

VERDIEPING IN DE WESTERSCHELDE

Onderzoek naar de mogelijke effecten van ingrepen
in de Westerschelde, ten behoeve van een grotere
diepgang in de vaargeul en natuurontwikkeling
in de Westerschelde.

**BOND BETER LEEFMILIEU-
VLAANDEREN v.z.w.**

Luxemburgstraat 20 1040 Brussel
Tel. 02/514.05.00
BTW: 416-114-756
Rekening nr.001-1475409-18

06011902



**VERDIEPING IN DE
WESTERSCHELDE**

Onderzoek naar de mogelijke effecten van ingrepen
in de Westerschelde, ten behoeve van een grotere
diepgang in de vaargeul en natuurontwikkeling
in de Westerschelde.

Projektgroep Westerschelde

Erik Bogaard
Eric de Deckere
Lidewij van Katwijk
Arjen Koomen
Erik Speijers

Landbouwniversiteit Wageningen, november 1990.

Bureau Projektonderwijs
Vakgroep Natuurbeheer, sectie Aquatische oecologie
Vakgroep Natuurbeheer, sectie Waterkwaliteitsbeheer
Vakgroep Ruimtelijke planvorming
Vakgroep Sociologie van de westerse gebieden

Voorwoord

Het voor U liggende verslag is het resultaat van een half jaar samenwerking in een projektgroep. Het eindprodukt is te karakteriseren als "meer dan de som der delen". De bijdragen van ieder projektgroeplid hebben door de gezamenlijke ideeën en standpunten geleid tot het hier voor U liggende verslag. Door dit projekt zijn onze vooroordelen ten aanzien van projektonderwijs bevestigd, projektonderwijs is feest. We kunnen iedereen daarom een projekt aanraden en hebben geen moment spijt van onze duik in de (verdieping van de) Westerschelde.

En zoals Abraracourcix al zei (vrij vertaald):

"Vrienden, wij zijn sprakeloos,
bij het zien van dit verslag.
Toch nog een enkel woord,
want wij weten hoe het hoort."
(Gosciny en Uderzo, 1970)

Wij bedanken de mensen die behulpzaam zijn geweest bij de totstandkoming van dit verslag, waarvan wij hier alleen onze begeleiders Gerard Blom, Nico v/d Brink, Rob Jongman, Gert Spaargaren, Wim Wolff en Ad Langerak van Rijkswaterstaat, dienst getijdewateren, willen noemen.

Wij wensen U veel plezier,

Projektgroep Westerschelde

Erik Speijers
Arjen Koomen
Lidewij van Katwijk
Eric de Deckere
Erik Bogaard

Het optimisme waarin rivieren en zeeën worden verontreinigd, zou kunnen betekenen, dat wij die dit achteloos accepteren uitgaan van een platte aarde, waarbij alles ver op zee van de rand valt en in het niet verdwijnt.

Samenvatting

De vaargeul in de Westerschelde is de enige uitgang van de haven van Antwerpen naar zee. Het op diepte houden van de vaargeul voor een goede bereikbaarheid van deze haven brengt veel onderhoudsbaggerwerk met zich mee. De hoeveelheid baggerwerk zou bij een verdere verdieping van de vaargeul, waarvoor het verdiepingsplan 48'/43' is ontwikkeld, vooral in het oostelijk deel verder toenemen.

Rijkswaterstaat wil deze verdieping combineren met een vermindering van de hoeveelheid onderhoudsbaggerwerk en een ecologische opwaardering van het in het oostelijk gedeelte gelegen platengebied. De projectgroep OOST-WEST, samengesteld uit instanties die betrokken zijn bij de problematiek van de Westerschelde, heeft ideeën ontwikkeld met als doel de scheepvaartweg naar Antwerpen te verbeteren en de natuurwaarde van het gebied te vergroten.

Enkele van de scenario's, die gebaseerd zijn op deze ideeën gaan uit van het door middel van dammen onttrekken van gedeelten van het oostelijk deel van de Westerschelde aan het stromingsprofiel. Hierdoor stroomt meer water door de vaargeul, waardoor de stroomsnelheid vergroot wordt, zodat de vaargeul zichzelf beter op diepte zal houden. De hoeveelheid baggerwerk vermindert daardoor. Hiernaast zal natuurontwikkeling achter de aangelegde dammen mogelijk worden. Andere scenario's gaan uit van het vergroten van de komberging of het verleggen van de vaargeul.

Het doel van dit onderzoek is het krijgen van inzicht in veranderingen in het voorkomen van bodemfauna in het oostelijk deel van de Westerschelde bij uitvoering van de verschillende plannen. Het onderzoek is opgesplitst in drie delen.

Het eerste deel van dit onderzoek gaat over het beleid ten aanzien van de Westerschelde. De rivier de Schelde en de Westerschelde zijn zwaar verontreinigd. De natuurfunctie van de Westerschelde is van internationale betekenis. Een reductie van de vervuiling is belangrijk wil er sprake zijn van natuurontwikkeling. Het natuur- en milieubeleid van Nederland en België is bepalend voor een ecologische opwaardering van het gebied.

Het Nederlandse beleid met betrekking tot de Westerschelde wordt met name vorm gegeven door het provinciale Beleidsplan Westerschelde (1989). Dit beleidsplan is een uitwerking van landelijke plannen, zoals het Nationaal Milieubeleidsplan (1989), de Derde Nota Waterhuishouding (1989), de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988), het Natuurbeleidsplan (1989), de Structuurschema's Zeehavens (1981), Vaarwegen (1977) en het provinciale Streekplan Zeeland (1988).

Het Belgische beleid met betrekking tot de Schelde en Westerschelde is beperkt. Het Waalse en Brusselse gewest hebben geen natuur- en milieubeleidsplannen, in het Vlaamse gewest is dit jaar (1990) een Milieubeleids- en Natuurontwikkelingsplan uitgekomen (MiNa-'90/'95).

Het Vlaamse gewest is de grootste vervuiler van de Schelde en Westerschelde, de bijdragen van Frankrijk, het Waalse en Brusselse gewest en Nederland zijn niet te verwaarlozen. Op grond van het huidige Nederlandse en Belgische beleid kan geconcludeerd worden dat de doelstelling van de Derde Noord-

zeeconferentie, een reductie van de vervuiling met 50% voor 1995, niet haalbaar is.

Het tweede deel beschrijft een morfologische modellering van de Westerschelde. Met behulp van het stromingsmodel DUFLOW is een beeld gevormd van het huidige stromingspatroon in de Westerschelde. Het blijkt dat er een lineaire relatie te vinden is tussen het doorstroomprofiel en het maximale debiet voor geulen in de Westerschelde. Vervolgens zijn met een empirisch morfologisch model (EMMOWES) aan de hand van deze empirische relatie twee scenario's met het model doorgerekend, met als doel aan te kunnen geven wat de gevolgen hiervan zijn voor de morfologie en de dynamiek van het gebied. Het blijkt dat een grotere berging stroomopwaarts van Antwerpen alleen niet voldoende is om gunstige veranderingen in het waterstromingspatroon in de Westerschelde te veroorzaken. Het aanleggen van een dam ten oosten van het Valkenisse gebied veroorzaakt wel gunstige veranderingen voor de waterstroming en de geulendynamiek in het gebied.

In het derde deel wordt beschreven welke relaties er bestaan tussen bodemdieren en hun leefmilieu. Deze relatie is onderzocht met behulp van literatuuronderzoek, clustering- en ordinatietechnieken. Met het verkregen inzicht kunnen voorspellingen gedaan worden over de verandering in het voorkomen van de bodemfauna na verwezenlijking van de plannen. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat de bodemfauna door vele milieufactoren wordt beïnvloed. Sedimentsamenstelling en zoutgehalte blijken belangrijk te zijn.

Met behulp van het clusteringsprogramma TWINSPAN en het ordinatieprogramma CANOCO is gezocht naar de relatie tussen de bodemdieren en de milieufactoren. Er is gebruik gemaakt van een set bodemfaunamonsters van het oostelijk deel van de Westerschelde uit 1970-1973. De gebruikte milieugegevens zijn afkomstig uit verschillende rapporten.

De verkregen clustering van de in de monsters voorkomende soorten blijkt geen inzicht te geven in de relatie tussen de bodemfauna en milieufactoren.

Uit CANOCO blijkt dat de bodemfauna in de geanalyseerde monsterset grotendeels wordt beheerst door Bathyporeia. Bathyporeia heeft een voorkeur voor sediment met een grote mediane korrelgrootte en is niet gebaat bij hoge concentraties aan cadmium en koper.

Met behulp van een set met gegevens waarbij de bodemfauna-gegevens goed aansluiten bij de gegevens over de milieufactoren is het goed mogelijk met behulp van CANOCO het inzicht in de relatie tussen de bodemfauna en de milieufactoren te vergroten. In dit onderzoek was dit niet het geval, zodat er geen voorspellingen gedaan kunnen worden over de veranderingen in het voorkomen van de bodemfauna bij uitvoer van de verschillende ideeën van de projectgroep OOST-WEST.

Na deze drie delen wordt er een integratie gemaakt tussen de verschillende delen om de doelstelling van het hele onderzoek te halen.

De verschillende methoden die in de delen gebruikt zijn lenen zich er in theorie voor om een goede koppeling tussen deze delen te bewerkstelligen. Door tijdgebrek en gebrek aan noodzakelijke gegevens hebben de methoden echter niet de gewenste resultaten opgeleverd en is de koppeling moeilijk. De

dynamiek blijkt een belangrijke factor te zijn voor het voorkomen van de bodemfauna. Bij het afsluiten van het platengebied van Valkenisse blijkt de dynamiek in het oostelijk gedeelte te veranderen.

Het eventueel uitvoeren van de plannen in de Westerschelde, gericht op het op diepte houden van de vaargeul en op natuurontwikkeling is niet los te zien van het aanpakken van de vervuilingsproblematiek, omdat ook de vervuiling een belangrijke factor is voor het voorkomen van bodemorganismen.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
2	De baggerproblematiek in de Westerschelde	6
	2.1 Inleiding	6
	2.2 Verdieping Westerschelde 48'/43'	7
	2.3 Mogelijke effecten van het verdiepen van de vaargeul naar 48'/43' voet	8
	2.4 Beleidsdoelstellingen voor de Westerschelde na de verdieping	9
	2.5 Bergings- en stortscenario's	10
3	Scenario's van de projectgroep OOST-WEST	11
	3.1 Alternatief "afsluiting"	11
	3.2 Alternatief "dam-west"	11
	3.3 Alternatief "dam-oost"	12
	3.4 Alternatief "doorsteek"	13
	3.5 Alternatief "vergroting komberging"	13
4	Belang van natuurontwikkeling in de Westerschelde . . .	15
5	Belasting van de Westerschelde met schadelijke stoffen	16

DEEL 1: Water tussen twee vuren

Een analyse van het Nederlands en Belgisch beleid
met betrekking tot de Westerschelde

6	Inleiding	19
7	Werkwijze	20
8	Nederlands beleid ten aanzien van de Westerschelde . .	20
	8.1 Beleidskaders	20
	8.2 Beleidsplan Westerschelde (1989)	22
	8.2.1 Doelstellingen	22
	8.2.2 Beleidsuitspraken	23
	8.2.2.1 Hoofdfunctie scheepvaart	23
	8.2.2.2 Hoofdfunctie ecologie	24
	8.2.2.3 Morfologische structuur en dynamiek	24
	8.2.2.4 Beleid inzake zonering en beheer	25
	8.3 Nationaal beleid gericht op de Westerschelde . .	26
	8.3.1 Nationaal natuur- en milieubeleid	26
	8.3.2 Het nationale beleid ten aanzien van de Westerschelde als scheepvaartweg	28
	8.4 Provinciaal beleid gericht op de Westerschelde . .	28
	8.4.1 Streekplan Provincie Zeeland (1988)	28
	8.4.2 Zeeuws milieubeleidsplan (1990)	29
9	Belgisch Beleid	30
	9.1 Beleidskaders	30
	9.2 Nationaal milieubeleid ten aanzien van de Westerschelde	30
	9.3 Gewestelijk beleid ten aanzien van de Westerschelde	31
	9.3.1 Rol van de gewesten in het natuur- en milieubeleid	31
	9.3.2 Vlaams Natuur- en Milieubeleid	32
	9.3.3 Scheepvaart- en havenbeleid	33

10	De Westerschelde in internationaal perspectief.	34
10.1	Verdragen tussen Nederland en België.	34
10.1.1	Het Scheldestatuut.	34
10.1.2	Waterverdragen.	35
10.1.3	De Noordzeeconferentie 1990.	36
11	Discussie beleidsdeel	38
11.1	Vershil in prioriteiten ten opzichte van natuur- en milieubeleid in België en Nederland.	38
11.2	Effectiviteit van het (eventuele) milieubeleid in Nederland, Vlaanderen, Brussel en Walonië	39
11.3	Natuurbeleid in Vlaanderen en Nederland	41
11.4	De derde conferentie over de Noordzee	41
12	Conclusie beleidsdeel	43

DEEL 2: Morfologische modellering van de Westerschelde

13	Inleiding	45
14	Algemeen	45
15	Benaderingswijzen morfologische modellering	48
16	Huidige programmatuur	50
17	Modelkeuze en modelopbouw	51
17.1	Modelkeuze	51
17.2	Het waterstromingsmodel	52
17.3	De empirische relaties	52
17.3.1	Relatie maximaal debiet en natte doorsnede	55
17.4	Het empirisch morfologisch model EMMOWES	57
18	Resultaten en discussie	57
18.1	Inleiding	57
18.2	Huidige situatie	57
18.3	Tijdschatting	58
18.4	Resultaten na iteratie	59
18.4.1	Huidige situatie na acht iteratiestappen	59
18.4.2	Berging	60
18.4.3	Damoost	60
19	Conclusie plannen	60
20	Discussie morfologische modellering	61
21	Conclusie morfologische modellering	62

DEEL 3: Relatie tussen bodemfauna en milieufactoren

22	Inleiding	63
23	Methoden en technieken	63
23.1	Verschillende modellen	63
23.2	Statistische modellen	64
24	Bodemfauna in relatie tot milieufactoren	65
24.1	Inleiding	65
24.2	MOLLUSCA	65
24.3	ANNELIDA	67
24.4	CRUSTACEA	71
25	Verantwoording milieuv variabelen	74
25.1	Inleiding	74
25.2	Zoutgehalte	74

25.3	Sedimentkarakteristieken	75
25.4	Dynamiek	75
25.4.1	Stroming	76
25.4.2	Diepte/getij	76
25.5	Verontreiniging	76
25.5.1	PAK's	76
25.5.2	PCB'	77
25.5.3	Zware metalen	77
25.5.3.1	Kwik	78
25.5.3.2	Cadmium	78
25.5.3.3	Koper	78
25.5.3.4	Zink	79
25.6	Zuurstof concentratie	79
25.7	Fosfaten en nitraten	79
26	Het ecologisch model	80
26.1	Ordinatie	80
26.1.1	Lineair/Unimodaal	80
26.1.2	Direct/Indirect	82
26.1.3	Toepassing van de ordinatie	83
26.1.4	CANOCO	83
26.2	Clustering	83
26.2.1	Toepassing clustering	84
26.2.2	TWINSpan	84
26.3	Beschrijving van de gebruikte gegevens	85
26.3.1	De Monsterset	85
26.3.2	De koppeling van de milieugegevens	86
26.3.2.1	Mediane korrelgrootte (ϕ)	86
26.3.2.2	Diepte	86
26.3.2.3	Slibpercentage	86
26.3.2.4	Zuurstof-concentratie (O_2)	87
26.3.2.5	Zoutgehalte (Cl)	87
26.3.2.6	PO_4 -totaal	87
26.3.2.7	NH_4	87
26.3.2.8	Zware metalen zink, koper, cadmium en chroom.	88
26.3.2.9	Zandpercentage	88
26.3.2.10	Humuspercentage	89
26.4	Resultaten van TWINSpan	89
26.5	Resultaten CANOCO	91
26.5.1	Nuancering van de resultaten en gebruik CANOCO	91
26.5.2	Keuze lineaire/unimodale benadering	91
26.5.3	Keuze PCA/RDA	92
26.5.4	Analyse en interpretatie gegevens	92
27	Discussie ecologisch deel	95
28	Conclusie ecologisch deel	97

Integratie van de delen

29	Inleiding	99
30	Einddiscussie	99
30.1	Theoretische integratie	99
30.2	Werkelijke koppeling	100
30.3	Ontbrekende schakels	101
31	Eindconclusie	102
32	Literatuurlijst	103

1 Inleiding

In waterverdragen uit 1839 tussen Nederland en België is overeengekomen dat de haven van Antwerpen toegankelijk blijft voor de scheepvaart via de Westerschelde. Doordat de scheepvaart enorm is gegroeid, zowel in het aantal als in de grootte van de schepen, worden er hogere eisen gesteld aan de vaarweg naar Antwerpen.

Eén van deze eisen is dat de diepte van de vaargeul moet voldoen aan de normen voor de huidige scheepvaart. Dit heeft in het verleden reeds geleid tot verdiepingen van de vaargeul. Deze brachten echter naast het eenmalig uitbaggeren ook veel onderhoudsbaggerwerk met zich mee. In 1984 is er een rapport uitgekomen, het verdiepingsrapport 48'/43', waarin plannen voor een nieuwe verdieping van de vaargeul worden uitgewerkt. Hoewel er vanuit wordt gegaan dat de verdieping vroeg of laat zal plaatsvinden stelt Nederland de eis dat de verdieping alleen onder bepaalde voorwaarden kan plaatsvinden. Naast de scheepvaartfunctie wordt door Nederland ook de natuurwaarde van de Westerschelde als belangrijk gezien. De vervuiling van de Westerschelde is een groot probleem. Eén van de voorwaarden heeft daarom betrekking op de verbetering van de waterkwaliteit van de Schelde.

Rijkswaterstaat wil de verdieping combineren met een vermindering van de hoeveelheid onderhoudsbaggerwerk in vooral het oostelijk gedeelte van de Westerschelde en een ecologische opwaardering van het in dit gedeelte gelegen platengebied. De projectgroep OOST-WEST, samengesteld uit instanties die betrokken zijn bij de problematiek van de Westerschelde heeft een aantal ideeën ontwikkeld om deze doelstellingen te bereiken. Enkele van de ideeën (scenario's) zijn erop gericht om door middel van dammen delen van het oostelijk deel van de Westerschelde aan het stromingsprofiel te onttrekken. Hierdoor ontstaan in de vaargeul grotere stroomsnelheden, waardoor deze zichzelf gedeeltelijk op diepte zal houden. De hoeveelheid baggerwerk kan hierdoor verminderd worden. In het gebied achter de dammen, dat is afgesloten van de stroming, zal de dynamiek afnemen. Hierdoor wordt natuurontwikkeling in deze gebieden mogelijk.

Het doel van het onderzoek is inzicht te krijgen in veranderingen in het voorkomen van bodemfauna in het oostelijk deel van Westerschelde bij uitvoering van de verschillende plannen. Met behulp van dit inzicht is het mogelijk te bekijken of de doelstellingen van de scenario's gehaald kunnen worden.

Het verslag begint met een beschrijving van de uitgangssituatie en de problemen in de Westerschelde (baggerproblematiek, de verdieping, de verschillende scenario's, de vervuiling en de natuurwaarden). Het onderzoek is vervolgens opgesplitst in drie delen. De verschillende delen hebben ieder afzonderlijk hun eigen doelstellingen die terug te voeren zijn op de hoofddoelstelling. Hierna volgt een integratie van de drie delen.

De drie delen zijn als volgt opgebouwd:

Het eerste deel is gericht op het beleid ten aanzien van het gebied, zowel vanuit Nederland als vanuit België. Hierin is door middel van gesprekken en literatuuronderzoek bekeken of er bij de uitvoering van het huidige beleid een vermindering van de vervuiling in de Westerschelde verwacht kan worden en aan welke beleidseisen de Westerschelde moet voldoen in een nieuwe situatie.

In het tweede deel wordt met behulp van een stromings en een empirisch morfologisch model inzicht verkregen in de huidige en toekomstige fysische factoren. Er wordt aandacht besteed aan stroomsnelheid, waterstandshoogte, sedimentatie, erosie en natte doorsnede.

Het derde deel gaat over de ecologische waarde van het gebied. De bodemdieren zijn hierbij als uitgangspunt genomen. Deze hebben een sleutelfunctie in het ecosysteem van de Westerschelde. Met behulp van een statistisch ecologisch model wordt getracht de relatie tussen de in de Westerschelde voorkomende bodemdieren en de belangrijkste heersende milieufactoren weer te geven.

De integratie die na het derde deel volgt, vormt de eind-discussie en -conclusie. Met behulp van de gegevens over de vervuiling uit het beleidsdeel en de modellering van de nieuwe ontstane situatie uit het morfologisch deel wordt bekeken hoe het oostelijk deel van de Westerschelde door het uitvoeren van de scenario's zal veranderen. Deze veranderingen, gekoppeld aan de resultaten van het ecologisch deel kunnen een indruk geven van de gevolgen van de scenario's voor de bodemfauna, wat een indicatie is voor de gevolgen voor de natuurwaarden.

2 De baggerproblematiek in de Westerschelde

2.1 Inleiding

Tot enkele decennia geleden was de door de getijbeweging in stand gehouden geuldiepte vrijwel voldoende voor de scheepvaart. De hoofdvaarroute werd aangepast aan de natuurlijke ontwikkelingen wanneer geulen verontdiepten of verdiepten. Daarop werd ook ingespeeld door geringe hoeveelheden baggerspecie te storten op plaatsen waar ook van nature aanzanding optrad. (Beleidsplan Westerschelde, 1989f)

Een duidelijke verandering in deze situatie trad in het oostelijke deel van de Westerschelde op toen daar tussen 1970 en 1975 de drempels enkele meters werden verdiept. De hoeveelheid onderhoudsbaggerwerk kreeg een omvang van 9 miljoen m³ per jaar. De baggerspecie wordt gestort in nevengeulen en eroderende buitenbochten van de hoofdgeul. Een klein deel gaat naar westelijker gelegen locaties. (Beleidsplan Westerschelde, 1989f)

De grote omvang van de baggerwerkzaamheden veroorzaakt de volgende problemen:

- De stortlocaties in het oostelijk deel raken vol. Om bodemverontreiniging beperkt te houden tot het ooste-

lijke deel mag geen specie naar het westen worden verplaatst.

- De permanente aanwezigheid van veel baggerschepen in het vaarwater en het doorbreken van nevengeulen naar de hoofdgeul veroorzaken een verhoogde kans op calamiteiten in de scheepvaart.
- De buitenbochten van de hoofdgeul eroderen doordat de debieten zijn toegenomen ten gevolge van de verdieping.
- De macro-dynamiek van platen- en geulenstelsel wordt verstoord door bagger- en stortactiviteiten terwijl de micro-dynamiek op de platen, slikken en schorren versterkt wordt door de omvangrijke zandtransporten.

Als er op dit moment gekeken wordt naar de verhouding doorstroming en ondiepe onderwatergebieden en laag-dynamische plaatgebieden in het oostelijk deel van de Westerschelde, dan kan gesteld worden dat het systeem een tekort heeft aan dit soort gebieden. De mogelijkheden voor de ontwikkeling van deze gebieden is aanwezig.

2.2 Verdieping Westerschelde 48'/43'

Aanleiding tot het verdiepen van de maritieme toegangsweg tot de haven van Antwerpen zijn de ontwikkelingen die de afgelopen decennia zijn opgetreden in de zeevaart en in het goederenverkeer. Het ligt in de verwachting dat deze veranderingen nog enige tijd zullen aanhouden.

De opgetreden ontwikkelingen hebben betrekking op de grootte van de schepen en op de toegepaste vervoerstechnieken. De schaalvergroting van de schepen is enerzijds een gevolg van de toename van het goederenverkeer ter zee en anderzijds ingegeven door het verlagen van de transportkosten (Verdieping Westerschelde, 1984). Met de huidige moderne goederenbehandlingstechnieken is het gewenst dat de scheepvaart onafhankelijk van het getij moet kunnen op- en afvaren.

Het doel van de verdieping voor de haven van Antwerpen kan als volgt worden omschreven (Verdieping Westerschelde, 1984):

Enerzijds de haven toegankelijk maken voor massagoedschepen met een zodanig draagvermogen dat de concurrentiepositie van de haven in deze sector behouden blijft, en anderzijds de mogelijkheid bieden dat alle schepen, ook de modernste, zoveel mogelijk onafhankelijk van het getij de haven kunnen aanlopen. In juni 1984 is er door de subcommissie Verdieping Westerschelde een studie verricht naar deze verdieping van de vaargeul. De daarop volgende nota geeft aan dat er een zodanige verdieping moet plaatsvinden dat schepen met een diepgang van 48 voet in één getij Antwerpen kunnen bereiken en schepen van 43 voet in één getij kunnen afvaren. De verdieping is door de Nederlandse overheid in principe aanvaard. De uitvoering van de verdieping wordt als vigerend (van kracht zijnd) beleid beschouwd. (Beleidsplan Westerschelde, 1989b)

Op het ogenblik heeft het op diepte houden van de vaarweg een hoeveelheid baggerwerk noodzakelijk gemaakt van 9 miljoen m³ specie per jaar. Deze onderhoudsbaggerwerkzaamheden zullen na de verdieping toenemen tot 14,3 miljoen m³ specie per jaar, terwijl er tijdens het uitvoeren van de verdieping 10,7 miljoen m³ specie extra vrijkomt.

2.3 Mogelijke effecten van het verdiepen van de vaargeul naar 48'/43' voet

De verdieping zal effect hebben op de hydraulische, morfologische en ecologische situatie in het gebied.

Op hydraulisch gebied zal door de verlaagde weerstand de getijgolf verder kunnen indringen, er zal een herverdeling van de debieten plaatsvinden, de hoofdgeul wordt langs plaatranden gefixeerd en het hydraulische zandtransport zal door speciestortingen sterk worden verhoogd.

Op morfologisch gebied zal door de sterk toegenomen stroomsnelheden oevererosie optreden. Het Verdronken Land van Saeftinghe, de Platen van Valkenisse en andere platen zullen verhogen. De geulen daarentegen zullen geleidelijk verdiepen. In het verleden hebben ingrepen in de morfologische structuur van de Westerschelde ook de dynamiek in het estuarium beïnvloed, vooral in het oostelijk deel. Naar verwachting zullen die gevolgen zich in de toekomst blijven voordoen (Beleidsplan Westerschelde, 1989d):

- Een onderdrukking van de geuldynamiek op macroschaal;
- Een afname van de ecologische waarde van het platengebied bij Valkenisse, als gevolg van de grote dynamiek op microschaal en de verzanding; gemeenschappen van bodemdieren komen niet tot volledige ontwikkeling, sommige soorten gaan in aantal achteruit, wat gevolgen heeft voor de kinderkamerfunctie voor garnalen, tong en schol en de functie als doortrek- en overwinteringsgebied voor vogels (steltlopers, ganzen enz.);
- Een afname van de oppervlakte aan ecologisch belangrijke intergetijdegebieden en ondiepwatergebieden, door het steiler worden van geulranden en speciestortingen;
- Een afname van het areaal aan slikken en schorren door erosie in buitenbochten van geulen;
- Een versnelde verlanding van het Verdronken Land van Saeftinghe.

In het studierapport verdieping Westerschelde is onderzoek gedaan naar de veranderingen na de verdieping ten opzichte van de huidige situatie (Verdieping Westerschelde, 1984):

- Getijregime Westerschelde: In het studierapport concludeert men dat het effect van de verdieping in Terneuzen en Hansweert verwaarloosbaar is. Ten oosten van Hansweert wordt een geringe toename van het getijverschil verwacht, die zich vooral voordoet als een verlaging van het laagwater in de grootte-orde van 1 decimeter. De gemiddelde hoogwaters stijgen daarbij slechts met enkele centimeters. De verdiepingswerken zullen geen significante wijzigingen van de totale eb- en vloedvolumes tot gevolg hebben. Wel wordt verwacht dat de hoofdgeulen 5 à 15 % van het totale eb- en vloedvolume meer zullen afvoeren, de andere geulen even zoveel minder.

- Chloridegehaltes: De verdieping zal een geringe verhoging van de chloridegehaltes veroorzaken ten opzichte van het huidige gehalte, naar schatting in de orde van 80mg/l te Hansweert en 400mg/l bij de grens (met een grote onzekerheidsmarge).

- Waterkwaliteitsverandering; Door de toename van de onderhoudsbaggerwerkzaamheden is er op lange termijn een toename van het zwevend stofgehalte te verwachten. In gebieden waar slib bezinkt, komen hogere gehalten aan niet-geoxideerde organische-, ammonium- en (slecht oplosbare) fosfaatverbindingen voor. Door verdunning en bezinking zal geen verhoging van de gehalten van nutriënten waarneembaar zijn. In slibrijke gebieden zullen ten gevolge van baggerwerkzaamheden wel meetbare stijgingen aan te geven zijn voor organische microverontreinigingen en zware metalen (cadmium, zink, koper, chroom, nikkel, lood).

2.4 Beleidsdoelstellingen voor de Westerschelde na de verdieping

Handhaving van een dynamisch, meervoudig geulensysteem is in het oostelijk deel niet mogelijk, wanneer er vanuit wordt gegaan dat de verdieping 48'/43' te zijner tijd zal worden uitgevoerd. Het verschil tussen natuurlijke geuldiepte en gewenste vaardiepte is daarvoor te groot. Vaartechnisch wordt ook de voorkeur gegeven aan een vaste vaargeul. Wel is het mogelijk om maatregelen te treffen die de huidige ecologische waarde van dit deel kunnen vergroten.

De volgende doelen worden realiseerbaar geacht (Beleidsplan Westerschelde, 1989e):

- Instandhouding c.q. realisering (verdieping 48'/43') van een voldoende diepe vaarweg;
- Reductie van de kosten van vaarwegonderhoud ;
- Veiligheid op de vaarroute, door minimalisatie van stroom-en dwarsstroomhinder;
- Handhaving van het kerend vermogen en de stabiliteit van de waterkeringen;
- Verbetering van de (water)bodemkwaliteit;
- Verlaging van de troebelheid in de omgeving van de stortlocaties.

De Raad van de Waterstaat heeft in 1985 een advies aan de minister van Verkeer en Waterstaat uitgebracht. De raad stelt dat er eerst oplossingen moeten worden gevonden voor de baggerproblematiek. Zij acht het namelijk in strijd met het in Nederland gevoerde beleid wanneer verontreinigde baggerspecie uit het oostelijk deel gestort zou worden in het nog relatief schone westelijke deel van de Westerschelde. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

In het beleidsplan Westerschelde worden enkele stort- en bergingsscenario's beschouwd, waarbij vooral het gebied van de Platen van Valkenisse betrokken is. Naar aanleiding van deze plannen en de hierboven geschetste problemen, is de projectgroep OOST-WEST opgericht.

Het blijkt dat er in belangrijke mate sprake is van "rondpompen" van baggerspecie. De projectgroep OOST-WEST heeft een aantal alternatieven bestudeerd waarin dit rondpompen doorbroken en geminimaliseerd wordt.

2.5 Bergings- en stortscenario's

In het beleidsplan Westerschelde (1989f) worden bergings- en stortscenario's bekeken. Deze zijn in eerste instantie opgesteld om de diepgang in de Westerschelde te vergroten, zonder direct rekening te houden met de ecologie in het gebied.

De scenario's zijn als volgt:

- a. Het huidige stortbeleid handhaven en overtollige baggerspecie naar het westen verplaatsen
 - b. Het huidige stortbeleid handhaven en maximale zandwinning nastreven
 - c. Berging van baggerspecie in nevengeulen en op de platen tot gemiddeld laagwater (NAP -2.5 m)
 - d. Berging van baggerspecie in geulen en op de platen tot gemiddeld hoogwater of nog hoger (NAP +3.0 à +3.5 m)
 - e. Het huidige stortbeleid combineren met maximale zandwinning en het bergen van baggerspecie in nevengeulen en op de platen tot gemiddeld laagwater
- ad a. Het huidige stortbeleid zal zeker geen vermindering van de baggerwerkzaamheden met zich meebrengen, indien men blijft storten op de huidige stortlocaties. Dit storten heeft negatieve effecten op de ontwikkeling van garnalen en platvis in het gebied. Transport naar het westen is in strijd met de beleidsdoelstellingen betreffende de waterbodemkwaliteit en tevens zal het natuurlijk transport vanuit het westen in oostelijke richting toenemen.
- ad b. Voor garnalen en platvis geldt hetzelfde. De baggerwerkzaamheden zullen verder niet afnemen en ook de troebelheid zal niet afnemen in het oostelijk deel van de Westerschelde. De baggerspecie die niet gestort kan worden in het oostelijk deel wordt nu echter gebruikt voor de zandwinning.
- ad c. Het dynamische karakter van het Valkenisse gebied, zoals dat er nu is, zal in dit geval bijna geheel verdwijnen. Er kan een groot slik- en schorgebied ontstaan, maar de bodemkwaliteit van dit gebied zal, bij een gelijkblijvende vervuilingsgraad van de Westerschelde, slecht zijn. De troebelheid in het gebied zal door verminderde baggerwerkzaamheden afnemen en de zout-zoetgradiënt zal zich stroomafwaarts begeven.
- ad d. In dit geval zal het gebied een hele grote verandering ondergaan. Het estuariene karakter van het Valkenisse gebied verdwijnt. Hiervoor in de plaats komt een soort duinenlandschap. Ook nu neemt het onderhoudsbaggerwerk af, waardoor de troebelheid in het omliggende gebied afneemt. Ook nu verschuift de zout-zoetgradiënt in westelijke richting.
- ad e. In eerste instantie wordt er zand gewonnen, zodat de huidige stortingsplaatsen langer gebruikt kunnen worden. Indien deze plaatsen niet meer voldoende zijn kan door middel van een lage dam het Valkenisse gebied opgehoogd worden tot gemiddeld laag water. De baggerwerkzaamheden

kunnen hierdoor verminderen en er kunnen zich eventueel schorren en slikken ontwikkelen.

3 Scenario's van de projectgroep OOST-WEST

Omdat de doelstellingen van de projectgroep OOST-WEST verder gaan dan alleen een ontwikkeling van een grotere diepgang in de Westerschelde, heeft de projectgroep scenario's opgesteld aan de hand van de bergings- en stortscenario's (beleidsplan Westerschelde, 1989f) en aan de hand van onderzoeksrapporten van het Waterloopkundig laboratorium in Borgerhout in België (Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1960, 1965a, 1965b, 1972, 1975).

De scenario's zijn als volgt omschreven:

- Een omkading "AFSLUITING" genoemd
- Een westelijke leidam "DAM-WEST" genoemd
- Een oostelijke leidam "DAM-OOST" genoemd
- Een doorsteek "DOORSTEEK" genoemd
- Een vergroting van de komberging

Bij deze scenario's is er vanuit gegaan dat er een tekort aan water door de vaargeul stroomt. Door de hoeveelheid water door de vaargeul te vergroten verwacht men dat er een grotere diepte in de vaargeul ontstaat. Hierdoor nemen de baggerwerkzaamheden af. Verdere uitgangspunten ten aanzien van de scenario's zijn:

- De kruinhoogte van de leidammen en van eventuele voorzieningen bedraagt ca. GHW. Het vullen en ledigen van het Valkenisse gebied is hoofdzakelijk mogelijk via de westelijke dan wel oostelijke ingang, zodat de zijdelingse overspoelingen en de overspoelingen van de leidammen verwaarloosbaar zijn in vergelijking met de debieten via de ingang.
- De stroomvoerende geulen van het Zuidergat en de Overloop van Valkenisse worden in de buitenbochten zonodig vastgelegd dat geen neveneffecten mogelijk zijn, die weer van invloed zijn op de slibhuishouding (hierbij wordt met name gedacht aan erosie van slibrijke gebieden).
- Het Zuidergat en de Overloop van Valkenisse verdiepen zich door grotere stroomsnelheden, zodat binnen 10 jaar na de ingreep weer een nieuwe evenwichtssituatie ontstaat met betrekking tot stroomsnelheden en doorstroomprofiel.

3.1 Alternatief "afsluiting"

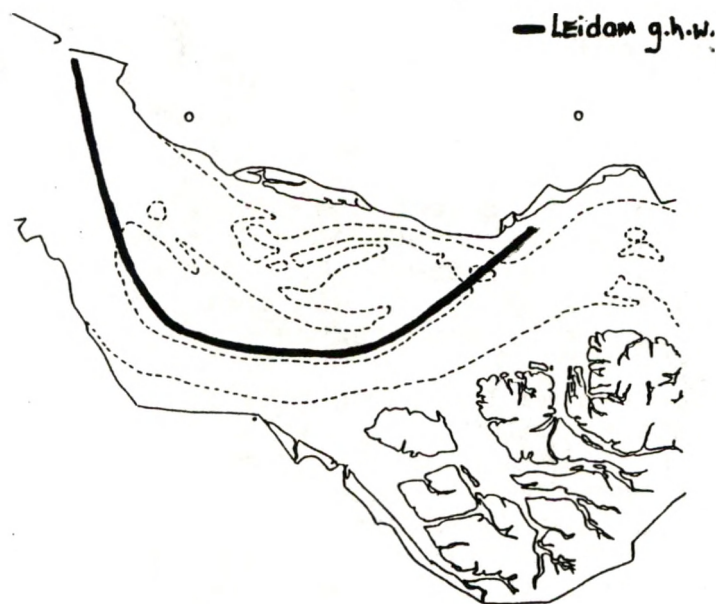
Aangenomen wordt dat het scenario "afsluiting" (figuur 3.1) weinig consequenties heeft voor de slibhuishouding. Voor de toekomst nemen de mogelijkheden voor natuurlijke berging hierdoor echter af. Dit scenario is niet verder uitgewerkt.

3.2 Alternatief "dam-west"

Scenario "dam-west" (figuur 3.2) gaat uit van een leidam ten westen van de plaat van Valkenisse. Hierdoor zal er een toename van de eb- en vloeddebieten stroomopwaarts plaatsvinden

(60 tot 100%), doordat o.a. de komberging boven het Zuidergat toeneemt. Dit gaat gepaard met een aanzienlijke toename van stroomsnelheden in het Zuidergat. Verwacht wordt dat door natuurlijke verdieping een nieuwe evenwichtssituatie zal ontstaan met hogere maximale stroomsnelheden (orde 30 tot 50%). Door verruiming van het doorstroomprofiel kunnen deze verhogingen worden teruggebracht tot aanvaardbare veranderingen. De gemiddelde positie van het troebelheidsmaximum zal enkele kilometers stroomafwaarts opschuiven, maar het accent van dit maximum blijft op Belgisch gebied liggen. De invloed van het ebwater zal verder stroomafwaarts in geringe mate merkbaar zijn. Ook de zout-zoetgradiënt zal over een afstand van enkele kilometers opschuiven.

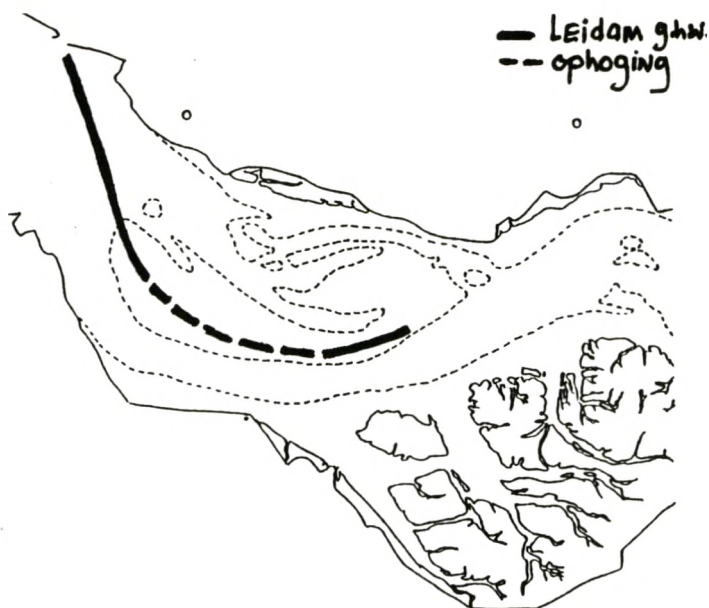
Het Valkenisse gebied wordt hoofdzakelijk gevuld met slibrijk vloedwater uit de omgeving van Baalhoek.



Figuur 3.1: Alternatief "afsluiting"

3.3 Alternatief "dam-oost"

Het plan "dam-oost" (fig. 3.3) gaat uit van een leidam die de Zimmermangeul en de Schaar van Valkenisse afsluit. Daardoor wordt er een efficiënter gebruik gemaakt van de beschikbare getijstroom door meer water door de doorlopende ebschaar te sturen. Dit leidt tot hogere snelheden en een diepere bodemligging waardoor er een min of meer natuurlijke verdieping van het Zuidergat plaatsvindt, terwijl tegelijkertijd de snelheid en de afzettingen op de platen van Valkenisse zo zullen veranderen dat een rijker ecologisch milieu mogelijk wordt. Uit proeven met een model blijkt dat bij uitvoering van het plan "dam-oost" snelheidsverhogingen op de drempels van 25 à 30% optreden, terwijl tegelijk de snelheden op de Platen van Valkenisse sterk afnemen. Wel moeten er naast "dam-oost" ook leidammen door de Schaar van de Noord en het Gat van Ossensisse gelegd worden om op de drempels een voldoende snelheidsverhoging te krijgen.



Figuur 3.2: Alternatief "dam-west"

In het oostelijk deel wordt 60% van het baggerwerk op de drempels uitgevoerd. De voorgestelde variant kan zoals blijkt globaal gezien leiden tot de gewenste verdieping bij verminderd baggerbewaar. Of er lokaal bij deze variant nog ondiepten optreden en daarmee onderhoudsbaggerwerk van enige omvang nodig blijft is nog niet aan te geven.

Om na te gaan of de vervuiling in het gebied van Valkenisse toeneemt bij plan "dam-oost" en of de troebelheid in het gebied toe- of afneemt, moeten de waterbeweging en de slibbeweging integraal gemodelleerd worden. De verminderde waterbeweging creëert aanslibbingsgebied op de Platen van Valkenisse, waardoor slib aan het watersysteem onttrokken wordt. Dit kan leiden tot een daling van de troebelheid, maar ook tot een sterke vermeerdering van vervuild fluviatiel Scheldeslib in het Valkenissegebied.

3.4 Alternatief "doorsteek"

Het alternatief doorsteek (fig. 3.4) gaat uit van een verlegging van de vaargeul over de platen van Valkenisse. Het idee hierachter is terug te vinden in het eerder gelanceerde plan over de bochtafsnijding bij Bath. Bij dit alternatief zal het oostelijk deel van het Verdronken Land van Saefthinghe door erosie verdwijnen. In het westelijk deel van dit natuurgebied zal er juist land bijkomen.

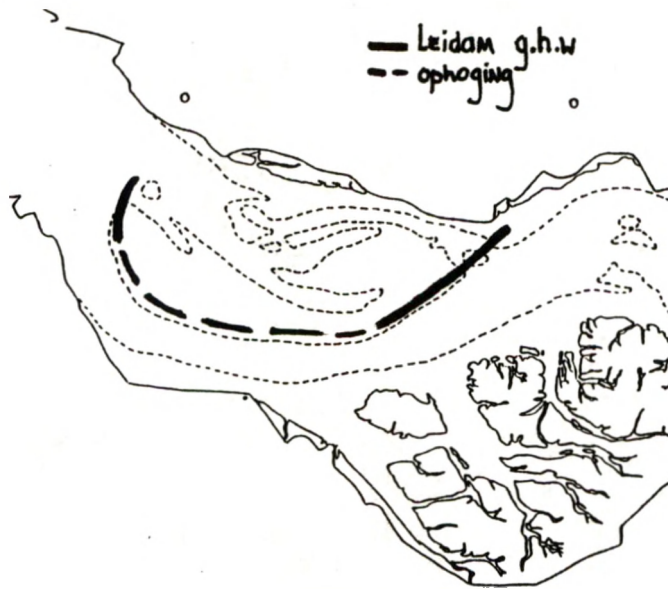
3.5 Alternatief "vergroting komberging"

Een andere alternatief waarover gedacht kan worden is het vergroten van de komberging stroomopwaarts van het oostelijk gedeelte van de Westerschelde. In het voorjaar van 1990 is dit al gebeurd op kleine schaal door een dijkbreuk, tussen de

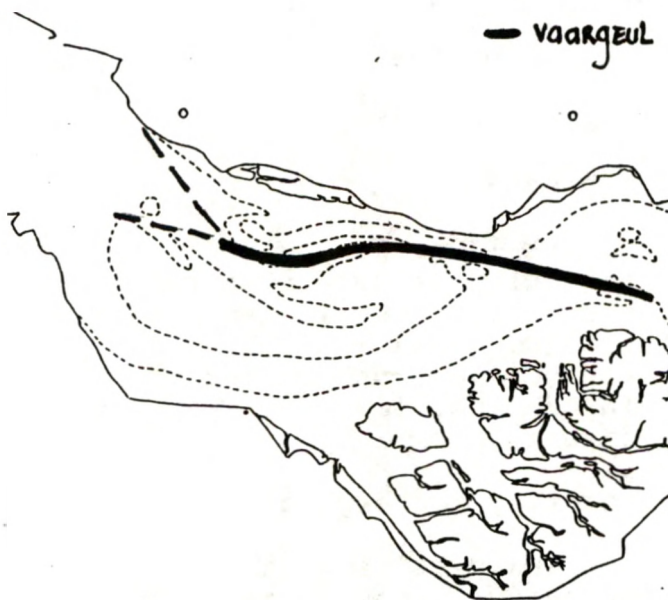
grens en het Verdrongen Land van Saefthinghe, die niet hersteld zal worden.

Door een grotere komberging stroomopwaarts zal het getijvolume en dus het debiet toenemen. Hierdoor zal de vaargeul misschien van nature al groter willen worden.

De zout- zoetgradiënt zal stroomopwaarts verplaatsen en de troebelheid in het gebied zal afnemen. Een vergroting van de komberging kan bijvoorbeeld bewerkstelligd worden door het doorsteken van een dijk, langs de laaggelegen polders van Rupelmonde.



Figuur 3.3: Alternatief "dam-oost"



Figuur 3.4: Alternatief "doorsteek"

4 Belang van natuurontwikkeling in de Westerschelde

De natuurfuncties van de Westerschelde zijn van grote internationale betekenis. Dit heeft vooral te maken met de aanwezigheid van uitgestrekte schorren- en getijdeslikken en platen. De waarde van deze gebieden heeft betrekking op de geomorfologie en de bodem (en daaraan gekoppeld de specifieke ligging in de overgang van zout naar zoet), de betekenis voor vogels, de aanwezigheid van specifieke vegetaties op met name de schorren, de potenties als leefgebied voor de zeehond en het aquatisch ecosysteem (Beleidsplan Westerschelde, 1989g). Daarnaast heeft de Westerschelde een belangrijke functie als kinderkamer voor vis, waarbij vooral tong en garnalen belangrijk zijn (Beleidsplan Westerschelde, 1989a).

Slikken en platen vormen uitgestrekte oppervlakten van doorgaans kale of schaars begroeide gebieden met een vaak grillige structuur. Zij liggen tussen gemiddeld hoogwater en gemiddeld laagwater en worden dan ook aangeduid als intergetijdegebieden. De intergetijdegebieden van de Westerschelde, verdeeld over meer dan 30 slikken en platen beslaan een oppervlakte van ruim 8200 ha. De grote natuurwetenschappelijke waarde van deze gebieden ligt vooral in de aanwezigheid van een rijke en gevarieerde bodemfauna en het voorkomen van tientallen soorten vogels in zeer grote aantallen. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

Schorren zijn de hooggelegen randgebieden van de getijzone die slechts af en toe geheel of gedeeltelijk overspoeld worden en voorzien zijn van een fijn en vertakt krekensysteem (Beleidsplan Westerschelde, 1989a). Een schor is per definitie begroeid met hogere zoutminnende planten (met uitzondering van Groot en Klein Zeegras), waarvan de totale bedekking meer dan 50% bedraagt. Het wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van duidelijke hoogteverschillen (oeverwallen en kommen) en door bodems met een hoog lutumgehalte. (Goedheer, 1985)

De schorren zijn ecologisch zeer waardevol. Naast dat zij de groeiplaats vormen voor zeldzame zoutvegetaties zijn de schorren van belang als broedgebied, hoogwatervluchtplaats en fourageergebied voor vogels (Beleidsplan Westerschelde, 1989a).

Voor de vogels is de Westerschelde van groot internationaal belang. Dit kan worden afgeleid uit het feit dat regelmatig 1% of meer van de Noordwesteuropese populatie van maar liefst 20 soorten in de Westerschelde verblijft. Deze wetland-norm wordt in totaal 45 maal overschreden. De Westerschelde vormt een broed-, overzomerings-, doortrek- en overwinteringsgebied voor talloze vogels. Ook ruien veel vogels in de Westerschelde de lichaamsveren en slagpennen. (Stuart et al., 1989)

Steltlopers en eenden vinden in het intergetijdegebied (platen en slikken) hun voedsel, dat bestaat uit bodemdieren zoals schelpdieren, kleine kreeftachtigen, wormen etc. (Beleidsplan Westerschelde, 1989b). Op de schorren wordt vooral door eenden en ganzen gefourageerd waar deze worteldelen, bovengrondse plantdelen en zaden eten (Beleidsplan Westerschelde, 1989b). Incidenteel wordt de zeehond nog in de Westerschelde aangetroffen (Beleidsplan Westerschelde, 1989a).

5 Belasting van de Westerschelde met schadelijke stoffen

De Westerschelde ontvangt het rivierwater van de Schelde en het overtollige oppervlaktewater van de polders die op de Westerschelde afwateren. De belasting van de Westerschelde bestond oorspronkelijk in hoofdzaak uit zuurstofbindende stoffen. Door de opkomst van de industrie en de daarmee gepaard gaande bijproductie van steeds nieuwe en ook steeds meer afvalstoffen, is de Westerschelde vervuild geraakt met milieuvervuilende stoffen, zoals zware metalen en organische microverontreinigingen (Beleidsplan Westerschelde, 1989b).

In tabel 5.1 wordt de vervuiling van de Westerschelde naast de normen voor basiskwaliteit van oppervlaktewateren gezet om zo de ernst van deze vervuiling aan te kunnen geven. Ter vergelijking is de vervuiling van de Rijn ook in tabel 5.1 opgenomen. De vervuiling van de Westerschelde is gemeten bij de grens met België (Ouden Doel), de vervuiling van de Rijn bij de grens met Duitsland (Lobith).

De normen voor zoetwater in het Rijkswaterkwaliteitsplan (1986) zijn zonder aanpassing niet toe te passen voor het brakke tot zoute water van de Westerschelde. Ook op grond van referentiewaarden van natuurlijke achtergrondconcentraties in zee is geen beoordeling van de kwaliteit van het water van de Westerschelde te maken. Voor een intermediair systeem als het Schelde-estuarium, kunnen normen worden afgeleid die het midden houden tussen de basiskwaliteitsnormen voor zoetwater en de referentiewaarden voor zoutwater (Beleidsplan Westerschelde, 1989d). Deze af te leiden normen geven de basiskwaliteit weer van de Westerschelde op een bepaald punt met een bepaald zoutgehalte. Uitgaande van een gemiddeld zoutgehalte van $4.00 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ bij de Schaar van Ouden Doel, kan de normering aangepast worden voor deze speciale situatie. Uit de normen voor zoet water (in tabel 5.1: kolom "Zoet") en de referentiewaarden voor zout water (in tabel 5.1: kolom "Zout") worden de normen voor de specifieke situatie bij Ouden Doel berekend (in tabel 5.1: kolom "Ouden Doel").

De basiskwaliteitsnormering wordt in tabel 5.1 vergeleken met de gemeten waarden van verschillende parameters voor de Rijn (bij Lobith) en de Schelde (bij Ouden Doel). Afhankelijk van de normering zijn de absolute of gemiddelde waarden genomen. Dit is in de tabel aangegeven. De gemeten waarden zijn afkomstig uit 1986. De meetwaarden van de Rijn moeten vergeleken worden met de zoetwaternormen (kolom "Zoet"), de meetwaarden van de Westerschelde met de bijgestelde normen (kolom "Ouden Doel").

Uit deze waarden blijkt dat de Westerschelde bij Ouden Doel niet voldoet aan de basiskwaliteit voor Individuele PAK's-totaal, Org-Cl-pesticiden-individueel (c-HCH), Individuele PCB's, Zuurstof, Ammonium-N, Orthofosfaat-P, Sulfaat en Radioactiviteit. De Rijn bij Lobith overschrijdt de basiskwaliteit voor Individuele PAK's-totaal, Orthofosfaat-P en Radioactiviteit.

Uit tabel 5.1 kan geconcludeerd worden dat de Westerschelde zeer vervuild is. Zelfs de minimale doelstelling voor water-

kwaliteit blijkt voor veel parameters in de Westerschelde niet haalbaar. Een vergelijking met de Rijn benadrukt dit beeld: de Westerschelde bevat voor bijna alle in tabel 5.1 vermelde parameters (niet voor Zink) hogere waarden dan de Rijn.

Tabel 5.1: De vervuiling van de Westerschelde in vergelijking met de normen voor basiskwaliteit en met de vervuiling van de Rijn.

	NORMERING - BASISKWALITEIT			VERVUILING		
	Zout	Zoet	Ouden Doel	RIJN Lobith	WESTERSCHELDE Ouden Doel	
Chloride g Cl /l	19.37	0.00	4.00			
Parameter µg/l						
Arseen-totaal	Absoluut	1.7	50.0	40.0	3.0	10.7
Cadmium-totaal	Absoluut	0.04	2.50	1.99	0.19	1.71
Chroom-totaal	Absoluut	2.8	50.0	40.3	11.2	33.9
Koper-totaal	Absoluut	1.3	50.0	39.9	9.7	16.8
Kwik-totaal	Absoluut	0.008	0.500	0.398	0.120	0.320
Lood-totaal	Absoluut	1.0	50.0	39.9	11.5	20.6
Nikkel-totaal	Absoluut	2.3	50.0	40.1	7.0	20.1
Zink-totaal	Absoluut	2.9	200.0	159.3	107.0	85.0
Indiv.PAK-totaal	Absoluut	0.001	0.200	0.159	0.710	0.750
Org-Cl-pesticiden						
indiv. (c-HCH)	Absoluut	0.000	0.050	0.040	0.032	0.070
Indiv-PCB	Absoluut	0.000	0.010	0.008	0.004	0.016
Parameter mg/l						
Zuurstof	>Absoluut	7.60	5.00	5.54	5.60	1.00
Nitriet+nitraat-N	Absoluut	0.105	10.000	7.957	5.870	5.940
Ammonium-N	Gemiddeld	0.003	1.000	0.794	0.740	2.280
Orthofosfaat-P	Gemiddeld	0.017	0.100	0.083	0.285	0.492
Sulfaat	Absoluut		100.00		104.00	1120.00
Parameter Bq/l						
Radio-activiteit α + rest-β + γ	Gemiddeld	0.27	0.37	0.35	0.52	0.64

Bron: Beleidsplan Westerschelde (1989c en 1989d)
Rijkswaterkwaliteitsplan (1986)
Kwaliteitsonderzoek (1986)

DEEL 1

Westerschelde:

Water tussen twee vuren

Een analyse van het Nederlands
en Belgisch beleid
met betrekking tot de Westerschelde.

Er is meer overleg met
België over waterkwaliteit.
IJsland dan met

Het water van de Westerschelde is
iisaproob; gewoonlijk wordt dese
term alleen gebruikt voor
riodwater.

6 Inleiding

De doelstelling van het beleid gaat uit van een ecologische opwaardering van het oostelijk deel van de Westerschelde. De doelstelling van dit deel van het onderzoek is kijken of dit mogelijk is.

Om tot een ecologische opwaardering te komen zullen problemen die dit in de weg staan moeten worden opgelost. Het beleid ten aanzien van het gebied moet deze problemen ondervangen. Voor de Westerschelde houdt dit in dat het beleid moet inspelen op de baggerproblematiek en de vervuiling. Naast een effectief milieubeleid in de betrokken landen is een sterk Nederlands natuurbelief onontbeerlijk om de ecologische opwaardering te realiseren.

In het Beleidsplan Westerschelde, opgesteld door Rijkswaterstaat, wordt het beleid ten aanzien van de Westerschelde het meest concreet weergegeven. Bovendien wordt in dit Beleidsplan ecologische opwaardering als hoofddoelstelling geformuleerd. Om deze redenen wordt dit plan als leidraad gebruikt voor de beschrijving van het totale beleid ten aanzien van de Westerschelde.

Van overige beleidsplannen van Nederland en België wordt in een schema weergegeven hoe ze ten opzichte van elkaar staan en wordt kort vermeld op welke punten ze relevant zijn voor de Westerschelde. Deze relevantie vormde ook het criterium om beleidsplannen en nota's wel of niet mee te nemen in dit verslag.

Hoewel een aanzienlijk deel van de schadelijke stoffen in de Westerschelde uit Frankrijk afkomstig is, wordt het beleid van Frankrijk niet besproken. De reden hiervoor is dat het teveel tijd gekost zou hebben om dit uit te diepen. In het Waalse en het Brusselse gewest is geen milieubeleid, deze gewesten worden daarom alleen genoemd. De beschrijving beperkt zich tot het Vlaamse, Nederlandse en het internationale beleid. Om een totaalbeeld te krijgen worden Frankrijk, Brussel en Walonië wel meegenomen in de discussie over de mogelijkheden en beperkingen van het beschreven beleid en bij het overzicht van de procentuele bijdrage van de verschillende landen aan de vervuiling van de Schelde.

Na het bespreken van de beleidsplannen wordt nagegaan of het bestaande milieubeleid effectief is en of de doelstellingen van dit beleid realiseerbaar zijn in de tijd die er voor staat. Aan de hand van de effectiviteit van het milieubeleid en de graad van vervuiling wordt bekeken of de doelstellingen van de derde Noordzeeconferentie haalbaar zijn. Daarnaast wordt er gekeken of de gewenste ecologische situatie met het huidige beleid bereikt kan worden.

De belangrijkste beleidsuitspraken met betrekking tot de Westerschelde worden in dit hoofdstuk besproken, algemene doelstellingen en uitgangspunten van de diverse plannen zijn te vinden in de bijlagen II, III en IV.

7 Werkwijze

De beschrijving van het Nederlandse en Belgische beleid in dit hoofdstuk heeft plaatsgevonden aan de hand van de voor de Westerschelde relevante beleidsstukken. Daarnaast zijn er met diverse instanties en personen gesprekken gevoerd om het in de beleidsstukken geformuleerde beleid te verduidelijken of aan te vullen.

Er is gesproken met:

- J.F. Godthelp van de Provinciaal Planologische dienst voor Zeeland, lid van de Agendacommissie tijdens het opstellen van het beleidsplan Westerschelde.
- P. Meire van de Rijksuniversiteit Gent en lid van de projectgroep OOST-WEST.
- C.A. Visser van Rijkswaterstaat, directie Zeeland, lid van de Kerngroep Westerschelde tijdens het opstellen van het beleidsplan Westerschelde.
- B. Wens van de Bond Beter Leefmilieu, de overkoepelende organisatie van milieugroeperingen in Vlaanderen.
- C.J. van Westen van Rijkswaterstaat, dienst Getijdewateren, lid van de Kerngroep Westerschelde tijdens het opstellen van het beleidsplan Westerschelde.
- R.F.G.M. Zijlmans van de hoofddirectie van Rijkswaterstaat, secretaris van de commissie Biesheuvel.

8 Nederlands beleid ten aanzien van de Westerschelde

8.1 Beleidskaders

Bij het beschrijven van het nederlandse beleid ten aanzien van de Westerschelde zijn er twee (hoofd)functies van belang. Ten eerste heeft de Westerschelde een grote ecologische waarde. Met z'n relatief ongestoorde overgang tussen zoet en zout behoort de Westerschelde tot de laatste grootschalige brakwater getijdegebieden van Europa (Natuurbeleidsplan, 1989).

Ten tweede is de Westerschelde van groot economisch belang. Voor de haven van Antwerpen is de Westerschelde de enige uitgang naar zee. Opvallend hierbij is dat het eerste punt als een Nederlands en het tweede als een Belgisch belang beschouwd wordt.

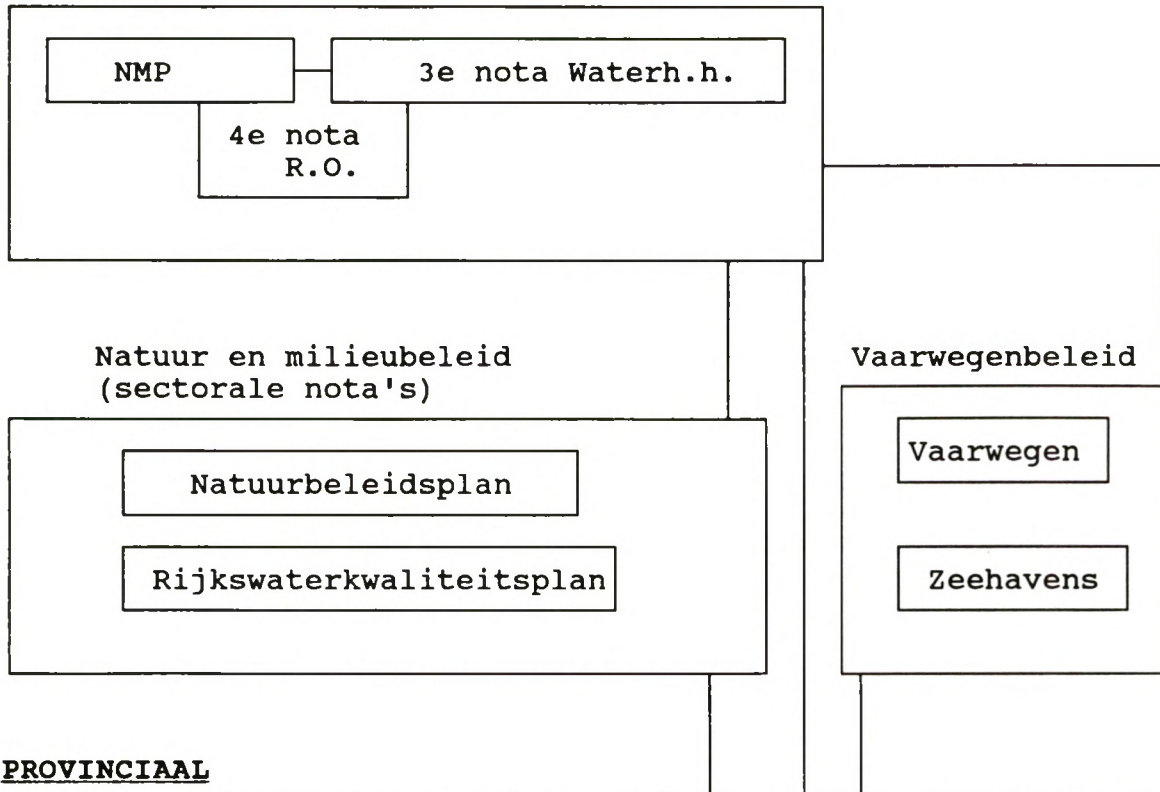
Belangrijke landelijke beleidsstukken voor de Westerschelde zijn de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988), de Derde Nota Waterhuishouding (1989) en het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP) (1989). Deze drie stukken vallen onder facetbeleid, dat wil zeggen dat deze plannen een bepaald thema in verschillende beleidsvelden behandelen. Het is duidelijk dat de drie beleidsvelden (waterhuishouding, milieu en ruimtelijke ordening) nauw aan elkaar verwant zijn. Een zekere overlap is dan ook niet te vermijden (Meer dan de som der delen, 1984).

Het sectorale Natuurbeleidsplan (1989) doet een poging beleidsuitspraken in deze drie landelijke plannen te verbinden op het gebied van de natuurlijke landschappen. Het plan geeft het landelijke beleid voor de sector natuurbehoud weer. Ze geeft aan wat mogelijk is op het gebied van natuurontwikkeling

en -behoud en geeft richting aan het natuurbeleid; de zogenaamde ecologische hoofdstructuur (Natuurbeleidsplan, 1989).

LANDELIJK

Natuur- en milieubeleid (facetnota's)



PROVINCIAAL

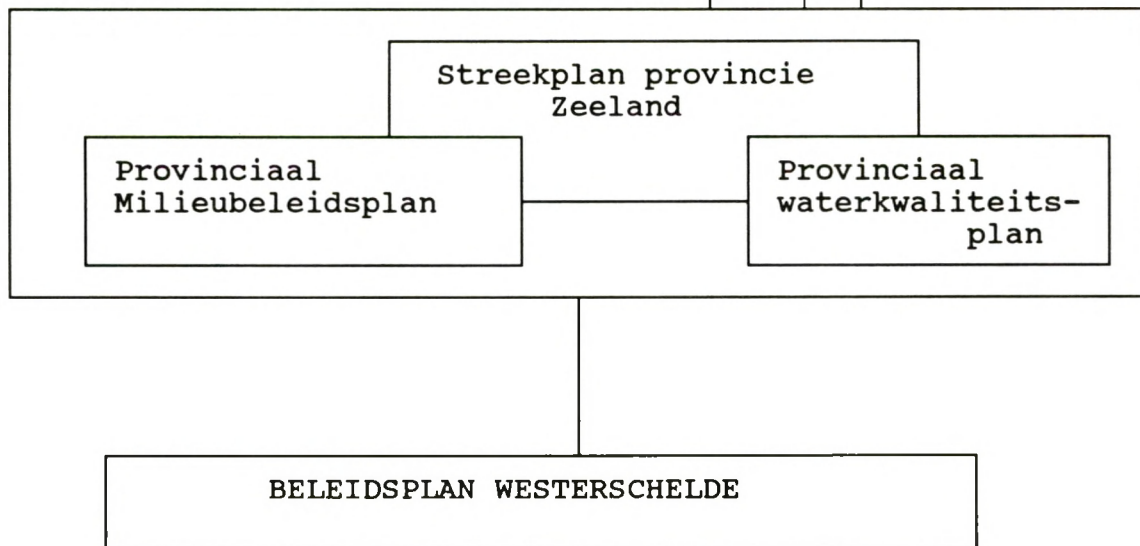


fig 8.1: Relatie tussen landelijke en provinciale beleidsstukken

De sectorale structuurschema's Vaarwegen (1977) en Zeehavens (1981) zijn van betekenis voor de Westerschelde als scheepvaartweg. De opzet en hoofddoelstelling van deze structuur-

schema's lijkt op elkaar. Men gaat uit van een gezonde ontwikkeling van de zeehavens en vaarwegen ten behoeve van de gewenste nationaal- en regionaal economische ontwikkeling zodanig dat een zo groot mogelijke bijdrage wordt geleverd aan het algemeen welzijn. Het algemeen welzijn wordt in verband gebracht met onder andere natuur, het milieu en het landschap.

Op provinciaal niveau zijn het Streekplan Provincie Zeeland (1988) en het Beleidsplan Westerschelde (1989a) van belang. Deze vallen onder facetbeleid. De plannen op provinciaal niveau zijn een uitwerking van het landelijk beleid. De status van het streekplan is formeel bindend, de status van het beleidsplan Westerschelde is alleen bestuurlijk bindend (mond. med. Godthelp, 1990). Het beleidsplan Westerschelde is het meest relevante en concrete plan voor de Westerschelde en wordt in deze analyse als uitgangspunt genomen.

8.2 Beleidsplan Westerschelde (1989)

8.2.1 Doelstellingen

De Westerschelde heeft van oudsher vele functies. Door toename van activiteiten in het gebied konden conflicten tussen de verschillende functies niet uitblijven (fig. 8.2).

Scheepvaart:									
-onderhoud/verbetering vaarweg	-								
-scheepvaartverkeer	0	+							
Delfstoffenwinning	0	+	+						
Oeverrecreatie	-	0	0	0					
Watersport	0	+	-	+	+				
Waterkeringen	+	-	+	+	0	+			
Industriegebieden	+	+	+	+	+	+	+		
Natuur	-	-	0	0	(-)	0	+ / 0	0	
(Beroeps)visserij	-	-	0	0	+	0	+	+	0
FUNCTIES EN ACTIVITEITEN	Ontvangend opp. water	Onderhoud/verbetering vaarweg	Scheepvaartverkeer	Delfstoffenwinning	Oeverrecreatie	Watersport	Waterkeringen	Industriegebieden	Natuur

- : actueel conflict
- (-) : plaatselijk actueel conflict
- 0 : potentieel conflict
- + : geen conflict

Bron: Beleidsplan Westerschelde (1989a)

Figuur 8.2: Overzicht functies en activiteiten en de onderlinge conflicten in het westerscheldegebied

Om de conflicten in het Westerschelde gebied duurzaam op te lossen is een brede bestuurlijke samenwerking noodzakelijk

(Beleidsplan Westerschelde, 1989a). In het beleidsplan Westerschelde worden de verschillende beleidsuitspraken ten aanzien van het gebied die in landelijke nota's zijn gedaan, geïntegreerd. In het beleidsplan Westerschelde komen ook nieuwe beleidspunten over o.a. waterbeheer, recreatie en natuurbehoud aan de orde. Het beleidsplan dient ad hoc beslissingen van de provincie te structureren, bestuurlijke consensus over het beleid in de Westerschelde dichterbij te brengen en meer samenwerking tussen de verschillende disciplines te bewerkstelligen. (mond. med. Godthelp, 1990)

Iedere overheidsinstantie (gemeenten, haven- en waterschappen, provincie, rijk) die belang heeft bij de Westerschelde is in de voorbereiding van het beleidsplan Westerschelde betrokken geweest. Het beleidsplan heeft geen wettelijke status, de betrokkenen zullen echter een intentieverklaring of bestuurs-overeenkomst tekenen, waarin ze de onderlinge afspraak maken zich aan het beleidsplan te houden (mond. med. Visser, 1990). Doel van het plan is een integrale visie op het Westerschelde gebied tot stand te brengen, met als invalshoek het totale functioneren van het gebied inclusief de oevers en de waterbodem (Beleidsplan Westerschelde, 1989a). In het plan dient concreet beleid te worden geformuleerd dat gericht is op het verwezenlijken van die totaalvisie en moet worden aangegeven welke acties nodig zijn om dit beleid te concretiseren (dit over waarom het beleidsplan tot stand is gekomen). In het beleidsplan Westerschelde (1989a) wordt de hoofddoelstelling voor het Westerschelde-estuarium beleid als volgt geformuleerd:

"Het, met behoud en inachtneming van de scheepvaartfunctie van het gebied en de ontwikkelingsmogelijkheden daarvan (met de daaraan gekoppelde zeehaven en industriële activiteiten), creëren van een zodanige situatie, dat natuurfuncties kunnen worden gehandhaafd en hersteld en voorts potentiële natuurwaarden kunnen worden ontwikkeld. Dat dient tevens te leiden tot een goede uitgangssituatie voor de ontwikkeling van visserij- en recreatiefuncties. Het belang van de waterkeringen dient daarbij te worden gewaarborgd."

8.2.2 Beleidsuitspraken

8.2.2.1 Hoofdfunctie scheepvaart

Het rijk accepteert de verantwoordelijkheid voor de kwaliteit van de verbindingen van en naar de havens in het Westerscheldegebied. De verdieping van de hoofdvaarroute conform de voorstellen van de Technische Scheldec commissie vormt onder zekere condities een uitgangspunt voor het beleidsplan Westerschelde. Deze verdieping is, samen met enkele waterstaatkundige kwesties (waterkwaliteit van Schelde en Maas, de verdeling van het Maaswater en het Baalhoekkanaal), nog onderwerp van overleg met België.

De scheepvaartfunctie van de Westerschelde wordt in het beleidsplan Westerschelde meer benadrukt dan in de landelijke en ook in de provinciale plannen.

Gevolgen van de verdieping voor de scheepvaart zullen zijn dat de havens met grotere schepen te bereiken zijn. Ook kunnen meer schepen gebruik maken van de vaarweg.

De scheepvaart in de Westerschelde legt beslag op de hoofdvaarroute, de druk bevaren nevenroutes, ankerplaatsen voor schepen met gevaarlijke lading en de gebieden waar overslag op stroom plaatsvindt.

Naast het waarborgen van de hoofdfunctie scheepvaart is het beleid terughoudend met betrekking tot de recreatievaart in of langs de hoofdvaarweg en de druk bevaren nevenroutes.

Ook ligt er een prioriteit in het versterken van de economische functie van de hoofdtransportas. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

8.2.2.2 Hoofdfunctie ecologie

De Westerschelde kent een grote verscheidenheid aan aquatische en terrestische levensgemeenschappen. Voorbeelden hiervan zijn de kinderkamerfunctie van ondiepwatergebieden, de waarde van intergetijdegebieden en schorren voor vogels, de vegetatie van schorren en de levensgemeenschappen van de "slufter"-gebieden.

Het beleid ten aanzien van de Westerschelde is gericht op het behoud en de versterking van de natuurfunctie. Om deze doelstelling te realiseren worden in het beleidsplan voor de verschillende gradiënten in water en bodem doelstellingen en daarmee verweven maatregelen geformuleerd.

Voor de zuurstof en nutriëntenhuishouding, de micro-verontreinigingen en de waterbodembodem worden maatregelen geformuleerd conform het Nationaal Milieubeleidsplan (1989) en de Tweede Internationale Conferentie over de Bescherming van de Noordzee (1989). Verder wordt er veel van België verwacht bij het terugdringen van de lozingen, voor het halen van welke doelstelling dan ook is de medewerking van België (en Frankrijk) van doorslaggevende betekenis. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

8.2.2.3 Morfologische structuur en dynamiek

Er wordt in het beleidsplan erg veel waarde gehecht aan het beleid ten aanzien van de morfologische structuur en dynamiek. De bagger- en stortactiviteiten van de laatste decennia hebben grote ecologische gevolgen gehad; beperking van de geuldynamiek, beïnvloeding van de vogel- en kinderkamerfunctie door afname van areaal en waarde van intergetijde- en ondiepwatergebied en de snelle verlanding van het Verdrongen Land van Saeftinghe.

De berging van de baggerspecie wordt als een probleem gezien. De huidige bergingslocaties zijn bijna vol en bij uitvoering van het verdiepingsprogramma 48'/43' zal de berging van de baggerspecie moeilijk worden.

Doelstelling van het beleid ten aanzien van het baggeren is het minimaliseren van het onderhoudsbaggerwerk. De vaarweg moet echter op de overeengekomen diepte blijven en de natuurlijke morfologische dynamiek moet zoveel mogelijk in stand gehouden worden.

In het westelijk deel zal dit het resultaat moeten zijn van de natuurlijke dynamiek (procesbeheer). In het meer kunstmatige oostelijk deel zal het op technische wijze beschermen van het bestaande patroon onvermijdelijk zijn. Ter compensatie voor het verlies aan areaal kan natuurbouw dan noodzakelijk zijn.

Onderzoek heeft uitgewezen dat bij uitvoering van de verdieping het onderhoudsbaggerwerk zal toenemen tot circa 12 miljoen m³ per jaar. De ecologische effecten zullen daarmee evenredig toenemen.

Voor het verwerken van de baggerspecie zijn twee alternatieven onderzocht. Het eerste alternatief gaat uit van het handhaven van de huidige dynamiek en structuur in het oostelijk deel. De niet in het gebied te bergen specie (ca. 5 mln. m³ per jaar) zal of naar het westelijk deel of geheel uit het gebied verwijderd moeten worden. Het tweede alternatief gaat uit van berging in de nevengeulen, tot laag- of hoogwaterniveau.

Bij het eerste alternatief zal het meervoudig geulenstelsel ten oosten van Hansweert gehandhaafd blijven. De baggerintensiteit en daarmee de beperking van de dynamiek en de overige ecologische gevolgen zullen echter sterk toenemen ten opzichte van de huidige situatie. Dit alternatief waarbij het specie in het westelijk deel wordt geborgen komt overeen met het "Verdiepingsrapport Westerschelde 48'/43' voet" (1984) en werd door de Raad van de Waterstaat afgewezen.

Het tweede alternatief zal de baggerintensiteit aanzienlijk doen afnemen. Het meervoudig geulenstelsel tussen Hansweert en Bath zal dan moeten worden opgegeven. De afname van de baggerintensiteit kan worden bereikt door het geulen-platengebied tussen Hansweert en Bath (Valkenissegebied) aan het stroomvoerende profiel te onttrekken. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

Deze mogelijkheid wordt door Rijkswaterstaat onderzocht. De uit het onderzoek gekomen scenario's zijn in hoofdstuk 3 besproken.

8.2.2.4 Beleid inzake zonerings en beheer

In het beleidsplan wordt aan zonerings en beheer een apart hoofdstuk gewijd, omdat bij de afstemming van de in het gebied aanwezige functies actuele of potentiële conflicten worden voorkomen.

Bij de zonerings van het gebied wordt er van uitgegaan dat de Westerschelde van west naar oost een minder natuurlijk karakter krijgt.

In het westelijk deel wordt daarom meer het accent gelegd op het handhaven van de natuurlijke processen zoals die in getijdegebieden optreden (procesbeheer). Andere functies die de natuurlijke dynamiek en ecologische waarden nadelig beïnvloeden worden in het westelijke deel zoveel mogelijk geweerd. In het oostelijk deel van het systeem moet de nadruk worden gelegd op patroonhandhaving. Dit houdt in dat de bestaande situatie met maatregelen wordt vastgelegd.

Bij de ruimtelijke inrichting van het gebied zijn drie uitgangspunten als vrij hard gegeven gehanteerd.

Ten eerste de hoofdvaarroute en de drukke nevenvaarroutes. De anker-, uitwijk- en overslaggebieden zijn hierbij inbegrepen. Ten tweede is de Uniforme Planologische Regeling van kracht uitgezonderd enkele gebieden. Deze regeling komt erop neer dat gebieden tussen gemiddeld hoogwater en NAP -5,00 meter in zijn algemeenheid zijn aangeduid met dubbelbestemming waterstaatkundige functie en natuurwetenschappelijke betekenis. Hoger gelegen gebieden, voor zover ze geen onderdeel uitmaken van

een waterkering en gebieden die nu in de zin van de natuurbeschermingswet als beschermd- of staatsnatuurmonument zijn aangewezen, zijn aangeduid als natuurgebied. Lager gelegen gebieden en gebieden tussen gemiddeld hoogwater en NAP -5.00 meter, waarvoor de dubbelbestemming niet geldt, krijgen de bestemming waterstaatsdoeleinden. De Uniforme Planologische Regeling is een richtlijn voor gemeentelijke bestemmingsplannen. Het is niet duidelijk of en hoe deze regeling wordt nageleefd.

Als derde worden de primaire waterkeringen genoemd. Dit betreft alle duinen en dijken, alsmede de daarin aanwezige kunstwerken zoals keer- en schutsluizen, die deel uitmaken van de zeewering. (Beleidsplan Westerschelde, 1989a)

8.3 Nationaal beleid gericht op de Westerschelde

8.3.1 Nationaal natuur- en milieubeleid

Het beleidsplan Westerschelde heeft zijn basis in het landelijk natuur en milieubeleid. Het landelijke milieubeleid wordt gevormd door het Nationale Milieubeleidsplan (NMP) (1989), de Derde Nota Waterhuishouding (1989) en de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988).

In het NMP worden nog geen specifieke maatregelen aangekondigd voor de Schelde (en Maas). De Rijn heeft wel een actieplan en het beleid ten aanzien van deze rivier is wel concreet geformuleerd. Voor de Schelde en de Maas zijn nog geen actieplannen opgesteld. Toch moeten ook deze rivieren in het kader van het Noordzee-actieprogramma voor 1995 gesaneerd worden. Ook het probleem van verontreinigde baggerspecie wordt in het NMP aangehaald. Aan de ene kant moet verdere ontwikkeling van Nederland transport-land niet in gevaar komen, aan de andere kant zijn de ecologische risico's en de kosten voor het verwerken van de baggerspecie hoog (NMP, 1989). Hiermee is voor de Westerschelde de aanzet gegeven om iets aan de baggerproblematiek te doen.

In de Derde Nota Waterhuishouding (1989) wordt de noodzaak gezien van internationale samenwerking om terugdringing van de verontreiniging te bewerkstelligen. De hoofdaccenten van beleid liggen in het versneld terugdringen van de verontreiniging en het behouden van de bestaande en ontwikkelen van nieuwe slikken en platen.

Het terugdringen van de vervuiling kan worden bereikt door toepassen van schone technologie en gebruik van schone producten en grondstoffen en aanpassing van de normen voor waterbodems (Derde Nota Waterhuishouding, 1989). Het streefbeeld voor 1995 is het terugdringen van de verontreiniging uit binnenlandse en buitenlandse bronnen met vijftig procent ten opzichte van 1985. Dit komt in grote lijnen overeen met het beleid zoals dat in het NMP is opgesteld.

De medewerking van België is hierbij onontbeerlijk aangezien de Belgen een groot gedeelte van de verontreiniging voor hun rekening nemen. Van internationaal overleg zal het uiteindelijk afhangen in welk tempo de Westerschelde schoner wordt. Er zal naar gestreefd worden in 1995 internationaal de functies en doelstellingen van de Schelde overeen te komen. Ook zullen

verdragen met België over de kwaliteit van Maas en Schelde tot stand moeten komen. (Derde Nota Waterhuishouding, 1989)
Als grote voorbeelden worden de verdragen rond de Rijn en Noordzee aangehaald:

'Nederland heeft in de afgelopen jaren belangrijke ervaringen opgedaan met andere rivier- en zeeverdragen (zoals het Rijn-actieprogramma en het Noordzee-actieprogramma). Eén van die ervaringen is, dat alleen met een hecht actieprogramma en met een sterke en permanente structuur voldoende voortgang te bereiken is.' (Derde Nota Waterhuishouding, 1989)

Hoe men dit overleg gestructureerd wil zien en wanneer er uitkomsten te verwachten zijn is in de Derde Nota niet duidelijk gemaakt. Of de gestelde reductie normen haalbaar zijn in het gestelde tijdsbestek blijft dus de vraag.

Voor de Westerschelde worden in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988) op milieugebied geen belangrijke uitspraken gedaan.

Het natuurbeleid wordt in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening vorm gegeven door het beschrijven van het begrip Nederland-Waterland. In Nederland-Waterland wordt de opzet gegeven voor een gebiedsgerichte aanpak. In de Derde Nota Waterhuishouding en het Natuurbeleidsplan wordt hieraan nadere invulling gegeven.

In de landelijke plannen wordt de ecologische waarde van de Westerschelde als zeer groot beschouwd:

'De natuurlijke opbouw en afbraak van platen en slikken schepen leefomstandigheden voor planten en dieren die van deze open en zeer dynamische milieus afhankelijk zijn. Sterns, plevieren, meeuwen en vele steltlopers broeden in dit biotoop. Vastleggen en beschermen tegen overstroming levert op korte termijn broedsucces, maar vergroot op lange termijn biotoopverlies door oprukkende begroeiing. Het wordt dan noodzakelijk deze gebieden te beheren, waardoor de zelfregulering afneemt. Het actief verdedigen van oevers, anders dan uit oogpunt van veiligheid of behoud en aanwas van het schorareaal, dient dan ook te worden beëindigd.' (Derde Nota Waterhuishouding, 1989). Dit kan wel beperkingen voor de scheepvaart opleveren. De beïnvloeding van de morfologie van het gebied ten behoeve van de scheepvaart, zoals in het Beleidsplan Westerschelde (1989a) vermeld wordt, is dus in strijd met de Derde Nota Waterhuishouding (1989).

In het sectorale Natuurbeleidsplan, waarin het natuurbeleid wordt geschetst, wordt de natuurwaarde onderstreept:

'In nationaal opzicht zijn de getijdegebieden in feite de laatste werkelijk grootschalige ecosystemen waar de natuurlijke processen (weliswaar binnen zekere grenzen) vrij spel hebben. De verontreiniging met systeemvreemde organische en anorganische stoffen in het gebied wordt als grootste bedreiging gezien. Een adequaat milieu- en waterbeleid is dan ook essentieel voor het duurzaam voortbestaan van zowel de algemene als de meer specifieke natuurwaarden. In dat geval zijn de perspectieven voor een versterking van het natuurbeleid in het getijdegebied goed.' (Natuurbeleidsplan, 1989). In het Natuurbeleidsplan wordt daarnaast nog opgemerkt dat de belangrijkste ruimtegebruiksfuncties (natuur, visserij, scheepvaart, recreatie) niet strijdig hoeven te zijn. In het

Natuurbeleidsplan wordt de verwachting gewekt dat het gehele getijdegebied, met uitzondering van de havengebieden, als kerngebied binnen een ecologische hoofdstructuur past. In het Natuurbeleidsplan wordt de nadruk op de vervuiling van het watersysteem gelegd. Morfologische aspecten worden niet in het Natuurbeleidsplan behandeld. Hierdoor wordt het conflict tussen scheepvaart en natuurfunctie niet gesignaleerd. Of de belangrijkste functies inderdaad niet strijdig zijn is nog maar de vraag. De grote baggerinspanningen om de vaargeul op diepte te houden bijvoorbeeld hebben nadelige gevolgen voor de ecologie in het gebied.

8.3.2 Het nationale beleid ten aanzien van de Westerschelde als scheepvaartweg

Als hoofdvaarweg van Antwerpen naar zee heeft de Westerschelde een belangrijke scheepvaart-functie. De hoofddoelstelling voor het vaarwegennet en de zeehavens, zoals dat is vastgelegd in de Structuurschema's Vaarwegen (1977) en Zeehavens (1981), is het bevorderen van een veilige en vlotte afwikkeling van het scheepvaartverkeer. Hierbij moet een zo groot mogelijke bijdrage geleverd worden aan het algemeen welzijn. Concreet houdt dit in dat economische en ecologische belangen afgewogen moeten worden oftewel 'wil men de natuurlijke waarden behouden, dan zullen ook ingrepen in het kader van het vaarwegenbeleid met bijzondere zorgvuldigheid moeten geschieden' (Structuurschema Vaarwegen, 1977).

Toch gaan de meeste conclusies uit van een steeds verder gaande groei; bijvoorbeeld grotere schepen, uitbreiding van havens en betere vaarwegverbindingen. Voor de Westerschelde is vooral van belang wat de gewenste ontwikkelingen voor de haven van Antwerpen zijn.

8.4 Provinciaal beleid gericht op de Westerschelde

Het beleid ten aanzien van de Westerschelde wordt weergegeven door het eerder besproken Beleidsplan Westerschelde (1989a). Het streekplan Provincie Zeeland (1988) geeft de kaders aan waarbinnen beleid met betrekking tot de Westerschelde mogelijk is. Het Zeeuws Milieubeleidsplan (1990) en het nog te verschijnen Zeeuws Waterkwaliteitsplan geven uitwerkingen voor het milieu- en waterkwaliteitsbeleid voor de provincie Zeeland en geven daarmee een aanvulling op het Beleidsplan Westerschelde (1989a).

8.4.1 Streekplan Provincie Zeeland (1988)

Het streekplan Provincie Zeeland, dat is opgesteld in 1988, bestrijkt het totale gebied van de provincie Zeeland en heeft daardoor ook betrekking op de Westerschelde. Het plan reikt in beginsel tot het jaar 2000 en heeft als belangrijkste functie richting te geven aan de gewenste ontwikkeling van het gebied (Streekplan Provincie Zeeland, 1988).

Basis voor het provinciaal beleid ten aanzien van de Westerschelde, geformuleerd in het streekplan, is de Totaalvisie voor de Deltawateren (1985) en het landelijk geformuleerde

beleid. De doelstellingen van het Streekplan ten aanzien van de Westerschelde worden uitgewerkt in het beleidsplan Westerschelde (1989a).

Bijkomend is dat het streekplan een toetsende functie heeft, omdat het wordt gehanteerd bij de beoordeling van gemeentelijke en eventuele andere planologisch relevante maatregelen die de goedkeuring behoeven van het provinciaal bestuur.

In het streekplan worden voor de Westerschelde de hoofdfuncties scheepvaart en natuurbehoud gegeven. Het ruimtelijke beleid met betrekking tot de hoofdvaarwegverbinding is erop gericht om, rekening houdend met andere belangen, een goede bereikbaarheid van belangrijke bestemmingen voor de scheepvaart te waarborgen en te bevorderen zodat het scheepvaartverkeer veilig en vlot kan verlopen.

Wat betreft de natuurfunctie van de Westerschelde zijn er begrenzungen gemaakt voor gebieden met als hoofdfunctie natuurbehoud. Deze begrenzungen zijn in het beleidsplan Westerschelde verder uitgewerkt.

Voor een gebied met verweving van natuurbehoud en andere functies, zoals in de Westerschelde, is de opstelling van een inrichtings en/of beheersplan gewenst.

8.4.2 Zeeuws milieubeleidsplan (1990)

In haar milieubeleidsplan 'Kerend Tij' heeft de provincie het NMP vertaald naar de Zeeuwse situatie. Centraal staat het behoud van de provincie als open, schoon en groen gebied, of als dit nodig is, het versterken als zodanig (Zeeuws milieubeleidsplan, 1990).

Het plan is voor derden, zoals bedrijven, burgers en andere overheden, niet rechtstreeks bindend. Wel zijn de uitspraken in de nota richtinggevend voor in de komende jaren te nemen beslissingen op provinciaal niveau. In het Zeeuws milieubeleidsplan zijn geen passages die in de huidige formulering moeten leiden tot een streekplanwijziging. Wel worden op een aantal plaatsen uitwerkingen van het Streekplan Zeeland aangekondigd. De emissies van zware metalen en PAK's naar het oppervlaktewater moeten in 1995 ten opzichte van 1985 met de helft zijn teruggebracht (Zeeuws milieubeleidsplan, 1990). Materiaal dat bezinkt op de waterbodem moet in 1995 zoveel mogelijk voldoen aan de algemene milieukwaliteit. Dat zal de hoeveelheid probleembagger die bij baggerwerk vrijkomt, met ongeveer een kwart verkleinen (Zeeuws milieubeleidsplan, 1990).

Lozingen van stikstof en fosfaat moeten conform de Derde Nota Waterhuishouding worden teruggebracht. Richtinggevend voor beide stoffen is een halvering in 1995; in 2000 voor stikstof een reductie met 70% en voor fosfaat met 75%. Peiljaar is steeds 1985. (Zeeuws Milieubeleidsplan, 1990)

Net als in het Beleidsplan Westerschelde wordt er gemakkelijk teruggegrepen op het NMP (1989).

Voor stikstof en fosfaat komt meer dan de helft van de belasting uit België. Het Zeeuws Milieubeleidsplan gaat alleen over de belasting vanuit Nederland. Er worden voor dit deel van de belasting geen concrete uitspraken gedaan of en hoe de normen gehaald moeten worden.

9 Belgisch Beleid

9.1 Beleidskaders

Om het Belgisch beleid ten aanzien van de vervuiling van de Schelde en Westerschelde, natuurbescherming en waterkwaliteit te beschrijven moet onderscheid gemaakt worden in verschillende beleidsniveaus. Er kunnen in België vier niveaus onderscheiden worden: het nationale, het gewestelijke, het provinciale en het gemeentelijke niveau. Elk niveau heeft verschillende bevoegdheden en verantwoordelijkheden.

Aangezien de provincies en gemeenten te weinig bevoegdheden hebben om effectief milieubeleid te voeren (mond. med. Wens, 1990) concentreert het Belgische milieu- en natuurbeschermingsbeleid zich op het nationale en (voornamelijk) het gewestelijk niveau.

In 1980 werden via de Bijzondere Wet op de Hervorming der Instellingen de nationale en regionale dimensies van het beleid grondwettelijk vastgesteld. De nationale overheid behield als belangrijke taak om de concurrentieverhoudingen over het hele grondgebied gelijk te houden (Sibbles en Verduin, 1988).

De gewesten kregen grote bevoegdheden op alle andere terreinen. Daartoe behoren het natuur- en milieubeleid en het scheepvaart- en havenbeleid.

9.2 Nationaal milieubeleid ten aanzien van de Westerschelde

Het vaststellen van de algemene en sectorale lozingsvoorwaarden, de normering van internationale waterkwaliteitsdoelstellingen (de EG-richtlijnen) en de bepaling van de berekeningsbasis voor de tarieven voor de zuivering van industrieel afvalwater en van de industriële investerings-subsidies zijn bevoegdheden van de nationale overheid (Sibbles en Verduin, 1988). Het onderhouden van internationale betrekkingen en het maken van internationale afspraken zijn eveneens een taak van de nationale overheid.

Of deze nationaal gemaakte afspraken door de gewesten worden overgenomen is nog maar de vraag.

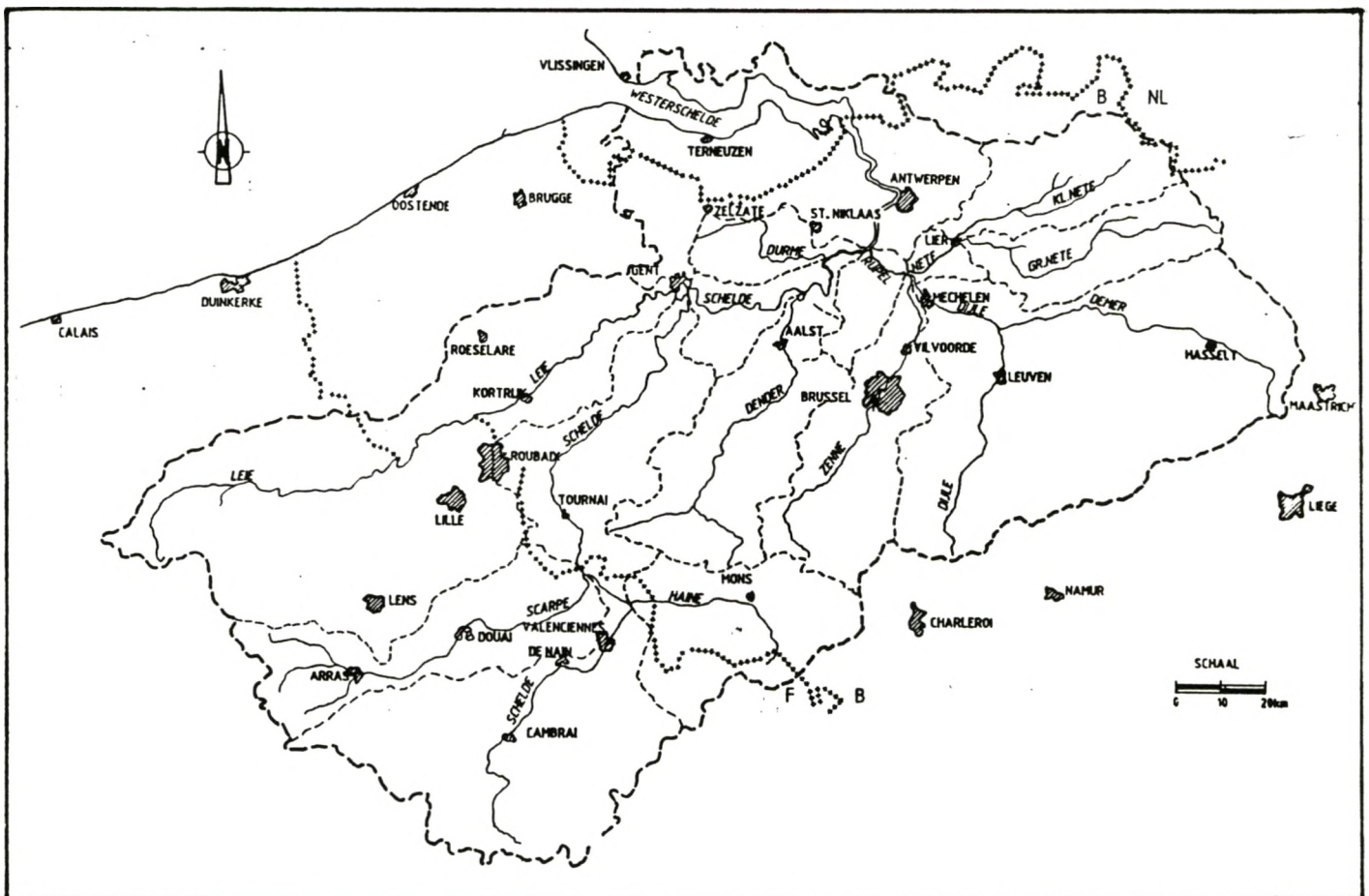
De gang van zaken bij de Noordzeeconferentie is hier een goed voorbeeld van. Mw. Smet, staatssecretaris voor Leefmilieu is de Belgische vertegenwoordigster geweest op de internationale Noordzeeconferentie en ze heeft namens de nationale overheid de slotverklaring van deze conferentie ondertekend. Omdat de gewesten de uitvoerende bevoegdheid hebben met betrekking tot waterkwaliteit en waterhuishouding is deze handtekening geen garantie voor werkelijk beleid gericht op de doelstellingen van de conferentie. De nationale regering heeft weinig mogelijkheden (financiële druk is eigenlijk het enige) om deze op nationaal niveau gemaakte afspraken aan de gewesten op te leggen (mond. med. Wens, 1990).

9.3 Gewestelijk beleid ten aanzien van de Westerschelde

9.3.1 Rol van de gewesten in het natuur- en milieubeleid

Tot de bevoegdheden van de gewesten behoort het natuurbehoud (Kuijken, [1989]), het ruimtelijk beleid (Benelux Globale Structuurschets, 1986), het milieubeleid (mond. med. Wens, 1990) en de exploitatie en milieuhygiëne van de waterlopen (Schurmans, 1990). Ook de juridische en praktische verantwoordelijkheid voor de uitvoering van de landelijk geformuleerde normen ligt bij de gewesten (Sibbles en Verduin, 1988).

De Schelde stroomt door het Waalse, Brusselse en Vlaamse gewest (fig 9.1) en het beleid van alle drie gewesten is dus voor dit onderzoek van belang.



Figuur 9.1: Stroomgebied van de Schelde (Claessens, 1988)

In het Brusselse gewest worden zowel het milieubeleid als het natuurbehoud en de waterhuishouding niet planmatig aangepakt. Al het afvalwater wordt zelfs nog ongezuiverd op de Zenne geloosd.

Het Waalse gewest beschikt over een ruimtelijk beleidsplan, het "Plan régional pour la Wallonie" (Benelux Globale Structuurschets, 1986). Verder zijn er op het gebied van milieu- en natuurbehoud geen Waalse plannen. In Vlaanderen is er zowel een ruimtelijk ordeningsplan als een milieubeleids- en natuurontwikkelingsplan en dus is Vlaanderen het enige gewest dat een milieu- en natuurontwikkelingsbeleid heeft. Het Ruimtelijk Beleidsplan Vlaanderen (1985) geeft een intentie aan om het ruimtelijk ordeningsbeleid planmatig aan te pakken en legt nadruk op het behoud van "open ruimten" en landelijke gebieden. Het natuur- en milieubeleid wordt geformuleerd in het MilieuNatuurlijk-2000-plan (MiNa-2000) en het MilieuNatuurlijk-'90/'95-plan (MiNa-'90/'95).

9.3.2 Vlaams Natuur- en Milieubeleid

In 1989 kwam in Vlaanderen het MiNa-2000 uit met een analyse en voorstellen voor een vernieuwd Vlaams milieu- en natuurbeleid. In 1990 kwam een uitwerking van het MiNa-2000, het MiNa-'90/'95 voor de komende vijf jaar uit. Dit plan bestaat uit twee beleidsplannen voor de periode 1990-1995: het Vlaamse milieubeleidsplan en het Vlaamse natuurontwikkelingsplan en bevat de concrete uitwerking van de uitgangspunten en beleids-opties die zijn uiteengezet in het MiNa-2000. Kelchtermans (1990a) beschouwt het uitkomen van het milieubeleidsplan en het natuurontwikkelingsplan als een belangrijke stap in de richting van een planmatige aanpak van het milieu- en natuurbeleid. Het milieubeleidsplan en natuurontwikkelingsplan zullen verder uitgewerkt worden in meerjarenplannen (Kelchtermans, 1990a).

Het MiNa-2000 streeft naar een duurzame ontwikkeling (Kelchtermans, 1990a). Dit wordt vertaald in een streven van het milieubeleidsplan naar milieukwaliteiten, die een duurzame ontwikkeling moeten garanderen en in het streven van het natuurontwikkelingsplan naar een groene hoofdstructuur in Vlaanderen.

Het milieubeleidsplan bevat twee grote wezenlijke delen: Een situatieschets en een reeks actieplannen (zie Bijlage III). De opbouw van het milieubeleidsplan is een combinatie van een sectorale, thematische en doelgroepenbenadering (Kelchtermans, 1990a). Hoewel getracht is de thematische benadering in het plan te verwerken is de structuur van het plan hoofdzakelijk gebaseerd op de traditionele benadering van de milieucompartimenten lucht, water en bodem. Deze benadering is niet geschikt om milieuproblemen te beschrijven die in meerdere compartimenten spelen en waarvoor een goede afstemming van de compartimenten op elkaar nodig is. De situatieschetsen komen daardoor vrij chaotisch over (Kommentaar, 1990). De thematische benadering wordt wel duidelijk gehanteerd in het natuurontwikkelingsplan (Kommentaar, 1990).

Het MiNa-'90/'95 werkt grotendeels met immissienormen. Dit heeft tot gevolg dat het principe 'de vervuiler betaalt' moeilijk realiseerbaar is. Immissienormen immers geven de concentraties weer in het water of bodem en zeggen niets over de relatieve bijdrage van de verschillende bedrijven. Een milieubeleid, dat nog in de kinderschoenen staat zal zeer veel

moeite hebben met het handhaven van deze immissienormen. Emissienormen zijn veel beter te controleren.

Volgens het MiNa-'90/'95 moet het milieu- en natuurontwikkelingsbeleid geïntegreerd zijn met facetmatige beleidstakken zoals ruimtelijke ordening, landinrichting en algemeen milieu-beleid en met andere beleidstakken zoals bosbouw, landbouw, waterbeheersing, ruilverkaveling en recreatie. Ook de verschillende beleidsniveaus nationaal, gewestelijk, provinciaal en gemeentelijk moeten op elkaar worden afgestemd.

(Kelchtermans, 1990b)

Het MiNa-'90/'95 bevat een aanzet tot deze integrale milieuplanning (zie Bijlage III). Het is het enige plan waarin aan de integratie van het milieu- en natuurontwikkelingsbeleid aandacht wordt besteed. Deze integratie is met name in het natuurontwikkelingsplan uitgewerkt. De aandacht voor integratie van het milieubeleidsplan is veel minder. Terwijl het plan veel aandacht besteed aan de theoretische beschouwing van integrale milieuplanning, geven tegenstrijdigheden in het formuleren van doelstellingen aan dat de afstemming van de delen van het MiNa-'90/'95 zelf, het milieubeleidsplan en het natuurontwikkelingsplan op elkaar te wensen overlaat.

Hoewel het MiNa-'90/'95 streeft naar integratie met andere beleidssectoren is het plan niet in overleg met andere beleidssectoren geschreven. Over de in het plan beschreven integratie is dus niet overlegd. Het streven naar integratie is een streven van het MiNa-'90/'95 en niet van andere beleidssectoren. De integratie moet nog volledig worden gerealiseerd (Kommentaar, 1990).

Op zich is het positief dat er een MiNa-'90/'95 is ontwikkeld en dat er aandacht wordt besteed aan het natuur- en milieu-beleid in Vlaanderen. Een ingrijpende koersverandering op het gebied van het milieubeleid is niet te verwachten. Het MiNa-'90/'95 staat wat dat betreft te veel op een eiland. Het feit dat de doelstellingen in het MiNa-'90/'95 niet in overleg met andere beleidssectoren zijn vastgesteld maakt de realisatie van deze doelstellingen onzeker. Daarnaast is het ook de vraag of de doelstellingen te bereiken zijn met de in het plan aangekondigde maatregelen. De verwachting is dat de doelstellingen zoals die in het MiNa-'90/'95 worden vastgesteld niet haalbaar zullen zijn binnen de gestelde termijn (tot 1995).

9.3.3 Scheepvaart- en havenbeleid

Het Verdiepingsrapport Westerschelde 48'/43' geeft het Belgische beleid weer ten aanzien van de scheepvaart in de Westerschelde.

De Westerschelde en de Beneden Zeeschelde vormen de maritieme toegangsweg tot de haven van Antwerpen. De haven is grotendeels gelegen op de rechteroever van de Schelde en wordt uitgebreid op de linker-oever (Verdieping Westerschelde, 1984). De Westerschelde is voor de haven van Antwerpen de enige toegang naar zee.

De haven van Antwerpen beschikt over een uitgebreide infrastructuur en speelt een belangrijke rol in de Belgische economie. De optimale benutting van deze structuur en het blijvend vervullen van deze rol in de Belgische economie vergen

een verdieping van de maritieme toegangsweg (Verdieping Westerschelde, 1984).

Omdat de aanvoer van massagoederen steeds meer met grotere zeeschepen geschiedt is het noodzakelijk de haven toegankelijk te maken voor massagoedschepen. De verdieping van de maritieme toegangsweg dient om de concurrentiepositie van Antwerpen als havenstad te behouden.

10 De Westerschelde in internationaal perspectief.

10.1 Verdragen tussen Nederland en België.

10.1.1 Het Scheldestatuut.

In 1839 kwam met het Vredesverdrag (ook wel Scheidingsverdrag genoemd) een definitieve scheiding tussen Nederland en België. In dit verdrag is het statuut van de Westerschelde opgenomen. Dit is gebaseerd op de uitkomsten van het Congres van Wenen (1815). Het Scheidingsverdrag is tot nu toe nog steeds het enige officiële stuk waarin afspraken ten aanzien van de Westerschelde tussen Nederland en België zijn vastgelegd. De afspraken ten aanzien van de Schelde in het Scheidingsverdrag zijn (Scheidingsverdrag, 1839):

'IX.§ 2. Wat meer bijzonder de scheepvaart op de Schelde en hare monden betreft, is overeengekomen, dat het loodswezen en de betonning, zoo wel als het onderhoud der zeegaten van de Schelde beneden Antwerpen, aan een gemeenschappelijk toezigt zullen worden onderworpen, en dat dit gemeenschappelijk toezigt door wederzijds daartoe benoemde Commissarissen zal worden uitgeoefend.

Met gemeenschappelijk overleg, zullen gematigde loodsgelden worden vastgesteld, en deze gelden zullen voor de schepen van alle natiën dezelfde zijn.

De beide Regeringen verbinden zich ieder voor haar gedeelte der rivier, om de bevaarbare zeegaten van de Schelde en van hare monde te behouden, en daar de noodige tonnen en boeien te plaatsen en te onderhouden.

§ 8. Indien natuurlijke gebeurtenissen of werken van kunst de in het tegenwoordig artikel aangewezen wegen voor de scheepvaart voor het gevolg onbruikbaar mogten maken, zal de Nederlandsche Regering aan de Belgische scheepvaart, ter vervanging der gezegde onbruikbaar gewordenen wegen voor de scheepvaart, andere zoodanige wegen, die even veilig en even goed en gemakkelijk zijn, aanwijzen.

XIV. De haven van Antwerpen zal in overeenkomst met de bepalingen van artikel XV van het verdrag van Parijs van den 30 mei 1814, bij voortduring alleen eene handelshaven blijven.'

België kreeg met de komst van het Scheidingsverdrag voldoende waarborgen om geen belemmeringen te hoeven duchten voor de scheepvaart en de visserij. De betaling van een Scheldetol, waar Nederland volgens het verdrag recht op had, werd in 1863 door België en 20 andere maritieme mogendheden afgekocht (Brand, 1983). In de 20^e eeuw zijn door België vele pogingen

ondernomen het Scheldestatuut te wijzigen, echter zonder resultaat.

De inhoud van het verdrag wordt op verschillende manieren geïnterpreteerd:

De Belgen zijn van mening dat de Schelde bevaarbaar moet zijn voor de modernste scheepvaart en hier dus constant aan aangepast moet worden. Nederland vindt dat het verdrag slechts gaat over het behouden van de toestand van destijds. Zolang de eisen van België redelijk zijn geeft Nederland er gehoor aan. Momenteel betekent dit dat Nederland instemt met de baggerwerkzaamheden, die plaatsvinden om de vaargeul op diepte te houden. Het baggeren heeft echter zijn grenzen; oevers storten in en moeten verstevigd worden, zodat de Westerschelde een steeds minder natuurlijk aanzicht krijgt. (mond. med. Zijlmans, 1990)

10.1.2 Waterverdragen.

In 1975 zijn delegaties van België en Nederland het eens geworden over de zogenaamde drie waterverdragen. De drie verdragen (ook wel tractaten genoemd) die nooit volledig openbaar gemaakt zijn, hebben betrekking op (Kruytzer, 1982):

1. De aanleg van het Baalhoekkanaal door Zeeuws-Vlaanderen ten behoeve van de industrialisatie van de Antwerpse linker Schelde oever;
2. De afsnijding van de bocht in de Westerschelde bij Bath ten behoeve van de scheepvaart naar Antwerpen;
3. De minimum-afvoer en de waterkwaliteit van de Maas, waarvoor de aanleg van nieuwe spaarbekkens in de Ardennen noodzakelijk is.

Deze tractaten zijn door beide ministers geparafeerd, maar tot nu toe noch door het Nederlandse, noch door het Belgische parlement behandeld. Wel heeft de Nederlandse regering in 1975 meegedeeld dat zij, indien ook de Belgische regering met de verdragen instemt, bereid is tot ondertekening over te gaan. In België staan de verdragen sterk ter discussie, waarbij zowel vanuit de milieuhoek als vanuit industriële kringen ernstige kritiek op de ontwerpverdragen wordt geuit. In Nederland bestaan met name in de provincie Zeeland grote bezwaren tegen de erin voorgestelde projecten. (Kruytzer, 1982)

Sinds de parafering in 1975 hebben zich nieuwe ontwikkelingen voorgedaan, waardoor aan de noodzaak van de voorgestelde projecten nu moet worden getwijfeld.

Daarnaast betekenden in die verdragen voorgenomen projecten een ernstige aanslag op milieu, natuur en landschap zowel in België als in Nederland. Daarom hebben de Stichting Natuur en Milieu (Nederland) en de Bond Beter Leefmilieu (België) in nauw overleg met regionale milieu-organisaties aan beide zijden van de grens, in 1981 gezamenlijk stelling genomen tegen deze tractaten en zich in een brief tot de betrokken ministers gewend (Kruytzer, 1982).

In 1985 is er door de ministers van Buitenlandse Zaken een intentieverklaring ondertekend om de onderhandelingen te vervolgen (mond. med. Zijlmans 1990).

Als reactie hierop is de commissie Biesheuvel in het leven geroepen. Naast dhr. Biesheuvel zitten van Nederlandse kant de

directeur-generaal van Rijkswaterstaat, de directeur-generaal Milieubeheer van departement VROM, een hoge ambtenaar van het departement Buitenlandse Zaken, alsmede enkele deskundigen in deze commissie. België wordt vertegenwoordigd door de ministers van Leefmilieu, Buitenlandse Zaken en Buitenlandse Handel (nationaal), hiernaast zijn de gewesten afzonderlijk door hun ministers vertegenwoordigd. Er is lange tijd geen consensus geweest tussen nationale regering en de verschillende gewesten binnen de Belgische afvaardiging. Pas nadat er in 1989 een samenwerkings-overeenkomst gesloten is, is er in België gezamenlijk over gesproken. (mond. med. Zijlmans, 1990) De moeilijkheid is dat vanuit België in deze commissie niemand de bevoegdheid heeft afspraken vast te leggen. Op het moment dat er beslissingen genomen moeten worden, moeten de verschillende commissieleden uit België dit overleggen met hun achterban. Dus zowel met de regering als met de gewesten (mond. med. Zijlmans, 1990).

Voor Nederland heeft dhr. Biesheuvel van de Nederlandse regering het mandaat gekregen naar beste weten te onderhandelen met België (mond. med. Zijlmans, 1990).

Komende zomer hoopt de commissie tot een synthese te komen.

Er wordt over vijf punten onderhandeld:

1. verhoging van de kwaliteit van het water uit de Maas
2. de verdeling van het Maaswater
3. verhoging van de kwaliteit van het water uit de Schelde
4. de verdieping van de Westerschelde
5. het Baalhoekkanaal

In Nederland heeft men over deze vijf punten standpunten bekend gemaakt. Van België wordt verwacht hier een reactie op te geven en tevens eigen standpunten weer te geven. Tot nu toe is dit nog niet gebeurd (mond. med. Zijlmans, 1990).

Uiteindelijk zullen over deze vijf punten één of meerdere verdragen worden opgesteld, die tegelijkertijd ondertekend zullen worden.

De aanleg van het Baalhoekkanaal is dus nog niet van de baan, hoewel de Provincie Zeeland het uit haar streekplan heeft geschrapt. Als er uit de onderhandelingen komt dat het Baalhoekkanaal doorgaat, dan zal de Provincie Zeeland dit in haar streekplan moeten wijzigen.

10.1.3 De Noordzeeconferentie 1990.

In 1984 werd de eerste internationale conferentie over de bescherming van de Noordzee gehouden. De rivieren en estuaria die in de Noordzee uitmonden spelen een belangrijke rol bij de vervuiling van de Noordzee. Er worden steeds meer afspraken gemaakt tussen de Noordzeestaten deze vervuiling terug te dringen. In dit kader worden er ook overeenkomsten vastgelegd over de Westerschelde.

In maart 1990 is de derde Noordzeeconferentie gehouden. Deze conferentie had voornamelijk tot doel te beoordelen of de doelstellingen en de tijdschema's met betrekking tot het beleid en de maatregelen die tijdens de Tweede Conferentie (in 1987 in Londen) werden vastgesteld, worden verwezenlijkt. Het was tevens de bedoeling op basis van deze beoordeling en

nieuwe ontwikkelingen te besluiten welke verdere initiatieven genomen moeten worden.

Teneinde het Noordzeemilieu verder te beschermen hebben de deelnemers besloten een reeks veelomvattende gemeenschappelijke maatregelen te nemen. De volgende maatregelen hebben betrekking op de Westerschelde. Van de lidstaten wordt verwacht (Noordzeeconferentie, 1990):

- Een aanzienlijke vermindering (van 50% of meer tussen 1985 en 1995) te bereiken van de toevoer van schadelijke stoffen¹ via rivieren en estuaria.
- De Beste Beschikbare Technieken om schadelijke emissies te verminderen vast te stellen en deze toe te passen op de puntbronnen.
- De Beste Milieuveilige Handelwijze bij de diffuse bronnen vast te stellen en toe te passen.
- Initiatieven te nemen om de prioriteitenstelling te verbeteren voor in de toekomst te nemen maatregelen m.b.t. de vermindering van de toevoer van gevaarlijke stoffen. Dit kan onder andere door samenwerking bij het ontwikkelen en het gebruik van een selectie-schema voor het vaststellen van stoffen die gevaarlijk zijn voor het aquatisch milieu.
- Actie te ondernemen om de kwaliteit van de baggerspecie die in de Noordzee wordt gestort te verbeteren door de toevoer van vervuilende stoffen naar rivieren en estuaria te verminderen.
- De herziene richtlijnen voor baggerspecie van de Commissie van Oslo toe te passen op alle stortingen van baggerspecie in estuarine en zoute wateren die uitmonden in de Noordzee en beschikbare informatie te verschaffen over stortingen van baggerspecie sinds 1988 in deze wateren.
- Bij de bouw van een installatie met aanzienlijke schadelijke gevolgen voor het Noordzeemilieu overleg te plegen met andere lidstaten over het al dan niet vereist zijn van een milieu-effectrapportage voor deze installatie op grond van het nationale of internationale recht.
- Een samenwerkingsverband te behouden tussen twee of meer staten, die een watervlakte delen, om te verzekeren dat een voorstel met belangrijke nadelige milieu-effecten voor die watervlakte (met inbegrip van de cumulatieve effecten) volledig worden onderzocht voordat een besluit over dat voorstel wordt genomen.

De ministeriële verklaring van de Noordzeeconferentie is ondertekend door alle betreffende ministers van de Noordzeestaten. Hierbij moet opgemerkt worden dat dit geen verdrag is, dit betekent dat er geen sancties op staan wanneer het getekende stuk niet nageleefd wordt. (mond. med. Zijlmans, 1990)

¹ Een lijst van de betreffende schadelijke stoffen wordt gegeven in bijlage V.

Zo bestaat in België het al eerder geschetste probleem dat een beslissing genomen op overheidsniveau nog niet wil zeggen dat het door de gewesten zal worden overgenomen. In België is een poging ondernomen dit probleem op te lossen door het opstellen van een "ontwerp van samenwerkingsaccord tussen de staat en de gewesten met als doel een verhoogde bescherming van de Noordzee tegen verontreiniging" (1989).

Dit "ontwerp van samenwerkingsaccord" geeft een overeenkomst tussen de nationale overheid en de gewesten weer alles in het werk te stellen om te komen tot een doeltreffende en doorgevoerde samenwerking met het oog op de verzekering van de bescherming van de Noordzee en, meer in het algemeen, van de oppervlaktewateren. Dit ontwerpaccord respecteert het door België getekende slotakkoord van de 2^e conferentie voor de Noordzee en biedt een betere garantie voor beleid dat gericht is op de bescherming van de Noordzee.

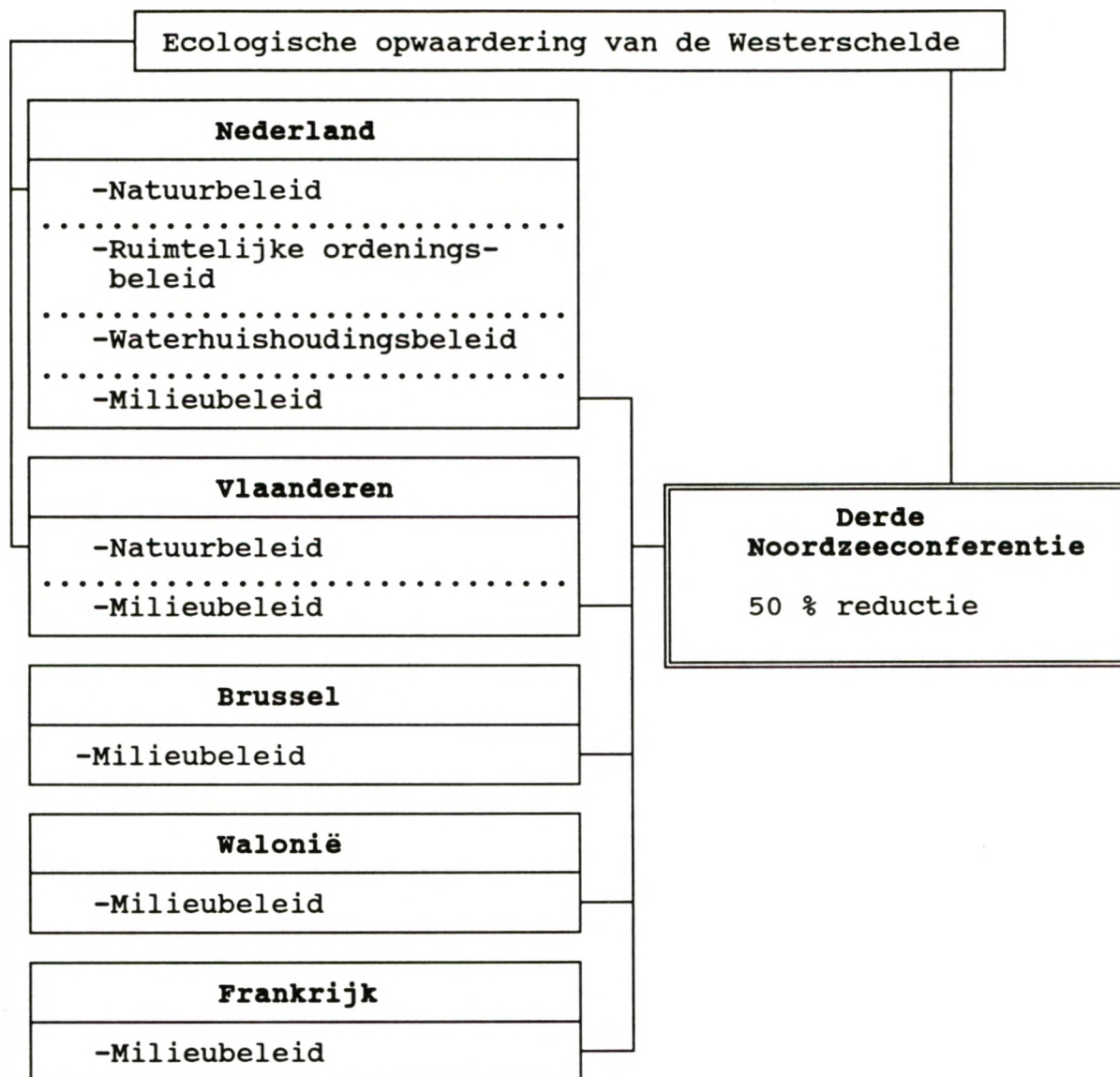
11 Discussie beleidsdeel

11.1 Verschil in prioriteiten ten opzichte van natuur- en milieubeleid in België en Nederland.

Het Nederlandse natuurbeleid zoals dat in het Natuurbeleidsplan is geformuleerd is sterk gebiedsgericht opgesteld. De gebieden krijgen als hoofdfunctie ecologie. Ook een gedeelte van het oostelijk deel van de Westerschelde behoort tot deze categorie gebieden. In het kader hiervan is de projectgroep OOST-WEST opgericht. Deze projectgroep is plannen aan het ontwikkelen die het mogelijk maken het oostelijk deel van de Westerschelde ecologisch op te waarderen. Omdat de Schelde door Frankrijk, België en Nederland stroomt is het beleid van deze drie landen van belang. Om van natuurontwikkeling in de Westerschelde iets terecht te laten komen, moeten de relevante beleidsvelden in deze landen effectief zijn.

Aangezien de Schelde (en dus de Westerschelde) vanuit Frankrijk en de Belgische gewesten Walonië, Brussel en Vlaanderen zwaar belast wordt met schadelijke stoffen is het milieubeleid voor deze gebieden het meest relevante beleidsveld. Daarnaast heeft ook het waterhuishoudingsbeleid en het natuurbeleid in Vlaanderen enige invloed op de Westerschelde. Naast het milieubeleid en waterhuishoudingsbeleid is in Nederland het natuurbeleid en ruimtelijke ordeningsbeleid van belang. Belangrijk voor het nastreven van natuurontwikkeling in de Westerschelde is dat er vanuit België en Frankrijk een teruggang van de belasting van de Schelde moet komen en dat er vanuit Nederland de mogelijkheid moet bestaan om een effectief natuurbeleid te voeren.

Het komt er op neer dat er in België en Frankrijk een krachtig milieubeleid en vanuit Nederland met name het natuurbeleid en milieubeleid in combinatie met ruimtelijke ordeningsbeleid van belang zijn. In figuur 11.1 wordt aangegeven welk beleid van belang is voor het ecologisch opwaarderen van het oostelijk deel van de Westerschelde.



Figuur 11.1: Beleid van belang voor ecologische opwaardering van het oostelijk deel van de Westerschelde

11.2 Effectiviteit van het (eventuele) milieubeleid in Nederland, Vlaanderen, Brussel en Walonië

Als we uitgaan van het milieubeleid in de verschillende gewesten en landen is het beeld vrij pessimistisch. Frankrijk heeft weliswaar een milieubeleid, voor de Schelde is dit beleid echter nog weinig uitgewerkt (het milieubeleid in Frankrijk wordt in dit verslag buiten beschouwing gelaten). Vanuit Brussel en Walonië moet het milieubeleid nog grotendeels geformuleerd worden en zijn op korte termijn weinig maatregelen te verwachten die een terugdringing van de belasting van de Schelde zullen bewerkstelligen.

In Vlaanderen is het milieubeleid van de grond gekomen met het uitkomen van het MINA-plan in 1990. Als de doelstellingen in het MINA-plan gehaald worden is er in de toekomst een vermin-

dering van de belasting van de Schelde vanuit Vlaanderen te verwachten. Het Mina-plan heeft echter nog wel haken en ogen die het twijfelachtig maken of alle doelstellingen binnen de gestelde termijn gehaald zullen worden. Ten eerste is het de vraag of de voorgestelde maatregelen voldoende zijn voor het bereiken van de doelstellingen. Ten tweede valt het te betwijfelen of alle maatregelen uitgevoerd zullen worden. Het Mina-plan is een op zich zelf staand plan en niet erg geïntegreerd in het andere gewestelijke beleid. Financiering van de verschillende onderdelen van het plan is dan ook nog een zwak punt. Ook de onderlinge afstemming van de verschillende onderdelen is moeilijk omdat het Mina-plan sterk sectoraal is opgezet.

Een positief punt is echter wel de snelle totstandkoming van het MINA-plan. Dit geeft aan dat het milieuprobleem wel als een serieus probleem wordt beschouwd waar op korte termijn iets aan gedaan moet worden. Vanuit dat oogpunt is er nog wel uitzicht op een vermindering van de belasting van de Schelde vanuit Vlaanderen. Of dit voor 1995 tot resultaat zal leiden is echter onzeker.

Het Nederlandse milieubeleid is veel verder ontwikkeld dan het milieubeleid in België. De bijdrage van Nederland aan de verontreiniging van de Westerschelde is veel kleiner dan de Belgische bijdrage.

Het is van groot belang om naast het doorzetten van het Nederlandse en Vlaamse milieubeleid samen te werken met alle vervuilers van de Schelde om zo vermindering van de vervuiling te bereiken. De samenwerkingsovereenkomst tussen de staat en de gewesten in België is hiervoor een goede basis.

Vanuit het buitenland (vnl. Nederland) wordt de druk op België groot om iets aan de vervuiling te doen. Temeer omdat België mede ondertekenaar is van de Noordzeeconferentie waarin tot 1995 een reductie van vervuilende stoffen vanuit de rivieren van 50% (of meer) wordt overeengekomen.

Vanuit Nederland is de commissie Biesheuvel in het leven geroepen om afspraken met België te maken. Deze onderhandelingen gaan onder andere over het terugdringen van de vervuiling van de Schelde. De vermindering van de vervuiling wordt direct gekoppeld aan de mogelijke verdieping van de vaargeul naar Antwerpen (in de Westerschelde). De druk om iets aan de vervuiling te doen wordt daarmee zeer groot. België heeft belang bij deze verdieping, er kan echter geen sprake zijn van verdieping van de vaargeul als er geen afspraken zijn over de vervuiling van de Schelde.

De onderhandelingen verlopen echter stroef, mede doordat de onderhandelingsbevoegdheden in België bij de nationale overheid liggen en de uitvoerende bevoegdheden bij de gewesten. Vanuit Nederland is deze spreiding van de bevoegdheden moeilijk te doorzien en kan daar moeilijk rekening mee gaan houden. Afspraken kunnen dus niet zomaar gemaakt worden.

11.3 Natuurbeleid in Vlaanderen en Nederland

Zoals in het voorafgaande al gebleken is heeft natuurontwikkeling in de Westerschelde alleen zin als er vanuit België en Frankrijk wat gedaan wordt aan de vervuiling.

Het Vlaamse natuurbeleid is van belang voor het behouden van de waardevolle gebieden in de Schelde aan de Belgische kant van de grens. Dit beleid wordt vormgegeven door het natuurontwikkelingsplan, onderdeel van het MiNa-plan. Het natuurontwikkelingsplan heeft als basisdoelstelling binnen de 10 jaar een duurzame natuur tot stand te brengen (Kelchtermans, 1990c). Het plan streeft naar een offensief en opbouwend natuurbeleid. Ook bij dit plan ontbreekt echter de integratie met ander beleid (en met name met het ook in het MiNa-plan opgenomen Milieubeleidsplan) en ook hier is dus de vraag wat er van de (op zich goede) doelstellingen terecht zal komen.

In het Nederlandse beleid ten aanzien van de Westerschelde wordt grote nadruk gelegd op de ecologische functie. In het beleidsplan Westerschelde staat de ecologische functie op dezelfde hoogte als de scheepvaartfunctie. Alle activiteiten die een achteruitgang van de natuurwaarden in het gebied veroorzaken moeten zoveel mogelijk geweerd worden. Dat betekent in de Westerschelde dat de scheepvaartfunctie met de ecologische functie moet kunnen samengaan. Dit zal binnen het Nederlandse beleid voor moeilijkheden kunnen gaan zorgen. In dit Derde Nota Waterhuishouding wordt uitgegaan van een ongestoorde ontwikkeling van het intergetijdegebied. Dit kan conflicteren met de scheepvaartfunctie van de Westerschelde. Pas als de knelpunten tussen de scheepvaartfunctie en de ecologische functie in de Westerschelde kunnen worden opgelost, dan kan het natuurbeleid in Nederland zeker effectief zijn. Het OOST-WEST-project doet een poging om deze knelpunten op te lossen.

11.4 De derde conferentie over de Noordzee

Op de derde conferentie over de Noordzee zijn de tot nu toe enige concrete afspraken over het terugdringen van de vervuiling vanuit de Westerschelde gemaakt. Hoewel de slotverklaring van deze conferentie niet bindend is, is de intentieverklaring door Frankrijk, België en Nederland ondertekend. In de slotverklaring wordt gestreefd naar een aanzienlijke vermindering (van 50% of meer tussen 1985 en 1995) van de toevoer van schadelijke stoffen² via rivieren en estuaria (in dit geval via de Schelde en de Westerschelde).

Er kan bekeken worden of de doelstellingen van de derde Noordzeeconferentie gehaald kunnen worden met de huidige stand van het milieubeleid in de verschillende landen en gewesten. De bijdrage van de verschillende landen en gewesten in de vervuiling van de Schelde en Westerschelde wordt gegeven in tabellen 11.1, 11.2 en 11.3. De basis van deze (beperkte) gegevens zijn afkomstig uit het beleidsplan Westerschelde

² Een lijst van de betreffende schadelijke stoffen wordt gegeven in bijlage V.

(1989c,d) en het MiNa-plan (Kelchtermans, 1990a). De gegevens in het beleidsplan Westerschelde zijn gegeven in hoeveelheden (kg), maar omdat voor de interpretatie de verhoudingen belangrijk zijn, zijn de tabellen hieronder gegeven in procenten.

Tabel 11.1: Procentuele bijdrage van verschillende bronnen aan de vervuiling van de Westerschelde met zware metalen.

	Procentuele bijdrage (%)							
	Cu	Ni	Zn	Cr	Cd	Hg	Pb	Fe
BRON:								
Schelde	72.80	84.80	77.80	82.00	87.90	89.30	84.50	99.90
Dir.lozingen	3.80	4.30	4.40	0.70	4.40		1.90	
Baggerspecie	12.40	4.90	3.60	14.10	4.40		7.90	
Kanalen	0.60	2.30	5.30	1.60	1.10	0.90	1.50	
Polderlozingen	7.60	3.20	1.80	1.50	1.10	8.90	1.60	
Neerslag	2.80	0.50	7.10	0.10	1.10	0.90	2.60	0.10
TOTAAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
BIJDRAGE:								
Nederland	24.40	14.70	15.10	17.90	11.00	9.80	12.90	0.00
België	72.80	84.80	77.80	82.00	87.90	89.30	84.50	99.90

Bron: Beleidsplan Westerschelde (1989c en d)

Tabel 11.2: Procentuele bijdrage van verschillende bronnen aan de vervuiling van de Westerschelde met organische verontreiniging en nutriënten.

	Procentuele bijdrage (%)				
	PAK's	PCB's	kjeldahl N	totaal P	zuurstof BZV5
BRON:					
Schelde	65.80	93.50	79.30	67.40	79.40
Kan Gent-Terneuzen	14.10	4.80	8.90	7.80	4.90
Dir lozingen	16.10		6.40	20.10	6.30
Polderlozingen			3.30	3.60	9.40
Baggerspecie	3.20	1.70			
Neerslag	0.80		2.10	1.10	
TOTAAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
BIJDRAGE:					
Nederland	19.30	1.70	9.70	23.70	15.70
België	79.90	98.30	88.20	75.20	84.30

Bron: Beleidsplan Westerschelde (1989c en d)

Uit tabel 11.1 en 11.2 blijkt dat de bijdrage van België en Frankrijk, via de Schelde en het kanaal Gent-Terneuzen aan de vervuiling van de Westerschelde zeer hoog is. De bijdrage varieert van 72.8 % voor Koper tot bijna 100 % voor ijzer. De directe bijdrage van Nederlandse kant is voor alle parameters lager dan 25 %. Een verbetering van het milieubeleid en een verscherping van de normering in Nederland zal dus maar een geringe bijdrage kunnen leveren aan het halen van de 50 % reductie in 1995.

Het grootste deel van de vervuiling is afkomstig uit de Schelde. Er wordt geloofd op de Schelde door Frankrijk, het Waalse gewest, het Brusselse gewest en het Vlaamse gewest.

Tabel 11.3: Procentuele bijdrage van Frankrijk en de verschillende Belgische gewesten aan de vervuiling van de Schelde.

	Procentuele bijdrage (%)						Vracht (kg)
	CZV	N-totaal	Nitraat	Cd	Hg	Cr	PAK's
BRON:							
Frankrijk	16.30	29.60	21.20	10.50	2.40	21.70	762.00
Waals gewest	6.80	6.50	6.90	7.70	0.70	1.50	59.00
Brussels gewest	12.10	14.70	0.40	9.60	0.00	5.60	9071.00
Vlaams gewest	64.80	49.20	71.50	72.20	96.90	71.20	
TOTAAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	
UITVOER=TOTAAL-afbraak-sedimentatie in %	63.20	71.80	84.40	50.00	50.00	50.00	

Bron: Kelchtermans, 1990a

Voor een aantal parameters is in tabel 11.3 weergegeven wat de relatieve bijdragen zijn van Frankrijk en de verschillende gewesten aan de vervuiling van de Schelde met de betreffende stof. Hoewel deze gegevens verre van volledig zijn kan toch iets over de verschillende bijdragen gezegd worden.

De bijdrage van Frankrijk is voor geen enkele parameter te verwaarlozen, voor N-totaal, Nitraat en Chroom is de bijdrage zelfs hoger dan 20 %. Het Waalse gewest levert voor alle parameters bijdragen van onder de 10 % . De bijdragen van het Brusselse gewest zijn hoger dan die van het Waalse gewest, echter duidelijk lager dan de bijdrage van Frankrijk. Het Vlaamse gewest levert voor alle parameters de hoogste bijdrage; variërend van bijna 50 % voor N-totaal tot 97 % voor Kwik.

De lozing van PAK's in het Brusselse gewest is zeer hoog. Hoewel de lozing van het Vlaamse gewest niet is gegeven stelt het MiNa-plan dat de bijdrage van het Brusselse gewest aan de lozing van PAK's in de Schelde overheersend is.

12 Conclusie beleidsdeel

Binnen het Nederlands natuurbeleid wordt er redelijk veel aandacht besteed aan de Westerschelde.

In de Derde Nota Waterhuishouding wordt de morfologische problematiek in de Westerschelde centraal gezet, het Natuurbeleidsplan legt de nadruk op de vervuiling van het watersysteem. Deze plannen geven samen de belangrijkste knelpunten ten aanzien van natuurontwikkeling aan. De integratie tussen de verschillende nota's laat nog wel te wensen over.

In de Derde Nota Waterhuishouding wordt gesteld dat voor een natuurlijke ontwikkeling van het gebied de morfologie zo min mogelijk beïnvloed moet worden. Morfologische ingrepen ten behoeve van de scheepvaart zijn hiermee in strijd. Dit conflict wordt in de Derde Nota Waterhuishouding niet gesignaleerd.

In het Natuurbeleidsplan wordt een reductie van de vervuiling als voorwaarde voor natuurontwikkeling gezien. Ook de derde conferentie over de Noordzee vraagt een reductie van de vervuiling (met 50%). Deze reductie moet in 1995 bereikt zijn.

De vervuiling van de Schelde is afkomstig uit Frankrijk, het Waalse gewest, het Brusselse gewest, het Vlaamse gewest en Nederland. Vlaanderen kan als belangrijkste vervuiler van het gebied worden gezien. De bijdragen van Frankrijk, het Waals- en het Brussels gewest en Nederland aan de verontreiniging van de Westerschelde zijn echter niet te verwaarlozen. Het Nederlandse milieubeleid met betrekking tot de Westerschelde is op papier ver ontwikkeld. De vervuiling is echter in de Westerschelde nog steeds een probleem. Het milieubeleid met betrekking tot de Schelde is in Frankrijk, het Waals- en het Brussels gewest afwezig en staat in het Vlaamse gewest nog in de kinderschoenen. Het Vlaamse MiNa-plan biedt op korte termijn geen mogelijkheden om de vervuiling tegen te gaan. Alleen als integratie tussen het milieubeleid en andere beleidssectoren in het Vlaamse gewest gerealiseerd wordt, kan op langere termijn een reductie van de vervuiling bereikt worden. De 50 % reductie die in de Derde Noordzeeconferentie overeengekomen is zal door het Vlaamse gewest voor 1995 niet gehaald worden. Aangezien er in Frankrijk, het Waalse- en het Brusselse gewest geen milieubeleid gevoerd wordt met betrekking tot de Schelde zal er van hieruit ook geen 50 % reductie gerealiseerd worden. De doelstellingen van de derde Noordzeeconferentie voor de Westerschelde zijn voor 1995 niet haalbaar.

DEEL 2

Morfologische modellering
van de
Westerschelde

*Modelbouwers zijn optimisten,
statistici pessimisten.*

*Ik wil over 2 weken
wel een relatie hebben*

13 Inleiding

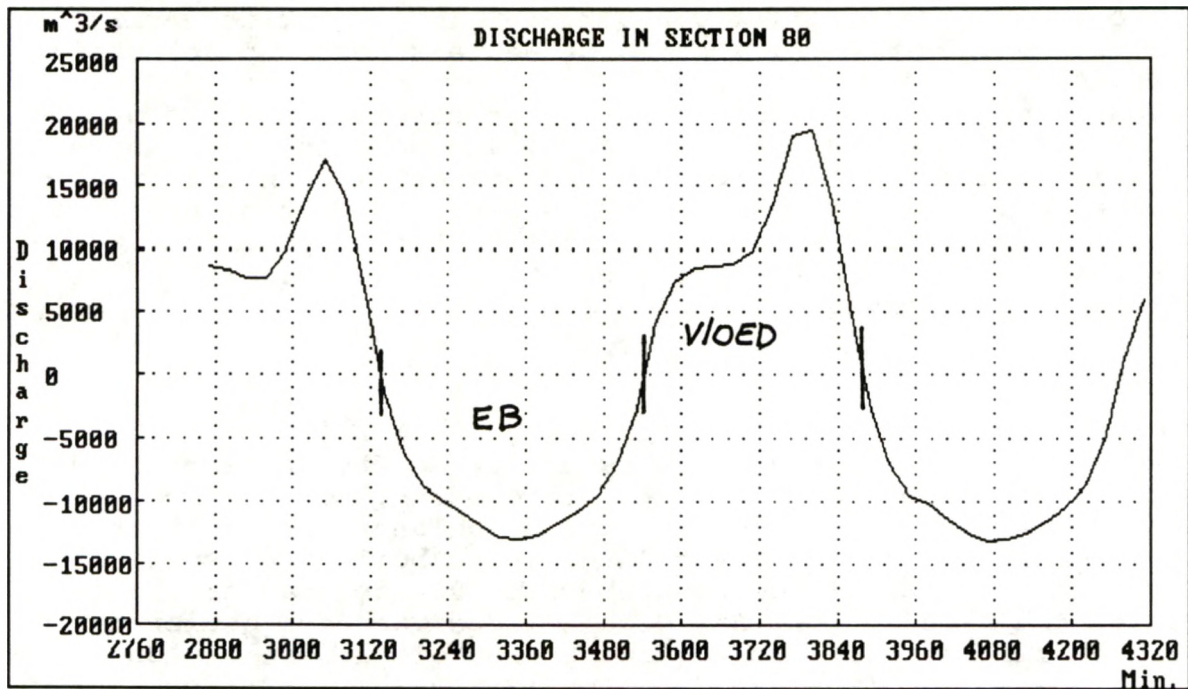
In dit deel wordt de morfologie van de Westerschelde besproken. De doelstelling van dit deel is inzicht te verkrijgen in de gevolgen van ingrepen in de Westerschelde op het gebied van de morfologie en de dynamiek. In dit deel wordt aandacht besteed op welke manieren modellen opgesteld kunnen worden om op het gebied van de morfologie tot voorspellingen te komen en welke modellen er tegenwoordig al gebruikt worden. Hierna wordt besproken met welk soort model er voor dit onderzoek is gewerkt en hoe dit model werkt. Als laatste in dit deel worden de resultaten die het model geeft voor de verschillende scenario's besproken.

14 Algemeen

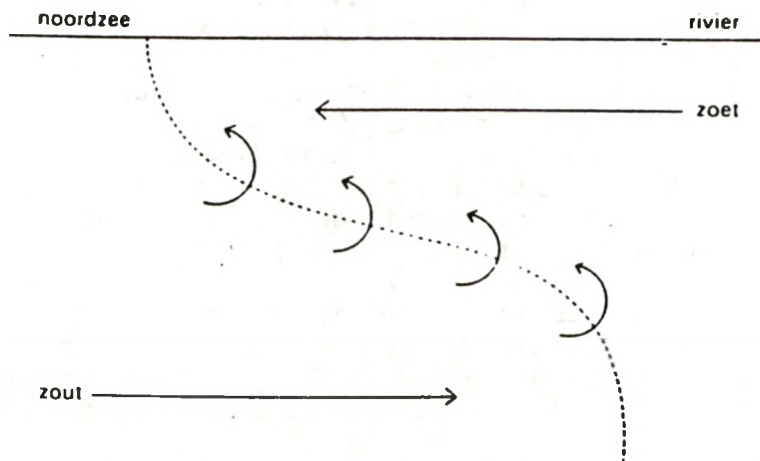
Een estuarium, zoals de Westerschelde, heeft een kenmerkende structuur die bestaat uit eb-, vloedgeulen, slikken, schorren en platen. De hoofdgeulen, tevens de belangrijke vaarroutes, meanderen door de gehele bedding. In de buitenbochten zijn de diepste plaatsen, in de binnenbochten van de meanders liggen de eb- en vloedgeulen. Aan de uiteinden van deze geulen bevinden zich de hoefijzervormige banken die aan de platen of in de diepere gedeeltes aan de drempels grenzen. Over de platen en schorren vindt nauwelijks doorstroming van het water plaats. Deze gebieden fungeren meer als komberging tijdens hoogwater. De Ballastplaat en het Verdronken Land van Saefthinghe zijn kombergingsgebieden. De platen van Valkenisse hebben naast een kombergingsfunctie ook nog een doorstroomfunctie. De structuur, zoals genoemd, verandert constant, onder invloed van voornamelijk de getijstroom en de golfwerking. Er vinden voortdurend sedimentbewegingen plaats, waardoor op de ene plaats geulen dichtslibben of verzanden en op andere plaatsen nieuwe geulen ontstaan. Hoofdgeulen kunnen dus verzanden en nevengeulen kunnen doorbreken tot hoofdgeulen.

De stroming in het Schelde-estuarium wordt gevoed door de rivierafvoer van de regenrivier de Schelde met een jaargemiddeld debiet tussen de 120 m³/s en 170 m³/s (Beleidsplan Westerschelde, 1989f). Dit is slechts een geringe hoeveelheid als dit vergeleken wordt met het doorstroomdebet bij Vlissingen. Het getij beïnvloedt, onder invloed van de meteorologische condities, de waterstanden en de doorstroom debieten in het estuarium. De getijstroom is een oscillerende stroom met maximale stroomsnelheden van 1 tot 1.5 m/s in beide richtingen. De vloedstroom is in het algemeen iets korter en krachtiger dan de ebstroom (figuur 14.1). Doordat de vloedstroom optreedt met hogere waterstanden, voeren de ondiepere geulen met vloed meer water dan met eb. Bij deze geulen is er sprake van een vloedoverschot. Het vloedoverschot wordt gecompenseerd door een eboverschot in de dieper gelegen geulen, waardoor dus meer water stroomt bij eb. In het gebied tussen Hansweert en Doel vindt onder invloed van het getij menging van het zoete rivierwater, dat langs de oppervlakte stroomt, en het zoute zeewater, dat langs de bodem stroomt, plaats (figuur 14.2). De

plaats tot waar de zouttong reikt is afhankelijk van de rivierafvoer.



Figuur 14.1: Voorbeeld van getij-debiet



Figuur 14.2: Menging van het zoute en zoete water.

De sedimentbewegingen kan men ruwweg onderverdelen in sedimentatie, erosie en horizontale transportprocessen. Netto erosie vindt voornamelijk plaats in de buitenbochten van de stroomgeulen. Netto sedimentatie vindt plaats in de binnenbochten en op de drempels (dit zijn de overgangen tussen twee bochten). Op plaatsen waar weinig invloed te ondervinden is van de hoofdstromen en de overheersende winden, zal de sedimentatie groter zijn dan de erosie. Hier ontstaan dan slikken. Naarmate de overstromingsduur van deze slikken korter wordt, ontstaat er meer pioniervegetatie op de slikken. Zodra er pioniervegetatie wordt waargenomen spreekt men over schor-

ren. Het gevolg van deze vegetatie is dat de stroomsnelheid omlaag gaat in deze gebieden en de sedimentatie toeneemt. Dit proces kan zich ook op de platen afspelen, men neemt dit namelijk ook waar op de platen van Valkenisse. Platen zijn bijna geheel omgeven door water, terwijl slikken grenzen aan dijken of schorren (Meulen en Schoor, 1988).

Het Schelde-estuarium is van nature een dynamisch geheel. Door al het baggerwerk, dat in de laatste decennia is toegenomen, en door versteviging en vastlegging van de oevers, worden de natuurlijke processen verstoord. De kenmerkende structuur van eb-, vloedgeulen, schorren, slikken en platen blijft nog wel aanwezig, maar de natuurlijke dynamiek hierin wordt door elke menselijke ingreep aangetast. Omdat men deze menselijke invloed toch wil beperken is het belangrijk te weten wat de gevolgen zijn van ingrepen op de lange termijn. Een beschrijving van de verschillende soorten sedimenten en de sedimentbewegingen is hier dan ook op zijn plaats.

Het sediment kan onderverdeeld worden in verschillende sedimentfracties, onder andere in zand (korreldiameter $>50\mu\text{m}$) en slib (korreldiameter $<50\mu\text{m}$) (Allersma, 1988). In de geulen bevindt zich voornamelijk zand. Het gemiddelde slibpercentage in de hoofdgeulen is ongeveer 15 tot 20%. Dit percentage loopt op in de nevengeulen. In gebieden met een zwakkere waterbeweging, zoals de slikken en schorren, vindt men meer slib. In de havens vindt men het hoogste slibgehalte, namelijk 85 tot 90%. Het zand en slib kan afkomstig zijn uit zee en uit de rivier. Doordat de vloedstroom groter en sterker is dan de ebstroom komt het zand in het oostelijk deel van de Westerschelde voornamelijk uit westelijke, zeewaartse richting. Het slib is afkomstig uit beide richtingen. Aan de noordelijke oever is het meest slib van marine afkomst, aan de zuidelijke oever van fluviatiele. De afkomst van het slib is belangrijk omdat de kwaliteit, in de zin van verontreiniging, van het rivierslib veel minder is dan die van het zeeslib.

De horizontale sedimenttransportprocessen zijn onder te verdelen in transport langs de bodem en transport als suspensie in de waterkolom, oftewel bedload en suspended load. De transportprocessen zijn sterk afhankelijk van de stroomsnelheid. Een erg zwakke stroom vertoont nauwelijks transport van sediment. De schuifspanning over de bodem moet groter zijn dan de kritische schuifspanning. Als deze overtroffen wordt, kan men verschillende transportbewegingen waarnemen. Bij lage stroomsnelheid overheerst het bodemtransport en bij hoge stroomsnelheid het suspensie transport. Het transport is verder ook sterk afhankelijk van turbulentie en deeltjeseigenschappen. Grote zandkorrels verplaatsen zich voornamelijk via bedload, de korrels rollen en springen als het ware over de bodem. De afstand die hierbij per tijdseenheid wordt afgelegd, is relatief klein. Slib verplaatst zich via suspended load. De snelheid van dit transport kan overeenkomen met de snelheid van het water. Fijn zand beweegt zich via beide methoden, afhankelijk van de stroomsnelheid. Natuurlijk is er nog een horizontaal transportproces, namelijk de baggerwerken. Hier wordt verder nog niet op ingegaan. Wat nog wel vermeld moet worden is de horizontale erosie ten gevolge van een doorbraak van een

geul over de platen en schorren. Op zo'n moment wordt heel veel materiaal verplaatst, maar het vindt niet bij elke getijbeweging plaats.

Verticale sedimenttransportprocessen zijn afhankelijk van de stroomsnelheid, erosie en/of sedimentatie. Beiden zijn sterk afhankelijk van de stroomsnelheid, en dus de schuifspanning aan de bodem. Bij lage stroomsnelheid zal in het algemeen de netto sedimentatie groter zijn, bij hoge stroomsnelheid de netto erosie. Beiden hangen van nog veel meer factoren af. De sedimentatie is onder meer afhankelijk van de mate van consolidatie, flocculatie, coagulatie, de zoet-zout-gradiënt. De erosie kan afhankelijk zijn van de mate van opwerveling ten gevolge van stroming, wind, scheepvaart en vissen. De opwerveling tengevolge van de vissen is in ieder geval verwaarloosbaar klein in de Westerschelde. De scheepvaart kan alleen van belang zijn in de vaargeulen en de invloed van de wind zal beperkt zijn tot de ondiepere delen aangezien de orbitaalbeweging ten gevolge van windgolven in diepe watersystemen uitgedoofd zal zijn voor de bodem bereikt is (Blom, 1989). De stroming is naar verwachting de belangrijkste erosie factor in de stroombedding van de Westerschelde.

15 Benaderingswijzen morfologische modellering

Voor het bereiken van de doelstellingen is gezocht naar een zo eenvoudig mogelijk, maar toch bruikbaar model van het systeem van waterbewegingen, sedimentverplaatsingen en veranderingen in de geometrie. Het te modelleren systeem omvat in principe de volgende elementen, die in de gegeven volgorde een cyclus vormen.

- de geometrie van het gebied;
- de waterbeweging die zich daarin afspeelt;
- de sedimentbewegingen die zich voordoen onder invloed van de waterbeweging;
- erosie en sedimentatie die leiden tot verandering van de geometrie van het gebied.

De grootste problemen zitten hier bij de modellering van het transport (erosie, verplaatsing, sedimentatie) en het integratieproces over lange tijd dat de geometrie bepaalt.

Voor het modelleren zijn twee benaderingswijzen naar voren gekomen. De eerste is het modelleren van de morfologische processen, zoals erosie, transport, afzetting, consolidatie, om zo, uitgaande van de bestaande situatie naar de toekomst te extrapoleren. De toekomstige situatie is dan een samenvoeging van de gesimuleerde processen over de tijd.

Bij deze benadering wordt het onderzoeksgebied in compartimenten ingedeeld. Per compartiment wordt dan bepaald wat de stroomsnelheid, bodemsamenstelling en de diepte zijn. De totale formule voor de profielverandering zal er als volgt uit zien:

$$dV_m/dt = (E_m - S_m)/D + (X_m - Y_m) + Z_m * O_m$$

D	= massa droge stof in een m ³ grond (kg/m ³)
Em	= erosie in vak m (kg/s)
Sm	= sedimentatie in vak m (kg/s)
Vm	= volume van vak m (m ³)
Xm	= baggerhoeveelheid in vak m (m ³ /s)
Ym	= gestorte hoeveelheid bagger in vak m (m ³ /s)
Zm	= verandering gemiddelde waterstand (m/s)
Om	= oppervlakte van vak m (m ²)

Met behulp van enkele randvoorwaarden kan dan door middel van verschillende formules voor o.a. bed load en suspended load, de erosie en sedimentatie voor zand en slib per compartiment worden berekend. Voor de buitenste compartimenten moet men weten hoeveel slib en zand er wordt binnen getransporteerd, via de rivier of de getijbeweging. Het transport van een buitenste compartiment naar het volgende compartiment kan met behulp van een massabalans en de stromingsrichting worden bepaald. Het nadeel van deze methode is dat voor zowel de apart berekende erosie en sedimentatie grote waarden verkregen kunnen worden. Het verschil van deze waarden geeft een waarde voor de netto erosie of sedimentatie. Deze laatste waarde kan in dat geval, vergeleken met de twee grote getallen, erg klein zijn, zodat een kleine afwijking in de afzonderlijke berekeningen van de erosie, sedimentatie en transport een grote afwijking geeft in het berekende netto resultaat. Met betrekking tot deze bestaande onzekerheden in beschikbare transportformules is het mogelijk dat een berekende netto sedimentatie in het echt een netto erosie is en andersom.

De tweede methode is het schatten van toekomstige situaties op grond van empirische relaties voor de morfologie en de stabiliteit van een waterloop. Een dergelijke relatie kan in de vorm zijn van:

$$A_c = c_1 * Q_{max} + c_2$$

A _c	= doorstroomprofiel (m ²)
c ₁ , c ₂	= constantes
Q _{max}	= doorstroomdebiet (m ³ /s)

Mathematische modellen van de geometrie, de waterbeweging en de sedimenttransporten kunnen hierbij behulpzaam zijn. Ze moeten aangevuld worden met typisch (lokale) morfologische relaties, zoals het verband tussen de natuurlijke dwarsdoorsnede van een waterloop en de daarin voorkomende waterbeweging (zie relatie).

Bij deze benadering wordt er vanuit gegaan dat er in de compartimenten waarin men het gebied heeft ingedeeld een evenwichtssituatie is tussen het gemiddeld getijvolume en het doorstroomprofiel. Is dit evenwicht er niet dan zal er aanpassing plaatsvinden van het doorstroomprofiel door erosie of sedimentatie van zand en/of slib. Er is weinig ervaring hoe men bij deze benadering onderscheid kan maken tussen zand en slib. Men zou dit kunnen doen door naast de waterstroming een sedimentbalans tussen de verschillende compartimenten op te stellen zoals bij de eerste methode wordt beschreven. Een

andere mogelijkheid is om naar een empirische relatie te zoeken tussen stroomsnelheid en de korreldiameter (Håkanson, 1983). Vanuit deze relatie kan dan gezocht worden naar een empirische relatie tussen de stroomsnelheid en de bodemsamenstelling.

Over de snelheid van de sedimentatie en erosie processen kan weinig gezegd worden. Een benadering van de tijd waarin de processen plaatsvinden kan gemaakt worden, met behulp van baggergegevens van de sectoren. Hierop wordt later terug gekomen.

16 Huidige programmatuur

Op het moment wordt er met verschillende programma's gewerkt waarmee de waterstroming in de Westerschelde wordt gesimuleerd. Een model dat de waterstroming twee-dimensionaal simuleert is WAQUA van RWS. Het WAQUA-model simuleert de variërende waterbeweging in een model met de geometrie zoals die op een bepaald moment is gemeten. In het kader van de slibproblematiek is men o.a. bij RWS bezig bij WAQUA een slibtransportmodule volgens de eerste methode te ontwikkelen. Bij de Dienst Binnenwateren ligt al een slibtransportmodel voor het Veluwemeer, STRESS 2d (Blom, 1989), dat gebaseerd is op de eerste methode gekoppeld aan WAQUA. Met het rekenen met slibtransport kan de aanname worden gedaan dat het slib zich over de hele waterkolom vermengd. Voor zand geldt dit niet, omdat zand zwaarder is dan slib. Zandtransport kan dus niet met deze module worden berekend en wordt dus niet met de berekeningen meegenomen. Een mogelijkheid is deze zandtransportmodule zelf te ontwikkelen met behulp van gegevens en formules uit de literatuur, waarmee per compartiment een schatting kan worden gemaakt van toekomstige slib- en zandgehalten. De fouten die hiermee kunnen worden gemaakt zijn hiervoor al besproken. Een waterstromingsmodel dat de waterstroming ééndimensionaal simuleert is IMPLIC. RWS berekent met het programma IMPLIC de stroomsnelheden in de geulen. Deze gegevens worden door de scheepvaart gebruikt. Voor het Noordelijk Deltabekken dat uit een rivierenstelsel bestaat, heeft men uit een dergelijk waterstromingsprogramma een programma gemaakt dat voorspellingen doet ten aanzien van de sedimentatie en erosie. Dit programma heet EMPRELL (Kranenburg en van Zetten, 1989). Een mogelijkheid is om het programma IMPLIC met het principe van EMPRELL uit te breiden. De vraag is echter of de relaties die bij EMPRELL gevonden zijn ook voor een estuarium, zoals de Westerschelde gelden. Een nadeel van deze ééndimensionale aanpak is dat dwarsstromingen die voor het Noordelijk deltabekken verwaarloosd konden worden (Kranenburg en van Zetten, 1989) niet kunnen worden gesimuleerd. Dit hoeft echter geen probleem te vormen omdat als een plan in de toekomst wordt uitgevoerd, waarschijnlijk getracht zal worden grote dwarsstromingen in het systeem te voorkomen (gevaarlijk voor de scheepvaart). Plannen waaruit blijkt dat er hinderlijke dwarsstromingen dreigen te komen worden dus niet verder uitgewerkt. In een dergelijk geval lijkt een één-dimensionale aanpak toepasbaar. Met deze benadering is een itererend gebruik van de

relaties tussen bijvoorbeeld getijvolumina of maximale debieten en de oppervlakten van de dwarsprofielen mogelijk.

17 Modelkeuze en modelopbouw

17.1 Modelkeuze

Uitgaande van de eis dat er gezocht moet worden naar een zo eenvoudig mogelijk, maar toch bruikbaar model dat binnen de tijd van het onderzoek uitgevoerd kan worden en dat het er in dit onderzoek om gaat een voorspelling te kunnen doen over hoe een evenwichtssituatie in de toekomst eruit zal zien, is er gekozen voor één-dimensionale schematisatie. In combinatie daarmee zijn de erosie en de sedimentatie omschreven als ontwikkelingen van een bestaande geometrie naar een, bij de waterbeweging horende, evenwichtsgeometrie. Deze schematisatie omzeilt de gedetailleerde modellering van het transportproces en laat toe dat met een relatief grote tijdstap wordt gewerkt. Een nadeel van deze aanpak is dat er nog weinig kennis is over het toepassen van een dergelijke modelaanpak in estuaria waar men heeft te maken met een complex stelsel van geulen en platen.

Het model zal in de volgende volgorde opgebouwd moeten worden:

- a. Een modellering van de geometrie, één-dimensionaal met een diepte afhankelijke omschrijving.
- b. Een berekening van de waterbeweging onder invloed van het getij, de rivierafvoer, en de dichtheidsstromen en leidend tot karakteristieken die nodig zijn voor het berekenen van de evenwichtsgeometrie en het sedimenttransport.
- c. Berekening van de empirische relaties.
- d. Berekening van de bij de waterbeweging behorende evenwichtsgeometrie via deze empirische relaties.
- e. Berekening van het verschil in de evenwichtsgeometrie en de huidige geometrie en het aan de hand van deze resultaten bepalen welke delen geneigd zijn om te eroderen of in welke delen sedimentatie verwacht kan worden.
- f. Berekening van de nieuwe geometrie.

Naast de natuurlijke processen moeten in het model uiteindelijk ook het baggeren en storten van sedimenten en het vastleggen van de geometrie worden opgenomen.

Uitgaande van de programmatuur die er op het moment bruikbaar voorhanden is, zijn onderdelen a en b met het programma DUFLOW (DUFLOW, 1989) redelijk te benaderen. DUFLOW is een programma voor het simuleren van één dimensionale onregelmatige stromingen. Het programma is gebaseerd op IMPLIC en werkt op een personal computer. In het ééndimensionale hydraulische model wordt een stromingsgebied opgedeeld in een aantal stromingssectoren (1 tot en met n). Voor elke sector worden de dieptes aan de ingangen t.o.v. NAP, de stroombreedtes en de bergingsbreedtes van het doorstroomprofiel (A) gegeven. Tevens wordt er voor elke sector de hydraulische weerstand berekend met behulp van de Chezy of Manning formule. In deze geometrie wordt

de waterbeweging uitgerekend en worden hydraulische karakteristieken zoals debiet, waterniveau en stroomsnelheid bepaald.

Uit stromingsgegevens uit veldwaarnemingen en uit de output van het stromingsmodel kunnen dan de empirische relaties worden opgesteld. Dit is al gedaan voor dwarsraaien over de gehele breedte (Gerritsen en de Jong, 1983). De resultaten bleken goed overeen te komen met veldwaarnemingen. Nu moet nog blijken dat de relatie ook geldt voor de verschillende geulen en platen die naast elkaar in één raai liggen. Is er een empirische relatie te vinden voor de natte dwarsdoorsnede en het maximale debiet in de verschillende geulen en platen dan kan er met de volgende punten worden doorgewerkt en kan het programma worden opgebouwd met hetzelfde idee zoals EMPRELL 4.0 is opgebouwd.

17.2 Het waterstromingsmodel

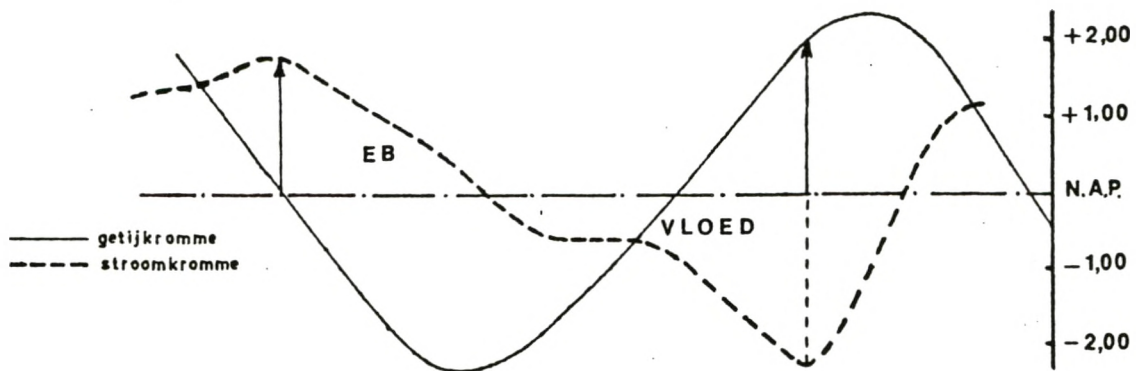
Voor het waterstromingsmodel DUFLOW is de IMPLIC-schematisatie voor de Westerschelde gebruikt. In bijlage VI en VII wordt besproken hoe de gegevens van de IMPLIC-schematisatie zijn omgezet in een DUFLOW-schematisatie. Bijlage VIII en X geven een beeld hoe deze schematisatie eruitziet. Voor de berekening is de gehele schematisatie gebruikt. Hierdoor liggen de randen van de schematisatie zo ver weg dat de eb- en vloedstroom er geen invloed meer hebben. Hierdoor blijven de condities aan de randen van het systeem gelijk, onafhankelijk van wat er met de morfologie in de Westerschelde gebeurt.

17.3 De empirische relaties

De laatste jaren is er veel onderzoek gedaan naar de relatie tussen de doorsnede van het stroomprofiel en het getijvolume (Gerritsen en de Jong, 1983; Jong, 1989). Hiermee kan de stabiliteit van de geulen en hun doorsnedes bepaald worden. Het streven van dit onderzoek is het kunnen voorspellen van de waterbeweging ten gevolge van bepaalde veranderingen, en het kunnen voorspellen van erosie en sedimentatie. De eerste stappen die in dit onderzoek gedaan worden, zijn het onderzoeken van empirische relaties tussen het doorstroomprofiel van de rivier en een aantal getijkarakteristieken. Hieronder vallen stroomsnelheid, maximaal debiet, vloed- en ebvolume, maatgevende bodemschuifspanning en de chezy-coëfficiënt. Met behulp van gevonden relaties kan dan op een iteratieve wijze een voorspelling gedaan worden over de morfologische veranderingen die er optreden ten gevolge van een veranderende waterbeweging. (Gerritsen en de Jong, 1983)

Een tweede fase in dit onderzoek is het bekijken van de ontwikkeling van de geulen in de tijd. Indien blijkt dat de geulen in de tijd naar evenwicht streven, dus naar de empirische relatie toegaan, is dit een bevestiging van de stabiliteit van de relatie. Bij berekening van morfologische veranderingen kan er gecontroleerd worden of er inderdaad netto-sedimentatie of netto-erosie optreedt. Als de huidige situatie in de grafieken onder de evenwichtslijn ligt zal er

inderdaad neiging tot sedimentatie zijn, als de huidige situatie boven de evenwichtslijn ligt, zal er erosie optreden. Met behulp van gemeten gegevens, debietmetingen en doorstroomprofiel ten opzichte van N.A.P. (A_c), uit de afgelopen eeuw zijn de verschillende relaties tussen doorstroomprofiel en getijkarakteristieken voor de Westerschelde bekeken³. De gegevens zijn gemeten over elf meetraaien, zoals die staan weergegeven in bijlage IX. Naast het doorstroomprofiel ten opzichte van N.A.P. is ook het doorstroomprofiel voor maximaal vloed- en ebdebiet bepaald (A_c'), door de getijkromme en de stroomkromme in een grafiek uit te zetten (figuur 17.1). Het blijkt dan dat het maximale ebdebiet plaatsvindt door het doorstroomprofiel t.o.v. N.A.P. en dat het maximale vloeddebiet plaatsvindt door het doorstroomprofiel t.o.v. $\pm 2\text{m} + \text{N.A.P.}$.



Figuur 17.1 : getijkromme en stroomkromme

Mogelijke relaties om een empirische benadering van de morfologische ontwikkelingen te volgen zijn de relaties tussen aan de ene kant het doorstroomprofiel en aan de andere kant een van de volgende getijkarakteristieken: stroomsnelheid, getijdebiet, bodemschuifspanning en het getijvolume. Allereerst wordt de relatie tussen de maximale stroomsnelheid over het getij en het doorstroomprofiel bekeken. Deze maximale stroomsnelheid is gelijk aan het maximum getijdebiet gedeeld door het doorstroomprofiel. Het blijkt dat de stroomsnelheid wel deels beïnvloed wordt door het doorstroomprofiel, maar er is geen relatie te vinden tussen beiden in de zin van een functie tussen beide gegevens. De maximale stroomsnelheid varieert rond een gemiddelde waarde van 0.85 m/s voor eb tot 1,05 m/s voor vloed over de diverse raaien. De variatie wordt voor-

³Uit vorige onderzoeken is gebleken dat er inderdaad empirische relaties zijn, maar dat deze niet voor alle estuaria gelijk zijn. In dit onderzoek gaat het dus steeds over empirische relaties voor het Westerschelde estuarium.

namelijk veroorzaakt door onregelmatige profiel- en breedteverloop. Een voorbeeld hiervan is raai 7. Rond deze raai worden maximale waarden gevonden voor zowel maximale als gemiddelde stroomsnelheden. Deze raai blijkt een kleiner doorstroomprofiel te hebben dan de gebieden stroomopwaarts en -afwaarts. (Gerritsen en de Jong, 1983)

De volgende mogelijke relatie is die tussen het getijdebiet en het doorstroomprofiel. Indien het maximale debiet wordt uitgezet tegen het doorstroomprofiel, krijgt men een rechtlijnig verband te zien. Zoals eerder vermeld, is het doorstroomprofiel t.o.v. N.A.P. niet altijd dat profiel waardoor het maximale debiet stroomt. Voor deze relatie wordt bij voorkeur dat doorstroomprofiel gebruikt waardoor het maximale debiet stroomt. Vooral voor vloed is dit belangrijk. De relaties die gevonden worden verschillen voor eb en vloed (Gerritsen en de Jong, 1983). Het blijkt dat er een vrij goede relatie te vinden is tussen het maximale debiet en het doorstroomprofiel, maar dat deze relatie redelijk kan verschillen naar gelang er verschil wordt gemaakt tussen eb- of vloeddebieten en tussen eb- en vloedgeulen.

De derde relatie die al eerder bestudeerd is, is de relatie tussen de bodemschuifspanning en het doorstroomprofiel. Uit onderzoek is gebleken dat in perioden van maximale stroomsnelheid, zich de beste bedvormende condities voordoen. Dit hangt samen met het feit dat dan de hoogste bodemschuifspanningen plaatsvinden, waardoor dan het maximale zandtransport plaatsvindt. In een geul kunnen dus twee schuifspanningen gedefinieerd worden. De ene is de kritieke schuifspanning; dit is die schuifspanning die nodig is om het sediment in beweging te brengen. De andere bodemschuifspanning is de maatgevende of te wel stabiliteitsschuifspanning, waarbij maximaal zandtransport plaatsvindt. Als er naar de relatie tussen de stabiliteitsschuifspanning en het doorstroomprofiel wordt gekeken, wordt er de volgende formule gebruikt (Gerritsen en de Jong, 1983):

$$\frac{Q_{\max}}{C T_s/pg} = A_c \text{ of } A_c'$$

- C = Chezy-coëfficiënt (m^h/sec)
- T_s = stabiliteitsschuifspanning (N/m²)
- p = dichtheid van het water (kg/m³)

Voor de diverse raaien, die in evenwicht zijn, kan dan een stabiliteitsschuifspanning geschat worden voor bepaalde omstandigheden, zodat aan deze formule voldaan wordt. Als $Q_{\max}/(C T_s/pg)$ wordt uitgezet tegen A_c' voor de diverse raaien dan krijgt men een vrij goede correlatie tussen beide (Gerritsen en de Jong, 1983).

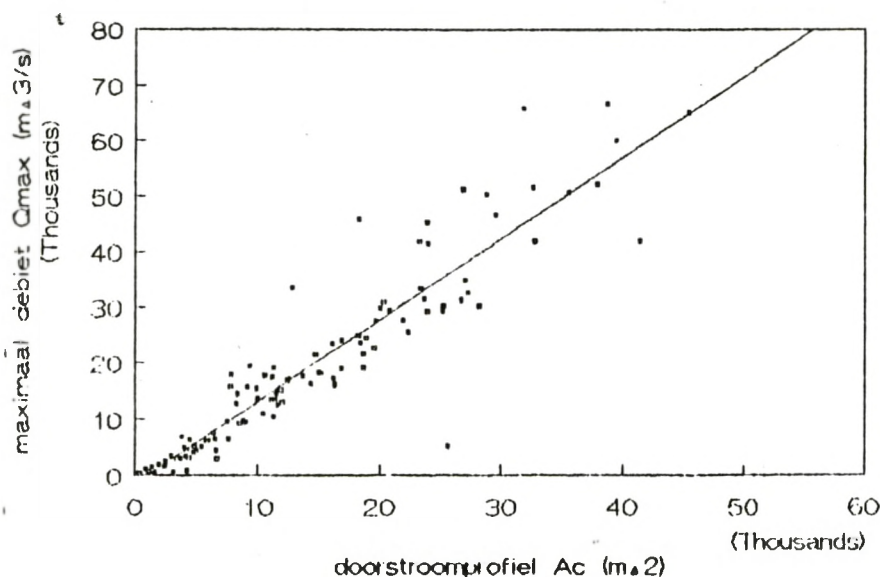
Als laatste is er de relatie tussen het getijvolume en doorstroomprofiel. Onder het getijvolume wordt de som van het eb en vloedvolume verstaan. Ook hier wordt een rechtlijnig verband gevonden. Ook hier kan nog verder onderscheid gemaakt worden in eb- en vloedvolume of eb- en vloedgeulen. Uit de correlatiecoëfficiënten blijkt dat de relatie voor de bodemschuifspanning het beste de stabiliteit van het door-

stroomprofiel beschrijft. Deze wordt gevolgd door het getijvolume en dan door het maximale debiet (Gerritsen en de Jong, 1983).

17.3.1 Relatie maximaal debiet en natte doorsnede

Voor de koppeling van één dezer relaties aan het waterstromingsmodel DUFLOW, kan het best gewerkt worden met de relatie tussen het maximale debiet en het doorstroomprofiel. Het maximale debiet kan namelijk rechtstreeks uit de uitvoer van DUFLOW gehaald worden. De relatie wordt hierbij bepaald voor de geulen, zoals ze geschematiseerd zijn in het waterstromingsmodel (bijlage X).

Relatie debiet en doorstroomprofiel



Figuur 17.2: Relatie maximale debiet en doorstroomprofiel

Het waterstromingsmodel DUFLOW is een keer doorlopen met randvoorwaarden, zoals die gemeten zijn over de periode van 6 tot en met 8 maart 1989. Het laatste etmaal van deze periode was springtij. Hiervan zijn de resultaten, die met behulp van DUFLOW worden berekend, weggeschreven. De bedvormende condities zijn namelijk afhankelijk van de hoogste stroomsnelheden en stroomdebieten. Uit de weggeschreven resultaten zijn de hoogste debieten en de daarbij behorende doorstroomprofielen bepaald voor alle sectoren (bijlage XII). Voor het bepalen van de relatie tussen het doorstroomprofiel en het maximale debiet zijn niet alle sectoren meegenomen. Ten eerste is het riviergedeelte buiten beschouwing gelaten (sector 120 en hoger, bijlage X). Dit gedeelte komt meer onder invloed te staan van het rivier debiet, zodat een eventuele relatie tussen debiet en profiel er anders zal uitzien. Verder is de Sloehaven (sector 10, bijlage X) en het Verdronken Land van Saeftinghe

(sectoren 95, 96 en 97, bijlage X) niet meegenomen, omdat deze in het waterstromingsmodel alleen geschematiseerd zijn als enkele doodlopende, bergende sectoren. De Sloehaven wordt door baggeren in zijn huidige toestand gehouden. Dit is een toestand die ver van zijn evenwicht blijkt te liggen. Het Verdronken Land van Saeftinghe is opgebouwd uit drie grotere geulen. Dit is echter niet de werkelijke situatie. Die drie geulen zijn in werkelijkheid een zich steeds verder vertakkend netwerk van kleine bergende geultjes. Ook zijn er nog enkele grotere verbindingen tussen de drie weergegeven geulen. Er wordt later nog teruggekomen op deze sectoren. De relatie tussen het maximale debiet en het doorstroomprofiel ziet er, indien alle overige geulen in een figuur tegen elkaar worden uitgezet (figuur 17.2), als volgt uit:

$$Q_{\max} = 1.4635 A_c - 1580 \text{ (correlatiecoëf.} = 0.863)$$

Ook geulen die niet in evenwicht zijn zoals drempels en doorsteekgeulen zijn met de bepaling meegenomen. Verder is er geen onderscheid gemaakt in een maximaal vloed en/of maximaal eb-debiet. Het absolute maximale debiet is uitgezet. De relatie die gevonden is, is puur empirisch en is alleen geldig met de randvoorwaarden die in het model zijn ingevoerd. Zou er met een ander getij als randvoorwaarde zijn gerekend, dan was er een andere relatie uitgekomen.

Er kan eventueel ook onderscheid gemaakt worden tussen vloed en ebgeulen. Als voor de vloedgeulen de sectoren die in het vaarwater langs Hoofdplaat liggen, in Everingen, in het Gat van Ossensisse, in de Schaar van Waarde en in de Zimmermangeul (bijlage I), genomen worden, volgt daar de volgende relatie uit:

$$Q_{\max} = 1.5813 A_c - 2372 \text{ (correlatiecoëf.} = 0.968)$$

Voor de ebgeulen, de Honte, Pas van Terneuzen, Middelgat, Zuidergat-west en Zuidergat-oost wordt dit:

$$Q_{\max} = 1.4860 A_c - 1352 \text{ (correlatiecoëf.} = 0.707)$$

Hieruit blijkt dat voor de vloedgeulen een vrij goede relatie kan worden gevonden. Buiten eb en vloedgeulen vindt men ook nog andere soorten geulen, namelijk de doorsteekgeulen over de platen, en de drempels, die nu zijn meegenomen bij de ebgeulen. Indien de doorsteekgeulen (sectoren 25, 26, 49, 50, 51, 90, 91 en 92, bijlage X) in een grafiek worden uitgezet, blijkt een relatie gevonden te worden die een correlatiecoëfficiënt heeft van 0.283.

In dit onderzoek wordt verder gebruik gemaakt van de relatie zoals die gevonden is voor alle geulen samen. Dit gebeurt vooral omdat het niet goed mogelijk blijkt te zijn om alle geulen goed onder te verdelen.

17.4 Het empirisch morfologisch model EMMOWES

Voor de berekening van de evenwichtsgeometrie is voor dit onderzoek het model EMMOWES (Empirische Modelatie Westerschelde) opgesteld. EMMOWES haalt uit de output gegevens van het ééndimensionale hydraulische model DUFLOW per sector de maximale debieten en de natte doorsnedes bij deze maximale debieten. Met deze gegevens berekent het model per sector een evenwichtsprofiel. Hierna berekent het model een nieuwe geometrie. Het model corrigeert de oude geometrie in de richting van de bij de oude debieten behorende evenwichtsgeometrie. Met deze geometrie rekent het model iteratief verder tot er een evenwichtsgeometrie ontstaat. Het berekeningsalgoritme van het model en het model zelf zijn opgenomen in bijlage XIII en XIV.

18 Resultaten en discussie

18.1 Inleiding

Met behulp van DUFLOW en EMMOWES zijn verschillende situaties voor de Westerschelde doorgerekend en bekeken. Allereerst wordt de huidige situatie besproken. Alvorens dit te onderwerpen aan een iteratief proces, wordt eerst gekeken naar de mogelijke tijdsduur van één iteratiestap. Vervolgens wordt de huidige situatie bekeken nadat er acht iteratiestappen hebben plaatsgevonden. Verder worden er nog twee ideeën verwerkt, die door de projectgroep OOST-WEST naar voren zijn gebracht. De ideeën zijn er beiden op gebaseerd om meer water door de vaargeul te laten stromen, zodat deze zichzelf beter op diepte houdt. Het ene idee is het maken van een grotere berging stroomopwaarts van Antwerpen. Het andere idee is door een dam meer water door de vaargeul te leiden. Een dam aan de oostkant van het Valkenisse gebied is een voorbeeld, dat hier wordt verwerkt. De beide ideeën zijn in de schematisatie van de Westerschelde opgenomen en met DUFLOW doorgerekend. De resultaten van deze ideeën na acht iteratiestappen worden besproken en vergeleken met de resultaten van de huidige situatie na acht iteratiestappen.

18.2 Huidige situatie

Aan de hand van de huidige profielen en de evenwichtsprofielen, zoals die berekend zijn met de huidige situatie en met de maximale debieten die erdoor stromen, kan gekeken worden naar de neiging tot dichtslibben of tot eroderen van de geulen. Hier worden in het kort die geulen besproken die veel afwijken van hun evenwichtsprofiel (bijlage XII). In het westelijk deel kan opgemerkt worden dat de Sloehaven (sector 10, bijlage X) veel te groot is vergeleken met het evenwichtsprofiel, er wordt dan ook regelmatig gebaggerd om deze op goede diepte te houden. De middelste geul aan de monding, de schaar van de Spijkerplaat (sectoren 12, 15 en 18) is ook te groot en zal de neiging hebben om kleiner te worden. Voor sector 15 dient gemeld te worden dat het er op lijkt dat er

een stuk van de geul geschematiseerd is als deel van sector 13. Het vaarwater langs de Hoofdplaat en langs de Paulina-polder (sectoren 20 t/m 24) is iets groter dan zijn evenwichtsprofiel. Verder blijkt dat de Everingen ten noorden van de Middelpaat (sectoren 39 t/m 45) ook dicht in de buurt van zijn evenwichtssituatie zit. Het Stoombotengat (sector 50) langs de Middelpaat wil groter worden. De Schaar van Ossensisse (sectoren 71, 72 en 73) wil iets kleiner worden, net zoals de Geul van de Molenplaat (sector 59 en 60). De geulen in het Verdronken Land van Saeftinghe willen ruimer worden, maar zoals reeds vermeld, is de schematisatie van het Verdronken Land van Saeftinghe als drie doodlopende bergende sectoren (sectoren 95, 96 en 97) niet correct en is het niet goed mogelijk om aan de hand van de resultaten van EMMOWES inzicht te krijgen in erosie en sedimentatie van deze geulen. Het platengebied van Valkenisse (sectoren 82 t/m 93) is op de ene plaats te groot en de andere plaats te klein. De ingang van de Schaar van Waarde (sector 81) en een stuk van de Zimmermangeul (sectoren 87 en 94) willen groter worden. De Schaar van Valkenisse vertoont een vreemd beeld. Het begin (sector 90) en het einde (sector 92) willen groter worden, het middelste gedeelte (sector 91) wil kleiner worden. Uit veldwaarnemingen blijkt dat er momenteel een doorsteekgeul is ontstaan van sector 90 richting de Overloop van Valkenisse (sector 77 of 78). De Appelzak (sectoren 103 t/m 106) en het westelijk gedeelte van de Schaar van de Noord (sector 109) willen ook veel kleiner worden alleen de doodlopende sector (sector 107) voor de sluizen van Zandvliet en het oostelijk gedeelte van de Schaar van de Noord (sector 111) willen groter worden. Als er naar de rivier de Schelde (sectoren 117 t/m 187) gekeken wordt dan valt het op dat deze tot ver voorbij Antwerpen (sector 120) groter wil worden. Dit komt niet overeen met de werkelijkheid omdat de rivier door baggeren op de huidige diepte wordt gehouden. Het kan zijn dat de empirische relatie voor dit gedeelte van de Schelde niet meer goed opgaat doordat het rivier karakter in dit gedeelte een grotere rol speelt. Als nu het gehele gebied in ogenschouw wordt genomen dan ziet men duidelijk de algehele tendens van een estuarium, namelijk dat op de ene plaats de geulen zich willen ontwikkelen en aan de ander kant geulen willen dichtslibben. De hoeveelheid water die door deze laatste geulen stroomt is te klein voor de huidige profielafmetingen. De maximale stroomsnelheid die in de sectoren in de vaargeul wordt bereikt ligt tussen de 1.00 en 1.75 meter per seconde, met in de monding en op enkele knooppunten van de hoofdvaargeul met een nevenvaargeul (zoals sector 37) iets hogere maximale stroomsnelheden.

18.3 Tijdschatting

In EMMOWES wordt het profiel bepaald, waardoor het maximale debiet stroomt. Het maximale debiet stroomt meestal bij een waterstand van N.A.P. of N.A.P. +2.0 m (Gerritsen en De Jong, 1983). Vervolgens wordt telkens tien procent van het verschil tussen het huidige profiel en het berekende evenwichtsprofiel opgeteld bij het huidige profiel. Er is gekozen voor tien procent omdat de verandering in het hele systeem dan niet te

groot is. Een grotere verandering leidt namelijk tot instabiliteit bij het bereken van de nieuwe stromingsgegevens. Voor een schatting van de tijd waarin het oude profiel naar het nieuw berekende profiel gaat, moet de volumeverandering bekend zijn van een sector. Dit moet dan vergeleken worden met de hoeveelheid die in die sector per tijdseenheid sedimenteert of erodeert. Omdat dit niet precies bekend is van de sectoren, wordt hier gebruik gemaakt van de baggergegevens van Rijkswaterstaat (tabel XV.1, bijlage XV).

Uit de gegevens, zoals weergegeven in bijlage XV, blijkt dat één iteratiestap in werkelijkheid een tijdsduur heeft van enkele weken tot een half jaar. Als nu wordt gekeken naar het aantal iteratiestappen dat nodig is voordat een profiel van een sector gelijk is aan het evenwichtsprofiel, kan er een schatting worden gemaakt van de tijd waarin dit gebeurt. Het aantal iteratiestappen om in evenwicht te komen kan niet worden berekend omdat het evenwichtsprofiel, vanwege een veranderende morfologie en dus veranderende debietenverdeling, niet gelijk blijft.

De gekozen benaderingswijze van de tijd heeft een aantal zwakke punten. De baggergegevens zijn schattingen per gebied waar gebaggerd wordt, deze komen niet precies overeen met de sectoren zoals die geschematiseerd zijn in DUFLOW. Er worden alleen gebieden bekeken waar sedimentatie optreedt en er wordt uitgegaan van een onbeperkte aanvoer van sedimenten. Het beste zou zijn om van een aantal geschematiseerde sectoren de volumeverandering over een jaar te bepalen. Hierdoor is de berekende volumeverandering en gemeten volumeverandering beter te vergelijken. Een andere aanname is dat de sedimentatie recht evenredig is met de afwijking van het gemeten profiel en het evenwichtsprofiel. De tijd van één iteratiestap zal waarschijnlijk langer zijn als het verschil tussen het huidige profiel en evenwichtsprofiel kleiner is.

Deze manier van tijdschatten is een methode die een ruwe indicatie geeft van de tijdsduur. Een tijdschatting van elke sector apart is gezien de andere aannames niet rendabeler.

18.4 Resultaten na iteratie

Bij het iteratie proces is gekozen voor een rekenperiode van acht iteratiestappen. Dit gaf in een beperkte rekentijd redelijke resultaten, waarin de neiging naar erosie of sedimentatie van de sectoren goed naar voren kwam.

18.4.1 Huidige situatie na acht iteratiestappen

Na acht iteratiestappen met een schematisatie van het huidige profiel, zonder rekening te houden met baggerwerkzaamheden, blijkt dat het totale Valkenisse gebied een groter profiel heeft gekregen (bijlage XVI). Op enkele sectoren na is het profiel overal 5 tot 20 procent groter geworden. De vaargeul in het oostelijk gedeelte is ook wat groter geworden, maar niet meer dan 10 procent, de stroomsnelheden zijn iets afgenomen. De algehele tendens is dat de Westerschelde overal ruimer is geworden. Dit is te verklaren doordat de sectoren aan de ingang allemaal ruimer zijn geworden. Hierdoor is het

debiet dat de Westerschelde opstroomt groter en wordt het gehele gebied ruimer. Als er gekeken wordt naar de procentuele afwijking van het profiel met het evenwichtsprofiel, dan kan opgemerkt worden dat het systeem nog niet in evenwicht is. Vooral in het oostelijk deel liggen nog veel sectoren die veel afwijken.

18.4.2 Berging

Voor dit idee is er in de DUFLOW schematisatie een berging aangelegd bij Rupelmonde. Het gaat hier om een berging van ongeveer 1200 hectare, ter hoogte van N.A.P. +1.0 m (paragraaf 3.5). Uit de situatie na acht iteratiestappen blijkt (bijlage XVII) dat ook hier het profiel van zowel het platengebied van Valkenisse als de vaargeul in dit gebied groter zijn geworden. Het blijkt niet veel af te wijken van de huidige situatie na acht iteratiestappen. De berging zoals die in de schematisatie is aangebracht is klein ten opzichte van het totale debiet in de Westerschelde. Verder wil een groter debiet nog niet zeggen dat dit leidt tot grotere debieten in de vaargeul. Hiervoor zal het water toch door de vaargeul geleid moeten worden.

18.4.3 Damoost

Damoost is in de DUFLOW schematisatie geplaatst langs het oostelijk gedeelte van de platen van Valkenisse (paragraaf 3.3). Na acht iteratiestappen blijkt (bijlage XVIII) dat het Valkenissegebied anders reageert dan bij de vorige situaties. Sommige geulen zijn wat vergroot en andere zijn verkleind. De stroomsnelheden nemen er enorm af. De maximale stroomsnelheden liggen op de Schaar van Waarde na allemaal onder de 1.0 m/s. Het lijkt erop dat het gebied een stuk rustiger wordt. De vaargeul is bijna geheel groter geworden. De meeste sectoren in de vaargeul zijn vijf tot vijftig procent groter geworden. Op de drempels van Hansweert, van Valkenisse en van Bath komt bijna geen netto sedimentatie meer voor. De maximale stroomsnelheid komt tussen de 1.25 en 1.55 m/s te liggen.

19 Conclusie plannen

Na acht iteratiestappen kan al een aardige indicatie verkregen worden van de gevolgen van de verschillende plannen. Van de doorberekende plannen lijkt damoost het meest interessant. Het gebied van Valkenisse krijgt lagere stroomsnelheden en een kleiner volume. De vaargeul krijgt een groter doorstroomprofiel en de drempels verdwijnen. Indien er alleen een grote berging gecreëerd wordt, kan dat niet leiden tot een groter debiet door de vaargeul, maar met behulp van een dam, zoals damoost, kan dit misschien een nog grotere vergroting van de vaargeul tot gevolg hebben.

20 Discussie morfologische modellering

Het verkrijgen van inzicht in gevolgen van ingrepen in de Westerschelde op het gebied van de morfologie en de dynamiek kan op diverse manieren gebeuren. Voor dit onderzoek is op grond van gebruiksmogelijkheid, kennis en tijd gekozen voor het toepassen van een model berustend op empirische relaties voor de morfologie en stabiliteit van een waterloop. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een bestaand waterstromingsmodel met een sterk geschematiseerde Westerschelde. Dit levert zijn beperkingen op voor de resultaten die eruit komen.

Het iteratieproces (met de modellen DUFLOW en EMMOWES) zoals het er nu ligt, kan waardevol en inzicht verhogend zijn, alhoewel er veel kritische kanttekeningen geplaatst moeten worden.

In het geval van dit onderzoek is er naar gestreefd om iets te kunnen zeggen over de ontwikkeling van het Valkenissegebied. Er kan aan de hand van de resultaten, volgend uit het iteratieproces, alleen wat gezegd worden over de ontwikkeling van het profiel van en over de maximale stroomsnelheid in de geschematiseerde geulen in het gebied. Aan de hand van deze maximale stroomsnelheid is geprobeerd om, met behulp van oude bodemtextuur kaarten, iets te zeggen over de slib en zand verhouding van het sediment bij bepaalde stroomsnelheden, maar hier is geen logisch verband tussen gevonden. Om hier wel iets over te kunnen zeggen moeten er gegevens zijn van de huidige bodemsamenstelling en maximale stroomsnelheden die op dezelfde monsterpunten gemeten zijn. Het onderscheid tussen zee- en rivierslib komt helemaal niet aan de orde. Hiervoor dient bekend te zijn wat er aan slib binnenkomt via de Schelde en via de monding aan de Noordzee.

Het uitbreiden van het model EMMOWES met voorgenoemde punten is een mogelijkheid om de inzichten op dit gebied te vergroten.

De tijd is een factor die bij het iteratie proces moeilijk te bepalen is. De tijd over een iteratiestap is bepaald aan de hand van grote sectoren waarin gebaggerd wordt. De tijd die hieruit kwam voor één iteratiestap is vrij kort, van enkele maanden tot een half jaar. Dit kan komen doordat deze sectoren ver van hun evenwichtsprofiel liggen. Het is goed mogelijk dat een iteratiestap, op het moment dat een geul dicht bij zijn evenwichtsprofiel ligt, langer duurt. Verder verandert ook het evenwichtsprofiel van alle geulen tijdens het iteratieproces. Doordat na een iteratiestap bijna alle geulen een profielverandering hebben ondergaan, zal er voor deze geulen een andere evenwichtssituatie ontstaan zijn.

Met behulp van het voorgenoemde iteratieproces zijn twee ideeën verwerkt in de schematisatie van de Westerschelde. Dit zijn een dam ten oosten van het platengebied van Valkenisse en een vergroting van de berging stroomopwaarts van Antwerpen. Hieruit blijkt dus dat het water van de Westerschelde echt door de vaargeul geleid moet worden om de sedimentatie in deze geul te verminderen. Een grotere berging heeft wel effect op het debiet, maar dit kan dan nog over de gehele breedte van de Westerschelde plaatsvinden. Een groter debiet moet ook zoveel mogelijk door de vaargeul geleid worden. Dit zal bijna altijd

gepaard gaan met grotere stroomsnelheden in de vaargeul. In het geval dat het platengebied geheel of gedeeltelijk afgesloten wordt zal dit gebied een andere en misschien wel rustigere dynamiek krijgen dan er nu is. Bij verdere uitwerking of doorrekening van de ideeën is het zeker interessant om een combinatie van de berging en geleiding van de vaargeul mee te nemen.

21 Conclusie morfologische modellering

Het is via een ééndimensionaal stromingsmodel mogelijk de waterstroming in de Westerschelde goed te modelleren. Bij de Westerschelde wordt een lineaire relatie gevonden tussen het doorstroomprofiel en het maximale debiet. Toepassing van deze relatie in een model in een iteratief proces met het stromingsmodel, kan inzichten geven in toekomstige processen in de Westerschelde.

Uit de doorgerekende schematisaties blijkt, dat een grotere berging (van 1200 hectare op N.A.P. +1m) stroomopwaarts van Antwerpen niet voldoende is om grote veranderingen in het waterstromingspatroon in de Westerschelde te veroorzaken. Verder blijkt uit de modellering dat het aanleggen van een dam ten oosten van het Valkenisse gebied grote veranderingen veroorzaakt in de waterstroming en de geulendynamiek in het oostelijk deel van de Westerschelde. Over de tijd waarin de veranderingen zullen plaatsvinden is alleen een hele ruwe schatting te maken. Indien goede gegevens over de volumeveranderingen in de tijd, zoals die in het veld waargenomen worden, van de modelsectoren aanwezig zouden zijn, kan er een betere tijdschatting gemaakt worden.

Het is slecht in beperkte mate mogelijk de modeluitkomsten in dit onderzoek te toetsen. Kritische beschouwing van de resultaten is mede daarom een vereiste.

DEEL 3

De relatie
tussen
bodemfauna en milieufactoren

Een estuarium, wat voor 'n bestje is dat?

Het beste model is de werkelijkheid

22 Inleiding

Als de ideeën van de projectgroep OOST-WEST gerealiseerd worden zullen er in het oostelijk deel van de Westerschelde veranderingen plaatsvinden. Omdat de milieuomstandigheden veranderen zal ook de bodemfauna beïnvloed worden. Uiteindelijk doel van het ecologisch deel van dit onderzoek is uitspraken te doen over hoe de bodemfauna zal veranderen bij uitvoering van de plannen. Voorwaarde hiervoor is dat de relaties tussen het voorkomen van bodemdieren en de bepalende milieufactoren bekend zijn. Om deze relaties te verkrijgen en om toekomstige ontwikkelingen aan te geven is gekozen voor een ecologische modellering van de beschikbare gegevens. Inzicht in wat de bepalende milieufactoren zijn wordt enerzijds verkregen door literatuuronderzoek waarin de in het gebied voorkomende bodemdieren worden beschreven in relatie tot de milieufactoren. Anderzijds door te achterhalen welke schadelijke stoffen, in welke mate, in de Schelde geloosd worden. Uit dit vooronderzoek worden de belangrijkste milieufactoren gehaald, die vervolgens meegenomen worden in het ecologisch model. Het ecologisch model levert inzicht op in welke mate deze belangrijke milieuvariabelen van invloed zijn of een verklaring vormen voor het voorkomen van de bodemdieren.

Verandering van de situatie in het oostelijk deel van de Westerschelde door uitvoering van de plannen heeft invloed op de plaatselijk voorkomende milieufactoren.

Door te onderzoeken welke veranderingen er plaats zullen vinden in deze milieufactoren kan er vervolgens een voorspelling worden gedaan over wat er zal gebeuren met de bodemfauna als de plannen worden uitgevoerd.

23 Methodes en technieken

Aanvankelijk was het de bedoeling de huidige ecologische situatie te beschrijven met behulp van de resultaten van recent gedaan onderzoek over de aanwezigheid en verspreiding van bodemdieren in het Westerscheldegebied, aangevuld met zelf genomen monsters. Aangezien zelf te nemen monsters geen wezenlijke bijdrage zouden leveren aan de al aanwezige data, hebben we afgezien van eigen praktisch onderzoek. De huidige situatie beschrijven we nu aan de hand van al aanwezige data. Door deze data te modelleren gaan we op zoek naar de verklarende milieufactoren. Uit literatuuronderzoek naar de bodemdieren worden de milieufactoren gehaald die het voorkomen van bodemdieren bepalen.

De keuze van het model wordt in de volgende paragraaf besproken.

23.1 Verschillende modellen

Het modelleren van de data moet een eenvoudig model opleveren dat het voorkomen van de bodemfauna koppelt aan de aanwezige milieufactoren. Het model moet in eerste instantie gericht

zijn op het beschrijven van de relatie, inzicht in de onderliggende processen is niet noodzakelijk voor dit onderzoek. Het modelleren van het effect van milieufactoren op het ecosysteem kan op verschillende manieren. De benadering kan onder andere analytisch-theoretisch of empirisch/statistisch van aard zijn of met behulp van een expertsysteem geschieden (Rijt et al., 1990).

Het analytisch-theoretisch model komt meestal door een ingreep-effectstudie tot stand. Diverse relaties tussen milieu en ecosysteem worden onder geconditioneerde omstandigheden in een laboratoriumstudie onderzocht (Rijt et al., 1990).

Het expertsysteem is een model dat op grond van ervaringen en kennis van het gebied en van de onderliggende relaties in het gebied wordt ontwikkeld. Het expertsysteem fungeert als 'kenner van het gebied' (Rijt et al., 1990).

De statistiek houdt zich bezig met gegevensverwerking op basis van de variatie in de natuur. De respons van organismen op milieuv variabelen kent een natuurlijke spreiding waardoor verschillen in reactie niet zonder meer duidelijk zijn. De statistische analyse vergelijkt de spreiding tussen een aantal groepen met de spreiding binnen de afzonderlijke groepen. Als de eerstgenoemde spreiding groter is dan de laatste, spreekt men van significante verschillen in reactie op de milieuv variabelen (Rijt et al., 1990).

Belangrijke criteria bij het kiezen van een model zijn de reeds beschikbare gegevens en de haalbaarheid van modelbouw in de beschikbare tijd (Rijt et al., 1990). Op grond van deze criteria vallen zowel het analytisch-theoretisch model als het expertsysteem af. Alleen het statistische model is én met de beschikbare gegevens én binnen de beschikbare tijd te realiseren.

23.2 Statistische modellen

Om een ecologische situatie statistisch te beschrijven kunnen er verschillende methoden gebruikt worden zoals clustering, regressie en ordinatie. Clustering is een techniek die gegevens structureert in groepen en zo dus structuur aanbrengt in de gegevens. Regressie kan gebruikt worden om een wiskundige beschrijving te geven van de respons van een afhankelijke variabele ten opzichte van de verandering van een onafhankelijke variabele. Ordinatie is een verzamelnaam voor een groot aantal technieken die in de ecologie gebruikt worden om monsters te rangschikken op grond van de soortensamenstelling.

Met regressie is het mogelijk telkens één organisme en zijn relatie met milieufactoren te beschrijven. Een beschrijving van het hele ecosysteem is echter niet mogelijk. Hierdoor is regressie niet geschikt voor de in dit onderzoek uit te voeren statistische verwerking. In dit onderzoek zal met name ordinatie en in mindere mate clustering gebruikt worden.

24 Bodemfauna in relatie tot milieufactoren

24.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de in de literatuur beschreven relatie tussen bodemdieren en milieufactoren. Op grond van de monsterset van W.J. Wolff (1970-1973) en de monsterset van P. Meire en T. Ysebaert (1989) is de beschrijving beperkt tot de onderstaande bodemdieren. Deze bodemdieren worden onderverdeeld in drie groepen:

1. Mollusca (weekdieren)
2. Annelida (wormachtigen)
3. Crustacea (kreeftachtigen)

24.2 MOLLUSCA

Cerastoderma edule

De kokkel, Cerastoderma edule, is een typische marine soort die voorkomt bij een vrij grote range aan zoutgehaltes tot een minimum van ongeveer 10-12‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). Bij een verminderd zoutgehalte zijn het aantal ribbels op de schelp verminderd (Dankers et al., 1981). Kokkels zijn suspension-feeders (Brafeld, 1978; Dankers et al., 1981; Fortuin, 1981; Wolff, 1973).

De kokkel leeft ingegraven in de bovenste 5 cm van het sediment (Perkins, 1974; Meire en Ysebaert, 1990). De soort wordt optimaal gevonden in gemengde sedimenten (Bijkerk, 1988; Dankers et al., 1981) en komt niet voor in heel fijnkorrelige sedimenten (Dankers et al., 1981). In het Deltagebied bewoont deze soort een breed spectrum aan substraten (Wolff, 1973). Het voorkomen wordt niet zozeer bepaald door het sedimenttype, dan wel door de hydrodynamische condities. Bij een hoge stroomsnelheid wordt de kokkel uitgespoeld, bij een te geringe stroomsnelheid kan de kokkel niet voldoende voedsel opnemen (Bakker et al., [1989]; Wolff, 1973). De hoogste kokkelbio-massa wordt gevonden tussen NAP -70 cm en NAP + 10 cm. De overspoelingsduur van het sediment is van belang omdat de kokkel zich niet kan voeden als het sediment droog ligt (Dankers et al., 1981). Als de overspoelingsperiode korter is dan vijf uur treedt er groei-reductie op (Green, 1968). Bij een geringe stroomsnelheid bestaat het risico dat de kokkels bedekt raken (Meire en Ysebaert, 1990). Het dier bezit echter een krachtige voet en zal bij een licht verhoogde sedimentatie vrijwel onmiddellijk gaan bewegen om bedekking te voorkomen. Zo kan de kokkel een permanente sedimentatie van ongeveer 25 cm per maand overleven (Bijkerk, 1988). De graafcapaciteit neemt af met het ouder worden en bij dalende temperatuur (Bakker et al., [1989])

De kokkel is gevoelig voor lage zuurstofconcentraties (Bijkerk, 1988) en daardoor ook voor eutrofiëring; dicht bij verontreinigingsbronnen komen geen kokkels voor (Essink in Bakker et al., [1989])

Hydrobia ulvae

Hydrobia ulvae, een wadslakje, is een polyhaliene soort die kan voorkomen bij zoutgehaltes van minimaal 10‰ Cl⁻ (Green,

1968; Mc Lusky, 1971; Wolff, 1973). Lagere zoutgehaltes kunnen tijdelijk getolereerd worden (Meire en Ysebaert, 1990). H. ulvae komt zowel in de intergetijdezone als in de sublitorale zone voor. Het is zowel een deposit-feeder als een grazer (Dankers et al., 1981; Fortuin, 1981; Meire en Ysebaert, 1990) die leeft van benthische diatomeeën, algen en bacteriën (Wolff, 1973).

H. ulvae schijnt ongevoelig te zijn voor de aard van het sediment en komt in zeer uiteenlopende habitats voor, zoals slibrijke sedimenten, zeegrasvelden en schorren (Wolff, 1973). Deze soort is echter zeer gevoelig voor de waterbeweging. De distributie wordt op de eerste plaats bepaald door het zoutgehalte en waterbeweging, een optimale ontwikkeling komt waarschijnlijk voor op plaatsen met slibrijke sedimenten (Wolff, 1973). H. ulvae komt meestal voor in tamelijk rustig water, wat maakt dat hij vaak op fijnere sedimenten wordt gevonden (Arkel en Mulder, 1979). De grotere bacteriënflora in slibrijke sedimenten speelt waarschijnlijk een rol bij de voorkeur van deze sedimenten (Newell in Wolff, 1973). Hoge organisch stofgehaltes worden door H. ulvae niet gewaardeerd (Essink, 1978). De soort kan een sedimentatie van 3 cm per maand overleven (Bijkerk, 1988).

H. ulvae leeft aan de oppervlakte van het sediment en is daardoor gevoelig voor wegspoelen (Meire en Ysebaert, 1990). Hydrobia kan zich verplaatsen door het drijven tegen de onderkant van het water en zich zo mee te laten voeren door het tij (passief transport) (Green, 1968; Dankers et al., 1981).

Macoma balthica

Het nonnetje, Macoma balthica, is een typische soort van de ondiepe kustzones en intergetijdegebieden (Meire en Ysebaert, 1990). Het nonnetje verdraagt in het Deltagebied zoutgehaltes tot 2‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). De groottereductie van het nonnetje in brak water is minimaal (Remane und Schlieper, 1958). Het is een selectieve deposit-feeder, maar kan zich ook als suspension-feeder gedragen (Fortuin, 1981; Wolff, 1973); het voedsel bestaat uit diatomeeën, detritus met bacteriën en protozoa (Meire en Ysebaert, 1990).

Het nonnetje leeft op ongeveer 10 cm diepte in het sediment (Dankers et al., 1981) en is nauwelijks gebonden aan bodemtypen (Bijkerk, 1988; Wolff, 1973). In het Deltagebied heeft het voorkeur voor fijnere, slecht gesorteerde sedimenten met een mediane korrelgrootte van 3-4 phi (zeer fijn zand) met een relatief hoog slibgehalte (Wolff, 1973). Het voorkomen van het nonnetje in estuaria wordt alleen bepaald door de aard van het sediment en niet door het verlaagde zoutgehalte (Wolff, 1973). In de Waddenzee blijkt de distributie van het nonnetje niet te worden bepaald door omgevingsfactoren zoals sedimentsamenstelling, intergetijdenniveau of zoutgehalte (Dankers et al., 1981). Beanland stelt dat het voorkomen van M. balthica wordt bepaald door de hoeveelheid beschikbaar voedsel (Perkins, 1974).

De diepte waarop het nonnetje voorkomt varieert van hoogwater-niveau tot de bodem van grote getijdegeulen (Wolff, 1973). Rond NAP +20 cm vonden Dankers et al. (1981) de grootste

dichtheden. Droge perioden kan het nonnetje goed overleven (Hummel, 1982).

Het uitgraafvermogen van het nonnetje is aanzienlijk en het kan dan ook een permanente siltsedimentatie overleven van 14 cm per maand. Bij een depositie van fijn zand lijkt het dier tot 25 cm per maand te kunnen tolereren (Bijkerk, 1988).

Het nonnetje heeft een grote weerstand tegen lage temperaturen (Dankers et al., 1981; Green, 1968) en kan niet meer groeien boven 15° C (Dankers et al., 1981). M. balthica is redelijk bestand tegen vervuiling (Arkel en Mulder, 1979).

24.3 ANNELIDA

Anaitides maculata

Anaitides maculata, de gestippelde dieseltreinworm, is een aaseter en een predator (Fortuin, 1981; Wolff, 1973). Bij zoutgehaltes lager dan 11-12 ‰ Cl⁻ wordt deze soort in haar activiteit belemmerd en de larven van A. maculata sterven bij zoutgehaltes lager dan 7-8 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973).

A. maculata bewoont de modderige types sediment, de soort kan echter in een wijde range van sedimenten voorkomen (Wolff, 1973). De verticale verspreiding van de soort is van tamelijk hoog in de intergetijdzone tot een diepte van 48 meter in de getijdegeulen (de diepst bemonsterde plaats) (Wolff, 1973). De watertemperatuur is van invloed op de periode van eiafzetting, het uitkomen van de eieren is afhankelijk van de weerscondities (Wolff, 1973).

Capitella capitata

Capitella capitata wordt zelden gevonden beneden de isohalien van 10‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). In het Deltagebied komt deze soort in goed gesorteerd fijn en zeer fijn zand voor (Vermeulen, 1980; Wolff, 1973). C. capitata is een deposit-feeder (Fortuin, 1981) en kan goed tegen lage zuurstofgehaltes. De soort wordt gevonden in het intergetijdgebied tot een diepte van 28 meter (Wolff, 1973).

In de literatuur wordt C. capitata vaak als indicator van organische verontreiniging genoemd (Vermeulen, 1980; Wolff, 1973). Volgens Gray (1979) kan C. capitata voorkomen in zeer vervuilde gebieden. Perkins (1974) noemt C. capitata karakteristiek voor een verontreinigde zone.

C. capitata komt voornamelijk voor in situaties waarin de soort weinig concurrentie ondervindt. Het is geen indicator voor verontreiniging, de soort komt voor in verontreinigde gebieden omdat de concurrentie daar laag is (mond. med. Wolff, 1990).

Eteone longa

Eteone longa komt gedurende hoog tij en gemiddelde rivierafvoer voor tot de isohalien van 10‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). De soort is een predator (Fortuin, 1981) en leeft vrijwel alleen van polychaeten (Wolff, 1973).

E. longa komt voor op fijn, zeer fijn, goed en minder goed gesorteerd zand met variërend slibgehalte (Vermeulen, 1980). De soort heeft voorkeur voor fijnere, minder goed gesorteerde en slibrijke zanden (Wolff, 1973). De verticale distributie

reikt van hoog in het intergetijdegebied (zelfs tot bij het hoogwaterpunt) tot een diepte van 48 meter (Wolff, 1973). E. longa komt voor op droogvallende en op permanente submerse plaatsen (Arkel en Mulder, 1979).

E. longa is niet goed bestand tegen vervuiling (Arkel en Mulder, 1979).

Eumida sanguinea

Eumida sanguinea wordt niet gevonden beneden zoutgehaltes van 15 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973) en komt alleen incidenteel in het oostelijk deel van de Westerschelde voor. Het is een predator (Remane und Schlieper, 1958).

E. sanguinea heeft een duidelijke voorkeur voor fijn en slibrijk zand. De verticale distributie reikt van net onder het laagwaterpunt tot 48 meter diep (maximale monsternamediepte) (Wolff, 1973).

E. sanguinea heeft mogelijk een commensalistische relatie met Lanice conchilega (Wolff, 1973).

Heteromastus filiformis

Heteromastus filiformis of de draadworm is een typisch marine en estuariene soort en wordt tot in de brakke zone gevonden (Meire en Ysebaert, 1990). De soort kan tegen lage zoutgehaltes en wordt gevonden tot de isohalinen van 3 ‰ Cl⁻ en tot een diepte van 48 meter (Wolff, 1973). H. filiformis is een niet selectieve deposit feeder (Fortuin, 1981; Dankers et al., 1981).

De soort wordt gevonden van fijn zandige tot zeer slikkige sedimenten (Arkel en Mulder, 1979) en heeft voorkeur voor siltige (Dankers et al., 1981), slibrijke en slecht gesorteerde sedimenten (Wolff, 1973). De sedimentsamenstelling is belangrijker voor het voorkomen van H. filiformis dan de hoogteligging van dit sediment (Dankers et al., 1981). De soort komt zowel voor op droogvallende platen als op plaatsen die permanent onder water staan (Arkel en Mulder, 1979).

H. filiformis wordt genoemd als indicator voor organische verontreiniging (Vermeulen, 1980; Wolff, 1973) en is bestand tegen thermische vervuiling (Essink, 1978). De soort kan anaërobie omstandigheden verdragen (Wolff, 1973).

H. filiformis kan een sedimentatie van 5-14 cm per maand overleven (Bijkerk, 1988).

Magelona papillicornis

Magelona papillicornis wordt gevonden boven de isohalinen van 13 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). De soort gedraagt zich als een suspensionfeeder en een selectieve deposit-feeder (Fortuin, 1981) en voedt zich met diatomeeën en detritus (Wolff, 1973).

M. papillicornis komt voor in gemiddeld tot modderig zand, maar geeft de voorkeur aan fijn, schoon en goed gesorteerd zand (Wolff, 1973). Govaere en Vanosmael noteren de grootste aantallen M. papillicornis in fijn zand met slib vermengd (Vermeulen, 1980). De verticale distributie reikt van de lagere randen van de intergetijdegebieden tot een diepte van 33 meter (Wolff, 1973). De soort wordt vooral op permanent submerse plaatsen gevonden (Arkel en Mulder, 1979).

Nephtys cirrosa

Nephtys cirrosa komt voor boven de isohalien van 12 ‰. Cl⁻. Het is een predator (Fortuin, 1981) op zachte bodem organismen (Wolff, 1973), die zich vrij door het sediment beweegt. De actieve perioden worden afgewisseld door betrekkelijk lange rustperioden (Bakker et al., [1989]).

De distributie van N. cirrosa is sterk afhankelijk van het type sediment. De soort leeft in schone zanden (Perkins, 1974; Wolff, 1973) met een voorkeur voor de beter gesorteerde types sediment (Wolff, 1973). Volgens Amoureux (in Vermeulen, 1980) is de verhouding tussen de sedimentfractie 100-125 µ en de fractie kleiner dan 100-125 µ bepalend voor de verspreiding van N. cirrosa en N. hombergii. Als deze verhouding groter is dan 1, dan treft men N. cirrosa aan, in het andere geval N. hombergii.

De verticale distributie van N. cirrosa reikt van de hoge delen van de intergetijdzone tot een diepte van 35 meter (Wolff, 1973). In de Noordzee wordt de verspreiding van N. cirrosa vermoedelijk begrenst door de diepte (40-45 meter) (Bakker et al., [1989]).

N. cirrosa blijkt in getijdgebieden zeer gevoelig te zijn voor lage temperaturen. De dichtheid wordt in belangrijke mate gereguleerd door het optreden van strenge winters (Bakker et al., [1989]).

Nephtys hombergii

Nephtys hombergii, de zandzager, komt niet voor beneden de isohalien van 12 ‰. Cl⁻ (Wolff, 1973). Het is een predator (Fortuin, 1981) op zachte bodem organismen (Wolff, 1973), die zich vrij door het sediment beweegt. De actieve perioden worden afgewisseld door betrekkelijk lange rustperioden (Bakker et al., [1989]). De soort wordt ook wel een selectieve deposit feeder genoemd (Vermeulen, 1980).

N. hombergii wordt gevonden op droogvallende slikken en zandplaten en geeft de voorkeur aan fijn en slibrijk zand (Wolff, 1973). Het is een typische soort voor zeer fijne zanden (Clark & Haderlie in Vermeulen, 1980). De soort is een actieve graver en kan zich als één van de besten handhaven bij hoge deposities van slib en zand (Bijkerk, 1988). De verticale verspreiding reikt van de bovenste delen van de intergetijdzone tot een diepte van 33 meter (Wolff, 1973). In de Noordzee heeft N. hombergii een ondergrens van meer dan 400 meter (Bakker et al., [1989]).

De overspoelingsduur van het sediment is van belang (Dankers et al., 1981). De soort is afwezig op plaatsen met een overstromingsduur van minder dan 30 % van de intergetijddecyclus (Wolff, 1973).

N. hombergii leeft op sterk zuurstofarme stranden (Brafeld, 1978)

N. hombergii blijkt in getijdgebieden zeer gevoelig te zijn voor lage temperaturen. De dichtheid wordt in belangrijke mate gereguleerd door het optreden van strenge winters (Bakker et al., [1989]).

Nereis diversicolor

Nereis diversicolor of veelkleurige zeeduizendpoot leeft voornamelijk in de brakke gedeelten van het estuarium (Wolff, 1973). Omdat N. diversicolor zich niet kan voortplanten beneden 3 ‰ Cl⁻ wordt de grens van het voorkomen bepaald door de afstand die de larven kunnen afleggen in stroomopwaartse richting (Dankers et al., 1981). Volwassen organismen kunnen zoutgehaltes tolereren van zoet water tot 30 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). N. diversicolor heeft een breed voedselspectrum (Green, 1968) en wordt omschreven als een alleseter en een niet selectieve deposit feeder (Fortuin, 1981).

De soort komt in alle soorten bodems voor en is ongevoelig voor zuurstoftekorten, temperatuurfluctuaties of sterke hydrogene sulfide concentraties (Dankers et al., 1981). Ook de mate van sortering van het sediment is van weinig invloed. Het meest wordt de soort gevonden in slibrijke sedimenten (Wolff, 1973).

N. diversicolor kan zich handhaven bij een sedimentatiesnelheid van 1 tot 3 cm per maand (Bijkerk, 1988).

De hoogste dichtheden N. diversicolor komen voor rond NAP +40 cm (Dankers et al., 1981) en de soort komt voor tot een diepte van 18 meter (Wolff, 1973). N. diversicolor komt voor in periodiek droogvallende en in permanente submerse sedimenten (Arkel en Mulder, 1979).

De soort is zeer tolerant voor zware metalen (Beleidsplan Westerschelde, 1989c).

Het voedingsgedrag en de distributie van N. diversicolor worden voornamelijk bepaald door competitie; de voornaamste concurrenten zijn N. virens en N. succinea (Wolff, 1973).

Nereis succinea

Nereis succinea of zeeduizendpoot is gevonden in zowel brakke omstandigheden als bij zoutgehaltes boven de 16,5‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). Volwassen organismen van deze soort kunnen een grote range van zoutgehaltes verdragen, de larven zijn minder tolerant voor lagere zoutgehaltes (Wolff, 1973). De soort is een niet selectieve deposit feeder (Vermeulen, 1980) en een alleseter (Fortuin, 1981). N. succinea bevindt zich in vele types substraat (vaak echter op ruwere bodems dan N. diversicolor) en komt voor tot een diepte van 21 m (Wolff, 1973). Vermeulen (1980) vond N. succinea in de Westerschelde op fijn en gemiddeld zand.

N. succinea kan zich vanuit grote diepte naar boven graven (Maurer et al. in Bijkerk, 1988).

N. succinea kan mogelijk beschouwd worden als indicator voor organische verontreiniging. Zijn verspreiding in het Delta-gebied bevestigt dit niet volledig (Wolff, 1973). De soort is zeer tolerant voor zware metalen (Beleidsplan Westerschelde, 1989c).

In het geval van competitie tussen N. diversicolor en N. succinea wordt N. succinea als de dominerende soort beschouwd (Wolff, 1973).

Pygospio elegans

Pygospio elegans, een soort borstelworm is een marine en estuariene soort, die tot in de brakke zone kan voorkomen

(Meire en Ysebaert, 1990). De soort komt in de Delta voor tot 3 %. Cl⁻ (Wolff, 1973). P. elegans is een selectieve deposit-feeder (Fortuin, 1981), maar de soort is ook tot suspension feeding in staat (Wolff, 1973). De larven vertonen foto-positief gedrag (Wolff, 1973).

P. elegans werd door Vermeulen (1980) zowel in zeer fijn, fijn als gemiddeld zand gevonden, goed tot minder goed gesorteerd en met wisselend slibgehalte. De verticale distributie reikt van dichtbij de hoogwaterlijn tot een diepte van 25 meter. Het grootste gedeelte van de individuen P. elegans leeft in de intergetijdezone (Wolff, 1973). De soort is gevoelig voor uitspoeling (Meire en Ysebaert, 1990).

P. elegans is bij beschadiging of als de omstandigheden ongunstig zijn in staat zich asexueel, door fragmentatie, voort te planten (Wolff, 1973). De soort heeft een zeer hoge temperatuurtolerantie (Wolff, 1973).

Scolelepsis squamata

Scolelepsis squamata komt voor boven de isohalien van 15 ‰. Cl⁻. In de intergetijdezone komt de soort voor als het zoutgehalte tijdens de getijdecyclus varieert van 10 ‰ tot 15 ‰. Cl⁻ (Wolff, 1973). Het is een suspension feeder en selectieve deposit feeder (Fortuin, 1981).

S. squamata bewoont zandige sedimenten met een voorkeur voor gemiddelde zanden. S. squamata vertoont een sterke voorkeur voor goed gesorteerde sedimenten. De verticale distributie reikt van de hoge delen van de intergetijdezone tot een diepte van 25 meter (Wolff, 1973).

Spio filicornis

Spio filicornis ook wel Spio martinensis leeft tot de isohalien van 10‰. De soort wordt gevonden van gemiddeld tot modderig zand, maar prefereert de beter gesorteerde gemiddeld tot fijnzandige bodems. Ze bouwen daarbij buizen die uitsteken boven het substraat. (Wolff, 1973)

S. martinensis is een suspension feeder en een selectieve deposit feeder en leeft van de lage intergetijdezone tot 35 meter diepte. De soort ondergaat een metamorfose in mineraal zand waardoor er twee soorten larven bestaan. (Wolff, 1973)

24.4 CRUSTACEA

Bathyporeia spec.

Bathyporeia pilosa is de enige Bathyporeia soort die in brak water voorkomt; de andere Bathyporeia soorten leven in hogere zoutgehaltes, maar zijn overigens vergelijkbaar (mond. med. Wolff, 1990).

Bathyporeia pilosa, een kniksprietkreeft, is een euryhaliene soort die tot in de brakke zone kan voorkomen (Meire en Ysebaert, 1990). De soort komt zowel in de intergetijdezone als litoraal voor en leeft ingegraven (Vermeulen, 1980).

Bathyporeia voedt zich met micro-organismen en detritus, wat ze afschrapen van zandkorrels (Wolff, 1973). Het zijn dus deposit-feeders (Bijkerk, 1988; Fortuin, 1981).

De distributie van Bathyporeia is afhankelijk van de sediment-samenstelling (Perkins, 1974). De soort heeft voorkeur voor

fijn zand (Vermeulen, 1980) met een slibgehalte tot 25% en bereikt zijn maximum op zanden die regelmatig door stroming worden verplaatst en ook zuurstofrijk zijn (Nicolaisen en Kanneworff in Meire en Ysebaert, 1990).

Deze soort is in staat zeer snel (Bijkerk, 1988) en zeer efficiënt te graven (Meire en Ysebaert, 1990).

Corophium arenarium

Corophium arenarium is een euryhaliene soort die goed schommelingen in het zoutgehalte kan verdragen (Mc Lusky in Meire en Ysebaert, 1990). C. arenarium komt niet voor beneden de isohalinen van 10‰. Cl⁻ (Wolff, 1973). Het is een deposit feeder (Fortuin, 1981; Meire en Ysebaert, 1990).

Het substraat is de belangrijkste factor die het voorkomen van C. arenarium bepaald (Meire en Ysebaert, 1990). C. arenarium leeft in fijn en slibrijk zand (Wolff, 1973). Het geslacht Corophium komt voor in gebieden zonder sterke waterbeweging (Schmidt in Dankers et al., 1981). C. arenarium geeft de voorkeur aan goed geaereerde sedimenten (Green, 1968).

Corophium volutator

Corophium volutator, de slijkgarnaal, is een euryhaliene soort die goed schommelingen in het zoutgehalte kan verdragen (Mc Lusky in Meire en Ysebaert, 1990). C. volutator tolereert een zoutgehalte van 1.2‰ tot 30‰. Cl⁻, maar geeft de voorkeur aan zoutgehaltes van 3‰ tot 12‰. Cl⁻ (Mc Lusky in Wolff, 1973). Volgens Perkins (1974) kan C. volutator zoutgehaltes van 2-50‰. Cl⁻ verdragen met een voorkeur voor gehalten boven 10‰. Cl⁻. C. volutator is een selectieve deposit feeder (Meire en Ysebaert, 1990) met de microbiële populatie in het sediment als voedselbron (Green, 1968; Perkins, 1974).

Het substraat is de belangrijkste factor die het voorkomen van C. volutator bepaald (Meire en Ysebaert, 1990). De soort komt voor in slik en slibrijk zand (Wolff, 1973; Mc Lusky, 1971) met zeer fijne sedimenten op beschutte plaatsen (Meire en Ysebaert, 1990). Volgens Green (1968) komt C. volutator voor in gebieden met een hoog silt- en kleigehalte gecombineerd met een hoog watergehalte, met een voorkeur voor fijn zand. Het geslacht Corophium komt voor in gebieden zonder sterke waterbeweging (Schmidt in Dankers et al., 1981). De soort geeft eerder de voorkeur aan gedeoxydeerde dan aan geaereerde sedimenten (Brafeld, 1978). C. volutator wordt niet gevonden in verontreinigde omstandigheden (Mc Lusky, 1971).

Cranon cranon

Cranon cranon, de gewone garnaal, is een marine soort die kan leven in zoutgehaltes van 10 tot 35‰. Cl⁻ (Dankers et al., 1981). C. cranon is een omnivoor en predator (Fortuin, 1981) die leeft van juveniles en kleine leden van de macrofauna die in de bovenste 2 cm van het sediment leven (Dankers et al., 1981).

De soort komt voornamelijk voor op zandige en slibrijke bodems in estuaria en aangrenzende kustwateren (Dankers et al., 1981). De verticale distributie van C. cranon reikt van de hoogste delen van de intergetijdzone tot 150 meter diep (Dankers et al., 1981). De soort leeft oppervlakkig ingegraven

en loopt geen gevaar bedekt te worden door een laag sediment. C. crangon is zeer mobiel (Perkins, 1974) en kan dus direct wegzwemmen bij de depositie van kleideeltjes (Bijkerk, 1988). Garnalen zijn zeer gevoelig voor lage zuurstofconcentraties en een verhoogd sulfidegehalte (Bijkerk, 1988).

Eurydice pulchra

Eurydice pulchra is een marine soort die tot in de brakke zone van het estuarium kan voorkomen (Green, 1968), de soort wordt gevonden tot ongeveer de isohalinen van 10‰ Cl⁻ bij hoog tij (Wolff, 1973).

E. pulchra bevindt zich meestal ingegraven in het sediment, komt hier 's nachts uit om voedsel te zoeken (Perkins, 1974). Het is een predator en een aaseter (eet levende, dode en gewonde dieren) (Fortuin, 1981; Wolff, 1973).

E. pulchra wordt gevonden in medium en fijn zand, de verticale distributie bestrijkt het gebied van net beneden de MHW-lijn tot 15 meter diep (Wolff, 1973). De soort vertoont een duidelijke voorkeur voor de intergetijdzone en mogelijk ook voor een bepaald intergetijdenniveau (Wolff, 1973). E. pulchra heeft voorkeur voor zanden die regelmatig in beweging zijn (Perkins, 1974). Dit heeft mogelijk te maken met het feit dat golf-beweging nodig is om de dieren uit te spoelen, zodat de actieve voedingsperiode kan beginnen (Jones in Wolff, 1973).

Haustorius arenarius

De zandvlokreeft, Haustorius arenarius is een euryhaliene soort die tot ver in de brakke zone kan doordringen (Meire en Ysebaert, 1990). Deze suspensionfeeder (Fortuin, 1981) neemt zijn voedsel op uit het interstitiële water (Wolff, 1973). H. arenarius heeft een voorkeur voor goed tot zeer goed gesorteerde, zandige bodems (gemiddeld tot fijn zand) met relatief lage concentraties slib en organisch stof (Vermeulen, 1980). Deze snelgravende soort is in de Duitse Waddenzee ook in silthoudende sedimenten aangetroffen (Bijkerk, 1988). H. arenarius komt in de meer diepere zone voor en leeft ingegraven in het substraat (Meire en Ysebaert, 1990). H. arenarius heeft voorkeur voor zanden die regelmatig in beweging zijn (Perkins, 1974).

Mysidacea

Mysidacea, aasgarnalen, zijn marine soorten en brengen een groot deel van de dag op de bodem van een estuarium door, zich over het substraat voortbewegend als epibenthos. 's Nachts begeven ze zich naar open water en kunnen dan als plankton beschouwd worden (Green, 1968). Het voedsel wat Mysidacea opnemen varieert in grootte en bestaat onder andere uit diatomeeën, detritus, levende kleine en grotere dode crustaceeën (Green, 1968). Mysidacea zijn gevoelig voor afname van het zuurstofgehalte van het medium waarin ze leven (Green, 1968). Ze worden meestal gevonden in volledig geoxideerde omstandigheden (Mc Lusky, 1971). In het Oostelijk deel van de Westerschelde zijn de volgende soorten gevonden:

Gastrosaccus spinifer

Gastrosaccus spinifer wordt gevonden boven de isohalinen van 10 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973). Het is een typische inwoner van

zandige sedimenten en wordt voornamelijk gevonden op goed gesorteerde, gemiddelde en fijne zanden. De verticale distributie reikt van laag in de intergetijdzone tot een diepte van 36 meter (Wolff, 1973).

Neomysis integer

Neomysis integer is een typisch brakwaterorganisme. De soort wordt gevonden tussen de isohaliënen van 0.3 en 10 ‰ Cl⁻ (Wolff, 1973).

N. integer wordt gevonden op bodems van gemiddeld, fijn en slibrijk zand, echter niet op slikken. De soort vertoont een lichte voorkeur voor minder goed gesorteerde sedimenten (Wolff, 1973). De verticale verspreiding reikt van midden-tij niveau in het intergetijdegebied tot een diepte van 25 meter (Wolff, 1973).

25 Verantwoording milieuvariabelen

25.1 Inleiding

Uit literatuuronderzoek naar de bodemdieren in relatie tot milieufactoren zijn een aantal milieufactoren als belangrijk naar voren gekomen (zoutgehalte, dynamiek, sedimentkarakteristieken en zuurstofconcentratie). Deze milieufactoren zijn van invloed op de verspreiding van de bodemdieren.

Daarnaast worden een aantal stoffen beschreven die in de Westerschelde in hoge concentraties aanwezig zijn en mogelijk van invloed zijn op het voorkomen van de bodemdieren (PAK's, PCB's, zware metalen, fosfaten en nitraten).

In het volgende stuk wordt uiteengezet wat de invloed is van de afzonderlijke milieuvariabelen op de verspreiding van bodemdieren.

25.2 Zoutgehalte

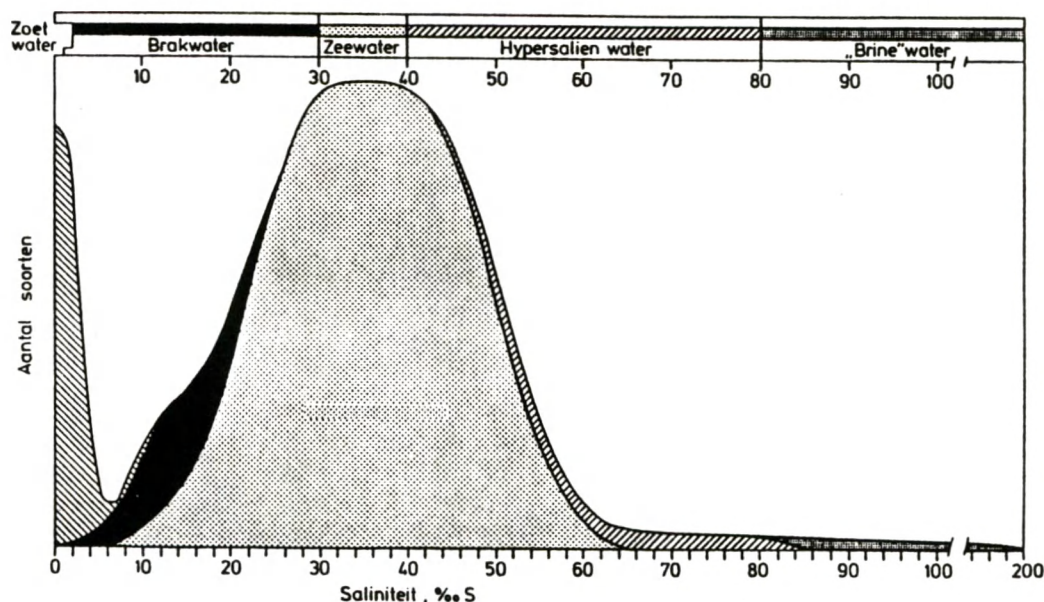
Het zoutgehalte is een belangrijke randvoorwaarde voor het voorkomen en de conditie van bodemdieren (Bakker et al., [1989]). De soortenrijkdom in een estuarium neemt af met afnemend zoutgehalte en bereikt een minimum bij het zogenaamde kritische zoutgehalte (3 - 4.5 g Cl⁻/l) om daarna weer toe te nemen in het zoetwater (fig. 25.1) (Remane und Schlieper, 1958).

De dieren die in een estuarium leven moeten grote fluctuaties in zoutgehalte kunnen overleven, zeker als het zoutgehalte beneden de 10‰ komt (Dankers et al., 1981).

Het verloop van de zoutgradiënt in een estuarium is van verschillende zaken afhankelijk. De breedte en diepte van de riviermond, het verhang, de ligging van de eb en vloedscharen, de amplitude en fase van de getijdebeweging en de afvoer van rivierwater spelen een belangrijke rol (Moerland, 1987).

In de Westerschelde is het verloop van het zoutgehalte sterk gebonden aan het seizoen. Dit is het gevolg van de wisselende rivierafvoer. In de winter zijn de zoutgehaltes daardoor relatief laag.

De zoutgradiënt in het estuarium van de Westerschelde loopt van ongeveer 16 g Cl⁻/l bij Vlissingen tot rond de 4 g Cl⁻/l in Doel (Beleidsplan Westerschelde, 1989c)



Figuur 25.1: Soortenrijkdom bij variërend zoutgehalte

25.3 Sedimentkarakteristieken

Uit het literatuuronderzoek naar de bodemdieren is gebleken dat de samenstelling van het sediment samen met de zoutgradiënt belangrijke factoren zijn die het voorkomen van bodemdieren in estuaria bepalen.

Een belangrijke voorwaarde voor het sediment is dat gravende bodemdieren er in kunnen graven. Zowel een hard sediment als een zacht modderig sediment voldoen niet.

Deposit-feeders hebben genoeg voedsel nodig in het sediment. Als het percentage silt toeneemt zal in het algemeen het organisch stofgehalte toenemen en daardoor het aantal deposit-feeders. Suspension-feeders hebben daarentegen behoefte aan weinig silt in het sediment, omdat het water op het sediment vaak troebel is waardoor de voedselopname vertraagd wordt. (Dankers et al., 1981)

Een algemene trend is dat soorten die in het brakke gedeelte van het estuarium leven ook in staat zijn om in de modderige sedimenten te leven. Het is gebleken dat soorten die een voorkeur hebben voor zandige sedimenten ook de goed gesorteerde sedimenten prefereren. (Wolff, 1973)

25.4 Dynamiek

In dit onderzoek wordt onder de dynamiek verstaan: De complexe samenhang van stroomsnelheden, getijdewerking, sedimenttransport, sedimentatie en erosie-processen, golfbewegingen en overstromingsduur.

In de sublitorale zone zal de dynamiek voornamelijk veroorzaakt worden door de stroomsnelheid en -richting, en de diepte

(Meire en Ysebaert, 1990). De dynamiek heeft zowel invloed op de stabiliteit als op de samenstelling van de bodem, twee fysische factoren die in belangrijke mate het voorkomen van bodemfauna bepalen (Meire en Ysebaert, 1990).

25.4.1 Stroming

Binnen een estuarium zijn er grote verschillen te vinden in stroomsnelheid. In de geulen is de snelheid vaak hoog, terwijl het op de slikken en platen veel rustiger is.

Sommige bodemdieren zijn erg gevoelig voor hoge stroomsnelheden. Zo zijn er dieren die gemakkelijk door de hoge stroomsnelheden uitgespoeld worden. Andere bodemdieren laten zich door de stroom meevoeren en komen voor op de plaatsen waar de stroom ze brengt. Ook zal bij zeer hoge stroomsnelheden omwoeling van de bodem, erosie en sedimentatie plaatsvinden. (Meire en Ysebaert, 1990)

De stroomsnelheid bepaalt in hoeverre zwevende stof zal bezinken en sedimenteren. Bij een lage stroomsnelheid zal fijner materiaal (slib) kunnen bezinken dan bij hoge stroomsnelheden. Bodemdieren die zich niet steeds opnieuw kunnen uitgraven zullen zich in zulke gebieden niet kunnen handhaven (Dankers et al., 1981).

Bij de eventuele uitvoering van het project OOST-WEST zal de stroomsnelheid een parameter zijn die zal veranderen.

25.4.2 Diepte/getij

Vele factoren die schijnbaar een correlatie met de diepte hebben, hebben alleen lokale waarde (Wolff, 1973). Veel verbanden tussen diepte en verticale distributie worden beter verklaard door andere ecologische factoren (Wolff, 1973), dan door de schijnbare directe relatie tussen diepte en verticale distributie.

De overspoelingsduur staat in verband met de diepte en is in belangrijke mate van invloed op het voorkomen van bodemdieren. Er kan grofweg een onderscheid gemaakt worden tussen een habitat dat zich situeert tussen NAP -5 meter en NAP -2 meter (het sublitoraal), een habitat dat zich situeert tussen NAP -2 meter en NAP +2 meter (het intergetijdegebied) en een habitat dat zich situeert boven NAP +2 meter (schorren). (Meire en Ysebaert, 1990)

Suspension-feeders kunnen zich niet voeden tijdens periodes van droogligging. Deze dieren zullen dus niet voorkomen op plaatsen die te lang droogvallen (Dankers et al., 1981)

Bij leggen van verbanden tussen diepte en het voorkomen van bodemdieren moet dus uitgekeken worden omdat deze relaties in de literatuur niet altijd onderschreven worden.

25.5 Verontreiniging

25.5.1 PAK's

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) worden niet gesynthetiseerd om te worden toegepast, maar komen voor in de restfracties die ontstaan bij de synthese van andere verbin-

dingen. Hiernaast kunnen PAK's gevormd worden bij de verbranding van organische stoffen. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

Een belangrijk deel van de PAK-belasting van de Westerschelde is waarschijnlijk terug te voeren op illegale olielozingen. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

Van 1975 tot 1979 was er een duidelijke stijging in de PAK-concentratie in de Westerschelde, maar van 1980 tot 1985 nam deze concentratie weer af. Daemen (1988) concludeert dat er een aantal zones met duidelijk hogere gehalten aan PAK's onderscheiden kunnen worden. De hoogste concentraties blijken voor te komen op de beschutte locaties. Dit hangt samen met de sedimentsamenstelling. Organische microverontreinigingen blijken vooral geassocieerd te zijn aan de organische fractie in het sediment.

In totaal zijn er door Rijkswaterstaat 15 polycyclische koolwaterstoffen geanalyseerd. De procentuele verdeling van de diverse PAK's verschilt sterk per diersoort (Beleidsplan Westerschelde, 1989d). PAK's kunnen door de meeste hogere organismen afgebroken worden, maar staan op de zwarte lijst vanwege hun kankerverwekkende eigenschappen. Voorlopig lijkt ten aanzien van de PAK's geen saneringsonderzoek noodzakelijk (Daemen, 1988).

25.5.2 PCB's

De toepassing van polychloorbifenylen (PCB's) als weekmaker, smeer- en impregneermiddel is in de EEG-landen verboden. PCB's worden nog wel gebruikt in condensatoren en andere apparatuur. Vroeg of laat kunnen deze PCB's in het milieu terecht komen. Dit uit zich in het algemeen als een diffuse stofstroom of als een incidentele puntlozing. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d) Metingen in de Westerschelde tonen aan dat slechts op een klein aantal punten meetbare concentraties PCB's aanwezig waren. De oorzaak van deze hoge gehalten moeten waarschijnlijk gezocht worden in de aanwezigheid van een rioolwater-afvoering. Deze lozingen zullen op korte termijn gestopt worden (Daemen, 1988).

De verontreiniging met PCB's levert een bekend voorbeeld van de sluipende effecten van cumulatie in eindpredatoren. De PCB-gehalten in het milieu en in de organismen zijn dermate hoog dat zoogdieren en visetende vogels ernstig bedreigd worden in hun voortplanting.

In de Westerschelde blijkt er bij zeeduizendpoot, wadpier, garnaal en mossel sprake te zijn van een afname van het PCB-gehalte in westelijke richting. Bij slijkgarnaal en nonnetje kan geen gradiënt aangetoond worden (Beleidsplan Westerschelde, 1989d).

25.5.3 Zware metalen

Uit literatuuronderzoek van Mc Lusky naar de effecten van zware metalen op estuariene evertedieren blijkt de volgende volgorde van toxiciteit voor de metalen (Beleidsplan Westerschelde, 1989d):

kwik>cadmium>koper>zink>chrom>nikkel>lood, arseen en mangaan.

De eerste vier worden meegenomen in het model en worden hieronder afzonderlijk besproken.

De concentraties van de zware metalen in het water zijn voor 60 à 95% van antropogene herkomst.

Kwik en cadmium staan vanwege hun toxische eigenschappen op de "zwarte lijst". Lozingen van zwarte lijststoffen worden aangepakt via emissiegrenswaarden gebaseerd op de bestbestaan- de zuiveringstechnieken (Beleidsplan Westerschelde, 1989d).

25.5.3.1 Kwik

De opgelost-kwikgehaltenes zijn in de Westerschelde laag; in veel gevallen wordt de detectielimiet niet bereikt. Het totaalgehalte is aanmerkelijk hoger, waaruit blijkt dat het kwik vooral particulier gebonden is.

Vanaf 1975 neemt de kwikconcentratie in het water af.

De kwikgehaltenes in de bodemdieren variëren van de detectie- grens (0,05) tot 0,44 mg Hg/kg asvrij drooggewicht (ADW), met een enkele hogere waarde voor de slijkgarnaal. In het algemeen zijn de gehaltenes in slijkgarnaal ongeveer drie maal hoger dan in de overige soorten. Bij de zeeduizendpoot en het nonnetje is er sprake van enige toename van de kwikgehaltenes in westelijke richting. Bij de overige bodemdiersoorten is geen gradiënt aantoonbaar. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

25.5.3.2 Cadmium

De grootste hoeveelheid cadmium wordt aangevoerd door de Schelde. Op het grenspunt Schaar van Ouden Doel is het gemid- delde cadmiumgehalte in de periode 1975-1985 gedaald van 2,6 naar 1,5 µg/l. Bij Vlissingen echter worden in de periode 1981-1986 van tijd tot tijd sterk verhoogde gehaltenes gecon- stateerd, waarvan de oorzaak niet bekend is.

Na een 50% reductie van de belasting, conform de afspraken gemaakt tijdens de Noordzee-conferentie, zal het cadmium- gehalte nog beduidend hoger zijn dan de geactualiseerde water- kwaliteits-doelstelling. Uit ecotoxicologische overwegingen dient de cadmiumbelasting met 75% verminderd te worden. Het huidige cadmiumgehalte in mosselen uit de Westerschelde is zeven maal hoger dan in soortgenoten uit de Oosterschelde. Wat cadmium betreft is een gehalte van ca. 1 mg Cd per kg drooggewicht aan organisme normaal. Bij een verhoogde opname in de lichaamcellen blokkeert cadmium eiwitten, waardoor deze niet meer benut kunnen worden voor de instandhouding en groei van het organisme.

De hoogste concentraties cadmium, van 5-10 mg Cd/kg ADW, zijn aangetroffen in wadpieren uit het brakke en overgangsgebied. Het gehalte in mossels in het overgangsgebied ligt net beneden de waarde van 5 mg Cd/kg, waarboven groeiremming verwacht mag worden. Het cadmiumgehalte neemt af in westelijke richting, behalve bij slijkgarnaal en zeeduizendpoot. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

25.5.3.3 Koper

Het koper-totaalgehalte vertoont te Schaar van Ouden Doel in de periode van 1982-1984 een stijging van 8,7 naar 12,6 µg/l. De hoogste gehaltenes koper in de bodemdieren, 75-164 mg Cu/kg ADW, zijn gevonden bij garnalen en slijkgarnalen uit het

brakke gebied en het overgangsgebied. De gehalten in nonnetje, mossel, zeeduizendpoot en wadpier lopen uiteen van 10-40 mg Cu/kg ADW en vertonen geen oost-westgradiënt. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

25.5.3.4 Zink

De concentratie van zink fluctueert sterk op alle meetpunten in de Westerschelde; dat geldt zowel voor totaalgehalte als het gehalte van de opgeloste fractie. Deze variatie is het gevolg van kortstondige lozingen. Het merendeel van het zink is gebonden aan zwevend stof.

Het totaal zinkgehalte vertoont te Schaar van Ouden Doel een significante dalende trend over de periode 1975-1985. (Beleidsplan Westerschelde, 1989d)

25.6 Zuurstof concentratie

Zuurstof is voor bodemdieren een primaire levensbehoefte. Bij lage zuurstofgehaltenes of zelfs anaërobie, worden zij in hun voortbestaan bedreigd. De kans op overleving is afhankelijk van hun tolerantie voor lage zuurstofgehaltenes en van de duur van de periode waarover deze lage zuurstofgehaltenes zich voordoen. (Beleidsplan Westerschelde, 1989c)

Het water dat door de Schelde wordt aangevoerd heeft een laag zuurstofgehalte. Dat is het gevolg van de grote belasting met zuurstofbindende stoffen van deze rivier. Vanaf Rupelmonde, waar het rioolwater van de agglomeratie Brussel in de rivier de Schelde stroomt, tot over de Belgisch-Nederlandse grens is de rivier nagenoeg zuurstofloos. Verder zeewaarts stijgt het zuurstofgehalte weer; bij Hansweert wordt een zuurstofverzadiging van 70-80% gemeten (Beleidsplan Westerschelde, 1989c). Het water van de marine gedeeltes van het estuarium is oververzadigd met zuurstof met maximum waarden van 150%. In de zone tussen de marine gedeeltes en het zoetwatergedeelte daalt de verzadigingsgraad met de zoutconcentratie (Wolff, 1973).

25.7 Fosfaten en nitraten

De gehalten aan stikstofverbindingen en fosfaat in de Nederlandse kustwateren zijn de laatste jaren sterk toegenomen. In de kustzone van de Noordzee en de Waddenzee zijn de concentraties van deze stoffen 3 tot 5 keer zo hoog als 50 jaar geleden. De belangrijkste oorzaak is de sterk verhoogde afvoer van nutriënten door de rivieren (Bakker et al., [1989]). De belasting met stikstof van de Schelde is erg hoog (Beleidsplan Westerschelde, 1989c).

Hoge concentraties stikstof en fosfaat kunnen eutrofiëring veroorzaken. Door eutrofiëring kan de primaire produktie toenemen zodat er meer voedsel beschikbaar komt voor bodemdieren. Dit kan leiden tot een toename van de groeisnelheid en het aantal bodemdieren.

Eutrofiëring kan ook nadelige effecten hebben voor de bodemdieren. De verhoogde nutriëntenaanvoer kan algenbloei veroorzaken. Als deze algen massaal afsterven kan er een zuurstoftekort of zuurstofloosheid ontstaan.

Eutrofiëring zorgt daarbij voor een betere biologische beschikbaarheid van zware metalen, doordat ze zich makkelijk aan sulfides hechten (Bakker et al., [1989]).

26 Het ecologisch model

26.1 Ordinatie

Ordinatie is een verzamelnaam voor een groot aantal technieken die in de ecologie gebruikt wordt om monsterpunten te rangschikken (ordenen). Dit kan onder andere op grond van hun soortensamenstelling.

Ordinatie wordt toegepast om multivariate gegevens op een overzichtelijke wijze weer te geven in de vorm van diagrammen waarin de punten de monsterpunten voorstellen. Ordinatie moet er zorg voor dragen dat de punten in dit diagram onderling zo gerangschikt zijn, dat dicht bij elkaar gelegen punten corresponderen met gelijksoortige monsters en ver uit elkaar gelegen punten met ongelijksoortige monsters. De afstand tussen de punten is omgekeerd evenredig met de similariteit.

Verschillen tussen ordinatietechnieken berusten voornamelijk op het onderscheid lineair/unimodaal en direct/indirect. Deze verschillen tussen en de beperkingen van de verschillende technieken zullen nu besproken worden.

Tabel 26.1: Verschillende ordinatietechnieken en het voornaamste onderscheid daartussen.

	indirect	direct
lineair	PCA	RDA
unimodaal	CA	CCA

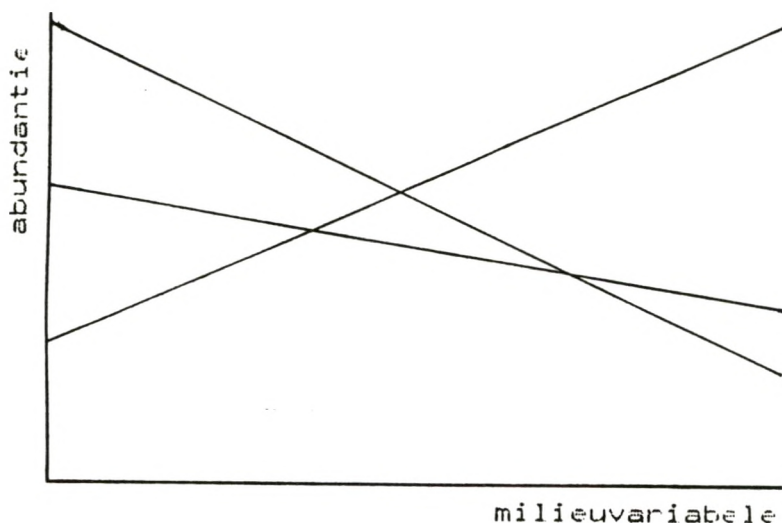
26.1.1 Lineair/Unimodaal

De relatie tussen soorten en de heersende milieufactoren kan onder andere lineair of niet-lineair benaderd worden.

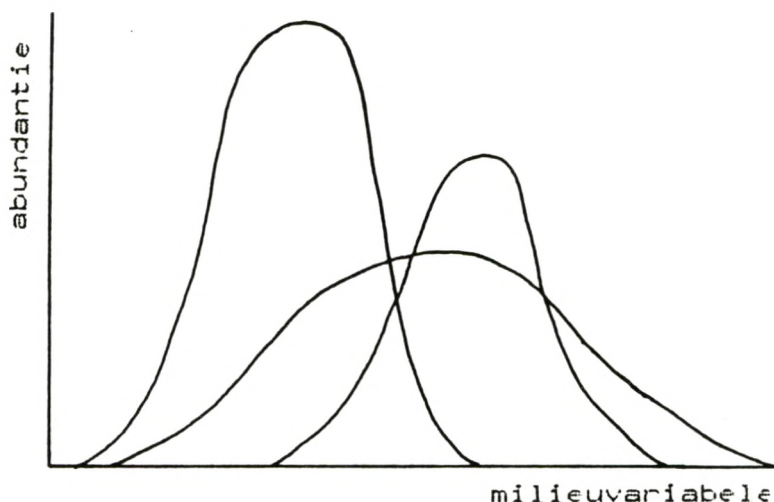
Een lineaire model gaat uit van een lineaire toe- of afname van de abundantie van de soorten met de waarde van de milieuv variabelen (zie fig. 26.1). Voorbeelden van dergelijke modellen zijn principale componenten analyse (PCA) (Braak, 1983) en redundancy analyse (RDA), de directe variant van PCA (Jongman et al., 1987). Deze technieken worden in bijlage XIX en XX van dit verslag besproken.

Een niet-lineair model dat relevant is voor de soortensamenstelling van een levensgemeenschap is het unimodale model (Jongman et al., 1987). In het unimodale model is er voor elke soort per milieuv variabele een laagste waarde waar beneden de soort vrijwel niet voorkomt, een hoogste waarde waarboven de soort evenmin voorkomt en een optimumwaarde waar de abundantie of de kans op voorkomen maximaal is. De relatie tussen de soorten en milieuv variabelen wordt hier benaderd met een

Gaussische curve (klokkromme) (zie fig. 26.2). Voorbeelden van deze benadering zijn correspondentie-analyse (CA) (Braak, 1983) en canonische correspondentie analyse (CCA) (Jongman et al., 1987). Ook deze technieken worden in bijlage XIX en XX besproken.



Figuur 26.1: Lineaire relatie tussen de abundantie van de soort en de milieuvariabele.

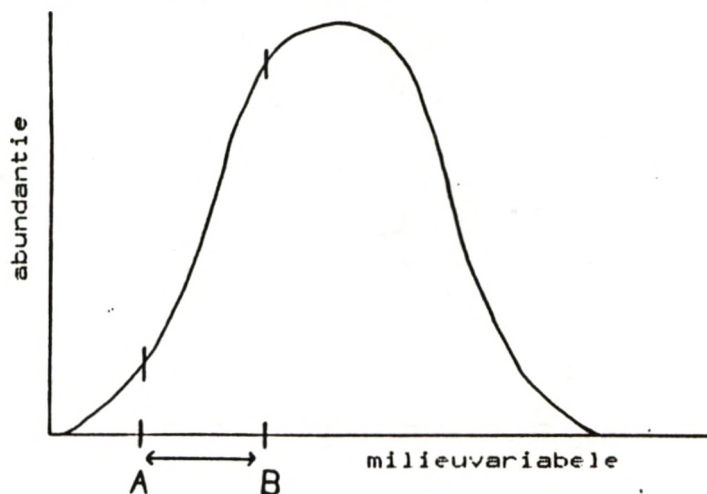


Figuur 26.2: Unimodale relatie tussen de abundantie van de soort en de milieuvariabele.

Algemeen wordt aangenomen dat het unimodale model beter passend is voor de reactie van een soort op een milieugradiënt dan een monotoon stijgende of dalende curve (Rijt et al., 1990). Bij de analyse van een willekeurige set gegevens wordt begonnen met het gebruik van unimodale modellen. Hierna kan dan bekeken worden of het model te vereenvoudigen is tot een lineair model (Jongman et al., 1987). In figuur 26.3 kan dit bijvoorbeeld in traject AB.

Deze vereenvoudiging is mogelijk als de ordinatieassen van de unimodale benadering kleiner zijn dan een standaard deviatie van twee (Jongman et al., 1987).

Het voordeel van lineaire methoden is dat ze meer kwantitatieve informatie geven dan unimodale methoden. Dit voordeel wordt echter te niet gedaan als de gegevens sterk niet-lineair aan milieuvariabelen zijn gecorreleerd (Jongman et al., 1987).



Figuur 26.3: Vereenvoudiging van een unimodale relatie tot een lineaire benadering (over traject AB).

26.1.2 Direct/Indirect

Bij ordinatie gaat men ervan uit dat het voorkomen van alle beschouwde soorten wordt bepaald door een beperkt aantal, onbekende kwantitatieve milieu variabelen. Om aan het licht te brengen welke milieuvariabelen in welke mate een rol spelen in het voorkomen van de soorten moet de ordinatie gekoppeld worden aan de heersende milieufactoren.

Binnen de groep van ordinatie technieken kan men onderscheid maken tussen indirecte en directe gradiëntanalyses.

Indirecte gradiëntanalyses (PCA en CA) ordineren met behulp van de abundanties van soorten. Deze methoden zoeken naar het patroon van variatie in de soortensamenstelling (Braak, 1987a). De verkregen ordinatie kan achteraf worden vergeleken met één of meerdere milieuvariabelen.

Directe gradiëntanalyses (RDA en CCA) combineren de ordinatie met de milieufactoren en beschrijven de variatie in de soortensamenstelling die verklaard kan worden door de heersende milieufactoren (Braak, 1987a). Doordat bij de berekening van de assen regressies worden toegepast op de milieufactoren zijn de ordinatieassen samengesteld uit deze milieufactoren.

Het voordeel van de directe methoden ligt vooral in het feit dat door het meenemen van de milieuvariabelen in de berekening de interpretatie van de gegevens naar milieufactoren vereenvoudigd is. Als relevante milieugegevens beschikbaar zijn, is de directe benadering waarschijnlijk effectiever dan de indirecte (Braak, 1987a). Indirecte gradiëntanalyse heeft echter het voordeel dat van te voren geen milieufactoren gemeten

hoeven te worden. De bij de ordinaties gevonden patronen kunnen geïnterpreteerd worden met behulp van veldkennis (Braak, 1987a). Met voldoende ecologisch inzicht kan een beeld worden verkregen welke milieu variabelen ten grondslag liggen aan de variatie binnen de ordinaties (Braak, 1983).

Nadeel van directe methoden is dat de spreiding van de soorten en monsters minder groot is. Het gevaar bestaat dat daardoor de ordinaties instabiel zijn, of dat een belangrijke milieufactor niet gemeten is. Het is dus van belang om naast het toepassen van directe methoden ook indirecte methoden te gebruiken om geen belangrijke verbanden te missen.

26.1.3 Toepassing van de ordinaties

Bij de toepassing van ordinaties in dit onderzoek wordt gebruik gemaakt van een monsterset met soort- en milieugegevens. Van de soorten is niet bekend hoe de verschillende organismen reageren op (het voorkomende traject van) de milieufactoren. De keuze van de methode moet gemaakt worden aan de hand van de monsterset. Het verband tussen de milieufactoren en de soortgegevens is meestal unimodaal. De monsterset kan echter aanleiding geven om voor een lineaire methode te kiezen.

Het gekozen model is dan een hulpmiddel om de belangrijkste gradiënten in een milieu te onderkennen. Daarmee is echter niet bewezen dat deze gradiënt daadwerkelijk de verschillen bewerkstelligt; het verband is zuiver correlatief en het is dus heel goed mogelijk dat deze correlatie een nonsenscorrelatie is. De werkelijke causale verbanden kunnen slechts gelegd worden met behulp van experimenteel onderzoek.

26.1.4 CANOCO

Het FORTRAN programma CANOCO (CANONICAL Community Ordination) is ontworpen om canonische ordinatietechnieken toegankelijk te maken voor ecologen die zich bezighouden met reacties van levensgemeenschappen (Braak, 1987b). CANOCO wordt in dit onderzoek gebruikt om de hierboven beschreven ordinatietechnieken (CA, CCA, PCA en RDA) uit te voeren. In bijlage XXI is een beschrijving van de output van CANOCO opgenomen.

26.2 Clustering

Het doel van de clusteranalyse is om een aantal elementen in te delen in groepen op basis van de kenmerken van die elementen. De verschillende methodes streven ernaar om binnen de groepen zoveel mogelijk overeenkomstige elementen te plaatsen (Looman, 1982).

De verschillende methodes om te clusteren worden in dit verslag kort besproken.

De meest voor de hand liggende indeling van de verschillende methodes is de volgende (Looman, 1982):

1. Agglomeratief clusteren: in de beginsituatie zijn er evenveel clusters als elementen: elk cluster bevat één element. Volgens bepaalde criteria worden er steeds twee

clusters bij elkaar gevoegd totdat uiteindelijk alle elementen in één grote cluster zitten.

2. Relocatie: hierbij gaat men uit van een bepaalde beginsituatie: de initiële clustering. De elementen worden dan zodanig van de ene naar de andere cluster verplaatst, dat de clusters zo homogeen mogelijk worden. Het aantal clusters verandert bij deze methode niet.

3. Divisief clusteren: dit is het omgekeerde van agglomeratief clusteren: Men begint met één cluster dat alle elementen omvat. Deze wordt in tweeën gedeeld, elk van de nieuwe clusters wordt weer gesplitst, enzovoorts totdat uiteindelijk elk element in een afzonderlijk cluster zit. Aanvankelijk waren de meeste divisieve methodes monothetisch, dat wil zeggen dat de clusters worden ingedeeld op grond van één variabele. Later ontwikkelde men polythetische methoden, waar men met meer dan één variabele de verdeling bepaald. Omdat een polythetische methode homogener groepen oplevert wordt deze methode boven de monothetische verkozen (Looman, 1982).

26.2.1 Toepassing clustering

In dit onderzoek worden de soortgegevens geclusterd op grond van hun ecologische voorkeur. Voor deze clustering wordt het programma TWINSPAN gebruikt (Hill, 1979). Met de beschikbare kennis over de reactie van de verschillende organismen op de milieufactoren kan dan bekeken worden welke milieufactoren van belang zijn voor de verschillende clusters. Met deze kennis kan getracht worden aan te geven wat de organismen binnen de verschillende clusters gemeen hebben en waarin de clusters verschillen.

26.2.2 TWINSPAN

Eén van de meest gebruikte divisieve polythetische cluster-techniek is het computer programma Two Way INDicator SPecies ANALyses (TWINSPAN) (zie voor een beschrijving van TWINSPAN bijlage XXII) . TWINSPAN is een programma waarin zowel soorten als monsters worden geclassificeerd. Nadat het programma de monsters met behulp van ordinatie heeft geclassificeerd, gebruikt het deze monsterclassificatie om de soorten te rangschikken volgens hun ecologische voorkeur.

Eén van de basis ideeën achter TWINSPAN is dat elke groep van monsterpunten gekarakteriseerd kan worden door een groep van kenmerkende soorten (Jongman et al., 1987). Dit zijn soorten met een kenmerkende voorkeur, zodat hun aanwezigheid gebruikt kan worden om bepaalde milieucondities te herkennen. De basisactiviteit van TWINSPAN is het maken van tweedelingen.

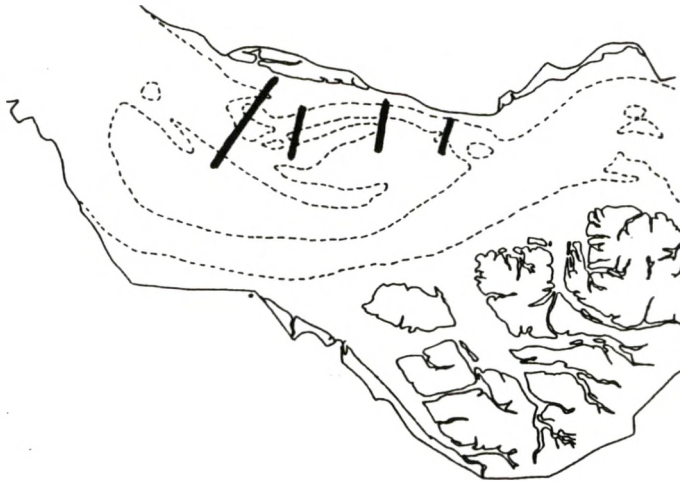
In dit onderzoek worden de gegevens over het voorkomen van bodemdieren in een monsterset uit de Westerschelde met behulp van dit programma geclusterd.

Een beschrijving van de output van TWINSPAN wordt gegeven in bijlage XXIII.

26.3 Beschrijving van de gebruikte gegevens

26.3.1 De Monsterset

In dit onderzoek wordt gebruik gemaakt van een serie bodemfaunamonsters uit 1970, 1971, 1972 en 1973. Deze door W.J. Wolff genomen serie bestaat uit in totaal 150 monsters van het Valkenissegebied. De monsters van 1970, 1972 en 1973 zijn verdeeld over vier raaien in het gebied (zie fig. 26.4):



Figuur 26.4: Ligging van de monsterpunten in vier raaien.

1. Een raai van de Schaar van Valkenisse naar Hoek Emanuel-polder.
2. Een raai 300 meter oostelijker dan raai 1.
3. Een raai van de Plaat van Valkenisse naar het Emanuelschor.
4. Een raai van de Plaat van Valkenisse naar het Emanuelschor.

De monsters van 1971 zijn genomen in drie raaien:

1. Een raai vanaf de Schaar van Valkenisse naar Emanuelpolder.
2. Een raai aan de oostzijde van de Plaat van Valkenisse.
3. Een raai langs de Plaat van Valkenisse.

In dit onderzoek is het noodzakelijk de beschikking te hebben over bodemfaunagegevens en milieugegevens die te koppelen zijn. De monsterset bevat slechts waarden voor de diepte, de mediane korrelgrootte (ϕ) en het slibgehalte. De andere belangrijke factoren moeten zo goed mogelijk aan elk monster gekoppeld kunnen worden. Dit gebeurt op grond van de ligging van de monsterpunten en de voor dat gebied bekende milieugegevens.

Van de monsterset is de precieze ligging van de monsters echter niet bekend. Dhr. Wolff kon echter wel de ligging van de raaien en de richting waarin de raaien zijn genomen (van plaat naar schor of van schor naar plaat) aangeven. Met behulp van de dieptes van de monsterpunten en een kaart met dieptelijnen (De Looff, 1978) konden de monsters op de kaart in- getekend worden (fig. 26.4).

Uit de plaatsing van de monsters op grond van de dieptelijnen bleken de raaien van 1970, 1972 en 1973 goed te achterhalen en

overeen te komen met de informatie van dhr. Wolff. Op grond van de beschikbare informatie was het niet zeker of de raaien van 1971 op de goede plaatsen in het gebied waren gelegd. Daarom is besloten de monsters van 1971 niet in de analyse mee te nemen. Dit reduceert de gebruikte monsterset tot 100 monsters, verdeeld over de jaren 1970 (50 monsters), 1972 (25 monsters) en 1973 (25 monsters).

26.3.2 De koppeling van de milieugegevens

De koppeling van de milieugegevens aan de bodemfaunamonsters levert problemen op, omdat de milieugegevens niet van alle monsterpunten bekend zijn. Om deze milieugegevens toch te koppelen is er gekozen voor een zonering van deze milieugegevens. De gegevens die wel per monsterpunt bekend zijn worden ook als zodanig meegenomen.

Op grond van waarden van de in het model te verwerken parameters voor de Westerschelde is het mogelijk voor het oostelijk deel van de Westerschelde een verloop aan te geven, of een zonering te maken van deze parameters. Op grond van dit verloop of deze zonering kan ook voor het gebied waarin de monsters liggen (ruwweg van Waarde tot Rilland, zie fig. 26.4) het verloop van de diverse parameters worden aangegeven. Dit verloop levert dan een klassenindeling voor dit gebied op, die aan alle afzonderlijke monsters wordt toegekend.

26.3.2.1 Mediane korrelgrootte (ϕ)

De mediane korrelgrootte maakt deel uit van de verwerking van de monsterset door W.J. Wolff en is dus voor alle punten nauwkeurig bekend. Elk monsterpunt heeft een eigen waarde, de mediane korrelgrootte is niet gezoneerd. Deze waarden variëren van 1.7 tot 2.73, met een gemiddelde waarde van 2.36 ϕ .

26.3.2.2 Diepte

De diepte waarop de verschillende monsters zijn genomen is bepaald tijdens de monsternamen. Deze diepten zijn daarom rechtstreeks aan de monsters gekoppeld en niet gezoneerd. Ze geven voor elk monsterpunt de bemonsterde diepte, variërend van 12.9 meter beneden NAP tot NAP.

De diepte zou eigenlijk gecorrigeerd moeten worden naar de stand van het getij. Bij de gebruikte gegevens is dit niet gebeurd, waarschijnlijk omdat dit erg ingewikkeld is.

26.3.2.3 Slibpercentage

Ook het slibpercentage maakt deel uit van de verwerking van de monsterset door W.J. Wolff. De slibpercentages zijn echter alleen gemeten voor de jaren 1971 en 1972. Omdat 1971 uit de analyse van dit onderzoek gelaten wordt blijven alleen de gegevens van 1972 over. Omdat dit maar een kwart van de gebruikte gegevens zijn is gezocht naar een andere manier om het slibgehalte toe te kennen aan de monsters.

De Looff (1978) deelt in een kaart van een bodembemonstering van 1975 de slibpercentages in zes klassen in. Deze klassenindeling is ook in dit onderzoek aangehouden. De monsters zijn op de kaart uit 1975 ingetekend en hebben de klasse van dat gebied gekregen.

Deze klassen zijn:

1. 0-1 ‰ slib
2. 1-3 ‰ slib
3. 3-5 ‰ slib
4. 5-10 ‰ slib
5. 10-25 ‰ slib
6. 25-50 ‰ slib

Alle klassen komen in de monsters voor, het grootste deel van de monsters echter in klasse 1.

26.3.2.4 Zuurstof-concentratie (O_2)

Het zuurstofverzadigingspercentage op de monsterplaatsen varieert van gemiddeld 70% op de meest westelijke tot gemiddeld 48% op de meest oostelijke plaatsen (Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1972 en 1973). Het zuurstofverzadigingspercentage neemt duidelijk toe in westelijke richting.

Omdat raai 1 dicht bij raai 2 ligt en raai 3 dicht bij raai 4 (figuur 26.4) kan er tussen raai 1 en 2 en tussen raai 3 en 4 geen onderscheid gemaakt worden bij een gradiënt in oost-west richting. Daarom is het zuurstofverzadigingspercentage ingedeeld in twee klassen. Raai 3 en 4 vallen in de meest vervuilde klasse 2, raai 1 en 2 vallen in de schonere klasse 1. Een hogere klasse geeft voor zuurstof een hogere vervuilingsgraad en dus een lager zuurstofverzadigingspercentage weer.

26.3.2.5 Zoutgehalte (Cl)

Het gemiddeld zoutgehalte varieert in het gebied waarin de monsterpunten liggen van 8 tot 10 ‰ Cl^- (Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1972 en 1973). Uit het Beleidsplan Westerschelde (1989c) blijkt dat het zoutgehalte bij benadering lineair toeneemt in westelijke richting.

Het zoutgehalte wordt ingedeeld in drie klassen. Tussen raai 1 en 2 en tussen raai 3 en 4 kan voor het zoutgehalte geen onderscheid gemaakt worden. Raai 1 en 2 krijgen de hoogste klasse 3, raai 3 en 4 de laagste klasse 1. Er vallen geen monsters in de tussenliggende klasse 2. Er is echter toch voor drie klassen gekozen omdat het verloop van het gemiddeld zoutgehalte van 8 tot 10 ‰ Cl^- en belangrijke verandering in de omstandigheden betekend. Een hoge klasse geeft een hoog zoutgehalte weer.

26.3.2.6 PO_4 -totaal

PO_4 -totaal is een maat voor de hoeveelheid aanwezig fosfaat. In het gebied waar de monsterpunten zich bevinden varieert de gemiddelde concentratie van ongeveer 0.65 mg/l in de meest oostelijke punten tot 0.50 mg/l meest westelijk (Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1972 en 1973). De concentratie neemt in de oost-west richting duidelijk af.

PO_4 -totaal wordt ingedeeld in twee klassen. Hierbij bevinden zich raai 3 en 4 in klasse 1 en raai 1 en 2 in klasse 2. Een hoge concentratie correspondeert met een hoge klasse.

26.3.2.7 NH_4

Een maat voor de hoeveelheid stikstof op een bepaald punt is Kjeldahl-N of NH_4 . Omdat er van Kjeldahl-N uit 1970, 1972 en

1973 onvoldoende gegevens waren is gekozen voor het gebruiken van NH_4 in het model. De concentratie NH_4 varieert van ongeveer 4.4 mg/l op het meest oostelijke punt aflopend tot 3.0 mg/l in westelijke richting (Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1972 en 1973).

De concentratie NH_4 is in twee klassen ingedeeld, klasse 1 voor raai 1 en 2 en klasse 2 voor raai 3 en 4. Een hoge concentratie NH_4 levert een hoge klasse op.

26.3.2.8 Zware metalen zink, koper, cadmium en chroom.

De in het sediment van de Westerschelde aanwezige hoeveelheid zware metalen vertoont geen gradiënt in oost-west of zuid-noord richting. De concentratie zware metalen varieert van gebied tot gebied. Dit hangt met name samen met de samenstelling van het sediment. Reynders (1985) heeft verschillende zware metalen ingedeeld in klassen en na monsterring van de hele Westerschelde gebieden in de Westerschelde voor de betreffende zware metalen een klasse toegekend.

Met behulp van de door Reynders (1985) gemaakte klassenindeling en de in dat rapport aanwezige kaarten zijn ook in dit onderzoek de zware metalen ingedeeld. Hierbij is uitgegaan van een aantal veronderstellingen:

- De slikken en schorren bij Emanuelpolder, die in Reynders (1985) de scheiding vormen tussen twee klassen liggen boven de 2 meter beneden NAP-lijn (Topografische kaart 49C, 1988).
- De platen van Valkenisse, die in Reynders (1985) de scheiding vormen tussen twee klassen liggen boven de 1.9 meter beneden NAP-lijn (Topografische kaart 49C, 1988).
- De monsterpunten die liggen in de geulen en dus dieper liggen dan 1.9 meter beneden NAP en in Reynders (1985) niet op klasse worden ingedeeld vallen in de laagste klasse voor de zware metalen.

De klassenindeling is gemaakt voor de zware metalen zink, koper, cadmium en chroom. Voor kwik waren geen gegevens beschikbaar, zodat deze niet meegenomen kon worden in het model. De klassenindeling voor de verschillende metalen volgens Reynders (1985) is als volgt:

Zink:	1.	0-55	mg/kg
	2.	55-140	mg/kg
Koper:	1.	0-12	mg/kg
	2.	12-26	mg/kg
	3.	26-45	mg/kg
Cadmium:	1.	0-0.3	mg/kg
	2.	0.3-1.3	mg/kg
	3.	1.3-2.7	mg/kg
Chroom:	1.	0-2.5	mg/kg
	2.	2.5-7.5	mg/kg

Een hoge waarde van de zware metalenconcentratie geeft het betreffende monster een hoge klasse.

26.3.2.9 Zandpercentage

Het percentage zand wat voorkomt in het sediment van de Westerschelde varieert sterk. Het hangt nauw samen met de stroomsnelheid.

De Looff (1978) deelt in een kaart van een bodembemonstering van 1975 de zandpercentages in vijf klassen in. Deze klassenindeling is ook in dit onderzoek aangehouden. De monsters zijn op de kaart uit 1975 ingetekend en hebben de klasse van dat gebied gekregen. Deze klassen zijn:

1. 25-50 % zand
2. 50-75 % zand
3. 75-90 % zand
4. 90-95 % zand
5. 95-100 % zand

26.3.2.10 Humuspercentage

Het humuspercentage in het sediment is van belang voor met name de deposit feeders onder de bodemdieren.

De humuspercentages in de Westerschelde zijn door De Looff (1978) in klassen ingedeeld. De bodembemonstering van 1975 levert zes klassen op. Deze klassenindeling is in dit onderzoek overgenomen. De klassen zijn:

1. 0-0.5 % Humus
2. 0.5-1.0 % Humus
3. 1.0-2.0 % Humus
4. 2.0-10.0 % Humus
5. 10.0-25.0 % Humus
6. 25.0-60.0 % Humus

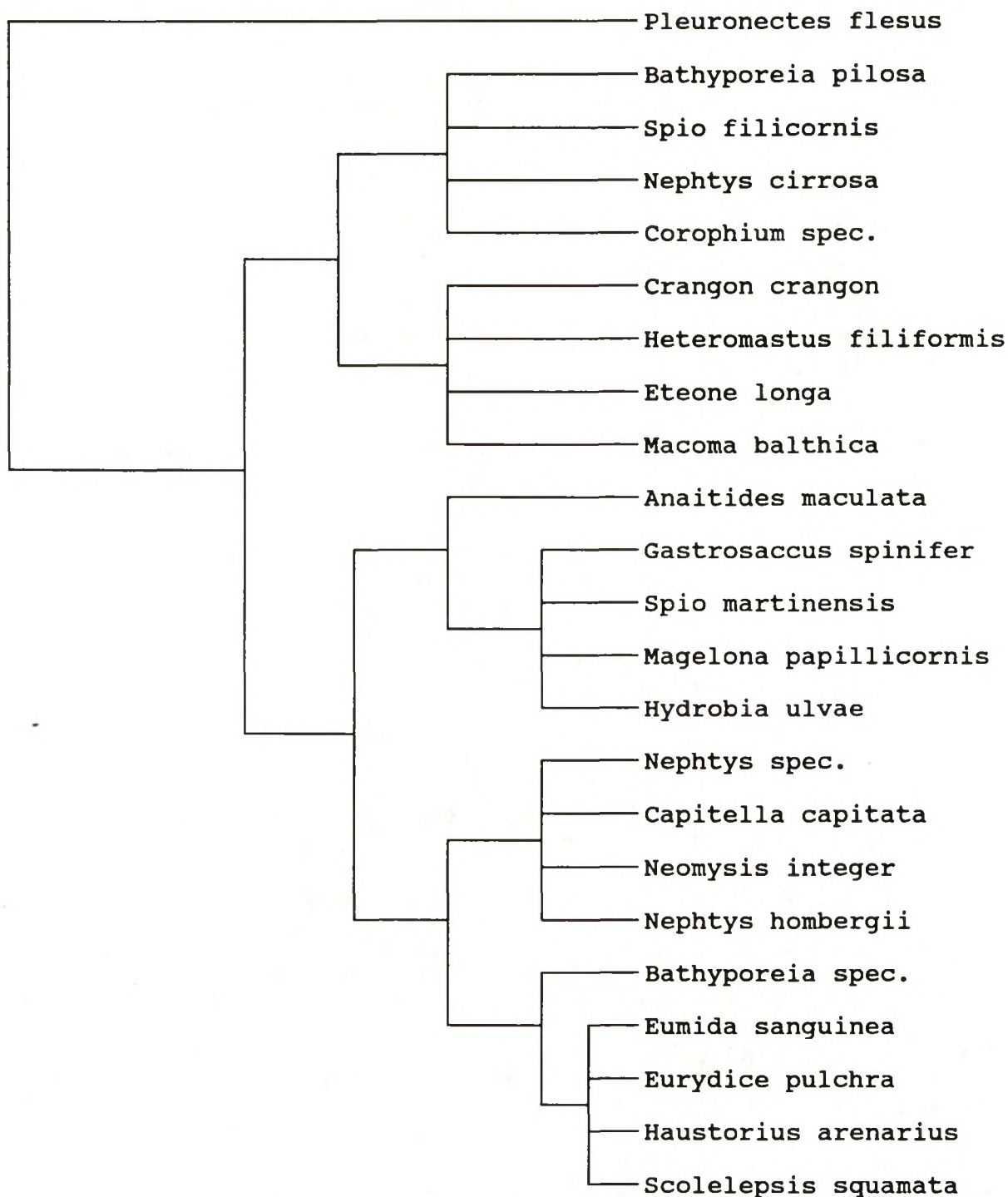
Het grootste deel van de in dit onderzoek gebruikte monsterpunten vallen in de klassen 1 en 2. Een enkele uitschieter haalt zelfs klasse 6.

26.4 Resultaten van TWINSPAN

De analyse van de hiervoor beschreven monsterset levert een clustering op van de soorten in 7 TWINSPAN-groepen. Deze soortenclustering is weergegeven in onderstaand dendrogram (figuur 26.5). Hierin worden de delingen en de clusters weergegeven. Het doel van de verwerking van de gegevens in dit onderzoek is het vinden van relaties tussen de bodemfauna en de milieuomstandigheden waarin deze organismen leven. Om iets over deze relaties te zeggen moeten de verschillende clusters in verband gebracht worden met de milieufactoren.

De clusters zijn geformeerd op grond van de overeenkomsten en verschillen tussen de verschillende bodemdieren. De soorten binnen één cluster zullen overeenkomsten vertonen, die grotendeels bepaald worden door de voorkeur voor bepaalde milieu-omstandigheden. Met behulp van de in hoofdstuk 24 beschreven ecologische voorkeuren van de bodemfauna is getracht de door TWINSPAN ingedeelde groepen te karakteriseren. De voorkeuren van de bodemdieren die deel uitmaken van de clusters zijn hiervoor in een tabel naast elkaar gezet (bijlage XXIV).

Doordat veel kennis over de relatie tussen de milieufactoren en bodemdieren ontbreekt en soms de voorkeuren van de bodemdieren binnen de clusters elkaar tegenspreken, is het zeer moeilijk om de clusters te beschrijven en onmogelijk ze te karakteriseren. Het leggen van verbanden tussen de bodemfauna en de milieuomstandigheden met behulp van clustering is in dit onderzoek onmogelijk.



Figuur 26.5 : Dendrogram van de soortenindeling met behulp van TWINSPAN.

Als alle kennis over de bodemdieren met betrekking tot het leefmilieu voorhanden was, zou de beschrijving van de clusters goed mogelijk zijn. Het totaalbeeld zou echter hoogstwaarschijnlijk zeer complex zijn en het karakteriseren van de clusters hierdoor niet mogelijk. Het ontbreken van een goede karakterisering van de clusters zou het onmogelijk maken

zinnige conclusies over de bepalende milieufactoren met betrekking tot de verschillende clusters te trekken. Het beoordelen van het belang van de verschillende milieufactoren en het beschrijven van relaties tussen bodemdieren en milieufactoren blijken dus op grond van clustering onmogelijk. De clustering verschaft wel inzicht in de samenhang tussen de soorten op grond van hun ecologische voorkeur, voor het leggen van verbanden tussen bodemdieren en milieufactoren is de methode niet gemaakt en niet geschikt. De clustering kan dienen als hulpmiddel bij de interpretatie van verder toe te passen methoden. Het inzicht in de samenhang tussen de verschillende soorten, dat door de clustering verkregen wordt, kan van dienst zijn bij de uit te voeren ordinatie. Ook het feit dat Pleuronectes flesus een zeer aparte plaats inneemt in de monsterset is bij de ordinatie van belang.

26.5 Resultaten CANOCO

26.5.1 Nuancering van de resultaten en gebruik CANOCO

Het gebruik van CANOCO om gegevens te ordineren moet met grote voorzichtigheid gebeuren. CANOCO berekent onder andere correlaties tussen de gegevens, dit kunnen echter ook nonsenscorrelaties zijn. De causale verbanden die gezocht worden kunnen alleen gelegd worden met behulp van de uitkomsten van experimenteel onderzoek. De uitkomsten van CANOCO kunnen nooit onweerlegbare conclusies leveren. CANOCO verschaft inzicht in de verbanden en geeft de richting aan waarin verklaringen gezocht kunnen worden.

De gegevens, die in dit verslag worden gebruikt maken het trekken van conclusies moeilijk. De set monsterpunten is twintig jaar oud en de monsters zijn genomen in een klein gebied. De range van de milieuv variabelen is in dit gebied erg klein. Ook de koppeling van de milieuv variabelen aan de bodemdieren is erg moeilijk. Er moeten gegevens over milieuv variabelen gekoppeld worden die niet uit dezelfde rapporten en niet uit hetzelfde jaar komen als de bodemdierenmonsters. Dit geldt voor de zware metalen, NH_4 , PO_4 , O_2 , slib %, zand % en humus %, voor deze parameters wordt alleen met klassen gewerkt.

26.5.2 Keuze lineaire/unimodale benadering

De keuze tussen enerzijds de lineaire en anderzijds de unimodale benadering komt overeen met de keuze tussen respectievelijk PCA/RDA en CA/CCA (zie bijlagen XIX en XX). Deze keuze kan niet gemaakt worden op grond van de output van de verschillende methoden, maar moet gemaakt worden op basis van de gegevens uit de monsterset, empirisch onderzoek en ecologische kennis wat betreft relaties tussen bodemfauna en milieu.

In paragraaf 26.1.1 is al opgemerkt dat een unimodale benadering meestal het beste voldoet bij het analyseren van de relatie tussen bodemdieren en milieufactoren omdat deze relatie door een lineair model over het algemeen te veel vereenvoudigd wordt.

De gegevens, die in dit onderzoek gebruikt zijn, zijn afkomstig van een klein monstergebied. De range binnen de milieugegevens is erg klein en een lineaire benadering is hierdoor beter geschikt bij het analyseren van de gegevens. In dit onderzoek zal daarom een lineair model worden toegepast.

26.5.3 Keuze PCA/RDA

PCA is een niet-directe ordinatiemethode en RDA een directe ordinatiemethoden (zie bijlagen XX en XXI). RDA geeft de relatie tussen bodemdieren en milieuvariabelen het best weer, omdat na iedere iteratiestap bij de ordinatie de milieuvariabelen in de berekening meegenomen worden. Bij PCA kan dit achteraf gedaan worden.

Het is mogelijk dat er bij de analyse van de gegevens met RDA essentiële informatie verloren gaat. Bij PCA is dit risico niet aanwezig. Naast RDA wordt daarom ook PCA toegepast. Het doel hiervan is om te kijken of er informatie verloren gegaan is bij de berekening met RDA.

Bij de verwerking van de gebruikte gegevens van de Westerschelde blijkt dat de uitkomsten van RDA zo sterk overeenkomen met de uitkomsten van PCA, dat er verondersteld mag worden dat er bij RDA geen essentiële informatie is weggevallen. Om die reden wordt de analyse beperkt tot de interpretatie van RDA (zie voor de output van RDA bijlage XXV).

26.5.4 Analyse en interpretatie gegevens

Bij de analyse van de gegevens worden één monsterpunt, één soort en een aantal milieuvariabelen uit de berekening gelaten.

Uit de resultaten van TWINSPAN blijkt één soort, Pleu-ronectes flesus, een aparte plaats in te nemen in de monster-set. Bij TWINSPAN vormt deze soort een eigen cluster, dat geheel los staat van de overige clusters. Uit de dataset blijkt dat deze soort slechts in één monsterpunt (in 1972) voorkomt en op deze plek in grote getalen. De soort behoort niet tot de bodemfauna maar is een vissoort, daarom wordt deze soort en het monsterpunt waarin deze soort overheerst niet verder meegenomen in de analyse.

De milieufactoren fosfaat, zuurstof en ammonium hebben bij de indeling van de milieufactoren in klassen exact dezelfde klassen toegewezen gekregen. Dit is ook te verwachten, omdat ze alle drie grotendeels worden bepaald door de menging van verontreinigd rivierwater en schoon zeewater. Fosfaat en zuurstof worden door het programma automatisch niet meegenomen (op grond van colineariteit).

Chroom wordt uit de analyse gehaald omdat deze variabele een hoge VIF-waarde vertoont. De hoge VIF score wil zeggen dat chroom een grote overeenkomst heeft met andere variabelen. Uit de correlatie matrix blijkt dat deze variabele een grote correlatie heeft met zowel cadmium als koper. De bijdrage die chroom levert aan het verklaren van de variantie is zo klein dat chroom uit de analyse kan worden gelaten.

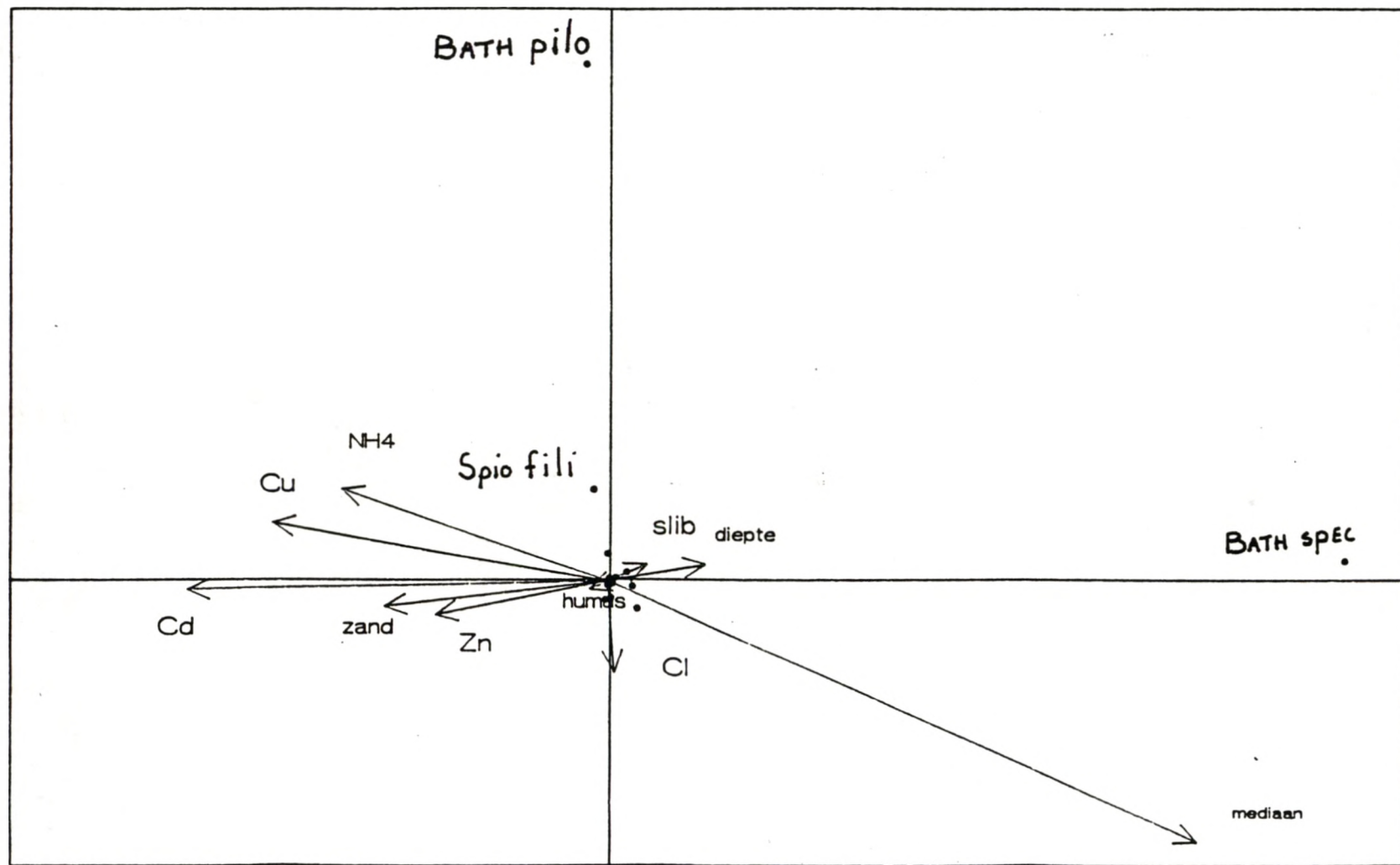
Aan de resultaten van RDA vallen een paar dingen op. De eigenwaarde van de eerste as is laag. De waarden van volgende assen zijn echter nog lager (0.19 tegenover 0.01 voor de tweede as en 0.00 voor de rest van de assen) (fig. 26.6). Dit houdt in dat door de tweede en volgende assen bijna geen bijdrage wordt geleverd aan het verklaren van de variantie in de gegevens.

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
2	HYDR ULVA	61	-2	-822	-96
3	MACO BALT	-3	18	-56	-28
5	ETEO LONG	-3	-64	111	-92
6	HETE FILI	-19	-98	178	-63
9	NEPH HOMB	1	-2	-25	28
13	CORO SPEC	-1	15	-16	17
14	CRAN CRAN	7	-20	-20	-102
15	HAUS AREN	36	47	-80	-274
18	BATH SPEC	906	146	71	4
19	EURY PULC	1	-6	24	10
20	NEOM SPEC	25	-79	-317	31
22	NEPH CIRR	-20	38	83	-135
25	SPIO MART	4	-7	-8	-46
26	GAST SPIN	3	-41	-19	-35
27	CAPI CAPI	-2	-9	3	22
28	SPIO FILI	-65	330	64	-785
29	EUMI SANG	1	-10	2	-21
30	NEPH SPEC	2	-11	-24	4
32	BATH PILO	-133	832	-40	317
EIGENWAARDEN		.19	.01	.00	.00

Figuur 26.6: soortscores op de eerste vier assen bij RDA

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-211	-30	5	5
2	Cl	6	-31	15	-26
4	Cu	-174	-5	-6	16
5	Humus %	-9	0	-10	-12
6	NH4	-137	12	-28	25
9	Zand %	-113	-26	-1	6
10	Zn	-87	-25	9	-5
11	diepte	47	8	18	11
12	med.	305	-61	-14	12
13	slib %	17	8	-2	2

Figuur 26.7: Biplot scores van de milieuvariabelen op de eerste vier assen bij RDA



Figuur 26.8: Biplot met scores voor de soorten en de milieuvariabelen bij RDA.

Het organisme dat op de eerste as verreweg het hoogste scoort is Bathyporeia spec. (waarde 906) (fig. 26.6). Uitgaande van de dataset is dit goed te verklaren: Bathyporeia spec. is een soort die in de meeste monsterpunten voorkomt en in deze monsterpunten een hoge dichtheid heeft vergeleken met andere organismen. Bathyporeia spec. is een zeer bepalende soort in het gebied.

In de biplotscores van milieuv variabelen zijn er op de eerste as een aantal milieuv variabelen die er, absoluut gezien, boven-uit steken (fig. 26.7). De mediane korrelgrootte heeft de grootste (positieve) score op de eerste as. De zware metalen cadmium en koper geven een redelijk hoge (negatieve) score op de eerste as te zien.

De tweede as speelt bijna geen rol meer gezien de eigenwaarde van 0.01. Op deze as scoort Bathyporeia pilosa samen met Spio filicornis het hoogst (fig. 26.6). Op de tweede as zijn de scores van de milieuv variabelen duidelijk lager. De scores van mediane korrelgrootte en zoutgehalte zijn op deze as licht negatief, de score van NH₄ licht positief (fig. 26.7).

Cd	1.0000									
Cl	-.1188	1.0000								
Cu	.4840	-.1094	1.0000							
Humus %	.1483	.4864	.0379	1.0000						
NH ₄	.2589	-.8556	.3194	-.3652	1.0000					
Zand %	-.2114	-.2327	.0326	-.3874	.1969	1.0000				
Zn	.7470	.0234	.2002	.2750	-.0119	-.3946	1.0000			
diepte	-.4439	.2071	-.1508	-.1096	-.1560	.0459	-.2389	1.0000		
med.	-.1111	-.1014	-.0902	-.0202	.0872	-.0592	-.0649	.0766	1.0000	
slib %	.1666	.1990	.1254	.4584	-.1609	-.7526	.2377	-.2218	-.0550	1.0000
	Cd	Cl	Cu	Humus %	NH ₄	Zand %	Zn	diepte	med.	slib %

Figuur 26.9: Correlatiematrix van de milieufactoren onderling bij RDA

De correlatiematrix geeft een indruk van de samenhang tussen de milieufactoren (fig. 26.9):

De zware metalen zijn onderling positief gecorreleerd en vertonen een positieve correlatie met zowel het humus % als slib %. Het zand % heeft een negatieve correlatie met het slib % (-0.75) en het humus % (0.39) Het slib % en humus % zijn onderling weer positief gecorreleerd. Diepte vertoont negatieve correlaties met het slib %, het humus % en de zware metalen en een positieve correlatie met het zand %. Opvallend is de hoge negatieve correlatie tussen zoutgehalte en ammonium (-0.86) en de lage correlatie tussen het slib % en de mediane korrelgrootte.

De uitkomsten uit de correlatiematrix zijn voor een aantal factoren opvallend. De mate van correlatie komt niet overal overeen met de te verwachten correlaties (op grond van literatuur).

27 Discussie ecologisch deel

In het oostelijk deel van de Westerschelde komen weinig soorten bodemdieren voor. In het ecologisch statistisch model CANOCO zijn uiteindelijk maar 19 verschillende soorten inge-

voerd, dit waren alle soorten uit de gebruikte monsterset. Het beperkte aantal soorten en de spreiding daarvan is een gevolg van de milieumomstandigheden in het estuarium. De milieufactoren zijn grofweg op te splitsen in enerzijds factoren met betrekking tot de dynamiek van het intergetijderegime en anderzijds de factoren met betrekking tot de vervuiling van water en bodem van de Westerschelde.

Er zijn niet veel bodemdieren die zich bij zo'n hoge dynamiek kunnen handhaven. De dynamiek wordt dan ook over het algemeen gezien als de meest beperkende milieufactoor in de Westerschelde. Er is echter nooit aangetoond dat de factor vervuiling een kleinere rol speelt in het voorkomen van de bodemdieren. De cijfers van concentraties schadelijke stoffen, al dan niet in verhouding tot andere rivieren, zijn alarmerend. Dit duidt erop dat de factor vervuiling niet verwaarloosbaar is. Dit is de reden dat in dit onderzoek de milieuvervuilende variabelen naast de milieufactoren die de dynamiek bepalen zijn gezet om te kijken in welke mate deze factoren van invloed zijn op het voorkomen van de bodemdieren.

Onderzoek naar relaties tussen bodemdieren en milieufactoren kan op verschillende manieren gebeuren. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat de bodemfauna door vele milieufactoren wordt beïnvloed. De sedimentsamenstelling en het zoutgehalte worden in de literatuur als belangrijke milieufactoren gezien. Voor de statistische verwerking kan zowel clustering als ordinatie toegepast worden. De uitkomsten van clustering blijven beperkt tot een weergave van de verwantschap van verschillende bodemdieren of monsterpunten, waarbij er wel indicatorsoorten aangegeven kunnen worden. Het blijkt niet mogelijk een zinnige koppeling te maken tussen de clusters met bodemdieren en milieufactoren, de methode is hier ook niet voor gemaakt.

Bij ordinatie met behulp van CANOCO wordt deze koppeling wel gemaakt (direct dan wel indirect). Ook aan de uitkomsten van CANOCO op zich kunnen geen onweerlegbare conclusies verbonden worden. Empirisch onderzoek vormt de basis voor het trekken van conclusies over de relatie tussen bodemfauna en milieufactoren. Ordinatie in combinatie met empirisch onderzoek kan het inzicht in de relaties tussen bodemfauna en milieufactoren zo vergroten dat er een voorzichtige voorspelling gedaan kan worden over de verandering in het voorkomen van bodemdieren bij veranderende milieufactoren. De kwaliteit van de gebruikte gegevens, zowel van de bodemdieren als van de milieufactoren, is hierbij van groot belang.

De in het onderzoek gebruikte gegevens voldeden niet aan de gewenste normen. Bij de bodemdiergegevens was de exacte ligging van de monsterpunten onbekend, de punten lagen niet verspreid over het gebied en het waren relatief weinig monsterpunten.

De dataset bestaat uit gegevens van een bemonstering uit 1970-1973. Op zich maakt dit voor de relaties tussen bodemdieren en milieufactoren niet uit, deze zijn in 20 jaar niet veranderd. De manier van bemonsteren en de plaatsbepaling van deze monsterset laat echter te wensen over omdat de monsterset voor een ander doel genomen is. Desondanks valt er uit de dataset

duidelijk op te maken dat Bathyporeia een zeer bepalende rol speelt in het gebied. Enerzijds komt de soort in veel monsters voor, anderzijds is de abundantie vergeleken met andere soorten erg hoog (zie fig. 26.6).

De set met milieugegevens sluit niet aan op de bodemdieren-set. De meeste gegevens komen uit metingen die een aantal jaar later genomen zijn en niet op dezelfde punten als de bodemdiermonsters. Doordat de bodemdieren op slechts een klein aantal plaatsen bemonsterd zijn, is de range in de milieufactoren erg klein. Ook was het een probleem de monsterpunten te koppelen aan de milieufactoren, omdat de locatie van de monsterpunten niet nauwkeurig bekend was. Hierdoor was het niet mogelijk de milieuv variabelen rechtstreeks aan de monsterpunten te koppelen. Om dit te ondervangen is een indeling in klassen gemaakt. Deze is echter veel minder nauwkeurig.

Door de kleine variatie in milieugegevens had de analyse van de gegevens ook gedaan kunnen worden met een minder ingewikkelde statistische methode, zoals een T-toets. In dit onderzoek is in eerste instantie uitgegaan van een uitgebreidere set gegevens. CANOCO bleek hiervoor een goede analysemethode. Toen de set gegevens minder uitgebreid bleek te zijn is toch aan de analyse met CANOCO vastgehouden.

Tegenwoordig wordt er jaarlijks op dezelfde plaatsen en op dezelfde manier bemonsterd, de gegevens die hieruit komen zijn beter geschikt voor de verwerking die in dit onderzoek gebruikt is.

De gegevens over de milieufactoren zijn uit verschillende rapporten gehaald. Dit is terug te vinden in de uitkomsten van CANOCO. De correlaties tussen gegevens van milieufactoren uit één rapport komen beter overeen met de verwachting dan de correlaties tussen gegevens uit verschillende rapporten. Dit is verklaarbaar omdat gegevens uit één rapport van dezelfde monsterpunten afkomstig zijn, terwijl als ze van verschillende rapporten komen de locaties nooit precies gelijk zullen zijn. De uitspraak "verwachte correlaties" moet genuanceerd worden, omdat een estuarium over het algemeen weinig voorspelbaar is. De mogelijke invloed van zeeslib op de correlatie slib/zware metalen wordt snel over het hoofd gezien.

Uit de analyse van de monsterset met CANOCO blijkt dat de mediane korrelgrootte een belangrijke milieufactoor is in het gebied. De zware metalen en andere vervuilingparameters zijn bij het verklaren van de bodemfauna in deze monsterset niet te verwaarlozen.

28 Conclusie ecologisch deel

De bodemfauna wordt door vele milieufactoren beïnvloed. Clustering en ordinatie vergroten het inzicht in de relaties tussen bodemfauna en milieufactoren. In de geanalyseerde monsterset wordt de bodemfauna grotendeels beheerst door Bathyporeia. Bathyporeia heeft binnen deze monsterset een voorkeur voor een sediment met een grote mediane korrelgrootte en is niet gebaat bij hoge concentraties aan cadmium en koper.

Op grond van de plaats die de milieufactoren innemen bij de uitkomsten van RDA kan afgeleid worden dat de dynamiek (bepaald door mediane korrelgrootte, diepte, slib%, zand% en humus%) van grote invloed is op de bodemfauna in het intergetijdegebied. De invloed van de zware metalen (en andere vervuilingsparameters) mag echter niet verwaarloosd worden. De resultaten van het ecologisch deel zijn gering, omdat er weinig conclusies uit CANOCO getrokken kunnen worden. Dit onderzoek geeft aan dat de methoden die gebruikt zijn de mogelijkheid bieden om uitspraken te doen over de relatie tussen bodemdieren en verschillende milieuvariabelen. Voorwaarde hiervoor is dat er een goede dataset voorhanden is.

INTEGRATIE

VAN DE DELEN

Binnen de tijdsplanning heb je altijd wel iets g!

Hoe complexer, hoe leuker!

29 Inleiding

Dit onderzoek bestaat uit drie delen (beleids, morfologisch en ecologisch deel) met elk een eigen (deel)doelstelling. Het bijeen brengen van de resultaten van deze drie delen is gericht op het bereiken van de hoofddoelstelling van dit onderzoek: het verwerven van inzicht in veranderingen in het voorkomen van bodemfauna bij uitvoering van de plannen die er voor de Westerschelde liggen.

De verschillende methoden die in de delen gebruikt zijn lenen zich er in theorie voor om een goede koppeling tussen deze delen te bewerkstelligen. Door tijdgebrek en gebrek aan noodzakelijke gegevens hebben de methoden echter niet de gewenste resultaten opgeleverd. De drie delen sluiten hierdoor niet geheel op elkaar aan en de werkelijke koppeling van de resultaten van de delen blijft hierdoor beperkt. De in theorie mogelijke koppeling tussen de drie delen geeft weer wat de ideeën en bedoeling van het onderzoek zijn. Om deze ideeën niet verloren te laten gaan door tegenvallende resultaten wordt de theoretische koppeling eerst besproken. Vervolgens wordt de werkelijke koppeling, die wel te maken is met de resultaten, beschreven.

30 Einddiscussie

30.1 Theoretische integratie

In theorie valt op de volgende punten een integratie te maken tussen de delen:

In het ecologisch deel wordt gezocht naar de relatie tussen bodemdieren en hun leefmilieu. Dit leefmilieu wordt weergegeven door abiotische factoren. Deze zijn op te splitsen in factoren die te maken hebben met de vervuiling en factoren die te maken hebben met de dynamiek in het gebied.

De vervuiling komt ter sprake in het beleidsdeel. Dit deel levert informatie over welke schadelijke stoffen in welke mate in de Westerschelde terecht komen en hoe dit op lange termijn zal veranderen. Met deze gegevens kan in het ecologisch deel de invloed van de schadelijke stoffen op de bodemdieren bepaald worden, door ze mee te nemen in het ecologische model.

De uitkomsten van het stromings- en sedimentatiemodel met betrekking tot de huidige situatie kunnen ook in het ecologisch onderzoek gebruikt worden. Op deze manier kan er inzicht verkregen worden in de relatie tussen de bodemfauna en de dynamiek (weergegeven met de parameters: stroomsnelheid, sedimentatiesnelheid, diepte, slib- en zandpercentage).

Met behulp van het stromings- en sedimentatiemodel kan een beeld gevormd worden over de veranderingen die gaan plaats vinden ten opzichte van de huidige situatie na uitvoer van de verschillende plannen. Vanuit het beleidsdeel kan een voorstelling gedaan worden of de vervuiling in de toekomst zal gaan afnemen. De nieuw te ontstane situatie kan naast de doelstellingen van het beleid ten aanzien van de Westerschelde gelegd worden om te bekijken of dit wel met elkaar in overeenstemming is. Indien deze nieuwe situatie niet aansluit bij

de doelstellingen ten aanzien van de scheepvaart en de ecologische waarde van het gebied zal het plan waarschijnlijk niet gerealiseerd worden.

De drie delen tezamen kunnen een beeld geven of de verschillende plannen een positief effect hebben op de bodemfauna en daarmee de natuurwaarde van het gebied.

30.2 Werkelijke koppeling

De dynamiek wordt over het algemeen als bepalend gezien voor de samenstelling van de bodemfauna in het oostelijk deel van de Westerschelde. De resultaten van CANOCO wijzen erop dat de dynamiek inderdaad van belang is.

Naast de dynamiek wordt de vervuiling gezien als bepalende factor voor het voorkomen van bodemdieren. Met de gegevens uit het beleidsdeel wordt in het ecologisch deel de invloed van de vervuilende stoffen op de bodemdieren bepaald, door deze als milieuv variabelen mee te nemen in CANOCO. Door een tekort aan milieugegevens, die aansloten op de monsterset (zowel gegevens over de dynamiek als gegevens over de vervuiling), zijn bruikbare uitkomsten van CANOCO op dit vlak beperkt.

Toch kan op grond van de uitkomsten van CANOCO en de combinatie van de verschillende delen gesteld worden dat de vervuiling in het oostelijk deel van de Westerschelde niet zonder meer verwaarloosd mag worden. Hiermee wordt de noodzaak van een goed milieubeleid in alle landen grenzend aan de Schelde extra benadrukt. Zeker als natuurontwikkeling een hoge prioriteit heeft, moet de vervuiling zowel vanuit Nederland, België als Frankrijk teruggedrongen worden.

Een echte reductie van de vervuiling is binnen afzienbare tijd niet te verwachten. Bij de haalbaarheid van een ecologische opwaardering van het oostelijk deel van de Westerschelde moeten dan ook vraagtekens gezet worden.

Door de gegevens uit het beleids en uit het morfologisch deel met elkaar te vergelijken, kan geconcludeerd worden of de situatie na het uitvoeren van een bepaald plan niet in tegenspraak is met de uitgangspunten van het beleid ten aanzien van de Westerschelde.

Plannen om de vaargeul te verdiepen staan direct in verband met het scheepvaartbeleid ten aanzien van de Westerschelde. Er zal een plan gerealiseerd worden waarbij de morfologie ten goede komt aan de huidige scheepvaartseisen. Verder zullen de plannen bekritiseerd worden op de hoeveelheid baggerwerkzaamheden en de natuurwaarde van de betrokken gebieden na verwezenlijking van een plan.

Het plan, met betrekking tot de vergroting van de komberging, voldoet volgens de resultaten van EMMOWES (uit deel II) wel aan de doelstellingen ten aanzien van de natuurwaarde maar niet aan de doelstellingen ten aanzien van vermindering van het baggerwerk. Door een kombergingsgebied veel verder stroomopwaarts, bij Rupelmonde (België), te creëren kan de natuurwaarde aldaar verhoogd worden. Dit heeft echter geen morfologische en ecologische gevolgen op de Westerschelde. Voor de doelstellingen van het beleidsplan Westerschelde ten aanzien van de scheepvaart en de baggerwerkzaamheden biedt het plan geen oplossing.

Het plan DAMOOST heeft volgens de resultaten van EMMOWES wel morfologische en ecologische gevolgen voor de Westerschelde zelf. De vaargeul zal zich zelf beter op diepte houden en in het platengebied van Valkenisse zal de dynamiek sterk afnemen wat gevolgen heeft voor de ecologie. Een combinatie van DAMOOST met de berging is, gezien in de ontwikkeling van rivier en estuarium in zijn geheel, de moeite waard om verder onderzoek aan te besteden.

Als er in de toekomst een keuze gemaakt moet worden tussen de verschillende plannen, zullen verschillende belangen worden afgewogen. Het plan dat het best voldoet aan de beleidsdoelstellingen zal uiteindelijk gekozen worden. Bij deze keuze kunnen twee kanttekeningen geplaatst worden.

Ten eerste is er de vraag welk belang de doorslag zal geven in de besluitvorming. Baggerwerkzaamheden zijn rationeel, in cijfers en geld uit te drukken, de natuurwaarde van een gebied niet. Bij de discussie over de natuurwaarde van een gebied spelen gevoelens en persoonlijke meningen een rol. Vaak is het zo dat de beslissing uiteindelijk op rationele gronden genomen wordt. Waarschijnlijk in dit geval ook, vooral omdat de meningen nogal verdeeld zijn over wat nu eigenlijk natuurwaarde is.

Een tweede punt is de grond waarop de keuze gemaakt wordt. Voorspellingen over de gevolgen van de plannen worden gemaakt aan de hand van uitkomsten van modellen. Deze uitkomsten zijn vaak niet meer dan een richting waarin een situatie zou kunnen veranderen. Gebruik van deze gegevens moet dan ook met de grootste voorzichtigheid geschieden.

30.3 Ontbrekende schakels

Om uit CANOCO een bruikbaar resultaat te krijgen is het noodzakelijk om bruikbare invoergegevens te hebben. Deze gegevens moeten van een vroegere of huidige situatie zijn. Echter lang niet alle gewenste gegevens waren voor dit onderzoek beschikbaar of aanwezig. Een mogelijkheid was om bij de gebruikte monsterpunten de ontbrekende gegevens te modelleren. Voor bijvoorbeeld de maximale stroomsnelheid die in het veld moeilijk te bepalen is, zou een stromingsmodel kunnen voldoen. Doordat de monsterpunten te dicht bij elkaar lagen was dit niet met DUFLOW mogelijk. Hierdoor is de maximale stroomsnelheid bij de beschrijving van de relaties van de huidige situatie niet in CANOCO meegenomen. Het stromingsmodel WAQUA had hiervoor beter voldaan, omdat dit model gedetailleerder is.

Ook de gegevens over de vervuiling waren beperkt en sloten niet aan bij de gegevens van de monsterpunten.

Het blijkt dat voor een beschrijving van de huidige situatie de gegevens van het morfologisch onderzoek ingepast moeten kunnen worden in het ecologisch onderzoek. Voor voorspellingen over toekomstige situaties is dit ook van belang. Om een goede koppeling te maken tussen de gegevens uit het morfologisch deel en uit het ecologisch deel, is het noodzakelijk in beide delen dezelfde relevante variabelen te gebruiken. De uitkomsten uit het stromings- en sedimentatiemodel zijn dan met de resultaten van het ecologisch model te vergelijken. Door de

parameters die de dynamiek weergeven van een toekomstige situatie naast de uitkomsten van het ecologische model te leggen, kan dan de verandering van bodemfauna bij uitvoering van de scenario's aangegeven worden. Omdat EMMOWES geen voldoende inzicht geeft in de ontwikkeling in het slib- en zandpercentage en omdat er in dit onderzoek geen tijd meer was om een slib/zand module bij het morfologisch model te ontwikkelen is ook hier een vergelijk niet mogelijk.

31 Eindconclusie

Ecologische en morfologische modellen zijn in theorie goed te koppelen, in de praktijk is het moeilijk, omdat de gegevens geheel op elkaar moeten aansluiten.

Er kan in dit onderzoek geen richting worden gegeven welke milieufactoren het voorkomen van de bodemfauna bepalen. De dynamiek lijkt een belangrijke factor te zijn, de vervuiling mag echter niet zonder meer verwaarloosd worden. Er valt geen uitspraak te doen over het voorkomen van bodemfauna in een nieuwe situatie door de resultaten uit EMMOWES en DUFLOW met de resultaten van CANOCO in verband te brengen.

Voor natuurontwikkeling in de Westerschelde kan de vervuiling niet genegeerd worden. Als in het beleid natuurontwikkeling een hoge prioriteit heeft, zal de vervuiling zowel vanuit Nederland, België als Frankrijk teruggedrongen moeten worden. Gezien het milieubeleid in deze landen is op korte termijn echter geen teruggang te verwachten van de vervuiling.

Indien er door ingrepen genoeg water door de vaargeul geleid wordt, zal de vaargeul zichzelf beter op diepte houden. Dit zou volgens de resultaten van EMMOWES met een leidam mogelijk zijn.

Het uitvoeren van plannen in de Westerschelde gericht op het op diepte houden van de vaargeul en natuurontwikkeling, is niet los te zien van het aanpakken van de vervuilingsproblematiek.

32 Literatuurlijst

- Allersma, E., 1988. Morfologisch onderzoek Noordelijk Delta-bekken. Morfologische modellering (vier delen). Rapport nr. Z71-03. Delft, Waterloopkundig Laboratorium.
- Antwerpen na het Natuurontwikkelingsplan, 1990. Toetsing van het natuurbeleid aan de Antwerpse situatie. In de reeks "snelschriften", Snelschrift 1990/3. Z.pl., Natuurreservaten vzw etc.
- Arkel, M.A. van en M. Mulder, 1979. Inventarisatie van de macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium. Biologisch onderzoek Eems Dollard Estuarium. Publicaties en Verslagen, nummer 2.
- Asaert, G., 1973. De antwerpse scheepvaart in de xve eeuw (1394-1486), bijdrage tot de economische geschiedenis van de stad Antwerpen. Brussel, paleis der academiën.
- Bakker, J.F. et al., [1989]. Ecologisch profiel bodemdieren, referentie toestand, huidige toestand, ecologie, ingreep-effectkennis. Z.pl., werkgroep NW3*NATUUR, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989a. Ontwerp ten bate van overleg en inspraak. [Middelburg], Klankbordforum Westerschelde.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989b. Beschrijving van de Westerschelde. [Middelburg], Kerngroep Westerschelde.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989c. De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde, Deelrapport 1; Zuurstofhuishouding en Nutriëntenhuishouding. [Middelburg], Werkgroep Waterbeheer Westerschelde.
- Beleidsplan westerschelde, 1989d. De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde, Deelrapport 2; Microverontreinigingen. [Middelburg], Werkgroep Waterbeheer Westerschelde.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989e. De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde, Deelrapport 3; Slibhuishouding en Bodemkwaliteit. [Middelburg], Werkgroep Waterbeheer Westerschelde.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989f. De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde, Deelrapport 4; Morfologische Structuur en Dynamiek. [Middelburg], Werkgroep Waterbeheer Westerschelde.
- Beleidsplan Westerschelde, 1989g. Overige inventarisaties en onderzoek. [Middelburg], Kerngroep Westerschelde.
- Benelux Globale Structuurschets inzake Ruimtelijke Ordening, 1986. z.pl., Benelux Economische Unie, secretariaat-generaal.
- Bijkerk, R., 1988. Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek in opdracht van Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren. Groningen, rdd Aquatic Ecosystems.
- Blom, G., 1989. Beïnvloeding transport fosfaatrijk slib in het Veluwemeer. Een studie naar de effecten van slibvangen en dammen op de slibhuishouding in het Veluwemeer. Wageningen, Landbouwniversiteit, Vakgroep Natuurbeheer, sectie Waterkwaliteitsbeheer.
- Braak, C.J.F. ter, 1983. Ordinatie. Wageningen, TNO Instituut voor Wiskunde, Informatieverwerking en Statistiek.

- Braak, C.J.F. ter, 1987a. Unimodal models to relate species to environment. Proefschrift. Wageningen, groep Landbouwwiskunde.
- Braak, C.J.F. ter, 1987b. CANOCO - a FORTRAN program for CANonical Community Ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis en redundancy analysis (version 2.1). Wageningen, TNO Institute of Applied Computer Science, Statistics department.
- Brafield, A.E., 1978. Life in sandy shores. The institute of Biology's Studies in Biology no.89. London, Edward Arnold Ltd.
- Brand, K.J.J., 1983. "Over het ontstaan en de ontwikkeling van de Hont of Westerschelde." In: Zeeuws Tijdschrift, drieëndertigste jaargang, nr 3, blz: 99-110.
- Brink, N. v/d, 1990. In voorbereiding. Handleiding voor CANOCO. Intern rapport van de vakgroep Natuurbeheer. Wageningen, Landbouwniversiteit.
- Claessens, J., 1988. "Het hydraulisch regime van de Schelde." De schelde toegang tot Antwerpen. In: Water, tijdschrift over waterproblematiek, 7e jrg., nr 43/2 - nov/dec, blz: 163-169.
- Coen, I., 1988. "Ontstaan en ontwikkeling van de Westerschelde." De schelde toegang tot Antwerpen. In: Water, tijdschrift over waterproblematiek, 7e jrg., nr 43/1 - nov/dec, blz: 156-162.
- Daemen, E., 1988. De bodemkwaliteit van de intergetijdegebieden in de Westerschelde. Notitie AXW 88.056. Middelburg, Rijkswaterstaat Directie Zeeland.
- Dankers, N. et al.(eds), 1981. Invertebrates of the Wadden Sea. Final report of the section 'Marine Zoology' of the Wadden Sea Working Group, Report 4. Leiden, Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek.
- De Baere, R., 1990. "Het MINA-Plan 90-95". In: Milieurama, maandblad van de Bond Beter Leefmilieu, 10e jrg., nr5 - mei, blz: 3-5.
- Derde Nota Waterhuishouding, 1989. Water voor nu en later. 's Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, SDU uitgeverij.
- DUFLOW, 1989. A micro-computer package for the simulation of one-dimensional unsteady flow in open channel systems. First Edition. Delft, International Institute for Hydraulic en Environmental Engineering, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Delft University of Technology.
- Essink, K., 1978. The effects of pollution by organic waste on macrofauna in the eastern dutch wadden sea. Proefschrift. Groningen, Rijksuniversiteit.
- Fortuin, A.W., 1981. Samenstelling, verspreiding, aantallen en biomassa van het macrozoobenthos in het volkerak-oosterschelde estuarium in de periode 1959 t/m 1976. Rapporten en verslagen nr. 1981-6. Rapport gemaakt in kader van Zachtsub, diho-project A-2, DDMI-project M1100. Yerseke, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek.
- Gerritsen, F. en H. de Jong, 1983. Stabiliteit van doorstroomprofielen in de Westerschelde. Nota WWKZ-83.V008. Vlissingen, Rijkswaterstaat Directie Waterhuishouding en

- Waterbeweging, District Kust en Zee, Adviesdienst Vlissingen.
- Goedheer, G.J., 1985. Schorontwikkeling, een kwalitatieve beschouwing van de invloed van abiotische factoren op de vegetatieontwikkeling van schorren en van de vegetatie op de morfologische ontwikkeling (een literatuurstudie). Nota DDMI 85.22. Utrecht, Geografisch Instituut Rijksuniversiteit.
- Gray, J.S., 1979. "The measurement of effects of pollutants on benthic communities". In: Biological effects of marine pollution and the problems of monitoring, proceedings from ICES Workshop held in Beaufort, North Carolina 26 February-2 March (Edited by A.D. Mc Intyre and J.B. Pearce), blz: 188-193.
- Green, J., 1968. The biology of estuarine animals. Reader in zoology in the university of London at Westfield College. London, Sidgwick & Jackson.
- Håkanson, L., & M. Janssson, 1983. Lake sedimentology. Berlin, Springer Verlag.
- Hill, M.O., 1979. TWINSPLAN, a FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of the Individuals and Attributes. Ithaca, New York, Section of Ecology and Systematics, Cornell University.
- Hummel, H., 1982. De invloed van verschillende tijden van droogliggen op bodemdieren. Rapporten en verslagen 2. Yerseke, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek.
- Jong, H. de, 1989. Debietgegevens van de Westerschelde vanaf 1932 (voorlopige versie). Nota GWAO - 89.1004. [Middelburg], Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
- Jongman, R.H.G. et al., 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Wageningen, Centre for Agricultural Publishing and Documentation.
- Kelchtermans, T., 1990a. Milieubeleidsplan en natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen. Voorstellen voor 1990-1995. Milieubeleidsplan, Natuurontwikkelingsplan, Mensen, Structuren en Financiën, concrete uitwerking voor de periode 90-95 van de uitgangspunten en opties vervat in het MINA-PLAN 2000. [Brussel], Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Kelchtermans, T., 1990b. Milieubeleidsplan en natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen. Voorstellen voor 1990-1995, bijlagen. Milieubeleidsplan, Natuurontwikkelingsplan, Mensen, Structuren en Financiën 90-95. [Brussel], Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Kelchtermans, T., 1990c. Toelichting bij het Vlaams Milieubeleidsplan en het Vlaams natuurontwikkelingsplan, concrete uitwerking voor de periode 90-95 van de uitgangspunten en opties vervat in het MINA-PLAN 2000. [Brussel], Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Kommentaar op het Vlaams Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan 90-95, 1990. Een splinternieuw huis, maar nu al aan drastische verbouwingen toe. BBL-Cahier nr.3. Brussel, Bond Beter Leefmilieu.
- Kranenborg, B. en J.W. van Zetten, 1989. EMPREL 4.0, ontwikkeling en toepassing. Nota 89.038. Dordrecht, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat Dienst

- Binnenwateren /RIZA, Hoofdafdeling Algemeen Onderzoek, Onderafdeling Stroming en Transportverschijnselen (AOFD).
- Kreling, J., 1989. "Planvorming op het gebied van het water-beheer". In: Handboek voor milieubeheer, deel 1: Water-beheer. Alphen aan de Rijn, Samson uitgeverij.
- Kruytzer, M., 1982. "Waterverdragen en milieuzorg". In: Neerlandia 86, blz: 130-132.
- Kuijken, E., [1989]. Natuurbehoud in Vlaanderen: naar Nederlands model?
- Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1972. Verslag van de resultaten over het eerste, tweede, derde en vierde kwartaal (vier delen). [Lelystad], Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Volksgezondheid, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening.
- Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1973. Verslag van de resultaten over het eerste, tweede, derde en vierde kwartaal (vier delen). [Lelystad], Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Volksgezondheid, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening.
- Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, 1986. Verslag van de resultaten over het eerste, tweede, derde en vierde kwartaal (vier delen). [Lelystad], Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
- Looff, D. de, 1978. Kartering van de bodemsamenstelling van het oostelijk gedeelte van de Westerschelde. Methode en resultaten, Nota WWKZ-78.V013. [Vlissingen], Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Directie Kust en Zee, Studiedienst Vlissingen.
- Looman, C.W.N., 1982. Indicatorwaarden en Clusteranalyse van Graslanden. Wageningen, Landbouwhogeschool.
- Mc Lusky, D.S., 1971. Ecology of Estuaries. London, Heinemann Educational Books Ltd.
- Meer dan de som der delen, 1984. De planning van milieubeleid. 's Gravenhage, Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Meire, P. en T. Ysebaert, 1990. In voorbereiding. Onderzoek naar het voorkomen van macrozoöbenthos in het oostelijk deel van de Westerschelde ter hoogte van de platen van Valkenisse: resultaten van de sublitorale najaarsbemonstering 1989 ten behoeve van het project OOST-WEST. Rapport W.W.E. Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud.
- Meulen, A. v/d en M.M. Schoor, 1988. Erosie en sedimentatie aan de schor-slikovergangen in de Westerschelde. Uitgave in de reeks Westerschelde Studies. Utrecht, Rijksuniversiteit, Geografisch Instituut.
- Moerland, G., 1987. Het Schelde Estuarium. Een literatuurstudie naar het ecosysteem met het accent op de biotische componenten. Studenterverslag D4, deel 1: tekst. Yerseke, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek.
- Nationaal Milieubeleidsplan, 1989. Kiezen of verliezen. 's Gravenhage, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, SDU-uitgeverij.
- Natuurbeleidsplan, 1989. Deel a: Beleidsvoornemen. 's Gravenhage, Ministerie van Landbouw en Visserij.

- Noordzeeconferentie Den Haag, 1990. Ministeriële verklaring, memorandum van overeenstemming over kleine walvisachtigen. Den Haag, 3e Noordzeeconferentie.
- "Ontwerp van samenwerkingsakkoord tussen de staat en de gewest en met als doel een verhoogde bescherming van de noordzee tegen verontreiniging", 1989. In: Water, tijdschrift over waterproblematiek, 8e jrg., nr 46 - mei/juni, blz:94-95.
- Perkins, E.J., 1974. The biology of Estuaries and Coastal Waters. London, New York, Academic Press.
- Remane, A. und C. Schlieper, 1958. Die Biologie des brackwassers. Die binnengewässer von prof. dr. August Thienemann. Stuttgart, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung.
- Reynders, J.J. (red), 1985. Het bodemkundig milieu van het intergetijdegebied van de Westerschelde. Utrecht, Instituut voor Aardwetenschappen Rijksuniversiteit en Instituut voor Bodemkunde.
- Rijkswaterkwaliteitsplan, 1986. 's Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Staatsuitgeverij.
- Rijt, C.W.C.J. van de et al., 1990. De mogelijkheden van ecohydrologische modellering van de vegetatieontwikkeling in de zuidrand van het Noordelijk Deltabekken. Nijmegen, Katholieke Universiteit.
- Ruimtelijk beleidsplan Vlaanderen, 1985. 1. Ruimer kader en probleemstelling, 2. Doelstellingennota en 3. Voorontwerp planvoorstel. Brussel, Administratie van Ruimtelijke Ordening en Leefmilieu (A.R.O.L.), Dienst Coördinatie en Planning.
- Scheidingsverdrag, 1839. Tractaat met België. In: Staatsblad van 1839, blz 1155-1163.
- Schurmans, Y., 1990. Onderhoudsbaggerspecie en ruimingsspecie, voorbereiding ontwerpplan 1991-1995. Mechelen, Openbare AfvalstoffenMaatschappij voor het Vlaamse Gewest (OVAM), Directie Planning.
- Sibbles, P.L. en J.A. Verduin, 1988. Een verkenning van het waterkwaliteitsvraagstuk in België. Studierapport no.10, uitgave in de reeks Westerscheldestudies. Utrecht, Geografisch Instituut Rijksuniversiteit.
- Streekplan Provincie Zeeland, 1988. [Middelburg], Provincie Zeeland.
- Strubbe, J., 1988. "De politieke geschiedenis en het internationale statuut van de Westerschelde." De schelde toegang tot Antwerpen. In: Water, tijdschrift over waterproblematiek, 7e jrg, nr 43/2 - nov/dec, blz: 237-241.
- Structuurschema Natuur - en Landschapsbehoud, 1981. Deel a: beleidsvoornemen. Rijswijk, Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk en Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening.
- Structuurschema Vaarwegen, 1977. Deel a: beleidsvoornemen. 's Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening, Staatsuitgeverij.
- Structuurschema zeehavens, 1981. Deel a: beleidsvoornemen. 's Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Economische zaken, Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening.

- Stuart, J.J., et al., 1989. Watervogels van de Westerschelde. deel 1: Tekst. Gent en Middelburg, Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud van de Rijksuniversiteit en Dienst Getijdewateren Rijkswaterstaat.
- Topografische kaart 49C, 1988. Schaal 1:25000.
- Totaalvisie voor de deltawateren, 1985. [Middelburg], Provincie Zeeland.
- Verdieping Westerschelde; studierapport programma 48'/43'., 1984. Deel 1: Tekst. Antwerpen/Middelburg. Technische Scheldec commissie, Subcommissie Westerschelde.
- Vermeulen, Y., 1980. Studie van het Makrobenthos van het Westerschelde-estuarium. Gent, Rijks Universiteit.
- Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening, 1988. Op weg naar 2015, deel a: beleidsvoornemen. 's Gravenhage, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1960. Proeven aan- gaande de stortplaatsen der baggerspecie; model der Schelde van Hansweert tot aan de toegangssluisen der haven van Antwerpen (mod. 119).
- Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1965a. Proeven in verband met normalisatiewerken van de Schelde in de omgeving van Bath 2e deel, model der Schelde van Hansweert tot aan de Boudewijnsluis (mod. 119).
- Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1965b. Overzicht der uitgevoerde proeven betreffende de normalisatiewerken te Bath 1e vervolg; model der Schelde van Hansweert tot aan de Boudewijnsluis (mod. 119).
- Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1972. Modelproeven - bochtafsnijding bij Bath; model 300-I; 1972-1.
- Waterloopkundig laboratorium Borgerhout, 1975. Bochtafsnijding Bath; ontgroningen bij leidammen; W-75.011. Den Haag.
- Wolff, W.J., 1973. The estuary as a habitat, an analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Leiden, E.J. Brill.
- Zeeuws Milieubeleidsplan, 1990. Kerend tij, ontwerp. [Middel- burg], provinciaal bestuur van Zeeland.

VERDIEPING IN DE WESTERSCHELDE

Onderzoek naar de mogelijke effecten van ingrepen
in de Westerschelde, ten behoeve van een grotere
diepgang in de vaargeul en natuurontwikkeling
in de Westerschelde.

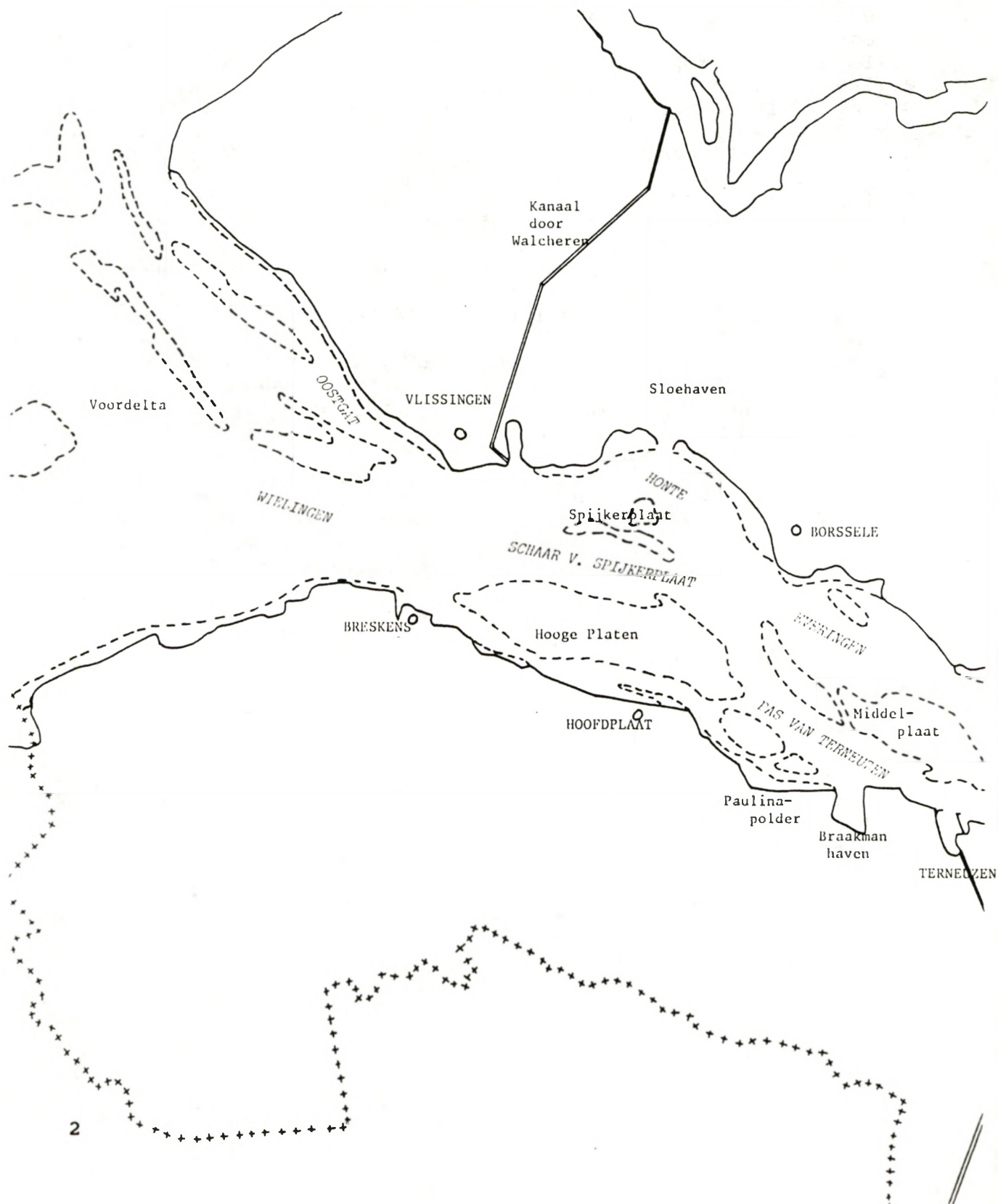
BIJLAGEN

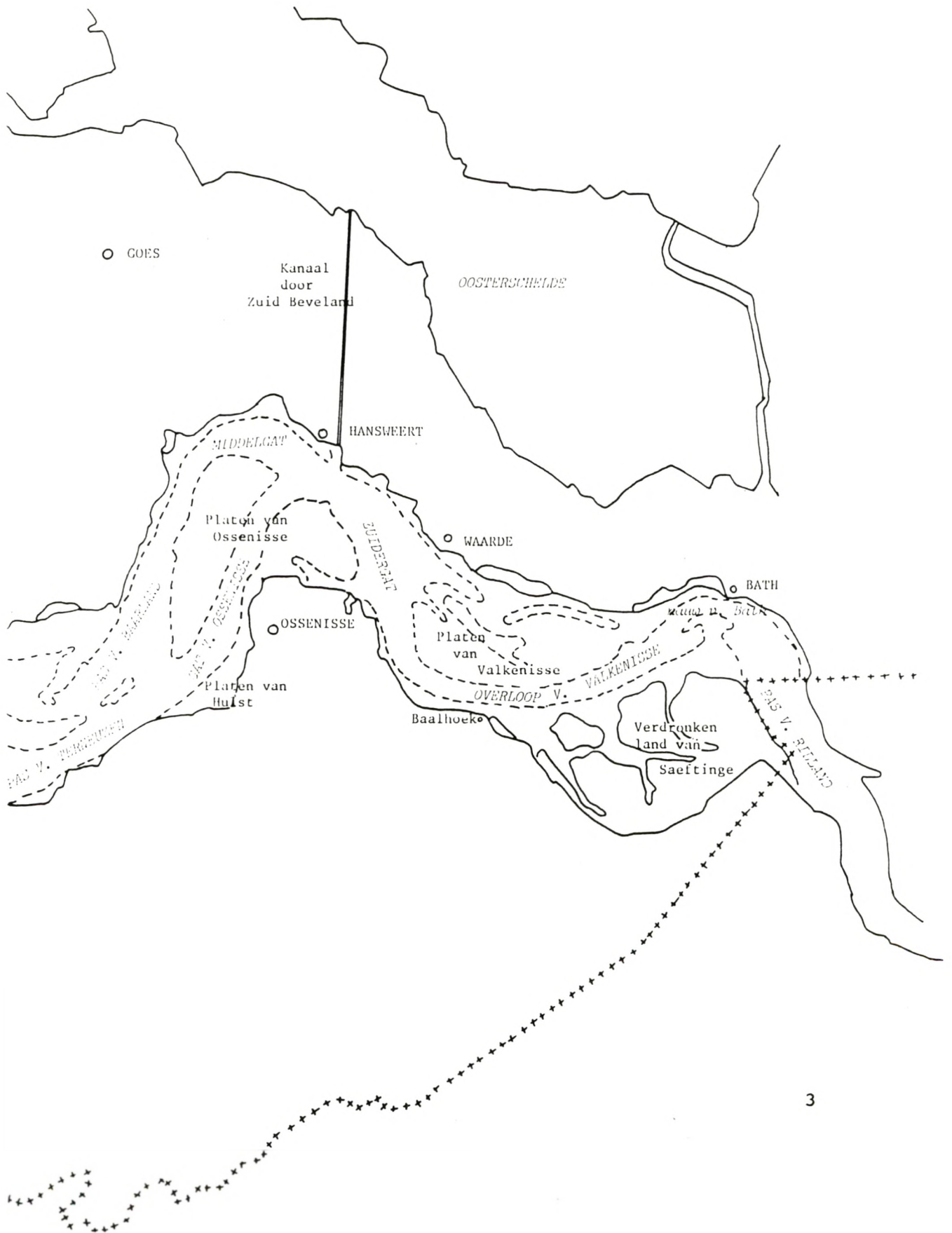


Inhoudsopgave

Bijlage I.: Overzichtskaart van de Westerschelde	2
Bijlage II.: Nederlands Natuur- en Milieubeleid	4
Bijlage III.: Belgisch Natuur- en Milieubeleid	7
Bijlage IV.: Westerschelde als internationaal vaarwater .	13
Bijlage V. : Schadelijke stoffen, waarvoor in de derde conferentie over de Noordzee naar 50 % vermindering wordt gestreefd	15
Bijlage VI.: Van IMPLIC naar DUFLOW	16
Bijlage VII.: Het programma SCHEMAT	18
Bijlage VIII.: Implic schematisatie van de Westerschelde en de Schelde	21
Bijlage IX.: De meetraaien van de debieten (Gerritsen en de Jong, 1983)	22
Bijlage X.: DUFLOW schematisatie van de Westerschelde . .	23
Bijlage XI.: Formularium voor bijlagen XII, XVI, XVII en XVIII	24
Bijlage XII.: De maximale debieten en de daarbij behorende stroomsnelheid en het profiel (zie bijlage XI)	25
Bijlage XIII.: Berekeningsalgoritme EMMOWES	28
Bijlage XIV.: Het model EMMOWES	29
Bijlage XV.: Berekening tijdsduur van een iteratiestap. .	34
Bijlage XVI.: Het maximale debiet en bijbehorende stroomsnelheid en profiel van de huidige situatie na acht iteratiestappen (zie bijlage XI)	36
Bijlage XVII.: Het maximale debiet met de daarbij behorend stroomsnelheid en profiel van de schematisatie met berging achter Antwerpen na acht iteratiestappen (zie bijlage XI)	38
Bijlage XVIII.: Het maximale debiet met bijbehorende stroom- snelheid en profiel van de schematisatie met een dam aan de oostelijke kant van het Valkenissegebied (zie bijlage XI)	40
Bijlage XIX. : Indirecte Ordinatie Modellen	42
A. Principale Componenten Analyse	42
B. Correspondentie Analyse	43
Bijlage XX.: Directe ordinatie modellen	46
A. Canonische ordinatie	46
B. Redundancy analyse	46
C. Canonische Correspondentie Analyse	47
Bijlage XXI.: Output CANOCO	48
Bijlage XXII.: Two Way INDicator SPecies ANALyses (TWINSPAN)	52
Bijlage XXIII.: Output van TWINSPAN	53
Bijlage XXIV.: Overzicht van de milieu-voorkeuren van de bodemfauna uit de geanalyseerde monsterset (uitkomst van het literatuuronderzoek.	54
Bijlage XXV.: Output van RDA	56
A. Outputfile	56
B. Machine readable copy file	57
Bijlage XXVI.: Overzichtskaart van het oostelijk deel van de Westerschelde	61

Bijlage I.: Overzichtskaart van de Westerschelde





Bijlage II.: Nederlands Natuur- en Milieubeleid

Nationaal Milieubeleidsplan (1989)

Het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP) (1989) bevat de strategie voor het milieubeleid voor de middellange termijn. In het NMP is het streven naar een duurzame ontwikkeling het uitgangspunt. Daarbij gaat het om het voorkomen of tegengaan van ongewenste effecten van menselijke activiteiten of handelingen. De accenten komen te liggen bij de aanpak van grootschalige mondiale milieuproblemen, aandacht voor lange-termijn effecten voor volgende generaties en de samenhang tussen milieukwaliteit en sociaal-economische ontwikkeling. Met het NMP kan mede richting worden gegeven aan de uitwerking en uitvoering van andere plannen en nota's. In het NMP worden de hoofdlijnen van het beleid geschetst inzake de emissies in het milieu, waaronder de lozingen op oppervlaktewater. Er vindt een afweging plaats, gegeven een bepaalde emissie, tussen het gebruik van bodem, water en lucht. De relatie met bijvoorbeeld het waterbeheer tekent zich zo af. (Kreling, 1989)

Het beleid is erop gericht om op korte termijn verbeterde emissie gerichte maatregelen en, waar mogelijk, structurele brongerichte maatregelen in te zetten. Op de middellange termijn zal het accent op brongerichte maatregelen komen te liggen (NMP, 1989).

Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988)

De Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (1988) vervangt de Derde Nota Ruimtelijke Ordening (1979). De basisdoelstelling is hetzelfde gebleven; het bevorderen van zodanige ruimtelijke en ecologische condities dat de wezenlijke strevingen van individuen en groepen in de samenleving zoveel mogelijk tot hun recht komen en dat de diversiteit, samenhang en duurzaamheid van het fysische milieu zo goed mogelijk worden gewaarborgd. De Vierde nota zet nieuwe accenten ten opzichte van het beleid in de Derde nota. Aanpassing van de kwaliteit zal veel vaker het antwoord op veranderingen zijn dan uitbreiding van de kwantiteit.

Het ontwikkelingsperspectief voor de Westerschelde in het kader van Nederland-Waterland past goed in dat beeld. Er moet een grotere aandacht komen voor natuurontwikkeling naast natuurbehoud. Verder moet het beleid gericht zijn op het behoud van kenmerkende rust en openheid en terughoudendheid ten aanzien van rustversturende functies en ten aanzien van het toevoegen van zeer grootschalige elementen.

Het vergroten van de aandacht voor natuurontwikkeling, naast natuurbehoud, zal verder invulling krijgen in het Natuurbeleidsplan.

De Vierde nota geeft wat betreft de ruimtelijke inrichting een duidelijke structuur aan die in ander plannen verder uitgewerkt kan worden. Zo wordt aan het ontwikkelingsperspectief Nederland-Waterland, zoals dat geschetst wordt in de Vierde nota, een verdere invulling gegeven in de Derde nota Waterhuishouding.

Derde Nota Waterhuishouding (1989)

De hoofdlijnen van het landelijke beleid op het gebied van de waterhuishouding zijn in de Derde Nota Waterhuishouding op de volgende wijze geformuleerd: Het hebben en houden van een veilig en bewoonbaar land en het ontwikkelen en in stand houden van gezonde waterhuishoudkundige systemen die een duurzaam gebruik garanderen.

Structuurschema Natuur en Landschapsbehoud (1981) en Natuurbeleidsplan (1989)

Het structuurschema Natuur en Landschapsbehoud (1981) legt de nadruk op de ruimtelijke aspecten van het natuur en landschapsbeleid. Het pas verschenen Natuurbeleidsplan vervangt deze structuurschets.

Het Natuurbeleidsplan (1989) is voor het in stand houden van de natuurlijke waarden in de Westerschelde erg belangrijk. Het bevat beleidsvoornemens, dat wil zeggen dat er geen expliciete beleidsuitspraken worden gedaan. Het bevat in onderlinge samenhang de doelstellingen en strategieën van het natuur- en landschapsbeleid van de rijksoverheid. De belangrijkste doelstelling van het Natuurbeleidsplan is duurzame instandhouding en herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden. Het plan heeft daarbij in belangrijke mate een gebiedsgericht karakter. Bij de voorbereiding, toetsing en uitvoering van het regeringsbeleid zal het plan een belangrijke rol vervullen.

Als het structuurschema Natuur en Landschapsbehoud naast de recent verschenen plannen op natuur en milieu gebied wordt gelegd dan geeft dat de ontwikkeling aan van het overheidsbeleid inzake natuur en milieu in de loop van de tijd.

Het structuurschema gaat uit van de bestaande situatie waarbij de vraag gesteld wordt hoe de huidige natuur- en landschapswaarden zo goed mogelijk behouden kunnen worden. Er wordt geconstateerd dat de betekenis van de Westerschelde als ecologisch waardevol gebied is aangetast. Aan de instandhouding en waar mogelijk het herstel van die natuurlijke kwaliteiten van de Westerschelde moet dan ook grote aandacht worden gegeven.

Op basis van de bestaande plannen zal, op de middellange termijn in overleg met de Belgische overheid en de betrokken Nederlandse overheden, gestreefd worden naar een integraal beheersplan voor de Westerschelde. Daarin zal een afstemming dienen plaats te vinden van alle functies die de Westerschelde vervult. (Structuurschema Natuur- en Landschapsbehoud, 1981) Opvallend aan dit structuurschema is dat beleid ten aanzien van de Westerschelde erg behoudend en defensief is. Men probeert alleen verdere aantasting van de Westerschelde te voorkomen.

Verder wordt relatief weinig aandacht geschonken aan de andere onderdelen van het beleidsterrein, bijvoorbeeld de afstemming op andere beleidsvelden (water, milieu) (Natuurbeleidsplan, 1989). In het Natuurbeleidsplan wordt dat, alhoewel het Natuurbeleidsplan ook een sectoraal plan is, wel geprobeerd.

In het Natuurbeleidsplan wordt ook de integratie aangekondigd van de structuurschema's Natuur en Landschapsbehoud, Landinrichting en Openluchtrecreatie tot een structuurschema.

Het Rijkswaterkwaliteitsplan (1986)

Het Rijkswaterkwaliteitsplan (1986) heeft betrekking op alle oppervlaktewateren, zowel de zoete als de zoute rijkswateren. Deze wateren vormen het waterhuishoudkundig hoofdsysteem van Nederland.

Het plan omschrijft het te voeren beleid ten aanzien van het kwaliteitsbeheer en van de bestrijding van de verontreiniging van de oppervlaktewateren. Het plan bestrijkt de periode vanaf 1984 en is formeel 10 jaar geldig. Het Rijkswaterkwaliteitsplan vloeit voort uit de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren. Bij zowel de wettelijk als de niet wettelijk vastgelegde doelstellingen gaat het om een inspanningsverplichting.

Het Rijkswaterkwaliteitsplan spoort in hoofdlijnen met de Indicatieve MeerjarenPlannen Milieubeheer. Dit om een goede afstemming met het nog te verschijnen NMP (1989) te bewerkstelligen.

In het Rijkswaterkwaliteitsplan worden drie ecologische kwaliteitsdoelstellingen aangegeven. Deze doelstellingen zijn afgeleid van het IMP Water (1980-1984/1985-1989). Bij deze doelstellingen gaat men uit van de zogenaamde basiskwaliteit. De basiskwaliteit biedt een basis-beschermingsniveau voor aquatische ecosystemen van het zoete oppervlaktewater en wordt daarom ook wel de ecologische doelstelling van het laagste niveau genoemd. Het middelste niveau neigt meer naar de natuurlijke toestand, maar nog niet gelijk daaraan terwijl het hoogste niveau correspondeert met de natuurlijke toestand. Voor de Westerschelde is, gezien de belangrijke natuurfuncties en het specifieke karakter van het gebied, het bereiken van een doelstelling van het middelste niveau het uitgangspunt. De verwachting is dat dit niet binnen de planperiode gerealiseerd kan worden.

Bijlage III.: Belgisch Natuur- en Milieubeleid

Nationaal Milieubeleid

In 1950 werd in België de Wet op de Bescherming tegen Watervervuiling aangenomen. Het effect van deze wet en van latere uitvoeringsbesluiten is echter zeer beperkt gebleven. Een belangrijke oorzaak hiervan was gelegen in het feit dat een groot deel van de uitvoering van de wet formeel bij de gemeenten werd gelegd. Lozing van industrieel afvalwater in het oppervlaktewater werd echter afhankelijk gesteld van een vergunning van de overheid (rijk, provincie of gemeente) die de waterloop beheerde. Een ook in België groeiend milieubewustzijn en het besef dat het oppervlaktewater op langere termijn een zeer belangrijke bron van drinkwater zou worden leidde in samenhang met de gebreken in de wet van 1950 tot de nieuwe Wet op de Bescherming van de Oppervlaktewateren tegen Verontreiniging (in 1971). Deze wet had drie uitgangspunten: Het bestrijden van de waterverontreiniging bij de bron, de vervuiler betaalt en speciale organisaties zorgen voor de uitvoering, coördinatie en controle. Met deze wet werd een basis gelegd voor een doeltreffend waterkwaliteitsbeheer. De belangrijkste gemeentelijke verantwoordelijkheden werden verlegd naar het doeltreffender regionaal niveau. De wet van 1971 heeft na een slepend begin de aanzet gegeven tot een meer gericht en planmatig zuiverings- en waterkwaliteitsbeleid. Vervolgens kwam de immissiewet van 1983 waarin de nationale overheid de algemene normen vaststelde waaraan het oppervlaktewater "bestemd voor welbepaalde doeleinden" moet voldoen. (Sibbles en Verduin, 1988)

Vlaams milieubeleid

Het Vlaams milieubeleid wordt vorm gegeven door het Vlaamse milieubeleidsplan (onderdeel van het Mina '90/'95 (Kelchtermans, 1990a)). De basisdoelstelling van het milieubeleidsplan is het waarborgen van "duurzame ontwikkeling" dat wil zeggen een ontwikkeling die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder daarmee voor de toekomstige generatie de mogelijkheden om ook in hun behoeften te voorzien in gevaar te brengen. Een duurzame ontwikkeling kan echter pas gegarandeerd worden als de omvang van emissies en afvalstromen op een structurele wijze afneemt. Hierbij zijn ingrepen in de aard en de omvang van productie en consumptie noodzakelijk. (Kelchtermans, 1990c)

Het milieubeleidsplan bevat twee grote delen: een sectorale analyse en een reeks actieplannen.

Sectorale analyse

De sectorale analyse bevat per milieucompartiment (lucht, grondwater, oppervlaktewater, afval en bodem) een situatieschets van de specifieke milieuproblemen. Aan deze analyse worden concrete doelstellingen gekoppeld die binnen een bepaalde termijn bereikt moeten worden, wil men een aanvaardbare milieukwaliteit bereiken (De Baere, 1990). De

inhoudelijke benadering van de sectoren is thematisch, de voornaamste milieuthema's komen in de diverse sectoren aan bod (Kelchtermans, 1990a).

Voor de Schelde zijn de situatieschets oppervlaktewater en de delen "bagger- en ruimingsspecie" in de situatieschets afval en "verontreiniging van waterbodems" in de situatieschets bodem van belang. Ook de doelstellingen die in deze delen zijn geformuleerd zijn van belang en zullen hier behandeld worden.

-Oppervlaktewater

Dit deelplan behandelt de verontreiniging van de oppervlaktewateren behorend tot het Vlaamse openbare hydrografische net (Kelchtermans, 1990a). Het geeft een uitgebreide analyse van de situatie op het vlak van de oppervlaktewaterverontreiniging.

De bron van vele waterlopen is buiten het Vlaamse gewest gelegen en de Vlaamse oppervlaktewateren worden mede door andere gewesten en landen verontreinigd. Voor de opstelling van concrete actieplannen is daarom naast de situatiebeschrijving vooral kennis van de aard en herkomst van de verontreinigende belasting van het oppervlaktewater vereist (Kelchtermans, 1990a).

Door de berekening van vuilvrachten op een aantal meetplaatsen wordt voor de Schelde onderscheid gemaakt tussen de aanvoer van verontreiniging vanuit Frankrijk, het Waalse gewest en het Brusselse gewest en de uitvoer via de Westerschelde naar Nederland. Uit deze gegevens wordt het aandeel van de door het Vlaamse gewest ingebrachte vuilvracht berekend. Uit de analyse van deze vuilvrachten blijkt dat de Vlaamse bijdrage in de totale verontreinigende belasting van het Scheldebekken binnen het Vlaamse gewest zeer belangrijk is en varieert van 49,2% voor stikstof-totaal tot 96,9% voor kwik. De bijdrage in deze totaalbelasting door het Waalse gewest blijft belangrijk en mag niet verwaarloosd worden, de bijdrage van het Brusselse Hoofdstedelijke gewest is belangrijk voor de parameters Chemisch Zuurstof Verbruik (CZV) en stikstof-totaal en uitzonderlijk hoog voor Poly Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's). In de totale belasting draagt Frankrijk meer bij dan het Waalse en Brusselse gewest gezamenlijk (opmerkelijk is de bijdrage voor de parameters stikstof-totaal, chroom en nitraat). (Kelchtermans, 1990a)

De Westerschelde wordt ook belast met verontreinigd water uit het kanaal Gent-Terneuzen. Dit betreft water met een hoge CZV en een hoog nitraatgehalte.

Naast de sanering van de verontreinigingsbronnen buiten het Vlaamse gewest (stikstof-totaal, nitraat, cadmium, chroom en Pak's) moeten binnen het Vlaamse gewest saneringen doorgevoerd worden van industriële lozingen (CZV, nitraat, sulfaat, fosfaat, chloride en cadmium) en agrarische lozingen (stikstof-totaal, nitraat en fosfaat) en door het zuiveren van afvalwater (BZV, CZV en stikstof-totaal). De te bereiken doelstellingen (Afgestemd op nationale reglementering, EG-richtlijnen en de internationale conferentie over de bescherming van de Noordzee) met betrekking tot de bestrijding van de oppervlaktewaterverontreiniging zijn (Kelchtermans, 1990a):

- 1°De in oppervlaktewateren geloosde vuilvrachten van gevaarlijke stoffen dienen tegen 1995 fasegewijs gehalveerd te zijn ten opzichte van de vracht bestaande in het referentiejaar 1985; het betreft hier stoffen die genormeerd zijn door de EG.
- 2°De in oppervlaktewateren geloosde vuilvracht van sulfaat, monocyclische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen, organochloorpesticiden, gechlloreerde fenolen en cholinesteraseremmers dient tegen uiterlijk 21 november 1990 dermate verminderd te zijn dat de immissienormen vastgesteld bij Koninklijk besluit van 4 november 1987 op alle plaatsen worden geëerbiedigd.
- 3°De in oppervlakte wateren geloosde vrachten biochemisch zuurstofgebruik, fosfaat, cadmium, ammonium, stikstof en detergents dienen tegen uiterlijk 21 november 1993 op het peil te worden gebracht dat door de immissienormen (bij koninklijk besluit van 4 november 1987) werd vastgesteld.
- 4°De in oppervlaktewateren geloosde vrachten voor alle parameters genoemd in het Besluit van de Vlaamse Executieve van 21 oktober 1987 dienen tegen uiterlijk 1 juli 1995 op een peil te worden gebracht dat de gestelde immissienormen (meestal als absolute waarde) worden nageleefd.

-Verontreiniging van waterbodems

Een specifieke vorm van bodemverontreiniging betreft de verontreiniging van waterbodems. Tal van in oppervlaktewater geloosde stoffen die niet of langzaam worden afgebroken, absorberen aan zwevend materiaal. Met het bezinken van het materiaal komen de stoffen op de bodem van de watergangen terecht en hopen zich daar op. Het gehalte aan verontreiniging in de bodems (schorren) langs de Westerschelde is zo hoog dat schelpdieren zoals kokkels en mosselen voor consumptie ongeschikt zijn geworden. (Kelchtermans, 1990a)

-Bagger- en ruimingsspecie

De watervervuiling heeft tot gevolg dat de onderwaterbodems verontreinigd zijn. Baggerspecie is dan ook als bijzondere afvalstof aangewezen. Jaarlijks wordt 35 à 40 miljoen m³ baggerspecie gebaggerd in de maritieme toegangswegen, het grootste gedeelte wordt teruggestort in de Noordzee of in de Schelde (Westerschelde of Beneden-Zeeschelde). Voor het storten is een vergunning vereist. Het storten in zee wordt geregeld door internationale conventies en valt niet onder de Vlaamse milieubevoegdheid (Kelchtermans, 1990a).

Actieplannen

De actieplannen geven concreet vorm aan de manier waarop de in de situatieschetsen vermelde doelstellingen zullen moeten worden bereikt. Hier heeft men gekozen voor een combinatie van benadering naar doelgroepen (industrie, landbouw, verkeer, consument) en naar thema (verspilling, vermesting, verzuring....) (De Baere, 1990). Er zijn actieplannen voor de volgende onderwerpen: externe veiligheid en risicobeheer, industriële luchtverontreiniging, energie, mobiliteit, meststoffen, oppervlaktewaterkwaliteit, afvalstoffen en bodem.

Voor de hierboven beschreven doelstellingen zullen de concrete maatregelen beschreven worden. (Kelchtermans, 1990a)

-Oppervlaktewaterkwaliteit 90-95

Om de geformuleerde doelstellingen te bereiken zal een brongeorichte aanpak worden gestimuleerd via strengere vergunningen en hogere heffingen. Daartoe worden een aantal structurele maatregelen genomen (Kelchtermans, 1990a,c).

De Algemene Waterzuiveringsprogramma-studies (AWP) zullen versneld gerealiseerd moeten worden door de Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappij (VMZ). Deze inventarisatie van de bestaande toestand in elke zuiveringssector bevat concrete saneringsvoorstellen met betrekking tot de uitbouw van de vereiste rioolwaterzuiveringsinfrastructuur. Alle AWP-studies zullen daarnaast aangevuld worden met de opmaak van jaarlijkse vuilvrachtenbalansen. Daarnaast zal de VMZ belast worden met de verdere uitbouw van het vereiste oppervlaktewaterkwaliteitsmeetnet (immissimeetnet) en de meting van de belangrijke industriële emissies die rechtstreeks in het oppervlaktewater worden geloosd.

Het beginsel "de vervuiler betaalt" zal verfijnd toegepast worden via een nieuwe berekeningsmethode voor de bepaling van de geloosde vuilvrachten, uitbreiding tot alle vervuilers (inclusief lozing op oppervlakte-water) en koppeling "waterverbruik-verontreiniging" voor gezinnen en kleine ondernemingen.

Aan het uitgaande water van rioolwaterzuiveringsinstallaties worden meer uniforme kwaliteitseisen (emissienormen) kaderend in het vooropgestelde immissiebeleid vastgesteld. Voor lozing van industriële afvalwaters in oppervlaktewater worden normen opgelegd, afhankelijk van de bestemming die is gegeven aan het oppervlaktewater waarin de lozing plaatsvindt (=immissiebeleid).

Fasegewijs worden strengere emissienormen opgelegd, ook aan bedrijven behorend tot bedrijfssectoren waarvoor (nationaal uitgevaardigde) sectorale lozingsnormen van toepassing zijn. Er wordt, in samenwerking met het Brusselse Hoofdstedelijke gewest, werk gemaakt van de sanering van rioolwaters in de zijrivieren van de Schelde. (Kelchtermans, 1990a)

-Verontreiniging van waterbodems

In eerste instantie dient onderzoek uitgevoerd te worden naar de interactie tussen de bodem en het oppervlaktewater en eventueel het grondwater en dit in afwachting van de sanering van de oppervlaktewateren. Het saneringsbeleid zelf wordt afgesteld op het beleid inzake de zuivering van het oppervlaktewater (Kelchtermans, 1990a).

Natuurbeleid

Nationaal beleid t.a.v. Natuurbehoud

In 1962 werd in België voor het eerst een wet op de Ruimtelijke Ordening en de Stedebouw van kracht (Kuijken, [1989]). Deze wet verschaft het ruimtelijke kader, waarbinnen het natuurbeleid plaatsvindt (Kelchtermans, 1990a). In 1972

werden in Vlaanderen de 'gewestplannen' (vergelijkbaar met de bestemmingsplannen buitengebied in Nederland, maar met een grotere schaal) als uitvoeringsbesluit van deze wet definitief van kracht. In 1973 kreeg België de Wet op het Natuurbehoud, het duurde echter enige jaren voor er uitvoeringsbesluiten werden getroffen. (Kuijken, [1989])

Het beleid met betrekking tot natuurbehoud is sindsdien grotendeels op deze laatste wet gebaseerd (Kelchtermans, 1990a).

Vlaams beleid met betrekking tot natuurbehoud

In 1985 werd in het voorontwerp van het planvoorstel voor het Ruimtelijk beleidsplan Vlaanderen (1985) de intentie neergelegd een ruimtelijke visie voor Vlaanderen te ontwikkelen. Het uitgangspunt van het Ruimtelijk beleidsplan Vlaanderen (1985) is dat ruimtelijke planning enerzijds het optimaal functioneren van de menselijke activiteiten beoogt en anderzijds het handhaven en versterken van de diversiteit, samenhang en duurzaamheid van het fysisch milieu. Eén van de doelstellingen van het beleidsplan is het behouden, herstellen en herwaarderen van de open ruimten en het landelijk gebied. Met het nastreven van ecologische en landschappelijke inpasbaarheid van sectorale ontwikkelingen biedt dit ruimtelijk beleidsplan mogelijkheden voor natuurbehoud. In het Vlaams natuurontwikkelingsplan, wat deel uitmaakt van het MiNa-'90-'95 en tot nu toe het enige natuurbehoudsplan is in Vlaanderen, wordt een offensief en planmatig natuurbeleid nagestreefd. Het heeft als basisdoelstelling binnen de 10 jaar een duurzame natuur tot stand te brengen bestaande uit een groene hoofdstructuur, een ecologische infrastructuur bestaande uit verbindingselementen en een ecologisch aanvaardbare milieukwaliteit (Kelchtermans, 1990c).

-Het Natuurontwikkelingsplan

Het plan begint met een scherpe analyse van de uitgangssituatie: de belabberde staat en permanente achteruitgang van de Vlaamse natuur (De Baere, 1990). Ook de bestaande regelgeving wordt doorgelicht, wat tot de conclusie leidt dat het wet- en regelgevend instrumentarium voor natuurbehoud wordt gekenmerkt door diversiteit en veelvormigheid. Anderzijds is er nog relatief weinig mee gedaan.

(Kelchtermans, 1990a)

In het tweede plandeel worden doelstellingen van het plan geformuleerd. Belangrijke doelstellingen zijn het absoluut behoud van de huidige natuur- en landschapswaarden en het herstel en de ontwikkeling van natuurwaarden als hoofd- en nevenfunctie in het landelijk gebied (nadruk op groene hoofdstructuur en landschapsecologische infrastructuur). Het bereiken van een ecologische verantwoorde milieukwaliteit, het handhaven en het ontwikkelen van een zo groot mogelijke ecologische diversiteit van fauna en flora, het behoud van representatieve aardkundige waarden en het vergroten van het maatschappelijk draagvlak van het natuurbehoud zijn ook belangrijk. Tenslotte is er de noodzaak van geïntegreerd beleid. (Kelchtermans, 1990a)

Het nastreven van een groene hoofdstructuur wordt vorm gegeven door het instellen van Natuurkerngebieden, Natuurontwikkelingsgebieden, Natuurverbindingsgebieden en Natuurbuffergebieden. Voor elke categorie worden streefcijfers, criteria en termijn van verwezenlijking aangegeven. Ook aan de regionale uitwerking van een groene hoofdstructuur wordt aandacht gegeven.

De milieuhygiëne stelt normen voor een basismilieukwaliteit voorop. De basiskwaliteit is echter dikwijls ontoereikend om levensgemeenschappen, soorten of vormen van gebruik die gebonden zijn aan speciale condities veilig te stellen. In die gevallen of gebieden is het nodig te werken met normen voor ecologische kwaliteit, een kwaliteit die vereist is voor instandhouden van planten, dieren en micro-organismen in goed werkende ecosystemen (Kelchtermans, 1990a). Dit stelt extra voorwaarden aan het te voeren milieubeleid.

Het openstellen van reservaten voor publiek, voorlichting, educatie op scholen, ondersteuning van natuur-, milieu- en andere verenigingen en gebruik van de media zullen het maatschappelijk draagvlak van het natuurbehoud moeten vergroten.

Om de doelstellingen te realiseren moet het beleidsinstrumentarium ondersteund worden door een verbeterde wet- en regelgeving.

Het beleid moet steviger worden onderbouwd door een betere administratie, een groter budget en degelijk wetenschappelijk onderzoek. Het vernieuwde beleid zal vastgelegd worden in een aangepaste natuurwetgeving en in opeenvolgende natuurbeleidsplannen en -programma's en zal ten uitvoer gelegd worden via beheersovereenkomsten en/of huurovereenkomsten (Kelchtermans, 1990c).

De gemeenten en provincies zullen betrokken worden in het beleid inzake natuurontwikkeling en zullen hierin kunnen rekenen op structurele en financiële steun (Kelchtermans, 1990a).

Het "Galgenschoor" en het "Groot Buitenschoor", de schorregebieden in het Belgische deel van de Schelde vallen onder vrijwel alle beschermingsstatuten in België. In het gewestplan worden ze aangeduid als natuurreservaten (1979), in 1985 zijn ze geclassificeerd als landschap, volgens de Europese vogelrichtlijn zijn ze aangewezen als speciale beschermingszone en door de "Conventie van Ramsar" worden ze aangeduid als bijzonder waardevolle watergebieden (Antwerpen, 1990). Ondanks deze bescherming worden deze laatste Belgische schorregebieden bedreigd door industriële aanspraken op het gebied en de vervuiling van het Scheldewater. Eén van de hoofddoelstellingen van het Natuurontwikkelingsplan is het absolute behoud van de huidige natuur- en landschapswaarden (Kelchtermans, 1990a). Deze bedreigingen zullen dus het hoofd geboden moeten worden.

Bijlage IV.: Westerschelde als internationaal vaarwater

Historische ontwikkelingen rond de Westerschelde.

Tot aan de 13^e eeuw was de Honte (of Westerschelde) van weinig betekenis voor de zeevaart of voor de vaart op de Maas- en Rijnlanden. De scheepvaart naar Antwerpen verliep voornamelijk via de Oosterschelde (Coen, 1988). De vaarroute via de Westerschelde kreeg vanaf het einde van de 14^e eeuw een groeiende betekenis, vooral nadat door overstromingen deze rivierarm ook voor grotere bodems bevaarbaar werd (Asaert, 1973). Toch kwamen zelfs in de 15^e eeuw de grote zeeschepen via Walcheren en de Wielingen niet verder dan Middelburg, waar de lading overgebracht moest worden op rivierschepen, die de Honte met haar beperkte waterdiepte konden bevaren (Strubbe, 1988). De landsheren (hertog van Brabant, graaf van Vlaanderen en de graaf van Holland-Zeeland) hadden het recht een betaling van de reizenden te eisen in ruil voor een gewaarborgde veilige doortocht (een geleide). Eind 15^e eeuw kwam dit recht in handen van de stad Antwerpen en kon de stad zelf de tarieven en de tegemoetkomingen aan handelaren vaststellen (Asaert, 1973). Het verkeer van en naar Antwerpen werd ook door tolheffingen gehinderd. De graaf van Holland-Zeeland had de tolleren op de Schelde-Honte in bezit (Asaert, 1973).

Vanaf de 16^e eeuw verliep de zeescheepvaart naar Antwerpen meer en meer via de Westerschelde. In het midden van de 16^e eeuw had de Oosterschelde als grote scheepvaartweg naar Antwerpen afgedaan en vanaf toen was de Westerschelde, na verdieping door grote stormvloed, de enige zeevaartroute naar Antwerpen (Brand, 1983). Toen bovendien nog een gunstige politieke en economische ontwikkeling optrad, kwam Antwerpen in de 16^e eeuw tot een uitzonderlijke bloei. De stad had toen een bevolking van 82.000 inwoners, en was na Parijs de tweede grootste stad van Europa (Strubbe, 1988).

De 80-jarige oorlog maakte een einde aan de Antwerpse voorspoed. In 1572 werd de scheepvaart door de opstandelingen tegen het Spaanse gezag voor de eerste maal onderbroken. Na de Spaanse furie (1576) koos Antwerpen de zijde van de opstandelingen onder leiding van Willem van Oranje. In 1584 begon de Hertog van Parma, door Filips II benoemd tot Gouverneur van de Nederlanden, met het beleg van Antwerpen. De hertog van Parma bouwde op beide oevers van de Schelde een fort (Lillo en Liefkenshoek). Tussen deze twee forten werd een vlottende brug gebouwd, bestaande uit 32 aan elkaar geschakelde schepen. In maart 1585 was de Schelde afgesloten. Na zware gevechten en zonder bevoorrading restte Antwerpen niet veel anders dan te capituleren, wat het dan ook deed op 17 augustus 1585 (Strubbe, 1988).

De forten Lillo en Liefkenshoek kwamen later in handen van de Staatsen (Nederlanders), die de Schelde weer afsloten. Ook het huidige Zeeuwsch-Vlaanderen kwam in die periode tot het Staats (Nederlands) territorium te behoren (Brand, 1983).

Ladingen van overzee met bestemming Antwerpen moesten eerst in één van de Zeeuwse havens overgeladen worden en werden dan met schepen naar Lillo gebracht. Daar moesten zogenaamde 'licenten' aan het 'Noorden' betaald worden. Daartoe was

verplichte overlading noodzakelijk in schepen met uiteindelijke bestemming Antwerpen. Dit stelsel was uiteraard zeer voordelig voor de Zeeuwse havens en zeer nadelig voor Antwerpen. Het wegvallen van de directe verbinding naar zee veroorzaakte dan ook een spectaculaire uittocht van de Antwerpse bevolking naar het Noorden.

Antwerpen compenseerde het verlies van zijn handelsactiviteiten enigszins door industrialisatie (o.a. drukkerij, diamantnijverheid) (Strubbe, 1988).

Het einde van de tachtigjarige oorlog in 1648 werd bezegeld met het Verdrag van Münster. Dit verdrag maakte echter geen einde aan de sluiting van de Schelde. Artikel 14 van het verdrag bepaalde niet alleen dat de Schelde gesloten zou blijven, maar ook "de canalen van 't Sas en 't Swijn" en andere zeegeten daarop responderende (Brand, 1983).

Concreet betekende dit dat de directe vaart naar de havens van Antwerpen, Gent en Brugge niet toegelaten werd; er moest overgeladen worden op Nederlands grondgebied. Het Verdrag van Münster was een verdrag tussen de Republiek der Noordelijke Nederlanden en Spanje, andere grote zeevarende mogendheden waren hierbij geen partij. Verschillende mogendheden hebben sindsdien pogingen gedaan om de Schelde te openen.

De Republiek slaagde er echter in steeds meer internationale erkenning te krijgen voor het Verdrag van Münster, onder meer door het Townshend verdrag (1709) met Engeland en het Verdrag van Utrecht (1743) met Frankrijk. Het Barriere tractaat (1715) tussen de Republiek en Oostenrijk (waarvan België toen deel uitmaakte) bekrachtigde eveneens de sluiting van de Schelde (Strubbe, 1988).

In 1784 probeerde de Oostenrijkse Keizer Josef II toch met twee schepen de doorvaart op de Schelde te forceren. Door bemiddeling van Frankrijk werd het geschil opgelost in het Verdrag van Fontainebleau (1785). De Republiek moest o.a. de forten Lillo en Liefkenshoek aan de keizer afstaan. De Schelde bleef echter gesloten.

In 1792 voer een Frans eskader naar Antwerpen en stelde aldus feitelijk de Schelde voor de scheepvaart open. Volgens de Fransen was beperking van de scheepvaart op de Schelde een beperking van de mensenrechten. Nadat het Franse leger in 1795 de Republiek binnenviel kwam op 16 mei het Verdrag van Den Haag tot stand. In dit verdrag werden de Zuidelijke Nederlanden bij Frankrijk ingelijfd en werd de vaart op de Rijn, Maas en Schelde vrijgemaakt.

Bij het Verdrag van Parijs (1812) werden de Noordelijke en Zuidelijke Nederlanden opnieuw verenigd onder een soevereine vorst (Willem I). Het Congres van Wenen (1815) legde in de Algemene Akte tenslotte de beginselen vast van de vrije scheepvaart op de grote rivieren.

Op deze beginselen werd teruggegrepen toen Willem I, na de Belgische Opstand van 1830, de Schelde sloot. Een heropening werd door de grote mogendheden geëist en in het begin van 1831 verkregen (Strubbe, 1988).

Bijlage V. : Schadelijke stoffen, waarvoor in de derde conferentie over de Noordzee naar 50 % vermindering wordt gestreefd (Noordzeeconferentie, 1990)

1. Kwik
2. Cadmium
3. Koper
4. Zink
5. Lood
6. Arseen
7. Chroom
8. Nikkel
9. Drins
10. HCH
11. DDT
12. Pentachloorfenol
13. Hexachloorbenzeen
14. Hexachloorbutadieen
15. Tetrachloorkoolstof
16. Chloroform
17. Trifluralin
18. Endosulfan
19. Simazine
20. Atrazine
21. Tributyltinverbindingen
22. Triphenyltinverbindingen
23. Azinfos-ethyl
24. Azinfos-methyl
25. Fenitrothion
26. Fenthion
27. Malathion
28. Parathion
29. Parathion-methyl
30. Dichlorvos
31. Trichloorethyleen
32. Tetrachloorethyleen
33. Trichloorbenzeen
34. 1,2-dichloorethaan
35. Trichloorethaan
36. Dioxinen

Bijlage VI.: Van IMPLIC naar DUFLOW

Het waterstromingsmodel IMPLIC waar Rijkswaterstaat mee werkt voor de simulatie van de waterstromingen in de Westerschelde, kon niet op een p.c. worden gedraaid. Er was van IMPLIC echter een vereenvoudigde versie gemaakt om op p.c.'s te kunnen draaien; DUFLOW (DUFLOW, 1989). Met dit waterstromingsmodel heeft de projectgroep gewerkt als uitgangspunt voor de morfologische modellering. De schematisatie van de Westerschelde die voor IMPLIC werd gebruikt, was niet zonder meer in DUFLOW in te voeren, aangezien IMPLIC met de natte doorsnede, de hydraulische straal en de bergende breedte werkt en DUFLOW met de waterdiepte, stromende breedte en bergende breedte. Op de volgende manier is de IMPLIC schematisatie omgezet in een DUFLOW schematisatie.

De gegevens van een sector bij de IMPLIC schematisatie zien er als volgt uit:

SECTIE	vaknr.	kn1	kn2	leng.	ws1	ws2	M+	M-		
W	2	52	103	1030	-3.50	-3.50	33.00	38.00		
	260.	3.60								
A1	30229.	30946.	31666.	32389.	33115.	33844.	34576.	35312.	36052.	36793.
	37534.	38278.	39023.	39770.	40518.	41267.	42018.	42770.	43523.	44279.
A2	30229.	30946.	31666.	32389.	33115.	33844.	34576.	35312.	36052.	36793.
	37534.	38278.	39023.	39770.	40518.	41267.	42018.	42770.	43523.	44279.
BB	1433.	1438.	1444.	1449.	1456.	1464.	1473.	1483.	1486.	1489.
	1492.	1494.	1497.	1499.	1502.	1505.	1507.	1510.	1512.	1514.
R	21.01	21.43	21.84	22.26	22.66	23.05	23.43	23.80	24.25	24.68
	25.13	25.58	26.02	26.47	26.91	27.36	27.80	28.24	28.68	29.14

Waarin :

- vaknr = vaknummer
- kn1 = knooppunt 1
- kn2 = knooppunt 2
- leng. = lengte van het vak
- ws1 = waterstand t.o.v. NAP bij de eerste variabele van het vak op kn1
- ws2 = waterstand t.o.v. NAP bij de eerste variabele van het vak op kn2
- M+ = Manning constante in positieve richting
- M- = Manning constante in negatieve richting
- W 1 = richting van het van t.o.v. Noord
- W 2 = wind conversie coëfficiënt * 10⁶
- A1 = stromende natte doorsnede op kn1 op verschillende waterstanden, beginnend op ws1
- A2 = stromende natte doorsnede op kn2 op verschillende waterstanden, beginnend op ws2
- BB = bergende breedte
- R = hydraulische-straal

Er is aangenomen dat de sectoren uit trapezia zijn opgebouwd. Dit betekent dat de gemiddelde stromingsbreedte op een waterniveau in een sector, de breedte is van de rechthoek met hetzelfde oppervlak als het trapezium.

De stromende breedte kan zo voor alle dieptes behalve het bodemvak berekend worden door :

$$(A_{(H)} - A_{(H-1)})/h = BS_{(H)}$$

Waarin : A = natte doorsnede
 H = waterniveau
 h = waterniveau verschil
 BS = stromende breedte

Voor het bodemniveau geeft deze vergelijking problemen. Daarom is de diepte van de bodem berekend volgens de formules uit de handleiding van DUFLOW (DUFLOW, 1989; pag 42).

$$\begin{aligned}
 A &= H * BS \\
 R &= A / F \\
 F &= 2 * (H^2 + \frac{1}{4}(BS)^2) ,
 \end{aligned}$$

met F als natte omtrek.

Om H hieruit te berekenen wordt de discriminant D gedefinieerd als:

$$\begin{aligned}
 D &= ((A^4/R^4)/16) - (A^2) \\
 H &= (((A^2/R^2)/4) - D)/2
 \end{aligned}$$

Indien de discriminant negatief bleek te zijn, is de diepte volgens dezelfde formule berekend met de gegevens van het waterniveau daarboven.

De schematisatie van DUFLOW komt er dan als volgt uit te zien:

		vaknr.	kn1	kn2	leng.	diep1	diep2	M+	M-	
SECT	2	2	52	103	1030	-24.52	-24.52	33.0	38.0	
W		260.0	3.6							
H	0.00	21.02	22.02	23.02	24.02	25.02	26.02	27.02	28.02	29.02
	30.02									
BS	1438.	1438.	1443.	1455.	1468.	1481.	1485.	1492.	1497.	1503.
	1509.									
BB	1438.	1433.	1444.	1456.	1473.	1486.	1492.	1497.	1502.	1507.
	1512.									

Waarin: diep1 = bodemniveau op kn1 t.o.v. NAP
 diep2 = bodemniveau op kn2 t.o.v. NAP
 H = waterstand t.o.v. bodemniveau
 BS = stromende breedte

Voor het omzetten van de IMPLIC-schematisatie naar een DUFLOW-netwerk is het programma SCHEMAT geschreven. Dit programma wordt in bijlage VII gegeven.

Bijslage VII.: Het programma SCHEMAT

PROGRAM SCHEMAT

```
*****
* SCHEMAT: Dit programma zet de IMPLIC-file VWA54.DAT om in een *
* DUFLOW-netwerkfile WSCHL.NET en een datafile WSCHL.DAT *
* waarin de gegevens staan van het IMPLIC- en het DUFLOW- *
* netwerk. *
* AUTEURS: Arjen Koomen en Eric de Deckere DATUM : september 1990 *
*****
```

* Declaratie variabelen

* CHARACTER:

* LR => lege regel bij het inlezen van tekst

*

* INTEGER:

* AFS => lengte van sector

* J => variabele voor implied do loop

* KN1, KN2 => begin- en eindknooppunt van sector

* VA => sectornummer

*

* REAL:

* BB(20) => bergende breedte

* BS(10) => stromende breedte

* H(10) => waternivo tov de bodem

* R(20) => hydraulische straal

* A(20) => natte doorsnede

* C1 => diepte tov NAP, van het eerste waternivo in de
IMPLIC-schematisatie

* C3 => Manning constante in positieve stroomrichting

* C4 => Manning constante in negatieve stroomrichting

* D => diepte van het profiel tov NAP

* HH => diepte van het eerste waterniveau

* W2 => richtingshoek van een sector tov het noorden

* W3 => windcoëfficiënt

* H0 => diepte op bodemniveau = 0

* R0 => hydraulische straal op bodemniveau = 0

* A0 => natte doorsnede op bodemniveau = 0

* BBO => bergende breedte op bodemniveau

* BSO => stromende breedte op bodemniveau

* WW => eerste discriminant

* XX => tweede discriminant

CHARACTER*1 LR

INTEGER AFS,J,KN1,KN2,VA

REAL BB(20),BS(10),H(10),R(20),A(20)

REAL C1,C3,C4,D

REAL HH,W2,W3,H0,R0,A0,BBO,BSO,WW,XX

* Open de file VWA54.DAT waarin de data in staan

* en de files WSCHL.DAT en WSCHL.NET waarin zal

* worden weggeschreven

OPEN (UNIT= 5, FILE= 'VWA54.DAT', STATUS= 'OLD')

OPEN (UNIT= 2, FILE= 'WSCHL.DAT', STATUS= 'UNKNOWN')

OPEN (UNIT= 3, FILE= 'WSCHL.NET', STATUS='UNKNOWN')

* schrijf de header van de netwerkfile WSCHL.NET

WRITE (3,'(A)') '* file : \DUFLOW\WSCHL.NET'

WRITE (3,'(A,A)') '* NETWORK DATA aan de hand van het ',

*'IMPLIC-netwerk VWA54.dat, Program DUFLOW,'

WRITE (3,'(A,A)') '* E.de Deckere en A.Koomen',

*' L.U. Wageningen'

* Begin de data in te lezen uit VWA54.DAT

10 READ (5,101) VA,KN1,KN2,AFS,C1,C1,C3,C4

```

READ (5,102) W2,W3
READ (5, '(5X,10F7.0)') (A(J), J=1, 10)
READ (5, '(5X,10F7.0)') (A(J), J=11, 20)

READ (5, '(/)')
```

```

READ (5, '(5X,10F7.0)') (BB(J), J=1, 10)
READ (5, '(5X,10F7.0)') (BB(J), J=11, 20)

READ (5, '(5X,10F7.2)') (R(J), J=1, 10)
READ (5, '(5X,10F7.2)') (R(J), J=11, 20)

101 FORMAT (12X,4I7,4F7.2)
102 FORMAT (13X,2F7.2)
103 FORMAT (A,6X,10F7.0)

*   Ga met deze gegevens aan de slag
*   Bereken de dieptes van de eerste waterniveau's (HH's)
*   van alle sectoren

J=0
20  J=J+1
    WW=((A(J)**4/R(J)**4)/16)-(A(J)**2)
    WRITE (*,'(16)') VA
    IF (WW .LT. 0) THEN
        WRITE (*,'(15,F7.2,14)') VA,WW,J
        GOTO20
    ELSE
        XX=((A(J)**2/R(J)**2)/4)
        IF((XX-(WW**.5)).LE.0) THEN
            HH=0.1
        ELSE
            HH=((XX-(WW**.5))/2)**.5-J*.5+.5
        ENDIF
    ENDIF

*   Bereken de diepte van het profiel tov NAP

D= -HH-3.5

*   definieer BSO en BS(1)

IF ((A(1) .EQ. A(2)) .AND. (A(1) .LT. 20)) THEN
    BSO = 0
ELSE
    BSO=INT(A(1)/HH)
ENDIF
IF (INT(BSO) .EQ. 0) THEN
    BS(1)=1
ELSE
    BS(1)=BSO
ENDIF

*   definieer BBO

BBO = BSO

*   definieer H0 en H(1)

H0 =0.00
IF (HH .EQ. 0) THEN
    H(1) = 1
ELSE
    H(1) =HH
ENDIF

*   definieer A0 en R0

A0=0
R0=0

```



```

*   bereken de rest van de variabelen 2 t/m 10
DO 25 J=2,10

    BS(J)=INT(A(J*2-1)-A((J-1)*2-1))
    H(J) =HH+J-1
    IF (INT(BS(J)) .LE. 0) THEN
        BS(J)=1
    ENDIF
25 CONTINUE

*   Schrijf weg in WSCHEL.DAT

WRITE (2,'(A)') ' '
WRITE (2,201) 'SECT ',VA,VA,KN1,KN2,AFS,C1,D,C3,C4
WRITE (2,202) 'W',W2,W3
WRITE (2,204) 'A1',A0,(A(J*2-1), J=1,9)
WRITE (2,204) ' ',A(19)
WRITE (2,204) 'BB',BBO,(BB(J*2-1), J=1, 9)
WRITE (2,204) ' ',BB(19)
WRITE (2,204) 'BS',BSO,(BS(J), J=1,9)
WRITE (2,204) ' ',BS(10)
WRITE (2,203) 'R',RO,(R(J*2-1), J=1,9)
WRITE (2,203) ' ',R(19)
WRITE (2,203) 'H',HO,(H(J), J=1, 9)
WRITE (2,203) ' ',H(10)

*   schrijf weg in WSCHEL.NET

WRITE (3,201) 'SECT ',VA,VA,KN1,KN2,AFS,D,D,C3,C4
WRITE (3,202) 'W',W2,W3
WRITE (3,203) 'H',HO,(H(J), J=1, 9)
WRITE (3,203) ' ',H(10)
WRITE (3,204) 'BS',BSO,(BS(J), J=1,9)
WRITE (3,204) ' ',BS(10)
WRITE (3,204) 'BB',BBO,(BB(J*2-1), J=1, 9)
WRITE (3,204) ' ',BB(19)
WRITE (3,'(A)') ' '

201 FORMAT (A,13,3X,4I7,2F7.2,2F7.1)
202 FORMAT (A,10X,2F7.1)
203 FORMAT (A,3X,10F7.2)
204 FORMAT (A,2X,10F7.0)

*   Controleer of de laatste sector is ingelezen
*   zo niet ga dan door, anders alles sluiten

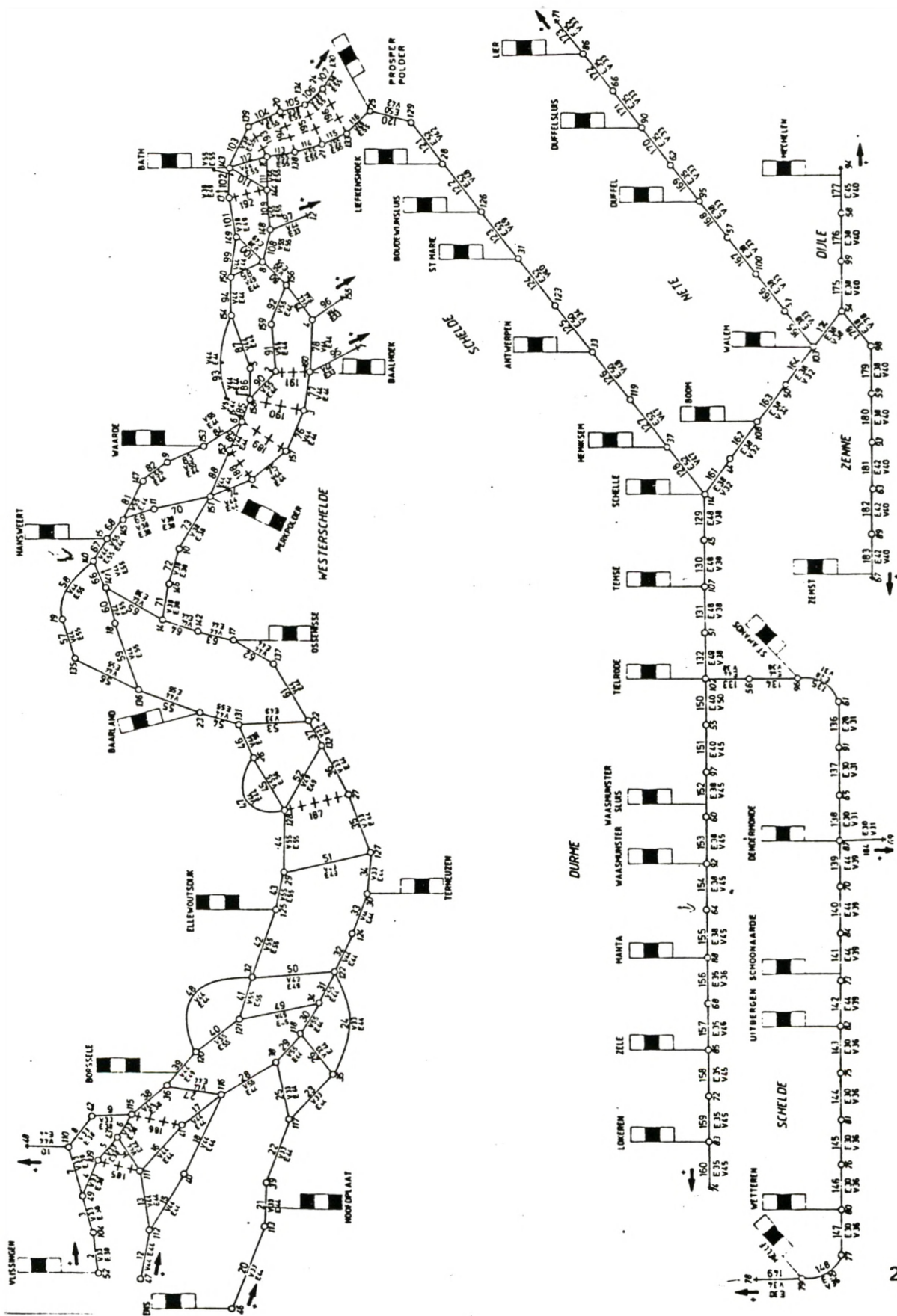
IF (VA .NE. 184) THEN
    READ (5,'(A)') LR
    GOTO 10

ELSE
    WRITE (2,'(//)')
    CLOSE (5)
    CLOSE (2)
    CLOSE (3)
ENDIF

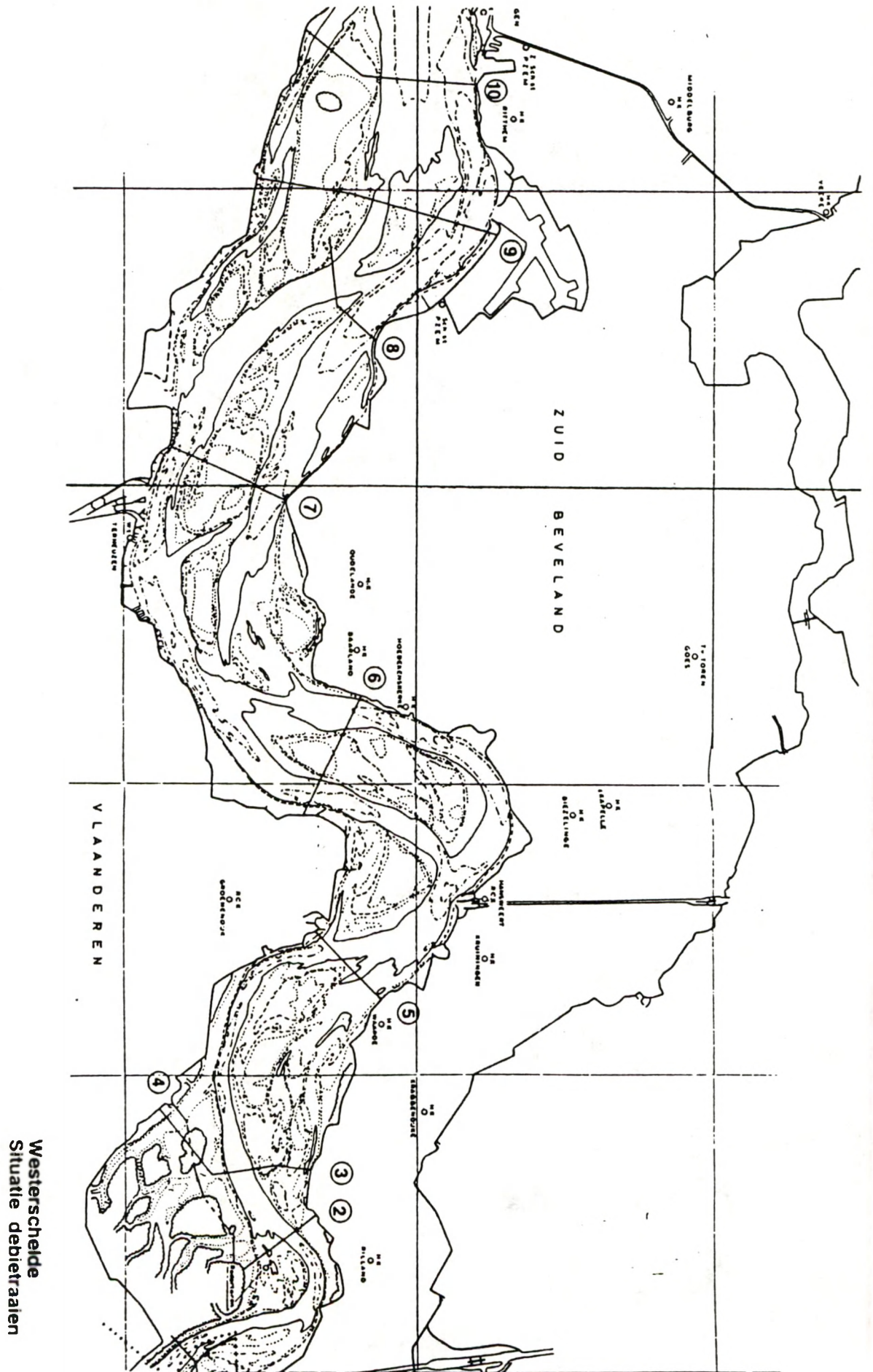
END

```

Bijlage VIII.: Implic schematisatie van de Westerschelde en de Schelde

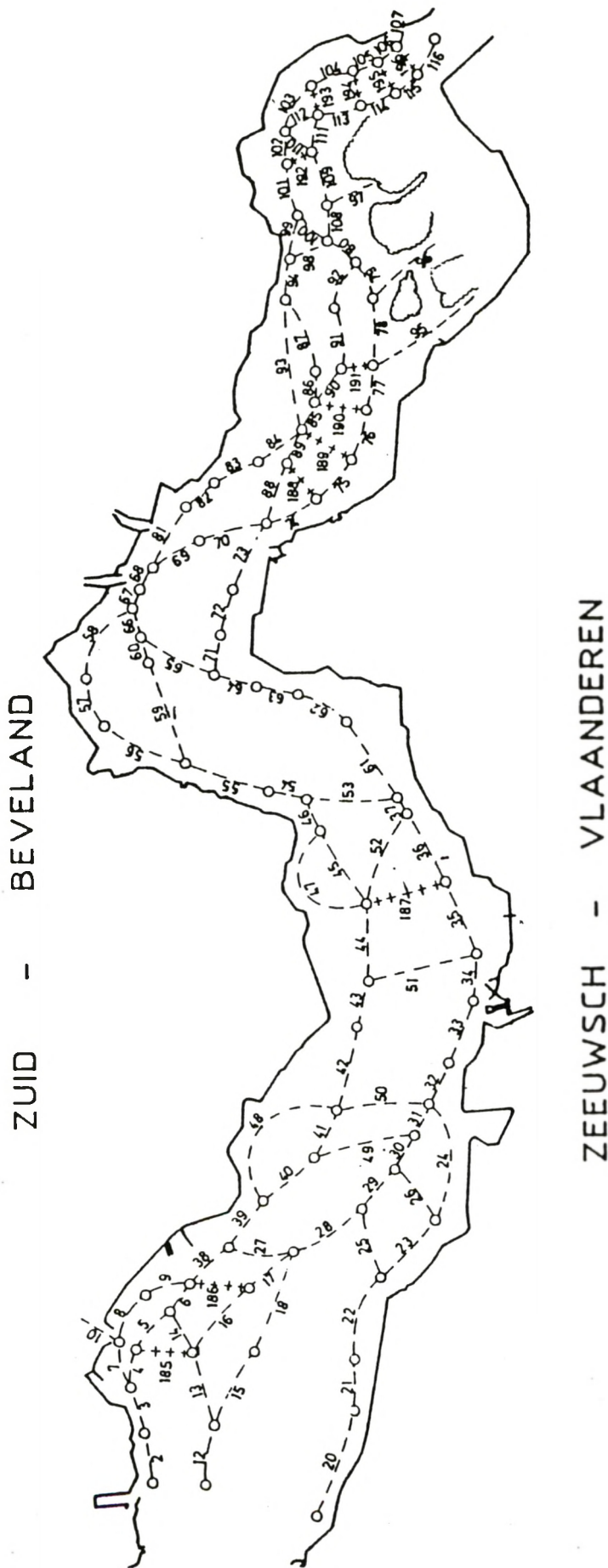


Bijlage IX.: De meetraaien van de debieten (Gerritsen en de Jong, 1983)



**Westerschelde
Situatie debietraaien**

Bijlage X.: DUFLOW schematisatie van de Westerschelde



Bijlage XI.: Formularium voor bijlagen XII, XVI, XVII en XVIII

VAK	=	vaknummer
PROC	=	procentuele afwijking AMAX/AEV
AMAX	=	natte doorsnede bij QMAX
AEV	=	evenwichtsdoorsnede
Qmax	=	maximale debieten
A(Qmax)	=	natte doorsnede bij Qmax
V(Qmax)	=	stroomsnelheid bij Qmax
V%	=	procentuele afwijking van de stroomsnelheid na acht iteratie stappen gedeeld door oorspronkelijke (huidige) stroomsnelheid.
A%	=	procentuele afwijking van het doorstroomprofiel na acht iteratie stappen gedeeld door het oorspronkelijke (huidige) doorstroomprofiel.

Bijlage XII.: De maximale debieten en de daarbij behorende stroomsnelheid en het profiel (zie bijlage XI)

VAK	PROC	Qmax	A(Qmax)	AEV	V(Qmax)
2	83%	66684	38754	46644	1.72
3	69%	65876	31822	46092	2.04
4	57%	45811	18343	32382	2.34
5	75%	45252	23924	32000	1.84
6	100%	50689	35537	35715	1.42
7	121%	18921	16901	14008	1.20
8	118%	16246	14373	12180	1.22
9	77%	15785	9117	11866	1.85
10	1092%	1311	21571	1975	0.06
12	140%	41899	41502	29709	1.08
13	54%	33419	12836	23915	2.37
14	83%	6265	4461	5361	1.32
15	555%	5187	25640	4624	0.23
16	120%	25583	22359	18560	1.18
17	96%	24055	16892	17516	1.44
18	120%	2876	3641	3045	1.02
20	107%	13514	11077	10314	1.34
21	121%	12514	11673	9631	1.17
22	122%	10997	10441	8594	1.18
23	123%	-4317	4968	4029	-0.94
24	111%	-1483	2322	2093	-0.71
25	111%	-2896	3397	3058	-0.96
26	84%	-1818	1939	2322	-1.01
27	113%	-6051	5896	5214	-1.10
28	110%	27726	21931	20025	1.32
29	114%	29212	23940	21040	1.28
30	119%	29334	25169	21123	1.22
31	116%	30292	25238	21778	1.26
32	117%	32473	27264	23268	1.27
33	119%	31305	26743	22470	1.27
34	130%	30250	28200	21749	1.15
35	109%	34786	27055	24849	1.39
36	98%	33298	23398	23832	1.52
37	74%	51298	26876	36131	1.93
38	100%	65163	45538	45605	1.46
39	94%	60058	39491	42116	1.52
40	103%	52219	37906	36761	1.39
41	90%	46641	29573	32949	1.55
42	90%	51563	32623	36312	1.58
43	81%	50436	28824	35542	1.76
44	78%	41830	23266	29662	1.77
45	80%	17700	10604	13174	1.64
46	59%	17820	7783	13256	2.18
47	112%	1625	2456	2190	0.79
48	119%	5047	5403	4528	0.99
49	108%	-1798	2497	2308	-0.81
50	74%	-590	1094	1483	-0.63
51	111%	-6094	5804	5243	-1.14
52	65%	19378	9349	14321	1.97
53	121%	-13000	12036	9963	-1.08
54	105%	31449	23693	22569	1.34
55	93%	29848	20021	21474	1.51

VAK	PROC	Qmax	A (Qmax)	AEV	V (Qmax)
56	107%	23605	18429	17209	1.29
57	118%	22765	19549	16635	1.17
58	118%	21656	18698	15877	1.17
59	163%	4382	6634	4074	0.74
60	121%	-3383	4108	3391	-0.90
61	98%	33221	23346	23779	1.45
62	92%	30892	20327	22188	1.55
63	99%	29305	20830	21103	1.45
64	99%	27620	19730	19952	1.42
65	112%	18147	15047	13479	1.24
66	94%	21438	14754	15728	1.46
67	110%	41902	32794	29711	1.28
68	82%	41407	23986	29373	1.74
69	106%	24468	18892	17799	1.30
70	127%	-17094	16268	12760	-1.05
71	103%	7413	6342	6144	1.25
72	141%	6346	7624	5416	0.87
73	119%	6429	6524	5473	1.01
74	100%	25007	18247	18167	1.39
75	94%	23513	16138	17146	1.49
76	85%	-15466	9906	11647	-1.60
77	76%	-14512	8400	10996	-1.75
78	80%	19015	11286	14073	1.71
79	105%	17555	13716	13075	1.30
80	133%	19018	18696	14075	1.03
81	65%	15795	7753	11872	2.06
82	104%	15195	11926	11462	1.28
83	105%	14571	11554	11036	1.27
84	111%	13471	11389	10284	1.22
85	115%	9665	8820	7683	1.15
86	124%	4005	4723	3816	0.87
87	68%	-1365	1368	2012	-1.11
88	137%	3092	4385	3192	0.72
89	81%	1925	1929	2395	1.12
90	89%	4951	3968	4463	1.32
91	124%	4277	4975	4002	0.94
92	86%	3316	2882	3346	1.36
93	100%	4502	4158	4156	1.16
94	66%	6756	3769	5696	1.85
95	23%	803	367	1628	1.50
96	15%	528	215	1440	1.26
97	2%	222	19	1232	1.55
98	107%	5047	4827	4528	1.11
99	26%	279	327	1270	0.95
100	119%	-9478	8983	7556	-1.06
101	99%	-9500	7482	7571	-1.27
102	115%	-9296	8517	7431	-1.10
103	216%	2944	6681	3091	0.45
104	263%	746	4181	1589	0.18
105	123%	291	1576	1278	0.21
106	213%	571	3138	1470	0.20
107	9%	18	95	1092	0.24
108	84%	12776	8214	9810	1.60
109	138%	10476	11346	8238	0.95

VAK	PROC	Qmax	A (Qmax)	AEV	V(Qmax)
110	89%	2477	2469	2772	1.11
111	46%	1145	863	1862	1.42
112	96%	13687	10004	10432	1.37
113	113%	18084	15242	13436	1.22
114	86%	17451	11199	13004	1.59
115	98%	16961	12462	12669	1.38
116	135%	16076	16337	12064	1.00
120	88%	13959	9312	10618	1.56
121	111%	11454	9914	8906	1.17
122	110%	10955	9395	8565	1.18
123	109%	9845	8486	7807	1.17
124	100%	8526	6907	6905	1.25
125	91%	7397	5573	6134	1.33
126	84%	7105	4990	5935	1.43
127	77%	6319	4132	5397	1.54
128	73%	5648	3592	4939	1.59
129	86%	3477	2984	3455	1.22
130	90%	2788	2679	2985	1.10
131	86%	2736	2525	2949	1.15
132	70%	2421	1924	2734	1.34
133	69%	1648	1518	2206	1.17
134	82%	1414	1672	2046	0.91
135	66%	1070	1204	1811	0.94
136	57%	853	944	1662	0.94

Bijlage XIII.: Berekeningsalgoritme EMMOWES

De natte doorsnede van een sector in een waterstroom is afhankelijk van het debiet dat er doorstroomt en de stroomsnelheid. De natte doorsnede is dus gecorreleerd met het volume dat er gedurende een bepaalde periode doorheen stroomt. De evenwichtsrelatie voor een dwarsprofiel in vak n op moment t afhankelijk van het doorstromende volume is in de vorm van:

$$A_e = c * Q_{max} \quad (1)$$

Uit de gegevens van de Westerschelde blijkt dat deze relatie goed op gaat mits er een onderscheid wordt gemaakt tussen vloedgeulen, ebgeulen, doorsteekgeulen en drempels. Voor ieder van deze vier soorten sectoren zullen andere constanten (c's) gelden. Nadat deze constanten zijn bepaald kan per sector het evenwichtsprofiel (A_e) bij het gegeven debiet worden bepaald met vergelijking (1). Dan is Γ het verschil tussen evenwichtsprofiel en het huidige profiel:

$$\Gamma = A_e - A_{(t)} \quad (2)$$

Als in het model de oppervlakte van het evenwichtsprofiel (A_e), berekend uit de waterbeweging (1), afwijkt van het bestaande profiel ($A_{(t)}$) dan zal de karakteristieke stroomsnelheid Q_{max}/A_e kleiner of groter zijn dan overeenkomt met de stroomsnelheid in de evenwichtstoestand. Een te kleine stroomsnelheid zal leiden tot sedimentatie; een te grote snelheid tot erosie. De nieuwe geometrie voor de volgende iteratiestap ($t+1$) wordt dan:

$$A_{(t+1)} = A_{(t)} + k*\Gamma \quad (3)$$

De factor k is ingevoerd om te abrupte sprongen in het iteratieproces te voorkomen. De factor k is te correleren aan de profielverandering ten gevolge van de hoeveelheid bodemprofiel dat erodeert of sedimenteert in een tijdstap (t) in het betreffende vak ($k*\Gamma$). Hierdoor wordt het iteratieproces door een tijdsafhankelijke ontwikkeling vervangen (zie bijlage XV). De totale tijdsduur kan hiermee zeer globaal worden geschat. In het model is een k genomen van 0.1.

De nieuwe geometrie wordt berekend volgens:

$$A_{(t+1)} = A_{(t)} + k*\Gamma \quad (4)$$

Waarna iteratief het evenwichtsprofiel wordt berekend. Hierbij wordt geen rekening gehouden met transporten van sedimenten tussen de verschillende sectoren. Er is aangenomen dat als een sector neigt naar sedimentatie, dat de aanvoer van sediment dusdanig groot is dat het transport van het sediment geen belemmering vormt voor deze sedimentatie.

Biilage XIV.: Het model EMMOWES

PROGRAM EMMOWES

```
*****
* PROGRAM EMMOWES: Empirische Modelatie WESTerschelde *
* Dit programma haalt uit de file WSCHEL.RES die aangemaakt is door *
* het waterstromingsmodel DUFLOW per sector het maximale stroom- *
* debiet QMAX. Met behulp van empirische relaties tussen het door- *
* stroomdebiet en het doorstroomprofiel wordt per sector de procen- *
* tuele afwijking PERC van het profiel berekend. Een nieuw profiel *
* wordt berekend en wordt weggeschreven naar WSCHEL.NET en *
* WSCHEL.DAT. *
* AUTEURS : E. de Deckere en A. Koomen DATUM : september 1990 *
*****
```

* Declaratie variabelen

* CHARACTER:

* LR => lege regel bij het inlezen van tekst

*

* INTEGER:

* AANT => aantal weggeschreven sectoren in WSCHEL.RES

* AFS => lengte van sector

* I => variabele voor loop, I loopt van 1 tot AANT

* J => variabele voor implied do loop

* KN1, KN2 => begin- en eindknooppunt van sector

* T1 en T2 => begin- en eindtijd

* TELLER => teller

* TSTAP => tijdstap

* VA => sectornummer

* VAK(50) => weggeschreven sectornummers in DUFLOW.RES

* CONTROL => variabele waarmee wordt gecontroleerd of het
programma zonder errors is afgerond

*

* REAL:

* BB(10) => bergende breedte

* BSS(10) => stromende breedte oud

* BS(10) => stromende breedte nieuw

* H(10) => waterniveau tov de bodem

* R(10) => hydraulische straal

* A(10) => natte doorsnede

* QQ1 => debiet op beginknooppunt

* QQ2 => debiet op eindknooppunt

* QMAX(50) => maximale debiet

* AMAX => natte doorsnede bij QMAX

* HMAX(50) => diepte op QMAX

* VMAX(50) => stroomsnelheid op QMAX

* AEV => evenwichts natte doorsnede

* AFW => afwijking tussen BS en BSS waarmee nieuwe BB wordt
berekend

* ANIEUW => natte doorsnede na correctie

* C1 => diepte tov NAP, van het eerste waterniveau in de
IMPLIC-schematisatie

* C3 => Manning constante in positieve stroomrichting

* C4 => Manning constante in negatieve stroomrichting

* D => diepte van het profiel tov NAP

* H1 en H2 => waterstand op knooppunt 1 en 2

* HH => diepte van het eerste waterniveau

* PERC(50) => procentuele afwijking ANIEUW/AMAX

* PROC(50) => procentuele afwijking AMAX/AEV

* VV => stroomsnelheid

* W2 => richtingshoek van een sector tov het noorden

* W3 => windcoëfficiënt

* H0 => diepte op bodemniveau = 0

* R0 => hydraulische straal op bodemniveau = 0

* A0 => natte doorsnede op bodemniveau = 0

* BBO => bergende breedte op bodemniveau

* BSS0 => stromende breedte op bodemniveau oud

* BSO => stromende breedte op bodemniveau nieuw

```

CHARACTER*1 LR
INTEGER AANT,AFS,I,J,KN1,KN2,T1,T2,TELLER,TSTAP,VA,VAK(50)
INTEGER CONTROL
REAL BB(10),BSS(10),BS(10),H(10),R(10),A(10),QQ1,QQ2,QMAX(50)
REAL AMAX,HMAX(50),VMAX(50),AEV,AFW,ANIEUW,C1,C3,C4,D
REAL H1,H2,HH,PERC(50),PROC(50),VV,W2,W3,H0,R0,A0,BB0,BSS0,BS0

```

- * Open de files WSCHEL.RES (de resultaatfile van DUFLOW) en
- * WSCHEL.DAT om gegevens te lezen. Open de files WSCHEL.NET en
- * WSCHEL.DAT om gegevens weg te schrijven.
- * Open twee 'fake-files' om geen problemen te krijgen met het
- * lezen en het schrijven in n file.
- * Open CONTROL.DAT, een file waarin informatie staat of dit
- * programma zonder errors is doorlopen.
- * Open AFWIJK.DAT waarin de laatste resultaten worden weg-
- * geschreven.

```

OPEN (1, FILE= 'WSCHEL.RES', STATUS= 'OLD')
OPEN (2, FILE= 'WSCHEL.DAT', STATUS= 'OLD')
OPEN (3, FILE= 'WSCHEL.NET', STATUS= 'OLD')
OPEN (12, FILE= 'WSCHEL.DAT', STATUS= 'OLD')
OPEN (13, FILE= 'WSCHEL.NET', STATUS= 'OLD')
OPEN (22, FILE= 'WSCHEL.DAT', STATUS= 'OLD')
OPEN (25, FILE='CONTROLE.DAT',STATUS= 'OLD')
OPEN (30,FILE='AFWIJK.DAT',STATUS='UNKNOWN')

```

- * Lees de begintijd, T1, de eindtijd, T2, en de tijdstap, TSTAP,
- * waarmee de gegevens zijn weggeschreven in WSCHEL.RES, en lees het
- * aantal sectoren, AANT, en de nummers hiervan, VAK(I), in.

```

CONTROL=0
WRITE (25,'(A,I1)') 'CONTROLE = ',CONTROL
CLOSE (25)
READ (1,'(//////////)')
READ (1,'(2I8,32X,I8,/,8X,I8)') T1,T2,TSTAP,AANT
READ (1,'(//////////)')
DO 10 I=1,AANT
  READ(1,'(15X,I3)')VAK(I)

```

10 CONTINUE

- * Bepaal van alle sectoren, VAK(I), de maximale stroomsnelheid,
- * VMAX, het maximale doorstroomdebiet, QMAX(I), en de waterstand
- * t.o.v. N.A.P. waarbij dit debiet plaatsvindt, HMAX(I).

```

READ (1,'(A)') LR
TELLER = T1
20 IF (TELLER .LE. T2) THEN
  DO 30 I=1,AANT
    READ (1,'(13X,5F13.4)') H1,H2,QQ1,QQ2,VV
    IF (ABS(VV) .GT. ABS(VMAX(I))) THEN
      VMAX(I)=VV
      QMAX(I)=(QQ1+QQ2)/2
      HMAX(I)=(H1+H2)/2

```

30 ENDIF

```

CONTINUE
TELLER = TELLER + TSTAP
GOTO 20
ENDIF

```

- * Bepaal de procentuele afwijking, PERC(I), van het huidige profiel,
- * waardoor het maximale debiet, QMAX, plaatsvindt, AMAX en het nieuwe
- * profiel, ANIEUW, dat een waarde heeft tussen het evenwichtsprofiel,
- * AEV, en AMAX. AMAX dient eerst wel bepaald te worden met behulp van
- * QMAX. Schrijf deze resultaten weg naar AFWIJK.DAT.

```

WRITE(30,'(A)')VAK PERC QMAX AMAX AEV V'
READ (2,'(A)') LR
DO 50 I=1,AANT
35 READ (2,101) VA,VA,KN1,KN2,AFS,C1,D,C3,C4

```

```

IF (VA.NE.VAK(I)) THEN
  READ(2,'(//////////)')
  GOTO 35
ELSE
  READ (2,'(A)') LR
  READ (2,'(4X,10F7.0)') A0,(A(J), J=1,9)
  READ (2,'(4X,F7.0)')A(10)
  READ (2,'(//////////)')
  READ (2,'(4X,10F7.2)') H0,(H(J),J=1,9)
  READ (2,'(4X,F7.2)')H(10)
  READ (2,'(A)') VIJF
  HMAX(I)=H(1)+3.5+HMAX(I)
  J=1
40  IF (H(J).LE.HMAX(I)) THEN
      J=J+1
      GOTO 40
  ENDIF

  AMAX=A(J-1)+(HMAX(I)-H(J-1))*(A(J)-A(J-1))/(H(J)-H(J-1))
  AEV=(ABS(QMAX(I))+1580)/1.463513
  DELTA=AEV-AMAX
  ANIEUW=AMAX+0.1*DELTA
  PERC(I)=100*ANIEUW/AMAX
  PROC(I)=100*AMAX/AEV
  WRITE (*,'(15,F7.2)')VAK(I),PROC(I)
  WRITE (30,45)VAK(I),PROC(I),QMAX(I),AMAX,AEV,VMAX(I)
45  FORMAT (13,2X,F7.2,3F9.0,F7.2)
  ENDIF
50  CONTINUE

```

* Lees de gegevens van een sector in, uit WSCHEL.DAT, kijk wat de procentuele afwijking is, PERC(I), en bereken, indien nodig, nieuwe profielen, welke weggeschreven worden naar WSCHEL.NET en WSCHEL.DAT.

```

READ (3,'(//)')
READ (13,'(//)')
READ (12,'(A)') LR
I=0
DO 160 I=1,AANT
60  READ (12,101) VA,VA,KN1,KN2,AFS,C1,D,C3,C4
  IF (VA.NE.VAK(I)) THEN
    READ(3,'(//////////)')
    READ(13,'(//////////)')
    READ(12,'(//////////)')
    READ(22,'(//////////)')
    GOTO 60
  ELSE
    IF (PERC(I) .EQ. 100.00) THEN
      READ(3,'(//////////)')
      READ(13,'(//////////)')
      READ(12,'(//////////)')
      READ(22,'(//////////)')
    ELSE
      READ (12,102) W2,W3
      READ (12,'(5X,10F7.0)') A0,(A(J), J=1,9)
      READ (12,'(5X,F7.0)')A(10)
      READ (12,'(5X,10F7.0)') BB0,(BB(J), J=1,9)
      READ (12,'(5X,F7.0)')BB(10)
      READ (12,'(5X,10F7.0)') BSS0,(BSS(J), J=1,9)
      READ (12,'(5X,F7.0)')BSS(10)
      READ (12,'(5X,10F7.2)') R0,(R(J), J=1,9)
      READ (12,'(5X,F7.2)')R(10)
      READ (12,'(5X,10F7.2)') H0,(H(J), J=1,9)
      READ (12,'(5X,F7.2)')H(10)
      READ (12,'(A)') LR

```

* Bereken het nieuwe profiel

```
DO 70 J=1,10
```

```

          A(J)=A(J)*PERC(I)/100
70      CONTINUE
*      Ga met deze gegevens aan de slag
80      J =J+1
          HH=H(1)*PERC(I)/100

          D= -HH-3.5
*      definieer BSO,BS(1),BBO en BB(1)

          IF ((A(1) .EQ. A(2)) .AND. (A(1) .LT. 20)) THEN
              BSO=0
              BBO=0
              BS(1)=1
          ELSE
              BSO=A(1)/HH
              AFW=BSO/BSSO
              BBO=BBO*AFW
              BS(1)=BSO
              BB(1)=BB(1)*AFW
          ENDIF
*      definieer HO en H(1)

          HO=0.00
          IF (HH.EQ.0) THEN
              H(1)=1
          ELSE
              H(1)=HH
          ENDIF
*      bereken de rest van de variabelen 2 t/m 10

          DO 90 J=2,10
              BS(J)=A(J)-A(J-1)
              AFW=BS(J)/BSS(J)
              H(J)=HH+J-1
              BB(J)=BB(J)*AFW
              IF (INT(BS(J)).LE.0) THEN
                  BS(J)=1
              ENDIF
90      CONTINUE
*      schrijf weg in WSCHEL.DAT

          READ (22, '(A)') LR
          WRITE(22,201)'SECT ',VA,VA,KN1,KN2,AFS,C1,D,C3,C4
          WRITE (22,302) 'W',W2,W3
          WRITE (22,203) 'A1',AO,(A(J), J=1, 9)
          WRITE (22,203) ' ',A(10)
          WRITE (22,204) 'BB',BBO,(BB(J), J=1, 9)
          WRITE (22,204) ' ',BB(10)
          WRITE (22,204) 'BS',BSO,(BS(J), J=1,9)
          WRITE (22,204) ' ',BS(10)
          WRITE (22,205) 'R ',RO,(R(J), J=1, 9)
          WRITE (22,205) ' ',R(10)
          WRITE (22,205) 'H ',HO,(H(J), J=1, 9)
          WRITE (22,205) ' ',H(10)
*      schrijf weg in WSCHEL.NET

          READ (13, '(/////)' )
          WRITE (3,301) 'SECT ',VA,VA,KN1,KN2,AFS,D,D,C3,C4
          WRITE (3,302) 'W',W2,W3
          WRITE (3,303) 'H',HO,(H(J), J=1,9)
          WRITE (3,303) ' ',H(10)
          WRITE (3,304) 'BS',BSO,(BS(J), J=1,9)
          WRITE (3,304) ' ',BS(10)

```

```

WRITE (3,304) 'BB',BBO,(BB(J), J=1,9)
WRITE (3,304) ' ',BB(10)
IF (I .NE. AANT) THEN
    READ (3,'(A)') LR
    READ (13,'(A)') LR
ELSE
    CLOSE (3)
    CLOSE (13)
ENDIF
ENDIF
100   ENDIF
160   CONTINUE

*   zet CONTROL op 1 ten teken dat het programma zonder errors
*   is afgerond

OPEN (25, FILE='CONTROLE.DAT',STATUS= 'OLD')
CONTROL=1
WRITE (25,'(A,11)') ' CONTROLE = ',CONTROL
CLOSE (1)
CLOSE (2)
CLOSE (12)
CLOSE (22)
CLOSE (25)
101   FORMAT (5X,13,3X,417,2F7.2,2F7.1)
102   FORMAT (13X,2F7.1)
201   FORMAT (A,13,3X,417,2F7.2,2F7.1)
202   FORMAT (A,3X,F7.2,F7.0,F7.2)
203   FORMAT (A,2X,10F7.0)
204   FORMAT (A,2X,10F7.0)
205   FORMAT (A,2X,10F7.2)
301   FORMAT (A,13,3X,417,2F7.2,2F7.1)
302   FORMAT (A,10X,2F7.1)
303   FORMAT (A,3X,10F7.2)
304   FORMAT (A,2X,10F7.0)

END

```

Bijlage XV.: Berekening tijdsduur van een iteratiestap.

Berekening van de tijdsduur van een iteratiestap aan de hand van baggergegevens van Rijkswaterstaat (tabel XV.1).

Tabel XV.1: gemiddelde baggerhoeveelheid per jaar over de periode 80-89	
Plaats	baggerhoeveelheid (miljoen m ³)
Drempel van Hansweert	3.0
Walsoorden	0.8
Overloop van Valkenisse	2.0
Drempel van Valkenisse	2.4
Drempel van Bath	2.3

De vaargeul wordt op dezelfde diepte gehouden, zodat de jaarlijks gebaggerde hoeveelheid in een gebied overeenkomt met de hoeveelheid die er per jaar sedimenteert. De volumeverandering van deze sectoren volgens de berekende profielverandering wordt als volgt bepaald: De drempel van Hansweert ligt in de sectoren 69 en 70 (bijlage X). Het huidige volume is het profiel maal de lengte.

$$\begin{array}{r} \text{sector 69: } 18892 * 2170 = 40995640 \text{ m}^3 \\ \text{sector 70: } 16268 * 1540 = 25052720 \text{ m}^3 \\ \hline 66048360 \text{ m}^3 \end{array} +$$

Het volume na de eerste tijdstap is het huidige volume en daarbij opgeteld tien procent van het verschil tussen huidig profiel en evenwichtsprofiel.

$$\begin{array}{r} \text{sector 69:} \\ 40995640 + ((17638 - 18892) * 0.1 * 2170) = 40723522 \text{ m}^3 \\ \text{sector 70:} \\ 25052720 + ((12707 - 16268) * 0.1 * 1540) = 24504326 \text{ m}^3 \\ \hline 65227848 \text{ m}^3 \end{array} +$$

De berekende volumeverandering is $66048360 - 65227848 = 820512$ oftewel 0.8 miljoen m³. De drempel van Hansweert bereikt na een kwart jaar (0.8/3.0) het nieuwe profiel. Dit wordt voor alle in tabel XV.2 genoemde gebieden berekend. Voor het vak Walsoorden wordt sector 74 uit de DUFLOW schematisatie genomen. Voor de overloop van Valkenisse sector 79, voor de Drempel van Valkenisse sector 80 en 100 en voor de Drempel van Bath wordt sector 113 genomen.

Tabel XV.2: Tijdschatting van de profielverandering

plaats	huidig volume (m3)	nieuw volume (m3)	ver- schil (milj. m3)	tijds- duur (jr)
Drempel van Hansweert	66048360	65227848	0.82	0.26
Walsoorden	38136230	38084189	0.05	0.06
Overloop van Valkenisse	23591520	23470948	0.12	0.06
Drempel van Valkenisse	43043380	42086954	0.96	0.40
Drempel van Bath	16308940	16108422	0.20	0.09

Uit de gegevens, zoals weergegeven in tabel XV.2, kan geconcludeerd worden dat één iteratiestap in werkelijkheid een tijdsduur heeft van enkele weken tot een half jaar.

Bijlage XVI.: Het maximale debiet en bijbehorende stroomsnelheid en profiel van de huidige situatie na acht iteratiestappen (zie bijlage XI)

VAK	PROC	Qmax	A(Qmax)	AEV	V(Qmax)	V%	A%
2	89%	75673	47058	52786	1.61	94%	118%
3	83%	74646	43205	52084	1.74	85%	131%
4	77%	51640	28148	36365	1.85	79%	145%
5	86%	50908	30687	35865	1.67	91%	123%
6	92%	59965	38848	42053	1.55	109%	108%
7	110%	21575	17426	15822	1.25	104%	102%
8	108%	18885	15092	13983	1.26	103%	104%
9	93%	18308	12626	13590	1.48	80%	130%
12	106%	55787	41508	39198	1.37	127%	100%
13	77%	43521	23611	30817	1.88	79%	152%
14	88%	10022	6955	7928	1.49	113%	116%
15	253%	8877	18060	7145	0.50	217%	74%
16	107%	31352	23966	22502	1.32	112%	104%
17	94%	29618	20065	21317	1.49	103%	113%
18	159%	5584	7780	4895	0.88	86%	129%
20	109%	15495	12712	11667	1.25	93%	111%
21	118%	14295	12785	10847	1.14	97%	106%
22	122%	12482	11714	9609	1.10	93%	107%
23	109%	-4573	4601	4204	-1.00	106%	96%
24	109%	-1658	2422	2213	-0.71	100%	96%
25	101%	-3281	3344	3322	-1.03	107%	100%
26	82%	-1972	1979	2427	-1.02	101%	102%
27	104%	-5772	5243	5023	-1.09	99%	92%
28	102%	33263	24230	23808	1.39	105%	107%
29	102%	35240	25748	25159	1.38	108%	105%
30	104%	35484	26398	25325	1.35	111%	103%
31	103%	36041	26593	25706	1.36	108%	104%
32	109%	37696	29163	26837	1.30	102%	105%
33	110%	36456	28478	25990	1.30	102%	105%
34	112%	35341	28199	25228	1.26	110%	100%
35	109%	38705	30053	27526	1.30	94%	108%
36	102%	36941	26971	26321	1.38	91%	112%
37	90%	57613	36400	40446	1.60	83%	127%
38	93%	76776	49690	53540	1.55	106%	108%
39	88%	72708	44742	50760	1.63	107%	111%
40	95%	63140	42054	44222	1.51	109%	108%
41	89%	57508	35967	40374	1.61	104%	115%
42	90%	64920	40862	45439	1.61	102%	119%
43	86%	63522	38339	44484	1.68	95%	126%
44	87%	55345	33678	38896	1.68	95%	130%
45	90%	25386	16494	18426	1.59	97%	128%
46	81%	25762	15039	18682	1.78	82%	155%
47	139%	2827	4198	3012	0.76	96%	129%
48	109%	6420	5973	5466	1.09	110%	106%
49	99%	-1684	2201	2230	-0.81	100%	97%
50	68%	-525	978	1438	-0.56	89%	93%
51	109%	-5623	5372	4922	-1.05	92%	93%
52	88%	22475	14430	16437	1.59	81%	134%
53	116%	-11231	10195	8754	-1.10	102%	92%
54	104%	36697	27202	26155	1.36	101%	109%
55	97%	34810	24019	24865	1.47	97%	114%
56	104%	25067	19023	18208	1.33	103%	106%

VAK	PROC	Qmax	A (Qmax)	AEV	V (Qmax)	V%	A%
57	113%	25243	20632	18328	1.23	105%	104%
58	114%	24142	20075	17576	1.21	103%	105%
59	155%	6237	8295	5341	0.84	114%	106%
60	137%	-5100	6236	4564	-0.91	101%	118%
61	96%	41818	28614	29654	1.49	103%	116%
62	96%	38934	26511	27683	1.51	97%	121%
63	97%	36925	25595	26310	1.49	103%	116%
64	96%	34850	23849	24892	1.49	105%	114%
65	104%	22309	16984	16323	1.36	110%	108%
66	93%	27157	18195	19636	1.50	103%	117%
67	100%	50062	35339	35286	1.42	111%	106%
68	91%	49496	31641	34900	1.58	91%	125%
69	117%	24094	20604	17543	1.18	91%	106%
70	109%	-16615	13501	12433	-1.22	116%	89%
71	116%	9978	9147	7898	1.17	94%	110%
72	122%	8646	8527	6987	1.06	122%	103%
73	110%	8707	7751	7029	1.16	115%	112%
74	112%	25509	20785	18510	1.24	89%	110%
75	115%	23736	19849	17298	1.23	83%	116%
76	86%	-15177	9858	11450	-1.57	98%	101%
77	81%	-14214	8736	10792	-1.64	94%	105%
78	90%	-13563	9267	10347	-1.48	-87%	110%
79	97%	-12861	9593	9867	-1.34	-103%	97%
80	123%	20387	18529	15010	1.11	108%	98%
81	77%	23932	13441	17432	1.82	88%	152%
82	90%	23045	15078	16826	1.54	120%	117%
83	94%	22254	15307	16285	1.48	117%	117%
84	105%	20747	16070	15256	1.35	111%	116%
85	107%	14931	12106	11282	1.31	114%	119%
86	137%	4279	5474	4004	0.81	93%	106%
87	72%	-1301	1416	1969	-1.03	93%	103%
88	122%	4468	5054	4132	0.91	126%	106%
89	115%	2750	3416	2959	0.93	83%	120%
90	89%	9641	6829	7667	1.51	114%	139%
91	117%	8488	8023	6879	1.17	124%	125%
92	150%	6339	8115	5411	0.92	68%	117%
93	116%	6747	6577	5690	1.11	96%	126%
94	93%	8586	6476	6946	1.39	75%	144%
98	70%	1929	1689	2398	1.24	112%	100%
99	34%	419	465	1366	1.04	109%	116%
100	109%	-8737	7697	7050	-1.13	107%	90%
101	98%	-8907	7048	7166	-1.26	99%	97%
102	106%	-8725	7482	7041	-1.16	105%	91%
103	174%	2957	5404	3100	0.55	122%	87%
104	283%	2049	7007	2479	0.29	161%	87%
105	206%	1470	4295	2084	0.35	167%	94%
106	182%	1053	3280	1799	0.35	175%	100%
108	98%	14775	10987	11176	1.40	88%	128%
109	123%	13630	12745	10393	1.10	116%	104%
110	93%	7520	5785	6218	1.36	123%	97%
111	46%	1320	903	1981	1.56	110%	100%
112	107%	15280	12274	11521	1.25	91%	114%
113	121%	19921	17773	14691	1.16	95%	109%
114	106%	19165	15004	14175	1.32	83%	122%
115	110%	18522	15057	13735	1.26	91%	113%
116	128%	17492	16618	13032	1.07	107%	99%

**Bijlage XVII.: Het maximale debiet met de daarbij behorend
stroomsnelheid en profiel van de schematisatie met berging
achter Antwerpen na acht iteratiestappen (zie bijlage XI)**

VAK	PROC	Qmax	A(Qmax)	AEV	V(Qmax)	V%	A%
2	90%	74908	46817	52263	1.61	94%	118%
3	83%	73887	42969	51566	1.73	85%	131%
4	78%	51023	27958	35943	1.84	79%	144%
5	86%	50298	30498	35448	1.66	90%	123%
6	93%	59271	38640	41579	1.54	108%	107%
7	110%	21439	17376	15729	1.24	103%	102%
8	108%	18745	15041	13888	1.26	103%	104%
9	93%	18170	12575	13495	1.47	79%	130%
12	106%	55516	41425	39013	1.37	127%	100%
13	77%	43271	23536	30646	1.88	79%	152%
14	88%	9933	6926	7866	1.48	112%	116%
15	253%	8860	18056	7134	0.49	213%	74%
16	107%	31196	23917	22395	1.32	112%	104%
17	94%	29465	20018	21213	1.48	103%	113%
18	159%	5568	7772	4884	0.88	86%	129%
20	109%	15421	12687	11617	1.24	93%	111%
21	118%	14226	12764	10800	1.13	97%	106%
22	122%	12422	11694	9568	1.10	93%	107%
23	110%	-4486	4562	4145	-0.99	105%	95%
24	111%	-1647	2440	2205	-0.70	99%	96%
25	101%	-3205	3307	3270	-1.01	105%	100%
26	83%	-1841	1932	2338	-0.98	97%	101%
27	107%	-5483	5170	4826	-1.05	95%	91%
28	102%	32935	24107	23584	1.38	105%	107%
29	103%	34912	25630	24935	1.37	107%	105%
30	105%	35108	26269	25069	1.34	110%	103%
31	104%	35665	26541	25449	1.35	107%	103%
32	109%	37415	29059	26645	1.30	102%	105%
33	110%	36175	28374	25798	1.30	102%	105%
34	112%	35061	28096	25036	1.25	109%	99%
35	110%	38258	29906	27221	1.29	93%	108%
36	103%	36503	26829	26022	1.37	90%	111%
37	91%	56765	36155	39866	1.58	82%	126%
38	93%	75951	49440	52976	1.54	105%	107%
39	89%	72066	44564	50321	1.62	107%	111%
40	96%	62549	41875	43819	1.50	108%	108%
41	90%	56945	35910	39989	1.60	103%	115%
42	90%	64349	40699	45049	1.60	101%	119%
43	87%	62956	38177	44097	1.68	95%	126%
44	87%	54974	33554	38643	1.68	95%	130%
45	89%	25434	16487	18459	1.59	97%	128%
46	80%	25819	15029	18721	1.79	82%	155%
47	139%	2837	4203	3018	0.77	97%	129%
48	110%	6384	5965	5442	1.09	110%	106%
49	99%	-1624	2161	2189	-0.79	98%	97%
50	68%	-497	959	1419	-0.54	86%	93%
51	113%	-5233	5239	4655	-1.00	88%	92%
52	89%	22055	14314	16149	1.57	80%	133%
53	121%	-10215	9754	8060	-1.04	96%	90%
54	105%	36201	27029	25816	1.35	101%	109%
55	97%	34324	23856	24533	1.46	97%	114%
56	106%	24656	19010	17927	1.31	102%	106%

VAK	PROC	Qmax	A (Qmax)	AEV	V (Qmax)	V%	A%
57	113%	24950	20515	18128	1.23	105%	103%
58	115%	23871	19960	17391	1.21	103%	104%
59	156%	6181	8279	5303	0.84	114%	105%
60	137%	-5044	6199	4526	-0.90	100%	118%
61	97%	41592	28536	29499	1.49	103%	115%
62	96%	38717	26433	27535	1.51	97%	120%
63	98%	36717	25521	26168	1.48	102%	116%
64	96%	34654	23776	24759	1.49	105%	114%
65	104%	22164	16926	16224	1.35	109%	108%
66	93%	27111	18157	19604	1.50	103%	117%
67	100%	49770	35204	35087	1.42	111%	106%
68	91%	49214	31502	34707	1.58	91%	124%
69	118%	23813	20489	17351	1.17	90%	105%
70	109%	-16369	13425	12264	-1.21	115%	89%
71	116%	9945	9146	7875	1.17	94%	110%
72	122%	8620	8526	6970	1.06	122%	103%
73	110%	8736	7757	7048	1.16	115%	112%
74	113%	25225	20674	18316	1.24	89%	109%
75	115%	23481	19738	17124	1.22	82%	115%
76	84%	-14768	9342	11171	-1.59	99%	100%
77	81%	-14448	8867	10952	-1.65	94%	105%
78	84%	-13844	8857	10539	-1.57	92%	106%
79	95%	-13183	9624	10087	-1.37	105%	96%
80	124%	20271	18496	14931	1.11	108%	98%
81	77%	23957	13416	17449	1.83	89%	152%
82	89%	23082	15056	16851	1.55	121%	116%
83	94%	22301	15283	16318	1.49	117%	117%
84	105%	20812	16041	15300	1.36	111%	116%
85	107%	15126	12180	11415	1.32	115%	120%
86	134%	4470	5537	4134	0.84	97%	107%
87	70%	-1387	1420	2027	-1.09	98%	103%
88	121%	4543	5070	4184	0.92	128%	107%
89	115%	2816	3443	3004	0.94	84%	120%
90	89%	9646	6839	7671	1.51	114%	139%
91	117%	8499	8039	6887	1.17	124%	125%
92	150%	6350	8143	5418	0.92	68%	118%
93	111%	6750	6339	5692	1.15	99%	124%
94	92%	8809	6497	7099	1.42	77%	144%
98	93%	1979	2272	2432	0.97	87%	111%
99	37%	382	499	1340	0.87	92%	116%
100	106%	-8858	7576	7132	-1.16	109%	90%
101	97%	-9248	7190	7399	-1.29	102%	98%
102	105%	-9079	7612	7283	-1.19	108%	92%
103	173%	3005	5422	3133	0.56	124%	87%
104	283%	2085	7081	2504	0.29	161%	87%
105	210%	1490	4415	2098	0.35	167%	95%
106	182%	1064	3283	1806	0.36	180%	100%
108	98%	14892	11009	11255	1.41	88%	128%
109	122%	13733	12766	10463	1.11	117%	104%
110	81%	-2913	2501	3070	-1.27	114%	98%
111	87%	5703	4311	4977	1.48	104%	102%
112	89%	-10573	7392	8304	-1.44	105%	102%
113	121%	19880	17735	14663	1.16	95%	109%
114	106%	19130	14977	14151	1.32	83%	122%
115	110%	18490	15033	13714	1.26	91%	113%
116	128%	17464	16596	13013	1.07	107%	99%

**Biilage XVIII.: Het maximale debiet met bijbehorende stroom-
snelheid en profiel van de schematisatie met een dam aan de
oostelijke kant van het Valkenissegebied (zie biilage XI)**

VAK	PROC	Qmax	A(Qmax)	AEV	V(Qmax)	V%	A%
2	89%	74495	46039	51981	1.62	94%	116%
3	82%	73496	41883	51299	1.76	86%	128%
4	76%	50627	26991	35672	1.89	81%	140%
5	85%	49920	29846	35189	1.68	91%	120%
6	93%	58309	38235	40921	1.53	108%	106%
7	110%	21473	17375	15752	1.24	103%	102%
8	108%	18781	15020	13913	1.26	103%	104%
9	91%	18213	12273	13525	1.51	82%	127%
12	109%	53627	41054	37722	1.33	123%	99%
13	75%	41864	22161	29685	1.93	81%	145%
14	88%	9328	6524	7453	1.48	112%	113%
15	279%	8416	19068	6830	0.45	196%	77%
16	108%	30483	23629	21908	1.30	110%	103%
17	94%	28783	19578	20747	1.48	103%	111%
18	154%	5267	7185	4679	0.90	88%	125%
20	107%	15557	12566	11710	1.27	95%	111%
21	117%	14367	12695	10897	1.15	98%	105%
22	120%	12563	11613	9664	1.12	95%	107%
23	125%	6027	6498	5198	0.95	101%	102%
24	100%	-1528	2121	2123	-0.74	104%	96%
25	97%	-2788	2888	2984	-1.00	104%	98%
26	79%	-2102	1992	2516	-1.09	108%	102%
27	104%	-5932	5339	5133	-1.11	101%	93%
28	102%	32663	23882	23398	1.38	105%	106%
29	103%	34372	25415	24566	1.36	106%	104%
30	105%	34844	26167	24888	1.34	110%	102%
31	105%	35464	26469	25312	1.34	106%	103%
32	109%	37344	28954	26597	1.30	102%	105%
33	110%	36114	28287	25756	1.30	102%	105%
34	113%	35009	28188	25001	1.25	109%	100%
35	109%	38512	29787	27394	1.31	94%	108%
36	102%	36777	26654	26209	1.39	91%	111%
37	89%	56675	35332	39805	1.62	84%	124%
38	94%	75049	49004	52360	1.54	105%	107%
39	89%	70680	43875	49374	1.61	106%	109%
40	96%	61333	41323	42988	1.49	107%	106%
41	90%	55698	35126	39138	1.60	103%	113%
42	90%	62711	39640	43929	1.60	101%	116%
43	86%	61370	37001	43013	1.68	95%	122%
44	86%	53195	32205	37427	1.69	95%	126%
45	89%	24441	15734	17780	1.60	98%	124%
46	78%	24820	14149	18039	1.83	84%	148%
47	136%	2699	3972	2924	0.77	97%	125%
48	110%	6255	5886	5354	1.08	109%	105%
49	100%	-1691	2233	2235	-0.80	99%	97%
50	70%	-551	1012	1456	-0.57	90%	94%
51	109%	-5661	5411	4948	-1.05	92%	93%
52	87%	21642	13737	15867	1.60	81%	129%
53	117%	-10652	9813	8358	-1.08	100%	90%
54	107%	35178	26852	25116	1.32	99%	108%
55	100%	33303	23766	23835	1.42	94%	114%
56	107%	23849	18618	17376	1.29	100%	104%
57	117%	23668	20151	17252	1.18	101%	102%

VAK	PROC	Qmax	A(Qmax)	AEV	V(Qmax)	V%	A%
58	119%	22485	19570	16443	1.16	99%	102%
59	160%	5975	8254	5163	0.81	109%	105%
60	138%	4230	5477	3970	0.86	96%	115%
61	98%	41544	28857	29466	1.47	101%	117%
62	98%	38634	26836	27478	1.48	95%	122%
63	99%	36604	25799	26091	1.46	101%	117%
64	97%	34510	24011	24660	1.47	104%	115%
65	106%	21754	16921	15944	1.33	107%	107%
66	97%	25608	17944	18578	1.44	99%	115%
67	104%	46758	34388	33029	1.37	107%	103%
68	95%	46142	31105	32608	1.50	86%	123%
69	102%	31107	22713	22335	1.38	106%	114%
70	109%	29770	23291	21421	1.28	122%	101%
71	118%	10164	9441	8025	1.16	93%	111%
72	122%	8802	8636	7094	1.07	123%	104%
73	112%	8712	7891	7032	1.14	113%	113%
74	93%	36920	24557	26307	1.53	110%	125%
75	96%	34625	23702	24738	1.51	101%	134%
76	95%	32199	21941	23081	1.54	96%	130%
77	97%	30371	21131	21832	1.50	86%	148%
78	93%	27886	18784	20134	1.53	89%	148%
79	100%	25784	18740	18698	1.41	108%	126%
80	115%	26403	22073	19120	1.22	118%	106%
81	103%	13468	10590	10282	1.30	63%	125%
82	124%	12685	12067	9747	1.05	82%	99%
83	131%	11990	12151	9272	0.99	78%	101%
84	151%	10683	12640	8379	0.88	72%	102%
85	153%	4729	6606	4311	0.74	64%	92%
86	169%	1405	3437	2040	0.42	48%	92%
87	47%	270	593	1264	0.49	44%	96%
88	122%	-6003	6305	5182	-0.98	136%	114%
89	170%	-6184	9030	5305	-0.77	69%	144%
90	125%	2596	3574	2853	0.76	58%	102%
91	167%	1814	3873	2319	0.51	54%	97%
92	27%	185	321	1206	0.88	65%	101%
93	149%	1545	3174	2135	0.52	45%	94%
94	152%	1199	2882	1899	0.43	23%	88%
98	77%	88	872	1140	0.10	9%	89%
99	32%	74	364	1130	0.23	24%	112%
100	102%	-9281	7586	7421	-1.22	115%	90%
101	95%	-9090	6925	7291	-1.31	103%	96%
102	102%	-8906	7304	7165	-1.22	111%	90%
103	175%	2530	4925	2809	0.52	116%	83%
104	291%	1769	6651	2288	0.27	150%	86%
105	210%	1272	4098	1949	0.32	152%	94%
106	179%	916	3059	1706	0.33	165%	99%
108	104%	15465	12160	11647	1.32	83%	128%
109	133%	14193	14382	10777	1.02	107%	105%
110	67%	2378	1799	2705	1.43	129%	96%
111	45%	1408	911	2042	1.65	116%	100%
112	88%	-10093	7000	7976	-1.45	106%	99%
113	120%	18182	16256	13503	1.15	94%	104%
114	105%	17459	13688	13009	1.31	82%	116%
115	110%	16879	13831	12613	1.24	90%	108%
116	129%	15953	15423	11980	1.05	105%	95%

Biilage XIX. : Indirecte Ordinatie Modellen

A. Principale Componenten Analyse

Principale componenten analyse (PCA) is een lineair statistisch responsiemodel dat werkt met een indirecte gradiënt analyse. PCA ordineert met behulp van de abundanties van de soorten. Hieruit berekent PCA soort- en monsterscores. Bij de berekening wordt gebruik gemaakt van twee basisstappen die herhaald worden toegepast tot er een evenwichtssituatie wordt bereikt. Deze stappen worden gevormd door de methode van gewogen sommeren (Braak, 1983).

De eerste basisstap is het gewogen sommeren voor een soort (GSS). Voor de soorten worden scores berekend volgens de vergelijking:

$$\text{GSS-stap: } U_k = \sum_{i=1}^n ((y_{ki} - y_k) * x_i) \quad (\text{met } n \text{ monsters})$$

Waarbij:

- x_i = monsterscore van monster i
- y_{ki} = abundantie van soort k in monster i
- y_k = gemiddelde abundantie van soort k
- U_k = soortscore voor soort k.

Uit deze berekende soortscores kunnen op analoge wijze monsterscores worden berekend. Dit is de tweede basisstap; het gewogen sommeren voor een monster (GSM-stap).

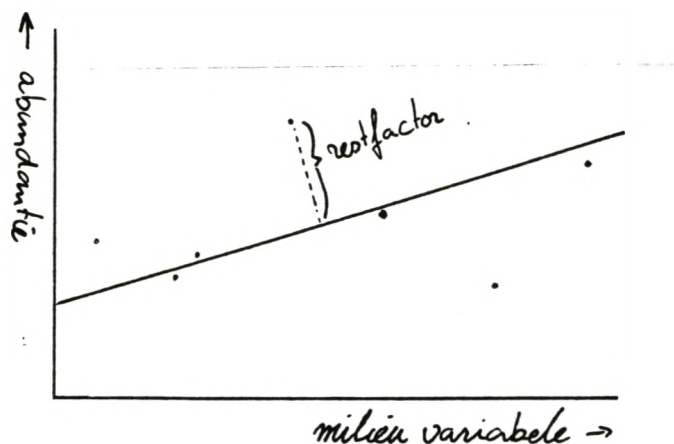
$$\text{GSM-stap: } x_i = \sum_{k=1}^m ((y_{ki} - y_k) * U_k) \quad (\text{met } m \text{ soorten})$$

Met behulp van deze nieuwe monsterscores x_i worden in de GSS-stap nieuwe soortscores U_k berekend. Deze soortscores U_k worden dan weer gebruikt om in de GSM-stap nieuwe monsterscores x_i te berekenen. Dit alternerend toepassen (vanuit willekeurige beginwaarden voor de monsterscores) van de GSS-stap en de GSM-stap levert een stabiele set scores op. De stabiele set scores die ontstaat kunnen als coördinaten langs de eerste ordinatie-as worden gebruikt.

Voor de berekeningen en de interpretatie van PCA is alleen de helling van de lijn ($y_{ki} = U_k * x_i + \text{restfactor}$) van belang en niet het intercept. Door in één grafiek op de x-as de monsterscores (x_i) uit te zetten en op de y-as de abundantie (y_{ki}) kan per soort een regressielijn worden bepaald. De richtingscoëfficiënt van deze lijn is de soortscore (U_k). De lijnen met de sterkste helling zullen van de soorten zijn die de meeste invloed hebben op de ordinatie van de monsterpunten. Analogoos daaraan zullen de lijnen met een richtingscoëfficiënt van nul bijna geen invloed op de ordinatie hebben.

Voor een tweede ordinatie-as worden weer de abundanties gebruikt. De tweede as moet onafhankelijk zijn van de eerste. Dit wordt bereikt door voor de berekening van de tweede as het verschil te gebruiken tussen de regressielijnen van de soorten van de eerste ordinatie en de werkelijke abundantie, oftewel de "restfactor" (zie figuur XIX.1). Met deze tweede set abundantiewaarden wordt de tweede set scores berekend voor een tweede ordinatie-as. Dit gaat volgens hetzelfde iteratieproces

als hiervoor wordt beschreven met de GSS en de GSM stap (Jongman et al., 1987).



Figuur XIX.1: Regressie met restfactor.

De eendimensionale vergelijking

$$Y_{ki} = U_k x_i + \text{restfactor}(1)$$

wordt dan omgezet in een tweedimensionale vergelijking

$$Y_{ki} = U_{k1} x_{i1} + U_{k2} x_{i2} + \text{restfactor}(2)$$

waarin U_{k1} en U_{k2} de scores zijn voor soort k op as 1 en 2 en x_{i1} en x_{i2} de scores zijn voor monster i op as 1 en 2.

Op dezelfde manier zijn er nog meer assen te berekenen. Echter de eerste as zal bij de ordinatie het meest relevant zijn bij het verklaren van de variantie, daarna de tweede, etc.. De derde en hogere assen worden bij de ordinatie niet gebruikt, men gaat er vanuit dat de eerste twee ordinatie assen de biologische relevante informatie weergeven (Jongman et al., 1987). De uiteindelijk berekende scores kunnen beschouwd worden als 'indicatorwaarden' volgens het gewogen sommatie principe voor een 'milieufactor'. Wat deze 'milieufactor' is, is in dit stadium niet duidelijk. Het is een rekenkundige abstractie die soms in verband te brengen is met een of meerdere gemeten milieuvariabelen of -waarden, via correlatieve berekeningen. De 'milieufactor' heeft echter niet altijd een ecologische analogoog.

B. Correspondentie Analyse

Correspondentie analyse (CA) ook wel reciproke analyse (RA) (Braak, 1983) is een unimodaal responsiemodel. Net als PCA is de gradiëntanalyse bij CA indirect. In het model is er voor elke soort per milieu variabele een laagste waarde waar beneden de soort vrijwel niet voorkomt, een hoogste waarde waarboven de soort evenmin voorkomt en een optimumwaarde waar de abundantie of de kans op voorkomen maximaal is. CA kan als rekenmethode op eenzelfde wijze als PCA worden geïntroduceerd door eerst basisstappen te definiëren die vervolgens herhaald worden toegepast. De basisstappen worden gevormd door de methode van het "gewogen middelen" (Braak,

1983). Met deze methode wordt de onderliggende structuur met een unimodaal model beschreven.

De soortscores worden berekend met de gewogen gemiddelde voor een soort stap (GGS-stap) volgens:

$$U_k = \sum_{i=1}^n (y_{ki} * x_i) / \sum_{i=1}^n (y_{ki}) \quad (\text{met } n \text{ monsters})$$

Vanuit deze scores kunnen weer monsterscores worden berekend met de gewogen gemiddelde voor een monster stap (GGM-stap) volgens:

$$x_i = \sum_{k=1}^m (y_{ki} * U_k) / \sum_{k=1}^m (y_{ki}) \quad (\text{met } m \text{ soorten})$$

Door alternerend de GGS en de GGM-stap toe te passen, convergeert dit proces naar een unieke oplossing voor de scores.

De scores zullen echter tijdens de iteratie steeds dichterbij elkaar gaan liggen. Om dit te ondervangen worden de scores na iedere iteratiestap gestandaardiseerd. Hierbij krijgt ieder monsterpunt een score, waarbij het gemiddelde van alle monsterscores (x_i 's) gelijk is aan 0 en het totaal van de kwadraten van de monsterscores gelijk aan 1. De stabiele set scores die dan ontstaat kan als eerste ordinatie-as worden gebruikt.

Bij CA wordt voor de tweede en hogere assen ook uitgegaan van een unimodaal model. De berekeningswijze van de scores is dezelfde als bij PCA.

Bij CA ontstaan er twee problemen bij de ordinatie, namelijk het frequent optreden van een niet lineair verband tussen de scores van de tweede as met die van de eerste as en het 'rand-effect' dat de scores van de soorten aan het einde van de eerste as veel dichterbij elkaar liggen dan die in het midden van deze as. Deze problemen worden met detrending en rescaling (Jongman et al., 1987) gecorrigeerd.

Het niet lineaire verband kan optreden doordat bij het berekenen van de tweede ordinatie as alleen de lineaire onafhankelijkheid met de eerste as wordt opgeheven. Dit probleem kan zich uiten doordat in een diagram de monsterpunten in een 'hoefijzervorm' rond het nulpunt komen te liggen (een kwadratisch verband). Dit hoefijzer-effect is een artefact in de methode en hoeft niet te corresponderen met een trend in de data. Om dit ongewenste effect te ondervangen is een methode ontwikkeld; detrending. Detrending zorgt ervoor dat de scores via een polynomische (polynoom = veelterm) beschrijving het gemiddelde van de scores rond de eerste as weer nul is. Na het detrenden is er geen relatie meer tussen de assen. Het nadeel van detrending is dat er informatie verloren kan gaan die van ecologisch belang kan zijn voor de analyses. Tevens kan detrending overreageren waardoor het verbeterend effect te niet wordt gedaan.

Het randeffect dat de scores van de soorten aan het einde van de eerste as veel dichterbij elkaar liggen dan die in het midden van deze as zorgt ervoor dat de afstanden tussen de punten op een ordinatie as niet vergelijkbaar zijn; de afstanden worden kleiner al naar gelang de punten verder aan

het uiteinde van de as liggen. Dit probleem kan door 'rescaling' worden ondervangen. Hiermee worden de uiteinden uitgerekt. Rescaling heeft meestal maar een marginaal effect en kan weer een bron zijn van artefacten.

Bijlage XX.: Directe ordinatie modellen

A. Canonische ordinatie

Bij indirecte gradiëntanalyse kan de verkregen ordinatie achteraf vergeleken worden met één of meerdere milieuv variabelen, door bijvoorbeeld regressieanalyse toe te passen. Er wordt geprobeerd de variatie in de soortscores achteraf te verklaren. De ordinatie is optimaal op basis van de soorten zonder inbreng van het milieu. Het verband tussen deze soortscores en milieufactoren wordt daarom niet altijd optimaal weergegeven (Brink, 1990).

Om de interpretatie van de relatie soorten-omgeving te vereenvoudigen zijn directe methoden ontwikkeld. Deze zijn ontworpen om die variantie in de dataset te bespeuren die het best door de omgevingsvariabelen verklaard kan worden. Het figuur dat deze berekeningsmethode oplevert geeft niet alleen de variatie in soorten en monsterpunten weer, maar ook de relaties met de (belangrijkste) milieuv variabelen (Jongman et al., 1987).

Deze methoden worden canonische analyses genoemd en zijn canonische vormen van indirecte analyses. Canonische analyses combineren de gewone ordinatie met regressie. De regressies worden echter niet achteraf uitgevoerd (zoals bij indirecte methoden) maar zijn in iedere iteratie ingebouwd (Brink, 1990).

Nadeel van canonische ordinatie is dat de spreiding van de monsters en soorten minder groot is. Hierdoor kan het zijn dat de ordinaties instabiel zijn, of dat een belangrijke milieufactor niet gemeten is. De verklaring van de variantie door canonische ordinatie kan lager zijn dan bij ordinatie zonder het canonische deel (Brink, 1990).

B. Redundancy analyse

Redundancy analyse (RDA) is de canonische vorm van PCA. RDA is evenals PCA een lineair responsiemodel en gaat dus uit van een lineaire relatie tussen de soortscores en de milieuv variabelen. RDA verschilt van PCA doordat de methode bij de berekening van de assen rekening houdt met de milieuv variabelen. PCA doet dit niet.

De berekeningsprocedure voor RDA wordt verkregen door de berekeningswijze voor PCA uit te breiden met een extra regressiestap.

Na iedere iteratie wordt een regressie uitgevoerd van de monsterscores (x_i 's) op de milieuv variabelen (Z_{ij} 's) van de desbetreffende monsters.

Door middel van de kleinste kwadraten methode wordt voor iedere milieuv variabele één C_j berekend. Met deze best passende set C_j 's kunnen nieuwe monsterscores worden berekend volgens de volgende vergelijking:

$$x_{iq} = C_{0q} + C_{1q}Z_{1i} + C_{2q}Z_{2i} + \dots + C_{nq}Z_{ni}$$

waarbij: x_{iq} = de monsterscore van monster i op de q^{de} as resulterend uit de samengestelde milieuv variabelen.

Z_{ji} = de waarde van de milieuv variabelen j voor monster i

C_{jq} = het gewicht van variabele Z_{ji} bij as q

Deze nieuwe monsterscores zijn nu dus anders dan de door de GSM-stap berekende monsterscores. Het zijn nu lineaire combinaties van de milieufactoren en ze worden in de volgende iteratie als uitgangspunt genomen.

Na een aantal iteraties wordt een stabiele set scores verkregen en deze scores vormen de eerste ordinatie-as. De parameters (C_{iq}) van de laatste regressie in het iteratieproces worden de canonische coëfficiënten of 'soort-omgeving correlaties' genoemd. Deze correlatie is gelijk aan de correlatie tussen de monsterscores die bestaan uit de gewogen som van soortscores, en de monsterscores die bestaan uit de lineaire combinatie van omgevingsfactoren. De 'soort-omgeving correlatie' is een maat in hoeverre soorten en milieu gecorreleerd zijn (Jongman et al., 1987).

C. Canonische Correspondentie Analyse

Canonische Correspondentie Analyse (CCA) is de canonische vorm van CA. CCA is evenals CA een unimodaal responsiemodel en gaat ervan uit dat een soort slechts voorkomt bij een beperkt traject van waarden van elk van de milieuv variabelen. CCA verschilt van CA doordat de methode bij de berekening van de assen rekening houdt met de milieuv variabelen. CA doet dit niet. De berekeningsprocedure voor CCA wordt verkregen door de berekeningswijze voor CA uit te breiden met een extra regressiestap. De berekeningswijze van de assen is hetzelfde als bij RDA, ook de 'soort-omgeving correlatie' wordt op dezelfde manier verkregen.

In CA is het doel een (theoretische) gradiënt te vinden waarlangs de monsterpunten bij ordinatie een zo groot mogelijke spreiding vertonen. Bij CCA moet deze gradiënt ook nog bestaan uit lineaire combinaties van de milieuv variabelen. Deze beperking houdt in dat in CCA minder gradiënten mogelijk zijn dan in CA. De spreiding van de punten in CCA zal naar alle waarschijnlijkheid minder zijn dan in CA. Deze restricties van CCA ten opzichte van CA worden minder naar mate meer milieuv variabelen in de berekeningen opgenomen worden (Brink, 1990). Het is echter aan te bevelen niet meer milieuv variabelen mee te nemen dan strikt noodzakelijk. Met name variabelen die sterk gecorreleerd zijn voegen niet veel toe aan de analyses en maken de interpretatie moeilijker.

Biilage XXI.: Output CANOCO

De output van CANOCO bestaat uit de volgende onderdelen (Braak, 1987b):

1. iteratierapport

In het iteratierapport wordt voor iedere as weergegeven hoeveel iteratiestappen er doorlopen zijn, wat het residu⁴ is bij iedere iteratie en wat de eigenwaarde van de as is. Het proces stopt als het residu kleiner is dan 0.000050 (of als er 17 stappen doorlopen zijn).

De eigenwaarde ligt altijd tussen 0 en 1. Hoe dichter deze waarde bij 1 ligt, des te belangrijker is de betreffende as in het verklaren van de data. In lineaire modellen is de eigenwaarde de fractie van de totale som van de kwadraten in de taxodata, verklaard door de ordinatie as. In unimodale modellen is de eigenwaarde een maat voor de scheiding en de verdeling van de taxa over de as. In het algemeen kunnen eigenwaarden van 0.3 en hoger meegenomen worden in de interpretatie.

2. correlatiematrix.

In de correlatiematrix worden de relaties weergegeven tussen de verschillende assen onderling, de milieuvariabelen onderling en tussen de assen en de milieuvariabelen. De correlatie wordt weergegeven met een getal tussen -1 en 1, hoe dichter het getal bij 1 (-1) ligt, des te groter de positieve (negatieve) correlatie is. Er is geen correlatie als de waarde rond 0 ligt.

Bij de indirecte analyses worden de SPEC AXn (species assen) onderling totaal ongecorrleerd gemaakt (waarde=0). Bij de directe analyses worden de ENVI AXn (assen van de milieuvariabelen) onderling ongecorrleerd gemaakt.

3. tabel met gemiddelde, standaard deviatie en variance inflation factor (V.I.F.).

In de eerste kolom staan de gemiddelden van de milieuvariabelen, ook eventueel toegekende gewichten zijn hierin verwerkt. In de tweede kolom staan de standaard deviaties die bij deze gemiddelden horen.

De VIF uit de derde kolom is een waarde die proportioneel samenhangt met de variatie in de regressiecoëfficiënt (c_j). Als deze waarde hoog is dan is de variatie van deze coëfficiënt ook hoog en de voorspellende waarde klein. Als de VIF groter is dan 20 dan is bijbehorende variabele gecorrleerd met andere en draagt deze variabele niet specifiek bij aan de analyse. Deze kan er bij een volgende analyse uitgelaten worden. Een VIF is altijd groter dan 1.

⁴Het residu is de wortel van de kwadraten van de verschillen tussen de nieuwe monsterscores en de laatste waaruit ze berekend zijn.

4. tabel met percentage verklaarde variantie.

Het plaatje met de pijlen kan ook kwalitatief geïnterpreteerd worden. De biplot kan niet de totale variantie van de covarianties tussen species en milieuvariabelen weergeven, maar slechts een fractie hiervan (de approximate waarde). Deze fractie wordt in deze tabel als een percentage gegeven. Dit komt neer op: $(\lambda_1 + \dots + \lambda_s) / (\text{de som van alle canonische eigenwaarden})$; λ staat voor de eigenwaarde van een as en s is het aantal assen van de biplot.

Bij het interpreteren van deze percentages verklaarde variantie moet in het achterhoofd gehouden worden dat de uitkomst niet 100% zuiver is, omdat een deel van de totale variantie veroorzaakt is door ruis in de data. Zelfs een ordinatie met een laag percentage verklaarde variantie kan veel informatie bevatten. Dit komt doordat het percentage afhankelijk is van het aantal variabelen in de analyse. Met slechts twee milieuvariabelen in de analyse bijvoorbeeld, verklaren de twee canonische assen altijd 100%, ongeacht of het resultaat ecologisch van betekenis is.

5. matrix met soortscores.

De scores voor de taxa worden in een matrix weergegeven. Met behulp van deze scores kan het plaatje met de pijlen gemaakt worden. Deze liggen altijd tussen -999 en 999 in. Hiervoor is een vermenigingsfactor gebruikt (multiplier). De eigenlijk berekende scores zijn de gegeven scores/multiplier. In de outputfile staan in de volgende kolommen de taxa gesorteerd naar score van de desbetreffende as, hiermee kunnen biplots gemaakt worden.

In de machine readable copy staat een kolom 'weight', dit is het gewicht dat ingevoerd is bij één van de vragen. Passieve species hebben hierbij een waarde 0.

6. matrix met monsterscores.

De monsterscores worden in een zelfde soort matrix weergegeven.

7. matrix met regressie en canonische coëfficiënten (R/Cc).

De R/Cc zijn de coëfficiënten van een gewogen meervoudige regressie, d.m.v. de least square fit, van de monsterscores op de gestandaardiseerde milieuvariabelen.

Voor iedere as is voor iedere milieuvariabele een R/Cc berekend (c_j). Deze is zoals eerder vermeld gecorreleerd met de VIF-waarde.

Met deze R/Cc's kunnen m.b.v. de waarden van de milieuvariabelen 'gefitte' monsterscores berekend worden. De 'gefitte' monsterscores zijn lineaire combinaties van de milieuvariabelen. Deze worden later in de output gegeven. In indirecte analyses worden de monsterscores (x_i) uit de soortscores (U_k) berekend zonder de milieuvariabelen in ogenschouw te nemen en wordt regressie eventueel achteraf uitgevoerd.

In directe analyses worden deze regressies in iedere iteratie ingebouwd, de berekende coëfficiënten worden hierbij canonische coëfficiënten genoemd.

8. matrix met T-waarden.

De T-waarde is de restterm in de berekening van de R/Cc en is het gedeelte van de variantie in de data dat niet door deze, of lagere orde as verklaard wordt.

De werkelijke T-waarden zijn de gegeven waarden in de tabel gedeeld door de multiplier.

De T-waarden kunnen gebruikt worden om te toetsen of de berekende R/Cc die bij deze T-waarde hoort gelijk of ongelijk is aan 0.

Bij een indirecte analyse (als de c_j een regressiecoëfficiënt is) kan deze meteen in een student's T-toets gebruikt worden, die stelt dat $c_j = 0$, of te wel dat de desbetreffende variabele niet expliciet bijdraagt bij het verklaren van de ordinatie.

Als de absolute waarde van de T-waarde boven de kritieke waarde ligt, dan wordt H_0 ($c_j=0$) verworpen. De kritieke waarde wordt uit tabellen gehaald.

De student's T-toets kan niet gebruikt worden om de canonische coëfficiënten op significantie te toetsen. Wel kan gesteld worden dat wanneer de T-waarde van de canonische coëfficiënt kleiner is dan 2.1, de bijbehorende milieuvariabele niet noemenswaardig bijdraagt aan het verklaren van de variantie in de data. Deze kan in een volgende analyse weggelaten worden.

(Hierdoor zal er nauwelijks een eigenwaarde veranderen.)

De T-waarden zijn zodoende erg handig wanneer er een (sub)set van milieuvariabelen, die de species data bijna even goed verklaart als de volledige set, verkregen moet worden.

9. interset correlaties van milieuvariabelen met de assen.

De correlaties tussen de verschillende milieuvariabelen en de assen worden weergegeven (zelfde gegevens als uit de correlatiematrix). De interset-correlatie van een milieuvariabele met een as is in indirecte analyses niet afhankelijk van de samenstelling van de rest van de milieuvariabelenset. Bij directe analyse is dit wel zo.

10. Biplotscores van de milieuvariabelen.

De scores zoals die berekend worden voor monsters en taxa kunnen in een plaatje gezet worden. Het 'bi' in biplot slaat op het gegeven dat de scores van twee verschillende variabelen in één plaatje komen.

De schalen voor de taxa en de monsters zijn niet altijd dezelfde. Dit vormt geen probleem zolang de verhouding tussen de assen hetzelfde is en de nulpunten gelijk liggen. Dit laatste is niet het geval wanneer het gemiddelde van de SPEC AXn niet nul is (bijv. bij nonlineaire herschaling van de assen). Dan moet het nulpunt van het plaatje met de milieuvariabelen samenvallen met het gemiddelde van de SPEC AXn als coördinaten.

In een species-milieuvariabele biplot worden de milieuvariabelen weergegeven met pijlen. De koppen van de pijlen staan op de coördinaten uit PCA, ze ontspringen in de oorsprong.

Als er nu vanuit een monsterpunt een lijn loodrecht op een pijl wordt getrokken, kan uit de plaats waar deze lijn neerkomt afgeleid worden in hoeverre dit taxon in dat monsterpunt voorkomt (of in hoeverre de milieufactor van

belang is in dat monster)⁵. Hoe verder dit raakpunt van de oorsprong in de richting van het taxon (of milieuvariabele) ligt des te meer dit taxon in dat monster voorkomt (des te hoger is de waarde van deze milieu-variabele in dat monster).

Taxa (milieuvariabelen) met lange pijlen kunnen over het algemeen beter verklaard worden dan die met kleine pijlen. Een andere manier om een biplot te interpreteren is het vergelijken van de hoeken tussen de verschillende taxa.⁶ Hoe kleiner de hoek, des te groter is de positieve correlatie. Bij hoeken van ca 90° is er geen correlatie. In biplots kunnen op deze manier ook de relaties tussen monsterpunten, soorten en milieuvariabelen geïnterpreteerd worden.

11. Zwaartepunten van milieuvariabelen in het ordinatiediagram.

Alle nominale milieuvariabelen kunnen ook door een punt weergegeven worden in het diagram. Elk punt representeert een gewogen gemiddelde of zwaartepunt van de desbetreffende variabele berekend uit de monsterscores en de waarde van deze variabele in deze monsters.

CANOCO berekent alleen maar centroïden voor de variabelen waarvan het gemiddelde positief is. Anders wordt de waarde nul gegeven. Voor variabelen waarvan het gemiddelde wel positief is maar waarvan wel negatieve waarnemingen zijn wordt wel een centroïd berekend maar dit is dan een onbeduidend getal.

⁵deze optie wordt gebruikt als er bij de input gekozen is voor "euclidean distance biplot".

⁶Deze optie wordt gebruikt als er bij de input voor "covariance biplot" gekozen is.

Bijlage XXII.: Two Way Indicator Species Analyses (TWINSpan)

Eén van de meest gebruikte divisieve polythetische cluster-technieken is het computer programma Two Way INdicator SPecies ANalyses (TWINSpan). TWINSpan is een programma waarin zowel soorten als monsters worden geclassificeerd. Nadat het programma de monsters met behulp van ordinatie heeft geclassificeerd, gebruikt het deze monsterclassificatie om de soorten te rangschikken volgens hun ecologische voorkeur. In een geordende two-way tabel wordt de relatie tussen de soorten (verticaal) en de monsters (horizontaal) weergegeven (Hill, 1979). Hierdoor ontstaat er een diagonale gradiënt in de tabel die de soorten classificeert volgens hun ecologische voorkeur.

Eén van de basis ideeën achter TWINSpan is dat elke groep van monsterpunten gekarakteriseerd kan worden door een groep van kenmerkende soorten (Jongman et al., 1987). Dit zijn soorten met een kenmerkende voorkeur, zodat hun aanwezigheid gebruikt kan worden om bepaalde milieucondities te herkennen. De basis-activiteit van TWINSpan is het maken van tweedelingen. Het deelt de monsters op in groepen met behulp van herhaalde tweedeling en doet daarna hetzelfde voor de soorten (Hill, 1979).

TWINSpan maakt tweedelingen door ordinaties doormidden te delen. Het maken van een tweedeling doorloopt de volgende stadia:

1. De monsters worden geordineerd om een eerste grove ordening te verkrijgen. Deze primary ordination, wordt gedaan met behulp van correspondentie analyses (zie bijlage XIX).
2. De set monsters wordt in twee delen gesplitst. De gevormde groepen worden respectievelijk de positieve en negatieve zijde van de tweedeling genoemd. (Jongman et al., 1987). Voor de verschillende soorten wordt nu berekend welke zijde van de tweedeling ze prefereren.
3. Er worden nu kenmerkende soorten gedefinieerd voor de beide zijden van deze grove indeling.
4. Met deze kenmerkende soorten als basis vindt de tweede ordening plaats, refined ordination genoemd (Hill, 1979).
5. De refined ordination wordt in tweeën gedeeld op een geschikt punt om de gewenste tweedeling te verkrijgen.
6. Voor grensgevallen wordt als controle de derde ordening gemaakt; de indicator ordination. Deze ordening is gebaseerd op een paar soorten met de hoogste voorkeur. Hiermee wordt gekeken of de tweedeling, vastgelegd door de refined ordination, gereproduceerd kan worden door de indicator ordination. (Hill, 1979)

Omdat het gebruik van kenmerkende soorten kwalitatief is en ook kwantitatieve gegevens zo moeten worden behandeld wordt in TWINSpan gebruik gemaakt van een kwalitatieve equivalent voor soortabundantie, de zogenaamde pseudo-soorten. Elke soortabundantie wordt vervangen door de aanwezigheid van één of meer pseudo-soorten; hoe hoger de abundantie, hoe groter het aantal pseudo-soorten. Elk pseudo-soort is gedefinieerd door een minimum abundantie van de corresponderende soort. (Jongman et al., 1987)

Bijlage XXIII.: Output van TWINSPAN

De output van TWINSPAN bestaat uit een aantal onderdelen. Een beschrijving hiervan wordt hieronder gegeven. (Hill, 1979)

1. Input en omissie gegevens

Het eerste deel van de output betreft de input van de data-matrix en de omissie van monsters. Op de data-matrix na spreekt dit deel van de output voor zichzelf (In Hill (1979) wordt de data-matrix uitgelegd).

2. Input-parameters

De input-parameters worden weergegeven. Na deze inputparameters worden drie belangrijke statistische parameters gegeven:

- a. De lengte van de datareeks na het definiëren van de pseudospecies
- b. Totale aantal soorten en pseudospecies
- c. Aantal soorten, zonder pseudospecies en soorten die niet voorkomen.

Bij grote problemen kunnen deze statistieken relevant zijn bij het bepalen of de soortenclassificatie net zo goed te maken is als de monsterclassificatie.

3. Classificatie van de monsters

Elke groep n wordt gedeeld in groep $2n$ (de "negatieve" groep) en groep $2n + 1$ (de "positieve" groep). Van elke opdeling wordt de volgende informatie gegeven:

- a. Het nummer van de te delen groep en het aantal elementen dat de groep bevat.
- b. Informatie over de "primary ordination", de "indicator ordination" en over de relatie tussen de "refined ordination" en de "indicator ordination". (zie bijlage XXII)
- c. De monsters in de negatieve groep.
- d. De monsters in de negatieve groep, die in de zone van onzekerheid liggen.
- e. De monsters die links in de zone van onzekerheid liggen, maar volgens de indicatorwaarde aan de positieve kant van de tweedeling horen te liggen.
- f. Die pseudospecies en soorten die minstens twee keer zoveel kans hebben om aan de negatieve kant voor te komen.
- g. De punten c, d, e en f zijn ook gegeven voor de positieve groep.

4. Classificatie van de soorten

Omdat de soortenclassificatie met behulp van de monsterclassificatie wordt gemaakt wordt alleen de tweedeling gegeven zonder de bijbehorende informatie.

5. Volgorde van soorten en monsters

De volgorde van de soorten en monsters worden gegeven inclusief de zeldzame soorten.

6. Ordening van de soorten en organismen in een tabel

7. machine readable copy

De output moet worden gelezen door machines. Het geeft een lijst van nummers, namen en klasse van elk monster en elke soort.

	VERTICALE DISTRIBUTIE	INVLOED STROMING	VOEDINGSWIJZE	VERONTREINIGING / DIVERSEN
<i>Pleuronectes flexus</i>	*	*	*	*
<i>Bathyporeia pilosa</i>	leeft ingegraven	Maximaal op randen die regelmatig door stroming verplaatst	deposit feeder	*
<i>Spio filicornis</i>	tot 35 meter diepte	*	suspension/deposit feeder	*
<i>Nephtys cirrosa</i>	tot 35 meter diepte / Noordzee tot 40-45	*	predator	zeer gevoelig voor lage temperaturen
<i>Corophium spec.</i>	*	Gebieden zonder sterke waterbeweging	deposit feeder	*
<i>Crangon crangon</i>	hoogste delen intergetijdenzone tot 150 meter diepte	*	omnivoor/predator	*
<i>Heteromastus filiformis</i>	(zekeer) tot 48 meter diepte	komt voor op droogvallende plaatsen of op plaatsen bezwaaierd onder water	niet selectieve deposit feeder	indicator organische verontreiniging beleid tegen thermische verontreiniging
<i>Eteone longa</i>	hoog in intergetijdengebied tot (zekeer) 20 meter diepte	komt voor op droogvallende of op vermaseerde submaree plaatsen	predator	niet goed bestand tegen verontreiniging groot weerstand tegen lage temp.
<i>Macoma balthica</i>	Hoog-water-niveau tot bodem getijdenlagen / ingegraven	*	deposit feeder (mogelijk SF)	redelijk bestand tegen verontreiniging
<i>Nephtys spec.</i>	tot ± 35 meter diepte	*	predator	zeer gevoelig voor lage temperaturen
<i>Neomysis spec.</i>	tot 25 meter diepte	*	*	*
<i>Nephtys hombergii</i>	tot 33 meter diepte	afwezig als overstromingsplankton kort is	predator	zeer gevoelig voor lage temperaturen
<i>Eumida sanguinea</i>	(zekeer) tot 48 meter diep	*	predator	*
<i>Capitella capitata</i>	tot 28 meter diep	*	deposit feeder	indicator organische verontreiniging sensitiviteit voor verontreinigde zone
<i>Eurydice pulchra</i>	net gebieden HW-lijn tot 15 meter diep waarschijnlijk vrij zwaaierd / ingegraven	golfbeweging nodig om voedings- particelen te behouden	predator/aaneter	*
<i>Haurtorius arenarius</i>	diepere zone / ingegraven	woerkeer voor randen die regelmatig in beweging zijn	suspension feeder	*
<i>Bathyporeia spec.</i>	leeft ingegraven	Maximaal op randen die regel- matig door stroming verplaatst	deposit feeder	*
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	tot 36 meter diepte	*	*	*
<i>Spio martinensis</i>	tot 35 meter diepte	*	suspension/deposit feeder	*
<i>Hydrobia ulvae</i>	aan oppervlakte sediment	gevoelig voor uitspoeling	deposit feeder/grazer	*

Bijlage XXV.: Output van RDA

A. Outputfile

NO. OF ACTIVE SAMPLES: 85
 NO. OF PASSIVE SAMPLES: 0
 NO. OF ACTIVE SPECIES: 19
 TOTAL SUM OF SQUARES IN SPECIES DATA : 863802.20

Iteratierapport

ITERATION REPORT AXIS 1
 RESIDUAL .030235 AT ITERATION 0
 RESIDUAL .000000 AT ITERATION 1
 EIGENVALUE .19144

ITERATION REPORT AXIS 2
 RESIDUAL .001126 AT ITERATION 0
 RESIDUAL .000000 AT ITERATION 1
 EIGENVALUE .01246

ITERATION REPORT AXIS 3
 RESIDUAL .000605 AT ITERATION 0
 RESIDUAL .000004 AT ITERATION 1
 EIGENVALUE .00254

ITERATION REPORT AXIS 4
 RESIDUAL .000558 AT ITERATION 0
 RESIDUAL .000019 AT ITERATION 1
 EIGENVALUE .00169

Correlatiematrix

SPEC AX1	1.0000									
SPEC AX2	.4494	1.0000								
SPEC AX3	.3053	.1802	1.0000							
SPEC AX4	-.0370	.3184	.0165	1.0000						
ENVI AX1	.4635	.0000	.0000	.0001	1.0000					
ENVI AX2	.0000	.4595	.0000	.0000	.0000	1.0000				
ENVI AX3	.0000	.0000	.4184	.0000	.0000	.0000	1.0000			
ENVI AX4	.0000	.0000	.0000	.4335	.0000	.0000	.0000	1.0000		
Cd	-.2230	-.1240	.0448	.0501	-.4811	-.2700	.1071	.1158		
Cl	.0067	-.1261	.1263	-.2795	.0145	-.2744	.3018	-.6449		
Cu	-.1840	-.0192	-.0484	.1710	-.3970	-.0418	-.1157	.3947		
Humus %	-.0091	.0014	-.0858	-.1289	-.0195	.0031	-.2050	-.2974		
NH4	-.1455	.0514	-.2287	.2683	-.3140	.1119	-.5467	.6191		
Zand %	-.1196	-.1064	-.0061	.0638	-.2580	-.2316	-.0146	.1473		
Zn	-.0919	-.1024	.0757	-.0515	-.1981	-.2229	.1810	-.1187		
diepte	.0501	.0349	.1464	.1165	.1080	.0759	.3499	.2687		
med.	.3231	-.2492	-.1202	.1315	.6970	-.5423	-.2873	.3032		
slib %	.0181	.0333	-.0148	.0161	.0391	.0724	-.0353	.0372		

SPEC AX1 SPEC AX2 SPEC AX3 SPEC AX4 ENVI AX1 ENVI AX2 ENVI AX3 ENVI AX4

Correlatiematrix milieufactoren

Cd	1.0000									
Cl	-.1188	1.0000								
Cu	.4840	-.1094	1.0000							
Humus %	.1483	.4864	.0379	1.0000						
NH4	.2589	-.8556	.3194	-.3652	1.0000					
Zand %	-.2114	-.2327	.0326	-.3874	.1969	1.0000				
Zn	.7470	.0234	.2002	.2750	-.0119	-.3946	1.0000			
diepte	-.4439	.2071	-.1508	-.1096	-.1560	.0459	-.2389	1.0000		
med.	-.1111	-.1014	-.0902	-.0202	.0872	-.0592	-.0649	.0766	1.0000	
slib %	.1666	.1990	.1254	.4584	-.1609	-.7526	.2377	-.2218	-.0550	1.0000

Cd Cl Cu Humus % NH4 Zand % Zn diepte med. slab %

Tabel met gemiddelde, standaard deviatie en variance inflation factor (V.I.F.)

VAR	(WEIGHTED) MEAN	STAND. DEV.	INFLATION FACTOR
SPEC AX1	.0000	.9439	
SPEC AX2	.0000	.2429	
SPEC AX3	.0000	.1204	
SPEC AX4	.0000	.0947	
ENVI AX1	.0000	.4375	
ENVI AX2	.0000	.1116	
ENVI AX3	.0000	.0504	
ENVI AX4	.0000	.0411	
Cd	1.1529	.4729	4.4739
Cl	2.2118	.9952	5.7120
Cu	1.0353	.2848	1.6924
Humus %	2.3059	1.1785	1.7699
NH4	1.3647	.5052	5.5973
Zand %	4.3647	1.1463	3.1638
Zn	1.0353	.1845	3.3644
diepte	5.4629	3.1056	1.6258
med.	1.7062	1.0299	1.0745
slib %	1.8706	1.4454	3.1457

Tabel met percentage verklaarde variantie

S	PERC
1	91.6
2	97.5
3	98.7
4	99.5

B. Machine readable copy file

Matrix met soortscores op de eerste vier assen

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
2	HYDR ULVA	61	-2	-822	-96
3	MACO BALT	-3	18	-56	-28
5	ETEO LONG	-3	-64	111	-92
6	HETE FILI	-19	-98	178	-63
9	NEPH HOMB	1	-2	-25	28
13	CORO SPEC	-1	15	-16	17
14	CRAN CRAN	7	-20	-20	-102
15	HAUS AREN	36	47	-80	-274
18	BATH SPEC	906	146	71	4
19	EURY PULC	1	-6	24	10
20	NEOM SPEC	25	-79	-317	31
22	NEPH CIRR	-20	38	83	-135
25	SPIO MART	4	-7	-8	-46
26	GAST SPIN	3	-41	-19	-35
27	CAPI CAPI	-2	-9	3	22
28	SPIO FILI	-65	330	64	-785
29	EUMI SANG	1	-10	2	-21
30	NEPH SPEC	2	-11	-24	4
32	BATH PILO	-133	832	-40	317
Eigenwaarden		.19	.01	.00	.00

Matrix met monsterscores op de eerste vier assen

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	19703769	225	30	22	1
2	19703770	-25	-11	-21	1
3	19703771	-6	-9	2	2
4	19703772	278	37	23	-3
5	19703773	131	14	5	2
6	19703774	-37	-13	2	2
7	19703775	-48	-15	-3	4
8	19703776	-37	-12	-8	2
9	19703777	-38	-13	3	2
10	19703778	-38	-12	2	3
11	19703779	-48	-15	2	2
12	19703780	15	-4	6	4

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
13	19703781	540	80	46	-1
14	19703782	57	3	9	4
15	19703783	47	2	8	0
16	19703784	-17	-9	3	3
17	19703785	198	26	-48	-10
19	19703787	-48	-14	-9	2
20	19703788	236	32	18	-2
22	19703790	-48	-14	1	3
23	19703791	57	3	9	4
24	19703792	-47	-15	-22	2
25	19703793	78	5	7	4
26	19703794	-47	-14	-9	1
27	19703795	120	12	10	4
28	19703796	79	6	-9	1
29	19703797	-47	-14	-18	1
30	19703798	-38	-12	2	3
31	19703799	113	10	-43	-4
32	19703800	67	5	1	1
33	19703801	186	24	-20	-3
35	19703803	-48	-14	-9	2
36	19703804	-48	-15	3	3
37	19703805	-26	-12	-1	4
41	19703809	-38	-12	2	3
42	19703810	57	3	9	4
43	19703811	88	8	12	4
44	19703812	-35	-13	-27	-2
45	19703813	-16	-9	-16	1
46	19703814	-17	-9	3	3
47	19703815	16	-3	-5	-1
48	19703816	36	-1	-2	3
49	19703817	36	-1	8	4
52	19727232	-48	-15	2	2
53	19727233	-47	-15	-4	0
54	19727234	-28	-7	3	-6
55	19727235	-49	-10	1	-9
56	19727236	-49	-19	9	0
57	19727237	-49	-17	7	1
58	19727238	-48	-16	-7	4
60	19727240	-48	-15	2	2
62	19727242	6	-4	2	-6
63	19727243	-6	-7	3	0
64	19727244	-49	-16	5	2
65	19727245	-48	-15	1	3
66	19727246	-38	-12	2	3
67	19727247	-26	-11	-16	-7
68	19727248	-48	-15	-11	-5
69	19727249	-38	-13	4	3
70	19727250	-48	-15	3	3
73	19727253	-5	-6	2	-3
74	19727254	-38	-12	2	3
75	19727255	-7	-4	5	-6
76	19738327	-49	-10	2	-7
78	19738329	-51	6	0	11
79	19738330	-50	-6	2	-16
80	19738331	-48	-14	2	2
81	19738332	-50	-6	3	-15
82	19738333	-51	6	0	11
83	19738334	-50	-7	4	-19
84	19738335	-60	54	3	-27
85	19738336	-50	-11	8	-12
86	19738337	-50	-6	3	-15
87	19738338	-48	-15	3	3
88	19738339	-49	-12	6	-7
89	19738340	-56	30	3	-22
90	19738341	-50	-2	2	-27
91	19738342	-49	-10	2	-6
92	19738343	-49	-4	0	4
93	19738344	-53	15	0	14
94	19738345	-75	148	-4	42

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
96	19738347	-61	63	-3	33
97	19738348	-53	15	-1	14
99	19738350	-48	-14	0	3
100	19738351	-53	13	2	-8

Matrix met regressie en canonische coëfficiënten

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-177	-37	48	26
2	Cl	-372	-126	-45	-42
4	Cu	53	32	-3	9
5	Humus %	15	44	-19	2
6	NH4	-429	-63	-78	-16
9	Zand %	-241	-112	10	16
10	Zn	-25	-46	-12	-17
11	diepte	-57	3	34	30
12	med.	271	-82	-10	12
13	slib %	-135	-72	13	25

Matrix met T-waarden

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-86	-69	178	124
2	Cl	-160	-210	-148	-179
4	Cu	42	100	-21	73
5	Humus %	11	131	-114	13
6	NH4	-186	-105	-260	-67
9	Zand %	-140	-251	44	93
10	Zn	-14	-99	-53	-95
11	diepte	-46	8	207	239
12	med.	269	-315	-73	119
13	slib %	-78	-163	59	142

Interset correlaties van milieuvariabelen met de assen

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-223	-124	45	50
2	Cl	7	-126	126	-280
4	Cu	-184	-19	-48	171
5	Humus %	-9	1	-86	-129
6	NH4	-146	51	-229	268
9	Zand %	-120	-106	-6	64
10	Zn	-92	-102	76	-51
11	diepte	50	35	146	116
12	med.	323	-249	-120	132
13	slib %	18	33	-15	16

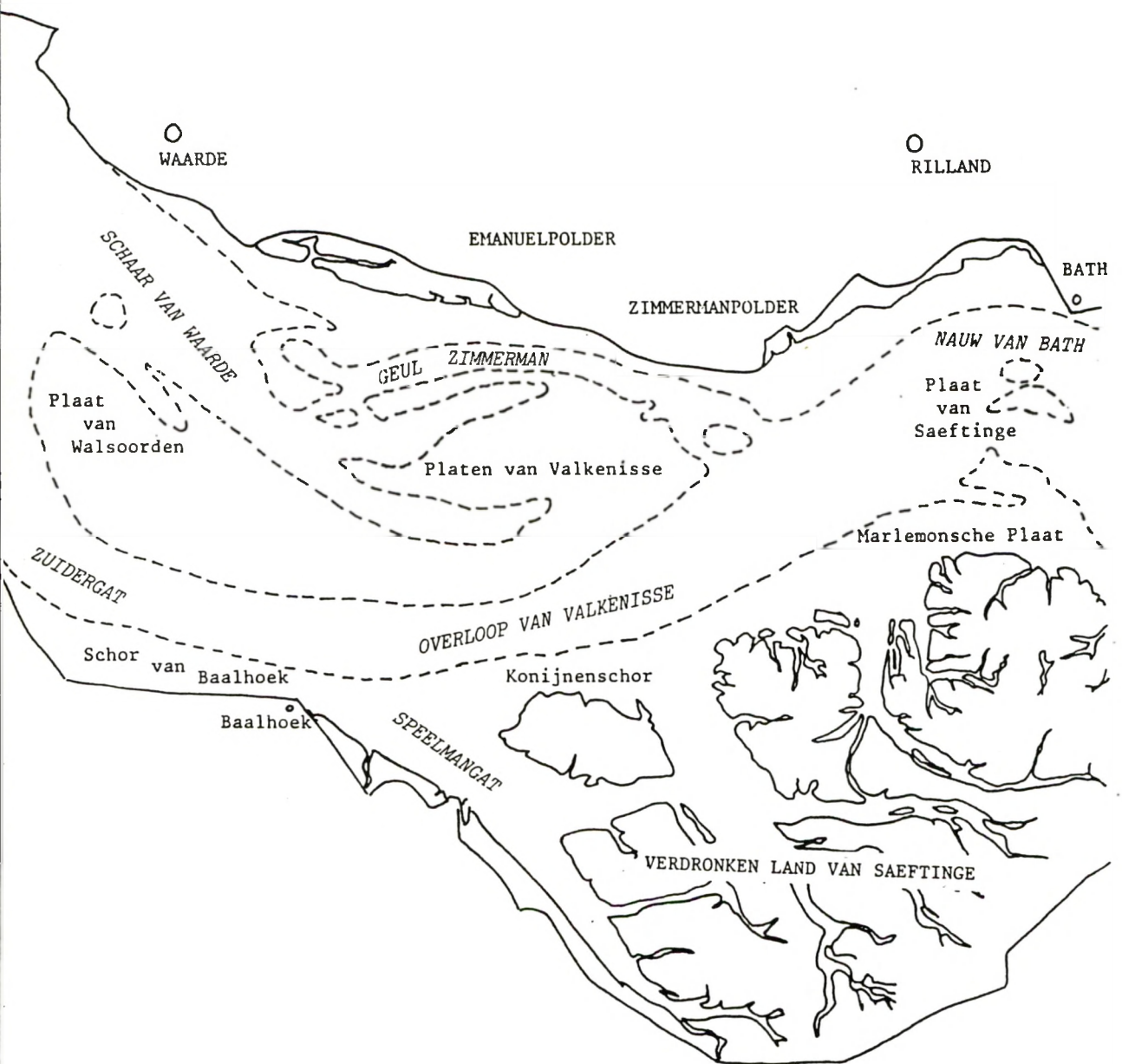
Biplot scores van de milieuvariabelen

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-211	-30	5	5
2	Cl	6	-31	15	-26
4	Cu	-174	-5	-6	16
5	Humus %	-9	0	-10	-12
6	NH4	-137	12	-28	25
9	Zand %	-113	-26	-1	6
10	Zn	-87	-25	9	-5
11	diepte	47	8	18	11
12	med.	305	-61	-14	12
13	slib %	17	8	-2	2

Zwaartepunten van de milieuv variabelen in het ordinatiediagram

N	NAME	AX1	AX2	AX3	AX4
1	Cd	-86	-12	2	2
2	Cl	3	-14	7	-12
4	Cu	-48	-1	-2	4
5	Humus %	-4	0	-5	-6
6	NH4	-51	5	-10	9
9	Zand %	-30	-7	0	2
10	Zn	-15	-4	2	-1
11	diepte	27	5	10	6
12	med.	184	-37	-9	8
13	slib %	13	6	-1	1

GEN



--- = om. gebied tot
geen lang langzaam

Biilage XXVI.: Overzichtskaart van het oostelijk deel van de Westerschelde

