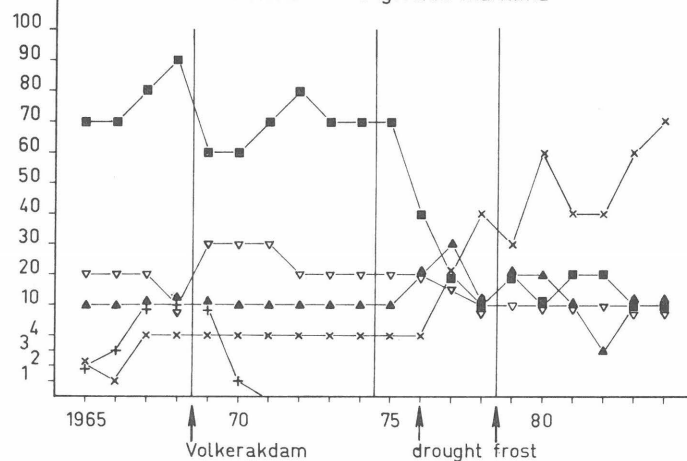


Fig. 7. *Plantagini-Limonietum*, oppervlakte 3x4 m.

St. Annaland p.q.13 1.84+NAP. Rel. sea level rise 1966-85: 40-13= 27cm.

● *Halimione portulacoides* ○ *Aster tripolium*

△ *Suaeda maritima* ▲ *Puccinellia maritima*

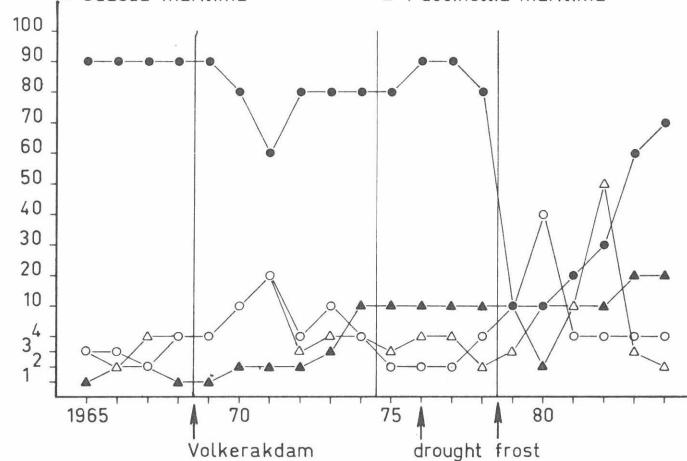


Fig. 8. *Halimionetum portulacoidis*, oppervlakte 1x5 m.

soort zich na iedere schok weer grotendeels. Opvallend is de spiegelbeeld-reaktie met Triglochin maritima. Volgens veldwaarnemingen prefereert deze soort iets nattere bodemomstandigheden dan Puccinellia. Indien dit juist is, zou de interactie tussen beide soorten meer van complementaire dan van competitieve aard zijn. De effectieve vloedverhoging over 20 jaar is $40-4=36$ cm op jaarbasis. In die periode is Limonium vulgare over zijn optimum heengeschoten, van sub-optimaal aan de droge kant naar sub-optimaal aan de natte kant, wat de bedekkingsparameter betreft. Het ziet er niet naar uit dat de andere aanwezige soorten invloed op dit verloop in de bedekking van Limonium hebben gehad. Spartina anglica, die in deze 7 cm hoger dan de vorige gelegen proefvlakte onder suboptimale omstandigheden verkeert, nam de laatste 10 jaar langzaam in aantal spruiten toe. Over het geheel genomen is de gemeenschap (nog) niet wezenlijk (syntaxonomisch, structureel) veranderd.

Proefvlakte nr. 1, Plantagini-Limonietum. Hoogte 1,78 m [†]NAP. Netto opslibbing over 1966-1985: -6 cm (Figuur 7).

De sprong in de vloedverhoging in 1969 lijkt de aanleiding tot het spiegelbeeldgedrag van Plantago maritima en Limonium vulgare in de volgende jaren. Daarna is de zeer droge en warme zomer van 1976 met hoge bodem-saliniteiten verantwoordelijk geweest voor de drastische, en naar het lijkt definitieve bedekkingsveranderingen bij Plantago maritima en Triglochin maritima. De bedekkingstoename van 4 naar 70% bij Triglochin in de laatste tien jaren is het resultaat van de grote vloedverhoging en de daarmee samenhangende verhoogde vochttoestand: de negatieve netto opslibbing over 20 jaar van 46 cm is waarschijnlijk mede dankzij een duidelijke inklinking van de bodem in de droge zomer van 1976 zo groot. De gemeenschap onderging een wezenlijke verandering in soortensamenstelling: van een Plantagini-Limonietum naar een Triglochin-rijk Puccinellietum maritimae.

Proefvlakte nr. 13, Halimionetum portulacoidis. Hoogte 1,84 m [†]NAP. Netto opslibbing over 1966-1985: 13 cm (Figuur 8).

De vloedverhoging van 1969 en misschien ook de wintervorst van 1969/70 veroorzaakten een tijdelijke terugval in bedekking van Halimione met een dieptepunt in 1971. De strenge vorst van 1978/79 deed Halimione van 80 naar 10% bedekking terugvallen, gevolgd door een normaal geacht herstel in de jaren daarna (Beeftink et al. 1978). In die tussentijd fungeren Aster tri-

St. Annaland p.q. 9 1.87+NAP. Rel. sea level rise 1966-85: 40-9= 31cm.

+ *Festuca rubra* ○ *Aster tripolium* ▼ *Artemisia maritima*
● *Halimione portulacoides* ▲ *Puccinellia maritima*

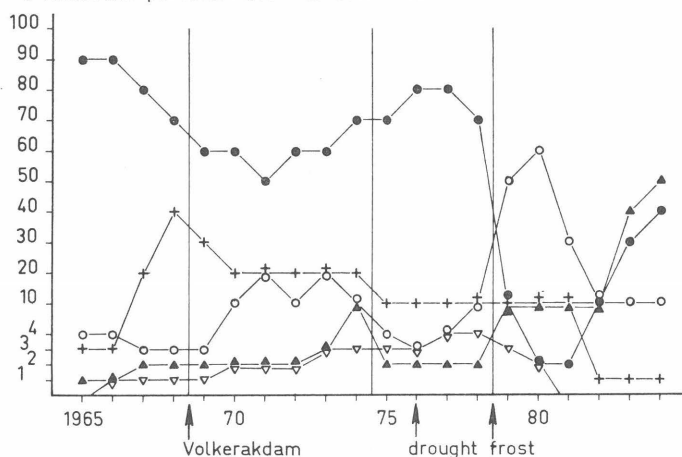


Fig. 9. *Halimionetum portulacoidis*, oppervlakte 2½x6 m.

St. Annaland p.q. 3 1.90+NAP. Rel. sea level rise 1966-85: 40+2= 42cm.

+ *Festuca rubra* ● *Halimione portulacoides* ○ *Aster tripolium*
▼ *Artemisia maritima* ▲ *Puccinellia maritima* □ *Spartina anglica*

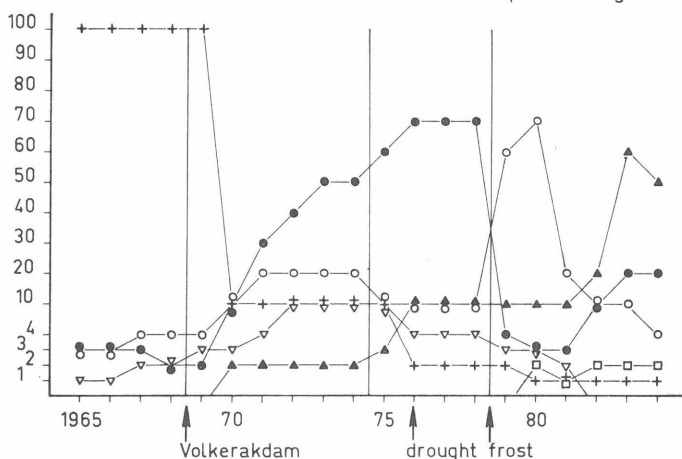


Fig. 10. *Artemisietum maritimae*, oppervlakte 3x6 m.

St. Annaland p.q. 5 1.97+NAP. Rel. sea level rise 1966-85: 40+10= 50cm.

● *Halimione portulacoides* ▼ *Elymus pycnanthus*
■ *Plantago maritima*

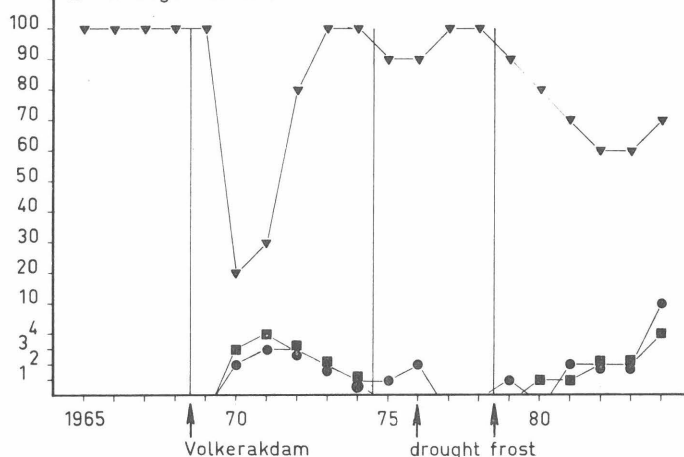


Fig. 11. *Atriplici-Elytrigietum pungentis*, oppervlakte 5x6 m.

polium en Suaeda maritima als gapfillers. De effectieve vloedverhoging van $40-13=27$ cm lijkt dus hier het voortbestaan van deze plantengemeenschap vooralsnog niet in de weg te staan.

Proefvlakte nr. 9, Halimionetum portulacoidis, in overgang naar het Artemisietum maritimae. Hoogte 1,87 m ⁺NAP. Netto opslibbing over 1966-1985: 9 cm (Figuur 9).

Onder invloed van de lage zoutgehalten van het overstromingswater ontwikkelde de vegetatie van deze proefvlakte zich tot 1968 in de richting van het Artemisietum maritimae. Door de vloedverhoging in 1969 en daarna ging eerst Festuca rubra, en later Artemisia maritima weer in bedekking achteruit. Halimione nam eerst in bedekking af en daarna weer toe. De nachtvorst van 1978/79 gaf bij deze soort hetzelfde afstervingsbeeld te zien als in de vorige proefvlakte, nu met Aster tripolium en Puccinellia maritima als gapfillers. De effectieve vloedverhoging over de hele periode was $40-9=31$ cm. Gezien de sterke toename van Puccinellia sinds 1981 is het niet zeker dat het Halimionetum op langere termijn tegen deze grote vloedverhoging kan standhouden.

Proefvlakte nr. 3, Artemisietum maritimae. Hoogte 1,90 m ⁺NAP. Netto opslibbing 1966-1985: -2 cm (Figuur 10).

De vloedverhoging van 1969 deed de Festuca vegetatie nagenoeg geheel ineensstorten. Artemisia bereikte nog in de eerste helft van de 70-er jaren een optimum, maar verdween tenslotte na 1982 geheel. Halimione nam de plaats van Festuca als dominerende soort over, maar moest die in 1978/79 door de strenge wintervorst opgeven. Het is duidelijk dat er over de gehele periode door de vloedverhoging (effectief $40 + (-2) = 42$ cm) een sterke regressie van het Artemisietum naar het Halimionetum heeft plaats gevonden, die wellicht nog tot het Puccinellietum zal doorzetten. Aster nam weer tijdelijk de opengevallen plaatsen in, terwijl Spartina zich in het laatste stadium van de vloedverhoging vestigde.

Proefvlakte nr. 5, Atriplici-Elytrigietum pungentis. Hoogte 1,97 cm ⁺NAP. Netto opslibbing 1966-1985: -10 cm (Figuur 11).

Elymus pycnanthus (= Elytrigia pungens) stierf door de plotselinge vloedverhoging van 1969 wel grotendeels af, maar herstelde zich spoedig. Het lijkt er op dat de soort dit na de laatste schoksgewijze vloedverhoging

Tabel 17. Puccinellietum maritimae, oppervlakte 3x4 m.

	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Salic. eur.	1	2		2	3	4	5	4	4	3	4	4	30	4	10	4	4	3	10	1	1
Suaeda mar.	10	4		1	3	5	5	20	5	4	10	4	20	4	4	2	4	3	4	1	2
Spart. angl.	1	1		1	1	2	2	2	2	2	3	2	2	3	3	2	2	3	3	3	4
Aster trip.	4	3		10	20	30	10	3	4	3	3	2	2	3	3	2	2	1	3	4	3
Trigl. mar.	15	3		4	4	4	4	10	20	10	10	10	30	60	60	60	40	20	10	15	30
Pucc. mar.	80	90		90	80	90	85	60	65	80	75	75	35	3	-	2	10	35	45	45	45
Lim. vulg.	30	30		20	20	30	30	30	30	30	25	25	25	45	45	55	55	55	50	40	25
Halim. port.	2	2		2	2	1	2	1	2	1	1	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2
Sperg. mar.	-	-		-	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1

Tabel 18. Plantagini-Limonietum, oppervlakte 2x6 m.

	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Salic. eur.	2	1		2	2	2	2	4	-	3	4	1	4	2	4	1	3	1	4	1	2
Suaeda mar.	4	2		1	1	1	2	20	2	2	4	-	4	3	4	4	4	1	4	1	2
Spart. angl.	-	-		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aster trip.	4	3		4	4	10	10	4	10	4	4	3	3	4	10	10	3	2	3	4	10
Trigl. mar.	3	3		4	4	3	3	3	3	3	2	4	4	4	4	10	5	10	40	50	35
Pucc. mar.	3	5		10	10	10	10	30	25	30	40	20	35	3	5	10	15	4	5	10	20
Lim. vulg.	30	30		20	25	30	30	35	30	30	35	30	30	45	45	40	55	25	35	40	45
Halim. port.	3	3		3	3	2	2	2	2	2	3	2	4	3	2	2	1	1	2	2	1
Sperg. mar.	1	2		3	2	3	1	4	4	4	2	3	3	2	2	2	3	3	3	2	3
Plant. mar.	40	50		70	70	70	70	35	40	40	40	55	45	55	60	65	55	70	30	3	3
Glaux mar.	-	1		-	3	3	3	3	2	2	3	2	4	2	2	2	2	3	3	4	4
Fest. rubra	2	3		20	2	10	10	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1
Juncus ger.	-	1		2	2	2	3	2	1	2	3	3	-	3	-	-	-	3	1	1	1
Arm. mar.	30	10		10	10	15	15	4	2	1	-	3	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Elymus pycn.	-	-		-	-	1	1	-	2	2	2	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Atr. hast.	-	-		-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-

(1979/80) minder snel doet. Halimione en Plantago maritima vestigden zich tijdelijk op de opengevallen plaatsen. Met een effectieve vloedverhoging van $40 + (-10) = 50$ cm is op den duur een regressie naar het Halimionetum of het Puccinellietum te verwachten.

Schor Krabbendijke

Proefvlakte nr. 3, Puccinellietum maritimae. Hoogte 2,29 m [†]NAP. Netto opslibbing over 1965-1984: 20 cm (Tabel 17).

De toename in de Aster bedekkingen in de jaren 1967-1970 kan zijn veroorzaakt door het lage zoutgehalte van het vloedwater in 1965-69 (Tabel 11). De veranderingen in de bedekking van Triglochin en Puccinellia rond 1971 kunnen het gevolg zijn geweest van de vloedverhoging van in totaal ruim 6 cm in de zomermaanden over 1970 en 1971 (Tabel 16). De veranderingen in 1976 en 1977 lijken weer samen te hangen met de zomerdroogte van 1976 (Tabel 13). De effectieve vloedverhoging over de hele periode was negatief: $16 - 20 = -4$ cm. Het effect van een trapsgewijze vloedverhoging, zoals ook hier, maar dan op kleinere schaal, is voorgekomen, zal dus sterk afhangen van de hoeveelheid sediment die in die tijd werd afgezet. Daarover zijn geen gegevens bekend. Afgaande op de bedekkingspercentages van Triglochin en Puccinellia lijkt de proefvlakte beurtelings natter en droger te zijn geweest. De vegetatiesamenstelling veranderde over het geheel genomen niet wezenlijk.

Proefvlakte nr. 5, Plantagini-Limonietum. Hoogte 2,36 cm [†]NAP. Netto opslibbing over 1965-1984: 13 cm (Tabel 18).

Ook hier is 1971 het jaar waarin de meest drastische veranderingen in de bedekkingspercentages voorkwamen, waarschijnlijk door de vloedverhoging. De afname van Puccinellia en de toename van Limonium in 1976 lijkt met de zomerdroogte van dat jaar samen te hangen. De afname van Plantago en de toename van Triglochin in de laatste jaren wijst op het natter worden van het bodemmilieu als gevolg van de doorwerking van de vloedverhoging in de jaren 1977-1980. Ook hier een beurtelings natter en droger worden van het bodemmilieu, maar met als resultante een nattere toestand, overeenkomend met de effectieve vloedverhoging: $16 - 13 = 3$ cm. De veranderingen in de vegetatie als geheel wijzen op een "degeneratie" van het Plantagini-Limonietum in de richting van een Limonium-variant van het Puccinellietum maritimae.

Tabel 19. Halimionetum portulacoidis, oppervlakte 2x6 m.

	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Salic. eur.	-	-		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Suaeda mar.	2	4		4	2	2	10	10	1	1	3	-	3	10	4	4	3	3	3	3	-
Spart. angl.	3	3		3	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	2	-
Aster trip.	-	-		4	3	3	3	3	3	1	3	2	2	1	1	1	3	2	2	3	2
Trigl. mar.	-	1		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pucc. mar.	-	1		20	15	10	2	2	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Lim. vulg.	1	2		2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Halim. port.	99	90		85	80	60	60	50	20	40	30	40	60	60	60	30	30	10	35	35	65
Fest. rubra	-	1		5	5	10	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elymus pycn.	-	-		3	20	40	50	60	90	60	80	65	40	45	50	75	75	90	75	75	40
Atr. hast.	-	-		-	1	1	5	2	2	2	3	3	15	10	2	2	2	2	10	3	-
Atr. litt.	-	-		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 20. Artemisietum maritimae, oppervlakte 2x6 m.

	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Salic. eur.	-	-		-	-	-	2	5	-	3	3	4	2	4	10	2	2	-	30	2	2
Aster trip.	2	1		2	1	-	-	1	1	-	2	2	-	1	-	2	2	2	2	5	2
Pucc. mar.	-	1		-	-	-	1	1	1	2	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Lim. vulg.	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Halim. port.	1	1		1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	2	5
Sperg. mar.	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Plant. mar.	-	1		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fest. rubra	40	70		70	90	90	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Art. mar.	70	40		45	25	15	3	3	3	3	3	1	-	1	2	5	2	2	2	1	2
Elymus pycn.	-	1		2	5	20	10	10	40	60	99	75	15	4	45	90	99	99	65	80	90
Atr. hast.	2	3		5	20	40	90	95	60	50	15	30	90	99	75	55	5	2	25	2	1
Atr. litt.	3	1		1	-	-	1	1	1	1	-	1	2	2	1	-	-	-	1	1	-

Proefvlakte nr. 7, *Halimionetum portulacoidis*. Hoogte 2,39 m [†]NAP. Netto opslibbing over 1965-1984: 20 cm (Tabel 19).

In deze proefvlakte komen in 1970 de meeste veranderingen in de bedekking voor. Verder zijn de spiegelbeeldreacties van Halimione en Elymus pycnanthus evident. Vloedmerk, in dit geval voornamelijk wieren, afgezet op de kreekoevers, verstikte Halimione en aktiveerde Elymus. De blijvende vestiging van deze laatste soort is het resultaat van de sterke opslibbing met anorganisch en organisch materiaal die de vloedverhoging heeft overtroffen. (16-20 = -4 cm).

Proefvlakte nr. 9, *Artemisietum maritimae*. Hoogte 2,49 cm [†]NAP. Netto opslibbing over 1965-1984: 14 cm (Tabel 20).

De vloedverhoging van 1969, tegelijk met de afzetting van grote hoeveelheden vloedmerk, deed Festuca geheel en Artemisia nagenoeg geheel verdwijnen. Atriplex hastata en Elymus vestigden zich of breidden zich sterk uit in elkaar afwisselende hoeveelheden, afhankelijk van de aanvoer van vloedmerk: Atriplex op vers vloedmerk het eerst, Elymus daaropvolgend. Door deze turbulente milieuveranderingen veranderde ook de gemeenschap drastisch en behoort zij nu tot het *Atriplici-Elytrigietum pungentis*.

Conclusies

Natuurlijke afwijkingen in de overstromingsfrequentie op jaarbasis hebben, zoals in 1961-70 met betrekking tot het Springersgors is geconstateerd, in de schorvegetatie verschuivingen op populatieniveau tot gevolg, maar niet zo drastisch dat zij daarmee op korte termijn de syntaxonomische kenmerken van de plantengemeenschappen wijzigen. Op langere termijn zouden deze afwijkingen echter toch wel bepalend kunnen zijn voor richting en snelheid van de successie, in zoverre bepaalde, zich eenmaal gevestigde populaties tegen deze getijfluctuaties bestand blijken te zijn en daardoor in de gemeenschap persisteren en zelfs gaandeweg gaan domineren.

Voor syntaxonomische veranderingen op korte termijn zijn grotere veranderingen in het vertikale getijrégime nodig, zoals die welke door de Deltawerken zijn teweeggebracht. Die veranderingen kenmerkten zich vooral in hun plotseling, schoksgewijs, optreden, waardoor de verandering per

tijdseenheid - in extremo van de ene op de andere getijcyclus - veel groter en vooral blijvender was dan bij de natuurlijke getijfluctuaties.

Uit vergelijking van de schorren van St. Annaland en Krabbendijke wordt de indruk gekregen, dat het effect van dit schoksgewijze verloop op de vegetatie bij vloedverhoging belangrijker is dan wordt verondersteld in vergelijking met de absolute grootte van de vloedverhoging. Een geleidelijke, over een (groot) aantal jaren verlopende vloedverhoging zou dan een minder groot effect op de vegetatie hebben dan een schoksgewijs verlopende verhoging van dezelfde absolute grootte. Dit verschijnsel doet veronderstellen, dat halofyten een grote mate van intrinsieke aanpassing aan de faktor getij hebben, maar voor de uitbuiting van deze eigenschap tijd nodig hebben. Die tijd zouden zij bijv. nodig hebben om nieuwe, fysiologisch en morphologisch aangepaste weefsels te produceren. Dit zou tevens verklaren, waarom de meeste soorten na afsterving door vloedverhoging zich soms weer op dezelfde plaats kunnen herstellen.

Verder is geconstateerd dat sommige soorten, zoals Limonium, Halimione en Artemisia, een aantal jaren vertraagd op de veranderingen in het vertikale getij kunnen reageren. Cole (1985) heeft dit verschijnsel in het groot geconstateerd bij de overgang van Pleistoceen naar Holoceen in de Grand Canyon. De pleistocene vegetatie verdween daar pas 1000-3000 jaar nadat de dramatische klimatologische veranderingen hadden plaats gehad. Het door hem ontwikkelde model suggereert dat een combinatie van factoren, waaronder de afstand van de nieuwe klimatologische omstandigheden tot het optimum van de pleistocene soorten en het reproductief vermogen van de nieuwe, binnenvallende soorten, de pleistocene plantengemeenschappen in staat heeft gesteld lang te overleven, zelfs nadat de basale milieuvwaarden nodig voor hun ontwikkeling waren verdwenen. Deze ingebouwde stabiliteit, door Cole (1985) aangeduid met "vegetational inertia", zou ook de vertraagde reactie in het klein kunnen verklaren. De afstand van de nieuwe hydrologische toestand tot het oecologische optimum van de soort in relatie tot de spanwijdte van de oecologische amplitude, waarbij andere factoren, waaronder vooral temperatuur en neerslag, versterkend of verzwakkend kunnen werken, zou dan de overleving in de eerste plaats bepalen. Het reproductief vermogen en de groeikracht van de nieuwe, in de plantengemeenschap binnenvallende soorten zou deze overleving verder kunnen beperken. Vooral ruigtekruiden die voorheen onbenutte boven- en ondergrondse ruimten van de omgeving in beslag nemen, zouden voor halofyten sterk beperkend zijn.

Vloedverhoging behoeft niet alleen de maatstaf te zijn om de gevoeligheid van de vegetatie voor overstromingen aan af te lezen, zoals eerder is gedaan (Beeftink 1979). Opslibbings- en inklinkingsprocessen (zie ook Baumann et al. 1984) evenals veranderingen in het zoutgehalte van het overstromingswater moeten in de beoordeling worden betrokken. Opslibbings- en inklinkingsprocessen hebben door hun afhankelijkheid van klimatologische factoren (opwaaiing, turbulentie van overstromingswater, droogteperioden) een grillig verloop. De eerste kunnen het effect van de vloedverhoging deels en na verloop van tijd zelfs geheel neutraliseren, de tweede werken effect-versterkend.

Veranderingen in de saliniteit van het overstromingswater kunnen de effecten van vloedverhoging ook beïnvloeden. Een verlaging tot mesohaliene waarden in een voorheen eu-polyhalien milieu kan tot gevolg hebben dat vooral Armerion-soorten zich benedenwaarts uitbreiden. Zo'n saliniteits-verlaging zal dan bij herhaling minstens 1-2 maanden per jaar moeten aanhouden en voor de rest van het jaar beneden normaal blijven. Verhoging van de saliniteit van oligo- tot mesohalien naar polyhalien, zoals zich in het Volkerak na de afsluiting in 1969 voordeed, zal de vegetatieveranderingen tengevolge van de vloedverhoging hebben versterkt.

In vergelijking met de meeste door de Deltawerken veroorzaakte vloedverhogingen heeft de relatieve zeespiegelrijzing slechts geringe betekenis. Dat is zeker zo voor het schor van St. Annaland waar de effectieve vloedverhoging (met correctie voor opslibbing en inclusief relatieve zeespiegelrijzing) 25-50 cm over 20 jaar bedraagt, tegen 5 cm voor de relatieve rijzing van de hoogwaterstand over die periode. Voor het schor bij Krabbendijke, echter, komt de vloedverhoging op vele plaatsen ongeveer overeen met de netto opslibbing. In dat geval kan de relatieve zeespiegelrijzing op langere termijn voor syntaxonisch belangrijke veranderingen net de doorslag geven.

Effecten van de nodale cyclus op de vegetatiesamenstelling kunnen aan het onderhavige onderzoek niet worden ontleend. De onderzoeksperiode strekt zich weliswaar over ruim één nodale cyclus uit, maar de "ruis" van andere effecten is te groot om een effect van een fluktuatie van 8 cm in de hoogwaterstand te herkennen. Bovendien mag niet worden uitgesloten dat een fluktuatie van die grootte-orde over zo'n lange periode (18,6 jaar) door de vegetatie en haar componenten door adaptatie kan worden opgevangen.

Tot ruim een eeuw geleden moet in de estuaria van Rijn, Maas en

Schelde de relatieve rijzing van de zeespiegel van ongeveer 4-5 cm per 20 jaar gemakkelijk door sedimentatie van slib, aangevoerd met de rivieren en uit zee afkomstig van de Vlaamse Banken, zijn opgevangen. Het steeds hogere maaiveldniveau in de reeks van oude naar jonge polders getuigt hiervan. Door afdammingen is deze aanvoer sterk gewijzigd. In de Oosterschelde is sinds de afdamming van de Kreekrak en het Sloe in 1865-70 de verhouding tussen slibaanvoer en interne herdistributie van zand en slib grondig veranderd, omdat de aanvoer uit de Westerschelde door die afdammingen werd geblokkeerd. Waarschijnlijk werd in de Oosterschelde juist van die tijd af de interne herdistributie van slib met als "sink" sedimentatie op de schorren een proces, dat ten koste ging van het intergetijdegebied en daardoor tevens de erosie van de schorranden bevorderde of misschien zelfs in gang zette.

Onder de klimatologische factoren die op de schorvegetatie inwerken, hebben alleen strenge wintervorst en langdurige droogte de soorten-samenstelling op herkenbare wijze beïnvloed. Strenge wintervorst beschadigt vooral Halimione en soms ook Spartina (Beeftink et al. 1978). Langdurige droogte veroorzaakt hoge zoutconcentraties en versnelling van het inlinkingsproces in de bodem, de laatste met als gevolg grotere overstromingsfrequenties. De demografie van verscheidene plantenpopulaties kan daardoor worden beïnvloed, hetgeen tot uiting komt in plotselinge veranderingen in bedekking en aantal individuen (Triglochin).

Wegvallen van het getij door volledige afdamming heeft tot gevolg dat de zoutplanten verdwijnen, over het geheel genomen het eerst op het lage en midden schor, en later op de hogere schordelen. Een belangrijke bepalende faktor is waarschijnlijk het bodemrijpingsproces, dat dan op het lage schor zeer snel doorzet. De hogere schordelen hebben dit proces ten dele reeds onder getij-omstandigheden ondergaan. Beweidingsinterferentie duidelijker in deze interactie, zowel door beperking van de transpiratie van de planten na begrazing, als door vertraging van het bodemrijpingsproces bij betreding.

De oecologische gevolgen van een reductie van het verticale getij met gemiddeld 25-35 cm lagere hoogwaterstanden in de Oosterschelde, laten zich moeilijk voorspellen. Volgens berekeningen van Broer (1985) en Wentholt (1986) wordt de grondwaterstand in de kommen van het schor voornamelijk door infiltratie van vloedwater via het bodemoppervlak bepaald. Bij de kreekoeverwallen is infiltratie via de kreekwanden medebepalend voor de grondwaterstand. Na de getijreductie moet daarom worden verwacht, dat de

grondwaterstand in de kommen meer zal dalen dan in de kreekoeverwallen. Daardoor zou de ontziltling in de kommen verder kunnen voortschrijden dan in de oeverwallen. Afhankelijk van het voortschrijden van de bodemrijpings- en de ontzilttingsprocessen zou de komvegetatie sterker kunnen veranderen dan de vegetatie van de kreekoeverwallen. In hoeverre daarbij syntaxonomische grensoverschrijvingen zullen voorkomen, valt nog moeilijk te voorspellen.

De energie van de door de oceanen voortplantende getijgolf ontleedt zich aan de kusten in een verticale en een horizontale component. De laatste is een belangrijke faktor voor het transport van diasporen van de halofyten. Bedreiging van de overleving van halofytenpopulaties of van het voortbestaan van een groeiplaats als geheel door lokale onregelmatigheden in het verticale getij en verminderde slibtoevoer, worden gecompenseerd door een grote aktieradius in de dispersie van diasporen van de meeste soorten. Initiële schor-ontwikkeling op andere, meer beschutte, plaatsen langs de kust wordt daardoor sterk bevorderd. De postglaciale ontwikkeling van schor-oecosystemen aan de beide Noord-Atlantische kusten bij een rijzende zeespiegel (Redfield 1972, Pethick 1980) mag daarvan als een illustratie worden beschouwd. Dat een "greenhouse effect" door het toenemende CO₂-gehalte van de atmosfeer in de komende eeuwen een extra zeespiegelrijzing van 0,30-1,50 m in de eerste 100 jaar zal teweegbrengen, is zeer waarschijnlijk (Prins, 1986). Of die extra zeespiegelrijzing ook door voldoende sedimentatie van zand en slib langs de kust zo kan worden gecompenseerd dat het schor-oecosysteem dit overleeft, is echter de vraag. Wel kan worden geconcludeerd dat overleving bij een extra zeespiegelrijzing van 60 cm of meer in de volgende eeuw, zoals wel is voorspeld (Ryan 1984), welhaast onmogelijk is, wanneer de transgressie van de zee in het land door moderne verdedigingstechnieken wordt voorkomen.

Op kortere termijn kunnen extra bodemdalingen in het Waddengebied worden verwacht. Volgens de NAM (1972) wordt bij exploitatie van aardgas voorkomend onder Ameland een zakking van de bodem van 24-28 cm in 20-25 jaar voorspeld. Dat is ruim 1 cm per jaar bij gelijkmatige zakking boven de reeds bestaande relatieve hoogwaterstandsrijzing die in dit gebied in de orde van 24 cm per eeuw ligt (De Ronde 1982). Verwacht mag dus worden dat bij deze aardgaswinning de relatieve HW-stijging bij Ameland tot het drievoudige zal toenemen. Of deze stijging door opslibbing en aanzanding kan worden gecompenseerd, hangt af van de beschikbaarheid van dit materiaal en de transportcapaciteit van het vloedwater. Op de Kwade Hoek (Goeree),

waar in 1970 door de afsluiting van het Haringvliet een vloedverhoging van 15-20 cm optrad, bleken zich twee effecten voor te doen:

(1) een grotere overstromingsfrequentie op het schor en het groene strand met grote, soms desastreuze gevolgen voor de plantensoorten die kenmerkend zijn voor milieusituaties aan de bovengrens van de getij-invloed, en (2) drempelvorming door zandophoping vóór de toegangswegen van het overstromingswater, zodat door stagnatie van waterafvoer lokaal ook de overstromingsduur sterk toenam. Dat laatste had met name op Armerion-gemeenschappen nadelige effecten. Het kan niet worden uitgesloten, dat soortgelijke processen zich ook in het onderhavige geval van Ameland zullen voordoen.

Samenvatting

Het getij als milieufactor voor de schorvegetatie is verdeeld in een horizontale en een verticale component. De horizontale component, de getijstroom, fungeert als factor voor de verspreiding van diasporen, zodanig dat over afstanden van minstens tientallen kilometers voortdurend genetische uitwisseling tussen populaties kan plaatsvinden.

In de verticale component hebben natuurlijke afwijkingen van de overstromingsfrequentie op jaarbasis tot gevolg dat populaties van sommige zoutplanten, zoals Aster tripolium, zich parallel aan de afwijking langs de hoogtegradiënt op- of neerwaarts verplaatsen. Op langere termijn kunnen deze afwijkingen bepalend zijn voor richting en snelheid van de successie.

Civieltechnische kustwerken veroorzaken vele malen grotere veranderingen in het verticale getij. Zij brengen bij vloedverhogingen van 20-50 cm of meer syntaxonomische veranderingen in de schorvegetatie teweeg. Vloedverlaging van diezelfde orde van grootte zou ook dergelijke veranderingen kunnen veroorzaken.

Opslibbings- en inklinkingsprocessen van de schorbodem kunnen in het getij-effekt interfereren, evenals met de getijverandering parallel verlopende veranderingen in de saliniteit van het overstromingswater. De relatieve zeespiegelrijzing van 4-5 cm per 20 jaar kan op zichzelf genomen op langere termijn de doorslag geven bij syntaxonomische veranderingen in de vegetatie. Meestal zal de opslibbing van de bodem dit proces echter ruimschoots kunnen neutraliseren. Postglaciale zeespiegelrijzing behoeft de ontwikkeling en instandhouding van schorren dus niet in de weg te staan.

Dat is echter niet zeker bij een eventuele extra zeespiegelrijzing als gevolg van een verhoogd CO₂-gehalte van de atmosfeer en een extra daling van de bodem door aardgaswinning zoals in het Waddengebied is voorspeld.

Verantwoording

De meeste vegetatie-opnamen zijn uitgevoerd door de heer W. de Munck, de waterpassingen door de heren M.C. Daane en W. de Munck; de drijf-, transport- en verspreidingsexperimenten van zaden stonden onder leiding van B.P. Koutstaal. Mevrouw M.J. van Leerdam verzorgde het typwerk, de heren A.A. Bolsius en W. de Munck maakten de tekeningen en de heer J.A. van den Ende verzorgde de lay-out.

Literatuur

- Armstrong, W., E.J. Wright, S. Lythe & T.J. Gaynard, 1985. Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. *J. Ecol.* 73, 323-339.
- Baumann, R.H., J.W. Day & C.A. Miller, 1984. Mississippi deltaic wetland survival: sedimentation versus coastal submergence. *Science* 224, 1093-1095.
- Beeftink, W.G., 1964. *Polygonum maritimum* L. in Nederland. *Gorteria* 2, 13-20.
- Beeftink, W.G., 1965. De zoutvegetatie van ZW-Nederland beschouwd in Europees verband. *Meded. Landbouwhogeschool Wageningen* 65 (1), 1-167.
- Beeftink, W.G., 1979. The structure of salt marsh communities in relation to environmental disturbances. In: R.L. Jefferies & A.J. Davy (red.), *Ecological processes in coastal environments*. Blackwell, Oxford, 77-93.
- Beeftink, W.G., 1985a. Population dynamics of annual Salicornia species in the tidal salt marshes of the Oosterschelde, The Netherlands. *Vegetatio* 61, 127-136.
- Beeftink, W.G., 1985b. Vegetation study as a generator for population biological and physiological research on salt marshes. *Vegetatio* 62, 469-486.
- Beeftink, W.G., M.C. Daane, W. de Munck & J. Nieuwenhuize, 1978., Aspects of population dynamics in Halimione portulacoides communities. *Vegeta-*

- tio 36, 31-43.
- Boven, P.J. van, 1981. Chloridgehalte en watertemperatuur van de Oosterschelde bij Yerseke over de periode 1964-1980. Rapp. en versl. DIHO, Yerseke, 70 pp.
- Broer, G.J.A.A., 1985. Hydrodynamiek van schorsystemen. Studentenverslagen DIHO, Yerseke, in druk.
- Chapman, V.J., 1977. Wet coastal ecosystems. Elsevier, Amsterdam, 428 pp.
- Cole, K., 1985. Past rates of change, species richness, and a model of vegetational inertia in the Grand Canyon, Arizona. Amer. Natur. 125, 289-303.
- Defant, A., 1953. Ebbe und Flut des Meeres, der Atmosphäre und der Erdfeste. Springer, Berlin, 119 pp.
- Doing Kraft, H., 1954. L'Analyse des carrés permanents. Acta Bot. Neerl. 3, 421-424.
- Groenendijk, A.M., 1985. Consequences of tidal management for the salt marsh vegetation. Vegetatio 415-424.
- Hartog, C. den, 1959. The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. Wentia 1, 1-241.
- Hogeweg, P., B. Hesper, C. van Schaik & W.G. Beeftink, 1985. Patterns in vegetation succession. An ecomorphological study. In: J. White (ed.). The population structure of vegetation. Junk, Den Haag, 637-666.
- Imbrie, J. & K. Palmer-Imbrie, 1980. De ijstijd (Oorsp. titel: Ice Ages, solving the mystery). Scriptoria, Antwerpen, 219 pp.
- Johnson, D.S. & H.H. York, 1915. The relation of plants to tide-levels. Carnegie Inst. Washington, 162 pp.
- Koutstaal, B.P., M.M. Markusse & W. de Munck, 1982. Transport of diaspores in the salt marsh south of Bergen op Zoom. In: E.K. Duursma (ed.), Progress Report 1981 Delta Institute for Hydrobiological Research. Verh. KNAW Afd. Natuurk. Tweede Reeks 79, 57-59.
- Koutstaal, B.P., M.M. Markusse & W. de Munck, 1984. Tidal transport of halophyte seeds. In: E.K. Duursma & E.S. Nieuwenhuize (eds.), Progress Report 1983 Delta Institute for Hydrobiological Research. Ver. KNAW Afd. Natuurk. Tweede Reeks 82, 61-63.
- Lewis, J.R., 1964. The ecology of rocky shores. English University Press, London, 323 pp.
- Lindroth, C.H., H. Andersson, H. Böldvarsson & S.H. Richter, 1973. Surtsey Iceland. The development of a new fauna, 1963-1970. Terrestrial

- invertebrates. Entomol. Scand. Suppl. 5, 1-280.
- Malde, J. van, 1984. Voorlopige uitkomsten van voortgezet onderzoek naar de gemiddelde zeeniveaus in de Nederlandse kustwateren. Nota WW-WH 84.08 Rijkswaterstaat, Den Haag, 20 pp.
- Murre, L.M., 1985. Hervereffening van de tweede, derde en vierde nauwkeurigheidswaterpassing van Nederland en vergelijking van de resultaten. Rapport Technische Hogeschool Afdeling Geodesie, Delft, 86 pp.
- NAM, 1972. Brief van de N.V. Nederlandse Aardolie Maatschappij aan het College van B. & W. van Ameland, d.d. 30 november 1972.
- Peelen, R., 1970. Changes in salinity in the Delta Area of the rivers Rhine and Meuse resulting from the construction of a number of enclosing dams. Neth. J. Sea Res., 5, 1-19.
- Pethick, J.S., 1980. Salt-marsh initiation during the Holocene transgression: The example of the North Norfolk marshes, England. J. Biogeogr. 7, 1-9.
- Pijl, L. van der, 1972. Principles of dispersal in higher plants. Springer, Berlijn, 162 pp.
- Plassche, O. van der, 1983. Zeespiegelbewegingen in Nederland gedurende de laatste 7000 jaar. Jaarboek 1982 Ned. Org. voor Zuiver- Wetenschappelijk Onderzoek, Versl. en Beschouwingen, 149-186.
- Prins, J.E. (ed.), 1986. Impact of sea level rise on society. Proc. Workshop 27-29 August 1986 Delft Hydraulics Lab., Delft.
- Redfield, A.C., 1972. Development of a New England salt marsh. Ecol. Monogr. 42, 201-237.
- Ronde, J.G. de, 1982. Changes of relative mean sea-level and of mean tidal amplitude along the Dutch coast. Proc. NATO Advanced Research Workshop, Utrecht, June 1-4, 1982.
- Rijkswaterstaat, 1961-1982. Jaarboeken der waterhoogten, afvoeren, watertemperaturen en windgegevens. Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 1964. Tienjarig overzicht der waterhoogten en afvoeren 1951-1960. Staatsuitgeverij, Den Haag, 441 pp.
- Rijkswaterstaat, 1984. Getijtafels voor Nederland 1985. Staatsuitgeverij, Den Haag, 151 pp.
- Ryan, P.R., 1984. High sea levels and temperatures seen next century. Energy Rev. 11, 43.
- Stephenson, T.A. & A. Stephenson, 1972. Life between tidemarks on rocky

shores. Freeman, San Francisco, 425 pp.

Sverdrup, H.U., M.W. Johnson & R.H. Fleming, 1957. The oceans, their physics, chemistry, and general biology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1087 pp.

Wentholt, L., 1986. Hydrologie van een klei op zand schorsysteem in de Oosterschelde. Studentenverslag DIHO, Yerseke, in voorbereiding.

Westhoff, W., 1969. Langjährige Beobachtungen an Aussüßungs-Dauerprobeflächen beweideter und unbeweideter Vegetation and der ehemaligen Zuiderzee. In: R. Tüxen (red.), Experimentelle Pflanzensoziologie. Junk, Den Haag, 246-255.

AANPASSINGEN VAN PLANTEN AAN HET ESTUARIENE MILIEU

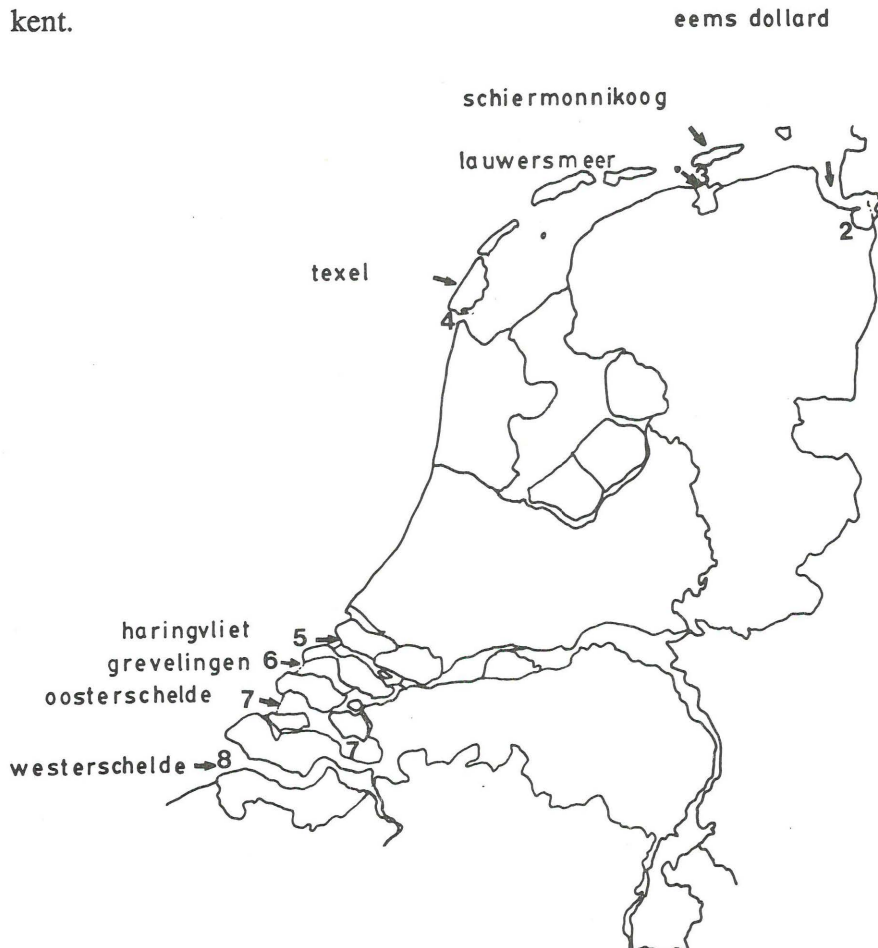
39108

Dr. J. Rozema

Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Postbus 7161, 1007 MC Amsterdam.

Het Estuarium

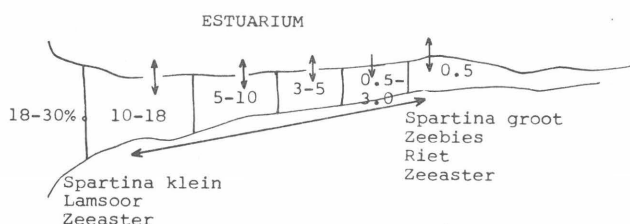
Het woord estuarium is afgeleid van het Griekse woord *aestus*, hetgeen betekent getij. Met een estuarium duiden wij aan het mondingsgebied van een (getijloze) rivier, waarbij zoet water uitstroomt in het zoute zeewater, dat de werking van het getij kent.



Figuur 1. De Nederlandse kustlijn met de ligging van een aantal (voormalige) estuariën (1,2) Eems-Dollard; (3) Lauwers(zee)meer; (5) Haringvliet; (6) Grevelingen; (7) Oosterschelde; (8) Westerschelde. De Mokbaaisloot is gelegen op het eiland Texel nabij (4).

De estuariën, zoals we die in West-Europa kennen, kunnen veelal tot het "coastal plain estuary" type worden gerekend, waarbij de rivier in een ondiepe zee met zandige bodem overgaat, in tegenstelling tot rivieren die in fjorden met rotswanden direct in diepe zeewateren overgaan. In een estuarium bestaat een verandering van zoet rivierwater (minder dan 0.5 o/oo NaCl per liter water), via oligohalien water (0.5 o/oo-5,0 o/oo NaCl per liter water), mesohalien water (5-18 o/oo), polyhalien water (18-30 o/oo) naar euhalien water (meer dan 30 o/oo) (Figuur 2). Het zoute zeewater mengt onvolledig met het zoete rivierwater. Het rivierwater heeft een lagere dichtheid (soortelijk gewicht) dan zeewater en drijft op de zoutere onderlaag. Van hoger naar onderliggende waterlagen neemt in een estuarium, het zoutgehalte dus toe. Het zoete water stroomt zeewaarts en het zeewater dringt met een 'zouttong' het estuarium binnen. De zgn. Coriolus-kracht tengevolge van de aardrotatie veroorzaakt op het Noordelijk Halfrond, dat deze zouttong enigszins een slag (om de lengteas) maakt, of, anders gezegd, kantelt. Hierdoor stroomt het zoete water aan de oppervlakte aan de rechterzijde van het estuarium weg, en het zoute water stroomt vooral aan de linkerzijde naar binnen (links en rechts gezien wanneer men naar de open zee kijkt). Ditzelfde Corioluseffect veroorzaakt, dat de vloedgetijgolf, die vanuit de Atlantische Oceaan het Kanaal binnenloopt aan de Franse kust grotere getijverschillen veroorzaakt dan aan de Britse Kanaalkust.

In smalle, diepe estuaria met een sterke zoetwateruitstroom is bovengenoemde watergelaagdheid duidelijker aanwezig dan in brede, ondiepe estuaria.



Figuur 2. Verloop van het zoutgehalte van het water in een estuarium van zee naar het binnenland. Op minder zoute plaatsen langs het estuarium komen andere plantesoorten voor dan op zoutere. Sommige soorten (*Spartina anglica*) komen over een breed traject zout-zoet voor en worden onder zoete omstandigheden groter. Gaande van het lage deel van kwelder en schor naar hogere delen, wordt ook een zout-zoet gradiënt doorlopen met een gezoneerde plantenvegetatie als gevolg.

Op de bodem en langs de oevers van estuariën vindt niet alleen klei-afzetting plaats, stroomopwaarts kan ook uitvlokking van kolloïdale deeltjes plaatsvinden, wanneer de negatieve lading daarvan geneutraliseerd wordt door cationen (voornamelijk Na^+) in zeewater. Hierdoor ontstaat een gladde, zachte afzetting, die niet door lage stroomsnelheden van het estuariumwater bepaald wordt.

Estuariumwater is troebeler dan zeewater, algengroei, die in zeewater tot tientallen meters diep kan gaan, is door lichtabsorptie in estuariën tot 0.5-1.0 meter beperkt. Door hoge snelheden van deeltjes afzetting of juist erosie, zijn de vestigingsmogelijkheden voor planten en dieren niet bijzonder groot. Dieren leven dikwijls vastzittend of ingegraven in het sediment. Vastzittende dieren ondergaan in het estuarium schommelingen in het zoutgehalte van het omringende water. Dit geldt in veel mindere mate voor dieren (wormen, mollusken) die in het sediment leven. De observatie, dat het aantal diersoorten dat specifiek in estuariën voorkomt, gering is ten opzichte van dat in zeewater en in rivierwater, (Remane 1934), weerspiegelt de bijzondere eisen die het estuariene milieu aan dierlijke organismen stelt, hetzelfde geldt voor algensoorten (plankton).

Zoals gezegd, mondt in een estuarium een zoete getijloze rivier uit in zeewater, met een zoutgehalte van 30-35 gram keukenzout per liter, hetgeen overeenkomt met een molaire sterkte van ongeveer 550 mM NaCl. Voorbeelden van estuariën in Nederland zijn de Eems-Dollard en de Ooster- en Westerschelde. Voor de gereedkoming van de Haringvlietdam in 1969-1970 vormde ook het stelsel Hollandsch Diep-Haringvliet een estuarium. Gedurende de afgelopen 15 jaar heeft het water in het Hollandsch Diep-Haringvliet systeem een sterke verzoeting ondergaan. Het chloride gehalte van het grondwater van de oevers van het Haringvliet bedraagt momenteel ongeveer 360 mg Cl^- per liter. Dat van het IJsselmeer water (afsluiting van de Waddenzee en Noordzee in 1933) bedraagt ongeveer 250 mg Cl^- per liter (zie ook Kuypers en van Otterloo 1986). Met de gereedkoming van de stormvloedkering in de Oosterschelde zal in deze arm niet langer meer sprake zijn van een natuurlijke wisselwerking tussen instromend zeewater en uitstromend rivierwater, overigens realiseert men zich dat geheel Westelijk Nederland

een delta vormt, bestaande uit wijd vertakte rivieren en ten dele afgesloten zeearmen. Het sediment in een estuarium is bij de monding van mariene oorsprong, en naar het binnenland gaande wordt het fluviatiel.

Rijping van fluviatiele afzettingen heeft de vruchtbare bruingekleurde rivierkleigronden van bijvoorbeeld de Betuwe opgeleverd, waar veel fruitteelt plaatsvindt. De mariene afzettingen leveren bij rijping de meer grijs (blauw) gekleurde zeekleigronden op, die in Nederland intensief voor landbouwkundige doeleinden worden benut. Als gevolg van de aanwezigheid van schelpdieren is het kalk (CaCO_3) gehalte van de mariene afzettingen in het algemeen hoog. In concreto betekent dit dat het CaCO_3 -gehalte op basis van het drooggewicht van het sediment 10-15% kan bedragen. De zuurgraad (pH) van grondwater en bodemvocht is daarom zelden lager dan 7.0. De aanwezigheid van CaCO_3 en HCO_3^- maakt ook dat de bodem van oevers van estuariën goed gebufferd is.

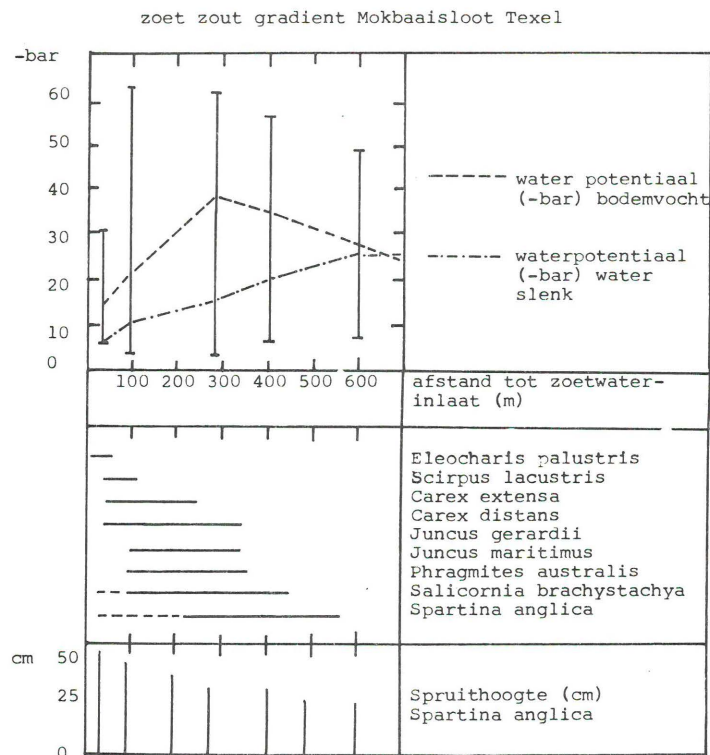
Kwelders en schorren langs het estuarium

De gradiënt van zoet naar zout in het water van een estuarium verloopt van bijna 0 naar ongeveer -24 bar (-2.4 MPa). De genoemde gelaagdheid van zoet rivierwater en zout zeewater en verschuivingen die optreden in de gradiënt vergen onder meer osmoregulatorische aanpassingen van de in het estuariene water levende planten en dieren.

De oevers langs het estuarium worden niet permanent overstroomd, zij vallen bij eb droog. De hoogste oevergedeelten, komen alleen bij springvloeden of stormvloeden onder water te staan. Op harde substraten is de zonering van bruinwieren van permanent naar weinig geïnundeerde plaatsen opvallend. In het sublittoraal: Codium fragile (Viltwier), Laminaria-soorten (Vinger- en Suikerwier); in het laag-littoraal: Fucus serratus (Zaagwier); in het eulittoraal: Fucus vesiculosus (Blaaswier) en Ascophyllum nodosum (Knotswier); in het supra-littoraal: Fucus spiralis (Kleine Zeeëik) en Pelvetia canaliculata (Groefwier).

De aanpassingen van deze reeks bruinwiersoorten in de zonering hebben o.m. te maken met de mate waarin uitdroging kan worden doorstaan. Nu komt in de Nederlandse Delta van nature geen hard substraat voor langs estuariën. Op de zachte, klei-afzettingen vinden we wel een opvallende zonering van hogere planten gaande van het sublittoraal via het eulittoraal naar het supralittoraal (Rozema et al. 1985a). De directe en indirecte gevolgen van overspoeling met zeewater vormen hier primair de oorzaken van de zonering van kwelder- en schorreplanten (Rozema et al. 1985a,b,c; van Diggelen et al. 1986; Scholten & Rozema 1986).

Wanneer we de zoet-zout-gradiënt van de Mokbaaisloot (Figuur 3) op Texel als een mini-estuarium beschouwen, valt ons direct op, dat, terwijl de gradiënt van de osmotische potentiaal van het Mokbaaislootwater van 0 naar -24 bar verschuift,



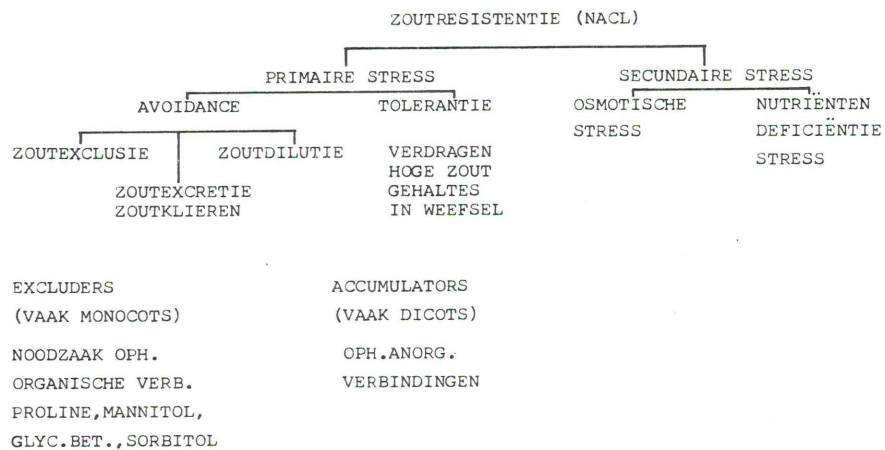
Figuur 3. Zoet-zout gradiënt in de Mokbaaisloot op Texel. Naast de waterpotentiaal van het slenkwater staat de waterpotentiaal van het bodemvocht van de slenkoever aangegeven (boven). Het al dan niet voorkomen van een aantal kustplanten van de zoetwaterinlaat (0 m) tot bij het onbegroeide wad (600 m) (midden) wordt gevolgd door het verloop van de spruithoogte (cm) van het Engels slijkgras, dat langs de Mokbaaisloot voorkomt (onder).

het bodemvocht op de oevers een minder duidelijke gradiënt en veel sterkere fluctuaties van de osmotische potentiaal vertoont (Figuur 3). Enerzijds kan door regenval snelle verdunning (verzoeting) van het bodemvocht optreden, terwijl anderzijds vooral in de zomerperiode door uitdroging verhoging van het bodemzoutgehalte kan optreden. De bodem van de hoge kwwelder, en schorgedeeltes die minder overspoeld worden door zeewater dan lagere zones, kan daardoor toch bijzonder zout worden (hypersaliniteit) (Mahall & Park, 1976). Een tweede observatie die aan de vegetatie in en langs de Mokbaaisloot gedaan kan worden (Figuur 3) is, dat het Engels Slijkgras als lage pollen voorkomt vanaf de plaats waar de Mokbaaisloot uit komt op het weinig begroeide, vaak met zeewater overspoelde wad, tot zeer hoge (tot 0.75 meter hoogte) pollen vlakbij de zoetwater inlaat. In feite is dit een weerspiegeling van het feit, dat de groei van zoutplanten (halophyten) optimaal is onder niet-zoute (zoete) omstandigheden en dat hoge zoutgehalten door plantesoorten met een uiteenlopende zoutresistentie, slechts op verschillende wijze verdragen worden (Figuur 3).

Het gezoneerde karakter van kweldervegetatie is opvallend en reeds eerder beschreven (zie o.a. Rozema et al. 1985b). De ondergrens van een hoogte zone, waarover een plant voorkomt lijkt vooral te worden bepaald door tolerantie c.q. resistentie voor de abiotische factoren zout en overstroming (Rozema et al. 1985a, van Diggelen et al. 1986) en de bovengrens door interactie (competitie, en mogelijk ook afhankelijkheid) met de "volgende" soort in de zonering (Scholten & Rozema, 1986).

Typen aanpassing aan zoutstress

In Figuur 4 wordt aangegeven hoe de verschillende typen van zoutresistentie van kwelderplanten kunnen worden onderscheiden, naar een oorspronkelijk idee van Levitt (1980). Het eerste belangrijke onderscheid, dat wordt gemaakt is dat resistentie kan bestaan tegen primaire en secundaire stress, veroorzaakt door hoge zoutgehalten. Primaire zoutstress uit zich in groeibeperking die direct wordt



Figuur 4. Classificatieschema van verschillende typen van zoutresistentie voor NaCl, in hoofdzaak geldend voor hogere planten.

veroorzaakt door hoge concentraties natrium en chloride ionen, die door hun toxiciteit (o.a. dehydratie-effect op enzymen en eiwitten in het algemeen) een storende uitwerking hebben op het metabolisme van de plant. Bij hoge zoutgehaltes verliezen enzymen in een *in vitro* situatie een belangrijk deel van hun activiteit. Secundaire stress door hoge zoutgehaltes wordt veroorzaakt doordat de zeewaterconcentratie van NaCl (ongeveer 500 mM NaCl) een lage (negatieve) waarde van de osmotische potentiaal (-24.0 bar of -2.4 M Pa) inhoudt, waardoor wateropname door de plant sterk bemoeilijkt wordt (osmotische stress). Door competitie van Na⁺ en K⁺-ionen om bezetting van de (beperkt beschikbare) opname plaatsen aan de wortelcelmembraan, kan in een medium met hoge NaCl-gehaltes de K⁺-opname onderdrukt worden en een optimaal metabolisme belemmeren (nutriëntendeficiëntie als vorm van secundaire stress). Zowel voor de primaire als secundaire zoutsress geldt, dat het aanpassingsmechanisme werkelijk "verdragen" (tolerance), dan wel "vermijden" (avoidance) van de stress betekent. Voor hogere planten is het hierbij opvallend, dat "echte" tolerantie voor hoge zoutgehaltes zeldzaam is en dat zeer veel zoutaanpassingsmechanismen terug te voeren zijn op aanpassingen ("trucs"), die de werkelijke, interne zoutstress vermijden (zoutexcretie, zoutuitscheiding door zoutklieren, en verdunning van zout door succulentie).

Binnen de groep van de hogere planten kan men m.b.t. opname van zout "excluders" onderscheiden, waaronder veel grassoorten en andere monocotylen die relatief veel van het zout dat aanwezig is in het wortelmedium, "buitende de deur" weten te houden. Onder de tweezaadlobbigen (Dicotylen) komen soorten voor die sterker dan monocotyle kustplanten zout (NaCl) ophopen in hun weefsel ("accumulators").

Op cellulair en subcellulair niveau bestaat er tussen het excluder- en accumulortype van zoutplanten geen onderscheid m.b.t. zout. Zoutplanten van beide typen verschillen op dit niveau ook niet van glycophyten, de plantesoorten die op niet-zilte grond voorkomen: enzymen geëxtraheerd uit weefsels van zoutplanten en niet-zoutplanten zijn even gevoelig voor verhoogde zoutgehaltes. Dit impliceert dat bij zoutplanten het opgenomen zout in een ander cellulair compartiment (vacuole) terecht komt dan dat waarin enzymen voorkomen (cytoplast) (Figuur 5). Dit geldt niet voor planten (algen en bacteriën die in zee voorkomen, die voor een goed functioneren van eiwitten en membraan systemen hoge NaCl gehaltes nodig hebben (Gutknecht & Dainty 1969, o.a. Halobacterium). Men leidt hier dikwijls ook uit af, dat hogere (land) planten langs de lange weg van evolutie van het plantenleven uit de oceaan: ééncellige algen zonder celwand, zonder vacuole naar meercellige met celwand en met vacuole, mossen, varens, gymnospermae en angiospermae (met vaatbundels, met cuticula, met stomata) de primaire aanpassingen zoals bij zeewieren aan hoge NaCl gehaltes hebben verloren. Planten die groeien op kwelders en schorren langs estuariën staan voor het probleem om tegen de zuigende werking in van het zeewater of zoute bodemvocht (-24.0 bar of -2.4 M Pa), toch water op te nemen. Het natrium- en chloride ion worden geacht slechts in zeer lage concentraties (mm) essentiële metabolische functies te dienen. Beide ionen worden niet, zoals NO_3^- en SO_4^{2-} gemetaboliseerd in plantaardige organismen. Opgenomen in de plant kunnen Na^+ en Cl^- als een goedkoop osmoticum dienen, waardoor de waterpotentiaal van de plant als geheel en van individuele plantecellen verlaagd (sterker negatief) wordt. Echter, met de opname van Na^+ en Cl^- wordt "een paard van Troje binnengehaald", immers, hoge Na^+ en Cl^- concentraties storen de

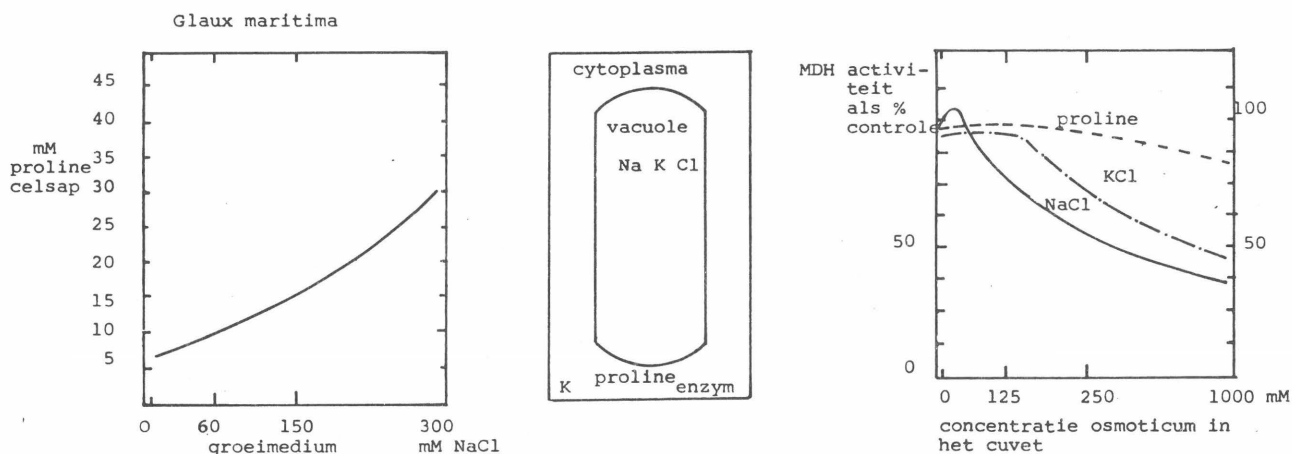
celfuncties. Het niet of minder opnemen van NaCl door planten in zoute gebieden (zoutexclusie) voorkomt een zout-toxiciteitsprobleem, maar - men kan moeilijk de kool en de geit sparen - zoutexclusie dwingt tot aanmaak of gebruik van organische verbindingen om de osmotische potentiaal van het plantesap te verlagen. De Brit A.R. Yeo heeft in een artikel getiteld: 'Salinity resistance: Physiology and Prices' (1983) het aantal molen (grammoleculen) ATP vergeleken die betrokken zijn bij het transport van één mol (grammolecuul) NaCl over celmembranen, met dat aantal dat benodigd is voor de aanmaak van een laag moleculair oplosbaar koolhydraat (glucose). De eerste mogelijkheid komt in deze berekening als energetisch goedkoper uit de bus.

De localisatie van een groot deel van het opgenomen zout in de vacuole maakt osmoregulatie op cellulair niveau noodzakelijk. Immers: de vacuole kan een dehydrerende werking op de omringende cytoplast uitoefenen. Nu blijken in de cytoplast van veel zoutplanten zogenaamde 'compatible osmotic solutes', ofwel: door het metabolisme (enzymen, eiwitten) verdraagbare osmotisch actieve, opgeloste stoffen zoals proline (o.a. bij *Festuca rubra*), glycinebetaine (*Suaeda maritima*) en sorbitol (*Plantago maritima*) voor te komen (Figuur 6). Anders dan NaCl en KCl, remmen deze verbindingen in een *in vitro* assay enzymactiviteit (van bijvoorbeeld MalaatDehydrogenase) niet (Figuur 5).

Aangezien het aminozuur proline en de gemethyleerde quaternaire ammonium verbinding glycinebetaine beide stikstofdipolen zijn, wordt de voor cellulaire osmoregulatie in deze verbindingen opgenomen stikstof, in mindering gebracht op de hoeveelheid stikstof die aangewend kan worden voor bijvoorbeeld eiwitsynthese. Nu is het stikstofgehalte in zeewater zelf, maar ook in de bodem van kustgebieden laag in tegenstelling tot het sulfaatgehalte (30 mM SO_4^{2-} in zeewater). Voor de soorten

CHEMISCHE SAMENSTELLING (mM) VAN ZEEWATER EN FULLSTRENGTH
VOEDINGSOPLOSSING, GEWIJZIGD VOLGENS HOAGLAND

ELEMENT	NA	CL	K	CA	MG	S	N	P	B	LI
ZEEWATER (-24.0 bar -2.4 MPa)	460	540	10	10	55	28	0.04	0.002	0.400	0.024
VOEDINGS- OPLOSSING	-	0.025	6	6	1	1	16	2	0.025	-

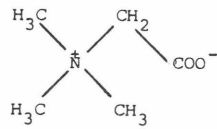


Figuur 5. Toename van het prolinegehalte (mM) in het celsap van Melkkruid (*Glaux maritima*) (linksboven); de invloed van toenemende gehalten aan proline, NaCl en KCl in het assaymengsel, op de activiteit van cytoplasmatisch Malaatdehydrogenase (MDH) (linksonder). De cellulaire compartimentering van proline en anorganische osmotica (Rozema et al. 1978a).

Spiesbladmelde (*Atriplex hastata*) en Strandmelde (*Atriplex littoralis*) kan worden vastgesteld, dat bij lage nitraatgehaltes (0.5 mM NO_3^-) in de voedingsoplossing, de zoutgevoeligheid van de planten aanzienlijk groter is, dan bij planten gekweekt bij een hoger nitraatgehalte (3.5 en 14 mM NO_3^-) (Rozema et al. 1983). In mariene algen (o.a. *Ulva lactuca*) wordt de zwaveldipoolverbinding Dimethylsulphonio-propionaat (DMSP) (Figuur 6) voor cellulaire osmoregulatie gebruikt (Dickson et al. 1982). Hierdoor hoeft voor cellulaire osmoregulatie geen aanspraak te worden gedaan op het in het zeewater milieu zo schaarse nitraat. Hoewel in het Engels Slijkgras (*Spartina anglica*) hoge gehalten aan DMSP zijn aangetroffen is een osmoregulatorische functie bij deze hogere plant onwaarschijnlijk en komt wellicht een zwavel-detoxificerende werking van DMSP eerder in aanmerking (Van Diggelen et al. 1986). In dit verband biedt het koolhydraat (polyol)sorbitol, dat als

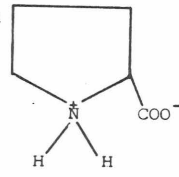
Enkele compatibele cytoplasmatische organische osmotica die voorkomen in hogere planten

Cytoplasmatische osmotica

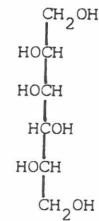


Glycinebetaine

stikstof dipolen

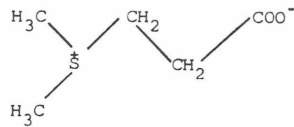


Proline



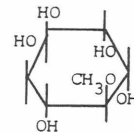
polyol

Sorbitol



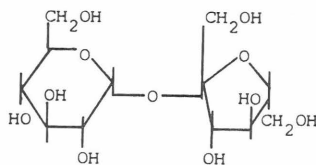
zwavel dipool

Dimethylsulphoniopropionzuur (DMSF)



Pinitol

Organisch osmoticum in het phloeem
Sucrose

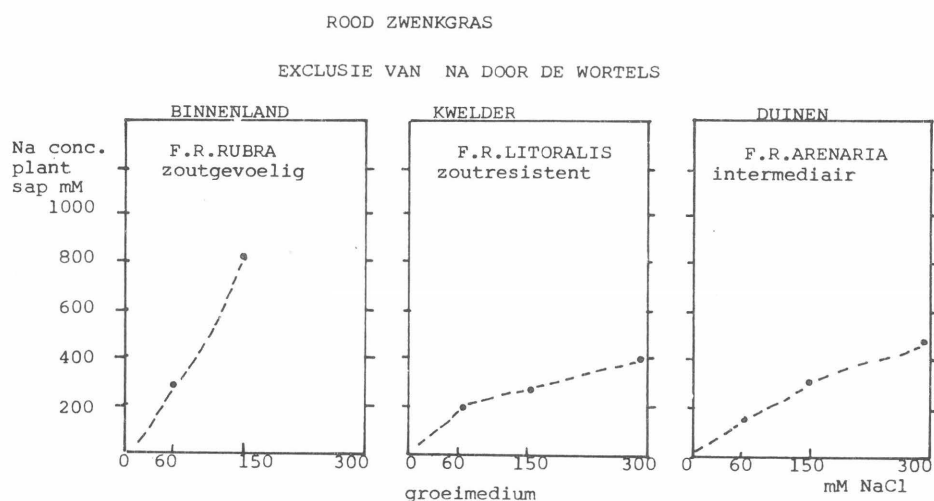


Figuur 6. Enkele compatible cytoplasmatische organische osmotica voorkomend in hogere planten.

'compatible osmotic solute' bij de Zeeweegebree (*Plantago maritima*) is aangetoond, in het stikstofarme kusthabitat voordeel boven proline en glycinebetaine (Ahmad et al. 1979). Stewart & Lee (1974) hebben onderzocht of 'compatible osmotic solutes' zoals proline en glycinebetaine uitsluitend, of vooral bij halophyten zouden voorkomen. Dan zou het vermogen om 'compatible osmotic solutes' te synthetiseren of te laten accumuleren (een deel van) de fysiologische basis van zoutresistentie vormen. Er is ook geconstateerd, dat het gehalte aan proline onder zoutstress sneller toeneemt en ook weer sneller afneemt bij het verdwijnen van de zoutstress, in vergelijking tot glycinebetaine (Wyn Jones & Storey, 1981). Men zou daarom kunnen veronderstellen, dat proline

vooral bij korte termijn-stress zou functioneren en glycinebetaine vooral bij stress op lange termijn.

Kwelder- duin- en binnenlandse populaties van het Rood Zwenkgras (*Festuca rubra*) verschillen significant in gevoeligheid voor hoge zoutgehaltes, de zoutresistente kwelderpopulatie beschikt over een beter functionerend $\text{Na}^+ \text{Cl}^-$ exclusie systeem dan de duinen binnenlandse populatie (Figuur 7) (Rozema et al. 1978b). Echter, alle drie de populaties vertonen verhoging van het prolinegehalte in het spruitweefsel, wanneer ze onderworpen worden aan een toenemend zoutgehalte. In dit geval kan het



Figuur 7. Het zoutgehalte (mM NaCl) in het celsap van drie populaities van *Festuca rubra* opgekweekt op voedingsoplossing met een toenemend zoutgehalte.

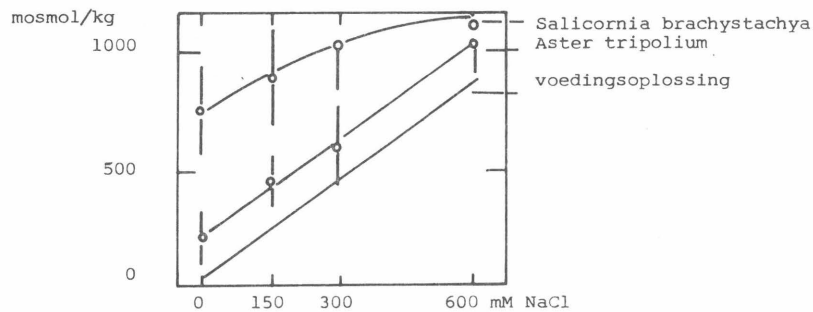
vermogen om proline op te hopen geen sluitende verklaring vormen voor de zoutresistentie van de kwelderpopulatie van *Festuca rubra*. Overigens hebben Smirnov & Stewart (1985) aangetoond, dat bij kustduinplantesoorten toevoeging van proline, glycinebetaine of sorbitol de hitte-stabiliteit van het enzym glutaminesynthetase uit bladweefsel verhoogt.

Hierboven werd de fysiologische aanpassing van planten aan zout- en osmotische stress besproken. Vaak wordt in dit verband de aanduiding osmoregulatie gebruikt. Uit de dierfysiologie is bekend dat semipermeabele (dier)cellen (zonder vacuole en celwand) in een hypertonische oplossing krimpen, en zwellen in een hypotonisch medium, totdat een nieuw evenwicht is bereikt waarbij per tijdseenheid evenveel moleculen water de cel in diffunderen als door de spanning ontstaan door oprekking van de celmembraan - weer naar buiten.

Bij de hogere (land)planten de Bedektzadigen - Angiospermae, zijn de relaties met het milieu aanzienlijk complexer van aard, dan hierboven aangegeven. Niet alleen spelen vacuole en celwand een belangrijke osmoregulatorische rol, maar ook het transportsysteem van wortel naar spruit (en omgekeerd), alsmede de cuticula en huidmondjes.

In de dierfysiologie onderscheidt men hypo, en hyperosmoregulatie alsmede osmoconforming. In navolging hiervan heeft Jefferies (1980) de diepwortelende Zeeweegbree (Plantago maritima) met osmotische waarden van spruitperssap die parallel oplopen met die van het wortelmilieu als 'osmoconformer' onderscheiden. Achterliggende gedachte is dat over de diepte van de lange penwortel van de zeeweegbree zich zelden sterke veranderingen in het zoutgehalte van het bodemvocht voordoen.

Bij de éénjarige Salicornia brachystachya die oppervlakkig wortelt neemt, in respons op een toenemend zoutgehalte in het medium bij lage zoutgehaltes, de osmotische waarde van uitgeperst celsap direct al toe tot hoge waarden om daarna

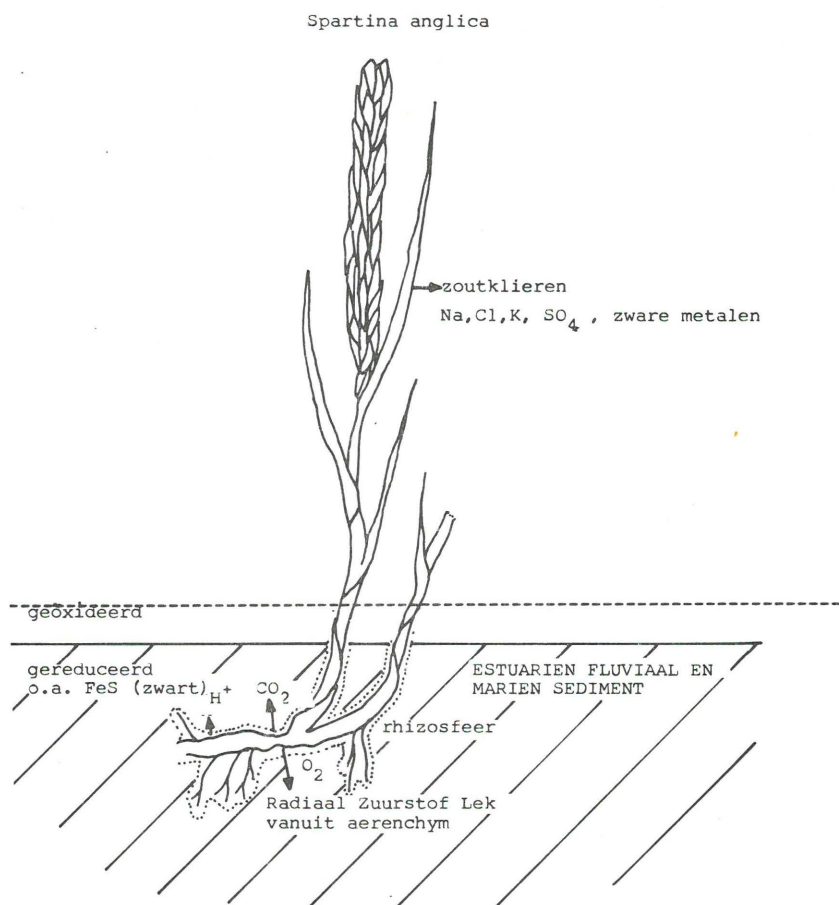


Figuur 8. De osmolaliteit van uitgeperst celsap van Salicornia brachystachya en Aster tripolium gegroeid op voedingsoplossing met toenemend NaCl-gehalte.

(zie ook Rozema et al. 1985a) verder niet sterk weer toe te nemen (Figuur 8). Dit type aanpassing zou hyperosmoregulatie kunnen worden genoemd.

De gevolgen van overstroming met zeewater

Het Engelse woord voor kwelders en schorren is salt marsh. Hiermee wordt duidelijk tot uitdrukking gebracht dat behalve zoute, ook moerassige omstandigheden een belangrijke rol in dit milieu spelen. In estuariene kwelders en schorren gaat het hierbij om dagelijkse overspoeling van sediment en vegetatie volgens het getijdenritme. Zoutplanten van de lage kwelder en schorren worden als regel vaker en langer geïnundeerd dan soorten van hogere delen. Op het zogenaamde 'Beach Plain' (Strandvlakte) type kwelder vindt alleen bij stormvloed in het winterhalfjaar zeewateroverspoeling plaats, waarbij het door regenwater allengs verdunde zeewater maanden lang kan stagneren. Wanneer de kwelder- of schorregrond onder (zee)water komt te staan vinden er een aantal veranderingen plaats (Armstrong et al. 1985). Met lucht gevulde poriën in de bodem lopen vol met water, waardoor de gasuitwisseling tussen bodem en lucht niet langer mogelijk is, en nog slechts diffusie processen in bodemvocht kunnen plaatsvinden. Aangezien diffusie van zuurstof in water 10^4 maal langzamer plaatsvindt dan in lucht, dringt er bij ondergelopen grond praktisch geen zuurstof meer in de bodem door. Onder deze omstandigheden, waarbij



Figuur 9. Enkele belangrijke eigenschappen van het milieu waarin het Engels Slijkgras groeit (reductie bodem van het wad) en aanpassingen van het Engels Slijkgras (zoutuitscheiding, luchtweefsel in wortelstelsel, ijzer (hydr)oxide plaque vorming rond de wortels.

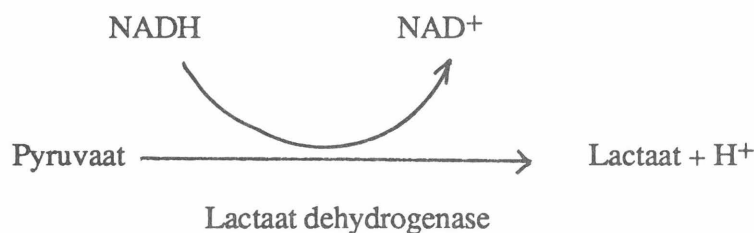
zuurstofgebrek dreigt, kunnen CO_2 en andere producten afkomstig van metabolische processen in bodem en van plantewortels, ophopen (zie figuur 9). Bodemmicroörganismen en wortels van planten kunnen binnen enkele uren alle zuurstof in de bodem verbruiken. Nadat alle aerobe bodemorganismen en wortelcellen de aanwezige zuurstof in de bodem hebben opgebruikt ($E_n = 330 \text{ mV}$), breiden facultatieve en obligaat anaerobe, micro-organismen zich uit die NO_3^- als electronenacceptor gebruiken ($E_h = 220 \text{ mV}$), of Mn^{4+} ($E_h = 200 \text{ mV}$), Fe^{3+} ($E_h = 120 \text{ mV}$), of SO_4^{2-} (-150 mV). Tenslotte wordt in sterk gereduceerde bodems geoxideerde koolstof omgezet in een gereduceerde vorm: CH_4 ($E_h = -250 \text{ mV}$).

Bij dit proces van bodemreductie zijn er tal van factoren aan te wijzen die hogere planten nadelig kunnen beïnvloeden: Toxiciteit ten gevolge van verhoogde gehalten aan Fe (II), Mn (II), S^{2-} , ethanol (eindproduct anaerobe ademhaling (glucose $\rightarrow$ 2 ethanol

+ 2CO_2 + 2ATP), en door H^+ -productie, daalt de pH in het cytoplasma (cytoplasmatische acidose). In bodems met een hoog organisch stofgehalte kunnen bij de bodemreductie vetzuren gevormd worden. Wanneer deze vetzuren waterpermeabiliteit van de wortelcellen zouden verlagen, wordt hiermee de soms gedurende korte tijd optredende verwelking van overstroomde planten verklaard door verlaging van weefselturgescentie door verminderde wateropname.

Overigens wordt ook wel sluiting van stomata na overstroming gerapporteerd, waaraan wellicht een hormonale verandering ten grondslag ligt. Stomataire sluiting leidt tot turgorherstel, maar door gereduceerde fotosynthese zal dan groeiremming als gevolg van overstroming optreden.

Recent onderzoek (Roberts et al. 1984a,b) geeft aan, dat overstromingsongevoeligheid zou samenhangen met het vermogen om cytoplasmatische acidose te voorkomen. Bij overstromingsgevoelige planten vindt lactaatvorming uit glucose plaats (1) onder invloed van lactaatdehydrogenase (LDH), dat een basisch pH-optimum kent. Weglekkende H^+ -ionen uit de reactie vanuit de vacuole naar de cytoplast veroorzaken daar een pH verlaging. Het gevolg



hiervan is remming van LDH en stimulering van Pyruvaat decarboxylase, dat een laag pH-optimum heeft en acetaldehyde als reactieproduct oplevert. Dehydrogenering onder invloed van ADH leidt dan tot ethanolvorming. Bij mais (Zea mays)-variëteiten, waarin ADH-activiteit bestaat en waarbij derhalve ethanolvorming mogelijk is, daalt de pH van het cytoplasma onder anaerobe omstandigheden slechts in geringe mate, in tegenstelling tot maisvariëteiten met een geringe ADH-activiteit. Volgens Roberts et al. (1984a,b)

bepaalt bovengenoemde pH-regulatie in belangrijke mate de overleving van worteltoppen onder korte periodes van anaërobie. Langdurige of frequente anaërobie kan alleen worden overleefd, wanneer de obligaat-aërobe wortelcellen van hogere planten zuurstof krijgen aangevoerd via het aërenchymstelsel vanuit aërobe (bovengrondse) plantdelen. Aërenchym vorming wordt geïnduceerd door ethyleen en bij anaërobie treedt ophoping van ethyleengas op, dat slechts in geringe mate kan wegdiffunderen.

Plantesoorten van kwelders en schorren verschillen sterk in de hoeveelheid aërenchym in het wortelweefsel (Rozema et al. 1985b). Sommige soorten die alleen hoog op de kwelder aangetroffen worden (Spiesbladmelde (Atriplex hastata) en Strandmelde (A. littoralis), hebben geen of nauwelijks aërenchym en blijken in kasproeven overstromingsgevoelig te zijn (Rozema et al. 1985b). Soorten van de lage kwelder zoals Spartina anglica hebben wortelweefsel dat wel voor 30-40% uit luchtweefsel bestaat. Bij sommige plantesoorten lijkt het aërenchym onder alle omstandigheden aanwezig (ook onder niet-anaërobe condities), terwijl bij soorten als Juncus maritimus (Zeerus), J. gerardii (Zilte Rus) aërenchymvorming door zuurstofloosheid wordt geïnduceerd (Rozema et al. 1985b). Luchtweefsel laat door diffusie van zuurstof van de spruit naar de wortel niet alleen aërobe respiratie in wortelcellen toe, er treedt ook zogenaamde Radiale Zuurstof (Oxygen) Lek (Leakage), afgekort tot ROL, vanuit de wortels op. Een dun laagje rond de wortels wordt hierdoor geoxideerd. Dit is zichtbaar als roodbruine huidjes (coatings, plaques) van Fe (III) (hydr)oxiden. Verder van de wortel af blijft de bodem zwart of grijs door vorming van FeS (pyriet) onder reducerende omstandigheden uit gereduceerde vormen van ijzer (Fe^{2+}) en zwavel (S^{2-}). Door de wortelzuurstoflek wordt de opname van het potentieel toxische Fe^{2+} en S^{2-} sterk beperkt. Door het aërenchym treedt niet alleen diffusie van zuurstof van de bladeren naar de wortels op, het respiratoire CO_2 in de wortels kan tot CO_2 -gehalten van 7 volume-procenten in het wortelaërenchym leiden. Vanuit de wortels diffundeert dit CO_2 via het aërenchymstelsel naar de spruit. Bij Riet (Phragmites australis) vonden Brix & Schierup (1985) dat het CO_2 -gehalte in de spruit lacunes nog altijd 0.07% kan

bedragen. Andere, potentieel toxische gasen zoals H_2S , dimethylsulphide en methaan kunnen via het aërenchym in wortels en spruit de plant verlaten.

De afvoer van CO_2 door het aerenchym van wortel naar spruit kan mogelijk een belangrijke consequentie voor de koolstofhuishouding van kwelder- en schorreplanten inhouden. De hoge (bodem)-zoutgehaltes dwingen zoutplanten een efficiënte waterhuishouding te bezitten. Teneinde water verliezen te beperken is stomata (huidmondjes)sluiting dikwijls noodzakelijk (Rozema et al. 1985d). CO_2 -opname en fotosynthese is dan niet langer mogelijk. Het gebruik en refixatie van het respiratoire CO_2 uit de wortels, aangevoerd via het aerenchym zou onder deze omstandigheden een gunstige alternatieve bron van CO_2 betekenen waarbij geen waterverlies door transpiratie via de huidmondjes hoeft op te treden. Momenteel wordt op het Plantenoecologisch laboratorium van de VU deze mogelijkheid onderzocht.

De rond de wortel van kwelder- en schorreplanten optredende ijzer(hydr)oxide plaque, waarvan de bestanddelen door Bacha & Hossner (1977) als α -Fe OOH en γ -Fe OOH zijn geïdentificeerd, in een studie aan de ijzerplaques op de wortels van Rijst (*Oryza sativa*), kent goede (ad)sorptie-eigenschappen voor tal van cationen. Nu de laatste decennia door aanvoer via de grote rivieren het estuarien sediment sterk verontreinigd is geraakt met o.a. zware metalen (zie ook de bijdrage van Dr. A.H.L. Huiskes in dit boek), wordt ook veel onderzoek verricht naar de opname van zware metalen door kwelder en schorreplanten (Rozema et al. 1985c). Mogelijk betekent de hechting van zware metalen (Cu, Zn, Cd, Pb) aan deze ijzerplaque, een barrière voor de zware metaalopname door de wortelstelsels van kwelder- en schorreplanten (Rozema et al. 1986). In dit kader onderzoekt men tevens in hoeverre de zware metaal-hechting aan de ijzerhuidjes rond wortelstelsels van tal van moerasplanten kan bijdragen tot de verwijdering van zware metalen uit afvalwater (Brix 1986).

Dankwoord.

Dank is verschuldigd aan Dr. J. Simons voor het kritisch doornemen van het manuscript.

Referenties

- Ahmad, I., Larher, F. & Stewart G.R.: Sorbitol, a compatible osmotic solute in Plantago maritima. New Phytol. 82, 671-678 (1979).
- Armstrong, W., Wright, E.J., Lytke, S., Gaynard & T.J.: Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. J. Ecol. 73, 323-339 (1985).
- Bacha, R.E. & Hossner, L.R.: Characteristics of coatings formed on rice roots as affected by iron and manganese additions. Soil Sci. Soc. Amer. J. 41, 931-935 (1977).
- Brix, H. & Schierup, H.-H.: Light dependent variations in CO₂, O₂ and N₂ concentrations in the lacunal air of Phragmites australis. Manuscript, Bot. Int. Un. of Aarhus p. 1-5 (1985).
- Brix, H.: Treatment of waste-water in the rhizosphere of wetland plants. The root-zone-method. Manuscript Bot. Int. Un. Aarhus p. 1-12 (1986).
- Dickson, D.J.M., Wyn Jones, R.G. & Davenport, J.: Osmotic adaptation in Ulva lactuca under fluctuating salinity regimes. Planta 155, 409-415 (1982).
- Diggelen, J. van, Rozema, J. & Dickson, D.J.M.: b-3-Dimethylsulphoniopropionate, proline and QACs in Spartina anglica in relation to NaCl, nitrogen and sulphur. New Phytol 103, 573-586 (1986).
- Gutknecht, J. & Dainly, J.: Ionic relationships of marine algae. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 6, 163-200 (1969).
- Jefferies, R.L.: The role of organic solutes in osmoregulation in halophytic higher plants. In: Genetic engineering of osmoregulation (D.W. Rains, R.C. Valantine, A. Hollaender, eds.) pp. 136-154. Plenum, New York (1980).
- Kuypers, J.W. & Otterloo, R.H. van: Het Benedenrivierengebied, steeds minder estuarium. In: Proc. Symp. Oecologie van Estuariene Vegetatie in druk (1986).

- Levitt, J.: Responses of plants to environmental stresses. Vol. II. Water, radiation, salt and other stresses. Academic Press, pp. 605 (1980).
- Mahall, B.E. & Park, R.B.: The ecotone between Spartina foliosa Trin. and Salicornia virginica L. in salt-marshes of northern San Francisco Bay II. Soil water and salinity. J. Ecol. 64, 793-908 (1976).
- Remane, A.: Die Brackwasserfauna. Verh. dt. Zool. Ges. 36, 34-74 (1934).
- Roberts, J.K.M., Callis, J., Wemmer, D., Walbot, V. & Jardetzky, C.: Mechanism of cytoplasmic pH regulation in hypoxic maize and its role in survival under hypoxia. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 81, 3379-3382 (1984a).
- Roberts, J.K.M., Callis, J., Jardetzky, M., Walbot, V., & Freeling, M.: Cytoplasmic acidosis as a determinant of flooding intolerance. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 81, 6029-6033 (1984b).
- Rozema, J., Bijwaard, P. & Prast, G.: Ecophysiological adaptations of coastal plants from foredunes and salt marshes. In: Ecology of coastal vegetation (W.G. Beeftink, J. Rozema, A.H.L. Huiskes, eds.), pp. 499-521. Junk, The Hague (1985a).
- Rozema, J., Luppens, E. & Broekman, R.: Differential responses of salt marsh species to variation of iron and manganese. Vegetatio 62, 293-301 (1985b).
- Rozema, J., Otte, J.L., Broekman, R. & Punte, H.: Accumulation of heavy metals in estuarine salt marsh sediment and uptake of heavy metals by salt marsh halophytes. In: Proc. Int. Symp. Heavy Metals in the environment. Athens, Greece, pp. 545-547 (1985c).
- Rozema, J., Arp, W., Esbroek, M. van & Broekman, R.: Relaties tussen autotrofe en heterotrofe planten op kwelders. Vakblad v. Biol. 65, 465-468 (1985d).
- Rozema, J., Otte, M.L., Broekman, R., Kamber, G. & Punte, H.: The response of Spartina anglica to heavy metal pollution in the estuarine environment. In: Proc. Spartina Workshop March 1985. Wareham Furzebrook, U.K. N.E.R.C. Inst. Terr. Ecology (A.J. Gray ed.) (1986).

- Rozema, J., Rozema-Dijst, E., Freijsen, A.H.J. & Huber, J.J.L.: Population differentiation within Festuca rubra L. with regard to soil salinity and soil water. *Oecologia* (Berl.) 34, 329-341 (1978a).
- Rozema, J., Buizer, D.A.G. & Fabritius, H.E.: Population dynamics of Glaux maritima and ecophysiological adaptations to salinity and inundation. *Oikos* 30, 539-548 (1978b).
- Scholten, M.C.Th. & Rozema, J.: On the competitive ability of Spartina anglica in Dutch salt marshes. In: Proc. Spartina workshop (A.J. Gray, ed.) ITE Furzebrook (in press) (1986).
- Smirnoff, N. & Stewart, G.R.: Stress metabolites and their role in coastal plants. In: Ecology of coastal vegetation (W.G. Beeftink, J. Rozema, A.H.L. Huiskes, eds.), pp. 237-278. Junk, The Hague (1985).
- Stewart, G.R. & Lee, J.A.: The role of proline accumulation in halophytes. *Planta* (Berl.) 120, 279-289 (1974).
- Wyn Jones, R.G. & Gorham, J.: Osmoregulation. In: Encyclopedia of Plant Physiology. N.S. Vol. 12, C (O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond, H. Ziegler, eds.), pp. 35-58. Springer Verlag Berlin (1983).
- Taylor, G.J., Crowder, A.A. & Rodden, R.: Formation and morphology of an iron plaque on the roots of Typha latifolia L. grown in solution culture. *Amer. J. Bot.* 71, 666-675 (1984).
- Yeo, A.R.: Salinity resistance: Physiologies and prices. *Physiol. Plant.* 58, 214-222 (1985).

NICHEDIFFERENTIATIE BIJ DE ZEEKRAAL (*SALICORNIA*): AANPASSINGEN AAN ZEEWATEROVERSPOELING.

38 110

Dr. H. Schat

Vakgroep Oecologie en oecotoxicologie

Vrije Universiteit, Amsterdam

Samenvatting

Binnen de zeekraalpopulatie van de Westerkwelder te Schiermonnikoog kunnen drie afzonderlijke soorten onderscheiden worden. Hoewel elke soort over het gehele hoogtebereik van de kwelder voorkomt, vertoont de onderlinge aantalsverhouding een duidelijk verloop met de hoogte. Dit verloop in aantalsverhouding gaat samen met een min of meer parallel verlopende verschuiving in de onderlinge verhouding van het drooggewicht per individu. Door gebruik te maken van correlatietechnieken kan in sommige gevallen op grond van de minerale samenstelling van de spruit de groeibeperkende factor geïdentificeerd worden. Met name op de hoge kwelder blijkt stikstofgebrek een belangrijke groeibeperkende factor te zijn. De aard van de groeibeperkende factor kan op bepaalde plaatsen per soort verschillen. De per soort verschillende mate van afhankelijkheid van regelmatige overspoeling met zeewater, speciaal met betrekking tot de stikstofopname, kan wellicht in verband gebracht worden met verschillen in de bouw van het wortelstelsel. Naast differentiële groei en zaadproductie draagt differentiële sterfte aanzienlijk bij aan het totstandkomen van het zoneringspatroon. De weerstand tegen ontworteling door golfslag en getijstroming, die op de lage kwelder sterk selecterend werkt, kan met de bouw van de spruit en het wortelstelsel in verband gebracht worden.

INTRODUCTIE

Zeekraal (*Salicornia europaea* agg.) is een éénjarige pionier van zoute bodems. In de laatste editie van de flora van Nederland (Van der Meijden et al. 1983) worden twee

soorten onderscheiden, nl. *S. dolichostachya* Moss ($2n = 36$) en *S. brachystachya* GWF Meyer ($2n = 18$). *S. dolichostachya* is één van de drie in Flora Europaea (Tutin et al. 1964) beschreven tetraploide zeekraalsoorten; *S. brachystachya* omvat een aantal min of meer duidelijk te onderscheiden (onder-)soorten, waarvan er in Nederland meerdere aangetroffen worden. De Flora euopaea onderscheidt twee diploide soorten met een driebloemige bloeiwijze, nl. *S. europaea* L. (*sensu stricto*), een soort die meerdere niet nader beschreven ondersoorten omvat, en *S. ramosissima* J. Woods. Deze laatste soort is op morfologische gronden slechts zeer moeilijk van (bepaalde vormen van) *S. europaea* (*sensu stricto*) te onderscheiden. Jefferies & Gottlieb (1982) toonden met behulp van gelelectroforesetechnieken echter een absolute onderlinge reproductieve isolatie aan, hetgeen hun status als afzonderlijke soorten rechtvaardigt.

Hoewel de taxonomie van het genus *Salicornia* nog verre van bevredigend is, kan met zekerheid gesteld worden dat op vrijwel alle kwelders in noord-west Europa meerdere (onder-) soorten voorkomen, die onderling een duidelijke nichedifferentiatie vertonen (b.v. König 1960, Ball & Brown 1970, Jefferies *et al.* 1981, Jefferies & Gottlieb 1982, Huiskes *et al.* 1985). Deze nichedifferentiatie komt tot uiting in onderlinge verschillen in hoogtezoning. Het is vooralsnog niet geheel duidelijk welke milieufactoren ten grondslag liggen aan deze verschillen in hoogtezoning. Om wat meer duidelijkheid in deze te verschaffen werd een veldstudie uitgevoerd op de Westerkwelder te Schiermonnikoog, waarvan in het navolgende verslag gedaan wordt.

DE ZEEKRAALVORMEN VAN DE WESTERKWELDER

Op de Westerkwelder komen drie vormen voor, nl. (1) een zeer kortarige, donkergroene vorm met sterk afgeplatte fertiele kralen, relatief kleine zijbloemen en afstaande zijtakken, die aan het eind van de bloeiperiode diep purperrood verkleurt, in ieder geval langs de randen van de bloemgroepjes; (2) een langarige, lichtgroene vorm met zuiver cilindervormige (soms tonvormige), in ieder geval niet zijdelings afgeplatte fertiele kralen, relatief grote zijbloemen en zijtakken, die over het grootste deel van hun lengte opgericht zijn, en aan het einde van de bloeiperiode lichtbruin (soms oranje-rood)

verkleurt; (3) een licht- tot vrij donkergroene vorm, tamelijk kortarig met weinig afgeplatte fertiele kralen, relatief grote zijbloemen en tamelijk afstaande zijtakken, die aan het eind van de bloeiperiode geelbruin tot licht oranjebruin (zelden flauw rose-rood) verkleurt. Deze laatste vorm is in vele opzichten intermediair tussen de twee eerstgenoemde vormen en vertoont in bijna alle morfologische kenmerken een vrij grote overlap met vorm (1), of vorm (2) of met beide. Vorm (1) voldoet in alle opzichten aan de beschrijving van *S. ramosissima* en zal in het vervolg als zodanig aangeduid worden. Vorm (2) is zeker *S. dolichostachya*. Vorm (3) is niet geheel eenduidig tot een in de literatuur beschreven vorm te herleiden. Zeer waarschijnlijk gaat het om de tetraploide *S. nitens* Ball & Tutin. In het vervolg zal deze vorm daarom als *S. cf. nitens* aangeduid worden.

Vrijwel al het zeekraalmateriaal aan de Westerkwelder behoort tot één van de drie bovengenoemde taxa. Elders op het eiland, voornamelijk op pure zandbodems ('Het Rif' en 'De Strandvlakte') komen zeker nog een aantal (minimaal 2) andere soorten voor.

DISTRIBUTIEPATROON EN GROEIPRESTATIE VAN DE DRIE SOORTEN OP DE WESTERKWELDER

Figuur 1 geeft een overzicht van de Westerkwelder bij een gemiddelde hoogwaterstand. De noordelijke begrenzing wordt gevormd door de Kroondijk, de zuidwestelijke door een kunstmatig, ongeveer 1 meter hoog stuifdijkje. De figuur geeft eveneens een profiel van de kwelder, langs de lijn waarop de ingetekende monsterplekken zich bevinden. Het deel beneden de gemiddelde hoogwaterlijn (GHW) is, afgezien van enkele grote, geïsoleerde pollèn van *Spartina anglica* Hubbard vrij van overblijvende vegetatie. Het deel boven GHW bestaat uit kommen en bulten met een tamelijk vlakke bodem, resp. top. De kommen zijn i.h.a. vrij van overblijvende vegetatie of begroeid met *Spartina anglica* en *Puccinellia maritima* (Hudson) Parl.; de bulten zijn dicht begroeid met vnl. *Puccinellia maritima*, *Limonium vulgare* Miller en *Plantago maritima* L. In het gebied beneden GHW is *S. dolichostachya* veruit de meest frequente

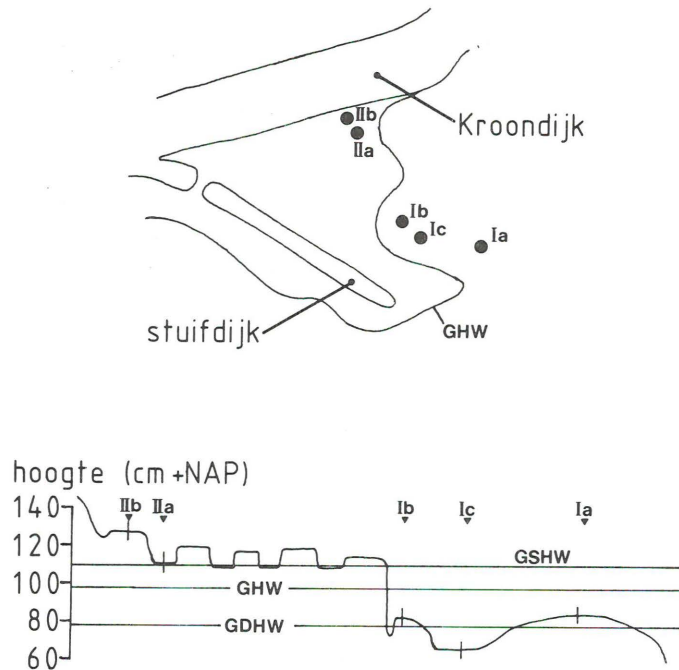


Fig. 1. Boven: overzicht van de Westerkwelder te Schiermonnikoog bij een gemiddelde hoogwaterstand. Onder: hoogteverloop langs een lijn door de monsterplekken. GHW = gem. hoogwaterlijn, GSHW = gem. hoogwaterlijn bij springtij, GDHW = gem. hoogwaterlijn bij doodtij.

zeekraalsoort; *S. cf. nitens* en *S. ramosissima* komen hier slechts sporadisch voor. In de kommen van hoge kwelder is *S. cf. nitens* de meest frequente soort; ook de andere twee soorten komen hier vrij frequent voor. Op de bulten is *S. ramosissima* dominant; *S. cf. nitens* komt ook nog vrij veel voor, maar *S. dolichostachya* is hier nagenoeg afwezig.

De zeekraalpopulatie werd op verschillende plaatsen bemonsterd, nl. op 3 plaatsen beneden GHW en op 2 plaatsen boven GHW. Plek Ia vormt de uiterste zeewaartse begrenzing van de zeekraalbegroeiing en is gelegen op een zandige rug ten oosten van de punt van het stuifdijkje. De planten staan hier sterk bloot aan de eroderende werking van golfslag en getijstrooming; ze staan dan ook in kuultjes met de wortels gedeeltelijk ontbloom. Plek Ib en Ic zijn gelegen in een kom, die door het stuifdijkje min of meer

beschut wordt tegen golfslag en stroming; de bodem heeft dan ook een veel hoger kleigehalte en de planten staan i.h.a. niet in kuiltjes. Plek Ib is vrij van overblijvende vegetatie, plek Ic is in een geïsoleerde *Spartina*-pol gesitueerd. Plek IIa ligt in een, afgezien van de zeekraal, onbegroeide kom van de hoge kwelder. Plek IIb is gelegen op een dicht met overblijvende vegetatie begroeide bult, vlakbij de uiterste landwaartse begrenzing van de zeekraalbegroeiing. Op elke plek werden at random 50 planten per soort verzameld, behalve op de plekken Ia en Ib, waar *S. cf. nitens* door tijdgebrek niet meer bemonsterd kon worden. Tevens werd op elke plek de dichtheid per soort vastgesteld.

Tabel 1. Dichtheid (aantal per m²), gemiddeld spruitdrooggewicht (mg) en aantal aartjes per gram spruitdrooggewicht van de verschillende zeekraalsoorten op verschillende plekken op de Westerkwelder (de significantie van het soortverschil is onder de kolommen aangegeven).

<u>Plek</u>	<u>Soort</u>	<u>dichtheid</u>	<u>spr.drg. gew.</u>	<u>aantal aren per g.</u>
Ia	<i>S. dolichostachya</i>	8.2	788	52
	<i>S. ramosissima</i>	0.1	426	206
		(p<0.001)	(p<0.001)	(p<0.001)
Ib	<i>S. dolichostachya</i>	202	284	48
	<i>S. ramosissima</i>	3.1	182	195
		(p<0.001)	(p<0.025)	p<0.001)
Ic	<i>S. dolichostachya</i>	160	116	45
	<i>S. ramosissima</i>	28	94	170
	<i>S. cf. nitens</i>	21	85	115
		(p<0.001)	NS ¹	(p<0.001)
IIa	<i>S. dolichostachya</i>	87	437	54
	<i>S. ramosissima</i>	45	223	209
	<i>S. cf. nitens</i>	124	572	157
		(p<0.001)	(p<0.001)	(p<0.001)
IIb	<i>S. dolichostachya</i>	2.9	48	56
	<i>S. ramosissima</i>	5840	88	204
	<i>S. cf. nitens</i>	2742	88	158
		(p<0.001)	(p<0.005)	(p<0.001)

¹ NS = niet significant (p>0.05)

De dichtheid en het gemiddelde spruitdrooggewicht per soort (vrijwel overeenkomend met het uiteindelijke spruitgewicht, omdat de bemonstering aan het einde van de bloeiperiode plaatsvond) zijn gegeven in Tabel 1. De tabel bevestigt het eerder geschetste globale verloop in de aantalsverhoudingen tussen de soorten met de hoogte op de kwelder. Het is opvallend dat de verschuivingen in de onderlinge aantalsverhoudingen geassocieerd zijn met min of meer parallelle verschuivingen in de onderlinge verhoudingen van het spruitdrooggewicht. Het ligt natuurlijk voor de hand om een oorzakelijk verband tussen één en ander te veronderstellen. Immers, het spruitgewicht bepaalt de zaadproductie en de zaadproductie ter plekke is ongetwijfeld een belangrijke determinant van de dichtheid in het volgende seizoen.

MINERALE SAMENSTELLING VAN DE SPRUIT

Voor een goed begrip van de onderlinge verschillen in hoogtezonering is het, gezien het bovengenoemde verband tussen dominantie en groeiprestatie, in de eerste plaats noodzakelijk om per soort en per plek de groeibeperkende factor te identificeren; in de tweede plaats zal opgehelderd moeten worden welke soortspecifieke eigenschappen verantwoordelijk zijn voor de differentiële groeirespons t.a.v. de groeibeperkende factor(en).

Een minerale analyse van het spruitmateriaal zou uitsluitel kunnen geven over de aard van de groeibeperkende factoren, althans voorzover het om minerale nutriënten gaat. Volgens vele onderzoekers (bv. Epstein 1972, Ingestad 1982, Ernst 1983) zal er, voorzover de locale intraspecifieke variatie in groeisnelheid bepaald wordt door de variatie in de mate van tekort aan één bepaald nutriënt, een positieve correlatie optreden tussen de relatieve groeisnelheid en de concentratie van dat nutriënt in de weefsels. Voor een éénjarige soort met discrete generaties, waar alle individuen nagenoeg even oud zijn, mag in dit geval een positieve correlatie tussen spruitgewicht en concentratie verwacht worden. Groeibeperking door één of ander mineraal nutriënt hoeft uiteraard niet per sé het gevolg te zijn van een geringe beschikbaarheid van dat nutriënt: een hoge

beschikbaarheid kan tot intoxicatie en daarmee eveneens tot groeiremming leiden. In dit laatste geval zal er uiteraard een negatieve correlatie tussen de relatieve groeisnelheid en de concentratie van dat nutriënt optreden. Het is echter niet goed mogelijk om bij groeiremming door intoxicatie alleen op grond van een minerale analyse de groeibeperkende factor te identificeren. Niet groeibeperkende nutriënten vertonen nl. eveneens i.h.a. een negatieve correlatie met de groeisnelheid, omdat de groeisnelheid maatgevend is voor de snelheid waarmee de nutriënten binnen de plant 'verdund' worden (Ernst 1983).

Om de (eventuele) betekenis van nutriëntentekort als groeibeperkende factor vast te stellen werden de gedroogde spruiten per plek en per soort gerangnummerd naar oplopend drooggewicht en vervolgens ingedeeld in groepjes van 5 spruiten elk (nrs. 1 t/m 5, 6 t/m 10, etc.). Per groepje werd een minerale analyse (in duplo) uitgevoerd. Eventuele correlaties tussen nutriëntenconcentraties en drooggewicht (groepsgemiddelde) werden vastgesteld m.b.v. een rangcorrelatietoets.

De gemiddelde nutriëntenconcentraties (μmol per gram drg. gew.) per soort en per plek zijn gegeven in Tabel 2. De Verschillen tussen de plekken kunnen zeer aanzienlijk zijn, evenals de verschillen tussen de soorten. Alleen voor kalium zijn de soortverschillen op alle plekken klein en consequent niet significant. Bij alle ander nutriënten komen op minstens twee van de vijf plekken significante soortverschillen voor. Meestal blijkt dan dat *S. cf. nitens* en *S. ramosissima* onderling sterk overeenkomen, terwijl *S. dolichostachya* duidelijk afwijkt (Cu en Zn op Ic, P en Cu op Ila, Fe, Mn en Zn op IIb). Soms echter wijkt *S. cf. nitens* (Na, Cl en P op Ic) of *S. ramosissima* (Mn op Ic, Ca, Fe en Mn op Ila, Ca op IIb) sterk van de andere twee af. In z'n algemeenheid kan gesteld worden dat de aard en de grootte van de interspecifieke verschillen in minerale samenstelling sterk afhankelijk van de monsterplek zijn.

De nutriëntenconcentraties zijn overwegend niet significant of significant negatief gecorreleerd met het spruitdrooggewicht (Tabel 3). In al deze gevallen kan groeibeperking door een tekort aan het desbetreffende nutriënt vrijwel zeker uitgesloten worden. Groeibeperking door intoxicatie valt uiteraard niet uit te sluiten. Alleen bij C1, N

Tabel 2. Nutriëntenconcentraties in de spruit (μmol per gram drooggewicht) op verschillende plekken (de significantie van het soortverschil is onder de kolommen aangegeven)

Plek	Soort	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Cl	P	N ²
Ia	<i>S. dolichostachya</i>	5749	158	149	356	15.1	0.94	0.46	0.070	6263	60.7	1398
	<i>S. ramosissima</i>	6377	149	191	479	19.2	1.34	0.48	0.0059	6865	49.7	1267
		++	ns	+++++	+++++	ns	+++++	ns	+	+++	+++++	ns ¹
Ib	<i>S. dolichostachya</i>	4228	136	183	239	39.2	1.70	0.50	0.071	4737	76.9	1673
	<i>S. ramosissima</i>	5023	143	267	327	63.1	2.67	0.64	0.086	5226	61.2	1183
		+++++	ns	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	++	ns	+++++	+++++
Ic	<i>S. dolichostachya</i>	4412	166	171	255	44.1	1.54	0.51	0.069	5345	67.6	1388
	<i>S. ramosissima</i>	4783	171	222	288	55.3	2.66	0.74	0.283	5647	58.9	1195
	<i>S. cf. nitens</i>	5519	181	209	320	55.7	1.87	0.72	0.243	6294	78.1	1325
IIa		++	ns	ns	++++	ns	++	++	++	++	++	++
	<i>S. dolichostachya</i>	4485	179	149	227	11.8	0.88	0.66	0.068	4646	82.8	1504
	<i>S. ramosissima</i>	4869	176	162	251	20.0	1.17	0.67	0.096	4181	90.9	1672
IIb	<i>S. cf. nitens</i>	4733	181	146	237	11.3	0.98	0.70	0.087	5006	93.6	1548
		ns	ns	++	ns	+++++	+++	ns	+	+++++	+++	ns
	<i>S. dolichostachya</i>	3884	176	171	242	25.6	1.69	0.84	0.111	4462	85.4	1334
	<i>S. ramosissima</i>	3747	169	212	245	15.7	1.22	0.68	0.100	4278	82.5	1322
	<i>S. cf. nitens</i>	4051	170	185	235	14.7	1.26	0.70	0.108	4617	86.8	1406
		ns	ns	+++	ns	+++++	++++	+++++	ns	ns	ns	ns

¹ ns = niet significant; + = $P < 0.05$, ++ = $P < 0.025$, +++ = $P < 0.010$, ++++ = $P < 0.005$, +++++ = $P < 0.001$

² 'N' staat voor het totale gehalte aan anorganisch en organisch gebonden stikstof.

Tabel 3. Correlatie tussen spruitgewicht en nutriëntenconcentraties in de spruit (μmol per g drg. gew.) op verschillende plekken op de Westerkwelder

Plek	Soort	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Cl	P	N
Ia	<i>S. dolichostachya</i>	ns	ns	-	--	---	-	ns	--	--	-	-- ¹
	<i>S. ramosissima</i>	ns	-	ns	ns	---	ns	ns	ns	ns	--	ns
Ib	<i>S. dolichostachya</i>	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>S. ramosissima</i>	ns	ns	ns	-	ns	ns	-	ns	+	ns	ns
Ic	<i>S. dolichostachya</i>	ns	ns	ns	--	-	ns	-	--	+	--	-
	<i>S. ramosissima</i>	ns	--	--	ns	--	--	ns	ns	ns	--	ns
	<i>S. cf. nitens</i>	ns	ns	---	ns	ns	---	-	-	-	ns	ns
IIa	<i>S. dolichostachya</i>	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	---	ns	++	+++
	<i>S. ramosissima</i>	---	ns	-	ns	--	--	---	ns	ns	ns	ns
	<i>S. cf. nitens</i>	ns	ns	---	---	---	---	--	ns	ns	ns	ns
IIb	<i>S. dolichostachya</i>	ns	--	--	---	ns	-	ns	--	-	ns	ns
	<i>S. ramosissima</i>	ns	ns	---	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	++
	<i>S. cf. nitens</i>	ns	--	---	--	---	---	ns	ns	ns	+	ns

¹ NS = niet significant; - en + staan voor een significante negatieve of positieve correlatie, respectievelijk: +/- = $p < 0.10$, ++/-- = $p < 0.05$, +++/--- = $p < 0.01$.

en P treden hier en daar positieve correlaties op. Voor wat betreft C1 zijn deze positieve correlaties beperkt tot de lage kwelder, waar de concentratie in de spruit juist zeer hoog is (Tabel 2). Het is daarom moeilijk voorstelbaar dat in deze gevallen sprake zou zijn van chloridetekort, temeer daar het reeds lang bekend is dat de chlorideconcentratie in het bodemvocht van de lagere delen van kwelders duidelijk supraoptimaal voor de groei van *Salicornia* is (Halket 1915). Het ligt daarom voor de hand om de gevonden positieve correlatie niet als een direct causaal verband te interpreteren. Positieve correlaties tussen het N- en P-gehalte van de spruit en het spruitdrooggewicht worden uitsluitend op de hoge kwelder aangetroffen. Groeibeperking door stikstof- en/of fosforgebrek zou dus op de hoge kwelder een rol kunnen spelen. Het is echter merkwaardig dat in die gevallen waar stikstof of fosfor als groeibeperkende factor in aanmerking komt, bv. op plek I Ib bij *S. cf. nitens* en *S. ramosissima* en op plek IIa bij *S. dolichostachya*, de concentraties in de spruit aanmerkelijke hoger (kunnen) zijn dan op plekken op de lage kwelder, waar het spruitgewicht niet alleen hoger is, maar bovendien negatief gecorreleerd is met het N- en P-gehalte. Deze schijnbare inconsistentie verdwijnt echter, althans voor wat betreft het N-gehalte, als de concentratie uitgedrukt wordt in μmol per gram asvrij drooggewicht, i.p.v. in μmol per gram drooggewicht zonder meer. Ook de waarden van de correlatiecoëfficiënten kunnen aanmerkelijk veranderen als de concentraties op deze wijze uitgedrukt worden, omdat het asgehalte soms duidelijk gecorreleerd is met het spruitgewicht.

Tabel 4 geeft de N- en P-gehalten van de spruit, uitgedrukt in μmol per gram asvrij drg. gew. en de aard en mate van correlatie tussen deze gehalten en het asvrij spruitdrooggewicht. Het blijkt nu dat ook op de lage kwelder groeibeperking door stikstoftekort zou kunnen optreden, nl. bij *S. ramosissima* op plek Ib; op plek Ia echter, is de stikstofconcentratie relatief hoog en de correlatiecoëfficiënt (niet significant) negatief. Verder is het opvallend dat *S. dolichostachya* op plek IIa een positieve correlatie tussen spruitgewicht en stikstof/fosforgehalte vertoont en op plek I Ib een negatieve, terwijl *S. cf. nitens* en *S. ramosissima* op plek IIa een (niet significant) negatieve en op plek I Ib een positieve correlatie vertonen. Blijkbaar is stikstof en/of

fosfor op de hoge kwelder een belangrijke groeibeperkende factor, maar niet voor elke soort op elke plek: *S. dolichostachya* enerzijds en *S. cf. nitens* en *S. ramosissima*

Tabel 4. Stikstof- en fosforgehalte in de spruit (μmol per gram asvrij drooggewicht) en de correlatie met het spruitgewicht op verschillende plekken op de Westerkwelder.

Plek	Soort	N	P
Ia	<i>S. dolichostachya</i>	2235 (--)	97 (--) ¹
	<i>S. ramosissima</i>	2168 (ns)	85 (--)
Ib	<i>S. dolichostachya</i>	2236 (ns)	107 (ns)
	<i>S. ramosissima</i>	1752 (+)	91 (ns)
Ic	<i>S. dolichostachya</i>	2014 (--)	98 (--)
	<i>S. ramosissima</i>	1791 (ns)	88 (--)
	<i>S. cf. nitens</i>	2115 (ns)	125 (ns)
IIa	<i>S. dolichostachya</i>	2111 (+++)	116 (++)
	<i>S. ramosissima</i>	2323 (ns)	126 (ns)
	<i>S. cf. nitens</i>	2229 (--)	135 (ns)
IIb	<i>S. dolichostachya</i>	1821 (--)	117 (ns)
	<i>S. ramosissima</i>	1784 (+)	111 (ns)
	<i>S. cf. nitens</i>	1935 (+)	119 (+)

¹ de mate en aard van de correlatie is aangegeven als in tabel 3.

anderzijds kunnen op dezelfde plek door verschillende factoren in de groei beperkt worden. Overigens is er op alle plekken binnen elke soort een meestal significant positieve correlatie tussen het N- en het P-gehalte. In alle gevallen waar een positieve correlatie tussen het P-gehalte en het spruitgewicht gevonden wordt, is het P-gehalte betrekkelijk hoog, vaak hoger dan op plekken waar het spruitgewicht niet alleen hoger is, maar bovendien negatief gecorreleerd is met het P-gehalte (op basis van asvrij drooggewicht). Dit laatste suggereert dat alleen stikstof als groeibeperkende factor in

aanmerking komt. De sterke positieve correlatie tussen het N- en het P-gehalte zou toegeschreven kunnen worden aan een gekoppelde opname van deze nutriënten; dit verschijnsel is overigens bij diverse andere plantesoorten aangetroffen (Chapin 1980). Het verband tussen het N-gehalte en het asvrij spruitdrooggewicht bij *S. dolichostachya* en *S. ramosissima* wordt gegeven in Fig. 2. In het omliggende gebied bevinden zich de individuen waarbij vermoedelijk van groeibeperking door stikstoftekort sprake is. De

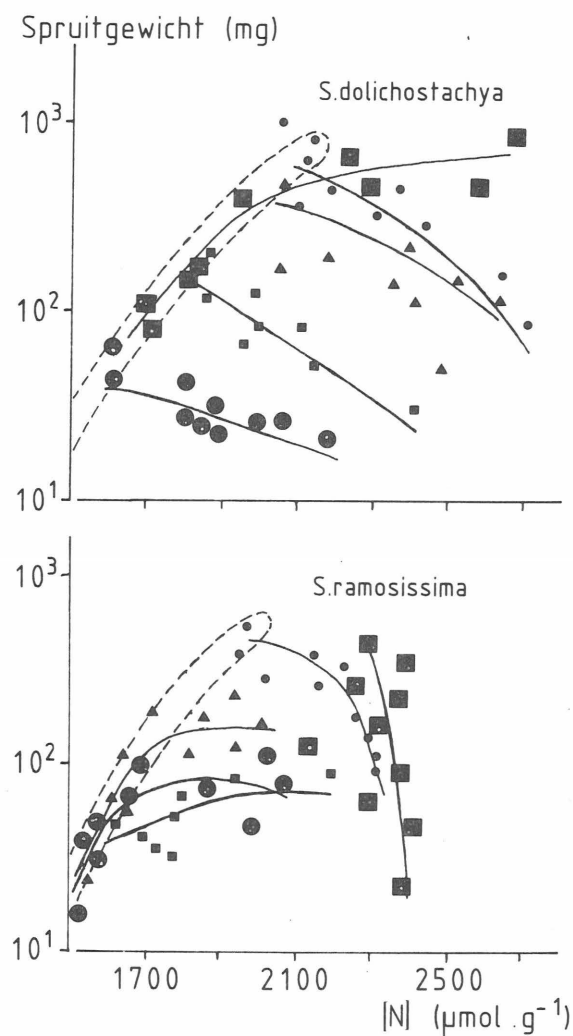


Fig. 2. Spruitgewicht (mg asvrij drooggewicht) als functie van het totale stikstofgehalte van de spruit ($\mu\text{mol N}$ per g asvrij drooggewicht). ● = plek Ia, ▲ = plek Ib, ■ = plek Ic, □ = plek IIa, ○ = plek IIb.

figuur geeft geen enkele aanwijzing dat deze twee soorten een verschillende stikstofbehoefte (hier opgevat als de minimale hoeveelheid stikstof die nodig is om een

bepaald spruitgewicht te bereiken) bezitten; de stikstofacquisitie (de gemiddelde hoeveelheid stikstof per spruit) is, afhankelijk van de plek, wel degelijk verschillend.

CONCLUSIES EN DISCUSSIE

De belangrijkste conclusie die uit deze studie getrokken kan worden, is dat er op de Westerkwelder, evenals op de meeste andere kwelders in noord-west Europa, meerdere zeekraalsoorten voorkomen, die een aanzienlijke mate van onderlinge nichedifferentiatie vertonen. Deze nichedifferentiatie komt niet alleen tot uiting in duidelijke onderlinge verschillen in hoogtezonering, maar eveneens in zeer uitgesproken soort x plaats interacties m.b.t. de groeiprestatie.

De precieze aard van de milieufactoren en de eigenschappen van de planten zelf die bij deze nichedifferentiatie betrokken zijn, kan alleen door meer gerichte veld- en kasexperimenten opgehelderd worden. Op basis van deze simpele, beschrijvende studie kunnen slechts enkele hypothesen opgesteld worden.

De aard van de onderlinge verschillen in hoogtezonering, zowel op grote als op kleine ruimtelijke schaal, suggereren dat de inundatiefrequentie en/of -duur een belangrijke selectieve factor is. Dit idee wordt bevestigd door een experimentele studie van Langlois en Ungar (1976). Deze auteurs stelden een positief effect van inundatie op de groei vast bij *S. stricta* Dumort, een soort van frequent geïnundeerde standplaatsen (synoniem met *S. dolichostachya*) en een negatief effect bij *S. ramosissima*. De groeistimulatie bij *S. stricta* en de groeiremming bij *S. ramosissima* bleken geassocieerd te zijn met respectievelijk een verhoging en een verlaging van het stikstofgehalte van de planten. Dit interspecifieke verschil in het effect van inundatie op de stikstofvoorziening lijkt door deze studie te worden bevestigd: op de lage kwelder is het stikstofgehalte van *S. dolichostachya* hoger dan dat van *S. ramosissima* (al dan niet significant), terwijl op de hoge kwelder dat van *S. ramosissima* hoger dan of ten minste even hoog als dat van *S. dolichostachya* is (Fig. 3). De fysiologische verklaring voor dit soortspecifieke effect van inundatie op de stikstofvoorziening is overigens nog niet

gevonden. Het is denkbaar dat de zuurstofspanning in het wortelmilieu hierbij een doorslaggevende rol speelt; veel auteurs melden een verminderde stikstofopname-capaciteit onder anaerobe condities (bv. Drew 1983, Schat 1984). Het is eveneens mogelijk dat de redoxpotentiaal, die bepalend is voor de chemische speciatie van het

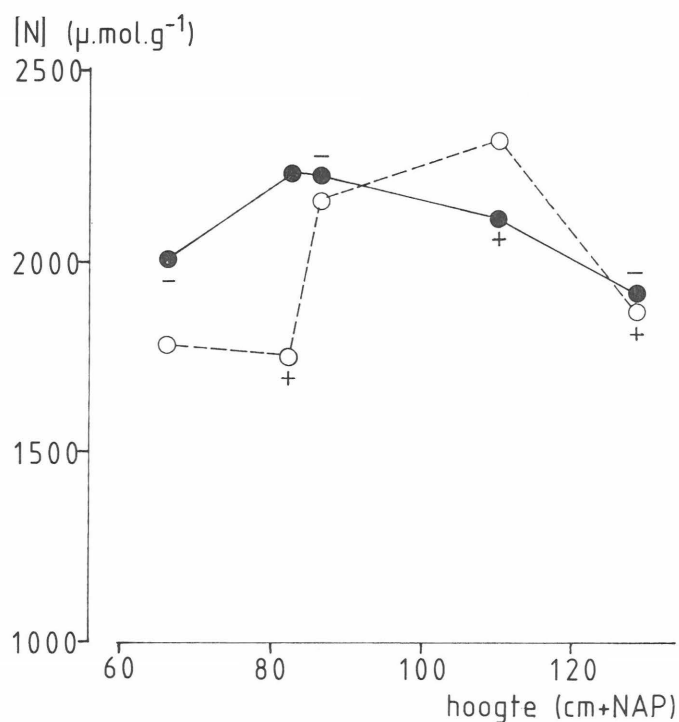


Fig. 3. Gemiddeld totaal stikstofgehalte ($\mu\text{mol N}$ per g asvrij drooggewicht) van de spruit als functie van de hoogte van voorkomen op de kwelder (cm + N.A.P.) bij *S. dolichostachya* (getrokken lijn, gesloten symbolen) en *S. ramosissima* (onderbroken lijn, open symbolen). Een significante positieve of negatieve correlatie tussen spruitgewicht en stikstofgehalte is met een +, resp. - aangeduid.

plantbeschikbare stikstof, een rol speelt. Op de lage kwelder, waar de redoxpotentiaal door de hoge inundatiefrequentie permanent laag is (Armstrong et al. 1985), zal relatief veel van het plantbeschikbare stikstof in de vorm van ammonium aanwezig zijn, terwijl op de hoge kwelder, waar in ieder geval tijdens droge doortijperiodes de redoxpotentiaal vrij hoge waarden bereiken kan, relatief meer nitraat beschikbaar zal zijn. Bovendien kan zowel de zuurstofspanning als de redoxpotentiaal de totale stikstofbeschikbaarheid beïnvloeden; beide grootheden hebben nl. effect op de mineralisatie, de stikstoffixatie, de denitrificatie en de nitrificatie. Men dient overigens te bedenken dat de zuurstofspanning

en de redoxpotentiaal van de directe wortelomgeving gedeeltelijk bepaald worden door de zuurstoflek vanuit de wortel zelf (Armstrong 1975). Voorlopige resultaten van watercultuurexperimenten (Schat et al., in prep.) hebben inmiddels uitgewezen dat *S. dolichostachya* en *S. ramosissima* niet meetbaar verschillen m.b.t. het effect van anaërobie op de stikstofopname, de voorkeur voor nitraat en/of ammonium, de groeirespons t.a.v. de stikstofbeschikbaarheid en de (potentiële) grootte van de zuurstoflek (radiaal zuurstofverlies) vanuit de wortels. Het lijkt dus waarschijnlijk dat geen van deze eigenschappen betrokken is bij het selectieve effect van inundatie op de stikstofvoorziening. Een andere, meer bevredigende verklaringsgrond kan gevonden worden in de aard van de beperking van de stikstofopname. Op de dagelijks geïnundeerde lage kwelder wordt de bodemoplossing, althans die van de bovenste lagen, voortdurend vermengd met zeewater; het is te verwachten dat de concentratie plantbeschikbaar stikstof in de directe wortelomgeving relatief constant blijft. Deze concentratie is weliswaar laag, maar door de voortdurende verversing kan desondanks een hoge stikstofopname in stand gehouden worden. Op de hoge kwelder wordt de bodemoplossing niet voortdurend ververst door zeewateroverspoeling; de directe wortelomgeving raakt uitgeput en de stikstofopname zal, bij uitblijven van verdere wortelgroei, beperkt worden door de snelheid waarmee stikstof vanuit niet uitgeputte bodemvolumes naar de wortels diffundeert. Chapin (1980) heeft aannemelijk gemaakt dat de stikstofopname in deze situatie alleen verhoogd kan worden door verdere uitbreiding van het totale adsorberende worteloppervlak en in ieder geval niet door verhoging van de adsorptiecapaciteit (per eenheid van worteloppervlak). In dit verband is het vermeldenswaard dat *S. ramosissima* onder alle omstandigheden per eenheid van wortelgewicht een groter adsorberend worteloppervlak handhaaft dan *S. dolichostachya* (Schat et al., in prep.) en bovendien, althans in natuurlijke omstandigheden, een hogere wortel/spruit ratio bezit. Watercultuurexperimenten suggereren dat de adsorptiecapaciteit per eenheid van wortelgewicht juist bij *S. dolichostachya* hoger is (Schat et al., in prep.).

De vraag naar de oorzaak van het soortspecifieke effect van inundatie op de stikstofopname is weliswaar interessant, maar oecologisch beschouwd in eerste instantie minder belangrijk dan de vraag naar de mate waarin de stikstofopname de groei en de zaadproductie beperkt. Uit veldexperimenten, uitgevoerd in Engeland, is gebleken dat de groei van *S. dolichostachya*, *S. europaea* en *S. ramosissima* op de hoge kwelder aanzienlijk verbeterd kan worden door stikstofbemesting (Pigott 1968, Jefferies et al. 1981), terwijl stikstofbemesting op de lage kwelder geen effect heeft, althans niet op *S. dolichostachya* (Pigott 1968). Dit geldt eveneens voor *Suaeda maritima* (Stewart et al. 1972). Deze studie suggereert echter dat stikstof op de hoge kwelder niet overal voor elke zeekraalsoort groeibeperkend is. De verhoudingsgewijs slechte groei van *S. dolichostachya* op de hoge kwelder kan dan ook niet zonder meer toegeschreven worden aan stikstofgebrek. Zo is op plek IIb, waar *S. dolichostachya* duidelijk slechter groeit dan *S. cf. nitens* en *S. ramosissima*, de groei van eerstgenoemde soort i.t.t. die van de andere twee niet door stikstoftekort geremd, ondanks het relatief lage gehalte in de spruit. Blijkbaar zijn er op de hoge kwelder ook nog andere selectieve factoren in het geding. Mogelijk is de matrixwaterpotential of de saliniteit van het bodemwater selecterend. Op de voormalige kwelder ten zuiden van Bergen op Zoom trad tijdens de extreem droge en hete zomer van 1976 op de hoge kwelder een aanzienlijke sterfte en een sterk verminderde groei op, bij *S. dolichostachya* echter in hogere mate dan bij *S. ramosissima* (Schat 1978). Anderzijds is onduidelijk in hoeverre de relatief slechte groei van *S. ramosissima* op de lage kwelder aan een verhoudingsgewijs lage stikstofopname kan worden toegeschreven. De plek Ib is stikstof waarschijnlijk groeibeperkend voor deze soort, maar op plek Ia zeer zeker niet. Blijkbaar is ook op de lage kwelder de stikstofopname niet de enige selectieve factor. Het is niet duidelijk in hoeverre ijzer- of mangaanintoxicatie t.g.v. de permanent lage redoxpotential hier een selectief effect heeft. *S. ramosissima* heeft op de lage kwelder, evenals in watercultuurexperimenten overigens, duidelijk hogere ijzer- en mangaanconcentraties in de spruit dan *S. dolichostachya*. De ijzergehaltes zijn inderdaad dermate hoog, dat deze in ieder geval onder gunstige kascondities vermoedelijk een groeiremmend effect zouden hebben

(Rozema et al. 1985). Hoe dan ook, voorlopige resultaten van watercultuurexperimenten geven geen enkele aanleiding om te veronderstellen dat deze soorten verschillend zouden reageren op een verhoogd aanbod van ijzer en/of mangaan (v.d. List, niet gepubl.). Het is echter mogelijk dat de vorm waarin het ijzer in deze experimenten aangeboden werd (Fe-EDTA) een eventueel selectief effect verdoezeld heeft. Verder experimenteel onderzoek, tevens naar de mogelijke rol van vrije sulfide, is noodzakelijk. Jefferies et al. (1981) stelden overigens vast dat *S. ramosissima* in de voorzomer onder alle omstandigheden een relatief lage groeisnelheid handhaaft. Deze relatief lage groeisnelheid, die ook na transplantatie naar de lage kwelder gehandhaafd blijft, wordt door deze auteurs als een genetisch gefixeerde aanpassing aan periodieke hypersaliniteit op de hoge kwelder beschouwd. Als dit juist is, behoeft de relatief geringe groeiprestatie van *S. ramosissima* op de lage kwelder wellicht geen speciale verklaring; men zou dan kunnen volstaan met het verklaren van de gebrekkige groei van *S. dolichostachya* op de hoge kwelder.

In het voorafgaande is vooral aandacht besteed aan een aantal mogelijk selectieve factoren m.b.t. de groei, waarbij er impliciet van uitgegaan werd dat de onderlinge aantalsverhoudingen vooral bepaald worden door de groeiprestatie. Diverse veldwaarnemingen nopen echter tot enige nuancering van dit standpunt. Zowel op de hoge als op de lage kwelder treedt wel degelijk differentiële sterfte op. Op de laagste delen van de kwelder, waar geen overblijvende vegetatie voorkomt, is de ontworteling van planten door golfslag en getijstroming de enige belangrijke sterfteoorzaak (Schat 1978). Complete ontworteling wordt altijd voorafgegaan door het afbreken van een deel van de wortels, ten gevolge van het heen en weer bewegen van de spruit in de stroming. De ontwortelingskans is voor *S. ramosissima* vele tientallen malen hoger dan voor *S. dolichostachya* (Schat 1978). Dit verschil berust waarschijnlijk enerzijds op de veel dunnere, minder trekvaste wortels van de eerstgenoemde soort, en anderzijds vermoedelijk op de sterk verschillende habitus van de spruit. De breed afstaande zijtakken van *S. ramosissima* versterken waarschijnlijk de 'grip' van de stroming op de spruit, waardoor het afbreken van wortels versneld wordt. Bovendien blijven bij *S. ramosissima*

vooral in de bloeitijd veel meer draadwieren en zeesla in de spruit hangen, omdat de takken dan dicht bezet zijn met korte, afstaande bloeiaartjes, waar de wierslierten zich in het heen en weer bewegende water omheen wikkelen. Bij het droogvallen van de kwelder kunnen de planten onder de last van de waterverzadigende wiermassa plat op de bodem komen te liggen. Dit leidt i.h.a. niet tot afsterving *in situ*, maar wel tot een sterk verhoogde ontwortelingskans (Schat, niet gepubl.). Het belang van differentiële ontworteling voor de samenstelling van de zeekraalbegroeiing op de lage kwelder wordt treffend geïllustreerd door de relatief hoge dichtheid van *S. ramosissima* op plek Ic (NB. de laagst gelegen standplaats op de Westerkwelder, waar zeekraal voorkomt), waar de planten door de dichte *Spartina*-vegetatie tegen ontworteling beschermd worden. Op het optreden van differentiële sterfte op de hoge kwelder, waar ontworteling en wieroophoping niet van belang zijn, is reeds gewezen.

Een kernachtige, misschien wat simplificerende samenvatting van het tot nu toe betoogde zou als volgt kunnen luiden: *S. dolichostachya*, *S. cf. nitens* en *S. ramosissima* vormen samen een 'morfologisch continuüm', waarbinnen de mate van vertakking (aantal groeipunten per eenheid van plantgewicht) van de wortel en de spruit in volgorde van noemen toeneemt, voornamelijk ten koste van de dikte en stevigheid van de afzonderlijke assen. Dit leidt enerzijds tot een vergroting van het adsorptieve worteloppervlak, wat op de hoge kwelder beslissend voordeel oplevert, en anderzijds tot een verminderde resistentie tegen het mechanisch geweld van golfslag en stroming, wat op de lage kwelder een belangrijk nadeel is.

REFERENTIES

- Armstrong W (1975) Waterlogged soils. In: Etherington JR (ed), Environment and Plant Ecology. John Wiley, London pp. 181-218.
- Armstrong W, Wright EJ, Lythe S, Gaynard TJ (1985) Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. J. Ecol. 73: 323-339.

- Ball PW, Brown KG (1970) A biosystematic and ecological study of *Salicornia* in the Dee estuary. *Watsonia* 8: 27-40.
- Chapin FS III (1980) The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11: 233-260.
- Drew MC (1983) Plant injury and adaptation to oxygen deficiency in the root environment: a review. *Plant and Soil* 75: 179-199.
- Epstein E (1972) Mineral nutrition of plants: Principles and Perspectives. Wiley, New York.
- Ernst WHO (1983) Ökologische Anpassungsstrategien an Boden factoren. *Ber. Deut. Bot. Ges.* 96: 49-71.
- Halket AC (1915) The effect of salt on the growth of *Salicornia* . *Ann. Bot. (London)* 29: 143-154.
- Huiskes AHL, Schat H, Elenbaas PFM (1985) Cytotaxonomic status and morphological characterization of *Salicornia dolichostachya* and *Salicornia brachystachya*. *Acta Bot. Neerl.* 34: 271-282.
- Ingestad T (1982) Relative addition rate and external concentration; driving variables used in plant nutrition research. *Plant Cell Environment* 5: 443-453.
- Jefferies RL, Davy AJ, Rudmik T (1981) Population biology of the salt marsh annual *Salicornia europaea* agg. *J. Ecol.* 69: 17-31.
- Jefferies RL, Gottlieb LD (1982) Genetic differentiation of the microspecies *S. europaea* L. (*sensu stricto*) and *S. ramosissima* J. Woods. *New Phytol.* 92: 123-129.
- König D (1960) Beitrage zur Kentniss der Deutschen Salicornien. *Mitt. Flor. -Soziol. Arbeitsgem.* NF 8: 5-58.
- Langlois J, Ungar IA (1976) A comparison of the effect of artificial tidal action on the growth and protein nitrogen content of *Salicornia stricta* Dumort. and *Salicornia ramosissima* Woods. *Aquat. Bot.* 2: 43-50.
- Pigott CD (1968) Influence of mineral nutrition on the zonation of flowering plants in coastal marshes. In: Rorison IH (ed), *Ecological aspects of mineral nutrition of plants*. Blackwell, Oxford pp. 25-35.

- Rozema J, Luppens E, Broekman R (1985) Differential response of salt marsh species to variation of iron and manganese. In: Beeftink WG, Rozema J, Huiskes AHL (eds), Ecology of coastal vegetation. Junk, The Hague pp 293-301.
- Schat H (1978) Populatiebiologie van *Salicornia stricta* en *Salicornia brachystachya* en van enkele ander soorten op de schorren ten zuiden van Bergen op Zoom. Studentenverslagen nr. D3-1978, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Schat H (1984) A comparative ecophysiological study on the effects of waterlogging and submergence on dune slack plants: growth, survival and mineral nutrition in sand culture experiments. Oecologia (Berl.) 62: 279-286.
- Stewart GR, Lee AJ, Orebamjo TO (1972) Nitrogen metabolism of halophytes. I. Nitrogen reductase activity in *Suaeda maritima*. New Phytol. 71: 263-268.
- Tutin TG, Heywood NA, Burgess DH, Walters SM, Webb DA (1964) Flora Europaea (Vol 1). University Press, Cambridge.
- Van der Meijden R, Weeda EJ, Adema FACB, De Joncheere GJ (1983) Heukels/Van der Meijden's Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.

BEHEERSVORMEN EN VERANDERINGEN IN KWELDERVEGETATIE

J.P. Bakker

Vakgroep Plantenecologie, R.U. Groningen,
Postbus 14, 9750 AA Haren (Gn).

39113

Gebruik van kwelders

Kwelders lenen zich goed voor begrazing door natuurlijke grazers als hazen, konijnen, ganzen en eenden. Ook agrarisch gebruik in de vorm van hooien en beweiding met vee is veel toegepast (Jensen, 1985). Hooien is geleidelijk in onbruik geraakt en tegenwoordig is begrazing het meest toegepast gebruik met name in Noord- en West Europa tot Noordwest Frankrijk. Dijkema (1984) heeft een overzicht samengesteld van de Europese kwelders en hun gebruik, waarbij grazen en hooien niet altijd afzonderlijk zijn geïnventariseerd. De resultaten voor de noordwest Europese kust zijn samengevat in Tabel 1. Grazen en hooien wordt op 66% van het kwelderoppervlak toegepast met het laagste percentage (rond 50%) in België en Groot-Brittannië en het hoogste percentage in Duitsland (95%).

Langs de Oostzee kust is de veebezetting gedaald gedurende de afgelopen tientallen jaren en zijn zelfs veel kwelders door boeren verlaten (Tyler, 1969). De vasteland kwelders langs de Nederlandse en Duitse Waddenkust en de grote Halligen (kweldereilanden) worden zwaar begraasd, terwijl de eilandkwelders over het algemeen minder intensief worden begraasd. Enkele eilandkwelders in het Waddengebied zijn zeer licht of zelfs nooit begraasd. In Zuidwest Nederland (Kogel en de Jong, 1983) en in België wordt de begrazing steeds meer gestaakt. Kwelderbegrazing komt op beperkte schaal voor in het zuiden en zuidoosten van Groot-Brittannië. Het enige gebied met begrazing op grote schaal ligt in de Wash Bay, sinds begrazing op veel kwelders in Norfolk, Essex en Kent is beëindigd gedurende de afgelopen halve eeuw. De meeste kwelders aan de westkust van Engeland, Wales en Schotland kennen een intensieve begrazing (Adam, 1978). In Frankrijk wordt langs de Kanaalkust 78% van het kwelderareaal begraasd, terwijl dat langs de Atlantische kust slechts voor 26% het geval is. Langs Het Kanaal is op rond 1500 ha de begrazing gestaakt. Het is niet bekend of de overige onbegraasde kwelders in Frankrijk recent buiten begrazing zijn geraakt, of wellicht nooit begraasd zijn geweest.

Het is duidelijk dat hooien en begrazen van kwelders vanuit agrarisch oogpunt in veel Europese landen onaantrekkelijk is geworden. Ten gevolge daarvan werd gedurende de afgelopen 50 jaar ongeveer 10.000 ha uit agrarisch gebruik genomen.

Waarom natuurtechnisch beheer op kwelders?

Het beëindigen van begrazing leidde vaak tot het overheersen van een enkele soort. Afhankelijk van de ligging ten opzichte van Gemiddeld Hoog Water (GHW) trad dominantie op van *Puccinellia maritima* (Ranwell in Beeftink, 1977), *Halimione portulacoides* (Jensen, 1985), *Festuca rubra*, *Elymus repens* (Schmeisky, 1977), *Phragmites australis* (Jensen, 1978; Siira, 1970). Naast het optreden van dominantie van een enkele soort treedt ook ophoping van afgestorven organisch materiaal op wanneer het agrarisch gebruik gestaakt wordt. Wanneer de bovengrondse biomassa niet regelmatig wordt verwijderd en zich strooisel ophoopt mag in het algemeen een afname van de soortendiversiteit verwacht worden (Grime, 1979; Huston, 1979).

Het plaatsen van een enclosure op de begraasde kwelder van Schiermonnikoog illustreert duidelijk dat het aantal soorten in permanente

Tabel 1. Kwelders (ha) in Noord-West Europa (naar Dijkema, 1984).

Land	Oppervlak	Natuur-reservaat (in voorbereiding)	Agrarisch gebruik			
			Grazen Hooien	Niets doen	Onbekend	Recent verwaarloosd
Denemarken	19.500	9.300	12.800 (66%)	200 (2%)	6.500	200
W. Duitsland	19.000	7.400	18.100 (95%)	500 (2%)	600	200
Nederland	12.800	10.500	9.500 (74%)	3.300 (26%)	0	1.300
België	400	200	200 (50%)	200 (50%)	0	200
Groot-Brittannië	37.500	17.000	19.800 (53%)	15.300 (40%)	2.500	6.600
Frankrijk	14.400	1.000	8.100 (56%)	6.300 (44%)	0	ca.1.500
Totaal ha	103.600	45.400	68.500 (66%)	25.700 (25%)	9.600	ca.10.000

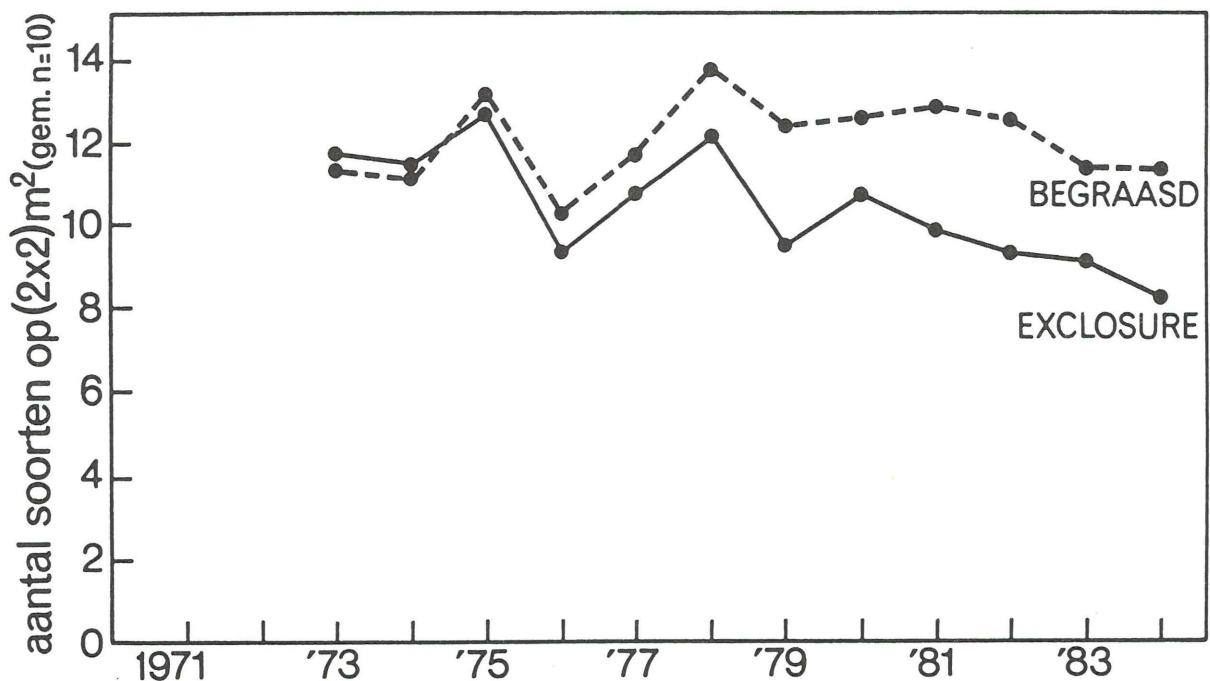
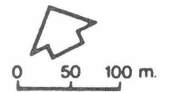


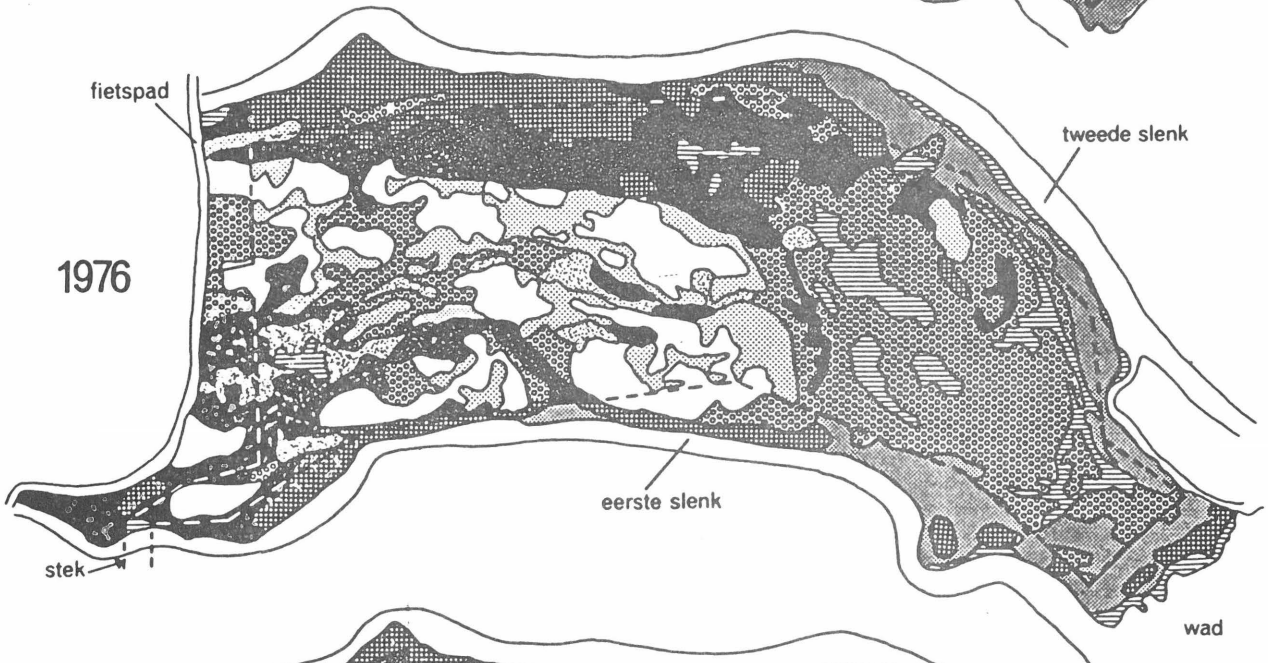
Fig. 1. Verloop van het gemiddeld aantal soorten op een permanent begraasde kwelder en een uit begrazing genomen deel (exclosure).



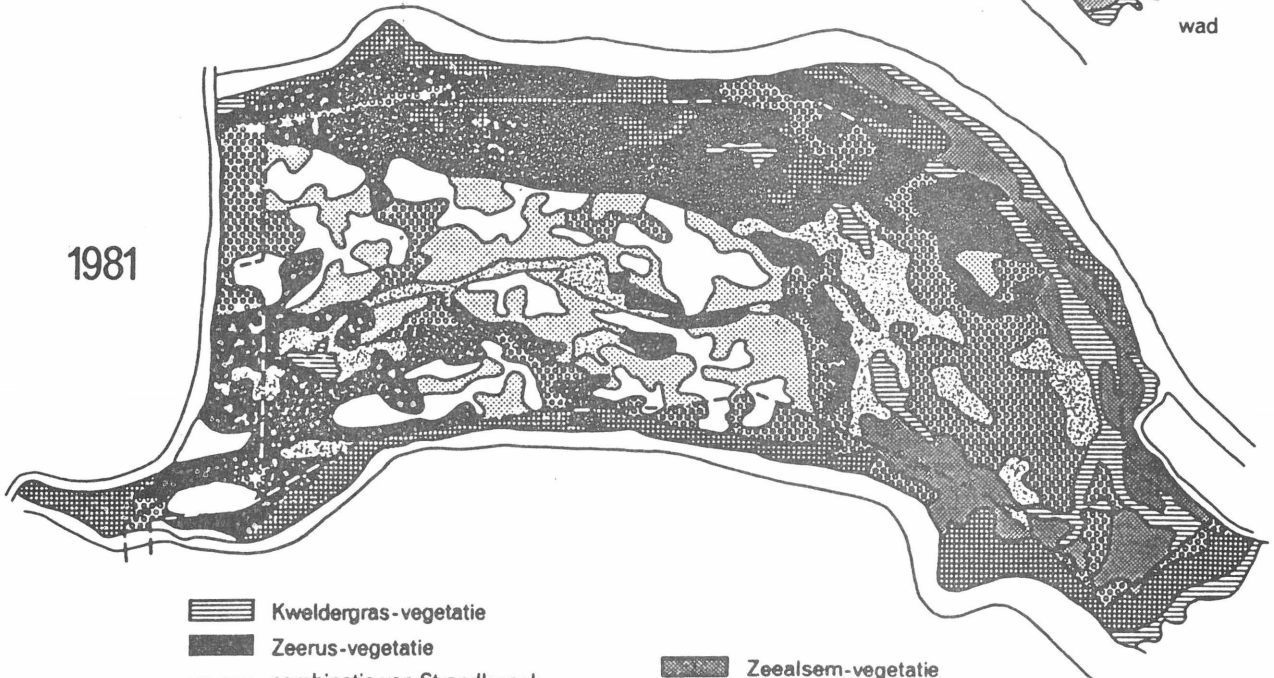
1971



1976



1981



- | | | | |
|--|--|--|-----------------------|
| | Kweldergras-vegetatie | | Zeeruss-vegetatie |
| | combinatie van Strandkweek- en Zeeruss-vegetatie | | Zeealsem-vegetatie |
| | Strandkweek-vegetatie | | Zilte rus-vegetatie |
| | Roodzwenkgras-vegetatie | | Engels gras-vegetatie |
| | | | Helm-vegetatie |

Fig. 2. Vereenvoudigde vegetatiekaarten van een deel van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog (1971, 1976 en 1981), waarop de begrazing in 1972 weer hervat is.

kwadraten afneemt (Fig. 1.). Deze afname verloopt zeer geleidelijk, omdat enige individuen van soorten die verdwijnen in de dichte massa van de enkele dominerende soort zich nog lang kunnen handhaven. Ware de diversiteit uitgedrukt in de verhouding tussen aantal soorten en hun respectievelijke massa (equitabiliteit), dan zou ze vanaf het eerste jaar aanmerkelijk kleiner zijn geweest dan op het permanent begraasde deel van de kwelder.

Een groot deel van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog wordt sedert 1958 niet meer begraasd. De vegetatieveranderingen op deze onbegraasde kwelder zijn vanaf 1971 vastgelegd met behulp van vijfjaarlijkse vegetatiekarteringen en jaarlijks opgenomen permanente kwadraten. De vegetatiekaarten (Fig. 2) van 1971, 1976 en 1981 zijn over elkaar heen gelegd, zodat met behulp van een raster systeem de overgangen tussen de verschillende vegetatietypen kon worden gekwantificeerd (Bakker en Ruyter, 1981) en in successie schema's samengevat (Fig. 3). Tussen 1971 en 1976 nam het *Elymus pycnanthus* type sterk toe ten koste van het *Artemisia maritima* -, het *Festuca rubra*- en het *Juncus maritimus* type. Dit proces zette zich grotendeels voort tussen 1976 en 1981, waarbij echter ook omgekeerd het *Juncus maritimus* type toenam ten koste van het *Elymus pycnanthus* type en het *Festuca rubra* type op zijn beurt gedeeltelijk toenam ten koste van het *Juncus maritimus* type. De laatste veranderingen zijn ten dele het gevolg van maaien langs de tweede slenk. Meer dan twintig jaar na het beëindigen van de begrazing is dus nog geen evenwicht ontstaan in de kweldervegetatie. Wel is duidelijk geworden dat *Elymus pycnanthus* een overheersende rol is gaan spelen (Bakker en Allersma, 1979; Bakker en Ruyter, 1981; Bakker, 1984).

Een verlaten kwelder opnieuw begraasd - vegetatiekarteringen

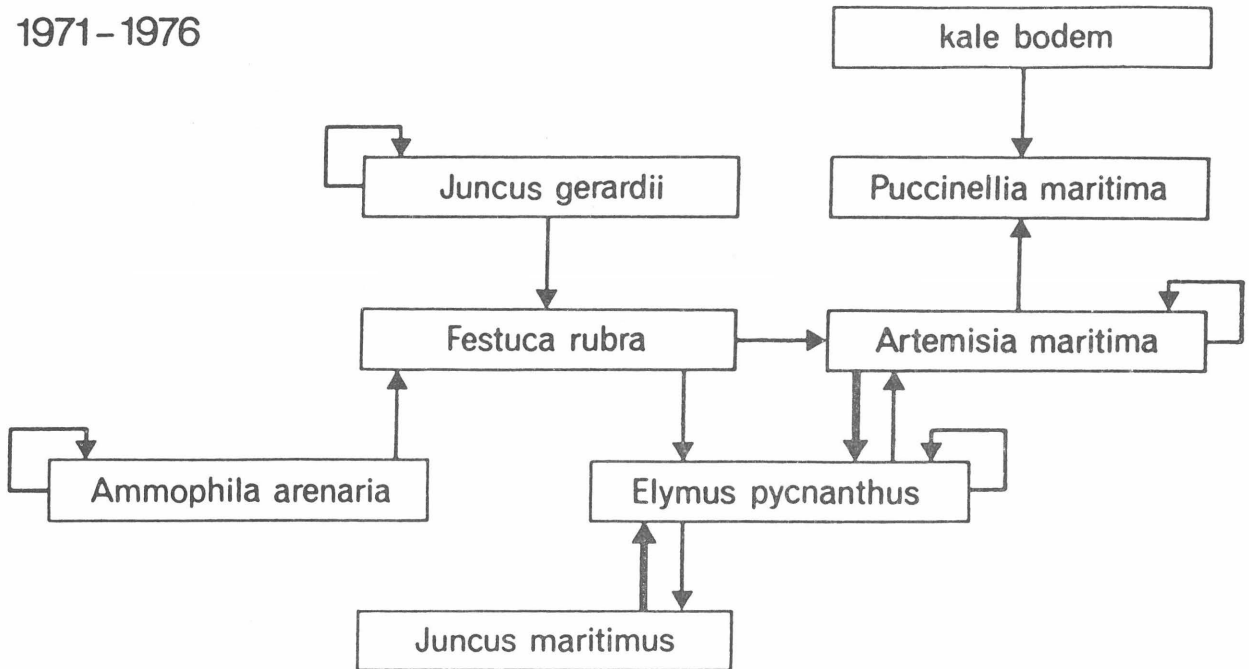
Een deel van de sedert 1958 onbegraasde kwelder is in 1972 opnieuw in begrazing genomen met een veebezetting van 1.6 stuks jongvee per ha in de periode eind mei - eind september. De veranderingen in de vegetatie zijn op de voet gevolgd en weergegeven in vegetatiekaarten van 1971 (voordat de begrazing weer begon), 1976 en 1981 (Fig. 2) en in successie-schema's (Fig. 4). Het meest opvallend is het verschijnen van het *Armeria maritima* type dat in 1971 nog niet voorkwam. Tussen 1971 en 1976 nam het *Artemisia maritima* type af ten gunste van het *Festuca rubra* type, hetgeen aan de andere kant afnam ten gunste van het *Puccinellia maritima* - en het *Armeria maritima* type. Het *Armeria maritima* type ontstond bovendien uit het *Ammophila arenaria* - en het *Elymus pycnanthus* type. Het *Elymus pycnanthus* type nam bovendien af ten gunste van het *Festuca rubra* - en het *Juncus maritimus* type.

Tussen 1976 en 1981 vonden andere veranderingen plaats dan in de eerste onderzoeksperiode. Het *Juncus maritimus* type nam nog steeds toe ten gunste van het *Elymus pycnanthus* type, maar nam aan de andere kant af ten gunste van het *Festuca rubra* type. Het *Festuca rubra* type verloor echter ook terrein aan het *Juncus gerardii* type, hetgeen bovendien toenam ten koste van het *Puccinellia maritima* - en het *Artemisia maritima* type (Bakker en Allersma, 1979; Bakker en Ruyter, 1981; Bakker, 1984).

De eerste periode hebben vooral veranderingen te zien gegeven op de lage duintjes en hoogste kweldergedeelten in de richting van het *Armeria maritima* type. In de tweede periode vonden met name veranderingen plaats op de hoge en lagere kwelder in de richting van het *Juncus gerardii* type. Bij de huidige veebezetting lijken het *Ammophila arenaria* - en het *Artemisia maritima* type gedoemd te verdwijnen.

ONBEGRAASD

1971-1976



1976-1981

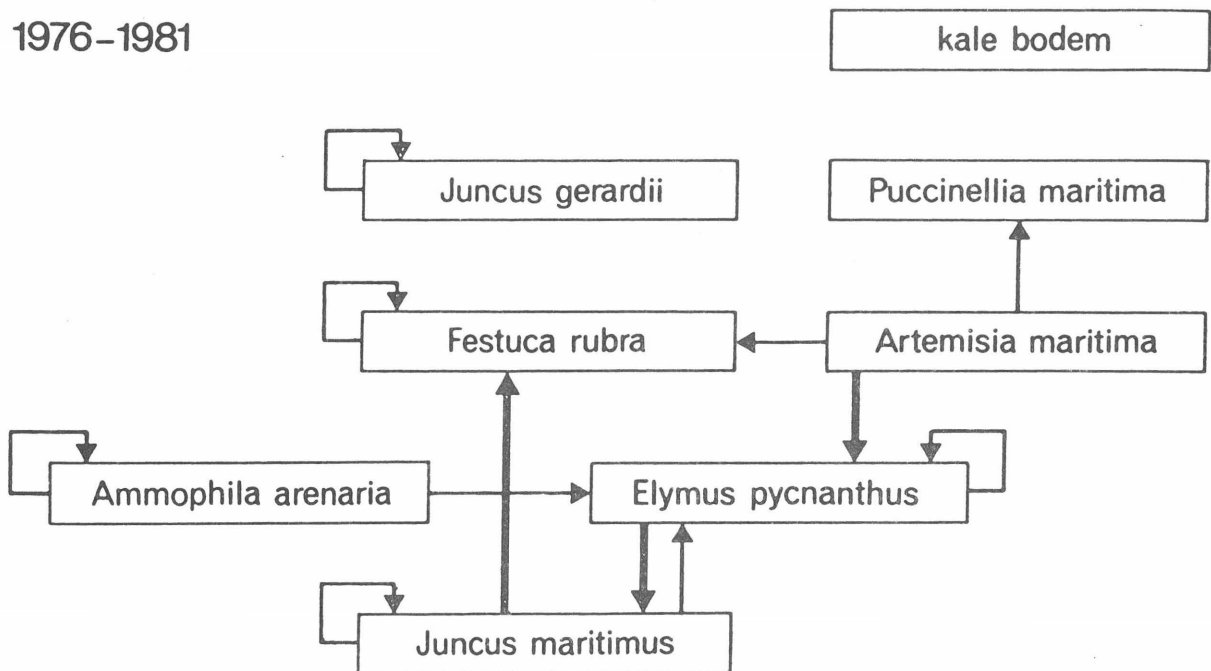
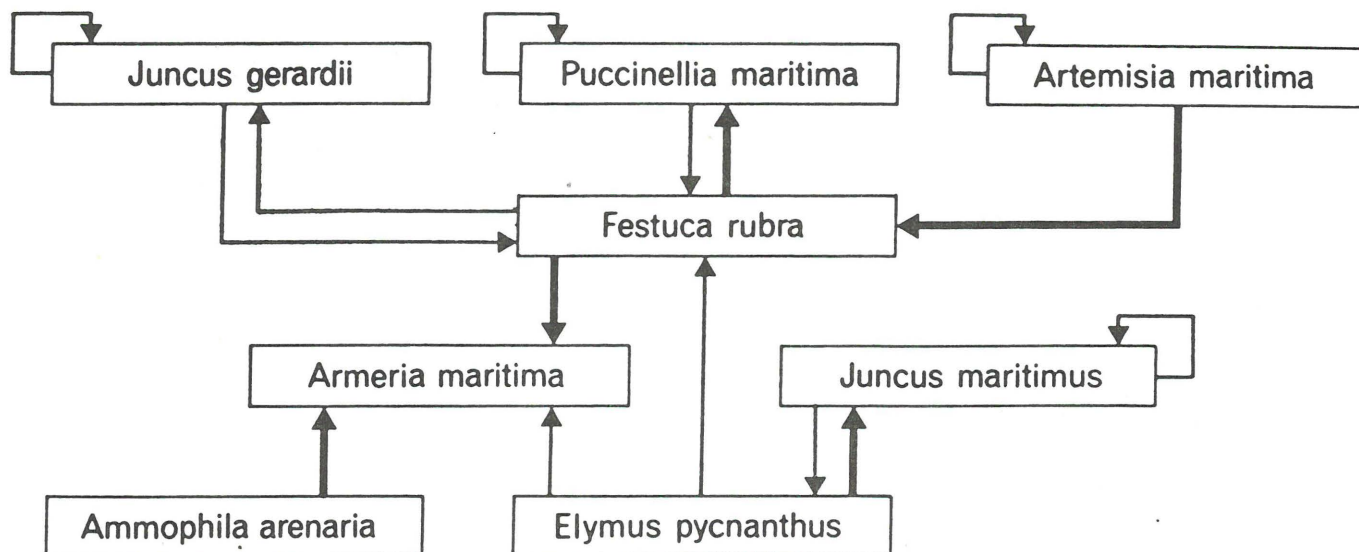


Fig. 3. Vereenvoudigde successieschema's (1971-1976 en 1976-1981) van in 1958 uit begrazing genomen deel van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog. Belangrijke overgangen zijn aangegeven met dikke pijlen, minder belangrijke met dunne pijlen; de gesloten circuits duiden op het onveranderd blijven van het vegetatietype voor minimaal 50% van het oppervlak.

BEGRAASD

1971-1976



1976-1981

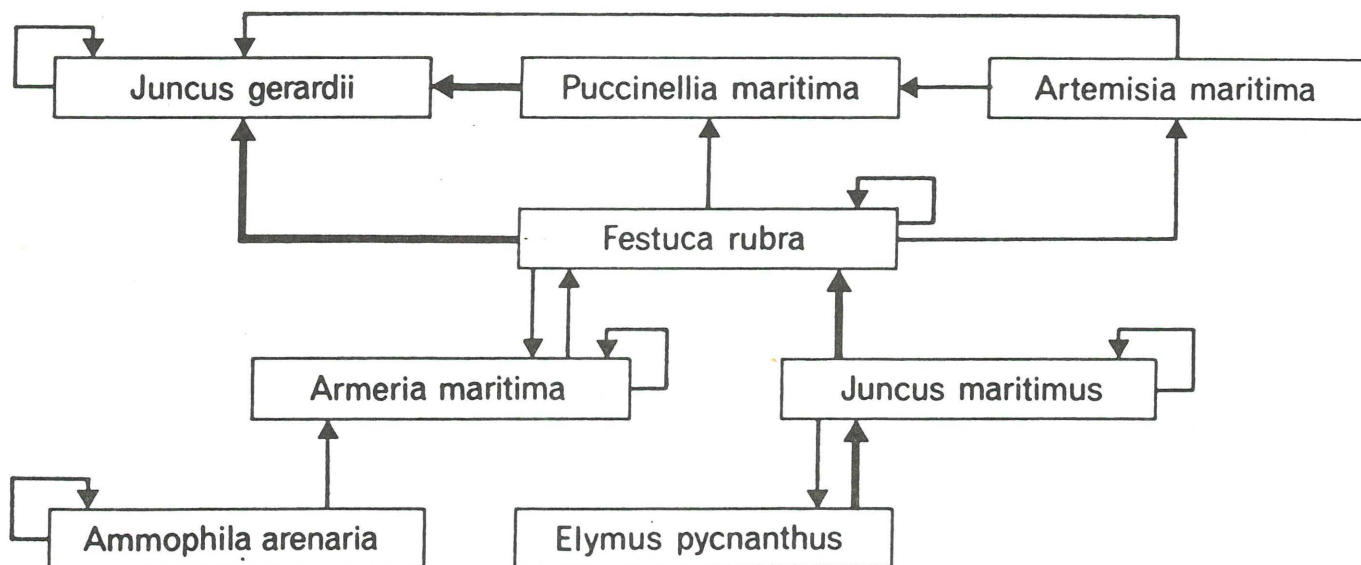


Fig. 4. Vereenvoudigde successieschema's (1971-1976 en 1976-1981) van een sedert 1958 onbegraasd en in 1972 weer opnieuw begraasd deel van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog. Belangrijke overgangen zijn aangegeven met dikke pijlen, minder belangrijke met dunne pijlen; gesloten circuits duiden op het onveranderd blijven van het vegetatietypen voor minimaal 50% van het oppervlak.

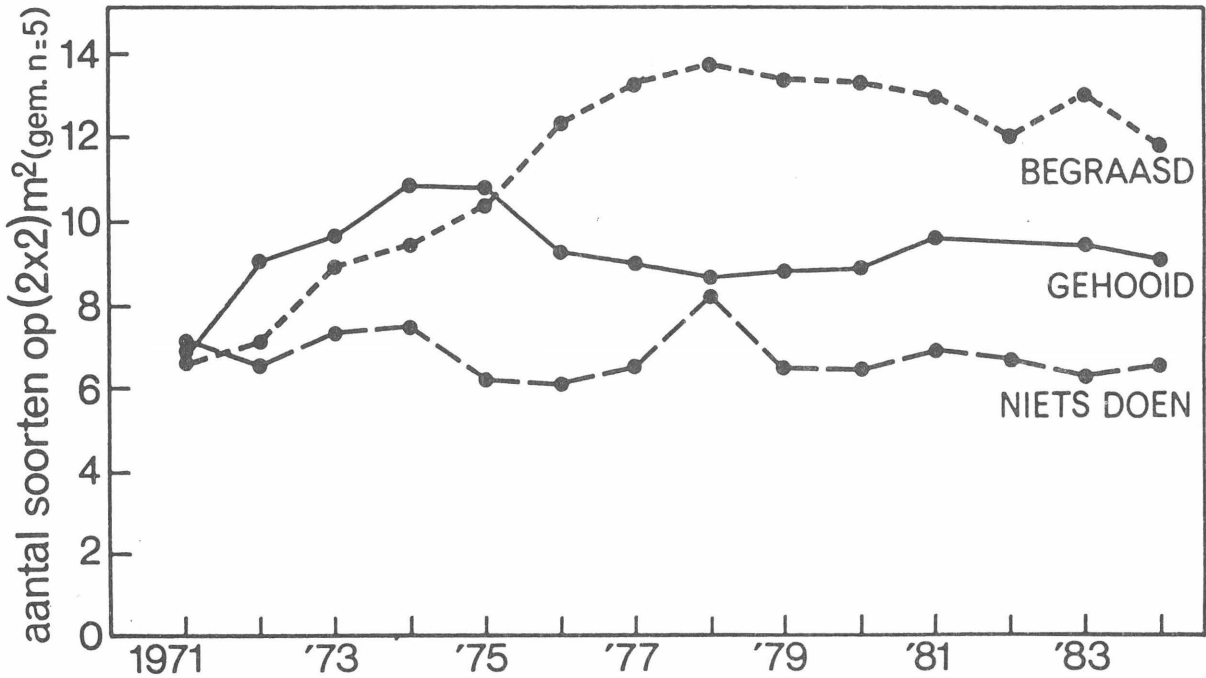


Fig. 5. Verloop van het gemiddeld aantal soorten op een sedert 1958 onbegraasde kwelder en een in begrazing of maairegime genomen deel.

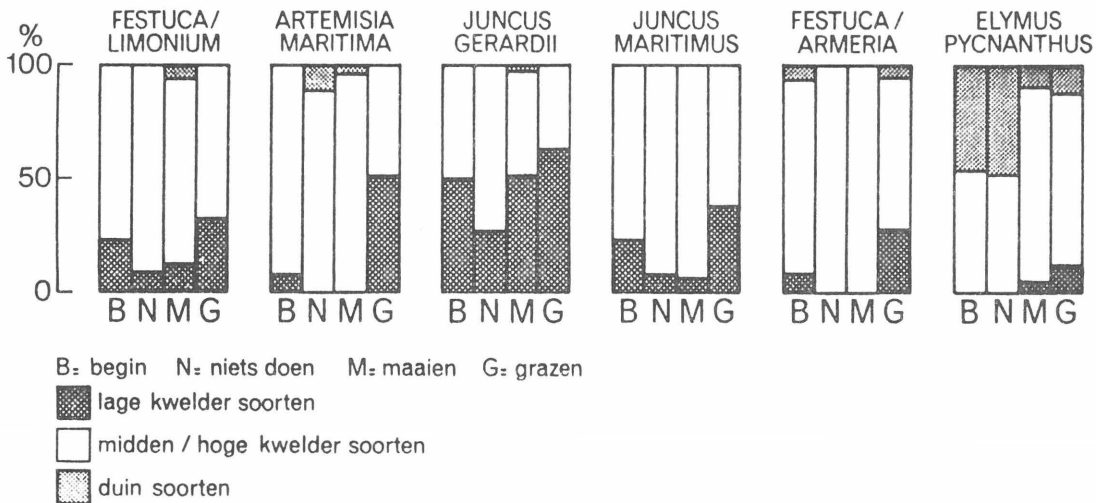


Fig. 6. Presentie-aandeel van lage kwelder-, midden/hoge kwelder- en duinsoorten in zes vegetatietypen, tien jaar na het begin van maaien, begrazen, niets doen en de beginsituatie in 1971 op een sedert 1958 uit begrazing genomen deel van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog.

Uit de herhalingskarteringen kwam bij detail analyses naar voren, dat op de overgangen van kwelderkommen naar lage duintjes veranderingen optraden in de zonering van *Juncus gerardii* - *Glaux maritima* / *Festuca rubra* - *Festuca rubra* / *Armeria maritima* typen.

Deze zonering van laag naar hoog komt overeen met de successie tijdens de kwelder ontwikkeling, beschreven door Westhoff (1947). Op de meer begraasde kwelder bleken de vegetatietypen voorkomend in het laagste deel van de zonering tegen de helling "op te klimmen", terwijl dit op de onbegraasde kwelder niet het geval was. Het zelfde verschijnsel werd gevonden op de gradiënt van kwelderkom naar oeverwal (Bakker, 1985).

Het lijkt er dus op dat vegetatietypen van de lagere kwelder, behorend bij zilttere omstandigheden zich uitbreiden onder een graasbeheer. In de volgende paragraaf worden veranderingen op soortsniveau nagegaan.

Veranderingen in permanente kwadraten

Ten behoeve van de opstelling van de typologie voor de vegetatiekarteringen werden grote aantallen vegetatiekundige opnamen gemaakt. Aan de hand van deze opnamen kon worden geconstateerd dat enkele structuurkenmerken van de vegetatie op de begraasde en onbegraasde kwelder duidelijk uiteen begonnen te lopen. De vegetatiehoogte en -bedekking was lager op de begraasde kwelder, terwijl het aantal soorten juist hoger was dan op de onbegraasde kwelder. Alleen het *Puccinellia maritima* type herbergde een geringer aantal soorten op de begraasde kwelder waarschijnlijk ten gevolge van het volkomen kapot trappen van de zode bij de huidige veebezetting (Bakker en Ruyter, 1981).

Het verloop van het aantal soorten na het starten van begrazen en maaien in uiteenlopende vegetatietypen is weergegeven in Fig. 5. Aanvankelijk nam vooral bij het maairegiem het aantal soorten snel toe, vermoedelijk omdat in één keer de dikke laag dood materiaal werd verwijderd, waardoor vestigingsmogelijkheden ontstonden voor nieuwe soorten. Na een aantal jaren liep het aantal soorten weer terug, waarschijnlijk doordat in veel vegetatietypen de bedekking van *Festuca rubra* hoog werd en deze soort een gesloten grasmat begon te vormen met een afnemende vestigingskans voor enkele soorten (Bakker, 1985). Onder begrazing nam het soortental geleidelijk toe, maar bereikte uiteindelijk wel hogere waarde dan onder het maairegiem. Kennelijk ging er enige tijd overheen voor de laag dood organisch materiaal vertrapt was, maar toen dat éénmaal gebeurd was, leverde de ontstane open zode klaarblijkelijk voldoende vestigingsmogelijkheden voor vrij veel nieuwe soorten. Ook de equitabiliteit bereikte bij begrazing de hoogste waarden, doordat niet een enkele soort sterk ging domineren zoals onder het maairegiem (Bakker, 1985). Toe- en afname van soorten bij de verschillende beheersexperimenten zijn elders in detail beschreven voor de eerste vijf jaren in uiteenlopende vegetatietypen (Bakker, 1978) en voor de eerste tien jaren in de *Elymus pycnanthus* vegetatie (Bakker, 1984).

Naast een hoger soortental dan de gemaaide proefvlakken hebben de begraasde kwadraten nog een gemeenschappelijke kenmerk. Het aandeel in de abundantie van lage kweldersoorten is in alle onderzochte vegetatietypen het hoogst in de begraasde kwadraten (Fig. 6). Dit geldt eveneens voor de presentie van lage kweldersoorten (Bakker, 1985a). Lage kweldersoorten komen op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog het meest abundant voor beneden 130 cm + NAP, midden- en hoge kweldersoorten tussen 130 cm en 180 cm + NAP en duinsoorten boven 180 cm + NAP (GHW ligt op Schiermonnikoog op 85 cm + NAP (Bakker en Ruyter, 1981). Net als bij de herhalingskarteringen kan op basis van gegevens ontleend aan permanente kwadraten geconcludeerd worden dat lage kweldersoorten onder begrazing binnendringen in vegetatietypen, waarin ze zonder

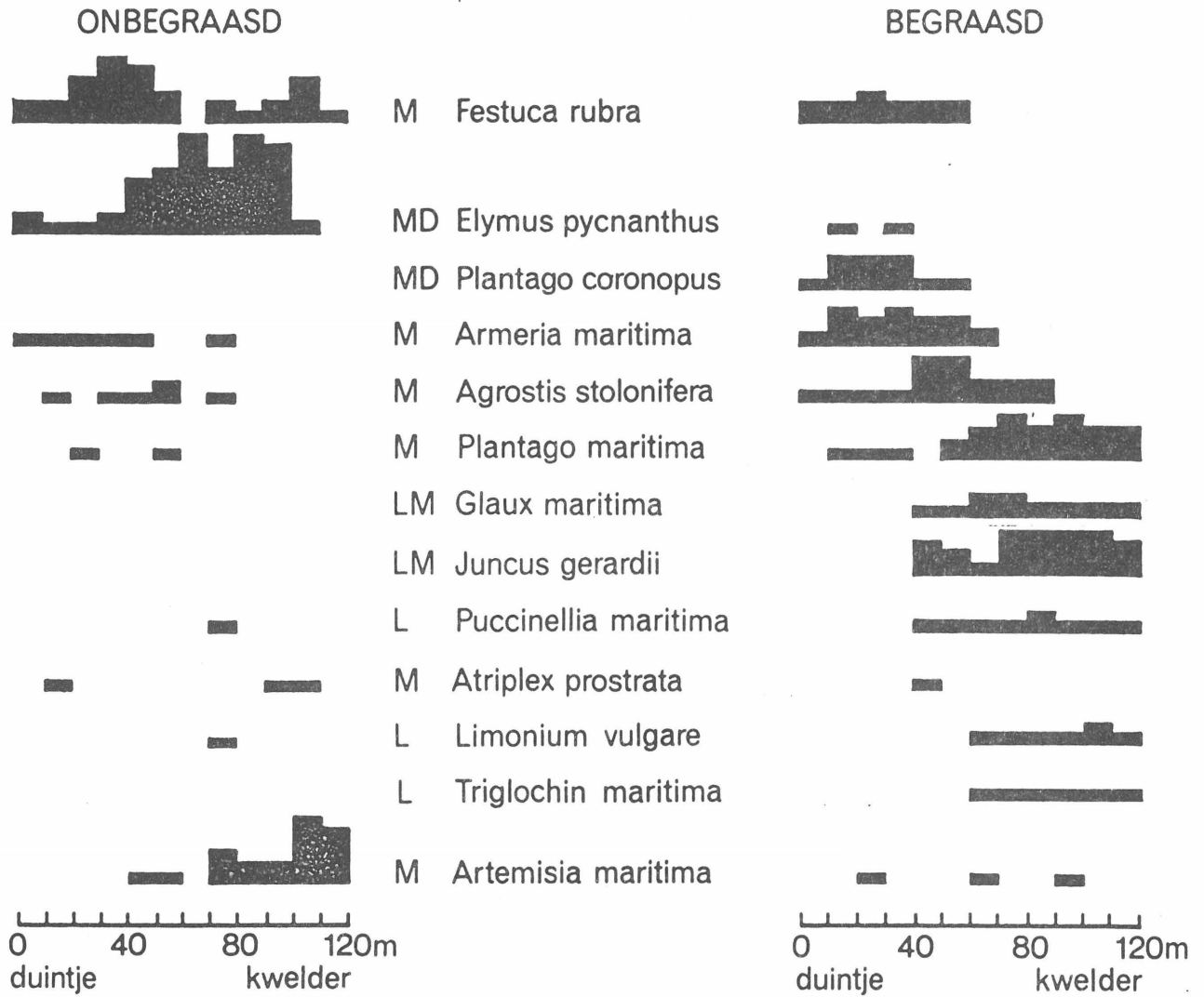


Fig. 7. Mate van voorkomen in stukken van 10 m van een aantal soorten (D = duinsoort, M = midden/hoge kweldersoort, L = lage kweldersoort) langs een transect van duin naar kwelder in een begraasde en onbegraasde situatie.

begrazing niet voorkomen.

De toename van lage kweldersoorten onder een begrazingsregime komt overeen met bevindingen van anderen (Ranwell, 1961; Vestergaard, 1976; Hansen, 1982). Ook het "achterblijven in successie" onder begrazing op ingepolderde en dus ontziltende kwelders/schorren (Westhoff en Sykora, 1979; Joenje, 1985; Beeftink, 1985) of op zich snel ontwikkelende kwelders (Jensen, 1985) zijn consistent met onze waarnemingen.

Gezien de beschreven veranderingen in de vegetatie lijkt het of de bodem zouter wordt of blijft bij begrazing in vergelijking met onbegraasde situaties. Deze vraag wordt onderzocht in de volgende paragraaf.

Wordt de bodem zouter bij begrazing?

Schmeisky (1974) vond consequent de hoogste zoutgehaltes in de bodem (0-5 cm) op een begraasde kwelder langs de Oostzee. Hoewel ze geen zoutgehalte gemeten hebben, concluderen Kauppi (1967) en Siira (1970) uit het vóórkomen van zoutplanten op begraasde kwelders langs de Oostzee eveneens dat de bodem van begraasde kwelders zouter moet zijn dan die van onbegraasde kwelders. Hansen (1982) vond hetzelfde langs de Noordzee in een iets dikkere bodemlaag (0-10 cm). In een ontziltende, begraasde polder vonden Westhoff en Sykora (1979) eveneens hogere zoutgehaltes dan in een exclusie (onbegraasde controle).

Door het grotendeels ontbreken van vegetatie op een begraasde kwelder kan verdamping uit de bodem plaats vinden met als gevolg capillaire opstijging en dientengevolge het zouter worden van de bodem. Joenje (1978) vond dat de bodem (0-5 cm) in een ontziltende polder zouter werd nadat de vegetatie verwijderd was door een maai-experiment en weet dit aan evapotranspiratie.

Het zoutgehalte van de bodem (0-5 cm) onder verschillende vegetatietypen op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog werd gedurende twee jaren elke twee maanden gemeten in een onbegraasde, een gemaaide en een begraasde situatie. In dit geval werd echter geen verschil gevonden tussen de genoemde beheersexperimenten (Bakker, 1985). Klaarblijkelijk speelt het zoutgehalte in de proefsituatie geen belangrijke rol bij het verschijnen van lage kweldersoorten in begraasde situaties en moeten andere factoren een rol spelen.

Structuur van de vegetatie

Teneinde verklaringen te vinden voor het verschijnen van lage kweldersoorten hoger op de kwelder bij een graasbeheer is een transect vanaf de kwelder 150 cm +NAP (65 cm + GHW) tot op een laag duintje (250 cm +NAP) in detail onderzocht en zijn experimenten uitgevoerd. Op het onbegraasde deel van het transect domineren *Festuca rubra*, *Elymus pycnanthus* en *Artemisia maritima* van hoog naar laag (Fig. 7). Op het begraasde deel van het transect komen de soorten van lage- en middenhoge kwelder *Glaux maritima* en *Juncus gerardii* veelvuldig voor evenals de lage kweldersoorten *Puccinellia maritima*, *Limonium vulgare* en *Triglochin maritima*. Overigens "zakken" de soorten van de hoogste kwelder en duintjes niet af naar beneden langs de helling op de begraasde kwelder.

Op het transect zijn vier punten in detail bestudeerd voor wat betreft een aantal parameters (Fig. 8). De grondwaterstand komt op het duintje gedurende een korte periode tot 70 cm beneden maaiveld en zakt in de loop van het jaar niet beneden deze waarden op het laagste punt van het transect. Behalve op het duintje is het poriënvolume het hoogst op de onbegraasde punten hetgeen duidt op bodemverdichting ten gevolge van begrazing. De verschillen in vochtgehalte vertonen echter geen consistent beeld tussen de begraasde en onbegraasde punten van het

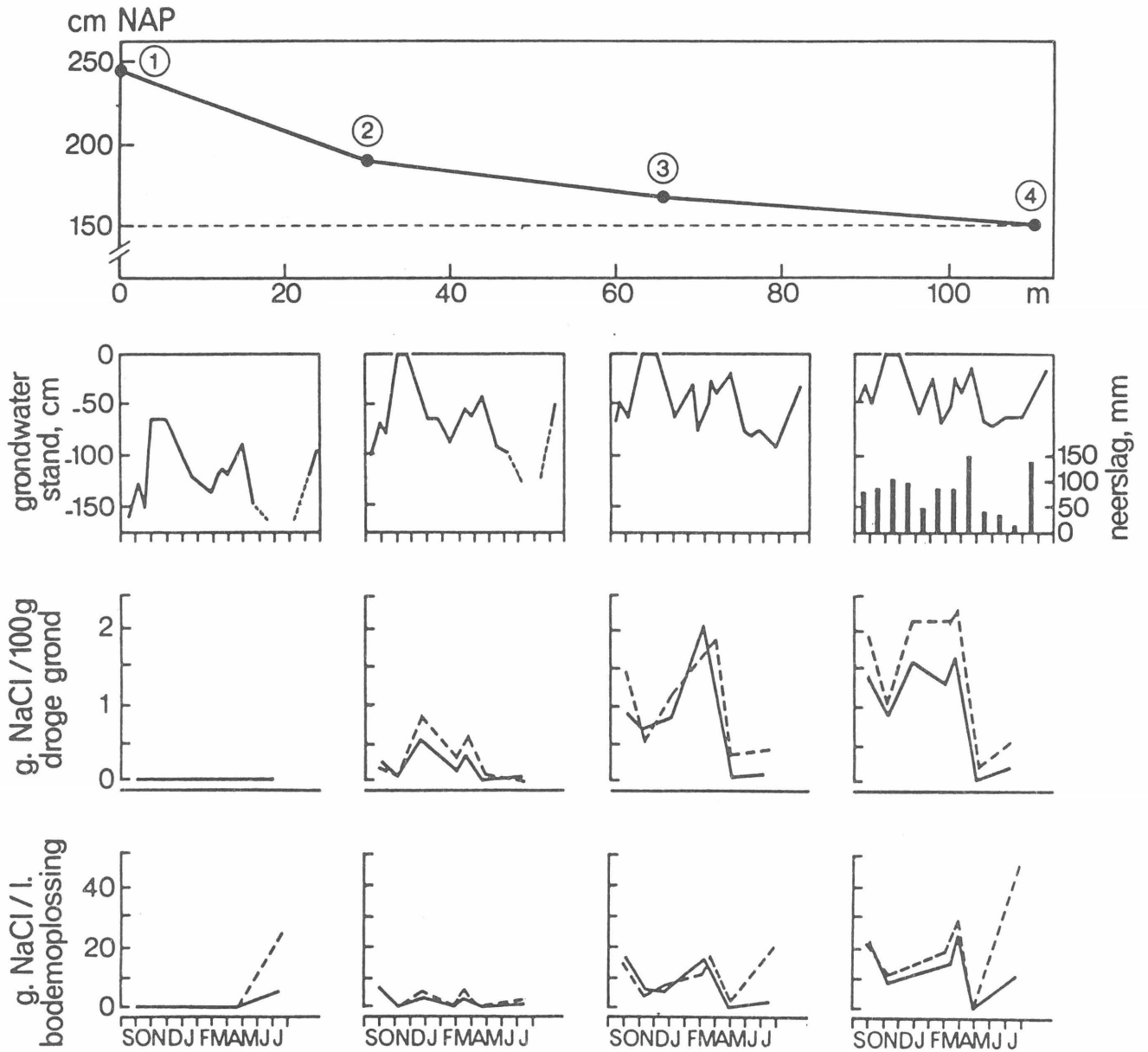


Fig. 8. Grondwaterstanden, neerslaggegevens en zoutgehalte (getrokken lijn: onbegraasd, onderbroken lijn begraasd) in 1982/1983 langs een transect van duin naar kwelder (zie Fig. 7).

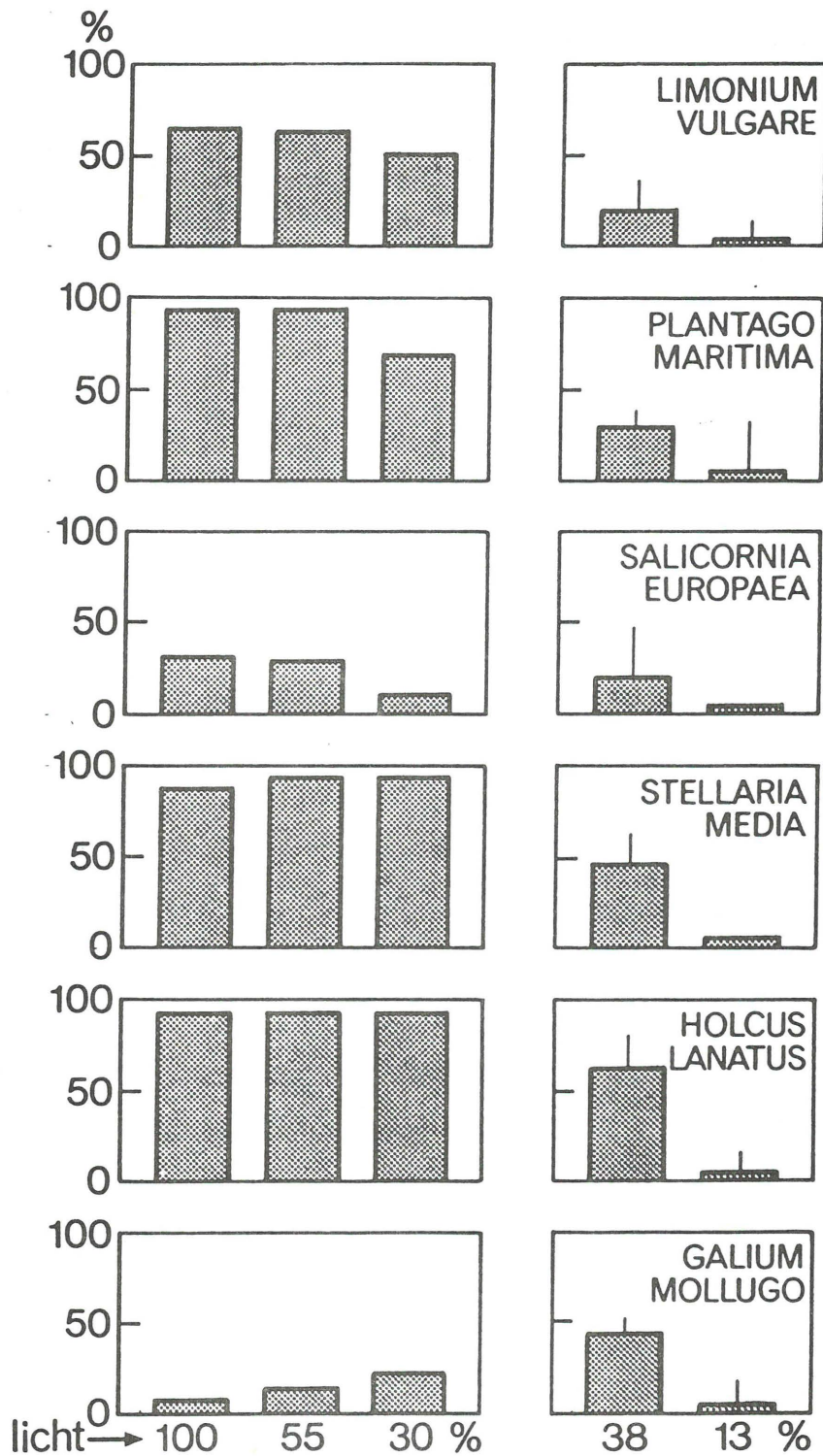


Fig. 9. Kiemingspercentage na 25 dagen (*Salicornia europaea* na 7 dagen, *Galium mollugo* na 13 dagen i.v.m. schimmelaantasting) bij vol, 55% en 30% kaslicht; relatief drooggewicht ten opzichte van gewicht bij vol kaslicht na twee maanden bij 38% en 13% kaslicht.

transect (Bakker et al, 1985). Het vochtgehalte is slechts incidenteel bepaald, maar zou systematischer bestudeerd moeten worden. Een waterverzadigde bodem wordt weinig geëereerd en Brereton (1971) en Armstrong et al. (1985) hebben aanwijzingen gevonden dat de verbreiding van vegetatietypen op de kwelder gecorreleerd is met de mate van aëratie van de bodem.

De zoutgehalten in de bovenste cm van de bodem nemen zowel voor het B-cijfer (gram NaCl/100 gram droge grond), als voor het C-cijfer (gram NaCl/liter bodemoplossing) toe vanaf het duintje naar de kwelder. Met name op het laagste punt van het transect is de bovenste cm van de bodem op de begraasde kwelder het gehele jaar hoger dan op de onbegraasde kwelder, maar wat hoger op de kwelder waar juist de lagere kweldersoorten verschijnen onder begrazing is het zoutgehalte binnen en buiten het hek vergelijkbaar.

Op de begraasde kwelder is, behalve op het duintje, de hoeveelheid kale bodem significant groter dan op de onbegraasde kwelder (Bakker et al, 1985). De dikte van de strooisellaag is significant groter op de onbegraasde kwelder, terwijl de hoeveelheid licht die de bodem bereikt significant hoger is, zowel in april als in juni, op de begraasde kwelder. De totale bovengrondse biomassa, inclusief strooisel, is op de begraasde kwelder in alle onderzochte vegetatietypen zeer veel kleiner dan op de onbegraasde kwelder (Bakker, 1985).

De invloed van temperatuur, zout en licht op kieming en groei van lage kweldersoorten (halofyten) en soorten die vooral op de hoogste kwelder en duintjes (glycofyten) voorkomen wordt in de volgende paragraaf besproken.

Experimenten in de kas

Zaden van in het transect voorkomende winterannuellen die in het najaar kiemen in het veld, vertoonden optimale kiemingspercentages bij lage temperaturen en waren niet stratificatie behoeftig. Zaden van soorten met in het voorjaar kiemplanten in het veld, zomerannuellen en een aantal overblijvende soorten, kiemden vooral bij hogere temperaturen en behoefden natte stratificatie (Bakker et al., 1985). Er bestaat dus een overeenkomst tussen het voorkomen van de soorten in het veld en hun kiemingsoecologie ten aanzien van temperatuur in de kas.

De hoogste kiemingspercentages zowel voor halofyten als voor glycofyten werden gevonden onder zoet water omstandigheden (zie ook verscheidene auteurs in Waisel, 1972). Bij concentraties boven 10 g NaCl/liter oplossing daalden de kiemingspercentages sterk voor de glycofyten in tegenstelling tot de halofyten. Ook het relatieve drooggewicht was na twee maanden voor glycofyten beduidend lager dan voor halofyten bij toenemende zoutgehalte in de voedingsoplossing (Bakker et al, 1985; zie ook verscheidene auteurs in Kinzel, 1982).

De kiemingspercentages van halofyten namen af bij een lichtreductie tot 30% van het invallend licht, terwijl ze voor glycofyten gelijk bleven aan die bij 100% licht. Bovendien was het drooggewicht van halofyten na twee maanden bij 38% van het invallend licht geringer dan dat van glycofyten (Fig. 9).

Veldexperimenten

Met zaden van een aantal glycofyten en halofyten zijn in maart zaaiexperimenten uitgevoerd op verschillende plaatsen langs het transect in de begraasde en onbegraasde situatie (Bakker et al., 1985). De halofyten kwamen nauwelijks op op het duintje, maar de aantallen opgekomen indivi-

Tabel 2. Aantal kiemkrachtige zaden ($\pm$ standaardfout) in de zaadvoorraad van 20 cm³ vloedmerk materiaal (n=10), ganzekeutels (n=5) en koeienplakken (n=5).
D: duinsoorten; M: midden- en hoge kweldersoorten; L: lage kweldersoorten
(naar Bakker en Ruyter, 1981).

Aantal soorten		Vloedmerk 31	Ganzekeutels 3	Koeieplakken 5
D	<i>Plantago lanceolata</i>	1.0 $\pm$ 0.5		
D	<i>Rumex crispus</i>	0.5 $\pm$ 0.3		
D	<i>Stellaria graminea</i>	0.3 $\pm$ 0.2		
D	<i>Bromus hordeaceus</i> hordeaceus	0.5 $\pm$ 0.3		
MD	<i>Elymus pycnanthus</i>	74.0 $\pm$ 22.0		
MD	<i>Poa pratensis</i>	1.6 $\pm$ 0.6		0.6 $\pm$ 0.4
MD	<i>Plantago coronopus</i>	5.4 $\pm$ 1.2		
?	<i>Polygonum aviculare</i>	1.1 $\pm$ 0.5		
M	<i>Atriplex prostrata</i>	1.6 $\pm$ 0.5		
M	<i>Agrostis stolonifera</i>	5.4 $\pm$ 1.4		2.6 $\pm$ 0.6
M	<i>Festuca rubra</i>	132.2 $\pm$ 23.4		0.6 $\pm$ 0.4
M	<i>Artemisia maritima</i>	5.7 $\pm$ 1.5	0.2 $\pm$ 0.2	
M	<i>Potentilla anserina</i>	4.3 $\pm$ 1.6		
M	<i>Plantago maritima</i>	2.5 $\pm$ 0.8		
M	<i>Armeria maritima</i>	0.8 $\pm$ 0.4		
LM	<i>Juncus gerardii</i>	22.5 $\pm$ 5.5	0.6 $\pm$ 0.3	9.4 $\pm$ 2.1
LM	<i>Spergularia salina</i>	0.3 $\pm$ 0.2		3.4 $\pm$ 0.8
L	<i>Limonium vulgare</i>	4.7 $\pm$ 0.1		
L	<i>Suaeda maritima</i>	1.2 $\pm$ 0.4		
L	<i>Triglochin maritima</i>	0.4 $\pm$ 0.2		
L	<i>Salicornia europaea</i>	0.5 $\pm$ 0.3	2.2 $\pm$ 0.4	

Addenda: soorten aangetroffen in één of twee monsters in het vloedmerk - *Rumex acetosella* (D), *Cerastium fontanum* (D), *Carex distans* (M), *Glaux maritima* (LM), *Spergularia maritima* (L), *Mentha aquatica* (?), *Poa annua* (?), *Poa trivialis* (?), *Plantago major* (?), *Lolium perenne* (?).

duen namen lager langs de gradient toe. Vooral op de begraasde kwelder kwamen de halofyten op. (Fig. 10).

De glycofyten kwamen zowel op de begraasde als de onbegraasde kwelder op. Op het duin en het laagste deel van het transect verschenen op de onbegraasde kwelder meer kiemplanten dan op de begraasde kwelder (Bakker et al., 1985).

Bijna alle kiemplanten, zowel van halofyten als van glycofyten, waren in oktober verdwenen en in het volgend voorjaar werd geen enkele gemerkte plant teruggevonden. De klaarblijkelijk moeizame vestiging komt overeen met gegevens ontleend aan permanente kwadraten, waaruit blijkt dat soorten het ene jaar wel, het andere jaar niet aanwezig kunnen zijn (Bakker, 1984).

De resultaten van de zaai-experimenten komen goed overeen met de opkomst van soorten die niet in het veld zijn ingezaaid. Van de soorten die op de gradient in de zaadvoorraad zijn aangetroffen komt een groter percentage op in de begraasde kwelder dan in de onbegraasde kwelder: in het begraasde deel van hoog naar laag resp. 67-25-17-55% tegenover 40-7-21-22% in het onbegraasde deel (Bakker et al., 1985).

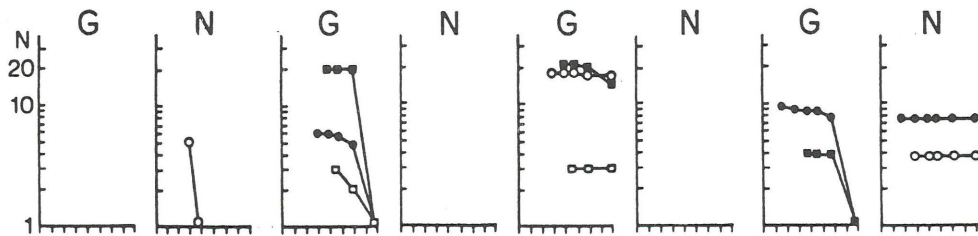
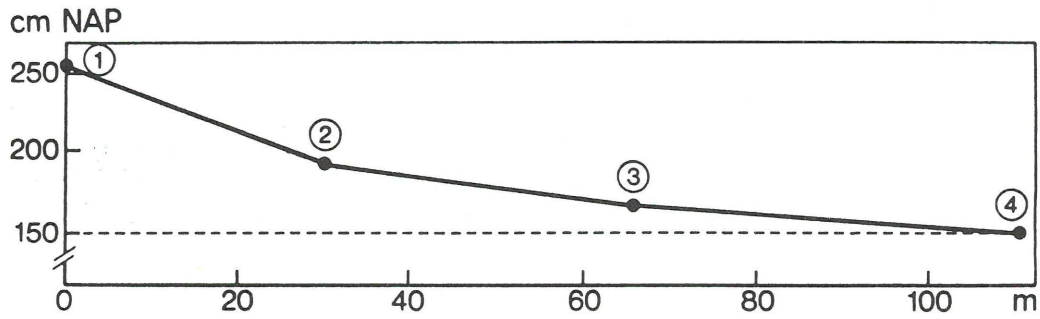
Zaadvoorraad en dispersie

De zaadvoorraad in de bodem onder een aantal vegetatietypen op de Oosterkwelder is geïnventariseerd (Bakker, 1985). Een aantal soorten komt niet of nauwelijks in de vegetatie voor en kent soms een grote kiemkrachtige zaadvoorraad. Het gaat hierbij vaak om soorten van het *Lolio-Potentillion anserinae* het *Nanocyperion flavescens* en het *Saginion maritimae*, plantengemeenschappen van habitats met wisselende milieu omstandigheden. In dergelijke habitats worden vaak soorten aangetroffen met een lang levende zaadvoorraad (Thompson en Grime, 1979). Davy en Watkinson (1985) suggereren dat éénjarige kweldersoorten voorkomen in een voorspelbaar milieu en daarom geen langlevende zaadvoorraad nodig hebben. De meeste soorten van kweldergemeenschappen hebben alleen kiemkrachtig zaad in de bodem op plaatsen waar ze ook in de vegetatie worden aangetroffen hetgeen er op zou kunnen duiden dat deze soorten inderdaad een kort levende zaadvoorraad hebben (Bakker, 1985a). De verspreiding van zaden van deze soorten via overstromingen is kennelijk niet zodanig dat de zaden overal op de kwelder worden afgezet. Dit blijkt uit het aantal soorten waarvan kiemkrachtig zaad is aangetroffen in de bestudeerde gradient: in het begraasde deel van hoog naar laag resp. 13-6-3-6 soorten tegenover 8-3-3-3 soorten in het onbegraasde deel. Toch worden in de zaadvoorraad in de bodem langs de gradient wel kweldersoorten aangetroffen die in de vegetatie op die plaatsen niet voorkomen.

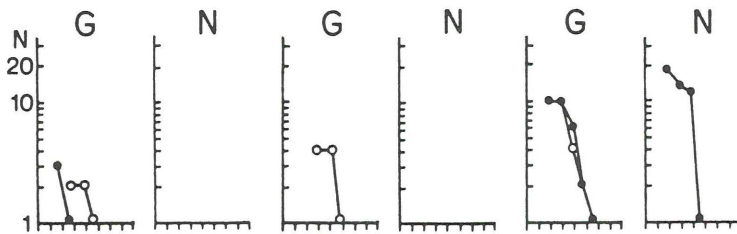
Vloedmerken spelen een belangrijke rol bij het verspreiden van lage kweldersoorten zoals blijkt uit Tabel 2. Alle kiemkrachtige lage- en sommige midden kweldersoorten gevonden in het vloedmerk dat was afgezet op het hoogste punt in het transect ontbraken in de vegetatie. Uit de Tabel blijkt verder duidelijk dat ook ganzen en koeien via hun uitwerpselen bijdrage tot de verspreiding van een aantal kweldersoorten, zoals ook Siira (1970) vond.

Conclusies

De vestiging van lage kweldersoorten hoger op de kwelder onder een begrazingsbeheer in tegenstelling tot een onbegraasde situatie kan als volgt verklaard worden. Het ontbreken van soorten in het veld kan niet het gevolg zijn van ongunstige temperaturen. Klaarblijkelijk vormen andere milieu omstandigheden beperkende factoren. Het in



LIMONIUM VULGARE



SALICORNIA EUROPAEA

Fig. 10. Overleving, $\log(N+1)$, van kiemplant cohorten van *Limonium vulgare* en *Salicornia europaea* in begraasde (G) en onbegraasde (N) situatie langs een transect van duin naar kwelder (zie Fig. 7).

begrazing nemen van een onbegraasde kwelder doet het soortental toenemen als gevolg van het verwijderen van bovengrondse biomassa inclusief opgehoopt strooisel. Hoge kwelder en duinsoorten breiden zich niet uit op de lage kwelder door hun geringe zouttolerantie. Lage kweldersoorten daarentegen vestigen zich op de hogere kwelder en lage duintjes, omdat ze goed gedijen in minder zilte omstandigheden op voorwaarde dat het vegetatiedek niet te veel licht onderschept. Overigens verdient de relatie tussen bodemverdichting, aëratie van de bodem en de verbreiding van soorten nog aandacht.

Hoewel vloedmerken de zaden sterk concentreren in beperkte zones dragen overstromingen bij tot de verbreiding van lage kweldersoorten hogerop de kwelder. Bovendien dragen ganzen en koeien via uitwerpselen een steentje bij tot de verbreiding van deze soorten.

Implicaties voor het beheer

Uit het voorgaande is gebleken dat begrazing een belangrijk middel is om de soortsdiversiteit te verhogen. Dit effect is ook te bereiken met behulp van een maaibeheer, waarbij de soortsdiversiteit echter wat achterblijft. Gezien het reliëf en de doorsnijding met slenken is maaien echter een veel kostbaarder beheersmaatregel dan begrazen: maaien kost op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog bijna f 270,- per hectare meer dan begrazen (Thalen, 1981).

Bij het natuurbeheer gaat het om meer dan het verhogen van de soortsdiversiteit op de vierkante meter. Op de weer begraasde kwelder nam ook het aantal vegetatietypen en de afwisseling er tussen aanvankelijk weer toe (Bakker en Ruyter, 1981). Met name de ruimtelijke afwisseling tussen vegetatietypen nam de laatste jaren echter weer af; de kwelder krijgt steeds meer de aanblik van een kortgeschoren grasmat afgewisseld met *Juncus maritimus* pollen. De hoge veebezetting met 1.6 stuks jongvee/ha¹ is hier ongetwijfeld debet aan.

De hoge veebezetting vloeit voort uit het belang van de boeren. Ze trachten hun jongvee zoveel mogelijk en zo lang mogelijk op de kwelder te laten grazen om de grasproductie in de polder ten goede te laten komen aan het melkvee. Geleidelijk aan zijn methoden die in de polder worden toegepast overgebracht naar het natuurreservaat de Oosterkwelder. Sedert 1962 wordt een oppervlak van ca. 20 ha bemest, plaatselijk is wel eens gemaaid in de "lastige" *Juncus maritimus* vegetatie. Na een winter waarin door veel slibafzetting een deel van de bodem in het voorjaar kaal was, is *Lolium perenne* ingezaaid, hetgeen overigens geen succes werd. Tenslotte zijn de drie compartimenten waarin de begraasde kwelder verdeeld was in 1983 van elkaar gescheiden en wordt een soort wisselweide systeem toegepast. Met ingang van 1986 wordt de kwelder weer als één geheel beweide.

De nadelen van de hoge veebezetting gelden niet alleen voor de vegetatie. Een vegetatiedek dat overal kort is biedt minder mogelijkheden tot dekking, zodat het terrein ook minder waardevol kan worden voor broedvogels. Juist een matig begraasde kwelder herbergt een groter aantal broedvogels dan een vergelijkbare intensiever of niet begraasde kwelder (van Dijk en Bakker, 1980). De overwinterende Brand- en Rotganzen zullen overigens weinig problemen ondervinden bij een hoge veebezetting.

Wanneer de veebezetting wordt teruggebracht naar 1 stuks jongvee. ha^{-1} (Beeftink (1977) beveelt voor natuurtechnisch beheer slechts 0.33 stuks jongvee. ha^{-1} aan) zou op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog de diversiteit op het niveau van vegetatie- en landschapstypen hoog kunnen zijn. Van west naar oost bestond dan een gradient van zeer intensief gebruikte Banckspolder, vrij intensief begraasde kwelder tot de tweede slenk, lokaal gemaaid kwelder tot de vierde slenk, niet beïnvloede kwelder vanaf de vierde slenk. Als alternatief kan gedacht worden aan het openstellen van de gehele Oosterkwelder waarop het vee weer door een herder wordt gehoed zoals het geval was tot 1958. Ook in dat geval zal zich een beïnvloedingsgradient ontwikkelen en zal een ruimtelijke afwisseling van vegetatietypen kunnen ontstaan op macro-schaal en op micro-schaal, omdat de grazers steeds terug zullen keren naar eenmaal kort gehouden plekken in de vegetatie met jonge eiwitrijke uitlopers. Met name het micro-patroon kan niet bereikt worden met behulp van maaimachines. Het is de bedoeling dat het beweide kwelder-gedeelte in 1987 met 60 ha wordt uitgebreid. Daarmee wordt de veebezetting teruggebracht naar 1 koe. ha^{-1} . Het strooien van kunstmest zal geleidelijk beëindigd worden.

Literatuur

- Adam, P. Geographical variation in British saltmarsh vegetation. J. Ecol. 66: 339-366 (1978).
- Armstrong, W., Wright, E.J., Lythe, S. & Gaynard, T.J. Plant zonation and the effects of the spring-neap tide cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. J. Ecol. 73: 323-339 (1985).
- Bakker, J.P. Changes in a salt marsh vegetation as a result of grazing and mowing - a five-year study of permanent plots. Vegetatio 38:77-87 (1978).
- Bakker, J.P. Effecten van begrazing op de vegetatie van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog. De Levende Natuur 85: 41-46 (1984).
- Bakker, J.P. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. Vegetatio (1985).
- Bakker, J.P. & Allersma, G. Beweiding op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog. Waddenbulletin 14: 146-156 (1979).
- Bakker, J.P. & Ruyter, J.C. Effects of five years of grazing on a salt marsh vegetation. Vegetatio 44: 81-100 (1981).
- Bakker, J.P., Dijkstra, M. & Russchen, P.T. Dispersal, germination and early establishment of halophytes and glycophytes on a grazed and abandoned salt marsh gradient. New Phytol. (1985).
- Beeftink, W.G. Salt marshes. In: R.S.K. Barnes (ed.). The Coastline, pp. 93-121. Wiley, London (1977).
- Beeftink, W.G. De betekenis van de factor getij voor de schorrevegetatie. Deze bundel (1985).
- Brereton, A.J. The structure of the species populations in the initial stage of salt marsh succession. J. Ecol. 59: 321-338 (1971).
- Davy, A.J. & Watkinson, A.R. Population biology of salt marsh and sand dune annuals. In: W.G. Beeftink, J. Rozema & A.H. Huiskes (eds.). Ecology of Coastal Vegetation. Vegetatio (in druk) (1985).
- Dijk, A.J. van & Bakker, J.P. Beweiding en broedvogels op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog. Waddenbulletin 15: 134-140 (1980).
- Dijkema, K.S. Salt marshes in Europe. Council of Europe, Strasbourg (1984).
- Grime, J.P. Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, Chichester. 222 pp. (1979).

- Hansen, D. Entwicklung und Beeinflussung der Nettoprimärproduktion auf Vorlandflächen und im Vogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. Schriftenreihe Inst. Wasserw. und Landschaftsökologie Christian-Albr.-Univ. Kiel 1: 1-273 (1982).
- Huston, M. A general hypothesis of species diversity. American naturalist 113: 81-101 (1979).
- Jensen, A. Skallingen. In: A. Jensen & C.H. Ovesen (eds.). Symposium Drift og pleje af vaade omraader i de nordiske Lande. pp. 164-172. Reports from the Botanical Institute, University of Aarhus (1978).
- Jensen, A. The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. Vegetatio 60: 37-48 (1985).
- Joenje, W. Plant colonization and succession on embanked sandflats; a case study in the Lauwerszeepolder. Thesis, Groningen (1978).
- Joenje, W. The significance of grazing in the primary vegetation succession on embanked sandflats. Vegetatio (in druk)
- Kaupii, M. Ueber den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation der Uferwiesen an der Bucht Liminganlahti im Nordteil des Bothnischen Meerbusens. Aquilo Ser. Bot. 6: 347-369 (1967).
- Kinzel, H. Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Ulmer, Stuttgart (1982).
- Kogel, T.J. de & Jong, D.J. de . Vegetatiekartering van de schorren in de Oosterkwelder en het Krammer-Volkerak, 1978. Rijkswaterstaat, Deltadienst Nota 80.20 (1983).
- Schmeisky, H. Vegetationskundliche und Ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarders vor Heiligenhafen, Ostsee. Thesis, University of Göttingen. 103 pp. (1974).
- Siira, J. Studies in the ecology of the seashore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. Aquilo Ser. Bot. 9: 1-109 (1970).
- Thalen, D.C.P. Grote grazers en snelle snoeiers. pp. 21-40. In: Verslag van het Veluwe Symposium. Gelderse Milieufederatie (1981).
- Thompson, J. & Grime, J.P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. J. Ecol. 67: 893-921 (1979).
- Tyler, G. Regional aspects of baltic shore-meadow vegetation. Vegetatio 19: 60-86 (1969).
- Waisel, Y. Biology of Halophytes. Academic Press, London. 395 pp. (1972).
- Westhoff, V. The vegetation of dunes and salt marshes on the Dutch islands of Terschelling, Vlieland and Texel. Thesis, University of Utrecht. 131 pp. (1947).
- Westhoff, V. & Sykora, K.V. A study of the influence of desalinization on the Juncetum gerardii. Acta Bot. Neerl. 28: 505-512 (1979).

Gevolgen van verontreiniging van het estuariene milieu voor de vegetatie*)

A.H.L. Huiskes

Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Vierstraat 28,
4401 EA Yerseke

38 115

Estuaria, de mondingsgebieden van rivieren, herbergen een grote verscheidenheid aan levensvormen, die direkt of indirekt verband houden met het elkaar ontmoeten van de zoete getijloze rivier en de zoute zee. Hierdoor ontstaat niet alleen een graduele overgang van zoet naar zout water (Fig. 1), maar door de eb en vloedbeweging van de zee wordt een extra dynamiek in het gebied veroorzaakt. De eb- en vloedbeweging in het estuarium bestaat uit een verticale en een horizontale component. De verticale component veroorzaakt bij vloed overstroming van buitendijkse liggende gebieden, die vervolgens bij eb weer droogvallen. Tussen het estuarium met getijbeweging en de eigenlijke rivier zonder getij veroorzaakt de vloed een zgn stuurzone die tot ver op de zoete rivier merkbaar kan zijn (Den Hartog 1959). Daarnaast veroorzaakt het zoute zeewater dat bij vloed het estuarium binnendringt een tijdelijke verlegging van de zoutgradient bovenstrooms in het estuarium (Peelen 1967) (bij eb gebeurt het tegenovergestelde (Fig. 2)). Ook heeft de gedeeltelijke menging van zoet en zout water fysisch-chemische veranderingen tot gevolg hetgeen resulteert in het partieel uitvlokken van door de rivier meegevoerde stoffen in de buurt van de grens van de zout water invloed terwijl tevens, doordat het zoute water zwaarder is dan het zoete water en ertoe nijgt als een zgn zout-tong onder het zoete water te dringen, zich op deze grens van zout en zoet waterslib ophoopt (Postma, 1967).

Aan deze (en andere (de Pauw, 1974)) zeer dynamische abiotische factoren heeft zich desondanks een groot aantal planten- en diersoorten weten aan te passen. Plantaardige en dierlijke organismen modificeren op hun beurt weer deze fysische en chemische fluctuaties, met als resultaat een innig verweven relatie tussen abiotische en biotische componenten: het estuariene oecosysteem.

Reeds van oudsher voelde ook de mens zich aangetrokken tot dit grensgebied van land en zee, van zout en zoet water. Was zijn aktiviteit in eerste instantie onderdeel van en ondergeschikt aan het funktioneren van het totale oecosysteem, zij werd echter steeds dominerender en in vele gevallen

* Publikatie nr. 363, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke

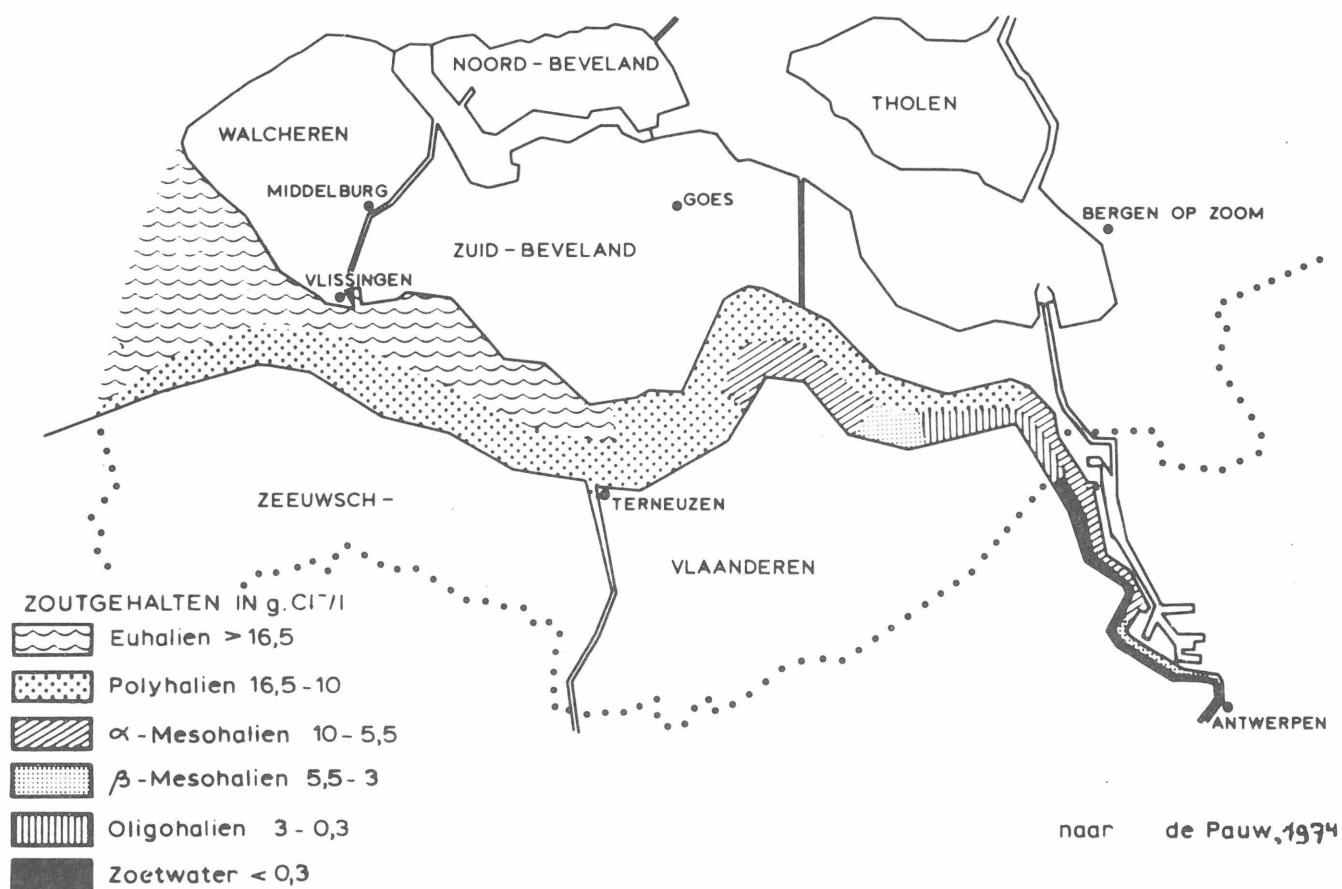


Fig. 1. Verdeling van de Westerschelde naar gemiddeld zoutgehalte (naar de Pauw (1974)).

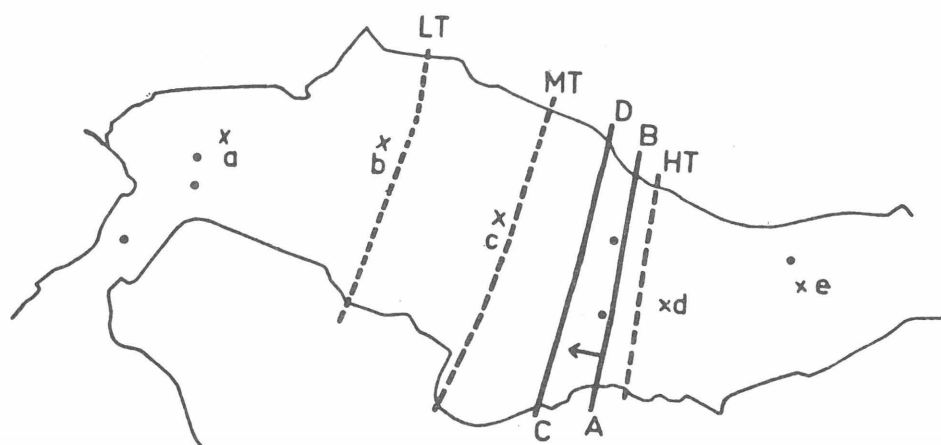


Fig. 2. Het verschuiven van de 10 ‰ Cl⁻ isohaline in de Krammer, gedurende één volledige getijcyclus de gebroken lijnen geven de situatie weer op 6-7-1966, de getrokken lijnen de situatie op 22-8-1966. LT = laag water, MT = half tijd, HT = hoog water. AB is 3½ uur na hoog water bepaald en CD drie kwartier daarna (naar Peelen (1967)).

Tabel 1. Metaal concentraties in bodemsediment en in gesuspendeerd materiaal uit enkele estuaria. De data voor de bodemsedimenten zijn gecorrigeerd voor het verschil in korrelgrootte en zijn berekend op 50% (van het sediment met een) korrelgrootte $\leq 16 \mu\text{m}$. De data zijn weergegeven in $\mu\text{g.g}^{-1}$ (naar Salomons en Eysink 1979).

	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Cr
<u>Schelde bij Antwerpen</u>						
Bodemsediment 1974	165	66	1080	230	26,4	380
Bodemsediment 1978/79	180	61	1015	270	35,4	290
Gesuspendeerd materiaal 1978	270	130	1430	400	55,6	390
<u>Eems bij Diele</u>						
Bodemsediment 1964	95	38	504	66	2,6	115
Bodemsediment 1971	80	42	590	82	3,0	110
<u>Elbe bij Hamburg</u>						
Bodemsediment	360	85	2500	260	16,9	370
<u>Black Rock Harbour</u>						
bij Bridgeport (USA)	2377	-	1264	330	16,7	1346
(gegevens van Folsom en Lee unpubl.)						

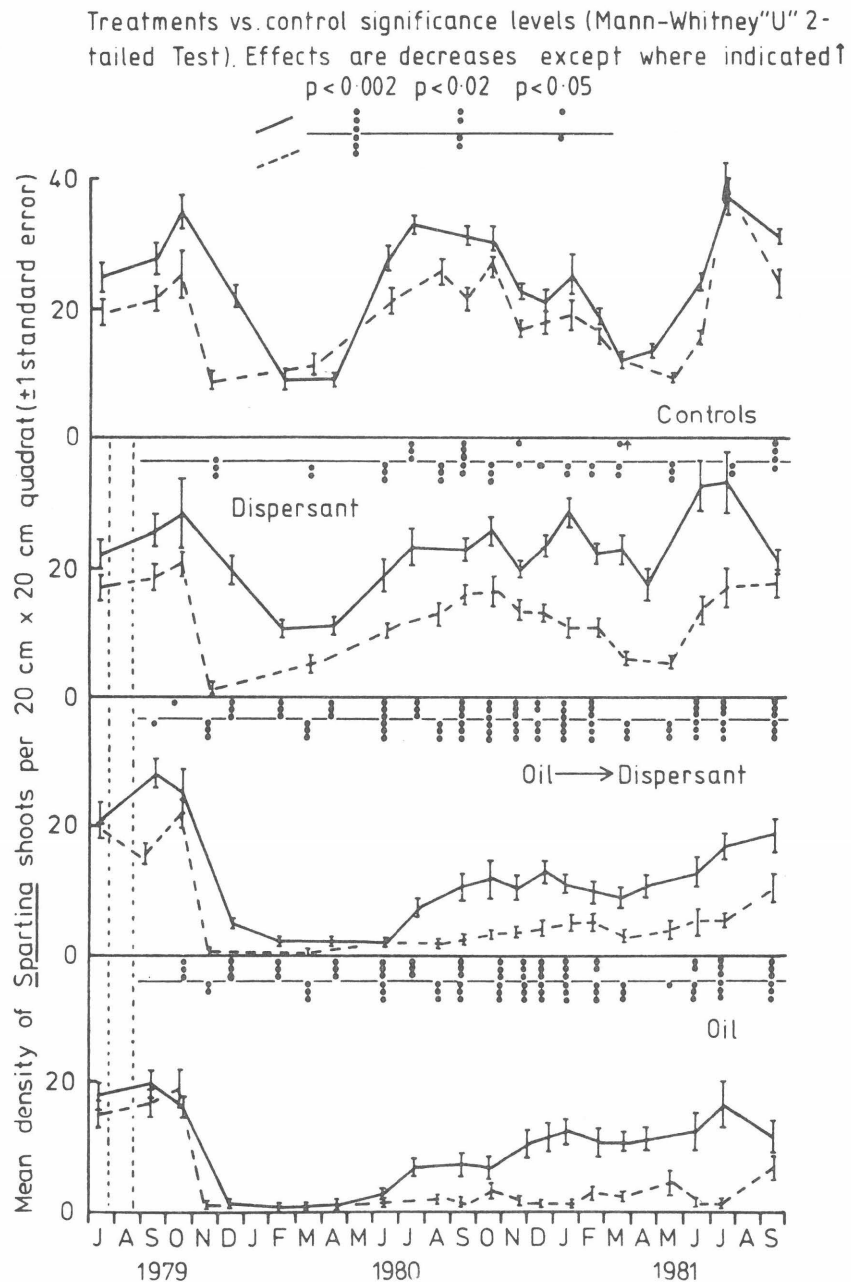


Fig. 3. Effecten van Forties ruwe olie en BP 1100 WD emulgator op de dichtheid van *Spartina anglica* scheuten (de resultaten van twee verschillende plots zijn weergegeven). De verticale stippellijnen geven de tijdstippen van behandeling aan (naar Baker e.a. (1984)).

bepalend voor dit funktioneren. Sinds de Middeleeuwen zijn vele estuaria, zeker in Europa, ingrijpend veranderd door bijvoorbeeld inpoldering van getijdeslikken en schorren (Beeftink, 1975), aanleg van havens en industrieparken, (over)beweiding van schorren (kwelders of gorzen), (over)bevissing van het estuarium en, met name sinds de industriële revolutie, de vervuiling van het gebied.

Kijkend naar de kaart van Europa blijkt aan ieder groter estuarium een belangrijke zeehaven met industriegebied te liggen. Nederland heeft thans nog twee echte estuaria: De Westerschelde en de Eems en met name de Westerschelde is aanzienlijk vervuild (Beeftink e.a., 1982; Salomons en Eysink, 1979; Salomons en Mook, 1977; Tabel 1).

De vervuiling van estuaria bestaat niet alleen uit zware metalen en organochloor verbindingen ook al krijgen deze wegens hun negatieve effecten op diverse organismen - terecht - veel aandacht. Ook de toenemende eutrofiëring (Beeftink e.a., 1977) vormt een nadelige ontwikkeling. Overmatige lozing van zoet water door stedelijke en industriële agglomeraties welke de zoutgradient in het estuarium zeewaarts verlegt kan als zodanig als vervuiling worden aangemerkt, evenals lozing van zouten, sediment en koelwater. En natuurlijk kunnen ook olie en olieprodukten, meestal afkomstig van calamiteiten met schepen, een bron van vervuiling zijn.

Een voorbeeld van het omgekeerde effect is de verandering in de verspreiding van Zeeaster (Aster tripolium). In het zuid-westelijk delta-gebied lag de oostelijke verspreidingsgrens ongeveer bij de lijn Rotterdam-Geertruidenberg (IVON, 1935). Van den Bergh en Hekking (1973) rapporteren echter vindplaatsen bij o.a. Gendt, Huissen en Duiven (in de buurt van Arnhem). Deze auteurs wijten deze oostelijke uitbreiding van het verspreidingsareaal aan de toenemende verzilting van de Rijn.

Ook vaste stoffen die met het water worden meegevoerd kunnen van menselijke activiteiten afkomstig zijn. Zo analyseerde McCrone (1966) bodemsediment van het estuarium van de Hudson (USA). Hij vond in de bovenste 35 cm: sintels, vliegasslakken en steenkool.

De genoemde bronnen van vervuiling zijn nog slechts zeer incidenteel onderzocht. Iets meer bekend is het effect van olieprodukten en emulgerende stoffen die voor het opruimen van olie worden gebruikt. Dit is vooral te danken aan het werk van de Oil Pollution Research Unit die onder de vlag van de Field Studies Council jarenlang onderzoek heeft uitgevoerd naar de effecten van de olievervuilingen en het opruimen daarvan. Dit werk, onder leiding van Baker, besloeg niet alleen de invloed van deze stoffen op zoutplanten maar ook werd de invloed op dieren in het intergetijde gebied,

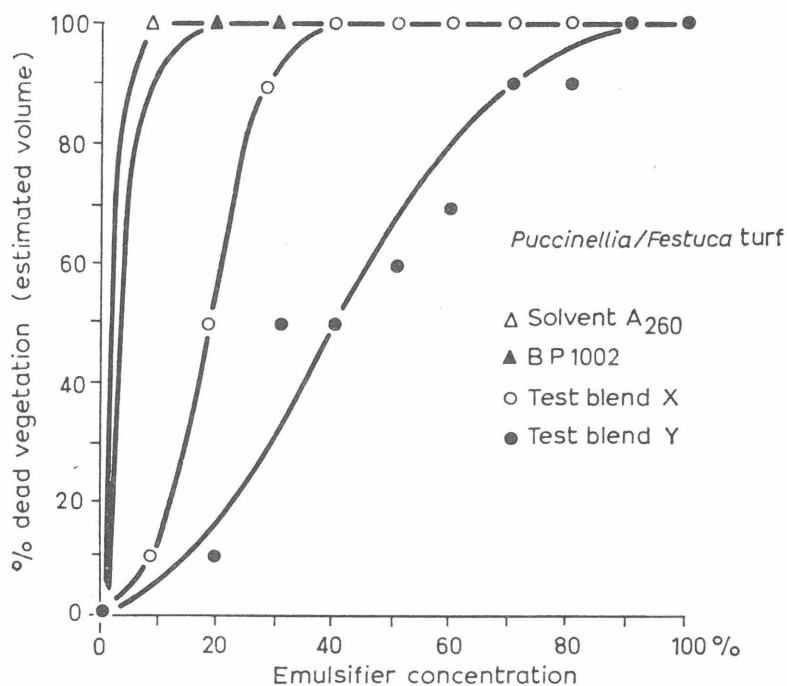


Fig. 4. Effecten van emulgatoren en een oplosmiddel op een Puccinellia maritima / Festuca rubra vegetatie (naar Baker (1970)).

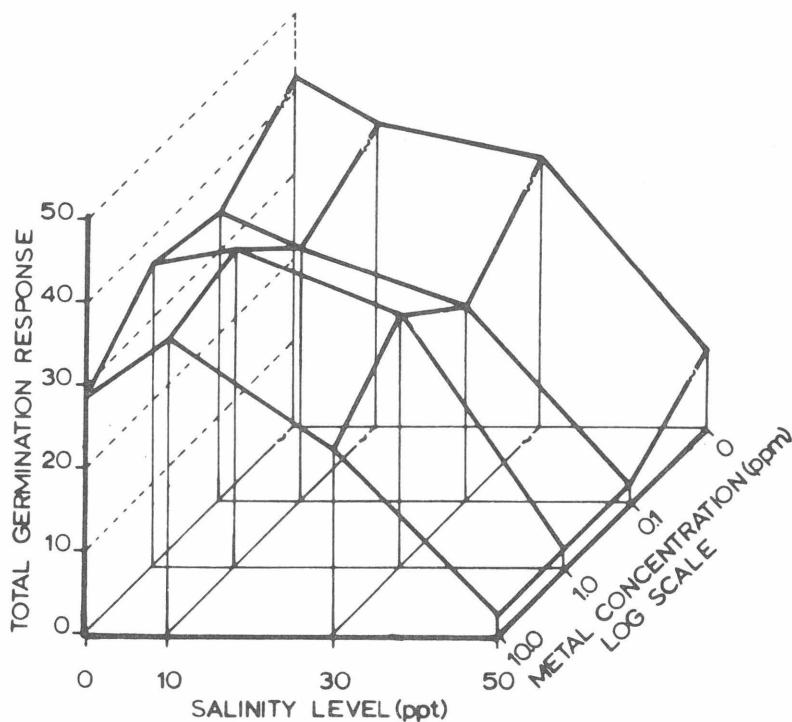


Fig. 5. Kiemingspercentages van zaden van Spartina alterniflora die blootgesteld zijn aan verschillende zout- en cadmium-concentraties gedurende een periode van 30 dagen bij een temperatuursverloop van 8 uur bij 35°C en 16 uur bij 18,3°C (naar Mrozek (1980)).

en op algen op sedimenten als zodanig bestudeerd. Figuur 3 is overgenomen uit een publicatie van deze groep (Baker e.a., 1984). De figuur geeft de veranderingen in de dichtheid van scheuten van Engels slijkgras (Spartina anglica) weer in proefvlakken van 20x20 cm, de grafiek geeft de gemiddelde waarden van vier proefvlakken. In juli en augustus 1979 zijn de diverse behandelingen uitgevoerd. Duidelijk is te zien dat met name ruwe olie en ruwe olie met detergent vermengd een zeer negatief effect hebben op de slijkgrasvegetatie maar dat na enige jaren een langzaam herstel op gang komt. De invloed van het detergent alleen is veel minder ernstig, hoewel statistisch nog steeds significant, alhoewel uit studies van dezelfde onderzoeksgroep is gebleken, dat het soort (merk) detergent en de concentratie een grote rol spelen. Sommige middelen veroorzaken zelfs bij lage concentraties al totale sterfte van de vegetatie (Baker, 1970, Fig. 4). Tot nu toe zijn vervuilingsaspecten besproken die een direkt zichtbaar effect hebben op de vegetatie van schorren in estuaria. Ranwell (1972) schrijft in zijn boek "Ecology of salt marshes and sand dunes" dat we nog maar heel weinig weten van de effecten van wat hij noemt "the frighteningly complex array of chemical substances derived from agricultural operations, industry, and sewage". Hoewel de vervuiling met zware metalen in estuaria met veel inspanning wordt onderzocht, kunnen de mogelijk negatieve effecten op dit moment slechts worden afgeleid uit onderzoeken die onder andere dan estuariene omstandigheden zijn gedaan. Bovendien werken in een estuarium een groot aantal abiotische factoren samen - of tegen elkaar in - waardoor het moeilijk wordt om een effect op de juiste wijze te interpreteren. Zo toonde Mrozek (1980) in laboratorium experimenten aan dat kwik en cadmium een negatief effect hadden op de kieming van zaden van Spartina alterniflora, het Amerikaanse slijkgras. Tevens echter toonde hij aan dat een verhoging van het zoutgehalte in het kiemingsmedium eenzelfde effect te zien kan geven. Beide invloeden tezamen laten een versterkt negatief effect op de kieming zien (Fig. 5). Onder veldomstandigheden is het echter in een dergelijk geval moeilijk te bepalen waardoor precies een verminderde kieming optreedt. Temeer daar er ook nog andere factoren een rol hierbij kunnen spelen: zo is het bijvoorbeeld bekend dat Spartina-soorten van jaar tot jaar een zeer wisselende zaadproduktie kunnen vertonen (Groenendijk, pers. meded.).

Een voorbeeld waarbij de invloed van zware metalen duidelijk zichtbaar was bij een bepaalde plantensoort, wordt aangehaald door Ernst (1974). Hij citeert in dezen Russisch onderzoek, waaruit blijkt dat de loodconcentratie in de bodem bladafwijkingen bij Papaver macrostomum te zien kan geven als

Tabel 2. Gehaltes aan zware metalen in bodemonsters verzameld op het schor bij Bagillt (Clwyd, Noord Wales, U.K.) aan het estuarium van de Dee. (Naar ongepubliceerde gegevens van Beeftink, Jones en Nieuwenhuize).

		ppm						mg. g ⁻¹
		Cr	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Fe
Raai	A-B	90-102	8.4-17.2	48621-51625	1867-461	20342-8425	2900-1547	105-122
A-B	1	96-101	9.0 - 7.9	36832-17748	595-467	8279-4506	1735-1397	87- 72
	2	144-138	3.1 - 1.0	4169- 401	145- 61	1960- 985	1883-1176	46- 39
	3	142-146	2.4 - 3.2	2104- 6714	109-170	1365-1969	1128-1466	43- 54
	4	146-139	1.3 - 1.9	1377- 1121	88- 93	1130-1235	879- 668	39- 43
	5	143-149	1.2 - 1.6	465- 530	72- 80	1004-1380	780- 691	37- 44
	6	-144	- 0.8	- 317	- 63	- 876	-1531	- 42
	7	130-133	0.8 - 0.8	275- 228	55- 52	772- 853	600-1218	37- 39
	8	108-100	0.5 - 0.6	158- 109	42- 40	557- 486	859- 794	30- 26
	9	69- 98	0.15- 0.4	78- 111	16- 30	213- 456	568-1008	18- 26
Standard								
referenties		50-100	0.3	20- 30	20- 50	90- 115		

het gehalte in de bodem een bepaalde grens overschrijdt. Een voorbeeld, waarbij duidelijk de diversiteit van de vegetatie achteruit is gegaan door vervuiling met o.a. zware metalen is de Kalu rivier bij Bombay (Mhatre et al., 1980). Ook Van der Werf (1981) beschrijft dergelijke tendenties. Een ander - veel minder duidelijk effect - van zware metalen in de bodem - is de genetische verandering van populaties in de richting van een verhoogde tolerantiegraad t.o.v. bepaalde zware metalen. In schorvegetaties is dit nog niet aangetoond. Bekend is bijvoorbeeld van de soort Armeria maritima (Engels gras) welke in de variëteit dan wel subspecies maritima in de hoogste delen van het schor wordt aangetroffen een aantal andere variëteiten (of subspecies) bestaan die in gebieden groeien met een verhoogd gehalte aan zware metalen in de bodem (Ernst, 1974, Lefèbvre, 1974a, b). In het algemeen worden echter in schorbodems niet die hoge concentraties aan zware metalen aangetroffen, welke men vindt in de buurt van metaalmijnen en hun afvalstorten (Ernst, 1974). Een voorbeeld van een uitzondering hierop vormen de resultaten van Beeftink, Nieuwenhuize en Jones (ongepubliceerd). Zij namen in 1982 bodemonsters op een schor langs het estuarium van de rivier de Dee in Noord Wales. Een zinksmelterij deponeerde op dit schor zijn afval (tot 1919). Sindsdien is het gebied in gebruik als vuilstort van huishoudelijk afval. De analyse van bodemonsters genomen langs twee raaien vanaf de stort op het hoge schor naar de schorrand (Gemiddeld Hoogwaterlijn) vertoonden een sterke gradient in gehalten aan zware metalen in de bodem, afnemend naarmate de plaats verder verwijderd was van de stort (Tabel 2). Met name op de monsterpunten dichterbij de stortplaats werden hoge gehalten aan zware metalen gevonden. De gradienten voor de diverse metalen langs de beide raaien bleken overigens te verschillen. Helaas is dit onderzoek niet vervolgd met bijvoorbeeld een analyse van plantenmateriaal verzameld bij de diverse monsterpunten of een studie naar de demografie en de populatiegenetische verschillen van bijvoorbeeld plantenpopulaties langs de raaien.

Niet alleen oeverlanden van estuaria zijn vervuild, in veel sterkere mate meestal is dat het geval met de onderwaterbodems ervan. Tabel 1 toont de gehalten aan zware metalen in de bodems van estuaria in West Europa. Nu zegt een gehalte in de bodem niet alles. Biologisch belangrijk is het opneembare deel van de als vervuiling aangemerkte stoffen en de hoeveelheid die de diverse organismen daar daadwerkelijk van opnemen. Om dit biologisch opneembare deel te bepalen zijn diverse chemische extractiemethodes voorhanden (zie bijv. Salomons en Förstner, 1984); resultaten verkregen via deze methodes geven echter altijd slechts een globaal beeld. Niet ieder organisme namelijk neemt in gelijke mate stoffen uit het hem omringende milieu

Tabel 3. 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 4. Zware metalen in verschillende delen van planten (in $\mu\text{g.g}^{-1}$ drooggew.)

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

Tabel 5. Zware metalen in planten op gedraineerde en niet-gedraineerde bodem (in $\mu\text{g.g}^{-1}$ drooggew) (naar Huiskes en Nieuwenhuize, ongepubl.).

<u><i>Spartina alterniflora</i></u>	Zn	Cd	Cu	Cr	Pb
gedraineerd	219	0,91	18,7	0,93	1,53
geïnundeerd	13	0,04	3,77	0,01	0,39

op. Er blijkt bijvoorbeeld een groot verschil te bestaan in gehalten van zware metalen in halofyten (Beeftink et al., 1982, Tabel 3). Dit kan o.a. te maken hebben met het feit dat sommige plantensoorten zware metalen accumuleren, terwijl andere soorten deze ionen actief uitscheiden (Rozema et al., 1985). Niet alleen blijkt er verschil te bestaan tussen gehalten van diverse plantensoorten; ook binnen één individuele plant blijken de delen van de plant verschillende gehalten aan zware metalen te kunnen bevatten (Tabel 4). Hieraan kunnen interne translokatie processen alsook de speciatie van het metaal (de chemische verbinding in welke vorm het metaalion wordt opgenomen) ten grondslag liggen.

Daarnaast blijkt dat de bodemgesteldheid een belangrijke rol speelt bij de beschikbaarheid van metaalionen voor planten. Zo is bijvoorbeeld de aëratietoestand van de bodem van belang. Onder andere Folsom en Lee (1981) hebben aangetoond dat in geïnundeerde toestand planten minder metaalionen uit de bodem opnemen dan wanneer deze niet met water verzadigd is (Tabel 5). Daar komt nog bij dat de beschikbaarheid van zware metalen vanuit de bodem in de loop der tijd kan veranderen door bodemrijpingsprocessen (Tabel 6). Uit het bovenstaande blijkt hoe moeilijk het is om een vervuilingsgraad van een vegetatie aan te geven. En dit vaststellen wordt in toenemende mate belangrijk. In de Verenigde Staten construeert men bijvoorbeeld momenteel kunstmatige schorren (kwelders) met behulp van opgebaggerd havenslib ter compensatie van verloren gegane natuurgebieden in estuaria (meestal ten gevolge van industriële ontwikkelingen). Ook in Nederland gaan er stemmen op om met behulp van baggerspecie natuurgebieden te creëren. Het zgn. Sluf-terplan bij Voorne dat zal worden aangelegd voor de berging van baggerspecie uit de Rotterdamse havens is daar een voorbeeld van. In dit geval zal de bestemming zowel "natuurgebied" als "recreatief gebruik" zijn. Ook met betrekking tot het havenslib uit de Antwerpse havens en de zgn. Zeeschelde is al meer dan eens gedacht over het aanleggen van kunstmatige schorren (kwelders) zeker nu dit landschapstype in de rest van Zuid-West Nederland in snel tempo verdwijnt als gevolg van de aanleg van de Deltawerken. Het grote probleem met het aanleggen van deze schorren is echter het feit dat door de baggeractiviteiten gebieden worden gecreeërd met een hoge graad van vervuiling, terwijl van deze vervuilingstoestand weinig of niets bekend is. Hoe gemakkelijk kunnen planten en dieren de vervuilende stoffen in zich opnemen, hoe worden deze stoffen verder in de voedselketens en het omringende milieu verspreid en in hoeverre verandert de opneembaarheid van deze stoffen in de loop der tijd? Dit zijn allemaal vragen die slechts met behulp van langjarig onderzoek kunnen worden opgelost en dan nog is ieder estuarium weer anders in hydrologisch, biologisch en bodemkundig opzicht (Huiskes en Nieuwenhuize, 1985).

Tabel 6. Gehaltes aan (zware) metalen in $\mu\text{g.g}^{-1}$ drooggewicht in boven-
grondse delen van Spartina alterniflora gekweekt op havenslib
opgebaggerd bij Antwerpen in 1983 (naar Huiskes en Nieuwenhuize,
ongepubl.).

	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	As
1983	0,284	0,490	52,0	90,8	5,38	36,4	0,306
1984	0,362	0,368	153,6	100,0	3,00	21,4	0,144

Saeijs (1977) noemt in een verhandeling over de Westerschelde als eerste bedreiging voor dit estuariene milieu "het kennisgebrek over de effecten van ons handelen". In studies over vervuilingen van estuaria blijkt keer op keer dat deze constatering helaas maar al te waar is en zeker geldt voor de verontreiniging van estuariene vegetaties.

Dankbetuiging

Ik dank Jenifer Baker van de Field Studies Council in Groot Brittannië voor het leveren van figuur 3. Ook wil ik Dr. Beeftink, Dr. Jones en dhr. Nieuwenhuize bedanken voor het mogen gebruiken van de ongepubliceerde gegevens in tabel 2. Tevens dank ik Dr.Ir. W.G. Beeftink en Dr. E.K. Duursma voor het kritisch doornemen van de tekst. Marjan van Leerdam-de Dreu bedank ik hartelijk voor het - zoals gewoonlijk - snelle en accurate typen van de tekst.

Referenties

- Antonovics, J. (1972). Population dynamics of the grass *Anthoxanthum odoratum* on a zinc mine. J. Ecol. 60: 351-366.
- Baker, J.M. (1970). Comparative toxicities of oils, oil fractions and emulsifiers. In: Oil and salt marsh soil, Institute of Petroleum Symposium on the ecological effects of oil pollution on littoral communities, red. E.B. Cowell, London 17-26.

- Baker, J.M., J.M. Crothers, D.I. Little, J.H. Oldham en C.M. Wilson (1984). Comparison of the Fate and Ecological Effects of Dispersed and Non-dispersed Oil in a Variety of Intertidal Habitats. In: Oil Spill Chemical Dispersants: Research, Experience and Recommendations, STP 840, red. Tom E. Allen. Am. Soc. for Testing and Materials, Philadelphia: 239-279.
- Beeftink, W.G. (1975). The ecological significance of embankment and drainage with respect to the vegetation of the south-west Netherlands. J. Ecol. 63: 423-458.
- Beeftink, W.G., M.C. Daane, J.M. van Liere, J. Nieuwenhuize (1977). Analysis of estuarine soil gradients in salt marshes of the south-western Netherlands with special reference to the Scheldt estuary. Hydrobiologia 52: 93-106.
- Beeftink, W.G., J. Nieuwenhuize, M. Stoeppler en C. Mohl (1982). Heavy-metal accumulation in salt marshes from the Western and Eastern Scheldt. Sci. Total Environ. 25: 199-223.
- Bergh, L.M.J. van den en W.H.A. Hekking (1973). Zulte (Aster tripolium L.) langs de grote rivieren. Gorteria 6: 138-139.
- Ernst, W.H.O. (1974). Schwermetallvegetation der Erde. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 194 pag.
- Folsom, B.L. en C.R. Lee (1981). Zinc and cadmium uptake by the freshwater marsh plant Cyperus esculentus grown in contaminated sediments under reduced (flooded) and oxidized (upland) disposal conditons. J. Plant Nutrition 3: 233-244.
- Hartog, C. den (1959). The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. Wentia 1: 1-241.
- Huiskes, A.H.L. en J. Nieuwenhuize (1985). Uptake of heavy metals from contaminated soils by salt-marsh plants. In: Heay metals in the environment, red. T.D. Lekkas: 307-309. CEP consultants, Edinburgh.
- IVON (1985). Plant maps for the Netherlands 1 : 3.000.000 - Part 1. Blumea 2: 1-23.
- Lefèbvre, C. (1974a). Population variation and taxonomy in Armeria maritima with special reference to heavy-metal-tolerant populations. New Phytol 73: 209-219.
- Lefèbvre, C. (1974b). Relations génétiques entre des populations d'Armeria maritima (Mill.) Willd. C.R. Acad. Sc. Paris 278: 1573-1576.
- McCrone, A.W. (1966). The Hudson river estuary. Hydrology, sediments and pollution. Geogr. Rev. 56: 175-189.

- Mhatre, G.N., S.B. Chaphekar, I.V. Ramani Rao, M.R. Patil en B.C. Haldar (1980). Effect of industrial pollution on the Kalu river ecosystem. Environ. Pollut. Ser. A. 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.
- Pauw, C. de (1974). Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium. Proefschrift, R.U. Gent. 3 delen.
- Peelen, R. (1967). Isohalines in the Delta area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Neth. J. Sea Res. 3: 575-597.
- Postma, H. (1967). Sediment transport and sedimentation in the Estuarine Environment. In: Estuaries, G.H. Lauff red., Am. Ass. for the Adv. Sci.: 158-179.
- Ranwell, D.S. (1972). Ecology of Salt Marshes and Sand dunes. Chapman and Hall, Londen, 258 pp.
- Rozema, J., J. Roosenstein and R. Broekman (1985). Effects of Zinc, Copper and Cadmium on the mineral nutrition and ion secretion of salt secreting halophytes. In: Ecology of Coastal Vegetation, W.G. Beek-tink, J. Rozema en A.H.L. Huiskes reds., Junk, Dordrecht: 554-556.
- Saeijs, H.L.F. (1977). De Westerschelde, een Milieu in Beweging. St. Zeeuws Coördinatieorgaan voor Natuur-, Landschap- en Milieubescherming, Goes. 32 pag.
- Salomons, W. en W.D. Eysink (1981). Pathways of mud and particulate metals from rivers to the southern North Sea. In: Biochemical and hydrodynamic processes affecting heavy metals in rivers, lakes and estuaries. Publicatie nr. 253 Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- Salomons, W. en U. Förstner (1984). Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlijn. X + 349 pp.
- Salomons, W. en W.G. Mook (1977). Trace metal concentrations in Estuarine Sediments: Mobilization, mixing or precipitation. Neth. J. Sea Res. 11: 119-129.

BEDREIGINGEN VAN DE KWELDERVEGETATIES IN HET ESTUARINE MILIEU

39118

K.S. Dijkema, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.

1. INLEIDING

De Europese kust staat in het middelpunt van vele menselijke activiteiten, zoals de aanleg van zeehavens en woonplaatsen, landaanwinning, recreatie, vervuiling, landbouw, visserij en maricultuur. De oorspronkelijke kustecosystemen staan daardoor bloot aan vele vormen van achteruitgang. De afdeling Estuariene Ecologie van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer op Texel heeft voor de Raad van Europa een studie gecoördineerd, waarin van de kwelders en overige gebieden met zoutplantenvegetaties in de lidstaten van de Raad van Europa de huidige staat, de bedreigingen en het gewenste natuurbeheer bijeen zijn gebracht (Dijkema et al. 1984).

In dit artikel wordt de huidige situatie van de kweldervegetaties in de lidstaten van de Raad van Europa beknopt samengevat, worden de vele vormen van bedreigingen opgesomd en wordt dieper ingegaan op de vermindering van het areaal kweldervegetaties. Tenslotte wordt de sterk afgenomen kwelderoppervlakte beoordeeld in een historisch perspectief. De consequenties van die beoordeling voor het beleid worden besproken.

2. HUIDIGE SITUATIE VAN DE KWELDERVEGETATIES IN EUROPA

Via een netwerk van plaatselijke deskundigen is een inventarisatie gemaakt van alle kweldervegetaties in de lidstaten van de Raad van Europa. De lijst bevat meer dan 500 gebieden (met een minimumoppervlakte van 50 ha). Het totale oppervlak wordt geschat op 2300 km². Daarin is het aandeel van marien gevormde kwelders langs vlakke kusten 65% en die kunnen in ruime zin als het onderwerp van dit symposium worden opgevat. Deze kwelders komen voornamelijk voor langs de oostelijke kustlijn van de Noordzee (met name de Deens-Duits-Nederlandse Waddenzee), de zuidkust van Het Kanaal en in Engeland en Wales. In strikte zin zijn estuariene vegetaties - het onderwerp van dit symposium - gebonden aan trechtervormige riviermonden, waar de conflicten tussen mens en natuur juist het hevigst zijn. Daarin resteert momenteel nog 195 km² kwelder of 8,5% van het totale oppervlak in het beschouwde Europese

gebied, met Saaftinge in ZW-Nederlnad als beste voorbeeld. De overige zoutplantenvegetaties in Europa worden vooral aangetroffen op de mediterrane rivierdelta's, zoals van de Rio Guadalquivir ("Donana"), Rhone ("Camarque") en Evros.

Tabel 1. Oppervlakte, aantal en gaafheid van kweldergebieden in Europa. De gegevens over Spanje zijn onvolledig, die van Griekenland en Turkije ontbreken () = het aangrenzende water is meegeteld

		oppervlakte in km ²	aantal geinventariseerde kwelders	aantal kwelders > 5 km ²	natuurlijke staat in % van de oppervlakte
Finland	)	ca. 35	11)	2	17
Zweden	) Oostzee	15 120	19) 58	2 11	ca. 55
Denemarken	)	ca. 70	28)	7	ca. 50
Noorwegen		ca. 45	76	1	ca. 55
Noordelijk Europa					
Denemarken	)	81)	12)	7)	80
Sleeswijk/Holstein	) Wadden-	71)	22)	6)	38
Nedersaksen	) zee	117) 254	25) 74	8) 28	65
Nederland		85	15)	7)	87
ZW-Nederland		44	11	2	91
België		4	3	0	?
Groot-Brittannië		371	69	17	90
Ierland		(180)	53	ca. 6	?
Zuidelijk Europa					
W-Frankrijk		148	56	6	40
Portugal		92	14	5	22
Spanje (Donana)		(400)	1	1	hoog
Frankrijk (Languedoc)		(825)	13	ca. 5	matig
Italië		(740)	42	ca. 12	ca. 16

In Tabel 1 worden oppervlakte, aantal en gaafheid van de geïnventariseerde kwelders en overige gebieden met zoutplanten vegetaties samengevat. Groot-Brittannië en de Deens-Duits-Nederlandse Waddenzee blijken in Europa het belangrijkste te zijn, zowel wat de oppervlakte als wat het aantal grote kweldergebieden betreft. Meer verspreid ligt er een aantal aanzienlijke oppervlakte rondom de Oostzee (vele kleine gebiedjes langs een fraaie gradiënt in zoutgehalte) en in Ierland, Frankrijk, Portugal en Italië, waarbij het meestal om kleine gebieden gaat in vergelijking met Groot-Brittannië en de Waddenzee. Zeer grote afzonderlijke gebieden zijn Donana in ZW-Spanje en de Camarque in ZO-Frankrijk. Deze gegevens zijn ook in kaart gebracht (Dijkema et al. 1984). Daaruit blijkt dat de Deens-Duits-Nederlandse Waddenzee verreweg het grootste aanééngesloten gebied in Europa is, waar de kwelders, duinen en getijdengebieden nog in hun oorspronkelijke samenhang voorkomen.

Uit de studie is gebleken dat ongeveer 75% van de huidige kweldervegetaties in NW-Europa nog in een natuurlijke staat verkeren (Tabel 1). Als er sprake is van aantasting, gaat het vaak om eenvoudige ingrepen zoals greppelen. In Zuid-Europa (inclusief Frankrijk) is minder dan de helft van de resterende gebieden met zoutplantenvegetaties nog in een gave staat. De aantastingen zijn bovendien vaak ernstiger, en omvatten het gehele scala van bedreigingen uit het volgende hoofdstuk. Daarbij spannen graven en het storten van grond en afval de kroon, beide in de ruimste zin van het woord.

3. SOORTEN BEDREIGINGEN VAN KWELDERVEGETATIES IN EUROPA

Tijdens de studie van Europese kwelders zijn ook de bedreigingen van alle afzonderlijke gebieden geïnventariseerd. Deze zijn in drie categoriën in te delen: bedreigingen door gebruik (meer daarover in de bijdrage van Bakker), door vervuiling (zie de bijdragen van Salomons & Kerdijk en van Huiskes) en door vermindering van het areaal (hoofdstuk 4 van deze bijdrage).

Bij de categorie gebruik komen bedreigingen door recreatie, jacht, militair oefenterrein, overbeweiding, greppelen en bemesten op lokaal niveau overal wel voor. Stoppen van de beweiding wordt vooral als een probleem gezien rondom de Oostzee, waar dat op grote schaal leidt tot een verlies aan zoutplantenvegetaties (Dijkema 1984). Aquacultuur en zoutwinning zijn gebonden aan zuidelijk Europa.

Bij de categorie vervuiling kunnen lozing van afvalwater, aanvoer van systeemvreemde stoffen en calamiteiten met olie worden onderscheiden. Deze bedreigingen komen lokaal verspreid over heel Europa voor, zonder dat een bepaald land eruitspringt. Over de effecten van systeemvreemde stoffen op zoutplantenvegetaties is weinig bekend, zodat het mogelijk is dat de gevolgen ervan voor kwelders worden onderschat.

Vermindering van areaal is momenteel de ernstigste categorie van bedreiging van de Europese kweldervegetaties. Plaatselijk spelen hierin kusterosie, de aanleg van zomerdijken en transport en winning van delfstoffen een rol. Veelomvattend, definitief en onherstelbaar is echter de areaalvermindering door storten en graven, urbanisatie, indijkingen en havenaanleg, zowel in het verleden en het heden, als in nog uit te voeren plannen. Alle specifieke eigenschappen van het kweldermilieu verdwijnen daarbij, waarna de hooggespecialiseerde zoutplanten en bijbehorende insectenfauna verdwijnen. Deze veranderingen zijn onomkeerbaar.

4. VERMINDERING VAN HET AREAAL AAN KWELDERVEGETATIES

In Tabel 2 zijn de belangrijkste oorzaken van de vermindering van het areaal aan kweldervegetaties samengevat. Onder storten en graven valt een groot scala van activiteiten, die in Zuid-Europa, inclusief Frankrijk, algemeen worden aangetroffen, zoals storten van afval in vele vormen, ophogen, graven van vijvers t.b.v. de jacht en als opmerkelijkste voorbeeld in Bretagne het omploegen van stukken kwelder om de ploegijzers te ontroesten. Urbanisatie, waarbij het gaat om een geleidelijk proces van aantasting van kweldervegetaties door b.v. wegeaanleg, huizenbouw en industrievestiging, komt in meer landen voor, maar toch vooral in het Zuiden. In NW-Europa is een groot deel van de huidige kweldervegetaties vrij van aantastingen gebleven (Tabel 1).

Plannen tot indijking geven een totaal ander beeld. In NW-Europa wordt ongeveer de helft van de kweldergebieden in Finland, Sleeswijk-Holstein en Groot-Brittannië ermee bedreigd. In Zuid-Europa vormt het vooral een serieuze bedreiging in Portugal; in Italië zijn de meeste kweldergebieden al ingedijkt.

Om de gebiedsvermindering van kweldervegetaties vanuit het natuurbehoud en vanuit het beleid te kunnen beoordelen zijn de volgende vragen van belang:

1. Hoeveel is het kwelderareaal tot nu toe achteruitgegaan?
2. Hoe kunnen plannen voor gebiedsvermindering in het verleden, aanwas van nieuwe kwelders en hun positie in het totale getijdengebied?

Tabel 2. Vermindering van het areaal aan kwelders in Europa: gebieden waar storten, graven of urbanisatie plaatsvindt en het areaal dat door indijkingsplannen wordt bedreigd.

		storten, graven (% van aantal)	urbanisatie (% van aantal)	inpolderings- plannen. (% van oppervlakte)
Finland	)	0	45	50
Zweden	)Oostzee	0	0	0
Denemarken	)	4	0	ca. 7
Noorwegen	)	1	20	ca. 20
Denemarken	)	0	0	0
Sleeswijk-Holstein	)	0	0	0
Nedersaksen	)Waddenzee	4	4	20
Nederland	)	0	0	13
ZW-Nederland	0	0	21	
België		0	33	?
Groot-Brittannië		1	0	60
Ierland		0	0	ca. 5
W-Frankrijk		41	25	35
Portugal		57	71	80
Spanje		31	5	?
Frankrijk (Languedoc)		23	46	?
Italië		?	5	?

Over de afgelopen 50 jaar zijn de indijkingen van kwelders voor de belangrijkste gebieden in NW-Europa redelijk nauwkeurig te documenteren (Tabel 3). De oppervlakten in Sleeswijk-Holstein (107 km²) en ZW-Nederland (76 km²) overtreffen het huidige kwelderareaal daar ruimschoots (vergelijk Tabel 1), terwijl in de Nederlandse Waddenzee (31 km² kwelder ingedijkt) in vergelijking met het huidige kwelderoppervlak ook aanzienlijke indijkingen hebben plaatsgevonden. Toch geven ook deze cijfers nog niet het beeld dat voor een juiste beoordeling

van de situatie gewenst is. In de beschouwing ontbreken de eventuele aanwas van kwelders in de desbetreffende periode en de afname van het getijdengebied als gevolg van de indijkingen en van eventuele kwelderaanwas.

Tabel 3. Indijkingen in de belangrijkste getijdengebieden van NW-Europa (in km²). Gegevens voor Groot-Brittannië van Doody (1984). * = exclusief de plannen voor Medemsand (150 km² totaal, waarvan 10 km² kwelders).

		Getijdengebied incl. kwelders	kwelder/ schor	Totaal kwelders in ca. 50 jaar
Denemarken	1963-1983 gepland	13 -	8 -	> 8
Sleeswijk-Holstein	1932-1962 1963-1983 in uitvoering gepland*	82 83 33 2	61 35 9 2	107
Waddenzee				
Nedersaksen	1963-1983 gepland	28 19	4 5	> 9
Nederland	1932-1962 1963-1983 gepland	15 102 9	12 10 9	31
ZW-Nederland	1930-1953 1954-1986 gepland	32 413 -	16 60 -	76
Groot-Brittannië	1954-1984	?	56	> 56

Een poging om in die omissies te voorzien wordt ondernomen in Tabel 4. Daarin is voor twee jaren met zo nauwkeurig mogelijke gegevens het aandeel kwelder t.o.v. het totale getijdengebied berekend. In die maat zijn immers zowel gebiedsverlies als aanwas van kwelders en de verhouding kwelder-getijdengebied binnen het totale ecosysteem. Het aandeel kwelder blijkt te variëren van 6-10% voor gebieden met weinig indijking tot 1,5 - 4% voor gebieden waar veel is bedijkt. Voor twee Britse getijdengebieden worden vergelijkbare getallen gevonden (waarbij aangetekend wordt dat Morecambe Bay een ongunstige morfologie voor kweldervorming heeft). Het meest opvallend is echter dat de waarde in een betrekkelijk korte

periode van 17 jaar duidelijk is afgenomen. Dit geldt met name voor de gebieden met forse bedijkingen: Sleeswijk-Holstein en de Oosterschelde. Binnen de Waddenzee van Sleeswijk-Holstein wordt dit nog extra benadrukt door het gegeven dat hoge kwelders daar momenteel vrijwel ontbreken (Dijkema 1983).

Tabel 4. Oppervlakte van kwelders als % van het totale getijdengebied.

		1970	1987
Waddenzee	Denemarken	10,3	9,5
	Sleeswijk-Holstein	4,0	2,5
	Nedersaksen	5,8	5,5
	Nederland	3,5	3,1
ZW-Nederland	Oosterschelde	4,0	1,5
	Westerschelde	10,1	8,4
Groot-Brittannië	The Wash	7,4	
	Morecambe Bay	3,8	

Omdat bovenstaande benadering bruikbare gegevens lijkt op te leveren voor het beantwoorden van de tweede vraag zijn op dezelfde wijze schattingen gemaakt van het aandeel kwelders in de Waddenzee van de Middeleeuwen tot nu. Door onnauwkeurige cartografie en twijfels over de weergave van de kwelders is het gebruik van oude kaarten niet zonder meer mogelijk. Daarom is een overzichtskaart van Verhoeven (1976) als uitgangspunt genomen. Daarop staan alle bedijkingen in de Waddenzee vanaf de Middeleeuwen aangegeven. Omdat als regel in de Waddenzee steeds de nieuw aangewassen kwelders zijn bedijkt, kan de oppervlakte van deze bedijkingen als een schatting van het kwelder oppervlak in de voorliggende periode worden gebruikt (Tabel 5). De getallen moeten als een ruwe indicatie van de werkelijke situatie worden gezien. In de tabel kunnen drie fasen worden onderscheiden: (1) de bedijking van het oude land en van grote inbraken van de zee (voor 1400), waarin de oppervlakte en het aandeel kwelder vele malen groter is dan nu; (2) de periode van de regelmatige bedijkingen van

aangewassen kwelders (ca. 1600-1900), warin de oppervlakte en het aandeel kwelders geleidelijk verder vermindert; en (3) de periode van de grootschalige bedijkingen van kwelders en wadgebieden de laatste 100 jaar, waarin de oppervlakte en het aandeel van (voor het merendeel kunstmatige) kwelders ongeveer de helft is van die in fase 2. Als illustratie van de ongunstige situatie in fase 3 kan dienen, dat de kwelderaanwas in Dithmarschen momenteel 25% van het gemiddelde over de afgelopen 400 jaar bedraagt (Heijdemann 1981).

Tabel 5. Schattingen van de kwelderoppervlakte en het aandeel kwelders t.o.v. het totale getijdengebied vanaf de Middeleeuwen tot nu (naar een kaart met bedijkingen in de Waddenzee, Verhoeven 1976). * = gemeten van huidige vegetatiekaarten (Dijkema 1983).

	ca. 1000	1400	1600	1800	1900	nu*
Nederlandse Waddenzee						
opp. kwelders (km ²)	360	280	200	180	70	85
aandeel kwelders	10%	9%	7%	7%	3%	3,4%
Internationale Waddenzee						
opp. kwelders (km ²)	2.400	1.500	650	350	270	350
aandeel kwelders	19%	14%	7%	4%	3%	3,4%

In ZW-Nederland is de achteruitgang van schorren in grote lijnen vergelijkbaar met die in de Waddenzee (Wolff, mond. med.). In de 16e en 17e eeuw is er echter een fase met een zeer grote oppervlakte aan schorren door inundatie van bestaande polders door stormvloed en de Tachtigjarige Oorlog. In Groot-Brittannië wordt de kwelderoppervlakte van 500 jaar geleden op meer dan twee maal de huidige waarde geschat (Doody 1984).

5. CONSEQUENTIES VOOR HET BELEID

In een Waddenzee waarin plaatselijke bedijkingen van kwelders plaatsvinden kan het aandeel kwelders tot een tamelijk constante waarde van rondom 6-7% van het totale getijdengebied groeien (Tabellen 4 en 5). Door grootschaliger bedijkingen en afname van de aanwas van

kwelders is het aandeel kwelders tot ongeveer de helft verminderd. Bovendien is het merendeel van de resterende kwelders kunstmatig ontstaan door landaanwinningswerken of stuifdijken, anders was het beeld nog ongunstiger geweest (dat verklaart ook de toename van het aandeel kwelders na 1900; Tabel 5).

Het Nederlandse beleid kiest voor een zo natuurlijk mogelijke Waddenzee, waarin alle milieutypen op een evenwichtige wijze zijn vertegenwoordigd (Beheersvisie Waddenzee 1985). Dat heeft de volgende consequenties voor het behoud en het beheer van de Nederlandse Waddenzee:

1. Momenteel is er 85 km² kwelder. Bij een evenwichtige verdeling van milieutypen in de Waddenzee zou er 160 km² (6,5% van 2500 km² getijdengebied) kunnen zijn. Voor een eventueel herstel van deze situatie moet in een termijn van eeuwen worden gedacht. Aanvaarding van deze visie houdt in dat voorlopig elke inpoldering moet worden afgewezen. In het concrete geval van 9 km² zomerpolders in Friesland is besloten tot indijking. Op grond van de hier gepresenteerde feiten had herstel van de kwelder door afgraven van de zomerkaden meer voor de hand gelegen.
2. Het merendeel van de kwelders is direct kunstmatig (door landaanwinningswerken langs de vastelandskust), indirect kunstmatig (door stuifdijken op de eilanden) of heeft een vorm van oeververdediging. In het algemeen zouden deze kwelders door een zorgvuldig beheer in stand moeten worden gehouden als compensatie voor het tekort aan kwelders. Plaatselijke aangroei en afslag moet daarbij als een gegevenheid van een zo natuurlijk mogelijke Waddenzee worden geaccepteerd.
3. Verdere aanwas van kunstmatige kwelders is technisch goed mogelijk. Vanuit de doelstelling van een zo natuurlijk mogelijke Waddenzee is dat op grote schaal echter niet wenselijk, maar plaatselijk kan het goede compensatie bieden voor verloren gegane kwelders, b.v. als gevolg van dijkophogingen.

LITERATUUR

- Doody, J.P. 1984. Threats and decline: Great Britain and Ireland. In: K.S. Dijkema (ed.) et al. Salt marshes in Europe. Council of Europe. Nature and Environment series 30, Strasbourg: 162-166.
- Dijkema, K.S. 1983. Landscape and vegetation map of the Wadden Sea islands and mainland coastal areas, 1:100,000, 1976. In: K.S. Dijkema & W.J. Wolff (eds.). Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas. Balkema, Rotterdam. 4 sheets.
- Dijkema, K.S. 1984. Use and effects: Northern Europe. In: K.S. Dijkema (ed.) et al. Salt marshes in Europe. Council of Europe. Nature and Environment series 30, Strasbourg: 150-152.
- Dijkema, K.S. (ed.), W.G. Beeftink, J.P. Doody, J.M. Géhu, B. Heijdemann & S. Rivas Martinez 1984. Salt marshes in Europe. Council of Europe. Nature and Environment series 30, Strasbourg: 178 pp. + 1 map.
- Heijdemann, B. 1981. Oekologie und Schutz des Wattenmeeres. Landwirtschaftsverlag, Münster: 232 pp.
- Verhoeven, B., 1976. Landaanwinning, dijkbouw en waterbeheersing. In: J. Abrahamse et al. (eds.) Waddenzee. Land- Ver. Behoud Waddenzee, Ver. Behoud Natuurmonumenten, Harlingen, 's-Graveland: 249-259.

Het benedenrivierengebied, steeds minder estuarium.

J.W.M. Kuijpers
R.H. van Otterloo

39119

Inleiding

De ligging van Nederland aan de monding van enkele grote Europese rivieren en aan de Noordzee is er de oorzaak van dat we al eeuwen omgaan met water. "Omgaan met" betekent in dit geval ook "ingrijpen in". Iedere ingreep in het watersysteem had en heeft zijn eigen ecologische effecten. In veel gevallen zijn deze effecten niet bedoeld en op het moment van de ingreep evenmin voorzien.

In eerste instantie lag de nadruk op het beschermen van woon- en landbouwgebieden tegen het water. Vervolgens werden veranderingen in het watersysteem aangebracht ten behoeve van bepaalde enkelvoudige doelstellingen, zoals vergroting van het landbouwareaal of verbetering van de bevaarbaarheid van rivieren. Tegenwoordig ligt het accent meer op beheer, waarbij na een zo goed mogelijke afweging van alle belangen, mogelijkheden en middelen ingrepen worden gedaan of juist nagelaten, teneinde een gewenste ontwikkeling te bevorderen.

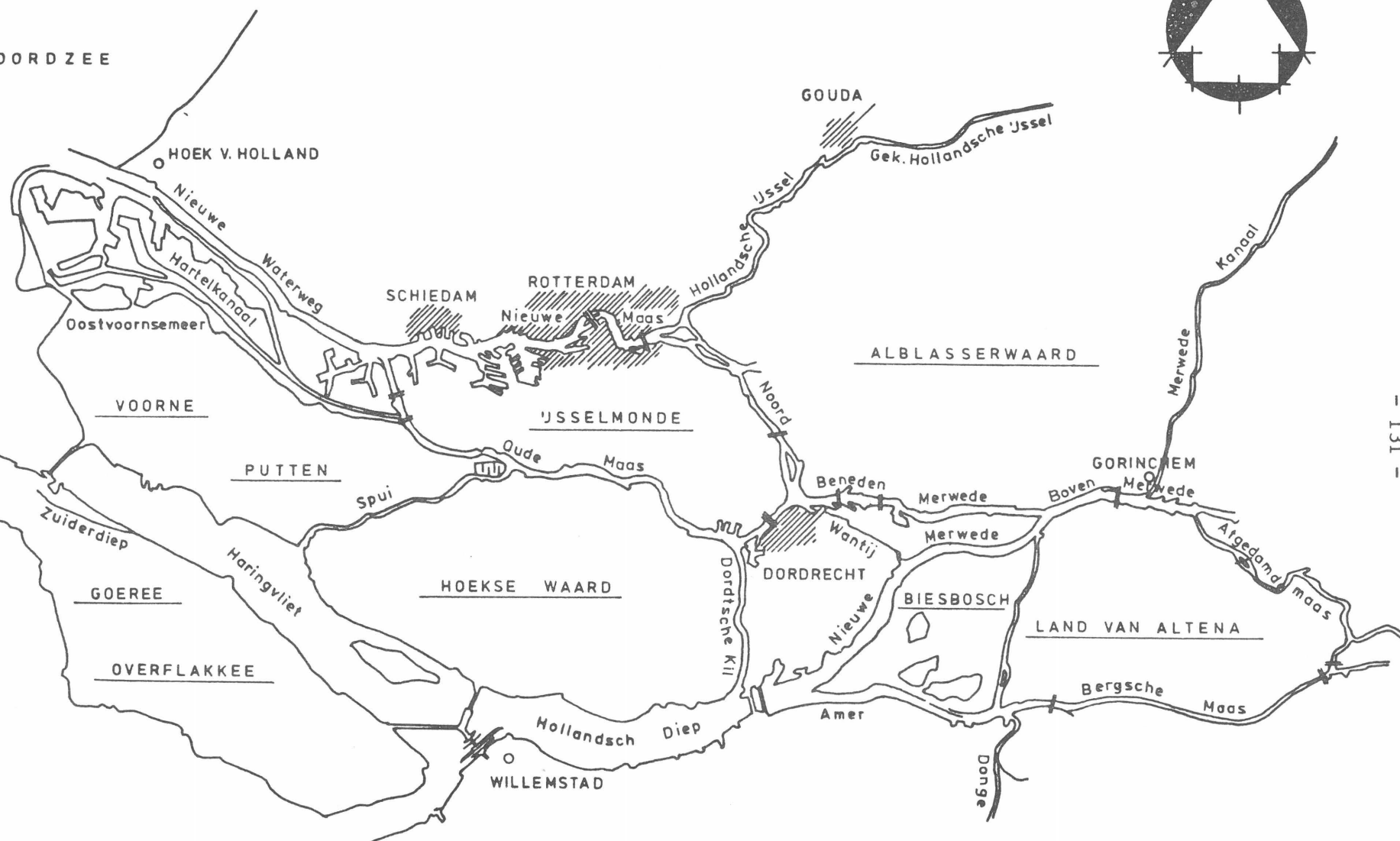
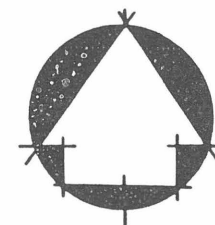
Hoewel veel ingrepen onvoorziene en in ieder geval onbedoelde positieve effecten hebben gehad op de diversiteit van ecosystemen, is er ook in veel gevallen sprake geweest van een even onvoorzien en onbedoeld verlies aan diversiteit.

Aan de hand van een aantal voorbeelden, met name uit het benedenrivierengebied (zie fig. 1) zal de betekenis van door menselijk ingrijpen veroorzaakte veranderingen in dit estuarium worden aangegeven. Hierbij zal meer in detail worden ingegaan op de gevolgen van de afsluiting van het Haringvliet, in het bijzonder voor de vegetatie. Tot slot wordt aandacht besteed aan de relatie tussen onderzoek en beleid op het gebied van het waterbeheer.

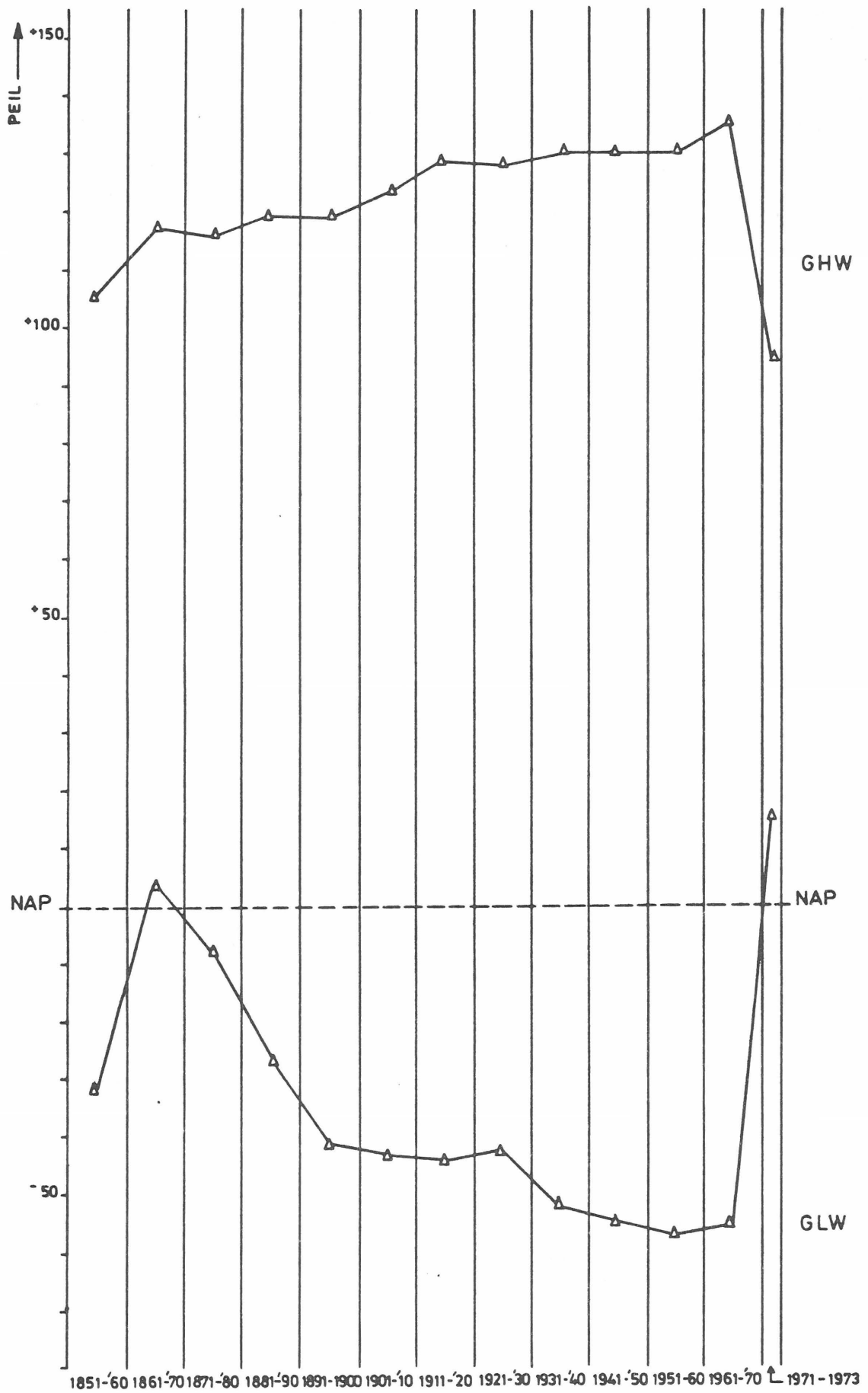
Historische ontwikkeling

De bedijkingen en inpolderingen in het rivierengebied, die uit de middeleeuwen dateren, hadden tot gevolg dat de lage komgronden in het rivierengebied en de veengebieden in het westen van het land een ander grondwaterregime kregen. Tengevolge van de verbeterde ontwatering veranderden de veenmoerassen met hun karakteristieke vegetatie in weidelandschappen met overigens eveneens, zij het tegenwoordig in steeds mindere mate, karakteristieke vegetaties.

NOORDZEE



Figuur 1: het benedenrivierengebied



Figuur 2: veranderingen in de hoog- en laagwaterstanden te Dordrecht sinds 1850

Een onbedoeld gevolg van de ontwatering van de veengebieden is de door oxidatie en klink veroorzaakte bodemdaling (Wesdorp, 1985). Behalve tot problemen van cultuurtechnische en waterhuishoudkundige aard kan dit verschijnsel op den duur ook leiden tot problemen bij het instandhouden van natuurreservaten met een ten opzichte van de omgeving verhoogd peil.

Een ander gevolg van de aanleg van de rivierdijken was het ontstaan van uiterwaarden, waarbij door sommige menselijke ingrepen zoals kleinschalige kleiwinning en riet- en griendcultuur de diversiteit toenam en door andere ingrepen, zoals het graven van diepe zand- en grindgaten, afnam.

Soms heeft een ingreep invloed op ecosystemen in een heel ander gebied. Zo bestond er tot het begin van deze eeuw een kenmerkend verschil tussen de uiterwaarden van de Rijn en die van de Maas. De laatste bestonden uit kalkloos materiaal tengevolge van de afvoer van zuur water uit de veengebieden van de Peel, waardoor de in het Maaswater aanwezige kalk in oplossing bleef. Als gevolg van de afgraving van het veen in de tweede helft van de vorige en de eerste helft van deze eeuw verminderde de afvoer van zuur water. De huidige Maasafzettingen zijn dan ook, evenals die van de Rijn, kalkrijk (Pons, 1957).

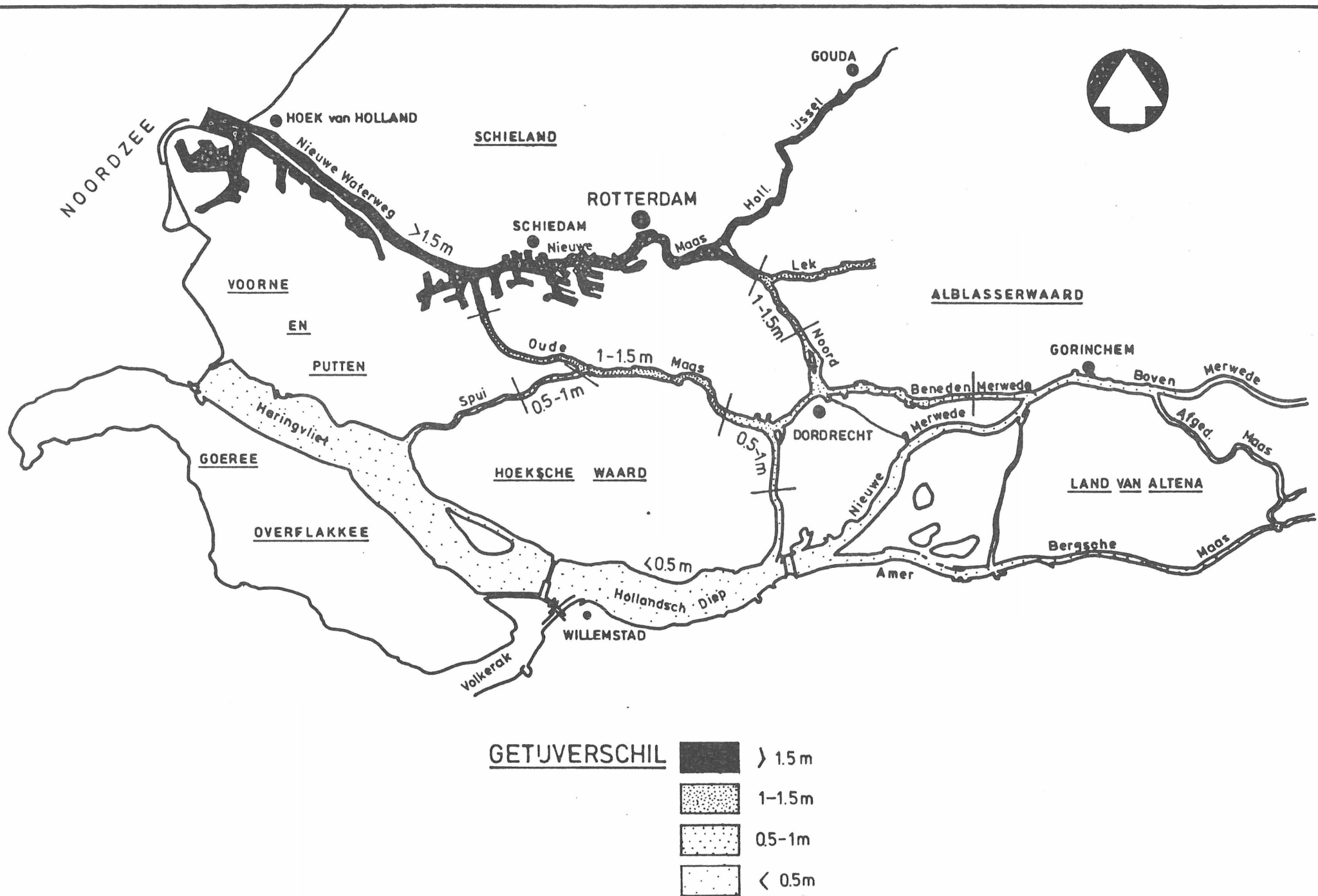
In het stelsel van de benedenrivieren zijn met name in de tweede helft van de vorige eeuw ingrijpende wijzigingen aangebracht. Te noemen zijn de scheiding van Rijn en Maas en in verband daarmee het graven van de Bergsche Maas en de Nieuwe Merwede rond 1900 en de aanleg van de Rotterdamse Waterweg in 1863.

De ecologische effecten van al deze werken zijn ongetwijfeld ingrijpend geweest. Helaas zijn alleen de veranderingen in de waterbeweging redelijk gedocumenteerd (zie fig. 2).

De afsluiting van het Haringvliet

De meest recente grote ingreep in het stelsel van de benedenrivieren is de afsluiting van het Haringvliet in 1970. Hierdoor werd in het zuidelijk deel van het gebied het getijverschil teruggebracht van ca. 2 m tot enkele dm.'s. Dit kleine getijverschil wordt veroorzaakt door het feit dat via het Spui en de Dordtsche Kil nog een open verbinding met de zee bestaat. Op de noordelijke takken is de invloed van de afsluiting van het Haringvliet geringer geweest en is het getijverschil nog 1 à 2 m (zie fig. 3). Terwijl voor 1970 de zee-invloed in het Haringvliet-Hollandsch Diep-Biesboschgebied van zeer groot belang was, is deze nu sterk gereduceerd en zijn hydraulische omstandigheden min of meer vergelijkbaar met die zoals die vroeger op veel meer stroomopwaarts gelegen plaatsen waren, zoals bijv. ter hoogte van Zaltbommel of Culemborg.

De afsluiting van het Haringvliet had behalve de reductie van de getij-ampitudo nog meer in ecologisch opzicht belangrijke consequenties. Het Haringvliet zelf veranderde van brak in zoet en het erosie-sedimentatiepatroon veranderde drastisch. Voor het zuidelijk deel van het benedenrivierengebied, waar in deze bijdrage verder de nadruk op zal liggen, betekende dit erosie van vrijwel alle onverdedigde buitendijkse gebieden en sedimentatie in de voormalige eb- en vloedgeulen.



Figuur 3: gemiddeld getijverschil in het benedenrivierengebied na 1970

Een in beleidsmatig opzicht belangrijke verandering is het feit dat de waterhuishouding - en daarmee ook de daarvan afgeleide processen - beïnvloed kunnen worden door middel van het beheer van de Haringvliet-sluizen, m.a.w. een verandering van een natuurlijk systeem in een tot op zekere hoogte beheersbaar systeem. Achteraf kan worden geconcludeerd dat in bestuurlijk opzicht zowel de problemen als gevolg van de afsluiting, als de mogelijkheden van de nieuwe situatie indertijd onvoldoende onderkend zijn. (Ferguson en Wolff, 1984).

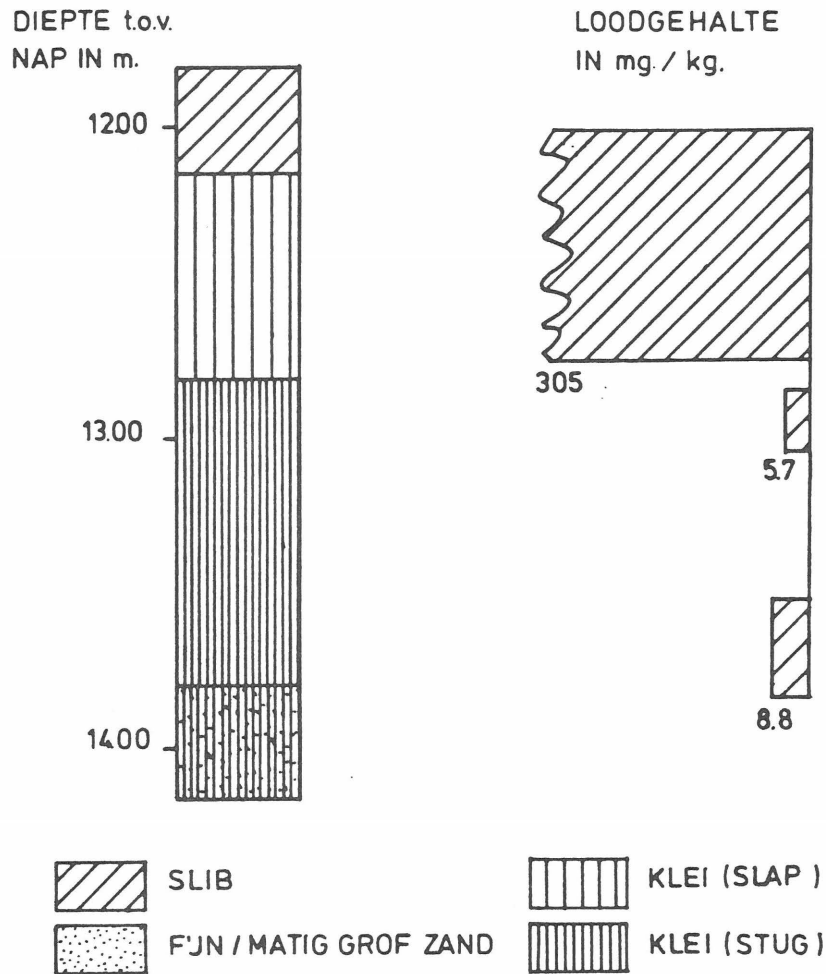
Bij de latere afsluitingen in het Deltagebied is, in tegenstelling tot het Haringvliet, wel - in overigens verschillende stadia van de uitvoering van de werken - getracht tot een meer integrale benadering te komen. Zo zijn bij de Oosterschelde de voorgenen werken ingrijpend gewijzigd en wordt op basis van inzicht vooraf in de reacties van het ecosysteem een afgewogen beheersstrategie voor de stormvloedkering ontworpen.

In het Grevelingenmeer bleek zich na de afsluiting in 1971 (onbedoeld!) een goed functionerend zout ecosysteem te ontwikkelen. Om de beheersmogelijkheden te verruimen werd in 1978 een inlaatsluis voor zeewater in gebruik genomen. Eventuele verzoeting van het meer, zoals voorzien in de oorspronkelijke plannen, is alleen mogelijk met behulp van Rijn- en Maaswater. De consequenties hiervan zijn inmiddels, tot schade van het ecosysteem, zichtbaar geworden in het Hollandsch Diep en ook in het Ketelmeer. Op de bodem van deze wateren heeft zich een, plaatselijk meters dikke, laag vervuild rivierslib afgezet (zie fig. 4).

Het feit dat Hollandsch Diep en Ketelmeer een soort voorbezinkfunctie voor respectievelijk de Noordzee en het IJsselmeer vervullen kan althans voor de laatste twee gebieden, als een, alweer onbedoeld, positief effect van de afsluitingswerken worden beschouwd. De verontreiniging blijft nu voor een belangrijk deel beperkt tot genoemde wateren. Het zal echter duidelijk zijn dat een dergelijke benadering van het probleem van het verontreinigde rivierslib hooguit als een tijdelijk crisisbeleid enige waarde heeft.

Onderzoek

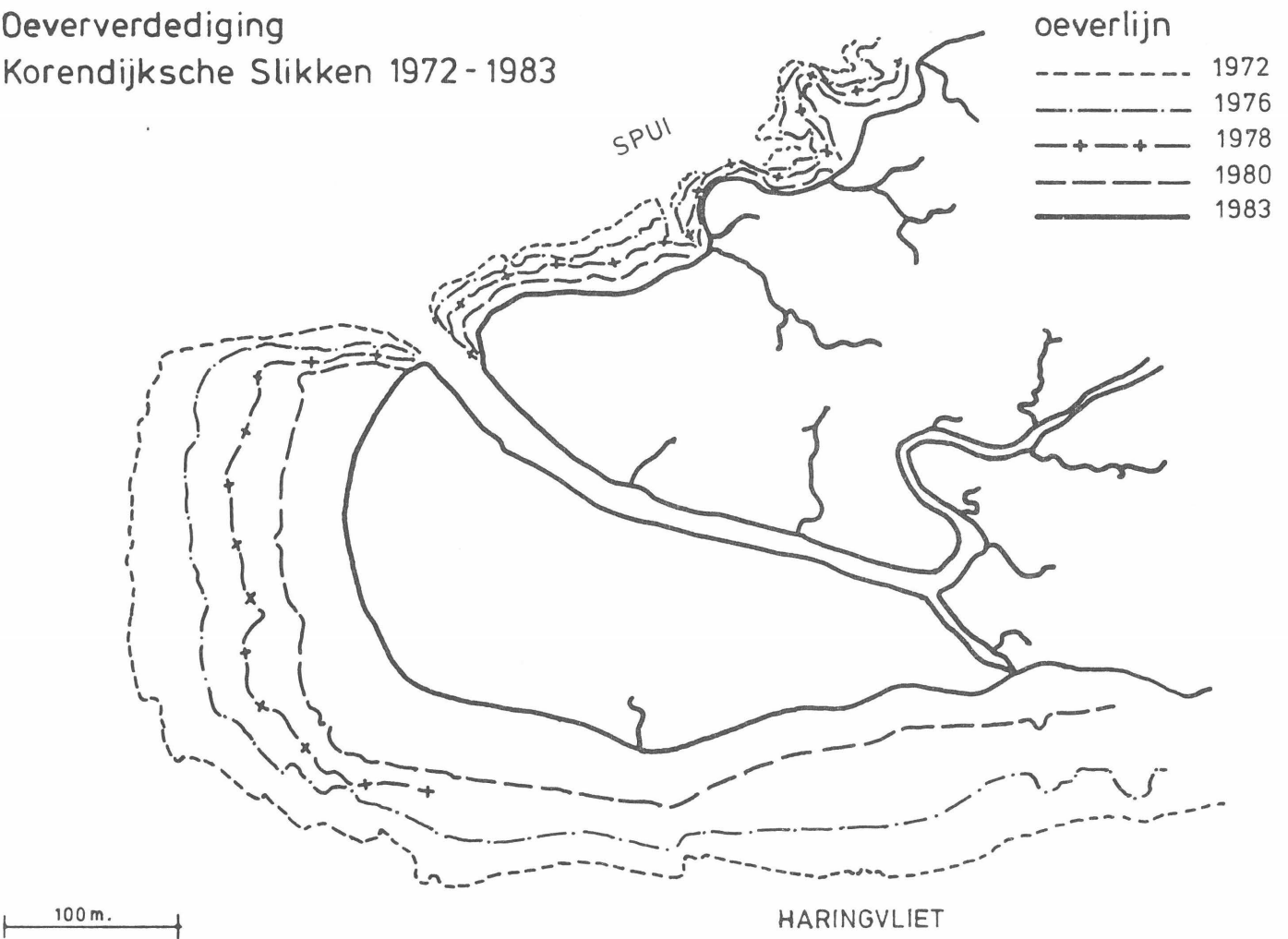
De hoeveelheid ecologisch onderzoek in het benedenrivierengebied was zeker in de eerste jaren na 1970 beperkt. Relatief de meeste aandacht ging nog uit naar de Biesbosch (de Boois, 1982; zie ook Saris e.a. 1981). Het meeste onderzoek dat gedaan werd had een inventariserend en registrerend karakter en was niet of althans niet in eerste instantie bedoeld om het beleid in welke richting dan ook bij te stellen. Een van de eerste meer omvangrijke onderzoeken met een duidelijke relatie met het beleid was het onderzoek dat in 1975 en 1976 werd uitgevoerd langs de Oude Maas ten behoeve van de plannen tot verbetering van deze rivier als scheepvaartweg (Werkgroep Oude Maas, 1977). Het grootste knelpunt was een scherpe en smalle bocht in de rivier ter hoogte van Heerjansdam. Verschillende alternatieven, variërend van een geringe bochtverbreding tot een volledige bochtafsnijding werden bestudeerd.



Figuur 4: voorbeeld van een bodemprofiel in het Hollandsch Diep (1984) en het loodgehalte van het sediment

Oeververdediging

Korendijksche Slikken 1972 - 1983



Figuur 5: oeverafslag op een gedeelte van de Korendijksche Slikken

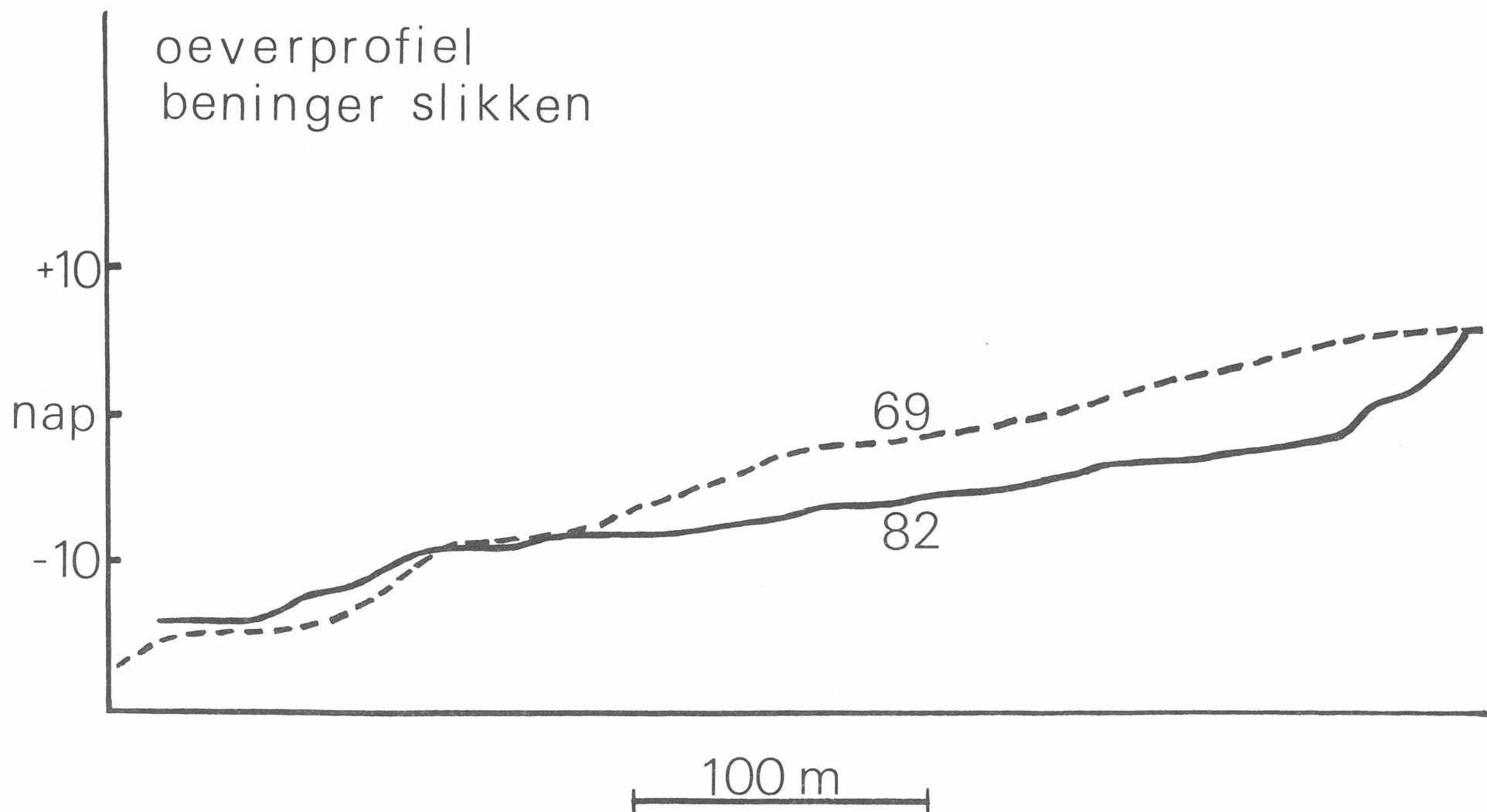
Geen van de toen ontwikkelde plannen is echter ooit gerealiseerd en het knelpunt werd opgelost met een verkeersregeling voor grotere schepen. Inmiddels is de bocht van Heerjansdam echter weer actueel geworden in verband met de mogelijke invoering van zesbaksduwvaart (Preesman, 1985).

Een tweede probleem waaraan in het Oude Maas-onderzoek aandacht werd besteed was de oeverafslag. Geconstateerd werd dat langs grote delen van de oevers erosie optrad in de orde van grootte van enkele meters per jaar. Hierdoor was tussen 1965 en 1975 ruim 30 ha. zoetwatergetijdenvegetatie verloren gegaan. Om dit proces tot staan te brengen werden in de jaren 1978-1980 grote delen van de oevers van de Oude Maas voorzien van een oeververdediging. Het ligt in de bedoeling dit jaar een evaluerend onderzoek naar de effecten van de aanleg van de oeververdedigingen uit te voeren.

Halverwege de jaren 70 werd duidelijk dat ook in het Haringvliet en Hollandsch Diep plaatselijk zeer grote oeverafslag optrad. Voor de afsluiting was nog de verwachting uitgesproken dat zich in het zoete Haringvliet-Hollandsch Diep-Biesbosch-gebied - in tegenstelling tot het zoute Veerse Meer en Grevelingenmeer - snel oevervegetaties zouden ontwikkelen waardoor nauwelijks oeverafslag zou optreden (Studiecommissie Haringvliet). Het tegendeel is echter het geval. Ook op plaatsen waar laaggelegen riet- en biezenvetaties aanwezig waren, zijn deze in snel tempo verdwenen. Met name op zandige en geëxponeerde plaatsen treedt een oeverafslag op van meer dan 10 m per jaar (zie fig. 5). Ook de aard van de aanwezige begroeiing heeft invloed op de mate van afslag. Het blijkt dat Mattenbies, Zeebies en Riet in toenemende mate weerstand bieden aan golfslag. Op plaatsen waar een geleidelijk aflopende vooroever aanwezig is, treedt een oppervlakkige ontgronding op, zonder dat in eerste instantie steile afslagranden ontstaan (zie fig. 6). Het gevolg is wel dat de oppervlakte droogvallend slik vermindert, waardoor de fourageermogelijkheden voor steltlopers en eenden sterk afnemen.

Pas in 1979 is begonnen met een serieus onderzoek naar de omvang van het oeverafslagprobleem. De resultaten vormden een bevestiging van wat op basis van veldervaringen al vermoed werd: de meeste buitendijkse gebieden zijn, afhankelijk van de plaatselijke situatie, onderhevig aan meer of minder ernstige oevererosie. Het oppervlak verloren gegaan land kan sinds de afsluiting van het Haringvliet worden geschat op enkele honderden ha. In de nota over de oeverafslag in het Haringvliet wordt de verwachting uitgesproken dat als geen maatregelen worden genomen op den duur van de meeste buitendijkse gebieden weinig of niets zal overblijven (Werkgroep Oeverafslag Haringvliet, 1982).

Inmiddels zijn door de ministeries van Landbouw en Visserij en Verkeer en Waterstaat financiën ter beschikking gesteld voor de aanleg van oeververdedigingen. Met de uitvoering hiervan is in 1984 begonnen. Waar mogelijk is gekozen voor een verdediging op enige afstand van de bestaande oever. Hierdoor blijft de natuurlijke overgang land-water in stand en in het gebied tussen de verdediging en de oeverlijn kunnen zich waterplanten vestigen. Plaatselijk wordt door het opspuiten van zand getracht een deel van het verloren gegane gebied weer min of meer in de oude toestand terug te brengen (zie fig. 7). Hoewel de ervaring met dit soort natuurbouw nog maar enkele maanden oud is, zijn de resultaten met name op ornithologisch gebied tot nu toe positief.



Figuur 6: veranderingen in een oeverprofiel van een geleidelijk
aflopende vooroever op de Beninger Slikken

Verandering in de vegetatie

De vegetatie-ontwikkeling in het benedenrivierengebied sinds 1970 is redelijk bekend, o.a. dankzij de al genoemde onderzoeken in de Biesbosch en langs de Oude Maas en recente vegetatiekarteringen aan de belangrijkste buitendijkse gebieden langs het Haringvliet en Hollandsch Diep (Kuijpers en van Stokkom, 1985).

Het is opvallend dat waterplantenvegetaties van enige omvang vrijwel ontbreken. Ook in de laatste jaren voor de afsluiting van het Haringvliet waren deze al beperkt tot hier en daar in het zoete deel van het estuarium wat Gele Plomp (*Nuphar luteum*). Waarschijnlijk vormen de krachtige waterbeweging als gevolg van wind- en scheepsgolven en de matige waterkwaliteit de belangrijkste redenen voor deze armoede aan waterplanten.

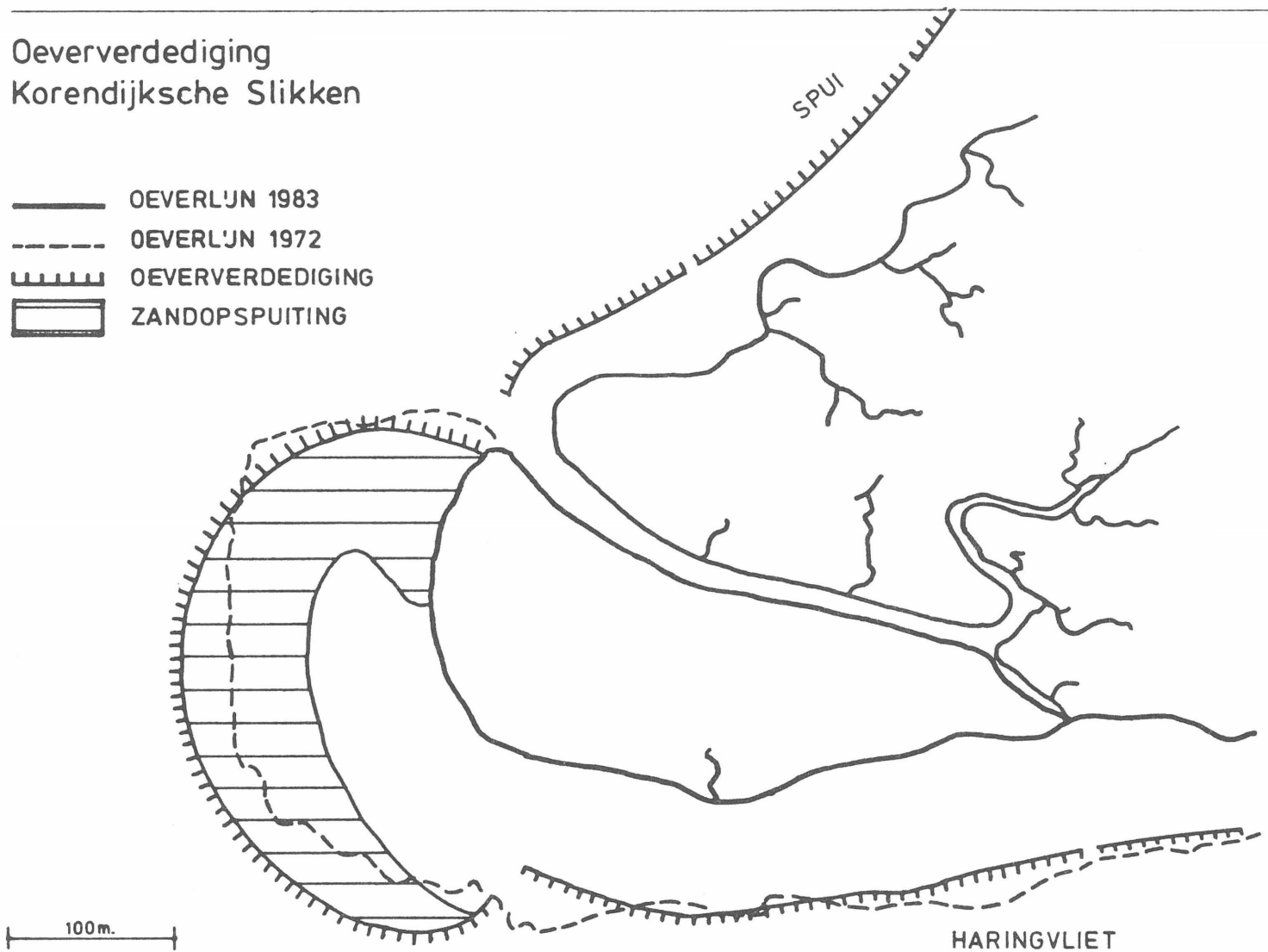
In het Haringvliet lijken zich recent plaatselijk vegetaties van Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) te ontwikkelen. Het Schedefonteinkruid wordt overigens ook aangetroffen op plaatsen die regelmatig droogvallen en is daar in gezelschap van Slijkgroen (*Limosella aquatica*) Greppelrus (*Juncus bufonius*) en Rode Waterereprijs (*Veronica catenata*).

Op de lage delen van de buitendijkse gronden zijn de overspoelingsfrequentie en -duur belangrijke milieufactoren. De van zoetwatergetijdgebieden bekende zonering is hier, zij het sterk opeen gedrongen, plaatselijk nog terug te vinden. Langs de Oude Maas is dit dankzij het grotere getijverschil, duidelijker dan in het zuidelijk benedenrivierengebied.

De voor 1970 uitgestrekte vegetaties van Ruwe Bies (*Scirpus lacustris*) en Zeebies (*Scirpus maritimus*) zijn grotendeels verdwenen als gevolg van oeverafslag.

In het vroeger brakke Haringvliet hebben zich op de lage groeiplaatsen ook soorten gevestigd welke vroeger alleen in het zoete deel van het estuarium voorkwamen zoals Kleine Lisdodde (*Typha angustifolia*) en Liesgras (*Glyceria maxima*). Vitale rietvegetaties waarin weinig andere soorten voorkomen, worden uitsluitend nog aangetroffen op plaatsen die nog regelmatig overspoeld worden. Het grootste deel van het vroegere, soortenarme cultuurrietland is sterk verruigd en de rol van Riet (*Phragmites australis*) in dit soort vegetaties is nu van ondergeschikte betekenis. Deze ruigtevegetaties worden nu gedomineerd door een beperkt aantal soorten: Harig Wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*), Haagwinde (*Calystegia sepium*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en Brandnetel (*Urtica dioica*). Opvallend zijn de hier en daar voorkomende vegetaties waarin Grote Engelwortel (*Angelica archangelica*) het aspect volledig bepaalt. In deze ruigten hebben een aantal karakteristieke brakwatersoorten zoals Heemst (*Althaea officinalis*), Selderij (*Apium graveolens*) en Zilt Torkruid (*Oenanthe lachenalii*) zich tot nu toe goed weten te handhaven.

Struweelontwikkeling van enige omvang is nog maar op een beperkt aantal plaatsen in het vroegere rietland te constateren. Vestiging van bomen en struiken lijkt vooral op te treden in die vegetaties die voor de afsluiting een open structuur hadden en op die plaatsen waar, om wat voor reden ook, tijdelijk (bijv. incidentele beweiding) een open structuur ontstaat.



Figuur 7: combinatie van oeververdediging en natuurbouw op de Korendijksche Slikken

In de rietruigten met hun dikke strooisellaag en hoog opschietende overblijvende soorten kunnen zich nauwelijks bomen en struiken vestigen.

Op lage zandige delen, bijv. de hoogste delen van de voormalige biezenvegetaties, vestigen zich vooral diverse Wilgesoorten (*Salix* sp.). Op de hogere, meer lutumrijke plaatsen domineert Vlier (*Sambucus nigra*).

In de grienden is de alles overheersende opmars van de Grote Brandnetel het meest opvallende verschijnsel. Alleen in de lager gelegen grienden wordt een wat soortenrijkere ondergroei aangetroffen. Langs de Oude Maas, waar de omvang van de milieuverandering, i.c. de getijvermindering, minder groot was dan in de Biesbosch en langs het Haringvliet-Hollandsch Diep, worden nog wel rijkere grienden gevonden met een ondergroei van Heksenkruid (*Circaea lutetiana*), Wijdaarzegge (*Carex remota*) en plaatselijk Breedbladige Wespenorchis (*Epipactis helleborine*). Tijdens het Oude Maas-onderzoek van 1975 werd hier en daar een situatie aangetroffen die in de richting van veenvorming gaat. Deze, door Van Wirdum (1977) als veenvoorlopers aangeduide situaties worden gekenmerkt door het voorkomen van Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Zomerklokje (*Leucojum aestivum*). Hoewel wellicht verwacht mocht worden dat de afname van de getij-invloed voor dit soort milieus gunstig zou zijn, is het tegendeel het geval. Door oxidatie van de venige bovenlaag treedt een explosieve toename van de Grote Brandnetel op en blijft vestiging van bijv. Gevlekte Aronskelk (*Arum maculatum*) en Slanke Zegge achterwege. Het hier aangehaalde onderzoek is echter inmiddels al weer tien jaar oud en het zou de moeite waard zijn een vervolgonderzoek uit te voeren.

Sinds 1978 is een aantal buitendijkse terreinen langs het Haringvliet in beheer bij natuurbeschermingsinstanties. Via een actief beheer wordt getracht in te spelen op de nieuwe milieu-omstandigheden. In dit kader zijn enkele honderden hectaren verruigde rietgorzen omgezet in grasland. Doel hiervan is deze terreinen geschikt te maken als broedgebied voor weidevogels en als fourageergebied voor ganzen. Het blijkt dat op de meeste plaatsen bij een beheer van extensieve beweiding met aanvullend maaien binnen twee à drie jaar een gesloten grasmat ontstaat. Langs het Haringvliet hebben zich in deze graslandvegetaties ook een aantal als brak bekend staande soorten gevestigd, zoals Zilte Rus (*Juncus gerardii*), Melkkruid (*Glaux maritima*) en Behaarde Boterbloem (*Ranunculus sardous*). Dit ondanks het feit dat het zoutgehalte van het Haringvliet thans (vrijwel) altijd lager is dan 0,3 0/00 en dus volledig zoet genoemd mag worden.

Een in dit milieu wel heel merkwaardige vegetatie van echte zoutplanten ontwikkelde zich op een oppervlakte van enkele honderden vierkante meters op de Beninger Slikken, ten westen van de monding van het Spui. In een voormalige begroeiing van Zeebies, die vanaf 1972 beweid werd, vestigde zich zelfs Zeekraal (*Salicornia europaea*), een soort die voor de afsluiting in het Haringvliet vrijwel ontbrak (zie tabel 1).

	1973	1974	1975	1976	1977	1978
<i>Spergularia marina</i>	3	4	1	1	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	3	4	3	4	5
<i>Phragmites australis</i>	1	+	+	1	1	1
<i>Juncus gerardii</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Puccinellia distans</i>	1	+	+	1	1	+
<i>Scirpus maritimus</i>	+	+			r	
<i>Glaux maritima</i>	+	+	1	1	1	1
<i>Salicornia europaea</i>	+	+	+	1		
<i>Plantago major</i>	+	1	1	+	1	1
<i>Festuca arundinacea</i>	r	1	1	+	+	1
<i>Puccinellia maritima</i>	+	+	1	1	1	1
<i>Juncus bufonius</i>		1				r
<i>Triglochin maritimum</i>		r	1	1	+	+
<i>Lolium perenne</i>		1	+		+	+
<i>Aster tripolium</i>			r			
<i>Atriplex hastata</i>				+		
<i>Plantago coronopus</i>				+	+	r
<i>Cirsium vulgare</i>					r	
<i>Trifolium repens</i>					r	+
<i>Festuca rubra</i>					+	1
<i>Matricaria maritima</i>					r	+
<i>Poa trivialis</i>					+	
<i>Plantago maritima</i>					+	
<i>Alopecurus geniculatus</i>						+
<i>Trifolium fragiferum</i>						+
<i>Parapholis strigosa</i>						+

Tabel 1

Ontwikkeling van een zoutvegetatie op de Beninger Slikken na de afsluiting van het Haringvliet (Braun-Blanquet schaal).

Bij de verspreiding van zoutplanten in het Haringvliet ligt momenteel het zwaartepunt duidelijk in het westelijke gedeelte: Plaat van Scheelhoek, Quackgors en Slijkplaat. Dit zijn alle drie gebieden met een zandige bodem die snel ontzilt, zodat mogelijk de aanvoer van zout door de lucht (salt-spray) hierbij een rol speelt.

Uit de ontwikkelingen van de vegetatie van het benedenrivierengebied sinds 1970 kunnen een aantal conclusies worden getrokken.

- De brakke estuarium vegetaties zijn vrijwel volledig verdwenen. Langs de Nieuwe Waterweg is weliswaar nog een brakke zone te onderscheiden, maar hier zijn nauwelijks buitendijkse vegetaties aanwezig. De meeste afzonderlijke brakke soorten hebben zich tot nu toe echter kunnen handhaven.
- De zoetwatergetijdevegetaties zijn teruggedrongen tot smalle stroken langs de oevers. Hier komt bij dat de lagere delen van de zonerings door oeverafslag worden bedreigd of reeds zijn verdwenen.
- Vegetatietypen en soorten die vroeger alleen boven de GHW-lijn voorkwamen hebben zich sterk uitgebreid. Deze typen en soorten zijn meestal weinig karakteristiek voor een estuarium.
- De belangrijkste positieve ontwikkelingen in botanisch opzicht sinds 1970 zijn de vestiging van vegetatietypen van onregelmatig overstroomde rivieroeveren op de lagere delen en het optreden van spontane bos- en struweelvorming op de hogere delen.

Beleid

Via de op een bepaald beleid gebaseerde beheersmaatregelen in de sfeer van de waterhuishouding, kan de ontwikkeling van buitendijkse (natuur) gebieden slechts tot op zekere hoogte beïnvloed worden. Het interne beheer van deze gebieden is meestal een zaak van de grondeigenaar, zoals recreatieschappen, Staatsbosbeheer, natuurbeschermingsinstanties of andere particuliere eigenaars. Het is overigens voor de hand liggend dat gestreefd wordt naar een afstemming van het interne terreinbeheer en het externe beheer op het gebied van de waterhuishouding. Hierbij kan worden gedacht aan het lozingsprogramma van de Haringvlietstuinen, het beleid t.a.v. de lozing van eutrofiërende en verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater, de aanpak van de onderwaterbodempromotie en de aanleg van oeververdedigingen.

Het wettelijk instrumentarium voor het beleid op het gebied van de waterhuishouding wordt in hoofdzaak gevormd door de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (W.V.O.). De beleidsvoornemens zijn vastgelegd in het Indicatief Meerjaren Programma (I.M.P.) water 1984-1988 en het Rijkswaterkwaliteitsplan. Tot nu toe is bij het waterbeheer een sterk accent gelegd op de eutrofiërings- en verontreinigingsproblematiek en wordt vooral gestreefd naar het terugdringen van de verontreiniging bij de bron, de z.g. emissie-aanpak. Dit heeft geresulteerd in een aanzienlijke vermindering van de directe lozingen op het oppervlaktewater, hoewel op de meeste plaatsen de doelstellingen nog niet bereikt zijn.

Door middel van de in voorbereiding zijnde Wet op de Waterhuishouding zal ook het waterkwantiteitsbeheer een wettelijke basis krijgen.

Bij het waterbeheer wordt in toenemende mate gestreefd naar een integrale systeembenadering, waardoor meer recht gedaan kan worden aan de ecologische functies van oppervlaktewater, onderwaterbodem en oevers. Hiervoor is echter een aanzienlijke hoeveelheid ecologische kennis nodig, zowel bij het opstellen van beheersplannen, als bij de planning en uitvoering van eventuele nieuwe ingrepen. De belangrijkste punten waarop momenteel, althans voor wat betreft de situatie in het benedenrivierengebied, nog onvoldoende kennis aanwezig is, zijn de volgende:

1. Landschapsecologie

Dit onderzoek zal zich moeten richten op de karakterisering van de verschillende typen ecosystemen in het benedenrivierengebied en de belangrijkste onderlinge relaties, alsmede relaties met omliggende gebieden, zoals bijv. de andere deltawateren. Door middel van onderzoek naar de belangrijkste ecologische sleutelvariabelen zal de reactie van het ecosysteem op (eventuele) veranderingen beter voorspelbaar worden. Tot nu vindt dergelijk onderzoek meestal pas achteraf plaats, zo het al plaatsvindt. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek naar de veranderingen in de Biesbosch na de afsluiting van het Haringvliet (Saris e.a., 1981). In botanisch opzicht kan hierbij gedacht worden aan onderzoek naar de omstandigheden waaronder voor brakke milieus karakteristieke soorten - zoals bijv. Heemst (*Althaea officinalis*) een soort waarvoor binnen Nederland het Haringvliet het belangrijkste gebied vormt - zich tot nu toe hebben kunnen handhaven.

2. Ecotoxicologie

Zoals boven al is aangegeven worden de aquatische en (semi)terrestrische ecosystemen momenteel opgeladen met een groot aantal meer of minder toxische stoffen. Ten aanzien van de effecten van de afzonderlijke stoffen bestaan nog de nodige vraagtekens en dit geldt zeker voor de combinatie van al deze stoffen. Het meeste onderzoek heeft zich tot nu toe in het laboratorium afgespeeld. Vanuit het beleid en het beheer is een vertaling van de laboratoriumresultaten naar de situatie in het veld echter noodzakelijk. Echt veldonderzoek is schaars. Wat dit betreft leent de situatie in het benedenrivierengebied zich goed voor onderzoek naar de rol van planten bij de opname van verontreinigingen in het ecosysteem. Met verkennend onderzoek op dit punt is dit jaar een begin gemaakt. Uit onderzoek in de grote rivieren is gebleken dat de verontreinigingsgraad duidelijk invloed heeft op de samenstelling van de macrofauna (van Urk, 1981). Recent is gebleken dat er waarschijnlijk een goede correlatie bestaat tussen het voorkomen van morfologische afwijkingen bij muggelarven en de verontreinigingsgraad van het sediment (Kerkum, 1985). Tot slot zijn er vage aanwijzingen dat de reproductie van watervogels in het Hollandsch Diep-Biesbosch-gebied achterblijft bij die in andere, minder verontreinigde, gebieden.

3. Sturingsmogelijkheden

Tot slot is onderzoek nodig naar de beheers- en sturingsmogelijkheden en -middelen van ecosystemen. Een dergelijk sturingsmiddel waarvan de mogelijkheden nog onvoldoende onderzocht zijn, althans voor wat betreft de gevolgen voor het ecosysteem, wordt gevormd door de Haringvlietsluizen. Een voorbeeld op een geheel andere schaal is gegeven door van Viersen e.a.(1985) die voorstellen doen door middel van uitzetten van graskarpers en een aangepast "maai-beheer" in watergangen zowel een goede doorstroming als een gezonde levensgemeenschap te realiseren.

Conclusie

Na de afsluiting van het Haringvliet in 1970, hebben zich in het benedenrivierengebied een aantal veranderingen voorgedaan die uit het oogpunt van het beheer van ecosystemen wisselend beoordeeld kunnen worden.

Door middel van ad hoc maatregelen wordt getracht een aantal al dan niet voorziene negatieve ontwikkelingen (oeverafslag, ophoping van verontreinigd slib) bij te sturen. Om in de toekomst een meer integraal beheer mogelijk te maken zal de voorspellende waarde van het ecologisch onderzoek belangrijk groter moeten worden dan nu het geval is. Tevens zal de onderlinge wisselwerking van onderzoek en beleid versterkt moeten worden. Om resultaten te leveren welke voor het beleid bruikbaar zijn, zal dit onderzoek een multi-disciplinair karakter moeten hebben. Hierbij verkeert het biologisch onderzoek vooralsnog in een achterstandssituatie ten opzichte van het chemisch en vooral het fysisch onderzoek.

LITERATUUR

- . Boois, H. de, 1982.
Veranderingen in het milieu en de vegetatie in de Biesbosch door de afsluiting van het Haringvliet.
Dissertatie, Wageningen.
- . Ferguson, H.A. en W.J. Wolff. 1984.
The Haringvliet-project: the development of the Rhine-Meuse estuary from tidal inlet to stagnant freshwater lake.
Wat. Sci.Tech. vol. 16, p. 11-26.
- . Kerkum, F.C.M., 1985.
Resultaten van het onderzoek naar de verspreiding van Chironomiden-larven in het Hollandsch Diep en de afwijkingen in het chitine-pantser van de kop van deze larven.
Interne nota Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater.
- . Kuijpers, J. en H. van Stokkom, 1985.
Vegetatiekartering Haringvliet-Hollandsch Diep, interimrapport.
Rijkswaterstaat Directie Benedenrivieren, Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst.
- . Pons, L.J., 1957.
De geologie, de bodemvorming en de waterstaatkundige ontwikkeling van het land van Maas en Waal en een gedeelte van het Rijk van Nijmegen.
Bodemkundige studies nr. 3. Stiboka Wageningen.
- . Preesman, L., 1985.
Zesbakduwvaart bedreigt zeldzaam natuurgebied.
Vogels 28-5, p. 144-145.
- . Saris, F.J.A., H. Vrijhof en A.H.M. van der Velden, 1981.
De regio Moerdijk-Biesbosch als toetsings- en toepassingsgebied voor de MER en het GEM, een evaluatie van de milieu-effecten.
Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- . Studiegroep Haringvliet, 1970.
Het Haringvliet als natuur- en recreatiegebied.
Rijkswaterstaat, 's-Gravenhage.
- . Urk, G. van, 1981.
Veranderingen in de macro-invertebraten-fauna van de IJssel.
H₂O 14 (21), p. 494-499.
- . Viersen, W. van, M.J.M. Hootsmans en J.E. Vermaat, 1985.
Waterplanten, bondgenoten bij het waterkwaliteitsbeheer. Een visie op de toekomst van het beheer van waterplantenvegetaties.
H₂O 18 (6), p. 122-126.
- . Werkgroep Oeverafslag Haringvliet, 1982.
Oeverafslag in het Haringvliet.
Staatsbosbeheer, dienstvak Natuurbehoud Zuid-Holland.
- . Werkgroep Oude Maas, 1977.
De Oude Maas als groene rivier.
- . Wirdum, G. van, 1977.
Natuurtijd en Zomerklokjes, maak van de Oude Maas geen Nieuwe.
In: Werkgroep Oude Maas, 1977; p. 15-29.
- . Wesdorp, J.G., 1985.
Zakkend Nederland, relatieve zeespiegelstijging en oxidatie van veen-weidegebieden.
I²-Bouwkunde/Civiele techniek 1, p. 19-25.

CONTAMINANTEN IN HET NEDERLANDSE KUSTGEBIED

W. Salomons en H.N. Kerdijk
Waterloopkundig Laboratorium
p/a Instituut voor Bodemvruchtbaarheid
Postbus 30003
9750 RA HAREN (Gr.)

39120

Inleiding

Invloed van (civiel)technische werken op de input aan contaminanten naar de estuaria en de Noordzee

Processen die de gehalten aan contaminanten in estuariene sedimenten bepalen

Processen die de gehalten voor de afzetting bepalen: geochemie van het zwevende slib

Chemische processen

Fysische processen

Processen na de afzetting

Regionale verdeling in gehalten aan contaminanten in estuariene sedimenten

Gehalten aan contaminanten in sedimenten

Metaalgehalten in sedimentatiegebieden langs de Nederlandse kust

Tijdsafhankelijke trends in de gehalten aan contaminanten

Balansberekeningen voor estuariene gebieden

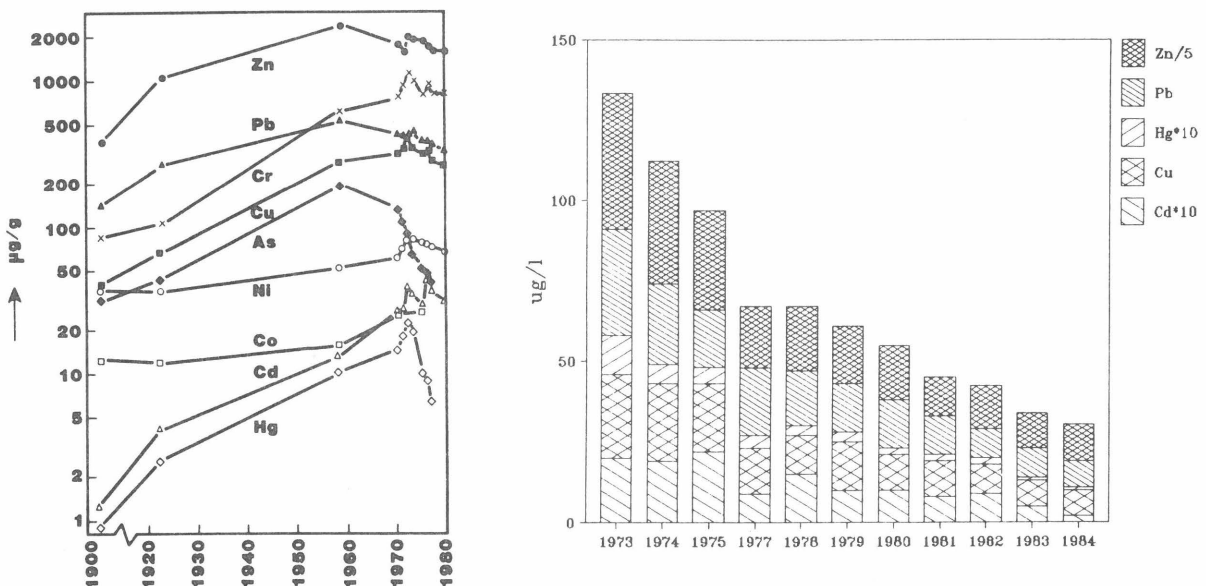
Referenties

1. Inleiding

De gehalten aan contaminanten in estuariene sedimenten als schorren, kwelders en onderwaterafzettingen worden bepaald door de aanvoer van gecontamineerd zwevend slib door de rivieren, de aanvoer van relatief schoon slib vanuit zee en eventueel plaatselijke lozingen. In deze bijdrage wordt ingegaan op de gehalten aan contaminanten in rivieren, de processen waaraan ze onderhevig zijn in estuaria en op de processen na afzetting in het estuarium. De nadruk ligt op de voor de Nederlandse omstandigheden belangrijke gebieden die worden beïnvloed door de Schelde, Rijn/Maas en Eems.

2. Invloed van (civiel)technische werken op de input aan contaminanten naar de estuaria en de Noordzee

De rivier de Rijn is reeds vanaf het begin van de twintigste eeuw, en waarschijnlijk ook daarvoor sinds het begin van de industriële revolutie, vervuild met zware metalen. De metaalvervuiling van de Rijn is vastgesteld aan de hand van sedimentmonsters genomen over de periode vanaf 1922. De oudste monsters (van 1922) zijn genomen i.v.m. inpolderingen in de Biesbosch en zijn na analyse op fosfaat e.d. opgeslagen in de monsterarchieven van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid. Deze monsters zijn tesamen met die genomen in latere jaren, geanalyseerd op metalen (Salomons and de Groot, 1978). De resultaten zijn weergegeven in figuur 1. Hieruit blijkt dat reeds in 1920 de Rijn in sterke mate was belast met metalen. De cadmium en zinkgehalten bedroegen in 1922 bijvoorbeeld resp 3 en 1000 $\mu\text{g/g}$. Met name over de afgelopen 5 jaar is de metaalvervuiling teruggedrongen. In de sedimenten treedt een belangrijke teruggang in de vervuiling op voor arseen in de vijftiger/zestiger jaren en voor kwik in de zeventiger jaren. Een overzicht van de trends in de gehalten in het Rijnwater bij Lobith is weergegeven in figuur 1B. Zeer duidelijk blijkt dat er een sterke teruggang is voor cad-



Figuur 1. A. Historische ontwikkeling van de metaalgehalten in sedimenten van de Rijn (Salomons and de Groot, 1978). B. Metaalgehalten in ongefiltreerd water bij Lobith over de periode van 1973 t/m 1984. NB. Voor de overzichtelijkheid zijn de schalen in B voor Cd, Hg en Zn aangepast.

mium, het metaal waarvan de gehalten het meeste verhoogd waren t.o.v. de natuurlijke achtergrond (zie paragraaf 4.3).

De gehalten aan contaminanten in de afgezette sedimenten van de twee grote binnenwateren IJsselmeer en Haringvliet vertonen onderling grote verschillen (tabel 1).

	Haring- vliet	IJssel- meer		Haring- vliet	IJssel- meer
		mg/kg			µg/kg
Arseen	27		HCB	30	5
Cadmium	16	3.0	DDD	7	4
Chroom	313	93	PCB-52	50	20
Koper	118	39	PCB-180	20	10
Kwik	3.2	1.1			mg/kg
Nikkel	52	29	Benz(a)pyreen	0.5	0.3
Lood	256	69	benzo(b)fluor- antheen	0.6	0.4
Zink	1170	420			

Tabel 1. Gehalten aan enkele metalen en organische microverontreinigingen in sediment van het IJsselmeer en in het Haringvliet.

Beide zijn onderhevig aan de toevoer van de Rijn en in het geval van het Haringvliet ook van die van de Maas. Indien er sprake was van een simpele bezinking van het afgezette slib dan mocht verwacht worden dat de gehalten in deze bekkens, na correctie voor verschil in korrelgrootte gelijk zijn aan die van de rivieren. Dit is echter alleen het geval voor de directe mondingsgebieden, Nieuwe Merwede, Amer en Ketelmeer. De gehalten aan contaminanten in de beide bekkens zijn lager dan in de mondingsgebieden en tevens zijn de gehalten in het IJsselmeer lager dan die in het Haringvliet. Dit is het gevolg van een drietal "verdunnings" processen die ten nauwste samenhangen met de hydrodynamische en geochemische verschillen tussen deze twee bekkens.

In beide bekkens komen sedimenten voor van voor de afsluiting. Deze sedimenten hebben een lager gehalte aan contaminanten dan het huidige rivierslib. Bij storm treedt erosie van deze oude sedimenten en vermenging met nieuw materiaal op. Omdat het IJsselmeer minder diep is dan het Haringvliet is dit vermengingsproces daar veel intensiever. Berekend kan worden dat in het IJsselmeer tijdens storm enkele miljoenen tonnen slib in suspensie zijn (Salomons and Eysink, 1981); een hoeveelheid die aanzienlijk groter is dan de jaarlijkse slibaanvoer door de IJssel (330.000 ton/jaar).

Het tweede verdunningsproces is de bijmenging van calciumcarbonaat aan het sediment. In het IJsselmeer wordt tijdens de zomer, door de hoge pH t.g.v. de algenbloei, het oplosbaarheidsprodukt van calciumcarbonaat overschreden. Dit veroorzaakt een precipitatie van kalk die qua hoeveelheid in dezelfde orde van grootte ligt als de slibaanvoer door de IJssel. Het derde "verdunningsproces" is de vorming van organisch materiaal (algenbloei). De gehalten aan metalen in algen zijn lager dan die in het zwevende slib (Salomons, 1983) waardoor deze bijmenging ook verdunnend werkt op de gehalten in het sediment. Door de lange verblijftijd van het water in het IJsselmeer is dit proces intensiever in het IJsselmeer dan in het Haringvliet.

De stijging van de pH in met name het IJsselmeer water veroorzaakt ook een toename in de adsorptie van een aantal opgeloste metalen aan het sediment (Salomons and Mook, 1981). Hoewel door dit proces een groot deel van het opgeloste zink, chroom en cadmium wordt verwijderd is dit concentreringsproces niet in staat om de effecten van de drie verdunningsprocessen te niet te doen.

Het netto-effect van de bezinking van gecontamineerd slib en de verwijdering van de opgeloste metalen veroorzaakt een retentie van ongeveer 50 % van de contaminantenlast van de Rijn en van de Maas in deze twee bekkens. Het systeem IJsselmeer-Haringvlietbekken kan vergeleken worden met een zuiveringsinstallatie voor de Noordzee. Er is sprake van een tweetraps zuiveringsproces. De eerste trap is de bezinking van het slib en de tweede trap is een chemische trap: de verwijdering van een aantal opgeloste metalen (Cd, Zn, Cr) t.g.v. adsorptie. Voor de afsluiting van beide bekkens sedimenteerde ook al een groot gedeelte van het door de rivieren aangevoerde slib in de Zuiderzee, respectievelijk het Hollands Diep/Haringvliet. Het is moeilijk na te gaan in hoeverre de retentie vroeger groter of kleiner was dan in de huidige situatie.

De situatie in het Rijnestuarium is in de loop der tijden eveneens veranderd. Door uitdieping van vaarwegen en aanleg en vergroting van havens is een niet-natuurlijke situatie ontstaan. Dit heeft geresulteerd in een toename van de jaarlijkse hoeveelheid te verwijderen baggerspecie van 0.4 miljoen m³ in 1920 tot 25 miljoen m³ nu. Het grootste gedeelte hiervan is vanuit zee landinwaarts getransporteerd. Een gedeelte van de verwijderde baggerspecie is en wordt op land geborgen, de rest wordt naar zee afgevoerd. Vooralsnog is niet bekend of het vroegere rechtstreekse transport van slib naar de Noordzee groter of kleiner was dan het huidige rechtstreekse transport, vermeerderd met dat deel van de op zee gestorte baggerspecie, welke van de rivieren afkomstig is.

3 Processen die de gehalten aan contaminanten in estuariene sedimenten bepalen

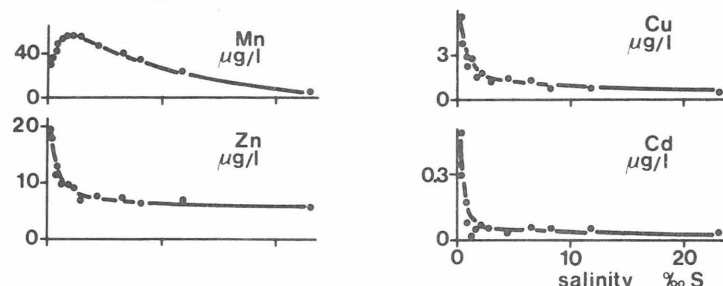
3.1 Processen die de gehalten voor de afzetting bepalen: geochemie van het zwevende slib

3.1.1 Chemische processen

In de estuaria treden grote veranderingen op in de chemische samenstelling van het water, die van invloed zijn op de verdeling van de metalen over de opgeloste en particulaire fractie en vervolgens op de samenstelling van het afgezette estuariene sediment. De belangrijkste processen zijn (Salomons 1980) :

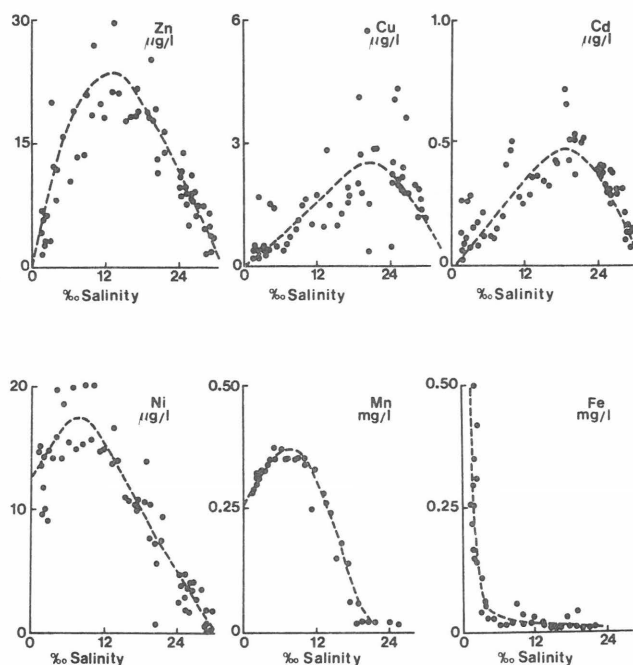
- * Flocculatie van colloïden door toename zoutgehalte
- * Afgifte of opname van metalen door de afgezette sedimenten
- * Afbraak organische stof
- * Biologische opname van metalen
- * Verandering in de adsorptie/desorptie evenwichten t.g.v.
 - veranderingen in de pH
 - veranderingen in saliniteit
 - veranderingen in de turbiditeit
 - vorming van nieuw particulier materiaal

Processen in estuaria vertonen onderling grote verschillen (Salomons and Förstner, 1984), hetgeen in het bijzonder geldt voor het Schelde estuarium en het Rijn/Maas estuarium. Bij een conservatieve menging van rivier- met zeewater (geen adsorptie/ desorptie processen) wordt het opgeloste metaalgehalte bepaald door de mengverhouding rivier- met zeewater, en liggen de gehalten op een rechte lijn die de concentraties in rivier- en in zeewater met elkaar verbindt. In het Rijn-estuarium liggen de opgeloste gehalten echter onder de theoretische lijn (figuur 2), m.a.w. ze zijn lager dan wordt verwacht op grond van de mengverhouding. Deze afwijking wordt veroorzaakt door verwijderingsmechanismen als adsorptie/precipitatie.



Figuur 2. Opgeloste metaalgehalten in het Rijn/Maas estuarium. (Duinker and Nolting, 1977)

Dit proces van verwijdering uit de oplossing treedt ook op in het Eems-estuarium (Salomons and Mook, 1977). In het Schelde-estuarium treedt echter voor een aantal metalen een loskoppeling op, hetgeen blijkt uit een positieve afwijking van de theoretische mengcurve (figuur 3). Deze loskoppeling houdt waarschijnlijk verband met de overgang van zuurstofloos Schelde-water naar zuurstofhoudend water in het estuarium. Ook bij de dumping van anaëroob baggerspecie op de Noordzee (eveneens overgang van anaëroob naar zuurstofrijk) treedt een mobilisatie van metalen op. In het anaerobe Scheldewater en in de anaerobe baggersedimenten komen een aantal metalen als sulfiden

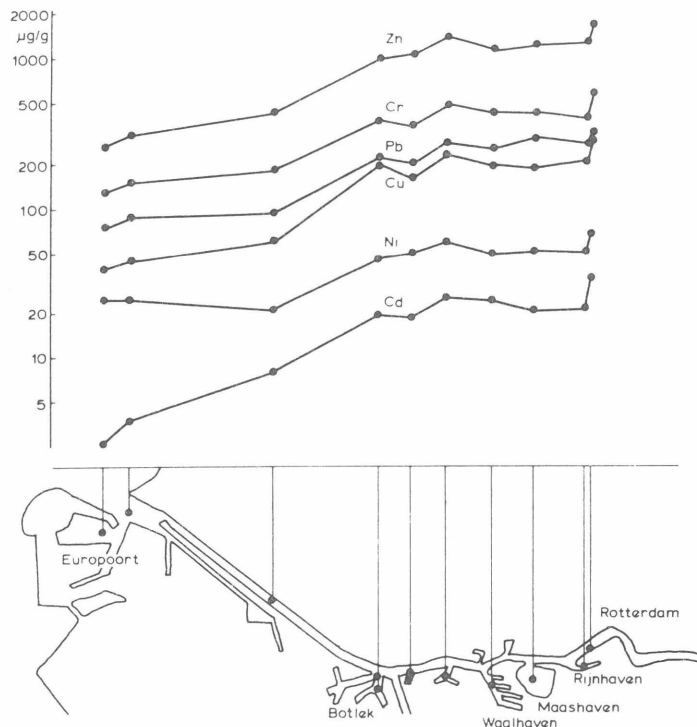


Figuur 3. Metaalgehalten in oplossing in het Schelde-estuarium (Kerdijk en Salomons 1982)

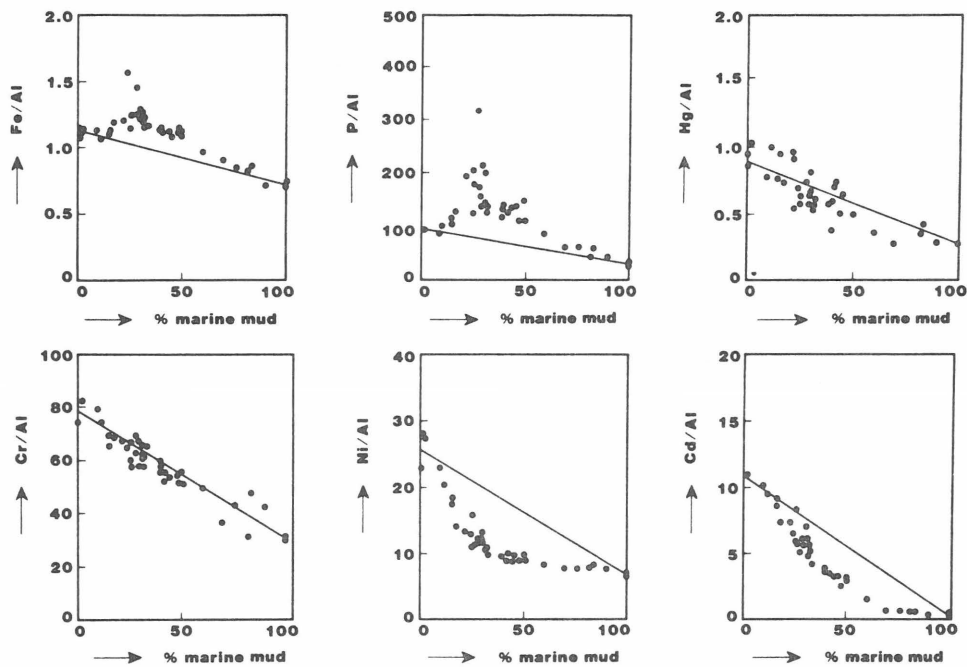
voor. Deze sulfiden ontleden in zuurstofrijk water. Na het vrijkomen van metalen in opgeloste vorm kan weer een adsorptie aan het zwevende slib optreden alsmede een coprecipitatie met het neergeslagen Fe en Mn. Dit laatste is met name van belang tijdens de storting van baggerspecie in zuurstofrijk water, waarbij relatief grote hoeveelheden goed oplosbaar Fe^{2+} en Mn^{2+} worden omgezet tot onoplosbaar Fe^{3+} en Mn^{4+} . In het Scheldeestuarium is bij die saliniteiten waarbij metalen vanuit de vaste fase in oplossing gaan nauwelijks of geen Fe en Mn in oplossing aanwezig, waardoor hier coprecipitatie geen rol speelt. De adsorptie/coprecipitatie zal mede worden bepaald door de pH, chloride gehalte en het zwevende slib gehalte. Vooral het chloride gehalte heeft voor cadmium en in mindere mate zink een grote invloed op het adsorptiegedrag (Salomons, 1980). Bij chlorideconcentraties $> 3 \%$ vindt slechts een gedeeltelijke readsorptie plaats.

3.1.2 Fysische processen

Ondanks de verschillen in het gedrag van de opgeloste metalen treedt in alle drie estuaria een daling in de gehalten van de metalen in het particulier materiaal en afgezette sediment in zeewaartse richting op. In figuur 4 is als voorbeeld gegeven de afname van de metaalgehalten in zeewaartse richting in het Rijnestuarium. Deze daling is het gevolg van een vermenging van rivier- met zeeslib. De mengverhouding hiervan kan door middel van natuurlijke tracers worden bepaald (Salomons 1978, Salomons et al. 1978, Salomons and Mook 1982). Voor het Schelde-estuarium is gebruik gemaakt van de isotoopsamenstelling van de kalk om de mengverhouding van rivier- met zeeslib vast te stellen voor het zwevende slib. Vervolgens is de mengverhouding (uitgedrukt als percentage marien slib) uitgezet tegen het metaalgehalte in het zwevende slib (figuur 5). De curven laten voor een aantal metalen ook weer een afwijking zien van de theoretische mengcurve. Voor de metalen waar-



Figuur 4. Metaalgehalten in afgezette sedimenten van het Rijn/Maas estuarium (Salomons et al. 1982)

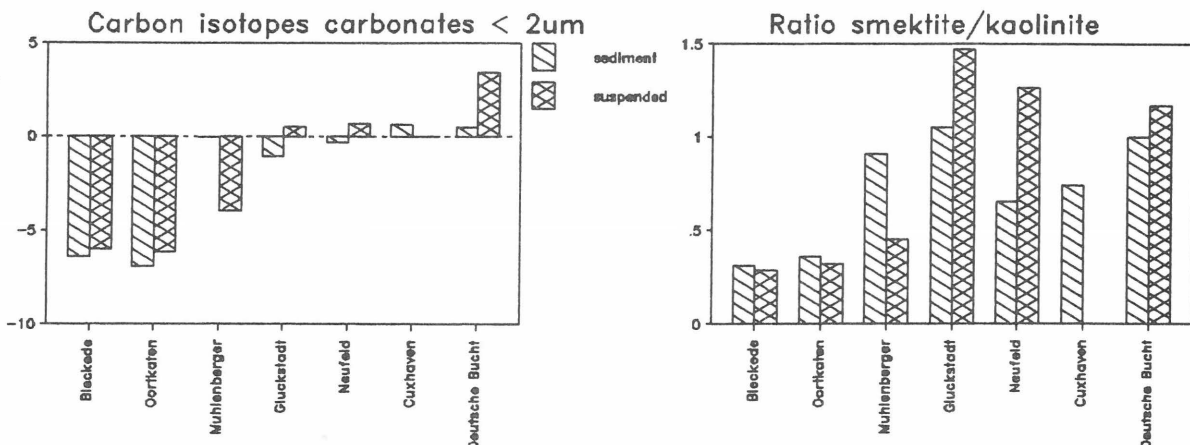


Figuur 5. De vermenging van rivier- met zeeslib in het Schelde-estuarium

voor een mobilisatie werd vastgesteld aan de hand van de opgeloste gehalten (figuur 3) vinden we voor het zwevende slib, zoals verwacht, een negatieve afwijking.

In estuaria langs de West-Europese kust zijn de vermengingsprocessen van gecontamineerd rivierslib met minder gecontamineerd zeeslib de belangrijkste die in de estuaria de metaalgehalten in de sedimenten bepalen. Gesuperponeerd op deze processen treden adsorptie/precipitatie en mobilisatie processen op.

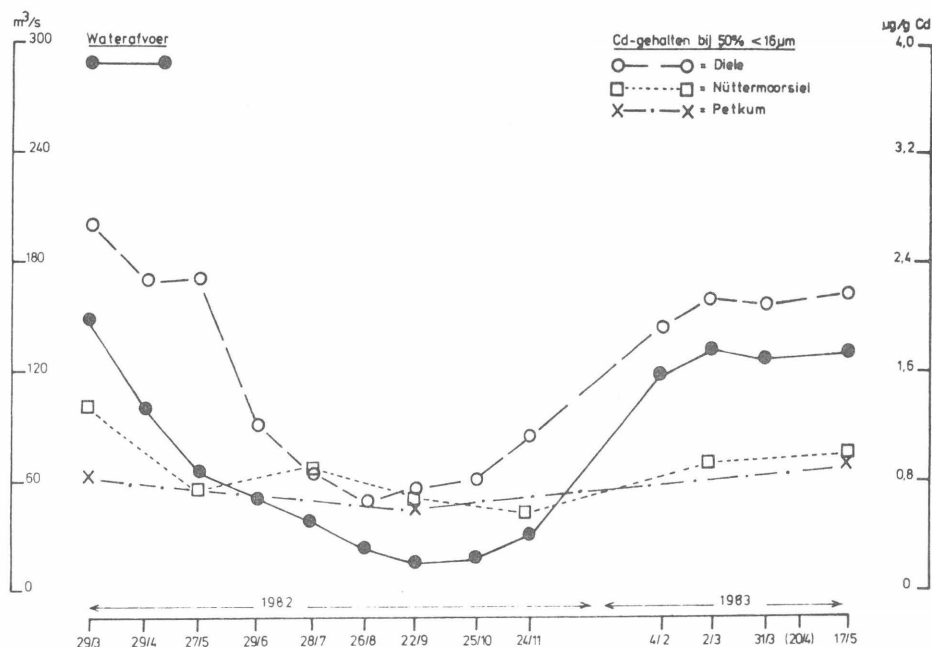
De hierboven genoemde voorbeelden hebben betrekking op het gebruik van de isotopensamenstelling van de kalk als natuurlijke tracer, echter het is ook mogelijk om andere verschillen in samenstelling als tracer te gebruiken. Momenteel vindt een uitvoerig onderzoek in de Elbe plaats om ook hier de mengverhouding te bepalen. Bij dit onderzoek zijn alle drie in aanmerking komende tracers (isotopen, mineralogie en elementsamenstelling) gebruikt. In



Figuur 6. Veranderingen in de samenstelling van slib in het Elbe estuarium.

figuur 6 zijn de resultaten weergegeven van de isotoopsamenstelling van de kalk en de smectiet/kaoliniet verhouding in de fractie $< 2 \mu\text{m}$.

De mengverhouding tussen rivier- en zeeslib op één lokatie is niet constant en hangt ondermeer af van de afvoer van de rivier. Bij geringe afvoeren kan het mariene slib verder het estuarium binnendringen dan bij hoge afvoeren. Bij regenrivieren als de Eems resulteert dit in sterke variaties in metaalgehalten op één lokatie. Als voorbeeld is in figuur 7 voor Cd het resultaat van een uitvoerig onderzoek in het getijdegebied van de Eems weergegeven.



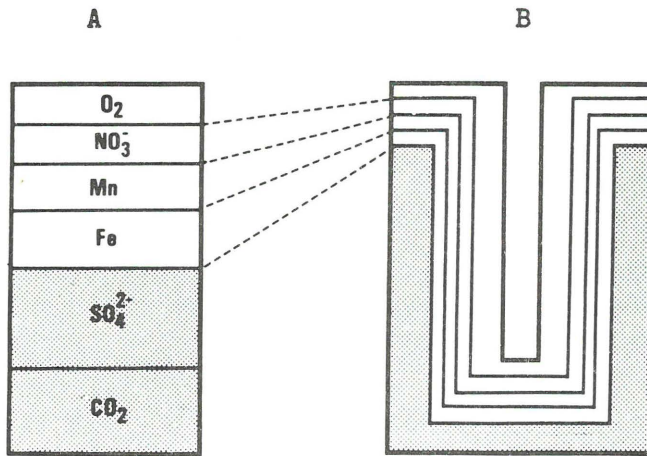
Figuur 7. Variaties in cadmiumgehalten in sediment van de Eems in relatie tot de afvoer.

3.2 Processen na de afzetting

De belangrijkste componenten van het zwevende slib waaraan de contaminanten zijn geadsorbeerd zijn de ijzer- en mangaanhydroxiden en de organische stof. Na de afzetting van het sediment vinden een groot aantal (microbiologisch bepaalde) omzettingen plaats die niet alleen deze drie "hoofddragers" van de contaminanten beïnvloeden en hierdoor hun gedrag, maar ook de contaminanten zelf.

De "motor" van deze processen is de oxidatie van de organische stof. Bij deze microbiologische oxidatie wordt achtereenvolgens zuurstof, nitraat, mangaan, ijzer, en sulfaat gereduceerd. Het eindpunt van de omzettingen in sedimenten is de vorming van methaan (methanogene fase). In figuur 8A is een schematisch overzicht van de opeenvolging van deze processen in een sedimentafzetting weergegeven. Overigens moet wel bedacht worden dat het sediment inhomogeen is en dat wormgangen ook weer deze opeenvolging vertonen (figuur 8B).

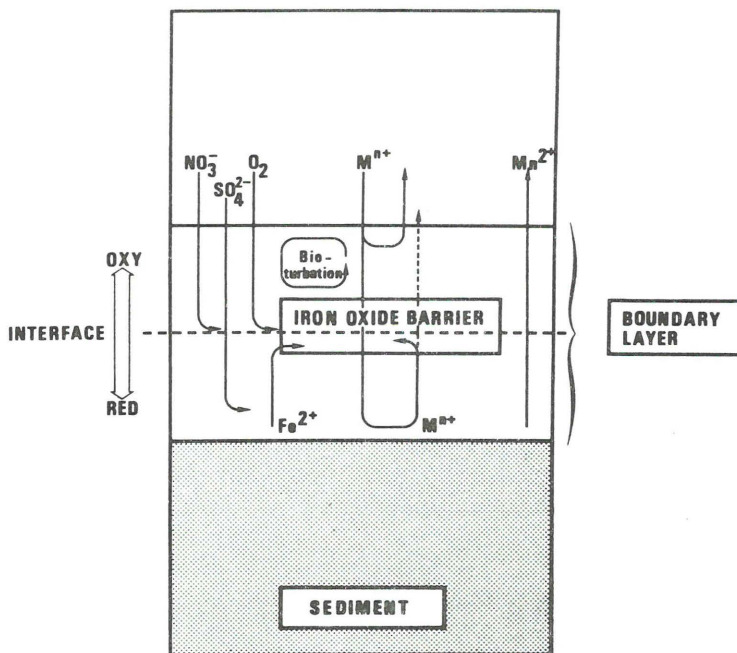
In mariene sedimenten wordt over het algemeen de methanogene fase niet bereikt. In zoetwatersedimenten komt, door de lage sulfaatconcentraties in zoetwater, het sediment snel in de methanogene fase.



Figuur 8. Schematische overzicht van de opeenvolging van microbiële processen in afgezette sedimenten. A. In niet-gestoord sediment. B. In een wormgang. (Naar Aller, 1982)

Voor een eerste beschouwing is een tweedeling van het sediment voldoende (figuur 9):

- de geoxideerde laag
- de gereduceerde laag

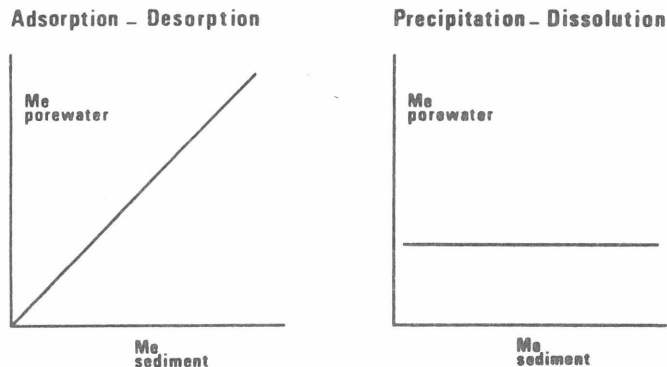


Figuur 9. Schematische indeling van geochemische zones in een sedimentafzetting en de fluxen voor een aantal componenten naar en uit het sediment. (Salomons and Baccini, 1985)

Het oppervlaktewater staat vooral in contact met het sediment via de geoxideerde toplaag terwijl tevens in deze laag veel benthische organismen voorkomen. Het begrijpen en kwantitatief kunnen beschrijven van de processen hierin is hierdoor van uiterst groot belang. De processen in de gereduceerde laag zijn vooral relevant voor de berging van baggerspecie op het land, voor het grondwater als er inzinking in het sedimentpakket plaats vindt en bij oeverfiltratie. Als eerste worden de processen in de gereduceerde laag behandeld, aangezien die het meest eenvoudig zijn en tevens het beste bekend.

De gereduceerde laag:

In het oppervlaktewater zijn de contaminanten in het zwevende slib gebonden aan de organische stof, ijzer- en mangaanhydroxiden en de kleimineralen. In de gereduceerde zone zijn deze hydroxiden niet stabiel: ze worden omgezet tot sulfiden en tot carbonaten afhankelijk van de geochemische omstandigheden. Het netto effect is een reductie van het adsorberend vermogen van het sediment dat nog verder afneemt door de oxidatie van de organische stof. De belangrijkste vraag in dit verband is in hoeverre de contaminanten adsorptief gebonden blijven danwel dat er discrete metaalverbindingen ontstaan. Dit wordt schematisch geïllustreerd in figuur 10.



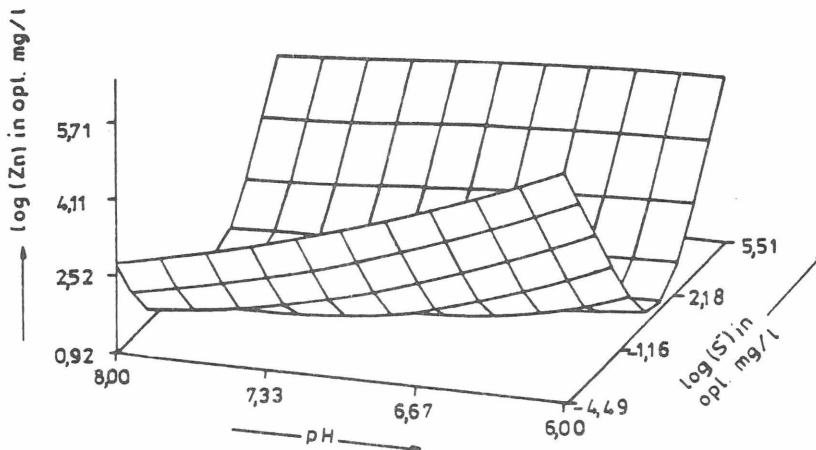
Figuur 10. De concentraties aan contaminanten in het porienwater bij adsorptief gebonden contaminanten en bij contaminanten die discrete verbindingen (hydroxiden, carbonaten, sulfiden etc) vormen in het sediment als functie van het gehalte in het sediment.

Bij adsorptief gebonden contaminanten is er een relatie tussen het gehalte in het sediment en dat in het porienwater. Bij discrete verbindingen is het gehalte in het porienwater onafhankelijk van dat in het sediment. M.a.w. in het laatste geval is de eventuele beïnvloeding van het grondwater onafhankelijk van de vervuilingstoestand van het sediment.

Het aantonen van discrete metaalverbindingen in sedimenten is moeilijk doordat ze fijn verdeeld voorkomen en in lage concentraties. Met microprobe studies is de aanwezigheid van cadmium, koper en zinksulfiden aangetoond (Luther et al., 1980, Lee and Kittrick 1984a,b). Indirecte bewijzen voor het voorkomen van sulfiden onder gereduceerde omstandigheden is verkregen door de waargenomen opgeloste gehalten te vergelijken met berekende gehalten. (Spencer and Brewer, 1971., Spencer et al., 1972., Lu and Chen, 1977., Jacobs and Emerson, 1982., Kremling, 1983., Salomons et al, 1985). Deze onderzoeken geven duidelijke aanwijzingen dat koper, cadmium, zink en waarschijnlijk ook lood als sulfiden in anoxische sulfide houdende sedimenten voorkomen en dus dat hun concentraties in het porienwater niet worden bepaald door de vervuilingstoestand van het sediment. Organische microverontreinigingen vormen geen discrete verbindingen en hun concentraties worden bepaald door adsorptie-desorptie processen. Voor arseen en chroom bestaat nog onduidelijkheid over de processen die hun concentraties in het porienwater reguleren.

Parameters die de concentraties in het porienwater beïnvloeden zijn de pH en complexerende verbindingen. Bisulfide is een sterke complexvormer voor de meeste metalen. Door een verhoging van de sulfide concentratie kan een verhoogde oplosbaarheid van metalen optreden. In figuur 11 is de invloed van

verandering in pH en in de sulfide concentratie op het opgeloste gehalte aan zink in porienwater van gereduceerde sedimenten weergegeven.



Figuur 11. Invloed pH en sulfide concentratie op gehalte aan zink in porienwater van gereduceerde sedimenten.

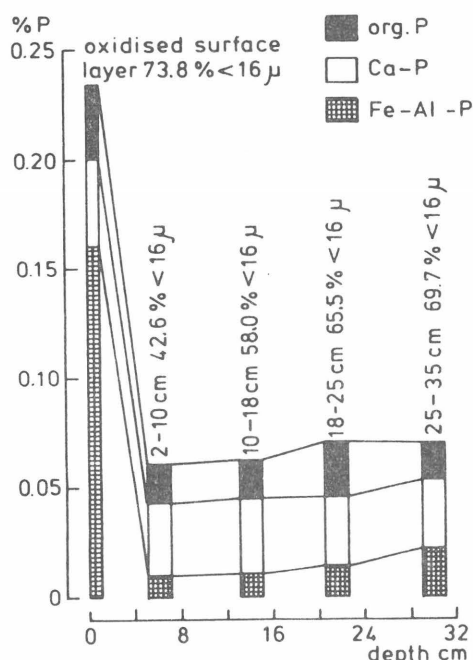
De geoxideerde laag

In deze laag, die vaak grote aantallen bacterien bevat, vindt ook afbraak van organische stof plaats. Door deze afbraak is het opgeloste organische stof gehalte hoger en de pH lager dan in het oppervlaktewater. De dikte van de laag wordt bepaald door de indringingsdiepte van zuurstof vanuit het oppervlaktewater, die op zijn beurt afhangt van de porositeit en de snelheid waarmee de zuurstof wordt verbruikt voor de oxidatie van de organische stof. De lage pH en de hoge gehalten aan opgeloste organisch stof (DOM) zal voor de metalen een verhoogde oplosbaarheid c.q. een verschuiving van het adsorptieevenwicht tot gevolg hebben. De hoge concentraties aan DOM zullen ook voor de organische micro-verontreinigingen een verhoging in hun oplosbaarheid veroorzaken (Boulegue et al., 1982). Doordat de geoxideerde laag dun is en hierdoor experimenteel moeilijk toegankelijk, zijn er weinig gegevens beschikbaar over contaminant concentraties in deze laag. Beschouwingen over de processen in deze laag zijn o.m. gegeven door Hallberg (1978). Onderzoek naar de bindingsvormen van metalen in porienwater zijn uitgevoerd door Elderfield (1981) en door Batley and Giles (1981). Hun resultaten lieten zien dat inderdaad een deel van de metalen door de opgeloste organische stof is gecomplexeerd.

Het resultaat van deze processen is dat er verschillen in contaminantconcentraties ontstaan tussen het oppervlaktewater, de geoxideerde laag en de gereduceerde laag. Afhankelijk van de concentratieverschillen treden fluxen van contaminanten op. Met betrekking tot de metalen is de flux van gereduceerd ijzer en mangaan vanuit de gereduceerde naar de geoxideerde laag van belang (zie figuur 8). Het tweewaardig ijzer en mangaan is niet stabiel in een zuurstofrijke omgeving. Het ijzer en tendele het mangaan slaan neer in de geoxideerde laag. Vers geprecipiteerd ijzer en mangaan kan grote hoeveelheden metaal binden. Deze laag van hydroxiden vormt een "deksel op de pot", waardoor een flux van metalen (en fosfaat) vanuit de gereduceerde laag wordt verminderd of zelfs verhinderd.

Dit effect blijkt duidelijk uit de gehalten en de bindingsvormen van fosfaat

in een sedimentprofiel genomen in de Dollard (figuur 12). In de bovenste toplaag worden tot 3 keer hogere fosfaatgehalten gevonden. De bindingsvormen van fosfaat geven aan dat deze accumulatie het gevolg is van een coprecipitatie met ijzer.



Figuur 12. Profiel van fosfaat in de Dollard. (Salomons and Gerritse, 1981)

Veranderingen in de samenstelling van het oppervlaktewater verstoren het evenwicht sediment-water. Belangrijk in dit verband zijn lozingen van complexerende stoffen als NTA en chloride maar daarnaast ook in niet-gebufferde systemen de zure regen (Salomons et al. 1985).

Gecomplliceerder zijn nog de processen die in de geoxideerde zone van het sediment en de geoxideerde laag zoals die aanwezig is in wormgangen en rond de wortels van planten. Kennis over de processen in deze geoxideerde zone is vrijwel afwezig terwijl kennis hierover noodzakelijk is om accumulatie van contaminanten door benthische organismen en de opname van contaminanten door planten te kunnen voorspellen.

Fysische processen als opwerveling van sedimenten (of de dumping van baggerspecie) kunnen eveneens aanleiding geven tot een mobilisatie. De oorzaak hiervoor is de ontleding van de sulfiden en een niet volledige readsorptie aan het sediment (Salomons et al. 1985, zie ook paragraaf 3.1.1).

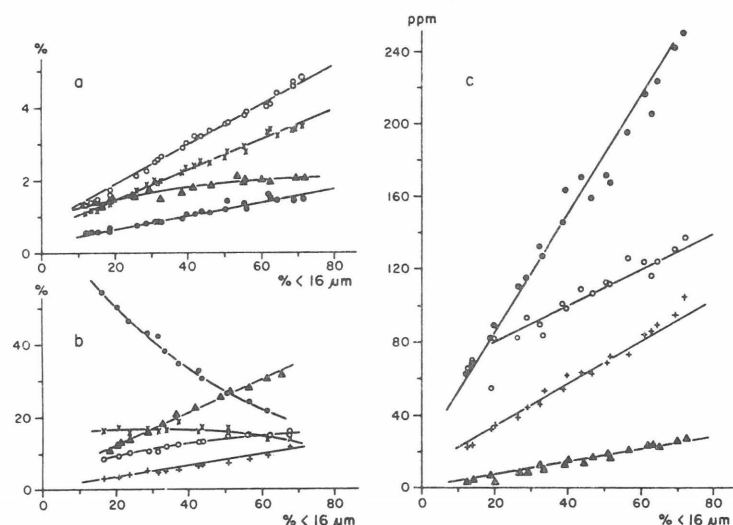
4 Regionale verdeling in gehalten aan contaminanten in estuariene sedimenten

4.1 Gehalten aan contaminanten in sedimenten

Binnen één sedimentatiegebied blijken de gehalten aan metalen en andere contaminanten van nature te variëren met de korrelgroottesamenstelling van het sediment. In de grovere zandige monsters worden lage gehalten aangetroffen; in de fijnere klei- en organische stofrijke monsters zijn de gehalten

relatief hoog. Vanwege deze verschillen moet, om de resultaten van analyses van monsters van verschillende lokaties vergelijkbaar te maken, voor deze korrelgroottevariatiaties worden gecorrigeerd.

Door Förstner en Salomons (1980), Salomons en Förstner (1984) en de Groot et al. (1981) zijn deze verschillende methoden geïnventariseerd. Voor zware metalen wordt in Nederland meestal gebruik gemaakt van de correlatie tussen het metaalgehalte in het monster en het gehalte aan deeltjes kleiner dan 16 μm . Een voorbeeld van een dergelijke correlatie is weergegeven in figuur 13. Overigens correleert ook de mineralogische samenstelling van het sediment met deze parameter. Om gebieden onderling te vergelijken wordt het gehalte aan metalen bij 50 % < 16 μm uit deze curve bepaald aan de hand van een regressievergelijking.



Figuur 13. Verband tussen de gehalten aan metalen en mineralen in sediment en het % < 16 μm . a. o Al, x Fe, ● P, ▲ K b. ● kwarts, x veldspaat, + organische stof, ▲ klei c. ● Zn, o Cr, + Pb, ▲ Cu

Deze correlatie met de deeltjesgrootte van het sediment doet geen uitspraak over de bindingsvormen van de metalen in het sediment. Om de bindingsvormen van de metalen in sedimenten te bepalen zijn een aantal "selectieve" extractiemethoden ontwikkeld (voor een overzicht zie Salomons and Forstner, 1984). Hierbij wordt vaak een onderscheid gemaakt tussen metalen in:

- uitwisselbare vorm
- geassocieerd met ijzer en mangaan hydroxiden
- geassocieerd met de organische stof
- vastgelegd in de kristalroosters van de mineralen

De organische micro-verontreinigingen zijn gebonden aan een sedimentfractie: de organische stof. Aangezien het organische stof gehalte ook bepaald wordt door de korrelgrootte verdeling vinden we ook voor PCB's, PAH's etc. variaties in gehalten binnen een sedimentatiegebied. Bij de organische micro-verontreinigingen wordt meestal gebruik gemaakt van de verhouding organische micro/organisch C-gehalte om voor korrelgrootte-effecten te corrigeren.

De gehalten in de diverse tabellen en die in de overzichtfiguren zijn gebaseerd op bovenstaande methoden om voor korrelgrootteverschillen te corrigeren. Andere methoden die zijn ontwikkeld berusten op metaal/Al verhoudingen in het sediment en op het afscheiden van sedimentfracties. Binnen ICES wordt

momenteel de afscheiding van de fractie < 63 µm gepropageerd om internationaal tot vergelijkbare resultaten te komen.

4.2 Metaalgehalten in sedimentatiegebieden langs de Nederlandse kust

Zeer veel gegevens zijn bekend over de samenstelling van de sedimenten in diverse kleine en grote sedimentatiegebieden van Zeeland tot aan de Dollard. Enkele resultaten zijn weergegeven in tabel 2, welke betrekking heeft op monsters verzameld tussen 1978 en 1980.

GEBIED	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg	As
Vlaamse Banken 1978	157	17	102	22	62	0.7	0.47	22.0
Baalhoek 1979	366	58	160	36	116	6.3	1.55	56.4
Perkpolder 1979	277	36	124	28.8	74	3.9	0.89	29.1
Breskens 1979	165	26	100	23.5	40	1.4	0.50	19.0
Oosterschelde 1975	160	23	90	23	55	0.9	----	----
Europoort 1979	308	38	148	26.5	80	3.7	0.90	18.0
Balgzand 1980	256	29	103	28.6	90	1.8	0.67	19.5
Noorderleeg 1980	209	24	128	27.1	81	1.4	0.74	25.6
Julianapolder 1980	167	23	117	24.9	69	0.9	0.55	22.9
Dollard 1980	143	18	96	27.3	44	0.5	0.57	19.0
Ost-Friesland 1980	134	18	96	27.0	51	0.5	0.37	20.0
Jade boezem 1980	131	17	93	28.2	46	0.5	0.37	18.0

Tabel 2. Gehalten in mariene afzettingen langs de Nederlandse kust. Alle gehalten in µg/g bij 50 % < 16 µm.

De gehalten in de Westerschelde (Baalhoek, Perkpolder en Breskens) liggen hoger dan de gehalten nabij de Vlaamse Banken. Echter, de gehalten in de Oosterschelde liggen vrijwel op eenzelfde niveau met die ter hoogte van de Vlaamse Banken. Deze gehalten zijn waarschijnlijk karakteristiek voor materiaal dat vanuit het zuiden langs de kust wordt getransporteerd. De gehalten in de Europoort zijn hoger dan in materiaal vanuit het zuiden en laten duidelijk de invloed van de Rijn zien, die ongeveer voor 10 % bijdraagt tot de metaalgehalten in de sedimenten die in het Europoortgebied tot bezinking komen.

De invloed van de grote rivieren blijkt ook duidelijk uit de samenstelling van het slib dat in het Westelijk deel van de Waddenzee tot bezinking komt. De gehalten hiervan zijn voor een groot aantal metalen verhoogd t.o.v. die in het sediment van de Dollard en die van het materiaal uit het zuiden. De gehalten in de Dollard zijn even hoog of lager dan die in het zuidelijke materiaal. Tijdens transport langs de kust vindt in toenemende mate een bijmenging van minder gecontamineerd materiaal van het Noordelijk deel van de Noordzee plaats. Deze afname zet zich voort in het Duitse deel van de Waddenzee. In de Jade boezem worden de laagste gehalten aan zware metalen aangetroffen.

4.3 Tijdsafhankelijke trends in de gehalten aan contaminanten

De tijdsvariatie in de vervuiling van de Noordzee ligt voor een deel vastgelegd in de sedimenten. Informatie hierover is bekend via:

- sedimentmonsters in het verleden genomen en recentelijk geanalyseerd op

zware metalen (in hoofdzaak archieven van IB)

- metaal- en andere contaminantgehalten : variatie langs boorkernen
- monitoring van de contaminanten in rivieren en in de lucht (in hoofdzaak de laatste 10-15 jaar).

In de tabellen 3 en 4 is een overzicht opgenomen van de gehalten aan metalen in sedimentatiegebieden langs de kust. De gehalten aan metalen in de sedimenten van Friesland en Groningen stijgen voor vrijwel alle metalen over de periode van 1959 tot 1970. Een uitzondering hierop is het arseen- en het kopergehalte in Groningen, welke dalen. Over de periode van 1970 tot 1981 dalen de gehalten aan zink, koper, chroom en vooral kwik, de gehalten aan cadmium daarentegen stijgen (Friesland), terwijl ook de gehalten aan arseen naar iets hogere waarden tenderen.

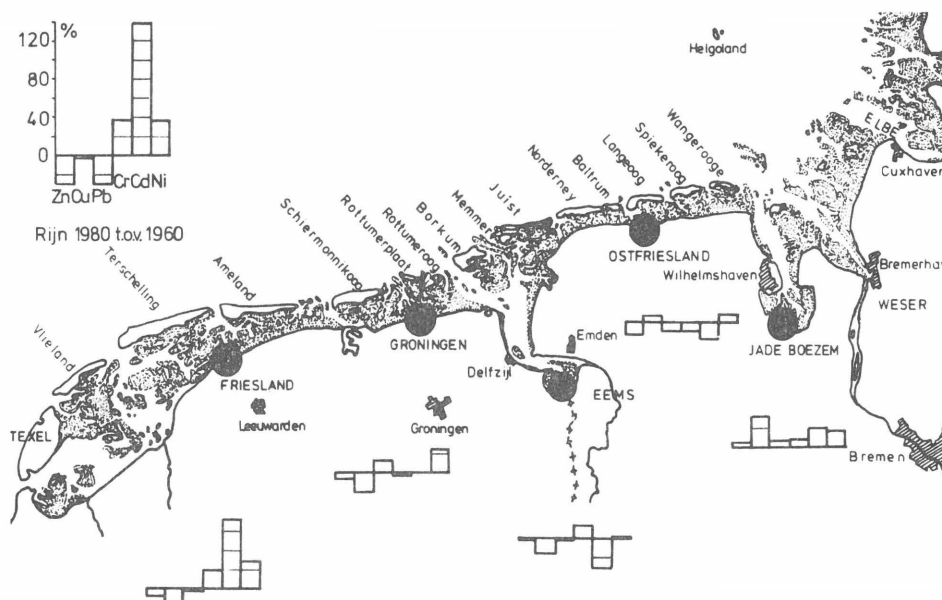
metaal	gebied	1960	1974/1975	1978/1979	1983/1984
ZINK	Vlaamse Banken	193	--	157	130
	Mond Westerschelde	--	175	165	162
	Mond Oosterschelde	--	166	--	131
KOPER	Vlaamse Banken	25	--	17	16
	Mond Westerschelde	--	30	26	24
	Mond Oosterschelde	--	23	--	18
CHROOM	Vlaamse Banken	91	--	102	102
	Mond Westerschelde	--	97	100	90
	Mond Oosterschelde	--	93	--	98
LOOD	Vlaamse Banken	75	--	62	46
	Mond Westerschelde	--	62	40	51
	Mond Oosterschelde	--	65	--	51
CADMIUM	Vlaamse Banken	0.7	--	0.7	0.7
	Mond Westerschelde	--	1.1	1.4	1.5
	Mond Oosterschelde	--	0.8	--	0.7
NIKKEL	Vlaamse Banken	19	--	22	21
	Mond Westerschelde	--	24	26	26
	Mond Oosterschelde	--	23	--	21
KWIK	Vlaamse Banken	0.85	--	0.47	0.31
	Mond Westerschelde	--	0.67	0.50	0.44
	Mond Oosterschelde	--	--	--	0.37
ARSEEN	Vlaamse Banken	19	--	22	15
	Mond Westerschelde	--	17	19	21
	Mond Oosterschelde	--	--	--	25

Tabel 3. Gehalten aan metalen (in µg/g bij 50 % <16 µm) in sedimenten van het Zuid-Westelijk deltagebied over de periode van 1960 t/m 1984

In figuur 14 zijn de trends in de metaalgehalten tussen 1960 en 1980 vergeleken met die in de Rijn. Hieruit blijkt dat de sedimenten die aan de Friese kust tot afzetting komen de trends in de Rijn weerspiegelen, een duidelijke toename voor cadmium en iets minder voor chroom en nikkel, terwijl de gehalten voor zink, koper en lood (en ook die voor kwik, zie tabel 4) naar lagere waarden tenderen. Voor de andere gebieden is geen sprake van een duidelijke weerspiegeling van de gehalten in de Rijn. Wel zijn over de periode van 1960-1980 de gehalten aan cadmium in Groningen toegenomen van 0.6 tot 0.8 µg/g, echter over de periode van 1970-1981 is er sprake van een constant niveau. In de Dollard zijn de gehalten aan cadmium zelfs afgenomen.

metaal	lokatie	+/-1959	1970	1975	1981
ZINK	Noord-Friesland	234	247	---	219
	Noord-Groningen	176	182	159	160
	Dollard	147	---	135	143
KOPER	Noord-Friesland	29	32	--	25
	Noord-Groningen	25	17	22	20
	Dollard	24	--	19	18
LOOD	Noord-Friesland	80	86	--	77
	Noord-Groningen	65	68	67	58
	Dollard	47	--	45	44
CADMIUM	Noord-Friesland	0.8	0.9	--	1.4
	Noord-Groningen	0.6	0.9	0.9	0.8
	Dollard	0.7	--	0.5	0.5
NIKKEL	Noord-Friesland	21.9	29.4	--	28.8
	Noord-Groningen	21.0	22.5	25.4	28.1
	Dollard	27.4	--	27.1	27.3
KWIK	Noord-Friesland	0.74	1.04	--	0.66
	Noord-Groningen	0.52	0.62	0.62	0.48
	Dollard	--	--	0.85	0.57
ARSEEN	Noord-Friesland	24.2	22.6	--	27.0
	Noord-Groningen	20.8	19.4	--	25.2
	Dollard	--	--	--	19.0

Tabel 4. Metaalgehalten (in µg/g bij 50 % < 16 µm) in sedimenten van de Waddenzee over de periode van 1959 t/m 1981



Figuur 14. Trends in de metaalgehalten in de Waddenzee vergeleken met die in de Rijn (Salomons en Eysink 1983)

Gegevens over niet gecontamineerde Waddenzee sedimenten zijn beschikbaar d.m.v. bemonsteringen die het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB) in 1921 in de Dollard uitvoerde (t.b.v. de inpoldering van de Carel Coenraad Polder). Deze monsters zijn bewaard gebleven in de monsterarchieven van het

IB en zijn samen met monsters uit onder andere ingepolderde stukken uit de Biesbosch gebruikt om een voorlopige baseline voor de metaalgehalten in de mariene sedimenten op te stellen (Waterloopkundig Laboratorium 1981).

Deze baseline is weergegeven in tabel 5. Ter illustratie zijn tevens gegevens over gehalten aan metalen in niet gecontamineerde sedimenten van andere lokaties opgenomen.

BASE LINE	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd
	ug/g					
Nederlandse Sedimenten	68	13	72	29	21	0.25
Noord-Duitse sedimenten	117	18	67	24	35	0.5
Fossiel Rijn-sediment	115	51	47	46	30	0.3
Shales	95	45	90	68	20	0.8
Gemiddelde bodems	59.8	25.8	84	33.7	29.2	0.62

Tabel 5. Base-line gegevens voor de gehalten aan zware metalen in sedimenten en verwante afzettingen (Waterloopkundig Laboratorium R1703).

De voorlopige base line voor de Nederlandse sedimenten (gehalten bij 50 % < 16 µm) is qua orde van grootte vergelijkbaar met die voor de bodems en voor de Noord-Duitse sedimenten. Verschillen zijn met name de hogere waarden voor zink, lood en cadmium voor de Noord-Duitse sedimenten. Het lijkt niet onaanvaardbaar, aangezien deze drie elementen sterk antropogeen zijn beïnvloed, dat de monsterselectie waarop deze base-line is gebaseerd, toch enigszins gecontamineerde monsters omvatte. Vergeleken met de bodems vallen de hogere gehalten aan koper in de laatste op, terwijl voor de andere elementen de gehalten vrijwel identiek zijn.

In figuur 15 zijn de gehalten in de sedimenten van de Waddenzee in 1980/1981 vergeleken met de base-line. In het westelijk deel van de Waddenzee zijn vooral de cadmiumgehalten verhoogd (meer dan 5 X).

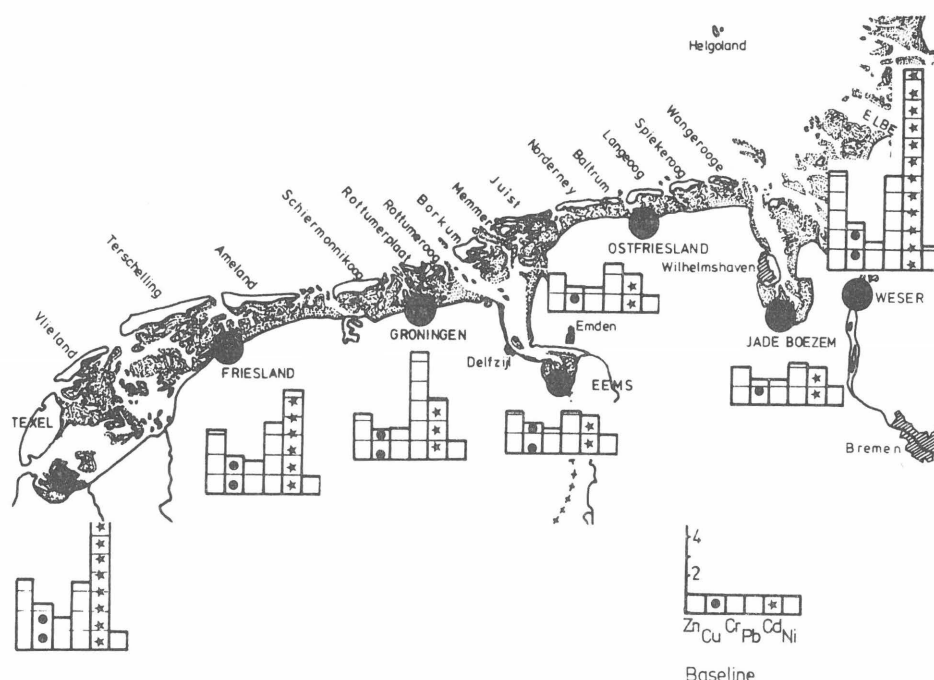
In het gebied ten oosten van de Groninger Waddenkust zijn de gehalten voor de metalen slechts tot een factor twee verhoogd, hieruit blijkt ook weer de afnemende invloed van de Rijn/Maas op deze gebieden. Opvallend is dat in deze gebieden niet meer cadmium het element is met de grootste toename, maar lood. Twee verklaringen kunnen hiervoor worden gegeven:

- cadmium is onderhevig aan desorptie processen tijdens sedimentatie; met name afwisselende sedimentatie en erosie kan net als bij baggerspecie aanleiding geven tot een afgifte van dit metaal aan het omringende water.
- lood is niet in hoofdzaak afkomstig van de rivieren, maar voor dit element is de atmosfeer voor het oostelijk Waddengebied relatief een belangrijke bron.

Overigens behoeven beide verklaringen elkaar niet uit te sluiten.

5. Balansberekeningen voor estuariene gebieden

De resultaten voor de verschillende estuaria laten de complexiteit van de processen zien en tevens dat de estuaria onderling sterk kunnen verschillen in de intensiteit (niet in de aard) van de processen (paragraaf 3.1.1). In estuaria treedt een bezinking van het zwevende slib op, al dan niet verrijkt



Figuur 15. Metaalgehalten in sedimenten van de Waddenzee vergeleken met die in niet-vervuilde sedimenten.

of verarmd aan contaminanten t.g.v. de geochemische processen. Dit roept de vraag op in hoeverre estuaria een efficiënte "trap" voor contaminanten zijn danwel dat de aan het slib gebonden contaminanten toch door het estuarium naar de zee worden getransporteerd.

Balansen van de mate van retentie van contaminanten in estuaria zijn nog schaars (Salomons and Förstner, 1984). Metaalbalansen zijn beschikbaar voor de Gironde, de Schelde en voor de Rijn, terwijl recentelijk op wereldschaal een balans is gemaakt voor de retentie van metalen in estuaria en kustgebieden. Als voorbeeld is in tabel 6 een balans voor het Schelde-estuarium weergegeven. Hierbij is alleen rekening gehouden met de aanvoer van slib door de Schelde en niet met aanvoer van slib vanuit zee.

	Aanvoer ton/jaar	Afvoer naar de Noordzee ton/jaar	Afvoer in % van de aanvoer
Zn	1271	220	17
Cu	311	46	15
Pb	353	69	20
Cd	48	6	13
Ni	128	85	66

Tabel 6. Balans voor de Schelde op basis van een onderzoek naar de gehalten in het zwevende slib en in oplossing in 1980 (Kerdijk en Salomons 1982).

De resultaten van de balans in tabel 6 zijn gebaseerd op één monstercampagne, uitgevoerd in 1980 en geëxtrapoleerd naar jaarbasis. De resultaten hebben een hierdoor niet meer dan indicatieve waarde, maar laten zien, dat in het Schelde-estuarium een belangrijke retentie van metalen optreedt.

De bronnen die bijdragen tot een toevoer aan metalen naar de Waddenzee zijn:

- de Noordzee (waaronder begrepen de rivieren Schelde, Rijn en Maas (via de stroom langs de kust) en de baggerspeciëstortingen vanuit de havens van Rotterdam, Scheveningen en IJmuiden)
- de uitwateringssluizen in de Afsluitdijk
- de rivier de Eems
- de atmosferische input aan metalen

Het is mogelijk om een globale schatting te maken van de relatieve bijdrage van een aantal van deze bronnen. De onderzoeken in de Eems hebben laten zien (Salomons and Mook, 1977) dat de invloed hiervan op de samenstelling van de sedimenten in de Dollard niet aantoonbaar is. Voor deze grove balans kan de Eems dan ook buiten beschouwing worden gelaten.

De atmosferische input kan geschat worden uit analysecijfers van regenwater (Salomons 1983). De input vanuit het IJsselmeer is bekend uit gegevens van het ZMAS-onderzoek (IB, WL, TNO 1984). De bijdrage van de Noordzee kan indirect worden geschat via de slibbalans.

De totale accumulatie aan slib in de Waddenzee bedraagt 3 Mton/ jaar (hoge schatting) dan wel 1 Mton (lage schatting). Indien vervolgens wordt aangenomen dat het Noordzee-materiaal een samenstelling heeft die overeenkomt met het gemiddelde van het zwevende slib verzameld in het Marsdiep en ter hoogte van Borkum, dan kan berekend worden welke hoeveelheden metalen via de Noordzee het Waddengebied bereiken. In tabel 7 wordt een overzicht gegeven van deze globale schattingen.

METAAL	INPUT VIA				TOTAAL	
	Noordzee		Atmosfeer	IJssel-	hoog	laag
	hoog	laag		meer		
Zink	738	246	273	229	1240	748
Koper	84	28	25	41	150	94
Chroom	369	123	3.1	47	419	173
Cadmium	4.5	1.5	1.5	2.3	8.3	5.3
Nikkel	84	28	10	73	167	111
Lood	240	80	32	38	310	150
Arseen	66	22	2.1	18	86	42
Kwik	2.1	0.7	0.2	0.35	2.65	1.25

Tabel 7. Globale schatting van de input aan metalen (opgelost en gesuspendeerd) in de Waddenzee.

De input aan metalen in tabel 7 heeft betrekking op de totale input. Een gedeelte van de input in opgeloste vorm (atmosfeer en IJsselmeer) zal via de eb-vloed beweging het Waddengebied weer verlaten, terwijl een ander deel waarschijnlijk aan de sedimenten adsorbeert. Daarnaast kan via de processen in de Waddenzee zelf het afgezette sediment een deel van zijn metalen verliezen (zie paragraaf 3.3.3) Voor het Nederlands deel van het continentale plat is de Waddenzee het belangrijkste accumulatiegebied. Voor de Noordzee als geheel zijn er andere belangrijke accumulatiegebieden, waar de contaminanten die langs de Nederlandse kust worden getransporteerd kunnen accumuleren.

Door Yeats and Bowers (1982) is een schatting gemaakt van de retentie van metalen in estuaria en kustgebieden op wereldschaal (Tabel 8).

Retentie in % van de rivieraanvoer	
IJzer	99.8
Mangaan	69
Cobalt	79
Nikkel	92
Koper	66
Zink	54
Cadmium	69

Tabel 8. Retentie van metalen in estuaria en kustgebieden op wereldschaal (Yeats and Bowers, 1982).

Deze resultaten laten zien dat een groot deel van de metalen die door rivieren in de richting van de oceaan worden getransporteerd in de estuaria en op het continentale plat accumuleren. Ook voor een gebied als de Noordzee en zijn estuariene gebieden mag worden aangenomen dat een aanzienlijk deel van de metalen permanent in het systeem accumuleert.

6. Referenties

Aller R.C. (1982) The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediments and overlying waters. In: P.L. McCall and M.J.S. Tevesz (Eds). Animal-sediment relations. Plenum Press, New York and London.

Batley G.E. and M.S. Giles (1980) A solvent displacement technique for the separation of sediment interstitial waters. In: R.A. Baker (Ed) Contaminants and Sediments. Ann Arbor Sci. Publ. 2: 101-117.

Boulegue J., Lord C.J., and T.M. Church (1982) Sulfur speciation and associated trace metals (Fe, Cu) in the pore waters of Great Marsh Delaware. Geochim. Cosmochim. Acta. 46: 453-464.

Duinker J.C. and R.F. Nolting (1977) Dissolved and particulate trace metals in the Rhine estuary and the Southern Bight. Mar. Poll. Bull. 8: 65-71.

Elderfield, H. (1981) Metal-organic associations in interstitial waters of Narraganset Bay sediments. Am. J. Sci. 281: 1184-1196.

Forstner, U. and W. Salomons (1980) Trace metal analysis on polluted sediments. Part II Assessment of sources and intensities. Env. Technol. Lett. 1: 506-517.

Groot, A.J. de, K.H. Zschuppe and W. Salomons (1982) Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments. In: Sediment/freshwater interactions (Ed. P.G. Sly). Junk Publishers: 689-696.

Hallberg R.O (1978) Metal-organic interactions at the redox-cline. In: Krumbein W.E. (Ed) Environ. Geochem. Geomicrobiol. Ann. Arbor Science Publ. 3: 947-954.

IB, WL en TNO (1984) Zware metalen in aquatische systemen. Geochemisch en biologisch onderzoek in Rijn en Maas en de dardoor gevoede bekkens. Bijlage 1: Geochemische inventarisatie.

Jacobs L., and S. Emerson (1982) Trace metals solubility in an anoxic fjord. *Earth Planet. Sci. Lett.* 60: 237-252.

Kerdijk, H.N. en W. Salomons (1982) Inventarisatie en geochemisch gedrag van zware metalen in de Schelde en Westerschelde. Verslag M1640/M1736 Waterloorkundig Laboratorium.

Kremling K. (1983) The behavior of Zn, Cd, Cu, Ni, Co, Fe and Mn in anoxic Baltic waters. *Mar. Chem.* 13: 87-108.

Lee F.Y., and J.A. Kittrick (1984a) Elements associated with the cadmium phase in a harbor sediment as determined with the electron beam microprobe. *J. Environ. Qual.* 13: 337-340

Lee F.Y., and J.A. Kittrick (1984b) Electron microprobe analysis of elements associated with zinc and copper in an oxidizing and an anaerobic soil environment. *J. Environ. Qual.* 48: 548-554

Lu J.C.S. and K.Y. Chen (1977) Migration of trace metals in interfaces of seawater and polluted surficial sediments. *Env. Sci. Technol.* 11:174-181.
Luther G.W., A.L. Meyerson., J.J. Krajewski and R. Hires (1980) Metal sulfides in estuarine sediments. *J. Sediment. Petrol.* 50: 1117-1120.

Salomons W., and W.G. Mook (1977) Trace metals concentrations in estuarine sediments: mobilization, mixing or precipitation. *Neth. J. Sea. Res.* 11:199-209.

Salomons, W. (1978) De toepassing van de multielementen analyse voor het bepalen van de herkomst van slib in de Noordzee. Verslag R1036 Waterloorkundig Laboratorium.

Salomons W., M. de Bruin., R.P.W. Duin and W.G. Mook (1978) Mixing of marine and fluvial sediments in estuaries. 16th Coastal Engineering Conference, Hamburg, Western Germany.

Salomons W., and A.J. de Groot (1978) Pollution history of trace metals in sediments, as affected by the Rhine river. In: Krumbein W.E. (Ed) *Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology*. Ann Arbor Sci. Publ. 1: 149-162.

Salomons W. (1980) Adsorption processes and hydrodynamic conditions in estuaries. *Environ. Technol. Lett.* 1: 356-365.

Salomons W. and R.A. Gerritse (1981) Some observations on the occurrence of phosphorus in sediments from western Europe. *Sci. Total Env.* 17: 34-49.

Salomons W., and W. G. Mook (1981) Biochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments (IJsselmeer, the Netherlands). *Sci. Total. Env.* 16: 216-229

Salomons W., and W. Eysink (1981) Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the Southern North Sea. *Proc. Holocene Mar. Sedim.*

North Sea. Blackwell Science Publishers 429-450.

Salomons W., H.N. Kerdiijk, W. van Driel and R. Boxma (1982) Help! Holland is plated by the river Rhine. In: Effects of waste disposal on groundwater and surface water (Proceedings of the Exeter Symposium). IAHS Publ.no. 139.

Salomons W. and W.G. Mook (1982) Natural tracers for sediment transport studies. Delft Hydraulics Laboratory Publication 271, 52pp.

Salomons W. (1983) Trace metals cycling in a polluted lake (IJsselmeer, the Netherlands). Report to the EEC, Contract no. 199-77-1 ENV N. Delft Hydraulics Laboratory Report S 357.

Salomons W. and W. Eysink (1983) Zware metalen in de Waddenzee. Verslag M1839 Waterloopkundig Laboratorium.

Salomons W. and U. Foerstner (1984) Metals in the Hydrocycle. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 349 pp

Salomons W., and P. Baccini (1985) Chemical speciation and metal transport in lakes. In: "The importance of chemical speciation in environmental processes" Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. New York. In press.

Salomons W., N.M. de Rooy, H. Kerdiijk and J. Bril (1985) Sediments as a source for contaminants ? IAEA Workshop on "Role of sediments in the transport and accumulation of radionuclides in waterways" Budapest, Hungary, May 1984.

Spencer D.W., and P.G. Brewer (1971) Vertical advection diffusion and redox potentials as controls on the distribution of manganese and other trace metals dissolved in water of the Black Sea. J. Geophys. Res. 76: 5877-5892.

Spencer D.W., P.G. Brewer and P.L. Sachs (1972) Aspects of the distribution and trace elements composition of suspended matter in the Black Sea. Geochim. Cosmochim. Acta 36: 71-86.

Waterloopkundig Laboratorium (1981) Voorlopige base-line voor Cd, Zn, Ni, Pb, Cu en Cr in Nederlandse sedimenten. Verslag R1703.

Yeats P.A. and J.M. Bowers (1982) Antrapogenic influences on trace metal distribution in the North Atlantic.