

ECOLOGISCHE IMPACT VAN BAGGERSPECIELOSSINGEN VOOR DE BELGISCHE KUST



VOLUME I : TEKST



Ministerie van Volksgezondheid en
Leefmilieu - Beheerseenheid van het
Mathematisch Model van de Noordzee
en het Scheldeëstuarium (IHE-BMM).



Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Administratie Waterinfrastructuur
en Zeewezen.

Deze brochure (2 delen) is te verkrijgen door storting van 1000 Fr. op het rekeningnummer 091-2206042-97 van de Dienst der Kusthavens te Oostende, met vermelding van 'Ecologische Impactstudie'.

De conceptversie van het rapport "Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust", die in april 1990 werd gepubliceerd, had de verdienste om voor de eerste maal een algemeen overzicht te bieden van alle aspecten van de baggerwerken in de Noordzee.

Dit document werd op ruime schaal verspreid en vond weerklank in alle bij de problematiek betrokken middens. Getuige hiervan vormen de vele opbouwende reacties vanuit de universitaire wereld, de wetenschappelijke instellingen en de verschillende niveaus van de overheid in België en Nederland.

Deze succesvolle consultatieronde was voor de betrokken administraties de motivatie om de tekst op vele plaatsen aan te vullen en te verbeteren.

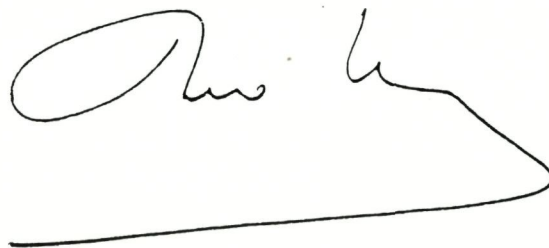
De versie 1993 van het rapport is op twee manieren de uitdrukking van het beleid dat het Vlaamse Gewest voorstaat.

Vooreerst ligt er een nauwe en voorbeeldige samenwerking aan ten grondslag van alle regionale en nationale instanties die bij de baggerspecielossingen in zee betrokken zijn, zodat het de uitdrukking is van de zin voor coördinatie die ook op dit vlak meer dan nodig is.

Vervolgens kwam het tot stand in een interactie met de belangstellenden, waardoor het volledig kadert in de noodzakelijke openheid van bestuur.

Dit rapport is evenwel geen eindpunt. Ik neem mij voor het te actualiseren telkens wanneer dit nodig mocht blijken. Op die manier kan het publiek geïnformeerd blijven over de nieuwe ontwikkelingen en het groeiend inzicht in de veelvuldige processen die zich in het mariene milieu afspelen.

De studie van de baggerwerken in de Noordzee en de ecologische aspecten ervan wordt voortgezet. Regelmatig zullen aanvullende rapporten gepubliceerd worden, zodat het ruime publiek geïnformeerd blijft over nieuwe ontwikkelingen en over het groeiend inzicht in de veelvuldige processen, die zich in het mariene milieu afspelen.

A handwritten signature in black ink, consisting of a large, stylized 'T' followed by a series of loops and a long horizontal stroke at the bottom.

*Theo KELCHTERMANS
Gemeenschapsminister van Openbare Werken,
Ruimtelijke Ordening en Binnenlandse
Aangelegenheden*

Het onderhavig rapport is de voltooiing van een evaluatieproces inzake de ecologische effecten van de baggerspecielossingen in de Noordzee.

Dit proces is in meerdere opzichten belangrijk geweest: door de kwantiteit en kwaliteit van de gegevens en andere wetenschappelijke inlichtingen die werden verzameld en eerlijk geïnterpreteerd, door de gelegenheid die werd aangegrepen om een uitstekende samenwerking tot stand te brengen tussen de Staat en het Vlaamse Gewest, door de bijzondere inspanning die werd ondernomen om een preliminaire versie van dit rapport aan de kritiek van alle betrokken instanties te onderwerpen, door het feit tenslotte dat het België toelaat met kennis van zaken en op constructieve wijze deel te nemen aan de internationale onderhandelingen terzake.

Ik hou eraan dat deze oefening op gezette tijden herhaald zou worden zodanig dat de resultaten van de aan gang zijnde toezichts- en onderzoeksprogramma's in ruime mate toegankelijk worden voor het publiek en het nemen van beslissingen vergemakkelijken, in het bijzonder door beter aan te geven wat nog als aanvaardbaar voor het marien ecosysteem kan beschouwd worden en wat niet.

Blijft dat deze regelmatige stortingen van enorme hoeveelheden baggerspecie één van de vele terugkerende aantastingen vormt van de Noordzee en van haar breekbaar evenwicht. In het huidige stadium wordt alles in het werk gesteld om deze stortingen op verantwoorde wijze te beheren, met eerbiediging van de internationale voorschriften en met het oog op het zo minimaal houden van de milieuschade.

Het betreft hier meer dan lovenswaardige doch onbevredigende inspanningen daar het antwoord op de hamvraag nog ontbreekt : hoe het contaminatieniveau van de baggerspecie op significante wijze naar beneden halen en het uiteindelijke doel van propere sedimenten bereiken ?

Het antwoord ligt in de strikte toepassing van de programma's ter vermindering van de aanvoer van verontreinigende stoffen in het milieu: de programma's in uitvoering, deze die reeds beslist werden en deze die het nog moeten worden!

Hier staat werkelijk iets op het spel dat de persoonlijke belangen dient te overstijgen, dat alle industriële, huishoudelijke en landbouwsectoren aangaat en die beroep doet op alle beleidsniveau's in hun eigen bevoegdheidssfeer, en waarvan de financiële impact noch onderschat noch verzwegen dient te worden.

Maar deze inzet heeft een doel dat wij allen zonder langer dralen wensen te bereiken: een herstel en een verhoogde bescherming van de kwaliteit van de zeeën in het algemeen en van onze Noordzee, in het bijzonder.

A handwritten signature in black ink, consisting of a large, stylized 'L' followed by a series of loops and a long horizontal stroke at the end.

*Laurette ONKELINX
Minister van Leefmilieu.*

De auteurs danken al deze personen/instellingen voor hun bijdrage en de interesse die zij betoond hebben. Onderhavig dokument is de eindversie van de studie waarin zoveel mogelijk rekening wordt gehouden met zowel de opmerkingen, ontvangen ter gelegenheid van deze consultatie, als met de factuele informatie die tijdens die periode werd verworven.

A stylized handwritten signature in black ink, consisting of several vertical strokes and a horizontal base line.

ir. J. STRUBBE
Inspecteur-Generaal AWZ

A handwritten signature in black ink, featuring a large 'G' and 'P' followed by 'ichot' and a horizontal line underneath.

ir. G. PICHOT
Hoofd van de BMM.

De BMM en de AWZ hebben gezamenlijk het rapport, "Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust", opgesteld en het op 14 juni 1990 aan het publiek voorgesteld. Dit conceptrapport werd opengesteld voor commentaar vanwege alle bij de baggerproblematiek betrokken personen en instellingen. Commentaar werd ontvangen van de hiernavolgende personen of instellingen:

*Prof. Dr. ir. J. BERLAMONT
KUL - Laboratorium voor hydraulica.*

*Prof. Dr. G. BILLEN
Université Libre de Bruxelles - Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques.*

*Prof. Dr. G. DE MOOR
Laboratorium voor Fysische Aardrijkskunde.*

*Ir. W. DE NIJS - Ir. R. HUYSENTRUYT
OVAM.*

GEMEENTEBESTUUR Knokke-Heist.

*Dr. M. GROGNARD
Stadslaboratorium Oostende.*

*Prof. F. GULLENTOPS
KUL - Instituut voor Aardwetenschappen, Geomorfologie en Sedimentologie.*

*Dr. ir. E. JASPERS
IZWO.*

*Burgemeester G. MOMMERENCY
Stad Nieuwpoort - Stadsbestuur.*

*Dhr. H.L.F. SAEIJS
Rijkswaterstaat - Directie Zeeland.*

*Ir. Eduard SMETS
Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout - Antwerpen.*

*Ir. J. SMITS - ir. C. CLAEYS
International Marine & Dredging Consultants n.v.*

*Dr. P. VAN ACKER, Stadsecoloog
Stad Brugge - Dienst Milieu-Gezondheid.*

*Dr. N. VANHOVE
GOM West-Vlaanderen.*

*Prof. Dr. R.F. VERHEYDEN - Dr. A. VANDELANNOOTE
Universitaire Instelling Antwerpen.*

*Prof. Dr. ir. R. VERHOEVEN
Universiteit van Gent - Laboratorium voor Hydraulica.*

Dit rapport werd gezamenlijk opgesteld door

de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium (BMM, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie) van het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu

en

de Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen en in het bijzonder de Dienst der Kusthavens van het Departement Leefmilieu en Infrastructuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Medewerkers bij de totstandkoming van het rapport waren :

M. Baeteman, J. De Brabandere, H. De Vlieger, P. De Wolf, S. D'haene, G. Dumon, P. Kerckaert, B. Lauwaert, B. Malherbe, G. Pichot, J. Strubbe, K. van Craenenbroeck, D. Vandenbossche, E. Van den Eede, J. Van Hoof, G. Verreet, F. Wambacq, F. Warnier.

Assistentie werd verleend door de firma's DECLOEDT & ZN., ECCA en HAECON.

Verwijzingen naar dit rapport dienen de volgende referentie te dragen :

Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu - BMM en Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - AWZ, Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust, eindrapport, Brussel maart 1993.

ECOLOGISCHE IMPACT VAN BAGGERSPECIELOSSINGEN VOOR DE BELGISCHE KUST

INHOUDSTAFEL

SAMENVATTING VAN HET RAPPORT

Inhoudstafel	<i>i</i>
Lijst van de gebruikte afkortingen en belangrijke symbolen	<i>v</i>
Lijst van de figuren	<i>vi</i>
Lijst van de tabellen	<i>viii</i>

1. INLEIDING

1.1	Het juridisch en administratief kader van de baggerwerken	1
1.2	De situatie in de overige Verdragsstaten	2
	1.2.1 Verenigd Koninkrijk	
	1.2.2 Nederland	
	1.2.3 Frankrijk	
	1.2.4 Duitse Bondsrepubliek	
	1.2.5 Zweden	
1.3	Derde Noordzeeconferentie	5

2. BAGGERACTIVITEITEN

2.1.	De baggersites	6
2.2	De loswallen	6
2.3	Evolutie van de baggerhoeveelheden	6
2.4	Toekomstperspectieven	14
	2.4.1 Nieuwpoort	
	2.4.2 Oostende	
	2.4.3 Blankenberge	
	2.4.4 Zeebrugge en vaargeulen	
	2.4.5 Loswallen	

3. TECHNIEKEN VAN BAGGEREN EN LOSSEN

3.1	Beschrijving van de baggertuigen	17
	3.1.1 Sleephopperzuigers	
	3.1.2 Steekzuigers	
	3.1.3 Emmerbaggermolens	
	3.1.4 Snijkopzuigers	

3.2	Onderzoek voor de vermindering van de turbiditeit	23
3.3	Selectiecriteria van de baggertuigen	25
3.4	De baggertuigen in de Belgische vaargeulen en kusthavens	26

4. SEDIMENTOLOGIE

4.1	Regionale hydraulica en sedimentologie van het Belgisch Continentaal Plat	29
4.1.1	De stromingen	
4.1.2	Golf- en windwerking, invloed van het Scheldeëstuarium	
4.1.3	Regionale sedimentologie voor de Belgische kust	
4.2	Sedimentologie van de baggersites en loswallen	35
4.2.1	Bodemsamenstelling en sedimenttypes	
4.2.2	Morfologie van de loswallen	

5. SAMENSTELLING VAN DE BODEMSEDIMENTEN IN DE BAGGERZONES

5.1	Monsternamprocedure	37
5.2	Analyseprogramma en methodiek	39
5.2.1	Onderzochte parameters	
5.2.2	Analysetechnieken	
5.3	Bespreking van de resultaten	42
5.3.1	Algemene fysico-chemische karakteristieken	
5.3.2	Nutriënten en bacteriën	
5.3.3	Anorganische verontreinigingen	
5.3.4	Organische verontreinigingen	
5.3.5	Beunmonsters	

6. ECOLOGIE

6.1	Inleiding	55
6.2	Ecosysteembeschrijving voor het BCP	55
6.2.1	Basis van het ecosysteem	
6.2.2	Plankton	
6.2.3	Infauna (meio- en macrobenthos (bodemorganismen))	
6.2.4	Epibenthos en demersale vispopulaties	

7. MILIEU-EFFECTEN

7.1	Fysische milieu-effecten	60
7.1.1	Dispersie	
7.1.2	Turbiditeit	
7.1.3	Bodembedekking	
7.1.4	Wijziging van de bodemsamenstelling	
7.2	Chemische milieu-effecten	64
7.2.1	Polluentgedrag in suspensie	
7.2.2	Polluentgedrag in de afzetting	
7.2.3	Bilan van pollutentransferten door baggerspecielossingen	
7.3	Biologische milieu-effecten	70
7.3.1	Invloed op de primaire produktie	
7.3.2	Verstoring van organismen	
7.3.3	Ecotoxicologische effecten	

8. BEOORDELINGS- EN CLASSIFICATIECRITERIA VOOR BAGGERSPECIE

8.1	Algemeen	77
8.2	Chemische criteria	77
8.3	Biologische criteria	79
8.3.1	Algemeen	
8.3.2	Acute toxiciteit	
8.3.3	Chronische toxiciteit	
8.4	Gemengde criteria	81

9. BELGISCHE BENADERING INZAKE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN DE BAGGERSPECIELOSSINGEN IN ZEE

9.1	Voorlopige impactevaluatie	82
9.2	Verder onderzoek en monitoringsstrategie	82
9.2.1	Verder onderzoek	
9.2.2	Monitoringsprogramma	

9.3	Mogelijkheden tot reductie van de impact van het baggerproces	85
9.3.1	Mogelijkheden tot reductie van de impact tijdens het baggerproces.	
9.3.2	Mogelijkheden tot reductie van de impact tijdens het losproces.	

10. CONCRETE BELEIDSMAATREGELEN

10.1	De ondertekening van een "Samenwerkingsakkoord" tussen de nationale en regionale autoriteiten.	88
10.2	Brongerichte aanpak van de vervuiling op basis van het voorzorgsprincipe	88
10.3	Reeds genomen maatregelen.	90
10.3.1	Moratorium op het lossen van sterk vervuilde specie.	
10.3.2	Pilootproject voor de zuivering van door polyaromatische koolwaterstoffen verontreinigde sedimenten door microbiologische behandeling.	
10.3.3	Aanpak van de organotinhoudende produkten.	
10.3.4	Voortzetting van een nauwgezet monitoringsprogramma van de loswallen.	
10.3.5	De uitvoering van een programma voor verder onderzoek.	
10.3.6	Project "Geuzenhoek" met betrekking tot de mogelijke behandeling van verontreinigde baggerspecie.	
10.4	Concretisering van het Belgisch standpunt	94

11. LITERATUURLIJST 96

Figuren 1 t.e.m. 48

Bijlage 1

LIJST VAN DE GEBRUIKTE AFKORTINGEN EN BELANGRIJKE SYMBOLEN

AWZ	Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen
BCP	Belgisch Continentaal Plat
BMM	Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium - Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu
Br & W	Bruggen en Wegen
CDNB	Centraal Deel van de Nieuwe Buitenhaven (Zeebrugge)
< d.l.	gehalte onder de detectielimiet
d ₅₀	50-percentiel (massa-mediaan)
MOW	Ministerie van Openbare Werken
ppm	'parts per million', gewichtsdelen per miljoen, 10 ⁻⁶
ppb	'parts per billion', gewichtsdelen per miljard, 10 ⁻⁹
P.v.Z.	Pas van Zand (inclusief Ribzand)
WES	Waterways Experiment Station, Vicksburg Mississippi USA

Zie ook : Tabel 15, Lijst van de onderzochte parameters, pagina 40.

LIJST VAN DE FIGUREN

- 1 Schema voor de chemische beoordeling van baggerspecie op basis van de Richtlijnen van de Oslo Commissie
- 2 Het Belgisch Continentaal Plat met aanduiding van de detailkaarten
- 3 De haven van Nieuwpoort
- 4 De haven van Oostende
- 5 De haven van Blankenberge
- 6 De toegangsgeulen naar Zeebrugge en de Westerschelde
- 7 De haven van Zeebrugge
- 8 Sleephopperzuiger en splitsleephopperzuiger (N.V. Baggerwerken Decloedt & Zoon)
- 9 Beladingsdiagram van sleephopperzuiger (MOW - Haecon - eindrapport 1988)
- 10 Turbiditeitswolk (Waterways Experiment Station, Vicksburg USA)
- 11 'Anti-turbiditeitsovervloei' (N.V. Baggerwerken Decloedt & Zoon en I.H.C.)
- 12 Hypothetische voorstelling van het losproces van een sleephopperzuiger (Waterways Experiment Station, Vicksburg USA)
- 13 Steekzuiger (N.V. Baggerwerken Decloedt & Zoon)
- 14 Emmerbaggermolen (N.V. Baggerwerken Decloedt & Zoon)
- 15 Snijkopzuiger (N.V. Baggerwerken Decloedt & Zoon)
- 16 Invloed van de oriëntatie van de spuitmond en de dominante stroomrichting op het opspuiten van slib (Waterways Experiment Station, Vicksburg USA)
- 17 Berekende getijstromingsrozen voor de Belgische kust (BMM)
- 18 In situ metingen sedimenttransport over een tijcyclus (Malherbe, B. Doctoraats-thesis (in prep.))
- 19 In situ metingen sedimenttransport (Malherbe, B. Doctoraats-thesis (in prep.))
- 20 Golfregistraties (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 21 Lithologie Belgische westkust (Ceuleneer en Lauwaert 1987 - verwerking van diverse bronnen)
- 22 Lithologie Belgische oostkust - detail (Ministerie Openbare Werken - Dienst der Kust en N.V. Haecon, 1989)
- 23 Sedimentologisch driehoeksdiagram van de sedimenten van het BCP (MOW - Haecon - eindrapport 1988)
- 24 Verschilkaart De Haan - Breskens 1986-1976 (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens, interne kaart)
- 25 Residuele sedimenttransporten (1976-1978) (Kerckaert, P., Wens, F., De Wolf, P., De Candt, P., De Meyer, Chr., Grobben, A., (1985) Beach Nourishment : A "Soft" Method for Coastal Protection, 26th International Navigation Congress Brussels, 1985).

- 26 Nieuwe situatie in de residuele sedimenttransporten na de uitbouw van de haven van Zeebrugge (vanaf 1986, modelresultaten) (Kerckaert, P., Wens, F., De Wolf, P., De Candt, P., De Meyer, Chr., Grobben, A., (1985) Beach Nourishment : A "Soft" Method for Coastal Protection, 26th International Navigation Congress Brussels, 1985).
- 27 Trilboorkern van de loswal S1 (MOW - Haecon - eindrapport 1988)
- 28 Verschilkaart van de loswallen S1 en S2 (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens, interne kaart)
- 29 Langsprofiel van de loswal S1 (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 30 Evaluatie van de primaire loswalefficiëntie (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 31 Correlatie gehalte stikstof - OC
- 32 Correlatie percentage Al - fractie < 63 micrometer
- 33 Correlatie gehalte Cd - fractie < 63 micrometer
- 34 Correlatie gehalte Hg - fractie < 63 micrometer
- 35 Correlatie gehalte Cu - fractie < 63micrometer
- 36 Correlatie gehalte Cu (genormaliseerd naar Al) -fractie < 63 micrometer
- 37 Correlatie gehalte Pb - fractie < 63 micrometer
- 38 Correlatie gehalte Zn - fractie < 63 micrometer
- 39 Correlatie gehalte TBT - OC
- 40 Correlatie gehalte PAK - OC
- 41 Eerste trofisch niveau van het ecosysteem
- 42 Schematische afbakening van zones voor de Belgische kust
- 43 Recirculatie-tracerproef van stortverliezen : momentopnamen (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 44 Tijdsevolutie van de gedetecteerde traceractiviteit (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 45 Verspreiding van baggerspecie als een densiteitsstroming (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 46 Verspreiding van gestorte specie over de bodem van de loswal S1 (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens)
- 47 Verschilkaart van de loswal Zeebrugge Oost (Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen - Dienst der Kusthavens, interne kaart)
- 48 De verdeling van metalen (M) tussen de verschillende compartimenten

LIJST VAN DE TABELLEN

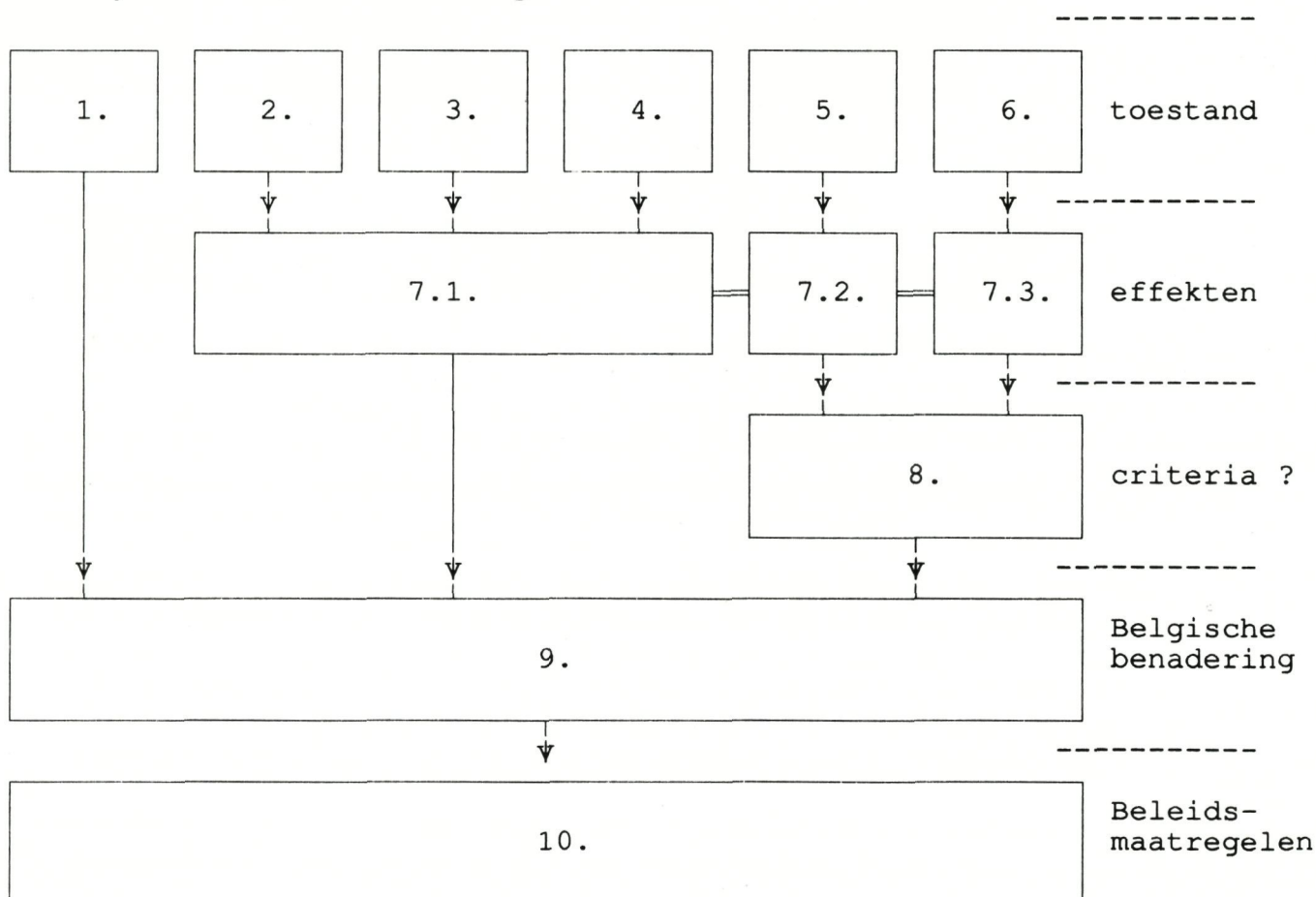
- 1 Overzicht van de baggerzones in de vaargeulen
- 2 Overzicht van de baggerzones in de havens
- 3 Overzicht van de loswallen voor specie uit de vaargeulen en de havens van Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge
- 4 Overzicht van de loswallen uit de vaargeulen naar Zeebrugge en de Westerschelde, en de haven van Zeebrugge
- 5 Overzicht van de gebaggerde hoeveelheden
- 6 Overzicht van de geloste hoeveelheden voor de vaargeulen naar Zeebrugge en de Westerschelde, en de haven van Zeebrugge
- 7 Overzicht van de geloste hoeveelheden voor de vaargeulen en havens van Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge
- 8 Relatieve turbiditeitsgraad veroorzaakt door verschillende 'standaard' baggertuigen
- 9 Toepassing van de gangbare baggertuigen
- 10 Overzicht van de ingezette baggerschepen
- 11 De ingezette baggerschepen : sleeppopperzuigers
- 12 De ingezette baggerschepen : overige tuigen
- 13 Resultaten van het granulometrisch onderzoek van de bodemonsters in baggerzones en BCP
- 14 Aantal stalen per onderzochte zone
- 15 Lijst van de onderzochte parameters
- 16 Overzicht van de algemene fysico-chemische karakteristieken
- 17 Overzicht van de bepaalde gehalten aan nutriënten en bacteriën
- 18 Overzicht van de gemiddelde relatieve waarden van nutriënten
- 19 Overzicht van de gemiddelde waarden van anorganische componenten
- 20 Overzicht van de gemiddelde gehalten aan metalen, genormaliseerd naar aluminium
- 21 Het voorkomen van metalen in de onderzochte sedimenten
- 22 Overzicht van de gemiddelde waarden van organische polluenten
- 23 Organische microverontreinigingen genormaliseerd naar het organisch koolstofgehalte.
- 24 Overzicht van de gemiddelde waarden aan organische polluenten in de verschillende havens
- 25 Overzicht van de gemiddelde waarden aan organische polluenten in de havens, genormaliseerd naar het organisch koolstofgehalte (TOC)
- 26 Overzicht van de gehalten aan polluenten in de beunmonsters en vergelijking met de gehalten in de zone van herkomst
- 27 Relatieve mobilisatie van elementen (ionen) in sediment als functie van de Eh en de pH
- 28 Vrachtberekening voor kwik en cadmium
- 29 Correctiemethodes voor fijne fractie-gehalten in sediment

STRUCTUUR VAN HET RAPPORT

Het rapport bestaat uit de volgende hoofdstukken :

1. **INLEIDING**
2. **BAGGERACTIVITEITEN**
3. **TECHNIEKEN VAN BAGGEREN EN LOSSEN**
4. **SEDIMENTOLOGIE**
5. **SAMENSTELLING VAN DE BODEMSEDIMENTEN IN DE BAGGERZONES**
6. **ECOLOGIE**
7. **MILIEU-EFFECTEN**
 - 7.1. *Fysische milieu-effecten*
 - 7.2. *Chemische milieu-effecten*
 - 7.3. *Biologische milieu-effecten*
8. **BEOORDELINGS- EN CLASSIFICATIECRITERIA VOOR BAGGERSPECIE**
9. **BELGISCHE BENADERING INZAKE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN DE BAGGERSPECIELOSSINGEN IN ZEE**
10. **CONCRETE BELEIDSMAATREGELEN**

Deze hoofdstukken vormen samen de volgende structuur :



SAMENVATTING VAN HET RAPPORT

1. INLEIDING

1.1 Het juridisch en administratief kader van de baggerwerken

Bij het lossen van baggerspecie in zee moeten de mogelijke milieueffecten speciale aandacht krijgen. Het Verdrag van Oslo dat door België werd onderschreven, vormt het internationale kader waarin deze leefmilieu-aspecten worden beheerd. De specifieke Richtlijnen van de Oslo Commissie inzake de lossingen van baggerspecie moeten door België worden toegepast én verder uitgewerkt voor onze situatie.

1.2 De situatie in de overige Verdragsstaten van het Verdrag van Oslo

Op het internationale toneel wordt er vastgesteld dat de meeste landen moeilijkheden ondervinden bij het toepassen van de Richtlijnen. De problemen stellen zich vooral op de volgende terreinen :

- het gebrek aan onderling vergelijkbare gegevens over achter-grondsconcentraties;
- het gebrek aan gegevens over de inbreng van polluenten door de baggeroperaties in de mariene wateren;
- de moeilijkheid om eenvormige en precieze normen vast te leggen vanwege de grote diversiteit aan geologische en geografische randvoorwaarden.

Tijdens de diverse sessies van het internationale symposium over de "Milieuaspecten gebonden aan baggeractiviteiten" dat plaats had te Nantes in november 1989, werd dit bevestigd.

In deze omstandigheden opteert de meerderheid van de Verdragsluitende landen dan ook voor een effectgerichte aanpak.

1.3 Derde Noordzeeconferentie

Tijdens de derde Internationale Ministersconferentie over de bescherming van de Noordzee (Den Haag, maart 1990) werd de baggerproblematiek eveneens grondig behandeld. In de slotverklaring wordt de Oslo Commissie verzocht haar herziening van de Richtlijnen voor het storten van baggermateriaal tegen 1991 te vervolledigen in het licht van recente wetenschappelijke informatie.

In dit verband dient de Oslo Commissie eveneens verdergaande maatregelen voor de controle van de toevoer van polluenten ten gevolge van de storting van door menselijk toedoen vervuild baggermateriaal te onderzoeken en te overwegen een leefmilieu beoordelingsprocedure in te stellen, die rekening moet houden met alternatieven op het land, regionaal gedefinieerde milieukwaliteitscriteria en dispersiekenmerken.

2. **BAGGERACTIVITEITEN**

2.1 De baggersites

De baggersites worden onderverdeeld in havens en vaargeulen.

Onderstaande tabel geeft een globaal overzicht tussen 1975 en 1989 van de gebaggerde hoeveelheden (in m³)

Werkjaren (van 01/04 tot 31/03)	Havens (Nieuwpoort - Oostende Blankenberge - Zeebrugge) (m ³ gebaggerd)	Toegangsgeulen tot deze havens en tot de Wester- schelde (m ³ gebaggerd)
1975 - 1976	4.600.000	19.800.000
1976 - 1977	5.100.000	21.900.000
1977 - 1978	5.000.000	20.800.000
1978 - 1979	5.900.000	21.400.000
1979 - 1980	4.700.000	25.800.000
1980 - 1981	5.100.000	38.400.000
1981 - 1982	4.800.000	47.700.000
1982 - 1983	5.100.000	42.700.000
1983 - 1984	5.300.000	30.000.000
1984 - 1985	7.500.000	18.000.000
1985 - 1986	7.800.000	20.500.000
1986 - 1987	4.800.000	32.200.000
1987 - 1988	6.900.000	26.100.000
1988 - 1989	5.800.000	19.200.000

Er wordt in de tabel hierboven geen onderscheid gemaakt tussen onderhouds- en verdiepingsbaggerwerk. Voor de havens van Nieuwpoort, Blankenberge en Oostende betreft het uitsluitend onderhoudsbaggerwerk. De hoge getallen (voornamelijk in de rechtse kolom) moeten toegeschreven worden aan de uitbouw van de haven van Zeebrugge en de verdiepingen van de vaargeulen.

Het laatste decennium zijn de totale jaarlijkse hoeveelheden gebaggerd sediment gedaald van circa 50 miljoen m³ in de periode 1980-1983 (uitbouw haven Zeebrugge) over 35 miljoen m³ in 1985-1988 (verdieping van de vaargeulen) tot thans circa 25 miljoen m³ (onderhoud van de gerealiseerde diepten). Het merendeel van dit baggerwerk is nu gesitueerd in en rond Zeebrugge en in de mariene vaargeulen naar de Westerschelde (22 miljoen m³), terwijl slechts circa 3 miljoen m³ gebaggerd wordt ten behoeve van de kleinere havens Oostende, Nieuwpoort en Blankenberge.

2.2 De loswallen

In het verleden werden de thans gebruikte loswallen gekozen op basis van de volgende selectiecriteria:

- economische vaarafstand voor het type zuiger op die plaats aangewend;

- voldoende afstand van de baggersite om recirculatie van losverliezen tot een strikt minimum te beperken.

Een gedeelte van de mariene baggerspecie wordt gebruikt als grondstof voor de strand- en vooroevervoeding.

Voor de kleine havens zijn de loswallen in het laatste decennium niet veranderd en zij ontvangen jaarlijks een ongeveer constant blijvende hoeveelheid baggerspecie. Voor Zeebrugge en de vaargeulen is de situatie grondig gewijzigd in vergelijking met 1980 :

- tot 1984 ging 90 % van de specie naar de loswal S1;
- van 1984 tot 1986 verminderde de totale hoeveelheid gebaggerde specie die naar de loswal S1 ging tot zo'n 60 %. Andere loswallen in gebruik zijn de S2 en Zeebrugge oost;
- vanaf 1986 merkt men een verdere verlaging van het aandeel van de S1 loswal tot zo'n 47 % door een intensiever gebruik van de overige loswallen.

2.3 Evolutie van de baggerhoeveelheden

De totale gebaggerde hoeveelheid blijft constant voor de kleinere havens, en daalt globaal voor de haven van Zeebrugge, voornamelijk ten gevolge van de toepassing van de resultaten uit de studie 'Optimalisatie Baggerwerken'.

2.4 Toekomstperspectieven

Men moet een onderscheid maken tussen onderhoudsbaggerwerk en aanlegbaggerwerk. De getallen die hierna worden vermeld, zijn indicatief. Onderhoudsbaggerwerk is immers onder meer afhankelijk van meteorologische en hydrodynamische omstandigheden.

Men voorziet voor de nabije toekomst per baggersite de volgende werkzaamheden:

- in *Nieuwpoort* zal vermoedelijk uitsluitend onderhoudsbaggerwerk worden uitgevoerd; in de haven jaarlijks ongeveer 440.000 m³ tot 650.000 m³ (in situ), afhankelijk van het al dan niet onderhouden van de Oude Vlotkom en de jachthaven Novus Portus, en in de toegangsgeul circa 65.000 m³ tot 80.000 m³ (in beun);
- in de toegangsgeul en de haven van *Oostende* wordt het nodige onderhoudsbaggerwerk jaarlijks op ongeveer 1.950.000 m³ geschat (gemeten in beun). Bij de uitvoering van het Renovatieplan, zou 2.800.000 m³ aanlegbaggerwerk moeten verwezenlijkt worden (gemeten in situ);
- in *Blankenberge* zal het werk vermoedelijk eveneens beperkt blijven tot onderhoudsbaggerwerk. Afhankelijk van het al dan niet onderhouden van de nieuwe jachthaven zal in de haven jaarlijks ca. 65.000 m³ tot 110.000 m³ baggerspecie (gemeten in situ) worden verwijderd;
- in de toegangsgeulen naar de *Westerschelde* en naar de haven van *Zeebrugge* (én in de haven zelf) wordt verwacht dat het onderhoudsbaggerwerk zal beperkt blijven tot 21.000.000 m³, vooral dankzij de toepassing van de resultaten van de optimalisatie-

studie (voorwaardelijke schatting, basisdensiteit $1,6 \text{ t/m}^3$). Toekomstig aanlegbaggerwerk wordt voorzien in de vaargeulen naar de Westerschelde en in de Pas van het Zand/Ribzand; daarbij zou ongeveer $44.450.000 \text{ m}^3$ specie (basisdensiteit $1,6 \text{ t/m}^3$) moeten verwijderd worden.

3. TECHNIEKEN VAN BAGGEREN EN LOSSEN

3.1 Beschrijving van de baggertuigen

Er zijn op dit ogenblik vier types van baggerschepen in gebruik, met verschillende turbiditeitsverhoging op de baggersite :

- sleephopperzuigers : afhankelijk van de gebruikte sleepkoppen en van de overvloed;
- steekzuigers : afhankelijk van de overvloed en van het gebruik van waterjets op de zuigmond;
- emmerbaggermolens : afhankelijk van de verliezen tijdens de opname en het transport van de emmers;
- snijkopzuiger : afhankelijk van de gebruikte snijkop.

Voor sleephopperzuigers, steekzuigers en emmerbaggermolens zijn de lostechnieken vergelijkbaar : de specie wordt gelost via de bodem van het schip. Het sediment gebaggerd met een snijkopzuiger wordt via een persleiding opgespoten onder de laagste laagwaterlijn.

3.2 Onderzoek voor de vermindering van de turbiditeit

De bronnen van turbiditeit verschillen met het gebruikte type baggertuig. Onderzoek heeft reeds geleid tot aanmerkelijke verbeteringen. Over het algemeen wordt de nadruk gelegd op de optimalisatie van het baggerproces, de monitoring, het verhogen van de densiteit van de opgebaggerde specie, de ontwikkeling van uiterst nauwkeurige plaatsbepalingssystemen en het verhogen van de produktiviteit van iedere baggereenheid. Verder werden aan boord pompregelsystemen en anti-turbiditeitsovervloeikokers geïnstalleerd. Andere mogelijkheden, die eveneens belangrijke investeringen zullen vergen, worden overwogen.

3.3 Selectiecriteria van de baggertuigen

Het gebruik van een bepaalde baggertechniek is afhankelijk van de plaats, de hydrodynamische en meteorologische omstandigheden en de aard van het te baggeren sediment. De evaluatie gebeurt op basis van economische en technische criteria. Het spreekt vanzelf dat alle verbeteringen die reeds werden aangebracht om de turbiditeit te verminderen ook aan het milieu ten goede komen.

3.4 De baggertuigen in de Belgische vaargeulen en kusthavens

De tendenzen naar de toekomst zijn :

- het werken met een 'grote' sleepzuiger (type 10.000 m^3) in de 'grote' vaargeulen;
- het inzetten van de sleepzuigers van het type 2.000 m^3 in de 'kleine' vaargeulen en de Zeebrugse voorhaven;

- het inzetten van het middelgrote type sleepzuiger (5.000 m³) in de buitenhaven van Zeebrugge, dat hiervoor het best geschikt is;
- in de kleinere kusthavens verder werken met emmerbaggermolens en snijkopzuigers.

4. SEDIMENTOLOGIE

4.1 Regionale hydraulica en sedimentologie van het Belgisch Continentaal Plat (BCP)

Het Belgisch Continentaal Plat is gekenmerkt door vrij sterke tijdstromingen, dominerende zuidwesten- en westenwinden, korte bodemvoelende golven en een geringe waterdiepte (tot 35 meter). In de zone die moet gebaggerd worden, bedraagt de diepte maximaal 15 meter. De bodemsamenstelling varieert van fijn tot middelgrof zand ver uit de kust tot slibrijke sedimenten in de kuststrook. De morfologie van het gebied is gekenmerkt door de voordelta van het Scheldeëstuarium, zand- en slibplaten, tijeulen en zandbanken.

Het gebied is verder ook gekenmerkt door de aanwezigheid van een marien turbiditeitsmaximum dat tevens het bestaan van de slibvelden voor de Belgische kust verklaart. Men stelt niet alleen vrij hoge sedimenttransporten vast, maar ook een beperkte uitwisseling van sediment met de rest van de Noordzee of de Westerschelde.

De huidige bagger- en loswerkzaamheden veroorzaken sedimentverplaatsingen die groot zijn in vergelijking met de natuurlijke processen.

4.2 Sedimentologie van baggersites en loswallen

De bodemsamenstelling ter plaatse van de loswallen is meestal gekenmerkt door fijn tot middelgrof zand. Opvallend is de vrij hoge proportie van zandige sedimenten ondanks het feit dat op de meeste van deze loswallen specie wordt gelost met een vrij hoog slibgehalte.

De morfologie van de loswallen wordt regelmatig opgemeten met behulp van peilingen. De morfologische evolutie van de bodem van de loswal wordt opgevolgd door de opstelling van verschilkaarten en langsprofielen. Vooral de loswal S1 vertoont beduidende bodemverhogingen die in verband moeten worden gebracht met de loswerkzaamheden.

5. SAMENSTELLING VAN DE BODEMSEDIMENTEN IN DE BAGGERZONES

5.1 Monsternamprocedure

In de baggerzones van de Belgische kust werden, ter controle van de kwaliteit van de baggerspecie, in het najaar van 1989 77 bodemstalen genomen in de baggerzones, en 3 monsters uit het beun van een sleepopperzuiger. Ter vergelijking werden 10 bodemstalen genomen op het Belgisch Continentaal Plat en 3 referentiestalen (2 kleimonsters en een historisch slibmonster).

Met het oog op het verkrijgen van resultaten die representatief zijn voor een welbepaalde zone, werd bij de bepaling van het aantal monsters en bij de plaatsbepaling van de monsternamapunten rekening gehouden met de grootte van het gebied, de gebaggerde hoeveelheden en de te verwachten variabiliteit in de horizontale distributie van de contaminanten. De hoofdstukken van de Richtlijnen van het Verdrag van Oslo die betrekking

hebben op de chemische karakterisatie werden ook strikt gevolgd. Om de in 1989 vastgestelde pollutie nader te omschrijven werd in de loop van 1990 een aanvullende monsternamen uitvoerd in de toegangsgeul naar de oude zeesluis, het Tijdok en de vissershaven van Zeebrugge.

5.2 Analyseprogramma en methodiek

De stalen werden onderzocht naar hun algemene fysico-chemische karakteristieken, en hun concentratie aan anorganische en organische contaminanten. Hiervoor werd onder meer beroep gedaan op de lijsten van stoffen die prioritaire aandacht vereisen in het kader van het Verdrag van Oslo (Bijlage I, 'zwarte lijst' en Bijlage II, 'grijze lijst') en de Richtlijnen.

Er werd zoveel mogelijk gebruik gemaakt van analyseprocedures in overeenstemming met de voorschriften voor de analyse van sedimenten in de context van het gemeenschappelijk monitoringsprogramma van de Oslo en Parijs Conventies (Joint Monitoring Programma - JMP).

5.3 Bespreking van de resultaten

5.3.1 Alle monsters uit de baggerzones zijn sterk anoxisch.

5.3.2 De havenmonsters onderscheiden zich van de stalen uit de mariene vaargeulen door :

- een hoger gehalte aan fijne fractie;
- een tweemaal hoger gehalte aan organisch materiaal;
- 50 % meer anorganische stikstof (nutriënt).

De stalen van het BCP zijn bijna zuiver zand.

Hoewel de hoogste gehalten aan fecale coliformen in de havenmonsters werden gevonden, zijn de gemiddelden in de havens en de vaargeulen van eenzelfde grootte-orde. Er werden tussen de havens onderling geen significante verschillen vastgesteld voor deze parameters.

5.3.3 Het gehalte aan zware metalen ligt in de havenmonsters hoger dan in de mariene monsters; de stalen van het BCP hebben lage tot zeer lage gehalten. De concentraties in de referentiestalen zijn meestal van dezelfde grootte-orde als in de bodemstalen van de mariene vaargeulen. Dit is te begrijpen, omdat zware metalen gebonden zijn aan de fijne fractie (slib). Door normalisatie naar aluminium maakt men de getallen vergelijkbaar, en kan een raming worden gemaakt van de aanrijking in de havens ten opzichte van de mariene vaargeulen. Kwik is gemiddeld 70 % aangerijkt, cadmium 30 %. Deze beide metalen werden niet aangetroffen in BCP-stalen. In de referentiestalen is het cadmiumgehalte ongeveer de helft van dit in de stalen van de mariene vaargeulen. Kwik komt in de tertiaire klei voor in ongeveer dezelfde concentraties als in de vaargeulmonsters.

Als voorbeeld van een lijst II-stof geldt voor lood dat de Richtlijnen 'significante hoeveelheden' definiëren als 0,05 % (of 500 ppm). De gehalten in baggerspecie liggen 10 tot 100 maal lager.

5.3.4 Er werden 5 groepen van organische verbindingen geanalyseerd : tributyltin (TBT), polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's), polychloorbifenylen (PCB's), organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's) en purgeerbare organische stoffen.

Organochloorbestrijdingsmiddelen werden slechts in een beperkt aantal monsters en in lage concentraties (van de orde van enkele ppb), teruggevonden.

In tegenstelling hiermee zijn er voor de andere organische verbindingen grote verschillen vast te stellen tussen de diverse havens, en zelfs binnen één bepaalde haven kunnen grote verschillen optreden.

- TBT : wordt, op één staal na, enkel in de havens teruggevonden en dan nog voornamelijk in de jacht- en vissershavens. De gemiddelden in de verschillende havens variëren tussen 15 en 40 ppb. De hoogste concentraties werden teruggevonden in de bovenste sliblaag in het Tijdok en de toegangsgeul naar de oude zeesluis te Zeebrugge (ongeveer 300 ppb). Op één uitzondering na, worden op 1 meter diepte geen TBT-gehalten gevonden die hoger zijn dan in de bovenste sedimenten in de andere havens.
- PAK's : worden in alle monsters teruggevonden, ook in deze van het BCP. PAK's zijn gecorreleerd met de organische fractie. Na normalisatie naar het organisch koolstofgehalte blijken de havens van Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge geen tot minder dan 50 % aanrijking te vertonen. De veel hogere concentraties in de sedimenten van de toegangsgeul naar de oude zeesluis, van het Tijdok en in mindere mate van de vissershaven van Zeebrugge, vormen een uitzondering op dit globaal beeld. Tijdens het daar uitgevoerde detailonderzoek werd in de bovenste sliblaag van de toegangsgeul naar de oude zeesluis gemiddeld 210.000 ppb gevonden, hetgeen een faktor 100 meer is dan in de rest van de Zeebrugse haven. In het Tijdok en in de vissershaven zijn de PAK-gehalten in de bovenste sliblaag resp. ongeveer 60.000 en 7.000 ppb. Op 1,5 meter diepte in de waterbodem varieert het PAK-gehalte tussen 2 en 800 ppb. Eén punt in het Tijdok vormt een uitzondering, waar de sliblaag dikker is, en er 12.000 ppb werd teruggevonden.
- PCB's : zijn lipofiel en zoals PAK's te correleren met de organische fractie. Bij normalisatie naar het gehalte aan organisch koolstof werd geen aanrijkingen in de havens vastgesteld ten opzichte van het mariene milieu (niet genormaliseerd : gemiddeld 5 tot 25 ppb).
- Purgeerbare organische stoffen : worden in alle havens teruggevonden. In de toegangsgeul naar de oude zeesluis en het ernaast gelegen Tijdok te Zeebrugge werden de hoogste concentraties gevonden (> 1 ppm). Dit sluit aan bij de vaststellingen omtrent het verhoogd PAK-gehalte in deze zone.

5.3.5 Op basis van de analyseresultaten van de beunmonsters kan men besluiten dat tijdens het baggerproces een gedeelte van de fijne fractie wordt uitgespoeld. Samen met deze fractie verdwijnt ook een gedeelte van het organisch materiaal. Hierdoor is de specie in het beun minder beladen met pollutanten. Een diepgaander onderzoek is hier nodig om een nauwkeurige begroting van deze uitspoeling te maken.

6. ECOLOGIE

6.1 en 6.2 Ecosysteembeschrijving voor het BCP

Het ecosysteem, in een welomschreven geografisch gebied, bestaat uit de biotische factoren of het geheel van de samenlevende organismen, in hun abiotische omgeving. De kringloop van de materie (bijvoorbeeld C en N) ligt aan de basis van de werking van het complexe ecosysteem.

Voor de planktonbiomassa's en -producties - zowel phytoplankton als zoöplankton - worden in hoofdzaak dalende gradiënten waargenomen van de kust naar de open zee toe, en evenwijdig met de kust, dalende gradiënten van oost naar west. Deze tendens is rechtstreeks in verband te brengen met de verhoogde concentraties aan nutriënten dichtbij de kust door de inbreng vanuit rivieren en kanalen, en aan de oostkust door de inbreng vanuit de Schelde. Voor de benthospopulaties (meio-, macro- en epibenthos) en voor de demersale vispopulaties, of met andere woorden de secundaire soorten, mag globaal worden gesteld dat de biomassagradiënten dalen van de kust naar de open zee, zoals voor het plankton. Evenwijdig met de kust dalen ze evenwel - en dit in tegenstelling tot het phytoplankton - van west naar oost.

In grote lijnen kunnen twee zones worden geïdentificeerd, gescheiden door een overgangszone, waarbij tot een 30-tal kilometer uit de kust nog een onderscheid kan worden gemaakt tussen oost en west:

- Kustzone (5 à 10 km breed) :
 - * W-kustgebieden, bevolkt door "typische kustpopulaties" gekenmerkt door:
 - gemiddelde abundanties
 - kleine diversiteit
 - dominante soorten (garnaal, broedplaats voor juveniele vis).
 - * O-kustgebied, "arme verontreinigde zone" waar slechts enkele soorten overleven die sporadisch in hoge abundanties kunnen voorkomen.
- Overgangszone (tot 30 km uit de kust) :
 - * W-overgangszone (= gebied van de Vlaamse Banken), "gemiddeld gebied" gekenmerkt door :
 - gemiddelde abundanties
 - gemiddelde diversiteit
 - soms dominante soorten (veelal seizoenale dominanties)
 - * O-overgangszone, "leefbare verontreinigde zone", komt overeen met het slibveld voor onze kust, gekenmerkt door :
 - hoge abundanties
 - kleine diversiteit
 - dominante soorten (de slibminnende soorten).

- Open marien gebied (vanaf een 30-tal km uit de kust) dat als "gediversifieerde zone" kan worden gecatalogiseerd, kenmerkend voor een niet gepollueerd, onaangeroerd milieu:
 - lage abundanties
 - grote diversiteit
 - afwezigheid van dominante soorten.

7. **MILIEU-EFFECTEN**

7.1 Fysische milieu-effecten

De fysische milieu-effecten van de loswerkzaamheden zijn de volgende :

- dispersie van in hoofdzaak de fijnkorrelige specie;
- verhoging van de turbiditeit;
- bodembedekking met nieuw sediment ter plaatse van de loswallen;
- wijziging van de bodemsamenstelling.

Bij elke losoperatie treedt een scheidingsmechanisme op waarbij vooral de minder mobiele zandfractie op de loswal achterblijft. Het fijnkorrelige slib wordt uitgewassen en kan gedispergeerd worden over een veel groter gebied.

Proeven op de loswal S1 hebben aangetoond dat het slib het hoofdaandeel vormt van deze losverliezen en dat deze worden opgenomen in de losgepakte slibafzettingen voor de kust. Onmiddellijk na elke losoperatie vormt de geloste specie een verticale densiteitsstroom naar de bodem. De toename in suspensielading in de bovenste delen van de waterkolom ten gevolge van de losoperatie is beduidend maar kortstondig : deze verhoging is totaal verdwenen na de volgende kentering van het getij. De bodembedekking hangt sterk af van het type specie en van de loswal. Meestal stelt men een geringe bodemverhoging van de loswal ingevolge de losoperaties vast; op de loswal S1 is deze bodemverhoging evenwel veel belangrijker. Deze bodemverhogingen bestaan uit de geaccumuleerde zandfracties van de geloste specie.

Van nature uit kunnen in het beschouwde gebied vrij belangrijke bodemsamenstellingswijzigingen optreden op relatief korte termijnen. Het betreft hier echter slechts een herschikking van de sedimentvoorraad onder invloed van de hydrodynamische omstandigheden en in overeenstemming met de meest recente morfologische evoluties (t.g.v. de uitbouw van de haven van Zeebrugge bijvoorbeeld), zodat men kan stellen dat over een langere termijn de globale bodemsamenstelling in het kustgebied nagenoeg constant is gebleven.

Tengevolge van de baggerwerken en, meer specifiek, tengevolge van de dispersie van los- en overvloeiverliezen kan de totale hoeveelheid aan losgepakte slibafzettingen verspreid over de zeebodem, beïnvloed worden.

Dit laatste fysische effect heeft als gevolg dat het van nature bestaande slibveld voor de kust op lange termijn aangerijkt wordt met losgepakte fijnkorrelige slibspecie. De grootte en de ligging van deze losgepakte slibafzettingen zijn functie van dynamische evenwichten die onder meer worden bepaald door seizoensgebonden fenomenen.

Met behulp van tracerproeven kan de dispersie van de fijnkorrelige losverliezen worden geëvalueerd, wat op zijn beurt leidt tot een optimalisatie van het gebruik van de loswallen, waarbij het effect van de dispersie zoveel mogelijk kan worden beperkt.

7.2 Chemische milieu-effecten

De chemische effecten van de baggeractiviteiten laten zich voelen op het ogenblik dat de polluenten die in de specie aanwezig zijn, worden vrijgesteld in het milieu. Een onderscheid moet worden gemaakt tussen het pollutengedrag in suspensie en het pollutengedrag in de afzetting. Contaminanten in de waterkolom interageren met het aanwezige particulier materiaal (organisch en anorganisch) en worden door sorptieprocessen verdeeld tussen het gesuspendeerde materiaal en het water. Polluenten zijn evenwel niet permanent gefixeerd in het sediment, maar kunnen door chemische en biologische agentia worden gerecycleerd. In een suspensiesysteem bestaat er in de stationaire toestand een evenwicht (met een bepaalde distributievoëfficiënt) tussen de pollutentconcentratie in de waterfase en deze in de particulaire fase. Voor elke wijziging van de fysico-chemische omgevingsparameters zal er zich een nieuw evenwicht instellen.

Polluenten kunnen door desorptie worden gemobiliseerd door wijzigingen in de saliniteit, de redoxtoestand, de zuurtegraad of de toestand van het organische materiaal.

Ook in de bovenste laag van het afgezette sediment kunnen zich gelijkaardige mobilisatieprocessen afspelen waarbij polluenten door sorptie en desorptie worden verdeeld tussen de bovenste centimeters van het sediment en de waterkolom.

De mobiliseerbaarheid van de polluenten die in het sediment aanwezig zijn buiten beschouwing gelaten, kan ook een bilan worden opgemaakt van de pollutentransferten jaarlijks door baggerspecielossingen veroorzaakt. Hiervoor dient men de hoeveelheden geloste specie en de pollutentconcentraties te kennen. Met een dergelijke vrachtberekening kan het belang van de baggeractiviteiten worden afgewogen tegenover de natuurlijke geochemische achtergrond en tegenover de andere verontreinigingsfluxen in hetzelfde gebied, bijv. ten opzichte van de inbreng vanaf het land en de atmosferische inbreng.

7.3 Biologische milieu-effecten

Zowel de fysische als de chemische effecten die met de baggerspecielossingen gepaard gaan, hebben hun invloed op één of ander biologisch compartiment van het systeem, door interferentie met de primaire produktie, de verstoring van de organismen of door ecotoxicologische effecten.

Door de verhoogde turbiditeit met verminderde lichtpenetratie in de waterkolom tot gevolg, kan de primaire produktie nadelig worden beïnvloed. Er kunnen echter ook nutriënten worden vrijgesteld, waardoor de primaire produktie zou verhogen, met eventueel eutrofiëringseffecten tot gevolg.

Verhoogde turbiditeit, bodembedekking en wijziging van de bodemsamenstelling kunnen de organismen op één of andere wijze verstoren. De overmaat aan slib en de hoge concentraties gesuspendeerd materiaal veroorzaken een verstopping van de kieuwen, waardoor sterfte optreedt bij larven van vissen en benthische invertebraten.

Na sedimentatie van geloste baggerspecie zullen de sedentaire invertebraten in de loswal worden begraven onder een laag sediment. Mobiele invertebraten worden gedwongen te migreren, terwijl de immobiele zullen afsterven.

Naast het effect op de benthische fauna, kan de bodembedekking verantwoordelijk zijn voor de ongeschiktheid van deze gebieden als paai- en broedplaatsen.

Het herhaald storten van divers baggermateriaal (zand, zand-slib, slib...) veroorzaakt een blijvende wijziging van de samenstelling van de bodem. Aangezien vele organismen nauw verbonden zijn met het sedimenttype van het substraat waarin zij leven, zal een verandering in de samenstelling ervan rechtstreekse gevolgen hebben voor de betrokken levensgemeenschappen.

De chemische effecten van de baggeractiviteiten, meer bepaald het mobiliseren van contaminanten vanuit de specie in het milieu door het verplaatsen van het materiaal hebben biologische gevolgen die zich situeren op het vlak van de ecotoxicologie en de pathologie.

8. *BEOORDELINGS- EN CLASSIFICATIECRITERIA VOOR BAGGERSPECIE*

8.1 Algemeen

Om uit te maken of baggerspecie bij lossing in zee een nadelige impact heeft op het milieu, kan gebruik gemaakt worden van een scala aan beoordelingsmethodieken gaande van chemische totaal-analyses tot bio-assays op ware grootte in de natuur. Aan beide extreme benaderingswijzen kleven substantiële nadelen.

8.2 Chemische criteria

Classificatiesystemen die uitsluitend gebaseerd zijn op de relatief goedkoop te bepalen chemische verontreinigingsinhoud van de specie, zijn noodzakelijkerwijs artificieel omdat het onmogelijk is om er de werkelijke effecten uit af te leiden. Ze kunnen wel een element vormen dat bij de beoordeling indicatief kan worden aangewend.

8.3 Biologische criteria

Voorafgaande biologische testen in de natuur zijn evenmin aan te bevelen vanwege de lange duur en de extreme kosten. Uniforme en internationaal erkende biologische testen op laboratoriumschaal dienen zo snel mogelijk te worden vastgelegd en toegepast voor de evaluatie van de mogelijke invloed op mariene organismen.

8.4 Gemengde criteria

Het is niet evident dat een compromisoplossing tussen de beide uiterste mogelijkheden gesitueerd (totale chemische samenstelling versus biologische proeven in de natuur) enige relevantie zou vertonen, zolang de relatie tussen de chemische analyses en de biologische gevolgen niet eenduidig is vastgelegd.

Voor dit ingewikkelde probleem bestaat, met de huidige stand van zaken, slechts één adequate benaderingswijze en wel de pragmatische effect-gerichte aanpak. Dergelijke oplossing zou kunnen bestaan uit :

- het baseren van de beoordeling van de specie op nader te definiëren chemische uitloogproeven in plaats van op totaal-analysen, waardoor de biologische beschikbaarheid wordt benaderd;
- het uitvoeren van bio-assays van beperkte omvang, waarin een aantal referentie-organismen worden blootgesteld aan concentraties van polluenten zoals ze bij de uitloogproeven werden vastgesteld, evenwel verhoogd met een veiligheidsfactor;
- naast de resultaten van de laboratoriumproeven, ook rekening houden met de resultaten van de biologische monitoring van de oude en de huidige loswallen en ze te vergelijken met deze van een oordeelkundig gekozen referentiegebied.

9. BELGISCHE BENADERING INZAKE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN DE BAGGERSPECIELOSSINGEN IN ZEE

9.1 Voorlopige impactevaluatie

De huidige stand van het onderzoek laat enkel toe de mogelijke impact van baggerspecielossingen op het milieu voor de Belgische kust, op voorlopige wijze in te schatten.

Op basis van de bevindingen, geformuleerd in het hoofdstuk over de mogelijke milieu-effecten, kan worden verondersteld dat de invloed zich voornamelijk laat voelen op de volgende terreinen:

- * Fysisch :
 - op de losplaats, door bodembedekking door de zandfractie;
 - over grotere gebieden, blijvende wijziging in de bodemsamenstelling, door dispersie van de fijne slibfractie;
 - turbiditeitstoename in de waterkolom, die slechts gaat spelen bij kort op elkaar volgende losoperaties.
- * Chemisch :
 - door de mobilisatie van polluenten uit de specie, wanneer deze door de baggeroperatie in een omgeving wordt gebracht met een andere fysico-chemische toestand (zuurstof, saliniteit,...);
 - door een globale pollutentransfert wanneer de verplaatste specie als drager wordt beschouwd van een bepaalde pollutenvracht.
- * Biologisch:
 - rechtstreeks effect op het bodemleven, in het bijzonder op de sedentaire benthische fauna en op de paai- en broedplaatsen;
 - de ecotoxicologische impact, die nu nog moeilijk in te schatten is.

9.2 Verder onderzoek en monitoringsstrategie

Uit de voorlopige impactevaluatie is gebleken dat er nog grote hiaten zijn in de kennis over de mogelijke fysische, chemische en biologische milieu-effecten ten gevolge van baggerspecielossingen.

Op de drie terreinen dringt zich dan ook een geïntensifieerd onderzoek op.

Parallel met het onderzoeksprogramma zal een monitoringsprogramma worden opgezet waarin onder meer de resultaten van het onderzoek zullen worden getoetst.

9.2.1 Verder onderzoek

- * Fysisch :
 - Verdere optimalisatie van de baggertechnieken (dichtheid in beun, overvloeijsysteem-controle, lossystemen, enz.). Het baggertechnisch aspect van het fysische onderzoek wordt uitvoeriger besproken in hoofdstuk 9.3.;
 - Fysisch onderzoek voor losplaatsselectie met minimale dispersie en maximale primaire losplaatsefficiëntie. Het wordt verwacht dat bestaande mathematische modellen kunnen worden aangepast om de sedimentbewegingen op het Belgisch Continentaal Plat te bestuderen. De geplande tracerproeven moeten worden gebruikt voor de ijkingen van deze modellen.
- * Chemisch :
 - onderzoek voor het bepalen van de belangrijkste mechanismen van pollutendynamiek in de optiek van een baggerspeciebeoordeling op grond van nader te definiëren uitloogproeven in plaats van op totaal-analysen;
 - nader onderzoek op de baggersites met hoge concentraties aan polluenten, waarbij aandacht dient besteed aan de horizontale en verticale distributie van die polluenten die in hoge concentraties werden gemeten, met het oog op de identificatie van de bronnen en op het uitwerken van maatregelen voor preventie (bvb. TBT);
 - onderzoek naar oplossingen om de relatief kleine hoeveelheden probleemspecie te scheiden van de overige specie en deze op een alternatieve manier te bergen;
 - de mogelijke vrijstelling van polluenten uit baggerspecielösungen (hoeveelheden) moet worden vergeleken met de andere fluxen in het mariene milieu.
- * Biologisch :
 - onderzoek onder de vorm van bio-assays van beperkte omvang en bioaccumulatietesten, waarin een aantal referentieorganismen worden blootgesteld aan concentraties van polluenten zoals ze in bovengenoemde uitloogtesten werden vastgesteld, verhoogd met een veiligheidsfactor met het oog op het vastleggen van criteria;
 - grondige biologische survey van de op fysisch onderzoek gebaseerde, nieuw geselecteerde gebieden met studie van de infauna, bepaling van sedimenttype en fysico-chemische levensomstandigheden.

9.2.2 Monitoring

Een monitoringsprogramma voor de losplaatsen van baggerspecie kan worden toegespitst op de kenmerken van de zeebodem, en moet er op gericht zijn zowel de fysische als de chemische effecten op de zeebodemorganismen te evalueren. Het omvat metingen van:

- * Fysisch :
 - plaatsbepaling van de geloste specie;
 - zeebodempogografie en sedimentstructuur;
 - turbiditeit.

- * Chemisch : - distributie van metalen en andere bestanddelen in het sediment;
 - pollutenvrijstelling;
 - chemische kwaliteit voor het mariene leven en voedingscondities aan het sedimentoppervlak.
- * Biologisch : - bestandsopnamen van de benthospopulaties, de vispopulaties en larven (vóór en tijdens de baggeractiviteiten en eventuele rekolonisatie na het stopzetten van de losoperaties);
 - fysiologische effecten op de biota;
 - bioaccumulatiemetingen van pollutanten vanuit de sedimenten in de mariene organismen.

9.3 Mogelijkheden tot reductie van de impact van het lossen van baggerspecie

Er zijn uiteenlopende mogelijkheden tot het verminderen van de impact van het lossen van baggerspecie.

* Mogelijkheden die betrekking hebben op het baggertechnische aspect :

- het te baggeren volume minimaal houden;
- het treffen van maatregelen om het cyclus-rendement van de baggerwerkzaamheden te verhogen, en meer bepaald de concentratie van de baggerspecie in het beun : hierdoor zullen de overvloed en de turbiditeit verminderen en zal de efficiëntie van de loswal verhogen door een kleinere dispersie van fijne baggerspecie;
- maatregelen om de losmethodieken te verbeteren; bijvoorbeeld het lossen van slib via een buis tot op de zeebodem om de turbiditeit en de dispersie te verminderen, het gebruik van slibschermen, van diffusers, enz.;
- selectief baggeren waaronder wordt verstaan :
 de baggerzones met sterk verontreinigde sedimenten gescheiden baggeren van de overige zones zodat de verontreinigde specie aldus kan worden voorbehouden voor eventuele verdere behandeling;

* Alternatieve mogelijkheden die betrekking hebben op het gebruik van de loswallen:

- loswallen kiezen waar de dispersie of het effect van de dispersie minimaal is; hierbij kan er ook aan gedacht worden de loswallen op een bijzondere wijze, bvb. met onderwaterdammen, in te richten;
- probleemspecie lossen in overdiepten en de specie al dan niet afdekken met een beschermingslaag;
- de verontreinigde specie in situ of in het beun behandelen zodat een minder verontreinigde specie kan worden gelost;

- de verontreinigde specie opslaan aan de wal.
- * Meer algemeen kan men er naar streven de gebaggerde specie in de mate van het mogelijke niet te lossen, maar ze te gebruiken in het kader van nuttige bestemmingen waaronder strandhervoeidingen en het herstel van duinen.

9.4 Belgische zienswijze inzake de toepassing van de Richtlijnen van de Oslo Commissie

Het opmaken van deze studie, waarbij de Richtlijnen stap voor stap werden gevolgd, leidde tot de volgende bevindingen :

1. Uit de chemische karakterisatie van de baggerspecie is gebleken dat de criteria voor de interpretatie van de "significante hoeveelheden" uit Bijlage II, geen moeilijkheden kunnen scheppen; ze zijn vrij breed en houden geen rekening met de totale pollutenvracht die met de betrokken hoeveelheden gepaard gaan. De beoordeling met betrekking op Bijlage II-stoffen blijkt niet van doorslaggevende aard te zijn bij de besluitvorming.
2. "Aanwezig onder de vorm van sporen" en "snel ongevaarlijk gemaakt door omzetting in biologisch onschadelijke stoffen" zijn sleutelbegrippen bij de interpretatie van Bijlage I-stoffen. Men kan doen opmerken dat, volgens de Richtlijnen, deze begrippen niet van toepassing schijnen te zijn :
 - indien het gaat over baggerspecie die voornamelijk bestaat uit zand, grind of rots, gebaggerd in zones met sterke stroming of met grote deining, én in de afwezigheid van aanzienlijke verontreinigingsbronnen (hiermee worden vermoedelijk belangrijke puntbronnen geviseerd, en niet de monding van estuaria) (para 3.3. van de Richtlijnen);
 - indien het gaat over baggerspecie waarvan de chemische en fysische kenmerken zeer gelijkaardig zijn aan die van de voorziene loswal.
Deze aangelegenheid zou beter moeten omschreven worden in de Richtlijnen.
3. Bovenop de noodzaak tot het beter definiëren van de uitzonderingsgevallen, is men van oordeel dat het nuttig zou zijn om over criteria te beschikken die door het beleid kunnen worden aangewend bij het vastleggen van de voorwaarden bij een mogelijke vergunning voor het lossen van baggerspecie (machtiging, bijzondere vergunning, verbod).
4. In dat verband houden de Richtlijnen de stelling aan dat de besluitvorming essentieel moet gebeuren op grond van toxicologische evaluaties. Een duidelijke omschrijving of een gemeenschappelijk aanvaarde, effectieve standaardmethodiek is echter niet voorhanden. Zowel de methodes als de criteria voor de toxicologische evaluatie moeten in de Richtlijnen worden opgenomen. Het is duidelijk dat er tijd zal nodig zijn om deze toxicologische criteria op wetenschappelijk verantwoorde wijze vast te leggen.
5. België aanvaardt dat voorlopige criteria moeten worden toegepast, waarbij de chemische samenstelling indicatief kan worden aangewend. Deze moeten rekening

houden met de achtergrondconcentraties in de betrokken gebieden, met de biologische beschikbaarheid van de chemische polluenten en met de totale vracht.

Op het ogenblik dat meer accurate toxicologische standaarden voorhanden zijn, moeten de voorlopige criteria hierdoor worden vervangen.

Het is ook vanzelfsprekend dat deze criteria niet kunnen worden aangewend voor het gehele gebied van het Verdrag van Oslo; regionale specificaties moeten in rekening worden gebracht.

6. Gezien de wenselijkheid om de fysische effecten van baggerspecielossingen over het algemeen te beperken, is het aangewezen dat de Richtlijnen aanduidingen bevatten over de mogelijke fysische criteria, die kunnen rekening houden met de optimalisatiemogelijkheden van de bagger- en lostechnieken en het gebruik van alternatieve mogelijkheden om de dispersie van de specie te beperken.

1. INLEIDING

1.1 HET JURIDISCH EN ADMINISTRATIEF KADER VAN DE BAGGERWERKEN

De baggerwerken in de kusthavens en de vaargeulen voor de Belgische kust worden uitgevoerd in opdracht van de Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen (Dienst der Kusthavens) van het Departement Leefmilieu en Infrastructuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

De leefmilieu-aspecten voor het lossen* van baggerspecie worden geregeld in het kader van het internationale Verdrag van Oslo, waarvan de uitvoering in België wordt opgevolgd door de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium (BMM, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie) van het nationale Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu.

Het Verdrag van Oslo (Verdrag ter voorkoming van de verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten vanaf schepen en luchtvaartuigen) werd door België bekrachtigd door de wet van 8 februari 1978; de uitvoeringsbesluiten hiervoor liggen vast in het K.B. van 7 november 1983. Dit Verdrag behandelt in hoofdzaak de controle van de verwijdering van afvalstoffen door de reglementering van de storting in zee. Door te voldoen aan de bepalingen van het Verdrag van Oslo, wordt ook voldaan aan de - mondiale - London Dumping Convention.

De hoofdlijnen van het verdrag houden een **verbod** in tot storten in zee van zogenaamde "zwarte lijst" stoffen (Bijlage I van het Verdrag), terwijl beperkte hoeveelheden "grijze lijst" stoffen (Bijlage II van het Verdrag), in aanmerking kunnen komen voor een **bijzondere vergunning**. De andere stoffen welke eventueel kunnen worden gestort, maken het onderwerp uit van een **machtiging**. De Bijlage III van het Verdrag regelt de procedure die moet worden doorlopen vooraleer een machtiging of een bijzondere vergunning kan worden verleend. In het bijzonder wordt de te verstrekken informatie voor het onderzoek van een aanvraag ter verkrijging van een bijzondere vergunning of machtiging gereguleerd door het M.B. van 10 januari 1984.

Baggerspecie - afkomstig uit de havens, de toegangsgeulen of uit zee - die vanuit een schip in zee wordt gestort of gelost, is ingevolge artikel 19 onderworpen aan de bepalingen van het Verdrag.

Een specifieke regeling voor baggerspecie was evenwel noodzakelijk omdat :

- deze specie in normale omstandigheden voor het grootste gedeelte (> 99 massa%) bestaat uit natuurlijke bodemmaterialen die door fysico-chemische processen in min of meerdere mate verontreinigd kunnen zijn met vreemde stoffen die uit het waterige milieu in de specie zijn terechtgekomen;

* De specifieke baggertermen 'lossen' en 'lossingen' worden in dit rapport gehanteerd als synoniemen van de - juridische - termen 'storten' en 'stortingen'.

- deze bodemmaterialen van nature uit reeds bepaalde gehalten aan metallische elementen (waaronder zware metalen) bevatten.

Te dien einde werden in 1986 door de Oslo Commissie - bestaande uit afgevaardigden van de Verdragsluitende Partijen, die toezicht moeten uitoefenen op de uitvoering van het Verdrag -concrete richtlijnen uitgevaardigd : de "Guidelines for the disposal of dredged material".

Deze Richtlijnen vormen in algemene termen een leidraad voor :

- de vergunningsprocedure;
- de procedure ter bepaling van de karakteristieken en samenstelling van de baggerspecie;
- de monstername- en analyseprocedure voor baggerspecie;
- de selectiecriteria voor de dumpsites;
- de impactevaluatie en de optimalisatiemogelijkheden.

De Richtlijnen bevatten uitzonderingsbepalingen en randvoorwaarden voor de beoordelingsprocedure. De tekst van de Richtlijnen is opgenomen in bijlage 1.

Eens men aan de chemische beoordeling van de baggerspecie toe is, is de te volgen weg voor het bepalen van de vergunningsmodaliteiten (bekomen van een machtiging, bijzondere vergunning of het verbod voor het storten in zee) weergegeven in het schema van figuur 1.

In de Richtlijnen wordt evenwel geen rigied beoordelingssysteem met limietconcentraties vastgelegd. Zo worden de definities van de begrippen 'sporen', 'snel omzetbaar in biologisch onschadelijke stoffen' en 'significante hoeveelheden', begrippen die zeer belangrijk zijn voor de vergunningsprocedure, overgelaten aan de appreciatie van de bevoegde overheden van de Verdragsluitende Partijen, en dit in functie van de specifieke situatie ter plaatse. Dit komt ook duidelijk naar voor in het schema.

1.2 DE SITUATIE IN DE OVERIGE VERDRAGSTATEN

Een aantal Verdragsluitende Partijen hebben hun ervaringen met de toepassing van de Richtlijnen reeds bekendgemaakt. Hierover werd op het internationale symposium 'Milieuaspecten gebonden aan baggeractiviteiten' (Nantes, november 1989) van gedachten gewisseld.

1.2.1 Verenigd Koninkrijk

De internationale reglementering inzake de verwijdering van baggerspecie valt in dit land onder de bevoegdheid van het Ministerie van Landbouw, Visserij en Voeding ('MAFF'). Dit ministerie maakt een evaluatie van de kwaliteit van de baggerspecie en van de bergingsmogelijkheden vooraleer een vergunning wordt afgeleverd. Per loswal wordt een monitoringsprogramma opgezet voor continue controle. Globaal genomen heeft de bevoegde overheid weinig moeilijkheden bij het toepassen van de Oslo-Richtlijnen. In een klein aantal gevallen, waar het specie betreft die relatief sterk

verontreinigd is, stellen de problemen zich wanneer het concept 'bijzondere voorzorgen' ('special care') aan bod komt. Daarom maakt men op dit ogenblik een gedetailleerde beschrijving van de volledige kust van Groot-Brittannië met het oog op het vastleggen van 'sensitive zones' of beschermde gebieden. Deze survey moet als uitgangspunt dienen voor het opstellen van een classificatie en een systeem voor het in de toekomst kiezen van gepaste sites.

Een belangrijke moeilijkheid die wordt aangestipt door de Britse autoriteiten is het feit dat binnen de wetenschappelijke gemeenschap nog geen eensgezindheid bestaat over de biologische testprocedures waarvan sprake is in de Richtlijnen, waardoor ook de interpretatie van de resultaten kan worden betwist.

1.2.2 Nederland

De reglementering voor het lossen van baggerspecie valt hier onder de 'Wet Verontreiniging Zeewater' (WVZ) die elke dumping van afvalstoffen en verontreinigde materialen in zee verbiedt, met uitzondering van die gevallen waar alle voorwaarden zijn vervuld om de omvang van de pollutie zo snel mogelijk te reduceren.

Een classificatiesysteem werd opgesteld, waarbij de verdeling in klassen gebaseerd is op de verontreinigingsinhoud vastgesteld door chemische analyse.

De specificiteit van de Nederlandse kustwateren, waar met name een sterke migratie van polluenten optreedt naar sedimentatiezones zoals de Waddenzee, heeft Nederland ertoe gebracht strengere normen te hanteren dan door de Richtlijnen voorgeschreven. Dit heeft ook geleid tot de aanleg van de zogenoemde 'Slufterdam' (een schiereiland langs de kust nabij de Eurogeul) voor de berging van middelmatig verontreinigde specie, en de aanleg van de 'Papegaaienkolk', een extra beveiligde deponie voor sterk verontreinigde specie.

1.2.3 Frankrijk

Elke lossingsoperatie vanuit een Franse haven valt onder de 'Wet voor de preventie en de vermindering van mariene pollutie', uitgevaardigd voor deze operaties.

Frankrijk hanteert de Richtlijnen met het grootste voorbehoud en heeft een proefperiode van minstens 1 jaar voorgesteld met het oog op het toetsen van de Guidelines op hun toepasbaarheid. Deze werden tot dusver hoofdzakelijk toegepast als juridische basis voor de uitwerking van een circulaire over de 'Methodologie voor monsternamen en analyse van baggerspecie', die door de havens moet worden gevolgd. De evaluatie van de kwaliteit van de baggerspecie is erop gericht, in een latere fase, een onderscheid te kunnen maken tussen specie afkomstig uit estuaria, uit open havens en uit gesloten havenkommen.

De moeilijkheid bij het gebruik van de Richtlijnen die hier wordt onderlijnd, is het algemene karakter ervan, waar nochtans elke haven gekenmerkt wordt door een hoge individualiteit, bijvoorbeeld inzake economische positie en milieuaspecten. Op grond van de opgedane ervaring zal in de nabije toekomst een besluit worden uitgevaardigd dat de inhoud moet vastleggen van een dossier voor de aanvraag tot vergunning voor het lossen van baggerspecie. Dit dossier moet het

geheel van de havens in staat stellen significante en vergelijkbare gegevens te verstrekken, zodat ze door de wet op gelijke voet kunnen worden beoordeeld.

1.2.4 Duitse Bondsrepubliek

De Richtlijnen zullen in dit land mee worden aangewend om gestalte te geven aan een strengere houding inzake de milieuaspecten van de baggeractiviteiten.

Ze konden evenwel niet onmiddellijk worden toegepast omdat :

- er voor de zones binnen het Verdrag van Oslo waar baggerspecie wordt gelost, een gebrek aan ervaring is op lange termijn;
- er een akkoord moest tot stand komen tussen de federale regering en de federale staten, dat eind 1987 werd gefinaliseerd;
- de wetenschappelijke basis voor de kwaliteitstoetsing van het gebaggerde materiaal en voor de studie van de dumpsites nog steeds ontoereikend is;
- de vraag van de limietwaarden voor schadelijke stoffen die in baggerspecie aanwezig zijn, nog steeds open is.

Niettegenstaande deze moeilijkheden hebben de 'Guidelines' hun nut bewezen in de Duitse Bondsrepubliek. Het storten van baggerspecie in de kustgebieden wordt nu bekeken vanuit een ecologische basis, en voor het toekomstige beheer van de baggeractiviteiten wordt gesteund op een aantal concrete en fundamentele vereisten.

1.2.5 Zweden

In Zweden omvat de wetgeving voor de bescherming van het mariene milieu een 'Wet op dumpingsactiviteiten' en een 'Wet op milieubescherming', die beide ook van toepassing zijn op de interne wateren. De bevoegde overheid verleent een vergunning die een goede beschrijving omvat van de manier waarop de bagger- en stortactiviteiten moeten plaatsvinden. Ze beschrijft de voorwaarden voor de losplaats, de duur van de operatie, het tijdstip van het jaar dat de werken mogen worden uitgevoerd en ze beschrijft tevens de bepalingen voor de controle. De gedachtengang die wordt gevolgd bij het afleveren van een vergunning is de volgende :

- baggerspecie wordt aanzien als een 'grondstof' en de mogelijkheden om het als dusdanig te benutten moeten in eerste instantie worden onderzocht alvorens gedacht kan worden aan berging;
- de determinerende factor voor de beoordeling van baggerspecie is de chemische samenstelling;
- voor het vastleggen van de 'contaminatiegraad' wordt teruggegrepen naar 'achtergrondconcentraties' die zijn opgesteld op basis van gegevens uit de Baltische Zee, de westelijke Zweedse kusten en de Zweedse meren;
- 'achtergrondconcentraties' werden aldus vastgelegd voor kwik, cadmium, arseen, lood, ijzer, cobalt, koper, chroom, nikkel, tin, vanadium, zink, PCB's en petroleumprodukten. Indien de gehalten aan contaminanten in het sediment hoger zijn dan de achtergrondconcentraties, kan het materiaal als gecontamineerd worden beschouwd. Indien de gemiddelde concentratie

meer dan tien keer hoger ligt dan de achtergrondwaarde, beschouwt men dat de contaminatie het 'alarmniveau' heeft bereikt;

- men gaat er van uit dat grof materiaal de contaminanten slechts in geringe mate bindt, zodat de graad van contaminatie niet moet geanalyseerd worden indien de korrelgrootte van de specie groter is dan 60 micrometer;
- een belangrijk onderscheid wordt gemaakt tussen 'concentraties' en 'absolute hoeveelheden';
- de bergingsalternatieven die steeds worden overwogen zijn : lossing, berging in artificiële lagunes en stockeren aan land;
- er wordt eveneens aandacht besteed aan de sedimentologische en bodemdynamische karakteristieken van de overwogen loswal. Zee-, meer- en rivierbeddingen worden gecatalogiseerd als accumulatie-, transport- of erosiezones die duidelijk zijn gedefinieerd;
- voor specie die verontreinigd is met kwik, cadmium, arseen of PCB's dienen bijzondere voorzorgen te worden genomen;
- wanneer de specie zwaar verontreinigd is - met een gemiddelde concentratie die de alarmgrens overschrijdt en/of wanneer de totale hoeveelheid aan contaminanten hoog is -en wanneer het effect op het milieu bij dumping in open zee als onaanvaardbaar wordt beschouwd, wordt berging op controleerbare wijze aanbevolen, door lagunering of berging aan land;
- voor specie die matig verontreinigd is - met een gemiddelde concentratie tussen drie en tien keer de achtergrondswaarde en/of in aanzienlijk volume, moet worden gedumpt in een 'accumulatiezone', waar de specie ter plaatse zal blijven;
- niet gecontamineerde specie kan normaliter in elke 'geschikte zone' worden gedumpt, waarvoor evenwel ook een reeks bepalingen zijn vastgelegd.

Elke belangrijke baggeractiviteit is in de regel onderworpen aan controle of monitoring. Een dergelijk monitoringsprogramma omvat metingen van de turbiditeit, de dispersie van het materiaal en de verdeling van de contaminanten in water, sedimenten en biota. Tevens worden de effecten op het benthos onderzocht. Zweden kan aldus worden beschouwd als de Verdragsstaat die het verst is gevorderd met de toepassing van de Richtlijnen van het Verdrag van Oslo.

1.3 DERDE NOORDZEECONFERENTIE

Tijdens de Derde Internationale Ministersconferentie over de Bescherming van de Noordzee (Den Haag, maart 1990) werd de baggerproblematiek eveneens grondig behandeld. In de Slotverklaring wordt de Oslo Commissie verzocht haar herziening van de Richtlijnen voor het storten van baggermateriaal tegen 1991 te vervolledigen in het licht van recente wetenschappelijke informatie. De herziene Richtlijnen dienen toegepast te worden op alle stortingen van baggermateriaal in estuariene en zoute wateren die in de Noordzee uitmonden, en vanaf 1988 dient de Commissie alle beschikbare informatie te verschaffen over deze stortingen.

De Oslo Commissie wordt eveneens verzocht verdergaande maatregelen voor de controle van de toevoer van pollutanten ten gevolge van de storting van door menselijk toedoen vervuild baggermateriaal te onderzoeken, en te overwegen een leefmilieu-beoordelingsprocedure in te stellen die rekening moet houden met alternatieven op het land, regionaal gedefinieerde milieu-kwaliteitscriteria en dispersiekaracteristieken.

2. BAGGERACTIVITEITEN

Alhoewel het Verdrag van Oslo enkel van toepassing is op de loswallen, wordt in dit rapport ook ruim aandacht besteed aan de baggersites. Deze zienswijze komt eveneens naar voor in de "Oslo Commission Guidelines for the management of dredged material" (1991).

De baggerwerkzaamheden langs de Belgische kust kunnen onderverdeeld worden in :

- aanlegbaggerwerk dat bestaat uit het aanleggen en/of verdiepen of verbreden van havens, dokken, scheepvaartwegen, ...;
- onderhoudsbaggerwerk dat bestaat uit het op de voorgeschreven diepte en breedte houden van de bestaande infrastructuur door het wegbaggeren van aanslibbingen of verzandingen.

Op dit ogenblik (begin 1990) bestaat het baggerwerk dat uitgevoerd wordt in de Belgische kusthavens en vaargeulen uitsluitend uit onderhoudsbaggerwerk, waarvoor sleeppopperzuigers, snijkopzuigers, een emmerbaggermolen en een steekzuiger ingezet worden.

2.1 DE BAGGERSITES

De baggerzones zijn gesitueerd in de havens en scheepvaartwegen, zoals voorgesteld in de figuren 2 t.e.m. 7. De tabellen 1 en 2 geven een beschrijving van deze sites.

2.2 DE LOSWALLEN

Voor het lossen van de gebaggerde specie zijn verscheidene loswallen in gebruik. De plaats van de loswallen is aangeduid op de figuren 2, 3, 5 en 6. Nuttige informatie over deze loswallen is samengebracht in de tabellen 3 en 4 : naast de periode van gebruik en de herkomst van de baggerspecie, worden tevens de selectiecriteria aangeduid die tot de ingebruikneming van de loswallen hebben geleid.

2.3 EVOLUTIE VAN DE BAGGERHOEEVEELHEDEN

De sinds 1976 gebaggerde hoeveelheden zijn in tabel 5 samengebracht. De tabellen 6 en 7 geven een overzicht van de sinds 1980 geloste hoeveelheden.

Tabel 1 : Overzicht van de baggerzones in de vaargeulen

BAGGERZONE	AARD VAN DE GEBAGGERDE SEDIMENTEN	HOEEVEELHEID * WERKJAAR 88 - 89	TECHNIEK	FREQUENTIE VAN HET BAGGERWERK	LOSVAL *
A. VAARGEULEN					
- Naar NIEUWPOORT - Ingangskil en tussen de staketsels tot zeewaarts profiel 20	zand tot slibhoudend zand	81.000 m ³ in beun (1,3601)	steekzuiger	Sporadisch : Bij hoogwater (maximaal 3 reizen), na aanzanding en op aanwijzing van de Dienst der Kust	Westende
- Naar OOSTENDE - Stroombankkil	zand en slibhoudend zand	500.000 m ³ in beun (1,689)	steekzuiger	Nagenoeg continu : maandag, woensdag en vrijdag (40 u/week)	Oostende
- Ingangsgeul	zand en slibhoudend zand	15.500 m ³ in beun (1,689)	steekzuiger		
- Naar BLANKENBERGE - Ingangsgeul en zone tot begin staketsels (profiel 24)	zand	129.000 m ³ in beun (1,689)	steekzuiger	Sporadisch : In het voorjaar, bij hoogwater (maximaal 3 reizen), na aanzanding en op aanwijzing van de Dienst der Kust	Blankenberge 1
- Naar ZEEBRUGGE en de WESTERSCHELDE					
- Pas van het Zand (incl. Ribzand)	slibhoudend zand	4.400.000 m ³ basisd.	sleephopperzuigers	Sporadisch : Na aanzanding en aanslibbing, op aangeven van de Dienst der Kust	S1 / S2
- Scheur West	slibhoudend zand en zandhoudend slib	4.200.000 m ³ basisd.	sleephopperzuigers	Na aanzanding (vooral na zuidwesterstormen)	S1
- Scheur Oost	slibhoudend zand, (kleihoudend) zand, (schelprijk) zand.	1.800.000 m ³ basisd.	sleephopperzuigers	Na aanzanding, op aangeven van de Dienst der Kust	S1 / S2 / R4
OPMERKINGEN * Volume-eenheden : - <i>ig situ</i> : verschilvolume door peilingen voor en na baggerwerken - m ³ in beun : volume gemeten in het ruim van het schip (de benaderende omrekeningsfactor voor de omrekening van m ³ naar ton droge stof is 1,3601, 1,689 of 0,3262, afhankelijk van de aard van de specie) - basisdensiteit = 1,6 ton per m ³ : de conventionele densiteit (de omrekeningsfactor voor de omrekening van m ³ naar ton droge stof is 0,9377) * hoeveelheid Pas van het Zand : Strikt genomen is er voor het werkjaar 1988-1989 geen volledige scheiding te maken tussen de Pas van het Zand en het CDNB; het onderscheid tussen beide wordt gemaakt sinds november 1988. Aangezien tussen 01.11.88 en 31.03.89 (einde werkjaar) ongeveer 35 % van de totale hoeveelheid (P.v.Z. + CDNB) gebaggerd werd in de Pas van het Zand en 65 % in het CDNB, werden deze percentages geëxtrapoleerd naar het hele werkjaar 1988-1989. * De loswallen worden op de hydrografische kaarten aangeduid met de posities van de boeien, 'Bruggen en Wegen (Br & W) + naam'					

Tabel 2 : Overzicht van de baggerzones in de havens

BAGGERZONE	AARD VAN DE GEBAGGERDE SEDIMENTEN	HOEEVEELHEID * WERKJAAR 88 - 89	TECHNIEK	FREQUENTIE VAN HET BAGGERWERK	LOSVAL *
B. HAVENS - NIEUWPOORT - Binnenvaargeul - Buitenjachthaven (VWV) en toegangseul Oude Vlotkom - Oude Vlotkom en Novus Portus - OOSTENDE - BLANKENBERGE - Voorhaven - Oude jachthaven - Oude Spui (nieuwe jachthaven) - ZEEBRUGGE - Voorhaven - Centraal Deel Nieuwe Buitenhaven (CDNB)	slibhoudend zand zandhoudend slib zandhoudend slib zandhoudend slib slibhoudend zand zandhoudend slib zandhoudend slib zandhoudend (geconsolideerd) slib tot slibhoudend zand zandhoudend slib slibhoudend zand	] 539.000 m ³ in situ 1.669.000 m ³ in beun (0,3262) 37.500 m ³ in situ 28.000 m ³ in situ 3.500 m ³ in situ 3.500.000 m ³ basisd. 8.100.000 m ³ basisd.	] snijkopzuiger met konische messensnijkop emmerbaggermolen en zelfvarende beunbakken] snijkopzuiger met cilindrische messensnijkop splitsleehopperzuigers sleehopperzuigers	] ongeveer 12 weken per jaar, van begin december tot half maart; 80 u/week Tweejaarlijks ongeveer 4 weken van half maart tot half april Continu, op aanwijzing van de Dienst der Kust in verschillende zones (16 u/dag)] Jaarlijks, van februari tot april] Tweejaarlijks Continu, op aanwijzing van de Dienst der Kust (120 u/week) Continu, op aanwijzing van de Dienst der Kust (120 u/week)	 Lombardsijde Oostende Blankenberge 3 Blankenberge 2 Blankenberge 4 Zeebrugge oost S1 / S2 / Zeebrugge oost
OPMERKINGEN * Volume-eenheden : - in situ : verschilvolume door peilingen voor en na baggerwerken - m ³ in beun : volume gemeten in het ruim van het schip (de benaderende omzettingfactor voor de omrekening naar ton droge stof is 1,3601; 1,689 of 0,3262 : dit is afhankelijk van de aard van de specie) - basisdensiteit = 1,6 ton per m ³ : de conventionele densiteit (de omrekeningsfactor voor de omrekening van m ³ naar ton droge stof is 0,9377) - Specifiek gewicht van droge specie is 2,65 ton/m ³ en de densiteit van zeewater is 1,025 ton/m ³ * De loswallen worden op de hydrografische kaarten aangeduid met de posities van de boeien, 'Bruggen en Wegen (Br & W) + naam'					

Tabel 3 : Overzicht van de loswallen voor specie uit de vaargeulen en de havens van Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge

LOSWAL	LIGGING	SELECTIEKRITERIUM	PERIODE VAN GEBRUIK	GELOSTE HOEVEELHEID werkjaar 1988 - 1989	HERKOMST VAN DE BAGGERSPECIE / OPMERKINGEN
- Westende	Onderzeestrand tussen Belle-Vue Hotel (Westende) en Moyouxstraat (Middelkerke)	Vooroevervoeding van de meest erosiegevoelige plaatsen	1954 - heden	81.000 m ³ in beun	Ingangskil Nieuwpoort
- Lombardsijde	Onderzeestrand ten oosten van het oosterstaketsel van Nieuwpoort-Bad	Meest economische oplossing en gelegen buiten geëxploiteerde badstrand	1970 - heden	539.000 m ³ in situ	Haven Nieuwpoort
- Oostende	51°17'40" NB - 2°58'15" OL op de zuidelijke glooiing van de Wenduinebank	Op voldoende afstand van de haven om terugvloed te vermijden en niet te ver om nog economisch te baggeren	1954 - heden	515.000 m ³ in beun 1.669.000 m ³ in beun	Stroombankkil en Ingangseul Oostende Haven Oostende
- Blankenberge 1	Onderzeestrand ter hoogte van de strandhoofden 17 en 18	Vooroevervoeding van de meest erosiegevoelige plaatsen te Blankenberge	1954 - heden	129.000 m ³ in beun	Ingangseul Blankenberge
- Blankenberge 2	Onderzeestrand tussen de strandhoofden 14 en 15 ten oosten van de havengeul	Meest gunstige ligging voor de persleiding van de snijkopzuiger	1971 - heden	28.000 m ³ in situ	Oude jachthaven Blankenberge
- Blankenberge 3	Droog strand gelegen tussen de strandhoofden 17 en 22	Strandvoeding	1971 - heden	37.500 m ³ in situ	Voorhaven Blankenberge
- Blankenberge 4	Onderzeestrand tussen de strandhoofden 11 en 12 ten westen van de havengeul	Meest gunstige ligging voor de persleiding van de snijkopzuiger	1971 - heden	3.500 m ³ in situ	Oude Spuikom Blankenberge

Tabel 4 : Overzicht van de loswallen voor specie uit de vaargeulen naar Zeebrugge en de Westerschelde, en de haven van Zeebrugge

LOSVAL	LIGGING Noorderbreedte	Oosterlengte	SELECTIECRITERIUM	PERIODE VAN GEBRUIK	GELOSTE HOEVEELHEID werkjaar 1988 - 1989	HERKOMST VAN DE BAGGERSPECIE / OPMERKINGEN
- Appelzak	51°22'05"	3°17'20"	Opvullen van erosiekuil	1973 - 1977	-	Scheur / Verlaten
- Zeebr.oost	51°22'36"	3°15'34"	- Uitwijkmogelijkheid voor boei Appelzak bij laagste laagwaterstand	1980 - 1985	5.500.000 m ³ basisdensiteit	Voorhaven - Pas van het Zand / Verlaten Voorhaven - CDNB
- Zeebrugge oost	51°22'30"	3°16'00"	- Economische vaarafstand voor kleine zuigers - Verplaatst na te ondiep worden voor zuigers t.g.v. lossingen	1985 - heden		
- S1	51°26'00"	3°06'00"	- Voldoende diepte voor grote baggertuigen bij laag water	1966 - 1970	-	Scheur / Verlaten
- S1	51°26'00"	3°05'00"		1970 - 1980	-	Pas van het Zand - Scheur / Verlaten
- S1	51°26'00"	3°04'00"		1981 - 1984	-	Pas van het Zand - Scheur / Verlaten
- S1	51°26'48"	3°03'00"	- Voldoende afstand van de toegangseulen - Verplaatst na te ondiep worden voor grote zuigers t.g.v. lossingen	1984 - heden	10.400.000 m ³ basisdensiteit	Pas van het Zand - CDNB - Scheur West, Scheur Oost
- S2	51°26'00"	3°08'30"	- Uitwijkplaats van S1 i.v.m. economische vaarafstand (Scheur) en later CDNB - Bij hoog water te gebrui- ken door grotere schepen	1984 - heden	6.100.000 m ³ basisdensiteit	Pas van het Zand - CDNB - Scheur
- R4	51°21'22"	3°16'00"	- Uitwijkplaats van S1 i.v.m. economische vaarafstand (Scheur)	1970 - 1980	-	Voorhaven / Verlaten
- R4	51°26'00"	3°16'00"		1984 - 1987	-	Pas van het Zand - Scheur / Verlaten
- Wielingen 2	51°25'00"	3°20'24"	Speciale loswallen i.v.m. baggerwerken op de	1986	-	Sluissche Hompels / Verlaten
- Wielingen 3	51°25'20"	3°24'06"	Sluissche Hompels (vaar- afstand tot S1 al te groot en te oneconomisch)	1982 - 1984	-	Sluissche Hompels / Verlaten
- Sea Blue	51°24'10"	3°25'12"		1984 - 1986	-	Sluissche Hompels

Tabel 5 : Overzicht van de gebaggerde hoeveelheden (in m³)

		TIJGEBONDEN DEEL VAN HAVENS VAN NIEUWPOORT, OOSTENDE EN BLANKENBERGE (1)	VAARGEULEN VAN NIEUWPOORT, OOSTENDE EN BLANKENBERGE (2)	HAVEN EN VOOR- HAVEN VAN ZEEBRUGGE (3)	PAS VAN HET ZAND EN RIBZAND (3)	SCHEUR WEST (3)	SCHEUR OOST (3)
WERKJAREN (van 1 april tot 31 maart)	VOLUME-EENHEDEN :	m ³ in situ / beun	m ³ in beun	m ³ basisdensiteit	m ³ basisdensiteit	m ³ basisdensiteit	m ³ basisdensiteit
1975 - 1976		1.900.000	600.000	2.700.000	8.200.000	3.700.000	7.300.000
1976 - 1977		2.500.000	500.000	2.600.000	14.600.000	2.300.000	4.500.000
1977 - 1978		2.300.000	600.000	2.700.000	13.600.000	2.200.000	4.400.000
1978 - 1979		2.200.000	500.000	3.700.000	12.200.000	2.900.000	5.800.000
1979 - 1980		2.100.000	600.000	2.600.000	14.000.000	4.100.000	7.100.000
1980 - 1981		2.600.000	600.000	2.500.000	15.100.000	13.600.000	9.100.000
1981 - 1982		2.300.000	500.000	2.500.000	11.500.000	19.700.000	16.000.000
1982 - 1983		2.600.000	500.000	2.500.000	7.400.000	24.200.000	10.600.000
1983 - 1984		2.500.000	700.000	2.800.000	9.800.000	4.200.000	15.300.000
1984 - 1985		2.700.000	700.000	4.800.000	8.100.000	600.000	8.600.000
1985 - 1986		2.300.000	700.000	5.500.000	13.800.000	2.400.000	3.600.000
1986 - 1987		3.000.000	800.000	4.500.000	20.800.000	2.300.000	5.600.000
1987 - 1988		2.600.000	800.000	4.300.000	13.600.000	8.300.000	3.400.000
1988 - 1989		2.300.000	700.000	3.500.000	12.500.000	4.200.000	1.800.000

(1) Er werd geen onderscheid gemaakt tussen volumes gemeten in het beun en in situ.

(2) De aangegeven hoeveelheden hebben uitsluitend betrekking op onderhoudsbaggerwerk

(3) Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen onderhouds- en verdiepingsbaggerwerk : de hoge getallen moeten toegeschreven worden aan verdiepingswerken.

Tabel 6 : Overzicht van de geloste hoeveelheden voor de vaargeulen naar Zeebrugge en de Westerschelde en de haven van Zeebrugge

BAGGERZONE > LOSWAL	EENHEDEN HOEVEEL- HEID	HOEVEELHEDEN IN DE LAATSTE 9 WERKJAREN (1 april tot 31 maart van volgend jaar)									OPMERKINGEN
		1980-1981	1981-1982	1982-1983	1983-1984	1984-1985	1985-1986	1986-1987	1987-1988	1988-1989	
LOSWAL S1 (3) - P.v.Z. + CDNB > S1 (3) - Scheur west > S1 (3) - Scheur oost > S1 (3)	m ³ basisd. m ³ basisd. m ³ basisd.	15.100.000	11.500.000	7.400.000	9.800.000	3.600.000					In de jaren 1980-1984 werd nagenoeg alle specie op S1 gelost.
		13.600.000	19.700.000	24.200.000	4.200.000	5.400.000					
		9.000.000	16.000.000	10.600.000	15.300.000						S1 werd verplaatst wegens de verondiepingen
SOM LOSWAL S1 (3)	m ³ basisd.	37.700.000	47.200.000	42.200.000	29.300.000	9.000.000					
LOSWAL S1											
- P.v.Z. + CDNB > S1	m ³ basisd.					4.100.000	10.300.000	15.200.000	7.300.000	6.500.000	
- Scheur west > S1	m ³ basisd.					2.500.000	3.900.000	2.200.000	6.800.000	2.500.000	
- Scheur oost > S1	m ³ basisd.							4.200.000	2.200.000	1.400.000	
SOM LOSWAL S1	m ³ basisd.					6.600.000	14.200.000	21.600.000	16.300.000	10.400.000	
LOSWAL S2											
- P.v.Z. + CDNB > S2	m ³ basisd.					400.000	3.500.000	5.500.000	6.300.000	4.000.000	
- Scheur west > S2	m ³ basisd.					100.000	200.000	100.000	1.500.000	1.700.000	
- Scheur oost > S2	m ³ basisd.							1.100.000	1.000.000	400.000	
SOM LOSWAL S2	m ³ basisd.					500.000	3.700.000	6.700.000	8.800.000	6.100.000	
LOSWAL R4											
- Pas van Zand > R4	m ³ basisd.					7.000	18.000	3.000			
- Scheur west > R4	m ³ basisd.										
- Scheur oost > R4	m ³ basisd.					598.000	1.144.000	363.000	160.000		
SOM LOSWAL R4	m ³ basisd.					605.000	1.162.000	366.000	160.000		
LOSWAL ZEEBRUGGE OOST											Deze loswal werd verlegd in het werkjaar 1985-1986; vanaf 1989 wordt er ook specie van het CDNB gelost. Het belang van deze loswal neemt toe.
- voorhaven > Zeebr.oost	m ³ basisd.	2.500.000	2.500.000	2.500.000	2.800.000	4.800.000	5.500.000	4.500.000	4.300.000	3.500.000	
- CDNB > Zeebr.oost	m ³ basisd.									2.000.000	
SOM LOSWAL ZEEBRUGGE OOST	m ³ basisd.	2.500.000	2.500.000	2.500.000	2.800.000	4.800.000	5.500.000	4.500.000	4.300.000	5.500.000	
KLEINE LOSWALLEN											
- Sl. Hompels > Wielingen2	m ³ basisd.						119.000				
- Sl. Hompels > Wielingen3	m ³ basisd.			1.000.000	2.000						
- Sl. Hompels > Sea Blue	m ³ basisd.					521.000	698.000				
ALGEMEEN TOTAAL >		40.200.000	49.700.000	45.700.000	32.100.000	22.026.000	25.260.000	33.166.000	29.560.000	22.000.000	De totale hoeveelheid is in het laatste decennium vermindert. Er is ook een meer gelijkmatige verdeling over de loswallen S1, S2 en Zeebrugge oost.
VERDELING OVER LOSWALLEN (% van totaal)											
- S1 (beide posities)		94 %	95 %	94 %	91 %	71 %	56 %	65 %	55 %	47 %	
- S2		-	-	-	-	2 %	15 %	20 %	30 %	28 %	
- R4		-	-	-	-	3 %	5 %	1 %	0,5 %	-	
- Zeebrugge oost		6 %	5 %	6 %	9 %	21,5 %	21 %	14 %	14,5 %	25 %	
- kleine loswallen		-	-	< 0,1 %	< 0,1 %	2,5 %	3 %	-	-	-	

Tabel 7 : Overzicht van de geloste hoeveelheden voor de vaargeulen en havens van Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge

BAGGERZONE > LOSWAL	EENHEDEN HOEVEEL- HEID m ³	HOEVEELHEDEN IN DE LAATSTE 9 WERKJAREN (1 april tot 31 maart van volgend jaar)									OPMERKINGEN
		1980-1981	1981-1982	1982-1983	1983-1984	1984-1985	1985-1986	1986-1987	1987-1988	1988-1989	
LOSVAL WESTENDE - ingang Nieuwpoort> West.	m ³ in beun	57.000	81.000	55.000	46.000	91.000	91.000	94.000	90.000	81.000	hoogste cijfers : jaren met baggerwerken in oude vlotkom en Novus Portus
LOSVAL LOMBARDSIJDE - haven Nieuwpoort > Lomb.	m ³ in situ	*	*	*	491.000	684.000	409.000	718.000	419.000	539.000	
LOSVAL OOSTENDE - Stroombankkil > Oostende	m ³ in beun	377.000	305.000	288.000	452.000	402.000	488.000	509.000	520.000	500.000	Er is een afname in de tijd
- ingangseul > Oostende	m ³ in beun	34.000	24.000	30.000	26.500	16.500	15.500	21.000	27.000	15.500	
- haven Oostende> Oostende	m ³ in beun	1.875.000	1.601.000	1.923.000	1.918.000	1.962.000	1.786.000	2.187.000	1.989.000	1.669.000	
LOSVAL BLANKENBERGE 1 - ingangseul > Blankenb.1	m ³ in beun	114.000	127.000	131.000	134.000	186.000	71.000	144.000	137.000	129.000	Er is een afname in de tijd
LOSVALLEN BLANKENBERGE 2, 3 en 4											
- voorhaven > Blankenb. 3	m ³ in situ	*	28.000	43.500	51.500	22.500	28.000	30.000	39.500	37.500	tweejaarlijkse cyclus
- oude jachthaven > Bl. 2	m ³ in situ	*	23.000	36.500	16.500	35.500	18.500	28.000	14.000	28.000	
- nieuwe jachth. > Bl. 4	m ³ in situ	*	73.500	0	52.000	2.500	53.000	3.500	52.000	3.500	
* Geen afzonderlijke cijfers beschikbaar											

2.4 TOEKOMSTPERSPECTIEVEN

Aangezien het onderhoudsbaggerwerk onder meer afhankelijk is van de meteorologische en hydrodynamische omstandigheden, zijn de hierna voorgestelde hoeveelheden slechts benaderingen.

Bij de hoeveelheden onderhoudsbaggerspecie die jaarlijks moeten verwijderd worden om de huidige diepten en breedtes in de vaargeulen te behouden, moet nog worden rekening gehouden met de (benaderde) hoeveelheden die in de toekomst zullen moeten gebaggerd worden voor geplande verbredings- en verdiepingswerken in de havens en de vaargeulen.

Hoewel tot de uitvoering van de hiernavermelde infrastructuurwerken nog niet definitief beslist werd, wordt hierna een mogelijk toekomstperspectief geschetst.

2.4.1 Nieuwpoort

Dit baggerwerk zal vermoedelijk beperkt blijven tot onderhoudsbaggerwerk :

- in de toegangsgeul : circa 65.000 m³ tot 80.000 m³ per jaar, gemeten in beun.
- het werk in de haven zelf blijft vermoedelijk hetzelfde, met jaarlijkse schommelingen in functie van het uitbaggeren van de jachthavens van de oude Vlotkom en de Novus Portus:
- jaren met oude Vlotkom en Novus Portus : circa 650.000 m³, gemeten in situ;
- jaren zonder oude Vlotkom en Novus Portus : circa 440.000 m³, gemeten in situ.

2.4.2 Oostende

- Aanlegbaggerwerk

In het kader van het 'Renovatieplan voor de haven van Oostende', wordt de verdieping van de volgende zones gepland :

- de toegang over 0,9 m, wat overeenkomt met een aanlegbaggerwerk van circa 1.500.000 m³ in situ;
- de haven zelf over 1,3 m, wat neerkomt op aanlegbaggerwerk van circa 1.300.000 m³ in situ.

- Onderhoudsbaggerwerk

Vermoedelijk zal voor de toegang tot Oostende de gebaggerde hoeveelheid per jaar aan onderhoudsbaggerwerk, zonder rekening te houden met het Renovatieplan, in de nabije toekomst variëren rond een waarde van circa 450.000 m³ per jaar, gemeten in beun (à 1.689 ton droge stof/m³).

Zonder rekening te houden met de uitvoering van het Renovatieplan, zal het onderhoud in de haven zelf vermoedelijk blijven schommelen rond de 1.500.000 m³ per jaar, gemeten in beun (à 0.326 ton droge stof/m³).

2.4.3 Blankenberge

Het werk in Blankenberge zal waarschijnlijk beperkt blijven tot onderhoudsbaggeren. In de haven zelf zal het baggerwerk jaarlijks variëren rond een gegeven waarde, afhankelijk van het in dat jaar al dan niet baggeren van de nieuwe jachthaven (oude spuikom) :

- jaar zonder baggerwerk in nieuwe jachthaven : circa 65.000 m³ per jaar, gemeten in situ;
- jaar met baggerwerk in nieuwe jachthaven : circa 110.000 m³ per jaar, gemeten in situ.

2.4.4 Zeebrugge en vaargeulen

- Aanlegbaggerwerk

Voor de vaargeulen naar de Westerschelde bestaat momenteel een verdiepingsprogramma '48ft/43ft', dat zal uitgevoerd worden van zodra de onderhandelingen met Nederland over de uitvoering van het aanvullende verdiepingsprogramma voltooid zijn. Daarop aansluitend kan de Pas van het Zand/Ribzand verdiept worden voor schepen tot 55 ft.

De hoeveelheden die daarbij zouden moeten verwijderd worden, worden op basis van de meest recente peiling (december 1989) geraamd op (telkens in m³ aan 1,6 ton/m³) :

- | | |
|-------------------------------------|---------------------------------|
| - Scheur Oost : | circa 15.150.000 m ³ |
| - Scheur West : | circa 19.100.000 m ³ |
| - Pas van het Zand (incl. Ribzand): | circa 7.830.000 m ³ |
| - CDNB : | circa 1.450.000 m ³ |
| - Voorhaven Zeebrugge : | circa 1.000.000 m ³ |

som = circa 44.450.000 m³.

- Onderhoudsbaggerwerk

Sinds 1986 en 1987 is er een globale afname in de hoeveelheid baggerwerken door het beëindigen van het verdiepingsprogramma, en door de toepassing van de resultaten van de optimalisatiestudie (MOW, Haecon en Tijdelijke Vereniging Optimalisatie (1988), Kerckaert et al. (1988), Kerckaert en De Vlieger (1989)).

In de komende jaren zal de dalende trend in het onderhoudsbaggerwerk in de ingangsgeul opnieuw een constante waarde bereiken, evenwel met de onvermijdelijke jaarlijkse schommelingen.

Een voorwaardelijke schatting bedraagt (telkens in m³ van basisdensiteit 1,6 ton/m³) :

- Scheur Oost :	circa 2.000.000 m ³ .
- Scheur West :	circa 4.000.000 m ³
- Pas van het Zand (incl. Ribzand):	circa 3.000.000 m ³
- CDNB :	circa 8.000.000 m ³
- Voorhaven Zeebrugge :	circa 3.700.000 m ³

	som = circa 20.700.000 m ³ .

2.4.5 Loswallen

In verband met het gebruik en de eventuele selectie van alternatieve losplaatsen in functie van de economische en ecologische randvoorwaarden, overweegt het Bestuur der Waterwegen en van het Zeewezen een studie uit te voeren waarbij door het gebruik van tracerproeven en kosten/batenanalysen verschillende alternatieven zullen onderzocht worden.

3. TECHNIEKEN VAN BAGGEREN EN LOSSEN

Hoewel het Verdrag van Oslo enkel van toepassing is op het lossen van baggerspecie, wordt hieronder de integrale baggercyclus van de verschillende tuigen beschreven.

3.1 BESCHRIJVING VAN DE BAGGERTUIGEN

3.1.1 Sleephopperzuigers

* Werkingsprincipe

Een sleephopperzuiger (figuur 8) is een vrijvarend, zelfladend en zelflossend schip met flexibel opgehangen zuigbuis of zuigbuizen, voorzien van een speciale zuigmond die gericht is naar de achtersteven van het schip.

WERKINGSCYCLUS VAN EEN SLEEPHOPPERZUIGER

De activiteiten van een sleephopperzuiger worden duidelijk weergegeven door de sequentie van een beladingsdiagram (figuur 9, de nummers hieronder verwijzen naar de nummers op de x-as) :

1. Nadat het schip zijn lading gelost heeft, vaart het terug naar de baggerzone.
2. Net voor het bereiken van de baggerzone vertraagt het schip en wordt het overtollige water uit de hopper gepompt. De zuigbui(s)(zen) word(t)(en) overboord geplaatst op de gewenste diepte, en het schip begint te baggeren : eerst wordt water opgezogen, dat onmiddellijk weer buiten boord wordt gepompt; van zodra de baggerinstrumenten (bvb. concentratiemeters) aanduiden dat sediment wordt gezogen, wordt het opgezogen materiaal via een systeem van afsluiters in het beun gepompt.
3. Het schip wordt geladen.
4. Na een bepaalde tijd is de hopper gevuld met een mengsel van sediment en water. Bij het baggeren van slib stopt op dit ogenblik de zuigtijd. Bij het baggeren van zand, dat relatief snel in de hopper bezinkt, start op dit ogenblik de overvloei : men blijft sediment verpompen, waarbij het zand bezinkt in de hopper en het overtollige water via de overvloeikokers overboord stroomt (zie verder). Tijdens de overvloeifase wordt op de lading een afvloeilaag opgebouwd, die na enige minuten een constant volume krijgt. Dit volume is afhankelijk van de afvoercapaciteit van de overvloeikokers.
5. De zuigtijd wordt beëindigd : terwijl de afvloeilaag door de overvloeikokers wegstroomt, worden de buizen gespoeld en aan boord gebracht. Het schip versnelt en vertrekt naar de loswal. Aangezien de overvloeikokers niet afgesloten zijn, kan afhankelijk van de deining een zekere hoeveelheid van het gebaggerde sediment uit het schip verdwijnen.
6. Aangekomen op de loswal, vermindert het schip zijn snelheid en opent de bodemdeuren of de hele hopper (in dit geval spreekt men van een splijthopperzuiger, figuur 8 b). Na de lossing - die, zoals blijkt uit de figuur, zeer snel verloopt - wordt de hopper nagespoeld. Vervolgens wordt de snelheid van het schip opnieuw vergroot en vertrekt het schip naar de baggerzone.

OPMERKING

1. Zoals afgeleid kan worden uit de figuur, verloopt het vullen van de hopper (3 - 4) min of meer lineair in functie van de tijd. Door extrapolatie van deze rechte naar het einde van de zuigtijd (5) krijgt men bijgevolg de totale hoeveelheid bagger die tijdens de zuigperiode verpompt werd. En aangezien men het gewicht van het schip en de lading kent, kan men ook het gewicht

bepalen van de hoeveelheid die tijdens de overvloefase langs de overvloeikokers weggestroomd is. Wanneer men dan ook de densiteit van de afvloeilaag meet, krijgt men, na deling, het totale volume dat tijdens de overvloefase terug in het water terechtgekomen is.

2. De waarden die geregistreerd worden door deze beladingscurve zijn slechts benaderend juist, aangezien de curve wordt beïnvloed door :
 - de snelheid van het schip
 - de hydrodynamische omstandigheden
 - de trim van het schip, die tijdens het baggeren voortdurend verandert
 - de capaciteit van de baggerinstallatie aan boord.
 - het type van de beladingsmeter

*** Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het baggeren met sleephopperzuigers**

Bij het baggeren met sleephopperzuigers worden in de bodem evenwijdige sleuven getrokken. Na het uitvoeren van het baggerwerk is de bodem van het kanaal nagenoeg vlak, en zijn de aanvankelijke sleuven geëgaliseerd.

Met het oog op de identificatie van de milieu-effecten veroorzaakt door het baggeren met sleephopperzuigers, verdient de turbiditeit die ontstaat tijdens het baggeren de nodige aandacht. De vertroebeling (resuspensie van het sediment), wordt veroorzaakt door het slepen van de zuigkoppen in het sediment, de overvloed en de turbulentie in de nabijheid van de bodem, veroorzaakt door het schip.

DE SLEPKOPPEN

De belangrijkste functie waaraan de sleepkoppen onder gegeven omstandigheden moeten voldoen, is het nemen van een zo groot mogelijke hoeveelheid sediment van de bodem. Er zijn twee groepen sleepkoppen met een verschillend werkingsprincipe : erosiekoppen en slibkoppen. Het doel van de erosiekoppen is het loswoelen van niet-cohesief sediment. Daarom moet een zo groot mogelijk drukverschil over de sleepkop gecreëerd worden, zodanig dat de erosiewerking van het intredende water zo groot mogelijk wordt. Om dit te realiseren wordt de intree-opening van de sleepkop tijdens het baggeren tegen het op te zuigen materiaal (bv. zand) aangedrukt, zodat het water (en de geërodeerde specie) slechts kan aangezogen worden via nauwe openingen onderaan de zijkant en de achterzijde van de sleepkop. Het doel van een slibkop daarentegen is om het slib te zuigen met een densiteit die de in-situ dichtheid zo goed mogelijk benadert, en waar dus slechts een minimum aan water toegevoegd wordt. De intreeweerstand - en bijgevolg het drukverschil over de sleepkop - moet dus zo klein mogelijk zijn. Daartoe wordt de aanzuigopening bij dit type sleepkop geplaatst in de vaarrichting van het schip, zodat door de vaarbeweging het slib automatisch in de sleepkop geduwd wordt. De turbiditeit veroorzaakt door de sleepkoppen zal minimaal zijn als de vaarsnelheid van het schip niet te groot is, zodat al het losgewoelde materiaal kan opgezogen worden, en als de erosiewerking van eventueel aanwezige waterjets naar de zuigopening gericht is, zodat al het door de waterjets losgewoelde materiaal mee opgezogen wordt.

DE OVERVLOEI

De belangrijkste bron van turbiditeit veroorzaakt door een sleephopperzuiger tijdens het baggeren is ongetwijfeld het overvloeewater, dat afgevoerd wordt over het dek of via overvloeikokers in de zijwand of de bodem van het schip. Een hypothetische benadering van het gedrag van de turbiditeitswolk veroorzaakt bij baggeren in open water met afvoer van de afvloeilaag over het dek of via open overvloeikokers in de zijwand van het schip, wordt gegeven in figuur 10. Het gedrag van dergelijke turbiditeitswolk wordt bepaald door :

- de aard van het gebaggerde sediment
- de vaarsnelheid van het schip
- de capaciteit van de baggerpomp

- de aard, de concentratie en het totale volume van de overvloeilaag
- hydrodynamische factoren zoals waterdiepte, zoutgehalte, stroomsterkte en stroomrichting.

Om de dispersie van de overvloeilaag te minimaliseren werd enige jaren geleden een overvloeisysteem ontwikkeld -de zogenaamde 'anti-turbiditeitsovervloed' - waarbij de aanwezigheid van gas (lucht) in de overvloeilaag tot een minimum gereduceerd wordt en de overvloeikoker in de bodem van het schip werd ingeplant (figuur 11). Met een dergelijke overvloed-installatie daalt de afvloeilaag sneller naar de bodem en wordt de dispersie in de waterkolom minimaal.

ANDERE OORZAKEN VAN DE VERTROEBELING VAN HET OMGEVINGSWATER :

- Bij het starten van de pompen, wanneer het water aanvankelijk overboord gepompt wordt (punt 2 op het beladingsdiagram).
- Bij het einde van de zuigtijd, wanneer de zuigbuizen en de pomp gespoeld worden.
- Verlies tijdens het varen : bij schepen met open overvloeikokers kan, wanneer het beun volgeladen is, door het stampen van het schip een gedeelte van de lading verloren gaan tijdens het varen. De hoeveelheid die daarbij overboord gaat, is afhankelijk van de weersomstandigheden.

* **Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het lossen van baggerspecie met sleephopperzuigers**

Figuur 12 geeft een hypothetische en schematische voorstelling van de fenomenen die optreden bij het lossen van baggerspecie in open water. Op basis van de dominerende fysische processen onderscheidt het WES (1986) drie fasen tijdens het lossen :

- de convectieve neerwaartse stroming
- de dynamische botsing
- de radiale dispersie.

Wanneer de hopper of de hopperdeuren geopend worden, verlaat de baggerspecie het schip onder de vorm van een densiteitsstroming. Tijdens het vertikaal transport naar de bodem - de convectieve neerwaartse stroming - wordt een hoeveelheid omgevingswater door de densiteitsstroming meegenomen. Een gedeelte van de geloste baggerspecie blijft in het bovenste deel van de waterkolom, en veroorzaakt een turbiditeitswolk die door de heersende stromingen verspreid kan worden. Het grootste deel van de densiteitsstroming komt met relatief veel impact op de bodem terecht - de dynamische botsing - en het sediment dat tijdens deze 'botsing' niet meteen afgezet werd, zal radiaal dispergeren tot voldoende energie gedissipeerd is opdat de specie zou kunnen bezinken.

De effectieve impact van de verschillende fasen van het lossen is afhankelijk van het geloste sediment (concentratie, gewicht en structuur) en de hydrodynamische omstandigheden ter hoogte van de loswal.

Dit wordt verder besproken onder hoofdstuk 7.1. .

Na het lossen van het sediment wordt de hopper nagespoeld met water, om de laatste resten van het sediment te verwijderen. Dit naspoelen gebeurt met omgevingswater en veroorzaakt op zijn beurt een turbiditeitswolk achter het schip, ter hoogte van de loswal.

3.1.2 Steekzuigers

* **Werkingsprincipe**

Zoals de sleephopperzuigers is een steekzuiger (figuur 13) een zelfvarend, zelfladend en zelflossend schip, maar in tegenstelling tot de eerstgenoemde gebeurt het baggerproces stationair: het schip gaat ten anker en plaatst zijn zuigmond -die gericht is naar de voorsteven van het schip- op de bodem en begint te zuigen. De produktiecyclus van een steekzuiger is vergelijkbaar met deze van een sleephopperzuiger en kan zoals bij deze laatste eveneens weergegeven worden door een beladingsdiagram (zie paragraaf 3.1.1).

* **Mogelijke milieu-effecten bij het baggeren met steekzuigers**

De milieu-impact kan gelocaliseerd worden rond de zuigmond, de overvloed en de omwoeling van de bodem veroorzaakt door het schip.

ZUIGMOND

De milieu-effecten veroorzaakt door de zuigmond van een steekzuiger zijn van tweeërlei aard :

- vertroebeling van het water ontstaan bij de manipulatie van de zuigbuis en zuigmond, en door het gebruik van waterjets op de zuigmond;
- bij het baggeren van zand en grind ontstaan grote kuilen of zuigtrechters in de bodem.

DE OVERVLOEI

(Zie ook bij sleephopperzuiger) Aangezien steekzuigers over het algemeen gebruikt worden voor het baggeren van zand of grind, zal het droge stofgehalte van de afvloeilaag beduidend kleiner zijn dan het droge stofgehalte van de overvloeilaag van een sleephopperzuiger die gebruikt wordt voor het baggeren van meer slibhoudende sedimenten. Bij het einde van de zuigtijd worden de zuigbuizen en de pomp nagespoeld.

* **Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het lossen van de baggerspecie van steekzuigers**

De mogelijke milieu-effecten zijn te vergelijken met de effecten veroorzaakt door sleephopperzuigers (zie paragraaf 3.1.1.)

3.1.3 Emmerbaggermolens

* **Werkingsprincipe**

Een emmerbaggermolen (figuur 14) is een stationair baggertuig dat het sediment verwijdert door middel van een reeks emmers die gemonteerd zijn op een emmerketting die door kabels wordt bewogen.

De densiteit van het sediment in de emmer komt overeen met de densiteit in situ. Bij het langskomen over de 'boventuimelaar' draaien de emmers om en wordt het sediment via een stortgoot in het transportmiddel - meestal zelfvarende beunbakken - overgebracht. De produktiecyclus van deze zelfvarende bakken is vergelijkbaar met die van sleephopperzuigers en steekzuigers.

*** Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het baggeren met een emmerbaggermolen**

Bij het baggeren met een emmerbaggermolen worden parallelle snedes getrokken in de bodem die elkaar gedeeltelijk overlappen, zodat een nagenoeg vlakke bodem gerealiseerd wordt.

Een eerste milieu-effect bij input van de emmerbaggermolen is de turbiditeit die ontstaat tijdens de verschillende handelingen.

HANDELINGEN

- In- en uitgraving van de emmers in de bodem.
- Verticaal transport van de gevulde emmers doorheen de waterkolom : het sediment dat zich bovenaan in de emmer bevindt en dat eventueel aan de emmer kleeft na ontgraving, kan tijdens het verticaal transport in de waterkolom gemengd worden.
- Neerwaarts transport van de emmers doorheen de waterkolom.
- Bij het overvloien van de zelfvarende beunbakken op het einde van de laadperiode, om de effectieve lading van de bakken te verhogen.
- Bij het varen van de beunbakken naar de loswal kan bij zware zeegang een hoeveelheid baggerspecie overboord vloeien.

De emmerbaggermolen is bijzonder geschikt voor inzet in gebieden waar de werkruimte beperkt is (dokken, havengeulen); waar deze gebieden dicht bij bewoonde zones gelegen zijn kan evenwel een belangrijke lawaaihinder ontstaan. Door gebruik te maken van geluidsarme lagers kan deze geluidshinder evenwel gevoelig verminderd worden.

*** Mogelijke milieu-effecten verbonden aan het lossen van zelfvarende beunbakken**

Ook hier kan verwezen worden naar de bespreking onder paragraaf 3.1.1 (sleeppopperzuiger).

3.1.4 Snijkopzuigers

*** Werkingsprincipe**

Een snijkopzuiger (figuur 15) bestaat uit een ponton waarop naast een pompinstallatie ook een snijkopladder en twee valpalen of spuds -een werkpaal en een hulppaal- gemonteerd zijn. Het te baggeren sediment wordt mechanisch van de bodem losgemaakt door middel van een roterende snijkop of cutter. Tijdens het baggeren is een snijkopzuiger 'verankerd' door middel van zijn werkspud, terwijl twee zijankers de snijkopzuiger langzaam van bakboord naar stuurboord (en vice versa) zwaaien. Het gebaggerde sediment wordt in zelfvarende bakken geladen of via een persleiding getransporteerd naar de loswallen.

*** Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het baggeren met een snijkopzuiger**

Een snijkopzuiger baggert volgens evenwijdige baggerassen, en maakt op die manier een snede in de waterbodem. Bij beëindiging van het baggerwerk wordt hier nagenoeg een vlakke bodem gerealiseerd.

Bij een snijkopzuiger ontstaat de grootste vertroebeling van het omgevingswater in de nabijheid van de snijkop. Deze turbiditeit is afhankelijk van :

- de aard van de te baggeren sedimenten;
- de hoeveelheid sediment die losgewoeld wordt, maar niet door de zuigmond opgenomen wordt.

OPGEWOELD SEDIMENT

Deze opgewoelde hoeveelheid is afhankelijk van de draaisnelheid van de snijkop, van de positie van de snijkop in de te baggeren sedimentlaag, en van de zwaaihoeksnelheid van de snijkopzuiger : wanneer de dikte van de gebaggerde sedimentlaag toeneemt, dan stijgt het turbiditeitsniveau rondom de snijkop exponentieel. Eenzelfde verband wordt vastgesteld bij toename van de draaisnelheid van de snijkop en van de zwaaihoeksnelheid van de snijkopzuiger. Hoewel de turbiditeit bijgevolg toeneemt met de produktie van de snijkopzuiger, is het toch mogelijk om de produktie ervan te optimaliseren zonder een al te grote resuspensie van bodemsediment in de onderste waterkolom. Bovendien is de hoeveelheid materiaal die in suspensie wordt gebracht, afhankelijk van de technische kenmerken van de snijkopzuiger, en vooral van de soort snijkop die gebruikt wordt :

- een tandensnijkop veroorzaakt de grootste turbiditeit;
- een conische of cilindrische messensnijkop veroorzaakt een veel geringere turbiditeit;
- Meer recent werd de zogenaamde 'disc bottom cutter' ontwikkeld. Dit is een cilindrische messensnijkop met relatief veel bladen die zich met zijn as verticaal in het sediment bevindt. Volgens Pennekamp en Van Raalte (1989) zou dit type snijkop - die gebruikt wordt om een zachte bodem in dunne laagjes te baggeren - de minste turbiditeit veroorzaken.

Turbiditeit kan verder veroorzaakt worden door sediment dat afschuift van taluds, en door de omwoeling in ondiep water door de propeller van assisterende werkschepen.

*** Mogelijke milieu-effecten veroorzaakt door het opspuiten van sediment in open water via een persleiding**

Belangrijk in dit verband is vooral de opstelling van de spuitmond, in combinatie met de aanwezige natuurlijke randvoorwaarden, met name de hydrodynamiek en de kenmerken van het opgespoten sediment. Dit wordt geïllustreerd in figuur 16. Onder gelijkaardige natuurlijke randvoorwaarden is het dispersiepatroon van het opgespoten materiaal afhankelijk van de vorm van de spuitmond (lay-out) en de stand van de spuitmond (hoogte en hoek) ten opzichte van het wateroppervlak (bij opspuiten boven water) of ten opzichte van de bodem (bij opspuiten onder water).

Bij gebruik van een spuitmond-opstelling waarbij de turbiditeit in de waterkolom zo beperkt mogelijk wordt gehouden, wordt theoretisch een relatief steile sedimentaccumulatie gevormd met maximale dikte en een minimale bodembedekking. Bij het gebruik van een spuitmond-opstelling waarbij de turbiditeit in de waterkolom hoger is, wordt theoretisch een relatief dunne sedimentafzetting gevormd die een grotere oppervlakte op de bodem bedekt.

3.2 ONDERZOEK VOOR DE VERMINDERING VAN DE TURBIDITEIT

Tabel 8 geeft een overzicht van de relatieve turbiditeitsgraad veroorzaakt door de verschillende baggertuigen (naar Van Drimmelen en Loevendrie, 1988).

Tabel 8 : Relatieve turbiditeitsgraad veroorzaakt door de verschillende 'standaard' baggertuigen.

TYPE BAGGERVAARTUIG	TURBIDITEITSGRAAD
- Sleephopperzuiger	+
werkend met overvloei	---
werkend met anti-turbiditeits overvloei	-
- Emmerbaggermolen	---
- Snijkopzuiger	---
- Steekzuiger	++++
Het aantal (+) of min (-) tekens is een aanduiding van het positieve of negatieve effect van de verschillende types baggertuigen.	

Met uitzondering van de sleephopperzuigers uitgerust met een antiturbiditeitsovervloei, betreft het hier 'standaard' baggertuigen waaraan geen specifieke aanpassingen werden aangebracht met het oog op de vermindering van de turbiditeit.

De jongste jaren werden echter belangrijke investeringen gedaan om de mogelijk optredende milieu-effecten tot een minimum te herleiden. Deze 'milieutechnische' verbeteringen leiden noodzakelijkerwijs tot een verbetering van de situatie zoals geschetst in de tabel 8.

* Sleephopperzuigers

Voor de sleephopperzuigers bestaan de milieutechnische verbeteringen uit (Van Craenenbroeck, De Vlieger en Kerckaert, 1990) :

- onderzoek naar de invloed van de vaarsnelheid tijdens het baggeren;
- ontwikkeling van een uiterst nauwkeurig plaatsbepalings- en monitoringssysteem : de 'videoplotter';
- installatie van automatische pompregelingen, om het verstoppn van de zuigbuizen (en bijgevolg het nutteloos verdunnen door toevoeging van water) te vermijden;
- onderzoek naar het optimale gebruik van de sleepkoppen;
- systematisch inbouwen van anti-turbiditeitsovervloeikokers op schepen die belangrijke verbouwingswerken ondergaan;
- onderzoek voor het bepalen van de optimale overvloeitijd. Dit onderzoek leidde tot het reduceren en in sommige gevallen zelfs tot het afschaffen van overvloei in

slibsedimenten. Bovendien wordt ook voor zandbodems continu gezocht naar een vermindering van de overvloeitijd;

- onderzoek naar de effectiviteit van een installatie voor de ontgassing van het sediment tijdens het baggeren.

In de toekomst zal dit onderzoek verdergezet worden, en zullen de volgende technieken geëvalueerd worden :

- dieplaadsystemen ter beperking van de overvloed;
- selectief baggeren;
- lossystemen waarbij het mengsel met hoge densiteit via de zuigbuizen op de bodem gelost wordt, waardoor de verdunning van het sediment minimaal is;
- gebruik van het 'overvloedwater' voor de erosie van het bodemsediment zodat een semi-gesloten circuit ontstaat met beduidend minder toevoer van omgevingswater.

*** Emmerbaggermolens**

Vanuit milieutechnisch oogpunt bekeken is het voor een emmerbaggermolen zeer belangrijk dat hij zorgvuldig gebruikt wordt. Om de eventuele nadelige milieu-effecten zoveel mogelijk te beperken, kan men onder meer :

- de vulgraad van de emmers beperken tot 80 %;
- de snelheid van de emmerketting bewust beperkt houden.

*** Snijkopzuigers**

Voor snijkopzuigers wordt onderzoek verricht naar de turbiditeit veroorzaakt door de snijkopzuigers en de invloed van de onder 3.1.4. vermelde parameters. De konische messensnijkop wordt gebruikt in plaats van de tandensnijkop.

*** Recente ontwikkelingen**

Deze worden van nabij gevolgd : disc bottom cutter, refresher, pneuma-pompen, enz.

3.3 SELECTIECRITERIA VAN DE BAGGERTUIGEN

Tabel 9 geeft een relatieve en technische evaluatie van mogelijke selectiecriteria voor het inzetten van de verschillende typen baggertuigen, beschreven onder hoofdstuk 3.2. . Deze evaluatie kan in geen enkel geval als een absoluut criterium gehanteerd worden.

Tabel 9 : Toepassing van de gangbare baggertuigen

CRITERIUM	SLEEPHOPPER bagger lossen		STEEKZUIGER bagger lossen		EMMERB. MOLEN bagger lossen		SNIJKOPZUIGER bagger lossen	
<u>1. Zee</u>								
- deining tussen 0 en 0,5 m	++	++	+	+	++	++	++	+
- deining tussen 0,5 en 1,0 m	++	++	+/-	+	+/-	+/-	+	+/-
- deining tussen 1,0 en 2,0 m	+	+	-	-	-	-	-	-
- zwakke stroming	++	++	+	+	+	+	+	+
- sterke stroming	+	+	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	-
<u>2. Meteo</u>								
- mist	+/-	+/-	-	+/-	-	-	-	+
- storm	+/-	-	-	-	-	-	-	-
<u>3. Werkomstandigheden</u>								
- wateren in binnenland	++	++	+	+	++	++	+	+
- open water	+	+	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
- scheepvaartwegen	++	n.v.t.	+/-	n.v.t.	+/-	n.v.t.	+/-	+/-
- havens en dokken	+/-	n.v.t.	-	n.v.t.	+/-	n.v.t.	+/-	+/-
<u>4. Te baggeren sediment</u>								
- grof zand	+	++	+	+	+	+	+	+
- medium zand	++	++	++	++	+	+	++	++
- fijn zand	++	++	++	++	+	+	++	++
- slib	+	++	+/-	+/-	++	++	+	+
INZETBAARHEID : ++ : zeer goed + : goed +/- : matig - : slecht n.v.t. : niet van toepassing								

3.4 DE BAGGERTUIGEN IN DE BELGISCHE VAARGEULEN EN KUSTHAVENS

De tabel 10 geeft een overzicht van de baggerschepen die op dit ogenblik en in de nabije toekomst in de verschillende scheepvaartwegen en havens worden ingezet, in functie van de noden.

Tabel 10 : Overzicht van de ingezette baggerschepen

PLAATS : ZONE :	NIEUWPOORT		OOSTENDE		BLANKENBERGE		ZEEBRUGGE EN VAARGEULEN				
	geul	haven	geul	haven	geul	haven	voorh.	CDNB	P.v.Z.	Sch.w.	Sch.o.
SCHEEPSNAAM											
(1) Vlaanderen XXI Galilei 2000 DOS II Sanderus Vlaanderen XVIII Vasco da Gama							x x	x x	x x	x x	x x
(2) Volkracht 2 + Vlaanderen V + Vlaanderen VI				x							
(3) DC 202 DC 203		x				x					
(4) Vlaanderen XVII	x		x		x						
(1) Sleepzuigers (2) Emmerbaggermolen en zelfvarende beunbakken (3) Snijkopzuigers (4) Steekzuiger; op termijn wordt ernaar gestreefd dit tuig door een sleephopperzuiger te vervangen											

De tabellen 11 en 12 geven een meer gedetailleerd overzicht van enkele belangrijke kenmerken van die ingezette baggertuigen.

De in deze tabellen vermelde cijferwaarden (vb. : overvloei) zijn berekend op basis van zoveel mogelijk praktijkgegevens. Vermits er ettelijke veronderstellingen moeten aangenomen worden om tot de vermelde cijfers te komen, dienen deze strikt voorwaardelijk te worden geïnterpreteerd.

Tabel 11 : De ingezette baggerschepen : Sleephopperzuigers

BAGGERTUIG	HOPPERCAPACITEIT	DUUR BAGGERCYCLUS	MOGELIJK MILIEU-EFFECT OP BAGGERZONE	MOGELIJKE MILIEU-EFFECT OP LOSWAL
SLEEPHOPPERZUIGERS * Gewone sleephoppers - Vlaanderen XVIII	11.301 m ³	2u05' tot 2u30' *	- 2 zuigmonden van het erosietype, geen jets - overvloei van circa 7.700 tot 8.600 m ³ met circa 320 à 774 ton droge stof per cyclus - turbiditeit van overvloei : 38.000 tot 105.000 ppm, via kokers in zijwand van schip	<u>loswallen S1 en S2 :</u> - verlies tijdens het varen van 50 tot 200 m ³ (afhankelijk van hydrodynamische omstandigheden en de vaarafstand) - lossen van ca.5500 à 6900 m ³ (basisdensiteit) in circa 10' (incl. spoeltijd) via de bodemdeuren aan vaarsnelheid van 3 à 5 knopen
- Vasco da Gama	10.156 m ³	2u10' tot 2u50' *	- 2 zuigmonden van het erosietype - overvloei (geen kwantitatieve gegevens bekend) via kokers in zijwand van het schip bekend) via kokers in zijwand van het schip	<u>loswal S1 :</u> - geen kwantitatieve gegevens over vaarverlies gekend - lossen van ca.4300 à 6300 m ³ (basisdensiteit) in circa 10' (incl. spoeltijd) via bodemdeuren aan vaarsnelheid van 3 à 5 knopen
- Sanderus	5.338 m ³	1u15' tot 2u10' *	- 2 zuigmonden van het erosietype, die echter gericht zijn in de vaarrichting om slib te zuigen zoals een slibkop - géén overvloei	<u>loswallen S1, S2 en Zeebrugge oost :</u> - geen kwantitatieve gegevens over vaarverlies gekend - lossen van ca.2500 m ³ (basisdensiteit) in circa 10'(incl. spoelen) via bodemdeuren
* Splijtsleephoppers - Dos II	5.072 m ³	1u tot 1u30' *	- idem als Sanderus	<u>loswallen S2 en Zeebrugge oost :</u> - geen kwantitatieve gegevens over vaarverlies gekend - lossen van ca. 2.600 m ³ (basisdensiteit) in circa 5' (incl. spoelen) door 'splijt-manoever'
- Vlaanderen XXI	1.751 m ³	circa 1u05'	- zuigmond van het erosietype - géén overvloei	<u>loswal Zeebrugge oost :</u> - geen kwantitatieve gegevens over vaarverlies gekend - lossen van ca.760 m ³ (basisdensiteit) in circa 5' (incl. spoelen) door 'splijt-manoever'
- Galilei 2000	2.339 m ³	circa 1u20'	- idem als Vlaanderen XXI	<u>loswal Zeebrugge oost :</u> - geen kwantitatieve gegevens over vaarverlies gekend - lossen van ca.950 m ³ (basisdensiteit) in circa 5' (incl. spoelen) door 'splijt-manoever'
* De redenen voor de variatie in de duur van de baggercyclus (baggeren, varen en lossen) liggen in de verschillende afstanden tussen baggerzones en loswallen. * Baggerzones : zie <u>tabel 9</u>				

Tabel 12 : De ingezette baggerschepen : overige tuigen

BAGGERTUIG	HOPPERCAPACITEIT	DUUR BAGGERCYCLUS	MOGELIJK MILIEU-EFFECT OP BAGGERZONE	MOGELIJKE MILIEU-EFFECT OP LOSWAL
STEEKZUIGERS - Vlaanderen XVII	797 m ³	circa 3u25' in Oostende circa 1u30' in Blankenberge circa 2u40' in Nieuwpoort	- zuigbuis met waterjets (zie paragr. 3.1.2.) - overvloed van circa 4800 m ³ / 2400 m ³ (ong. 1 uur of 30') met circa 120 of 60 ton droge stof	- Na het openen van de bodemdeuren vaart het schip met open bodemdeuren ter hoogte van de loswal (circa 9 minuten) aan 3 knopen. - Er zijn geen metingen over het gedrag van de specie na het lossen
EMMERBAGGERMOLENS - Volkracht II + 2 zelfvarende beunbakken (Vlaanderen V en VI)	emmers : 46 x 0.9 m ³ 904 m ³	40' (baggeren) + circa 1u20' (varen beunbakken)	- korte overvloed van circa 5', enkel om bovenstaand water te laten wegvloeden	- er wordt per reis circa 819 m ³ (slib) gelost; over de turbiditeit zijn er geen gegevens gekend.
SNIJKOPZUIGERS - DC 202 * - DC 203 *	persleiding persleiding		- geen gegevens bekend over de turbiditeit veroorzaakt door de snijkop	- de spuitmond is een open horizontale buis op het onderwaterstrand met een diameter van 30,5 cm. - er zijn geen gegevens bekend over de spreiding van het opgespoten sediment
* Baggerzones : zie tabel 9 * Het baggerwerk uitgevoerd door de snijkopzuiger DC 202 in Nieuwpoort, start in december en duurt tot mei. * Het baggerwerk uitgevoerd door de snijkopzuiger DC 203 in Blankenberge, start in februari en duurt tot april of mei; 30 % van de werktijd wordt besteed aan het verwijderen van vuil uit de snijkop.				

4. SEDIMENTOLOGIE

4.1 REGIONALE HYDRAULICA EN SEDIMENTOLOGIE VAN HET BELGISC CONTINENTAAL PLAT

De hydrodynamica van de Noordzee wordt vooral bepaald door het getij, de heersende wind, de golfactiviteit en de zoetwaterafvoer (eventueel met densiteitsstromingen) van de riviermondingen en andere lozingen langs de kusten.

4.1.1 De stromingen

Het getij in de Noordzee is een halfdagelijks licht asymmetrisch getij.

Het residuele watercirculatie-patroon (d.w.z. : de netto waterverplaatsing na het optellen van alle verschillende stromingen) voor onze kust wordt veroorzaakt door de asymmetrie van het getij, de overheersende winden en densiteitsstromingen van verschillende watermassa's.

Het Belgisch Continentaal Plat ligt in de zuidelijke bocht van de Noordzee, waar de getij-amplitude relatief groot is, onder meer ten gevolge van de ondiepe ligging van de zeebodem in dit gebied. Figuur 17 illustreert de tijstroomingsrozen* voor dit gebied :

- deze stroomingsrozen zijn sterk plaatsgebonden;
- in de kustzone is de getijdestroming vooral bidirectioneel;
- meer zeewaarts zijn de getijderozen eerder elliptisch van vorm.

De circulatie van watermassa's op het Belgisch Continentaal Plat is zeer complex. Ondanks deze complexiteit is het mogelijk om mathematische modellen te gebruiken om de beweging van de watermassa's te bestuderen. Deze techniek wordt reeds met succes gebruikt. Zo blijkt dat de stromingsellipsen verbonden met de halfdagelijkse maancomponent van het getij - die door de BMM met een mathematisch model voor de kustzone werden berekend - redelijk goed overeenkomen met de stromingsellipsen opgesteld met gegevens van de in situ metingen (figuur 17).

De waarnemingen duiden aan dat het horizontaal getij onder de Belgische Kust (stroomrozen) over 1 getijcyclus (ongeveer 12 uur en 25 minuten) gelijkaardig is aan stromingen in estuaria. Het halfdagelijks getij veroorzaakt een typische cyclische stroming met één vloedmaximum en één ebmaximum gescheiden door kenteringen.

De figuren 18 en 19 illustreren de waarnemingen gedaan tijdens 1 getijcyclus.

* *vectoriële voorstelling van stroomsterkte en stroomrichting in één punt over een gemiddelde getijcyclus.*

De studie van de cycliciteit van de parameters laat ook de volgende conclusies toe :

- het water stroomt nagenoeg altijd en wordt voortdurend versneld of afgeremd;
- de variatie van suspensielading lijkt sterk gebonden te zijn aan het getijde, met name aan de variatie van de getijstrooming;
- over één tijcyclus wordt het sediment voortdurend en altemnerend in suspensie gebracht door erosie, en daarna weer afgezet door sedimentatie.

Verticaal over de waterkolom verdeelt de getijdestrooming zich parabolisch, terwijl de suspensielading zich vooral concentreert op enige meters boven de bodem (zie verticale profielen in figuur 19). Het sedimenttransport concentreert zich dan ook hoofdzakelijk in de eerste meters boven de zeebodem.

4.1.2 Golf- en windwerking, invloed van het Scheldeëstuarium

Golf- en windwerking hebben ook hun invloed op de hydrodynamica en de watercirculaties, en dus ook op de sedimentbewegingen. Deze invloed draagt in hoofdzaak bij tot :

- de vorming van residuele watertransporten;
- de vervorming van de stroomverticaal;
- de opwekking van orbitaalbewegingen bij de bodem.

Door de geringe diepte in dit deel van de Noordzee is de golfwerking op de zeebodem vrij intens.

Golven zijn hier meestal kort en steil. De getijdestromingen, samen met de golfactiviteit, veroorzaken een zekere schuifspanning aan het contactvlak tussen bodem en water, die op haar beurt de erosie van de deeltjes beïnvloedt.

Een typisch voorkomensfrequentie-diagram van golfregistraties is gegeven in figuur 20.

Een laatste hydrodynamische parameter die een invloed heeft op het sedimenttransport is het bovendebiet uit het Scheldeëstuarium. Het bovendebiet van de Schelde (gemiddelde : circa $104 \text{ m}^3/\text{s}$) is zeer laag in vergelijking met het gemiddelde getijdebiet van het Westerscheldeëstuarium (ongeveer $50.000 \text{ m}^3/\text{s}$ bij eb of vloed). De ten gevolge van het getij in- en uitstromende volumes zijn in evenwicht : het residueel debiet uit het estuarium wordt dus bepaald door het bovendebiet. De watercirculatie in het mondingsgebied is echter zeer complex. De morfologie van het gebied, met zijn eb- en vloedgeulen is hieronder beschreven (paragraaf 4.1.3.), en geeft een beeld van het circulatiepatroon.

De studies die werden uitgevoerd voor de uitbouw van de haven van Zeebrugge hebben geleerd dat voor het begrijpen van de sedimentdynamiek vooral het residueel transport van water en sediment van belang is.

Besluitend zijn de belangrijkste factoren die de sedimentdynamiek bepalen :

- het getij;
- de 'bodemvoelende' golfwerking;
- densiteitsverschillen tussen watermassa's;
- het bovendebiet van de Schelde en de wateruitwisselingen met het Westerscheldeëstuarium;
- de windwerking.

4.1.3 Regionale sedimentologie voor de Belgische kust

* Bodemsamenstelling (lithologie)

De sedimentologie (lithologie van oppervlaktesedimenten) van het deel van het Belgisch Continentaal Plat voor de kust (binnen circa 20 km uit de kustlijn) werd in het verleden door verschillende onderzoeken in kaart gebracht (Van Mierlo (1899), Van Veen (1936), Houbolt (1968), Bastin (1974), MOW (1976-1982), MOW (1984-1986), Ceuleneer en Lauwaert (1987), Rijks Geologische Dienst en Belgische Geologische Dienst (1990)).

Uit deze bodemkaarten leidt men af dat zeewaarts, de sedimenten nagenoeg uitsluitend uit zand bestaan, hoewel plaatselijk de onderliggende geologische kleilagen (Ieperiaan en Rupeliaan) dagzomen; terwijl meer naar de kust toe de oppervlakkige lagen vooral bestaan uit fijnkorrelige sedimenten (met slib) met een complexe en voortdurend variërende samenstelling.

Figuur 21 geeft de sedimentologische kaart voor de Belgische westkust (Ceuleneer en Lauwaert, 1987 en diverse bronnen 1962-1977), terwijl figuur 22 de meest recent gekarteerde samenstelling van de zeebodem voor de oostkust weergeeft (MOW - Haecon 1984-1986).

Folk (1954) stelde een classificatiesysteem op voor sedimenttypes : de granulometrische driehoeksdiagramma's. De hoekpunten van deze driehoeken vertegenwoordigen 100 % van een fractie : klei of lutum (< 2 micrometer), silt (2 tot 63 micrometer), zand (63 micrometer tot 2 mm) en grind (> 2 mm). De term 'mud' of 'slib' wordt hier bepaald als de granulometrische fracties fijner dan zand. De driehoek zelf bevat dan gebieden met verschillende mengverhoudingen. De klassen waarin de baggerspecie sedimenten vallen, en hun bijbehorende terminologie zijn :

<u>Symbool</u>	<u>Engels</u>	<u>Nederlands</u>
M	mud	slib
sM	sandy mud	zandhoudend slib
mS	muddy sand	slibhoudend zand
S	sand	zand

In tabel 13 worden de resultaten van de granulometrische analyses van de baggerspeciemonsters (zie verder hoofdstuk 5.3.) weergegeven, en omschreven overeenkomstig de terminologie van Folk.

Tabel 13 : Resultaten van het granulometrisch onderzoek van de bodemonsters in baggerzones en BCP.

ZONE	PLAATS	GEMIDDELDE % VOOR FRACTIE < 63µm	BEREIK IN % VOOR FRACTIE < 63µm	TERMINOLOGIE
VAARGEULEN	Nieuwpoort	0	0	S
	Oostende	24	0 - 49	S - mS
	Blankenberge	19	19	mS
	Pas van het Zand	66	52 - 77	sM
	Scheur west	49	19 - 81	mS - sM
	Scheur oost	18	1 - 52	S - mS - sM
HAVENS	Nieuwpoort			
	- Binnenvaargeul	50	16 - 83	mS - sM
	- Oude Vlotkom			
	en Portus Novus	73	70 - 76	sM
	Oostende	72	42 - 88	mS - sM
	Blankenberge			
	- Voorhaven	40	8 - 72	S - sM
	- Jachthavens	77	73 - 82	sM
	Zeebrugge			
	- Voorhaven	60	25 - 95	mS - sM - M
	- CDNB	66	63 - 70	sM
BCP		1	0 - 3	S

Figuur 23 toont een sedimentologisch driehoeksdigram van de sedimenten van het Belgisch Continentaal Plat. Het slib bestaat uit silt en klei, met organische stof (5 - 20 %) en carbonaten (20 - 35 %). Het zand is voornamelijk fijn zand.

Het watergehalte van het slib is in situ vrij hoog en varieert met de plaats :

- op de slibplaten buiten havens en vaargeulen : 40 tot 200 % (op de droge stof);
- in de havens waar het slib ongeconsolideerd voorkomt : groter dan 200 %.

Fijn zand (d_{50} : 175 tot 250 micrometer) komt, evenals het slib voor tussen 0 en 12 meter waterdiepte (beneden het referentieniveau GLLWS). Het middelgrof zand (d_{50} : 250 tot 500 micrometer) komt vooral voor vanaf waterdiepten groter dan 12 m (onder GLLWS).

* Reliëf van de zeebodem (morfologie)

De morfologie van het gebied waar de bagger- en stortwerkzaamheden worden uitgevoerd, wordt gekenmerkt door een viertal morfologische types :

- de voordelta van het Scheldeëstuarium;
- de platen (slib- en zandplaten);
- de eb- en vloedgeulen;
- de zandbanken.

Deze vier morfologische vormen zijn alle gebonden aan de geologie van de ondergrond en/of aan de sedimentdynamiek van het gebied.

Menselijke ingrepen zoals de uitbouw van de haven van Zeebrugge, het opspuiten van de stranden en het baggeren en storten van baggerspecie, brengen lokaal bijzondere morfologische wijzigingen aan.

Dit wordt duidelijk op 'verschilkaarten' (kaarten met het verschil tussen twee peilingen), waarop de verdiepingen en de verondiepingen van een gebied kunnen afgelezen worden. Een voorbeeld van zulke verschilkaart is de figuur 24.

* **Sedimentdynamiek**

De vaargeulen voor de oostkust zijn gelegen in een gebied met een hoge sedimentdynamiek. Om het fysisch effect van de bagger- en stortoperaties in te schatten, is het noodzakelijk de natuurlijke sedimentbewegingen apart te evalueren.

Hierbij stelt vooral het 'slibveld' voor de Belgische kust (zie figuur 22) een wetenschappelijk probleem. Hoe kan een dergelijk volume slibafzetting voorkomen onder de heersende hydrodynamische omstandigheden ?

Volgens van Veen (1936) en Bastin (1974) wordt dit fijnkorrelig sediment hydrodynamisch gevangen, vooral ten gevolge van de wisselwerking van volgende fenomenen :

- de twee reststromen van eb en vloed;
- de resultante van de orbitale beweging der golven in de richting van de kust.

Meer recent werk (MOW) beschouwt dit slibveld als een plaats waar het residueel sedimenttransport samenkomt, en een marien turbiditeitsmaximum vormt. Dit laatste naar analogie met de estuariene turbiditeitsmaxima, zoals die voorkomen in het Scheldeëstuarium, of de Gironde. Het zwaartepunt van het residueel sedimenttransport, en derhalve het turbiditeitsmaximum, verplaatst zich ten gevolge van de heersende hydrodynamische omstandigheden, en ligt heden ter hoogte van Knokke.

Om de natuurlijke sedimentdynamiek te begroten werden in de loop der jaren 1975 tot 1985 heel wat veldmetingen uitgevoerd. Hierbij werd onder andere gebruik gemaakt van tracerproeven. Uit deze metingen is gebleken dat het residueel suspensietransport vele malen groter is dan het zuivere bodemtransport.

Over het relatief belang van de verschillende mogelijke bronnen van het sediment (erosie van kusten en bodem, aanvoer uit estuaria en rivieren, opwoeling door baggerwerk) bestaan echter nog grote onzekerheden.

Al de verschillende elementen van het sedimenttransport moeten worden opgenomen in een globale voorstelling of een globaal model van de sedimentfluxen.

Aan de hand van binnenlandse en buitenlandse onderzoeken stelt men een globale transit vast van sedimenten in de Noordzee langs de Franse, Belgische en Nederlandse kust van circa 5 à 10 miljoen ton droge stof per jaar evenwijdig met de kust in noordoostelijke richting.

Deze transit wordt blijkbaar weinig gehinderd bij de doortocht voor de Belgische kust. Van deze transit zal een deel in de beschouwde havens en vaargeulen sedimenteren, waar het door onderhoudsbaggerwerk verwijderd wordt.

De belangrijkste elementen van deze studie kunnen ook als volgt worden samengevat (McCave (1973), Eisma (1973)) :

- de jaarlijkse aanwas in de gehele Noordzee bedraagt circa 32.000.000 ton droge stof;
- de slibaanvoer vanuit zee in de Westerschelde bedraagt circa 600.000 ton droge stof per jaar, terwijl de slibaanvoer vanuit de Westerschelde naar zee toe verwaarloosbaar is (Steyaert & Van Maldeghem (1987), Van Alphen (1990));
- het sedimenttransport langs de Belgische kust gebeurt in noordelijke richting en bedraagt volgens de nu beschikbare gegevens ongeveer 7.000.000 ton droge stof per jaar (Terwindt (1965), Eisma (1973), Van Alphen (1987)).

Op figuur 25 ziet men de resultaten van alle tot nu toe uitgevoerde terreinmetingen van residuele sedimenttransporten (zowel van bodem- als suspensietransport). Dit transport is aangeduid met pijlen, die de richting ervan aangeven. Het mechanisme van het marien turbiditeitsmaximum is eveneens te zien. Modelisatie schijnt erop te wijzen dat na de havenuitbouw van Zeebrugge, en de er aan gekoppelde verdieping van de vaargeulen, het turbiditeitsmaximum zich heeft verplaatst en zich nu ten oosten van Zeebrugge zou bevinden (figuur 26). Dit dient nog geverifieerd te worden door gepaste metingen.

Uit deze studies is gebleken dat betrekkelijk weinig sediment wordt aangevoerd naar of afgevoerd uit het gebied met het marien turbiditeitsmaximum voor de Belgische kust.

Door deze natuurlijke omstandigheden vereist het op diepte houden van de kusthavens en de vaargeulen een continue monitoring door middel van peilingen en een doelgerichte en intensieve baggerinspanning.

*** Verband van de morfologie met de sedimentdynamiek**

Uit een koppeling van de verschilkaarten met de lithologische kaarten kan men zich een idee vormen over het sedimentbilan van het gebied, met name de aan- en afvoer door de natuur en deze, te wijten aan menselijke ingrepen.

Het bilan opgemaakt ten tijde van de bouw van de haven van Zeebrugge en de toenmalige verdieping van de vaargeulen (periode 1976 - 1982) leidde tot de volgende conclusies :

- de morfologische en sedimentdynamische reacties traden op in een tijdspanne van enkele jaren;
- het volume natuurlijk verplaatst sediment was klein (circa 9 %) in vergelijking met de hoeveelheden die tijdens de uitvoering van de werken gebaggerd en gestort werden;
- de uitwisseling van sediment tussen het gebied met het turbiditeitsmaximum en de rest van de Noordzee of de Westerschelde blijkt vrij gering.

De verdiepingswerken in de vaargeulen Scheur en Pas van het Zand komen duidelijk tot uiting op de figuur 24, evenals de verondiepingen ter hoogte van de S1-loswal die het gevolg zijn van de baggerspeciéstoringen.

Alle in gebruik zijnde loswallen worden regelmatig gepeild om de ver(on)diepingen vast te stellen en te kwantificeren. Dit aspect wordt ook verder toegelicht onder paragraaf 7.1.3..

4.2 SEDIMENTOLOGIE VAN DE BAGGERSITES EN LOSWALLEN

4.2.1 Bodemsamenstelling en sedimenttypes

In de tabellen 1 en 2 (Hoofdstuk 2) wordt bondig de aard van de specie vermeld die opgebaggerd wordt in de baggerzones.

De meest recente bodemsamenstellingskaart toont :

- loswal S1 : fijn zand (> 85 % zand; $d_{50} = 125 - 250$ micrometer) en middelgrof zand (> 85 % zand; $d_{50} = 250 - 420$ micrometer);
- loswal S2 : fijn zand (> 85 % zand, $d_{50} = 125 - 250$ micrometer);
- loswal Zeebrugge oost : fijn zand en slibhoudend zand;
- loswallen Blankenberge : fijn zand (strand) en slib;
- loswal Oostende : fijn zand en slib.

In verband met de interpretatie van deze gegevens dient echter gewezen op de voortdurende verandering waaraan de bodemsamenstelling onderhevig is, zoals reeds gesignaleerd door Bastin (1974).

Opvallend is echter de vrij hoge proportie aan zandige sedimenten op de verschillende loswallen, ondanks het feit dat op de meeste ervan specie wordt gestort met een vrij hoog gehalte aan slib.

Dit wordt nog verder bevestigd door trilboorkernen die onder meer op de stortplaats S1 genomen zijn. Hieruit blijkt dat deze stortplaats in feite een zandlichaam vormt van zowat 50.000.000 m³ in situ. Het zand is een goed gewassen geel fijn zand (mediaan of $d_{50} = 180$ à 200 micrometer). Een beschrijving van een trilboorkern is weergegeven in de figuur 27.

De loswal Zeebrugge oost daarentegen lijkt over enige meters op een typische getijden/storm-sequentie (afwisseling van zand en sliblaagjes). De sedimentatie op deze stortplaats wordt in een ruimer kader ook beïnvloed door de morfologische veranderingen ten gevolge van de uitbouw van de haven van Zeebrugge (zie figuur 47).

4.2.2 Morfologie van de loswallen

In het kader van de optimalisatie van de baggerwerken is een morfologisch monitoringsprogramma van de loswallen uitgewerkt. Hierbij worden alle loswallen op regelmatige tijdstippen gepeild, en vervolgens worden er verschilkaarten (zie hoger) van opgemaakt.

De gevonden verschilvolumes worden vergeleken met de werkelijk gestorte hoeveelheden, om de zogenoemde 'primaire stortplaatsefficiëntie' te bepalen. Deze laatste parameter is de verhouding van de verondieping (in volume) tot de gestorte hoeveelheid baggerspecie (beide herleid naar eenzelfde referentiedensiteit), en is één van de criteria bij de keuze van de optimale loswal voor die bepaalde baggerspecie.

Een voorbeeld van verschilkaart van de loswal S1 wordt gegeven in figuur 28. Op de figuur 29 wordt een langsprofiel voor verschillende jaren van dezelfde loswal gegeven (sinds de ingebruikname in de jaren '60).

De bepaling van de primaire stortplaatsefficiëntie wordt geïllustreerd aan de hand van enige histogrammen : figuur 30 toont de resultaten voor de loswal S1. Op de primaire stortplaats-efficiëntie wordt verder ingegaan in paragraaf 7.1.1.

De S1 was tot voor kort de belangrijkste loswal; een analoog onderzoek bestaat nu voor alle loswallen.

5. SAMENSTELLING VAN DE BODEMSEDIMENTEN IN DE BAGGERZONES

In oktober-november 1989 werd door het Bestuur der Waterwegen en het Zeewezen (Dienst der Kust) een uitgebreide monstername-campagne uitgevoerd, waarbij 77 bodemstalen werden genomen in alle baggerzones van de Belgische kust, en 3 monsters uit het beun van een baggerschip. Daarenboven werden 13 vergelijkingsstalen genomen van mariene sedimenten en referentiematerialen. Op deze verzameling werd een uitgebreid karakterisatie-onderzoek uitgevoerd. Hiermee werd - voor het eerst - een zeer gedetailleerd beeld bekomen van de verontreiniging van de baggerspecie aan de Belgische kust.

Deze studie wees uit dat de pollutiegraad van de sedimenten in de vissershaven van Zeebrugge en de eraan grenzende toegang tot de oude zeesluis nader diende onderzocht te worden. Daartoe werden halfweg 1990 in deze zone aanvullende monsternames en analyses uitgevoerd.

5.1 MONSTERNAMEPROCEDURE

De baggersites werden in situ bemonsterd met een Shipek-grijper. Er werd, conform met de Richtlijnen, voor een grijp-monster geopteerd, omdat in dit stadium van het onderzoek nog geen gegevens zijn vereist over de verticale distributie van contaminanten in de monsters. Er werden verschillende zones onderscheiden (tabel 14), namelijk de havens en de mariene toegangsgeulen tot die havens. In de figuren waarin de resultaten worden weergegeven wordt dit onderscheid telkens gerespecteerd (respektievelijk 'havens' en 'marien').

Deze monsters uit de baggerzones werden vergeleken met monsters gespreid genomen over het Belgisch Continentaal Plat ('BCP', aangeduid of figuur 2), buiten directe invloed van de baggeractiviteiten.

Als referentiewaarden ('ref') werd geopteerd voor een drietal monsters waarvan men mag veronderstellen dat de antropogene invloed nihil of zeer klein is geweest :

- ref. 1 : een "historisch" slibmonster bemonsterd in het jaar 1905 (afkomstig van de collectie Gilson van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, en ook aldaar bewaard), afkomstig uit hetzelfde gebied (voor Zeebrugge op de positie 51°23'N-2°58'30"E), dat de pollutiebijdrage van de 20e eeuw niet bevat;
- een tweetal geologische referentiestalen met vergelijkbare lithologische karakteristieken doch voldoende diep gelegen om buiten de invloed te vallen van de pollutielaast uit de laatste decennia, namelijk :
 - ref. 2 : een boorkern uit de tertiaire klei die dagzoomt voor de Belgische kust ter hoogte van Zeebrugge (positie 51°21'37,7" N-3°12'7,5"E),
 - ref. 3 : een ondiepe (-2,5 m onder maaiveld) kern uit de polderklei of "Duinkerke-I transgressie", uit het hinterland van Wenduine.

Ten einde de invloed van de baggeractiviteit op zich te evalueren, werden drie beunmonsters ('beun') onderzocht; deze werden genomen in het ruim van het schip dat baggert met overvloed, op dezelfde positie als bij de in situ bemonstering.

BEUNMONSTERS

De beunmonsters 38, 45 en 48, respectievelijk genomen in de Pas van het Zand, Scheur west en Scheur oost, stemmen overeen met trajecten waarop ook monsternamepunten zijn aangeduid :

- beunmonster 38 : monsternamepunten 36, 37 en 39
- beunmonster 45 : monsternamepunten 43, 44 en 46
- beunmonster 48 : monsternamepunt 49.

Met het oog op het verkrijgen van resultaten die representatief zijn voor een welbepaalde zone, werd bij de bepaling van het aantal monsters en bij de plaatsbepaling van de monsternamepunten rekening gehouden met de grootte van het gebied, de gebaggerde hoeveelheden en de te verwachten variabiliteit in de horizontale distributie van de contaminanten. De hoofdstukken over chemische karakterisatie van de Richtlijnen werden ook strikt gevolgd. De plaats van de monsternamepunten is weergegeven in de figuren 2 t.e.m. 7.

Bij de aanvullende monstername in de vissershaven van Zeebrugge en de toegang tot de zeesluis werden 20 oppervlaktestalen van het sediment met een Shipek-grijper genomen. Daarnaast werden ook 8 Senkowitch-trilboringen uitgevoerd, om de pollutiegraad in de diepte te kunnen bepalen. De plaats van de monsternamepunten van deze campagne is niet opgenomen in figuur 7. Deze monsters werden evenmin opgenomen in tabel 14.

Tabel 14 : Aantal stalen per onderzochte zone.

'HAVENS'	'MARIEN' + CDNB ^(*) + 'BEUN'	'BCP'	'REF'
Nieuwpoort : 7	Toegang Nieuwpoort : 1	BCP : 10	ref. 1 : 1
Oostende : 14	Toegang Oostende : 7		ref. 2 : 1
Blankenberge : 6	Toegang Blankenberge : 1		ref. 3 : 1
Zeebrugge : 22	Pas van het Zand : 3		
	Centraal deel		
	Nieuwe Buitenhaven : 3		
	Ribzand : 3		
	Ribzand - beun : 1		
	Scheur West : 7		
	Scheur West - beun : 1		
	Scheur Oost : 3		
	Scheur Oost - beun : 1		
Totaal 'Havens' : 49	Totaal 'Marien' : 28 'Beun' : 80	'BCP' : 10	Totaal 'REF' : 3

TOTAAL SEDIMENT
BAGGERZONES :80

Totaal
vergelijking : 13

(*): De 3 stalen uit het Centraal Deel van de Nieuwe Buitenhaven worden, enkel in dit hoofdstuk, omwille van het mariene karakter van het bodemsediment tot de 'mariene' geulen gerekend.

5.2 ANALYSEPROGRAMMA EN METHODIEK

5.2.1 Onderzochte parameters

Bij de keuze van de te analyseren parameters werd ernaar gestreefd een zo volledig mogelijk beeld te verkrijgen van de algemene fysico-chemische karakteristieken van het bodemmateriaal zelf, alsook over de anorganische en organische belasting.

Hiervoor werd beroep gedaan op de lijsten als bijlage gevoegd bij het Verdrag van Oslo, de richtlijnen voor baggerspecielossingen, en de voorschriften van de 'North Sea Task Force' (NSTF, het gemeenschappelijke monitoringsprogramma van het Verdrag van Oslo en de Noordzeeconferenties).

Er werd zoveel mogelijk gebruik gemaakt van analyseprocedures in overeenstemming met de voorschriften voor de analyse van sedimenten in de context van het gemeenschappelijk monitoringsprogramma van de Oslo en Parijs Conventies (Joint Monitoring Programme - JMP). Waar mogelijk werd gecalibreerd op gecertificeerd marien materiaal. Bij afwezigheid van richtlijnen werd steeds gewerkt volgens internationaal erkende standaardprocedures. Voor alle parameters in verband met de verontreinigingsgraad werd de analyse uitgevoerd op het totale staal.

Op de stalen van het aanvullende onderzoek voor de vissershaven en de toegang tot de oude zeesluis werd een beperkt aantal parameters geanalyseerd.

Tabel 15 : Lijst van de onderzochte parameters

PARAMETER	AFKORTING	EENHEID	NAUWKEURIGHEID
zuurtegraad	pH	- log [H ⁺]	0.1
redox-potentiaal	Eh	mV	1
densiteit	Dens	ton/m ³	0.01
droge stof	DS	% (G/G)	0.1
gloeiverlies	GV	% (G/G)	0.1
organisch materiaal	OM	% (nat)	0.1
total organic carbon	TOC	mg C/g DS	0.1
calciumcarbonaten	CaCO ₃	% (G/G)	0.1
cation exchange capacity	CEC	meq/100 g DS	1
specifiek oppervlak	Os	M ² /g DS	1
korreldistributie		% G/G	0.5
fluoriden	F	ppm (nat)	1
cyaniden (totaal)	CN-tot	ppm (nat)	0.1
cyanide omzetbaar met Cl	CN-Cl	ppm (nat)	0.1
ammoniumstikstof	NH ₄ -N	ppm (nat)	20
nitraatstikstof	NO ₃ -N	ppm (nat)	0.1
nitrietstikstof	NO ₂ -N	ppm (nat)	0.01
ortho- en hydrolyseerbaar fosfaat	P	ppm (nat)	1
fecale coliformen	Fcoli	aantal/g (nat)	10

metalen :			
aluminium	Al	%	0.001
ijzer	Fe	%	0.001
cadmium	Cd	ppm	0.01
chromium, zink	Cr, Zn	ppm	0.1
lood, nikkel	Pb, Ni	ppm	0.1
kwik	Hg	ppb	1
arsen	As	ppm	0.1
koper	Cu	ppm	0.01
organochloor- bestrijdingsmiddelen	OCB's	ppb	2
polychloorbifenylen	PCB's	ppb	0.1
polyaromatische	PAK's	ppb	1
koolwaterstoffen			
tributyltin	TBT	ppb	1
purgeerbare organische stoffen	-	ppb (nat)	1

5.2.2 Analysetechnieken

Hieronder wordt een overzicht geboden van de gehanteerde analysetechnieken.

Zuurtegraad : potentiometrisch, na in suspensie brengen van het sedimentstaal.

Redoxpotentiaal : potentiometrisch, rechtstreeks in het monster gemeten.

Densiteit (bij 20°C): de "droge" densiteit werd bepaald met een picnomet.

Droge stof : berekend uit het massaverschil van de specie vóór en na drogen bij 105°C.

Gloeiverlies: berekend uit het massaverschil van de droge specie vóór en na gloeien bij 550°C.

Organisch materiaal : gravimetrisch bepaald uit het gewichtsverlies na oxydatie van het aanwezige organisch materiaal in het monster. De omrekening van OM naar OC (Organisch Koolstof-gehalte) is gebaseerd op de aanname dat 50% van het organisch materiaal uit koolstof bestaat.

Calciumcarbonaatgehalte : gemeten door gewichtsverlies van het sediment na behandeling met 0.2 N HCl; met deze zachte ontsluiting wordt het gehalte aan biologisch beschikbare kalk het best benaderd.

Kation uitwisselingscapaciteit (cation exchange capacity) : bepaald door het slibmonster in evenwicht te brengen met het zeer goed oplosbare ammoniumacetaat; door de hoge concentratie van het oplosbare kation (NH_4^+), werden de kationen aanwezig in de specie vervangen. De vrijgekomen kationen werden onrechtstreeks gedetermineerd door het slibmonster een tweede maal in evenwicht te brengen met het oplosbare natriumchloride, waarin een ammoniumbepaling werd gedaan.

Specifiek oppervlak : gemeten door vergelijking, onder gelijk gekozen omstandigheden, van de waterdampadsorptie van een droog slibmonster, met de waterdampadsorptie van een referentiemonster, hier actieve kool, waarvan het specifiek oppervlak gekend is.

Korrelgroottedistributie : bepaald na voorafgaandelijke verwijdering van organische stoffen en carbonaten door voorbehandeling van het monster met een H_2O_2 -oplossing en een HCl-oplossing. De fractie kleiner dan 63 micrometer werd afgescheiden door natte zeping; de grove fractie werd vervolgens

droog gezeefd op een reeks standaardzeven met openingen 0.125 mm; 0.250 mm; 0.500 mm en 1.000 mm.

Ammoniumstikstof : ammonium werd d.m.v. een basische oplossing uit het slibmonster gedistilleerd en opgevangen in een zure booroplossing. Het destillaat werd dan geanalyseerd door een acidometrische titratie.

Nitraatstikstof : De methode die werd aangewend is gebaseerd op de reactie tussen nitraat en brucine sulfaat in een zeer sterk zuur midden. Het reactieproduct werd colorimetrisch kwantitatief bepaald.

Nitriet : steunend op de goede oplosbaarheid van nitriet in water, werd de bepaling uitgevoerd op het interstitieel water; na diazotatie werd gekwantificeerd door spectrometrie.

Ortho- en hydrolyseerbaar fosfaat : werd afgezonderd na hydrolyse met zwavelzuur; na reactie met ascorbinezuur werd colorimetrisch gekwantificeerd.

Fecale coliformen : op steriele wijze werd het sediment in een fosfaatbuffer in suspensie gebracht. De bovenstaande vloeistof werd gebruikt voor verdere analyse; na incubatie bij 44°C, op een voedingsbodem selectief voor coliformen, werden de kolonies geteld.

Metalen (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) : De metaalconcentraties werden bepaald met atoom-absorptiespectrometrie; afhankelijk van de aanwezige concentraties aan metalen werd ofwel de vlam ofwel de grafietoven gebruikt om het monster te atomiseren.

Voor de bepaling van het totaal-metaalgehalte werd vooraf geëxtraheerd met 48% HF en aqua regia in verhouding 6/1, gedurende 2 uur bij 110°C in een PTFE-bom.

Kwik en arseen : werden bepaald na vorming van vluchtige hydriden waarbij het metallisch Hg en As met de "koude-damp-techniek" worden vrijgesteld. De vrijgestelde concentraties werden bepaald door atoomabsorptiespectrometrie. Zoals voor de overige metalen werd een totaal extractie gedaan (met HF en aqua regia).

Fluoriden : werden afgescheiden van de overige in het monster aanwezige componenten door destillatie uit een aangezuurd monster; de kwantitatieve bepaling werd uitgevoerd met een potentiometrische methode met specifieke fluoride-elektrode.

Cyaniden (totaal en oxydeerbaar door chloor) : werden uit het monster vrijgesteld door destillatie waarna de kwantificatie gebeurde met colorimetrie; het verschil in de cyanide-concentraties, teruggevonden in de monsters zonder en met chlorering (met calciumhypochloriet) geeft de cyaniden omzetbaar met chloor, de toxische cyanide-verbindingen.

Organochloorbestrijdingsmiddelen : worden vooraf uit het monster geëxtraheerd door een Soxhlet extractie met een 50/50 mengsel aceton/hexaan; na clean-up van het extract voor de verwijdering van de interfererende stoffen, werd de scheiding en de kwantificering uitgevoerd met GC-ECD (gaschromatografie met electron capture-detectie) en capillaire kolom.

Volgende componenten werden bepaald : hexachloorbenzeen (HCB), hexachloorhexaan (alfa HCH), lindaan (gamma HCH), heptachloor, heptachloorepoxyde, dieldrin + DDE, DDD, o,p-DDT en p,p-DDT.

Polygechloreerde bifenyilverbindingen : na Soxhlet-extractie, clean-up en conditionering (met hexaan) van het monster werd de scheiding en de kwantitatieve bepaling van de diverse componenten uitgevoerd door GC-ECD en capillaire kolom. Volgende PCB-isomeren werden afzonderlijk bepaald : CB 31/28-52-101-151-118-153-105-138-128-180-170.

Polyaromatische koolwaterstoffen : na Soxhlet-extractie en clean-up met cyclohexaan en nitromethaan van het monster, werd de scheiding en kwantitatieve bepaling van de componenten uitgevoerd door GC-MS (gaschromatografie gekoppeld met massaspectrometrie).

Volgende componenten werden geïdentificeerd en gekwantificeerd : fenantreen, anthraceen, fluorantheen, pyreen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(a)fluorantheen, benzo(e)pyreen, benzo(a)pyreen, peryleen, indeno(1,2,3-cd)pyreen + dibenzo(ah)antraceen, benzo(ghi)peryleen, naphhtaleen.

Purgeerbare organische stoffen : de vluchtige koolwaterstoffen worden geconcentreerd met een "purge & trap" systeem onder constante heliumstroom en volgens GC-MS gescheiden en gekwantificeerd. De componenten die op deze manier kunnen worden bepaald zijn: alkanen, vluchtige gechloreerde organische solventen, cyclohexaan, benzeen en zijn derivaten.

Tributyltin : werd uit het slibmonster geëxtraheerd door complexering van alle tinverbindingen, gevolgd door een derivatisering van het organisch gebonden tin; de scheiding en kwantificering gebeurde met GC-MS.

5.3 BESPREKING VAN DE RESULTATEN

Enkel voor de organische microverontreinigingen bleek een beduidend verschil te bestaan tussen de diverse kusthavens : om die reden worden alleen in de paragraaf 5.3.4. (Organische verontreinigingen) de resultaten van elke haven afzonderlijk besproken. Ook binnen de havens zijn er verschillen te merken.

Het later uitgevoerde detailonderzoek in de vissershavens en de toegang tot de oude zeesluis te Zeebrugge werd toegespitst op de organische microverontreinigingen. Enkel voor deze parameters zijn de analyseresultaten verwerkt in de hierna besproken tabellen en figuren.

5.3.1 Algemene fysico-chemische karakteristieken

De gemiddelde waarden per zone van de hieronder besproken parameters worden weergegeven in tabel 16.

Tabel 16 : Overzicht van de algemene fysico-chemische karakteristieken.

Parameter	Eenheid	Havens	Marien	BCP	Ref. 1*	Ref. 2	Ref. 3
Eh	mV	-360	-248	+ 209		+ 430	
pH	- log [H ⁺]	7.8	7.7	7.8		8.7	8.8
DS	% (G/G)	34	54.0	83.0		61.2	81.5
GV	%(G/G) op DS	15.5	9.1	1.6		41.8	20.1
CaCO ₃	% (G/G)	6.3	6.3	4.3		2.6	
OC	mg C/g DS	55	55	4.6		19.6	
CEC	meq/100 g DS	51	51	1.1		18	
Os	m2/g DS	226	226	23		175	48

* Historisch monster, geen gegevens beschikbaar wegens onvoldoende staal.

- Redoxpotentialiaal

De redoxpotentialiaal is sterk negatief in alle monsters uit de baggerzones, wat wijst op de totale afwezigheid van zuurstof (reducerend milieu). De zandmonsters van het BCP hebben een positieve potentialiaal. In sterk reducerende middelen komt zwavel in de vorm van sulfiden voor die een belangrijke rol spelen bij het vasthouden van zware metalen.

- Zuurtegraad

De zuurtegraad is licht basisch door de bufferende werking van het carbonaat-systeem. Er zijn geen significante verschillen tussen de subpopulaties van de stalen.

- Droge Stof-gehalte

Het droge stof-gehalte is omgekeerd evenredig met het slibgehalte; slibrijk sediment bevat veel water. Overigens zijn de sedimenten in de havens slibrijker dan deze in de mariene geulen.

- Gloeiverlies

Het gloeiverlies is een maat voor het gehalte aan vluchtige en brandbare stoffen in de droge stof: bicarbonaten, gebonden water, organische stoffen, ...

Er bestaat een rechtevenredig verband tussen het gloeiverlies en het gehalte aan fijne bestanddelen.

- Organisch materiaal en Organische koolstof

Het gehalte aan organisch materiaal ligt gemiddeld hoger in de havens dan in de mariene monsters en het BCP.

Er is een correlatie met het gloeiverlies. Het OM-gehalte is eveneens gecorreleerd met het specifiek oppervlak : de slibrijke monsters zijn ook rijk aan organisch materiaal.

- Carbonaatgehalte

Alle onderzochte sedimenten zijn kalkrijk. Het carbonaat speelt een rol bij de buffercapaciteit van het sediment tegen zure of basische invloeden. Sommige metalen binden bij voorkeur met het carbonaation.

- Kationenuitwisselingscapaciteit

De CEC duidt op de affiniteit van de sedimentpartikels voor kationen (adsorptie). De CEC wordt bepaald door de aanwezige kleimineralen, zowel wat hun natuur als hun oppervlak betreft, en door de aard en de hoeveelheid van het organisch materiaal. In zeewater worden de sorptieplaatsen grotendeels bezet door de zouten die in sterke overmaat aanwezig zijn. Er is een groot bereik van 0 tot bijna 100 meq/100 g.

- Specifiek oppervlak

De adsorptiecapaciteit voor opgeloste stoffen in het water is onder meer gecorreleerd met het specifiek oppervlak. Het specifiek oppervlak is in grote mate afhankelijk van de korrelverdeling. Ook het materiaal zelf speelt een belangrijke rol : de verhouding van het extern oppervlak t.o.v. het intern oppervlak verschilt aanzienlijk tussen de diverse kleimineralen. De aanwezigheid van colloïdaal materiaal in het slib heeft eveneens een grote invloed op de waarde van het specifiek oppervlak.

- Korrelverdeling

(Zie bespreking onder paragraaf 4.1.3. en tabel 13.)

Bij de bespreking van de vorige parameters werd het belang van de fijne fractie van het sediment reeds aangehaald. Deze slibfractie is door zijn aard en afmetingen veel reactiever dan de grovere en meer inerte zandfractie. De ionen van zware metalen adsorberen aan de beschikbare oppervlakte van de fijne fractie.

Uit de zeefresultaten (belangrijkste gegeven : het % fractie < 63 micrometer) blijkt dat de totale populatie monsters het gehele gebied bestrijken van zuiver zand tot mengsels met zeer hoge slibgehalten (silt en lutum). Opgesplitst naar subpopulaties, komen de stalen met het hoogste gehalten aan fijne fractie in de havens voor.

De stalen van het BCP zijn allemaal zuiver zand. Op het referentiemonster 'Duinkerke-I'-klei werd geen korrelverdeling bepaald, maar het zandgehalte is - op zicht - laag te noemen.

5.3.2 Nutriënten en bacteriën

De gemiddelde waarden van deze parameters worden weergegeven in tabel 17. De gemiddelde waarden, genormaliseerd naar de respectieve relevante controleparameter, zijn opgenomen in tabel 18.

Tabel 17 : Overzicht van de bepaalde gehalten aan nutriënten en bacteriën.

Parameter	Eenheid	Havens	Marien	BCP	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
N (NH ₄ + NO ₃ + NO ₂)	ppm (nat)	167	87	12		40	1
P	ppm (nat)	320	284	384		32	324
Fcoli	aantal/g (nat)	1280	655	23		0	

Tabel 18 : Overzicht van de gemiddelde relatieve waarden van nutriënten.

Parameter	Eenheid	Havens	Marien	BCP	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
N (NH ₄ + NO ₃ + NO ₂)	*	9.7	6.6	3.2		0.58	
P	mg/kg DS	1012	539	463		52	397
* Het totaal stikstofgehalte wordt hier genormaliseerd naar het organisch koolstofgehalte (OC); de getallen zijn dimensieloos en moeten gedeeld worden door 1.000 (ppm/promille)							

NORMALISATIE NAAR ORGANISCHE KOOLSTOF EN DROGE STOF

'Normalisatie' is een numerische techniek waarbij de concentratie van een bepaalde parameter gecorrigeerd wordt voor een bepaalde determinerende fysische of chemische parameter. Meestal wordt de concentratie X gedeeld door de concentratie Y van de 'controle'-parameter. Deze laatste is bvb. het organisch koolstof-gehalte of het droge stof-gehalte. Voor metalen (zie verder) wordt vaak het gehalte aan fijne fractie of het aluminium-gehalte gehanteerd.

Om de aanrijking tussen de verschillende gebieden te kunnen aantonen, werden de N-gehalten genormaliseerd naar de organische koolstofgehalten. Iets gelijkaardigs moest gebeuren voor de P-gehalten, die bepaald waren op de natte specie : aangezien fosfor ook in de bodemmineralen zelf voorkomt, werden de cijfers teruggebracht naar de droge stof-gehalten.

- Stikstof

De aanwezige anorganische stikstof komt bijna uitsluitend voor in de ammonium-vorm (NH₄-N), en niet in de nitraat of nitrietvorm. Dit wordt verklaard door de afwezigheid van zuurstof (anoxiciteit) in de sedimenten.

Het ammonium-gehalte is evenredig met het organisch koolstofgehalte (figuur 31).

In de subpopulatie van de havenmonsters is het gehalte aan anorganische stikstof 50 % hoger dan in de mariene zone.

- Fosfor

Het totale fosforgehalte vertoont geen correlatie met het organisch materiaal of het gehalte aan fijne fractie. In tegenstelling met stikstof komt fosfor immers in niet onbelangrijke hoeveelheden in de bodemmineralen zelf voor. Het gehalte aan fosfor is in de havens ongeveer dubbel zo hoog als in de andere zones.

- Fecale coliformen

Fecale colibacteriën lijken eveneens geassocieerd met het organische materiaal en de nutriënten in het slib. Hoewel de hoogste aantallen geteld werden in monsters die uit de havens afkomstig zijn, is het gemiddelde aantal fecale coliformen in de subpopulaties 'havens' en 'marien' van eenzelfde grootte-orde.

5.3.3 Anorganische verontreinigingen

Tabel 19 : Overzicht van de gemiddelde waarden van anorganische componenten.

Parameter	Eenheid	Havens	Marien	BCP	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
Al	%	0.82	0.62	0.06	0.57	0.91	0.6
Fe	%	1.69	1.14	0.25	0.73	1.36	1.09
Cd	ppm	2.61	1.65	< d.l.	0.69	1.2	0.26
Hg	ppb	368	187	< d.l.	58	219	5
As	ppm	13.4	10.2	4.4	9.2	12.7	5.3
Cr	ppm	10.7	27.7	3.9	< 1	< 1	14.5
Cu	ppm	28.8	8.4	0.5	75.6	9.8	4.6
Ni	ppm	22.2	16.7	3.3	0.45	14.6	15.8
Pb	ppm	67.2	34.2	5.9	13.7	36.5	13.2
Zn	ppm	150	81	19	75.6	70.1	43
F	mg/kg DS	471	266	80			
CN-Cl	ppm	< d.l.	< d.l.	< d.l.			

Tabel 20 : Overzicht van de gemiddelde gehalten aan metalen, genormaliseerd naar aluminium.

Parameter	Eenheid*	Havens	Marien	BCP**	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
Cd norm.		3.50	2.72		1.21	1.32	0.44
Hg norm.		498	289		102	240	
As norm.		17.8	22.6		16	14	8.9
Cr norm.		52.8	47.5		< d.l.	< d.l.	24.2
Cu norm.		39.1	16.0		133	10.8	7.7
Ni norm.		29.2	33.0		0.8	16	26.3
Pb norm.		89.4	68.5		24	40.1	22.0
Zn norm.		198	140		133	77	71.6
* : Door de deling van ppm (of ppb) door het percentage aluminium bekomt men een dimensieloos getal; de getallen moeten gedeeld worden door 10.000 (ppm %) of 10.000.000 (ppb%, bij Hg)							
** : De vergelijking gaat niet op voor de stalen die uitsluitend uit zand bestaan.							

NORMALISATIE NAAR ALUMINIUM (zie ook verder onder hoofdstuk 8)

Aluminium wordt algemeen als een referentie-element aanvaard, waarop de concentraties van andere metalen kunnen worden genormeerd, dit op voorwaarde dat de granulometrische samenstelling van de te vergelijken stalen analoog is, en dat zij voldoende klei bevatten. Door deze normering (ppm metaal / % Al) krijgt men een duidelijk beeld van de aanrijking of verarming van het betreffende metaal in een bodemonmonster, of in een groep van monsters. Men veronderstelt hierbij dat de schommelingen in concentraties van de metaalgehalten van het bodemstaal, evenredig zijn met de concentratiewijzigingen van het referentie-element. De vergelijking gaat uiteraard niet op voor de stalen die uitsluitend uit zand bestaan, zoals op het BCP. In de hiernavolgende bespreking worden naast de effectief gevonden concentraties ook de genormeerde concentraties vermeld. Met genormeerde concentraties kunnen verschillen tussen de subpopulaties ('havens', 'marien' en 'ref.') van monsters beter geëvalueerd worden.

- Aluminium

Aluminium is aanwezig in de kleimineralen van de fijne fractie. Er is dus een kwantitatief verband tussen het % Al en het % fractie < 63 micrometer (figuur 32). Binnen dit verband is er geen differentiatie tussen de verschillende subpopulaties van de dataset. Er is een bereik van 0 tot 2 % aluminium.

- Ijzer

Door de sterk negatieve redoxpotentiaal van alle monsters uit de baggerzones komt ijzer in de Fe²⁺-vorm voor. In deze vorm is ijzer mobieler dan Al. Het is verwikkeld in evenwichtsreacties afhankelijk van de redoxtoestand en de pH. Het komt voornamelijk voor in associatie met de fijne fractie in sulfiden (de zwarte kleur van anoxisch slib) en colloïdale oxydehydroxyde fasen. Het bereik is van 0 tot 3 %. De meeste stalen hebben een Fe/Al verhouding rond 2 (behalve de zandstalen met Fe-rijke en Al-arme zware mineralen, en enkele uitschieters).

- Cadmium

In bodemonsters uit de baggerzones is er van 0.3 tot 4.0 ppm cadmium aanwezig. In de stalen van het BCP werd geen cadmium teruggevonden. De referentiestalen hebben gehalten van 0.3 tot 1.2 ppm. De genormeerde concentraties wijzen op een gemiddeld hoger gehalte in bodemstalen van de havens dan in deze uit de mariene zones.

De figuur 33 geeft het verband weer tussen het Cd-gehalte en de fractie < 63 micrometer.

- Kwik

De totale monsterpopulatie bevat stalen met verhoogde Hg-gehalten vanaf 40 % slibfractie. Ook voor kwik is er een lichte aanrijking in de havens tegenover de mariene baggerzones. De figuur 34 geeft het verband weer tussen het Hg-gehalte en de fractie < 63 micrometer.

- Arseen

Arseengehaltes zijn vervat binnen een bereik van 2 tot 22 ppm; referentiemonsters liggen in datzelfde bereik. Arseen is aanwezig in de zandfractie (zie monsters BCP), maar is ook geassocieerd met het slibgehalte.

- Chroom

Chroom correleert met de fijne fractie. Er is geen groot verschil tussen haven- en mariene monsters.

- Koper

Kopergehalten zijn vrij konstant - en laag - in mariene stalen, maar hebben een onregelmatige spreiding in de havens.

Figuur 35 geeft het verband tussen het Cu-gehalte en de fractie < 63 micrometer. Verder geeft de figuur 36 ook nog het verband tussen de genormeerde Cu-gehalten en de fijne fractie: deze figuur toont op bijna ideale wijze dat het kopergehalte van de fijne fractie in de mariene baggerspecie constant is (alle waarden plotten zeer dicht bij 20 ppm Cu / % Al), terwijl de spreiding in de havens duidt op bijkomende bronnen.

- Nikkel

Nikkel correleert goed met de fijne fractie. De concentraties in de referentiestalen liggen in het zelfde bereik als deze in de bodemonsters uit de baggerzones. Er is geen verschil vastgesteld tussen de haven- en mariene monsters. Nikkel komt blijkbaar ook in vergelijkbare concentraties voor in het zandige sediment van het BCP.

- Lood

Lood correleert met de fijne fractie, en is aangerijkt in de havens. De referentiemonsters hebben een laag loodgehalte. Figuur 37 geeft het verband lood-fijne fractie.

De Richtlijnen definiëren voor lood het begrip 'significante hoeveelheden' als 'hoger dan 0,05 % (G/G, dit stemt overeen met 500 ppm). Gemiddeld mag men dus stellen dat de gehalten in baggerspecie tienmaal lager liggen.

- Zink

Zink correleert met de fijne fractie -en blijkt aangerijkt in de havens ten opzichte van de mariene sedimenten. Figuur 38 geeft het verband tussen het Zn-gehalte en de fractie < 63 micrometer.

Tabel 20 bevat een overzicht van de verschillende metalen, en geeft aan of er in de sedimenten van de havens een relatief hoger gehalte aan metaal (genormaliseerd naar aluminium) voorkomt dan in de specie uit de open mariene zones. Deze tabel geeft een kwalitatief beeld, en mag niet in absolute zin worden geïnterpreteerd.

Tabel 21 : Het voorkomen van metalen in onderzochte sedimenten.

element	aanwezig in zand v/h BCP?	aanwezig in referentie?	in havens meer dan in marien	gemiddeld % aanrijking havens < > marien
Al	Nee	Ja	Nee	----
Fe	Ja	Ja	Nee	----
Cd	Nee	Ja	Ja	ong. + 29 %
Hg	Nee	Ja	Ja	+ 72 %
As	Ja	Ja	Nee	- 21 %
Cr	Nee	Ja, laag	Nee	(11 %)
Cu	Nee	Ja, laag	Ja	+ 144 %
Ni	Ja	Ja	Nee	(- 12 %)
Pb	Ja	Ja, laag	Ja	+ 30 %
Zn	Ja	Ja, laag	Ja	+ 41 %
De aanrijgingspercentages tussen haakjes zijn niet significant : de gemiddelde spreiding van de analyseresultaten is van dezelfde grootte-orde als het verschil tussen de gemiddelden.				

- Fluoride

De gehalten werden bepaald op natte specie; voor de bespreking van de resultaten (zie tabel 19) wordt gebruik gemaakt van de gehalten op droge stof.

Fluor komt voor in alle sedimentstalen. Voor de zandmonsters kan het geassocieerd zijn met apatiet; voor de overige monsters is het niet duidelijk waarmee het geassocieerd is. Er is een significant verschil tussen de concentratie in de havenmonsters en deze uit de mariene vaargeulen.

- Cyanide

De gehalten aan totaal cyaniden en de cyaniden omzetbaar met chloor liggen alle beneden de detectielimiet.

5.3.4 Organische verontreinigingen

Omdat er voor een aantal organische parameters een duidelijk verschil werd waargenomen tussen de diverse havens, worden de resultaten ook per haven gerapporteerd.

Tabel 22 : Overzicht van de gemiddelde waarden van organische polluenten

Parameter	Eenheid	Havens	Marien	BCP	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
TBT	ppb	**	***	< d.l.		< d.l.	
PAK *	ppb *	1738	333	40		< d.l.	
PCB	ppb	13	6	0.32		< d.l.	
OCB	ppb	2.48	< d.l.	< d.l.		< d.l.	
purgeerb.org.	ppb (nat)	4189	73.5	1			
* : Deze gehalten zijn geometrische gemiddelden, hierbij wordt het gemiddelde genomen van de logaritmes van de concentraties, vervolgens wordt de antilogaritme ervan berekend. Hier geven geometrische gemiddelden een correcter algemeen beeld van de situatie dan de rekenkundige gemiddelden. ** : Zie tabel 24. *** : Er werd slechts op één marien monster TBT teruggevonden (13 ppb).							

Tabel 23 : Organische microverontreinigingen genormaliseerd naar het organisch koolstofgehalte

Parameter	Eenheid *	Havens	Marien	BCP **	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3
PAK norm.		247	16.5			< d.l.	
PCB norm.		0.254	0.221			< d.l.	
purg.org.norm.		250	11.92				
* : Het totaal PAK of PCB gehalte wordt genormaliseerd naar het aanwezige organische koolstof (OC); de getallen zijn dimensieloos, en moeten gedeeld worden door 1.000.000 (ppb/promille) ** : De vergelijking gaat niet op voor de stalen die uitsluitend uit zand bestaan.							

Tabel 24 : Overzicht van de gemiddelde waarden van organische polluenten in de verschillende havens.

Parameter	Eenheid	Nieuwpoort	Oostende	Blankenberge	Zeebr.1	Toeg.O.Zsl.	Tijdok	Vish.
TBT	ppb	15	29	41	30	327	251	73
PAK	ppb	767	1399	961	1853	210589	59759	7401
PCB	ppb	6.4	12.8	10.0	18.8	16.1	44.7	24.7
OCB	ppb	< d.l.	2.83	< d.l.	1.78	21	3	3
purg.org.	ppb	139	255	20.2	812	7073	962	756
Zeebr. 1 : Haven Zeebrugge zonder de vissershaven en de toegang tot de oude zeelsluis. Toeg.O.Zsl.: Toegang tot de oude zeelsluis Tijdok : Dok tussen de toegang tot de oude zeelsluis en de eigenlijke vissershaven Vish. : Eigenlijke vissershaven.								

Tabel 25 : Overzicht van de gemiddelde waarden van organische polluenten in de havens, genormaliseerd naar het organisch koolstofgehalte (OC).

Parameter	Eenheid*	Nieuwpoort	Oostende	Blankenberge	Zeebr.1	Toeg.O. Zsl.	Tijdok	Vish.
TBT norm.		0.322	0.500	1.11	0.38	4.86	3.94	1.34
PAK norm.		18.7	24.2	21.0	34.7	2924	924	125
PCB norm.		0.144	0.216	0.173	0.296	0.32	0.515	0.59
OCB norm.		< d.l.	0.017	< d.l.	0.04	0.40	0.23	0.07
purg.org.norm.		6.87	13.6	1.22	45.1	105	16.1	15.6
* : De gehalten zijn hier genormaliseerd naar het totaal organisch koolstof (OC); de getallen zijn dimensieloos en moeten gedeeld worden door 1.000.000 (ppb/promille). Zeebr. 1 : Haven Zeebrugge zonder de vissershaven en de toegang tot de oude zeeluis. Toeg.O.Zsl.: Toegang tot de oude zeeluis Tijdok : Dok tussen de toegang tot de oude zeeluis en de eigenlijke vissershaven Vish. : Eigenlijke vissershaven.								

- Tributyltin

Tributyltin wordt gebruikt als biocidecomponent in aangroeiwerende verven voor schepen. De concentraties aan TBT liggen gemiddeld hoger in de jacht-en vissershavens dan in de havens. Tijdens de meetcampagne van 1989 werden de hoogste concentraties gevonden in de omgeving van de vissershaven en in de toegangseul naar de oude zeeluis te Zeebrugge. Het later uitgevoerde detailonderzoek wees uit dat voornamelijk deze laatste zone (Toeg. O. Zsl. in tabellen 24 en 25), en het Tijdok tussen die toegangseul en de eigenlijke vissershaven het sterkst gepollueerd zijn. De afbraakprodukten dibutyl- en monobutyltin werden eveneens gescreend. Dibutyltin werd in concentraties van 10 % van de gehalten aan TBT teruggevonden, monobutyltin werd niet in detecteerbare hoeveelheden aangetroffen. Naast verliezen bij het aanbrengen van de verf op scheepsrompen, komt TBT ook in het sediment terecht bij het verwijderen van oude verflagen door zand- en gritstralen. De analyse van de trilboringsmonsters toonde aan dat het TBT hoofdzakelijk aan de bovenste sedimentlaag gebonden is. Op één plaats werd op een diepte van 1,3 m in het sediment nog een concentratie van 227 ppb gevonden, op twee plaatsen werd op 1,5 m diepte resp. 36 en 42 ppb gevonden. In de vijf andere trilboringsstalen kon op 1m onder de top van de boring geen TBT meer gedetecteerd worden.

Figuur 39 geeft het TBT-gehalte weer in functie van het OC-gehalte.

- Polyaromatische koolwaterstoffen

Deze groep van verbindingen bevat 2 of meer geanelleerde benzeenringen. PAK's komen van nature voor in steenkoolteer. Ze worden o.a. gebruikt in kleurstoffen. Ze komen ook vrij bij onvolledige verbranding van organische stoffen. De groep van polyaromatische koolwaterstoffen is te correleren met het OC-gehalte. PAK's zijn geassocieerd met organische fracties (vnl. de apolaire lipiden). De gemiddelde absolute concentraties liggen in de verschillende havens ongeveer twee tot vijfmaal hoger dan in de mariene vaargeulen. Bij normalisering naar het OC-gehalte blijken de havens van Nieuwpoort, Oostende en

Blankenberge géén tot minder dan 50 % aanrijking te vertonen tegenover het mariene milieu. De haven van Zeebrugge vertoont een apart patroon. Er werden sterk uiteenlopende gehalten gemeten, hetgeen zich weerspiegelt in de grote verschillen tussen de gemiddelden (tabel 24). De hoogste concentraties werden gemeten nabij de oude zeeluis en in de onmiddellijke omgeving ervan. Het naderhand uitgevoerde detailonderzoek bevestigde dat de gehalten in de oppervlaktemonsters van de sedimenten in de toegang tot de oude zeeluis het hoogst zijn, gemiddeld 210.000 ppb. Ter hoogte van de verbinding met het Tijdok werd de hoogste concentratie gemeten (bijna 1.400.000 ppb). In het Tijdok zelf (gelegen tussen de toegang tot de oude zeeluis en de eigenlijke vissershaven) werden gemiddeld ongeveer 60.000 ppb PAK's in de oppervlaktestalen teruggevonden. In deze zone bevindt zich de slipway en liggen de garnaalschepen aangemeerd. In de vissershaven zelf is de PAK-verontreiniging beduidend lager (minder dan 8.000 ppb).

Uit de analyse van de trilboringsmonsters blijkt dat de PAK's geaccumuleerd blijven in de toplaag van het slib, dit betekent in de eerste 20 à 50 cm. De concentraties nemen sterk af met de diepte, er is geen verspreiding naar de zandlaag toe. In de vissershaven werd op 1.5 m diepte resp. 2 en 23 ppb teruggevonden. In de toegang tot de kleine zeeluis werd op dezelfde diepte 90 en 840 ppb gevonden. In het Tijdok waren hogere PAK-gehalten aanwezig op 1.5 m diepte, nl. 122, 700 en 12.600 ppb. Die laatste hogere gehalten zijn te verklaren door de dikkere sliblagen in deze zone, waar het zwevend slib door de stromingsvertraging sneller bezinkt. Vermoedelijk zijn industriële lozingen in oppervlaktewaters de bron van deze PAK-pollutie. Figuur 40 geeft het verband weer tussen het PAK-gehalte en het OC-gehalte.

- Polychloorbifenylen

Tot deze groep behoren 208 verschillende varianten. Het zijn dubbele koolstofringen met chloor op de plaats van waterstof. Door hun bijzondere fysische en chemische eigenschappen (hittebestendig, lage diëlektrische constante, ...) werden ze op grote schaal toegepast. Precies door hun bestendigheid en moeilijke afbreekbaarheid blijven ze in het milieu aanwezig.

Evenals PAK's hebben PCB's een lipofiel karakter en zijn ze te correleren met de aanwezigheid van het organische koolstof. De gemiddelde absolute concentraties zijn in de havens, naargelang de plaats, gelijk aan tot driemaal de concentratie in de mariene vaargeulen. Bij normalisering naar het OC-gehalte blijkt dat er geen duidelijk significante aanrijking is in de havens tegenover de mariene vaargeulen. De genormaliseerde gehalten liggen eerder lager dan in het mariene milieu. Enkel in de omgeving van de oude zeeluis te Zeebrugge ligt het tweemaal hoger dan in de mariene vaargeulen. PCB's komen blijkbaar eerder vanuit de estuaria via de zee in het sediment terecht.

- Organochloorbestrijdingsmiddelen

Een belangrijke groep van pesticiden behoort tot de groep van organochloorverbindingen, die door hun persistentie in het milieu aanwezig blijven.

De OCB's werden slechts op enkele punten in de haven van Zeebrugge en op één punt in de haven van Oostende teruggevonden, en dan nog in lage concentraties : 5-10 ppb, met één uitschieter van 41 ppb nabij de oude zeeluis in Zeebrugge. Opvallend is wel de relatief sterke aanwezigheid van DDT in sommige van deze stalen t.o.v. de eerder verwachte metabolieten DDD en DDE.

- Purgeerbare organische stoffen

Deze groep omvat koolwaterstoffen, meestal met een laag moleculair gewicht, en ook een aantal andere organische verbindingen die ook vluchtig zijn, maar verder geen specifieke groep vormen. Een groot aantal van de teruggevonden stoffen worden als oplosmiddel gebruikt. Er worden hoge concentraties (> 1 ppm) gevonden op diverse plaatsen in de haven van Zeebrugge. In de stalen uit de toegang tot de oude zeesluis en uit het ernaast gelegen Tijdok werden de hoogste concentraties gemeten. Dit sluit aan bij de vaststellingen die in verband met de PAK-pollutie werden gedaan. In de havens van Oostende en Nieuwpoort worden op verschillende plaatsen eveneens duidelijk verhoogde waarden gevonden (200-700 ppb). In een beperkt aantal stalen uit de mariene vaargeulen worden merkwaardig genoeg ook purgeerbare koolwaterstoffen in concentraties van 100-300 ppb gevonden. De aanwezigheid van deze stoffen kan verklaard worden door verliezen bij het verven van schepen, olielozingen, enz.

5.3.5 Beunmonsters

Bij deze monsternamecampagne werd er van uitgegaan dat voor de karakterisatie van de baggerspecie er bodemstalen in de diverse baggerzones zouden genomen worden. Ter indicatie van de kenmerken van de specie die uiteindelijk gelost wordt, werden ook drie monsters genomen van de specie in het ruim van een sleepopperzuiger (beun).

De tabel 26 geeft enkele analyseresultaten weer van deze monsters, en ze worden vergeleken met de karakteristieken van de bodemstalen op dezelfde positie. Deze vergelijking toont duidelijk aan dat de fijne fractie tijdens het baggeren wordt uitgespoeld. Gemiddeld over de drie stalen ligt het gehalte aan organisch materiaal (cfr. OC-gehalte) lager in de beunmonsters. Door het uitspoelen van de fijne fractie zijn de concentraties aan zware metalen in de specie in het beun over het algemeen duidelijk lager dan in de bodemstalen.

Hetzelfde geldt voor de organische componenten, hetgeen verklaard wordt door het uitspoelen van de organische fractie, wat onder andere blijkt uit de genormaliseerde gehalten. Normalisatie naar aluminium van de zware metaal-gehalten heeft weinig zin aangezien de specie in het beun zandrijker is (lage Al-concentraties, laag gehalte aan fijne fractie).

Deze beperkte analysereeks wijst erop dat een gedeelte van zowel de anorganische (zware metalen) als de organische belasting van de baggerspecie terug in het water komt ter hoogte van de baggerplaats zelf. Dit impliceert een vermindering van de milieu-effecten op de loswal. Er is evenwel een onderzoek op een groter aantal stalen vereist om dit aandeel met voldoende nauwkeurigheid te begroten.

Tabel 26 : Overzicht van de gehalten aan polluenten in de beunmonsters en vergelijking met de gehalten in de zone van herkomst.

Param.	Eenh.	Beun 1 (38)	Bodem	Beun 2 (45)	Bodem	Beun 3 (48)	Bodem
< 63 µm	%	35.9	66.9	25.6	43.0	26.2	52.0
OC	*	22.6	41.0	22.4	22.3	6.5	25
Al	%	0.28	0.74	0.31	0.72	0.25	0.86
Fe	%	0.97	1.46	0.77	4.05	0.96	1.47
Cd	ppm	1.62	2.22	1.94	2.17	0.74	1.63
Hg	ppm	168	281	138	216	168	194
As	ppm	8.1	12.3	10.2	11.1	10.8	15.4
Cr	ppm	35.0	29.7	6.85	36.0	5.91	44.7
Cu	ppm	9.41	11.7	8.05	9.5	5.33	13.7
Ni	ppm	15.2	19.5	12.6	19.1	14.8	24.4
Pb	ppm	25.2	36.3	26.8	42.6	12.6	46.7
Zn	ppm	52.7	107.9	51.4	86.4	44.4	107
TBT	ppb	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PAK	ppb	285	556	161	455	109	310
PCB	ppb	6.2	8.5	4.7	5.2	< d.l.	7.1
OCB	ppb	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
purg.o	ppb	58	17	2	55	< d.l.	5
PAK nor.	**	12.6	13.6	7.2	20.4	16.8	12.4
PCB nor.	**	0.27	0.20	0.21	0.23	< d.l.	0.28
purg.o nor.	**	2.6	0.39	0.09	2.1	< d.l.	0.2

* : mg C/g DS
** : genormaliseerd naar organische koolstof

6. ECOLOGIE

6.1 INLEIDING

Onder ecosysteem verstaat men het geheel van samenlevende organismen, de biotische factoren, en hun abiotische omgeving, in een welomschreven geografisch gebied.

Het geheel van klimatologische en hydrodynamische omgevingsfactoren zoals licht, temperatuur, residuele stromingen, mineralogie van de sedimenten, nutriënten, enzomeer, vormen de abiotische omgeving.

Het biotische deel van het ecosysteem (plankton, necton, benthos, enzomeer) wordt beschreven in termen van structuur (soorten, hun aantal en hun diversiteit, gemeenschappen, populaties, enz.) en van functies (primaire en secundaire produktie, voedsel- en energietransferten, mineralisatie, enz.).

6.2 ECOSYSTEEMBESCHRIJVING VOOR HET BCP

6.2.1 Basis van het ecosysteem

De kringloop van de materie ligt aan de basis van de globale werking van dit complexe systeem. Massabalansen voor koolstof en stikstof werden voor de zone van het Belgisch Continentaal Plat bestudeerd (Nihoul en Polk (eds.) (1976), Joiris et al. (1982)).

De energietransferten binnen een ecosysteem gebeuren met tussenstappen die de elementen vormen van de trofische keten, beter bekend als de voedselketen.

Figuur 41 geeft een schematische voorstelling van de dominante fluxen doorheen de eerste trofische niveaus in de voedselketen van het Belgische kust ecosysteem.

De ontwikkeling van ecologische modellen (Pichot (1980), EG-Project 'Phaeocystis' (in voorbereiding)) vormen een belangrijk hulpmiddel voor het beschrijven en voorspellen van de regulatiemechanismen binnen een ecosysteem.

Langs accumulatieprocessen om komen contaminanten (zware metalen, pesticiden, enz.), door de mens geïnduceerde abiotische elementen, in het biotische compartiment terecht. De weg die door deze contaminanten wordt gevolgd ('pathways') is eigen aan het ecosysteem en aan de dynamica ervan. Voor de Belgische kustzone werden de etappes van de bioconcentratie bestudeerd voor kwik, PCB's en lindaan (Delbeke et al., 1988). De directe en/of indirecte intoxicatiemechanismen door zware metalen en de inductie van metallothioneïnes, een auto-protectiemechanisme, binnen de voedselketen werd op experimentele wijze onderzocht (Bouqueneau, Noël-Lambot en Distèche, 1979).

6.2.2 Plankton

Aanzienlijke kwalitatieve en kwantitatieve gradiënten van de kust naar de open zee, en evenwijdig met de kustlijn van west naar oost worden waargenomen.

Zowel voor het phytoplankton als het zoöplankton speelt de hydrodynamica met haar relatief sterke residuele stroming evenwijdig met de kust gericht, de belangrijkste rol. Door de sterke stroming zijn de verblijftijden kort en door de turbulente diffusie, loodrecht op de kustlijn worden voor de plankton-biomassa's en produkties in hoofdzaak dalende gradiënten waargenomen van de kust naar de open zee en evenwijdig met de kust, dalende gradiënten van oost naar west (Mommaerts (1973), Nihoul en Polk (eds.) (1976), Joiris et al. (1982)). Deze gradiënten zijn rechtstreeks in verband te brengen met de verhoogde concentraties aan nutriënten, dichtbij de kust (Baeteman en Vyncke, 1989) door de inbreng vanuit rivieren en kanalen (IJzer, Afleidingskanaal van de Leie, Boudewijnkanaal, Leopoldkanaal) en aan de oostkust door de inbreng vanuit de Schelde.

Diezelfde inbreng vanuit de rivieren leidt tot een aanrijking van de kustsedimenten met organisch materiaal wat opnieuw leidt tot een aanrijking van de kustwateren met nutriënten.

Tijdens de laatste decennia is de zee hierdoor sterk aan het eutrofiëren met de gekende fenomenen van buitensporige algenbloei - door schuimvorming gevisualiseerd - voor de Franse, Belgische en Nederlandse kusten ('Phaeocystis blooms') en de nog ergere kwalen zoals zuurstoftekorten en bloei van toxische algen in de Duitse Bocht, het Skaggerak en de Noorse fjorden, tot gevolg.

Het is duidelijk dat elke directe aanrijking van de kustsedimenten (bijv. door een antropogene inbreng) deze tendens zal doen toenemen.

6.2.3 Infauna (meio- en macrobenthos (bodemorganismen))

Benthospopulaties in de Belgische kustzone werden reeds grondig bestudeerd (Govaere et al. (1980), Heip et al. (1983,1989), Vanosmael et al. (1982), Herman et al. (1985), Vincx en Herman (1989), Willems et al. (1982), Maertens (1984)).

Voor het benthos, meiobenthos (tussen 0,074 mm en 1 mm) en macrobenthos (groter dan 1 mm), ligt de problematiek helemaal anders dan voor het plankton; verblijftijden van de sedimenten met de infauna zijn zeer lang en de biologische ontwikkelingscycli zijn totaal verschillend van die van het plankton.

De gradiënten in de benthische populaties stellen zich in onder invloed van zeer uiteenlopende criteria, afhankelijk van :

- de aard van de sedimenten (mineralogie en granulometrie)
- de fysische fenomenen zoals de hydrodynamica (sedimentatie, resuspensie, transport)

- de interactie met het plankton uit de pelagische fase, door de inbreng van afbraakmateriaal, op zijn beurt gebonden aan :
 - de aanrijking met nutriënten
 - de directe aanvoer van materiaal vanuit de rivieren (bijvoorbeeld het Scheldeëstuarium).

De benthische fauna wordt aldus op veel ingrijpender wijze verstoord door de inbreng van vreemde materialen, dan het plankton.

Algemeen gesproken streven associaties van bentische gemeenschappen eerder naar stabiliteit: de diversiteit (de samenstelling) en de relatieve abundantie van soorten (aantallen) zijn gelijkaardig over grote gebieden.

Voor de Belgische kust (figuur 42) wordt een dalende gradiënt van de kust naar de open zee waargenomen, wat rechtstreeks verband houdt met de richting van de dominante stromingen en met de diverse inputs vanaf het land. In grote lijnen kunnen twee zones worden geïdentificeerd die gescheiden worden door een overgangszone :

- in de *kustzone* is er een dalende gradiënt van west naar oost waar te nemen in de benthosdistributie. De oorzaken hiervan moeten onder meer worden gezocht bij de inbreng van de Scheldepollutie (o.a. zware metalen) en de grote hoeveelheden slib voor de Belgische kust. Ten oosten van Oostende - waar de scheiding ongeveer ligt - is de diversiteit veel kleiner dan ten westen ervan. Het westelijke kustgebied kan worden aanzien als een gebied met 'typische kustpopulaties', gekenmerkt door gemiddelde abundanties, kleine diversiteit en het voorkomen van dominante soorten (garnaal). Het is ook een broedplaats voor juveniele vissen. Het oostelijk kustgebied is kenmerkend voor een 'arme verontreinigde zone' waar slechts enkele soorten overleven die sporadisch in lage abundanties voorkomen;
- tot ongeveer 15-20 km uit de kust (*kustzone en overgangszone*) wordt de bodem gekenmerkt door afzettingen van klei-slib en afbraakprodukten, waar een klein aantal soorten overheersen, waar meiobenthos gedomineerd door rondwormen (nematoden) en macrobenthos gedomineerd door tweekleppigen (bivalven) en borstelwormen (polychaeten), zich hoofdzakelijk voeden met afbraakmateriaal. Het gehalte aan organisch materiaal is er hoog. De mineralisatie en de emissie van nutriënten naar de waterkolom is er zeer belangrijk. Dit betekent een aanzienlijke bijdrage tot de dynamiek van de eutrofiëring van het mariene milieu (Billen en Lancelot, 1988);
- in de *oostelijke overgangszone* wordt het substraat naar zee toe zandig en de grazende soorten worden duidelijk talrijker. De meiobenthos-organismen passen zich aan aan het interstitieel leven en hun diversiteit wordt groter. Sommige soorten voeden zich microbieel, anderen ontwikkelen onderlinge trofische relaties van het type prooi-predator. Als gevolg van deze grotere diversiteit komen er meer complexe trofische relaties tot stand met andere gemeenschappen en kan een macrofauna van carnivoren zich ontwikkelen; deze omvat voornamelijk wormen (nematoden en polychaeten). Er is ook een populatie van omnivore stekelhuidigen (echinodermata). Een overvloedige macrofauna geeft aanleiding tot de ontwikkeling van een bloeiende epibenthosgemeenschap. Het gehalte aan organisch

materiaal is hier laag, zodat de flux van nutriënten naar de waterkolom gering is. Dit gebied kan omschreven worden als een 'leefbare verontreinigde zone';

- de *westelijke overgangszone* omvat tevens het gebied van de Vlaamse Banken. De levensgemeenschappen op de toppen van de banken zijn totaal verschillend van die in de valleien. De toppen worden gekenmerkt door een biologische gemeenschap die zeer arm is te noemen; de valleien vertonen eerder de karakteristieken van een open zee-gebied, met name een grote diversiteit en een lage abundantie (Govaere e.a. (1980), Willems e.a. (1982), Vanosmael e.a. (1982)). Door de invloed van het Atlantische water kan dit gebied beschouwd worden als een 'gemiddeld milieu', met gemiddelde abundanties, gemiddelde diversiteit en sporadische aanwezigheid van dominante soorten (meestal seizoensale dominanties);
- vanaf een 30-tal kilometer uit de kust - *het open mariene gedeelte van het BCP*, met name het gebied van de Hinderbanken - zijn de bentische soorten schaars. Het gebrek aan voedingsstoffen, zowel in de waterkolom als in de sedimenten, is hiervoor verantwoordelijk (Govaere, 1980). Dit gebied vertoont de kenmerken van een niet gepollueerd, onaangeroerd milieu met lage abundanties, grote diversiteit, afwezigheid van dominante soorten, en kan een 'gediversifieerde zone' genoemd worden.

6.2.4 Epibenthos en demersale vispopulaties

Bij deze op de bodem levende soorten kunnen eveneens dalende west/oost en kust/open zee gradiënten worden waargenomen (Maertens, 1984, 1987, 1989, in voorbereiding).

In het *westelijk kustgebied* zijn de zwemkrab (*Macropipus holsatus*) en de grijze garnaal (*Crangon crangon*) de dominante soorten. Samen vormen zij meer dan 75 % van de totale biomassa van de epibenthale fauna. Naar zee toe vermindert hun bijdrage tot de biomassa tot 20 %.

Het *oostelijk kustgebied* telt een zeer heterogene verzameling aan verarmde biotopen. De levensgemeenschappen worden er duidelijk beïnvloed door de overmaat aan slib (op sommige plaatsen meer dan 80 % van het totale sediment) en door de hoge concentraties aan gesuspendeerd materiaal.

In de *oostelijke overgangszone* maken de stekelhuidigen, vertegenwoordigd door zeesterren (*Asterias rubens*) en slangsterren (*Ophiura texturata* en *Ophiura albida*) meer dan 70 % uit van de totale biomassa.

Dominante niet-commerciële vissoorten zijn steenbolke (*Trisopterus luscus*), pitvis (*Callionymus lyra*) en grondels (*Pomatoschistus minutus* en *Pomatoschistus lozanoi*); zij vertegenwoordigen meer dan 85 % van de gemiddelde jaarlijkse biomassa aan niet-kommerciële visstock. De meest belangrijke commerciële vissoorten zijn wijting (*Merlangius merlangus*), kabeljauw (*Gadus morhua*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*). Een groot deel van de gehele zone zijn trouwens belangrijke broed- en paaiplaatsen voor schar (*Limanda limanda*) en tong (*Solea solea*).

De *westelijke overgangszone*, het gebied van de Vlaamse banken, wordt gekenmerkt door zijn zeer rijke visgronden in de geulen tussen de banken.

Het verst uit de kust gelegen deel van het Belgisch Continentaal Plat - de open zee - is voor de visserij minder belangrijk; broed- en paaiplaatsen zijn er zo goed als onbestaande.

6.2.5 Pelagische levensvormen

Epibenthos en demersale vispopulaties kunnen een reële invloed ondergaan van de bagger-specielossingen waar dit niet kan gezegd worden van pelagische vispopulaties.

Men kan slechts van pelagische vis spreken wanneer men een pelagische fase heeft in de waterkolom. Dicht bij de kust is dit niet het geval daar de diepten slechts maximaal 5 à 20 m bedragen. Demersale en pelagische soorten leven dus door elkaar. Gezien er geen pelagische waterfase aanwezig is, zullen er zich ook zeer weinig echte pelagische vissen voor de kust bevinden. Slechts sporadisch kunnen scholen jonge haring en sprat voor de oostkust worden aangetroffen, vermoedelijk aangetrokken door het grote aanbod plankton aan de oostkust.

7. MILIEU-EFFECTEN

Om een duidelijke bespreking mogelijk te maken, is het noodzakelijk verschillende types van effecten van baggerspecielossingen te onderscheiden. De wijzigingen die optreden in het fysische milieu (voornamelijk door de verspreiding van het gebaggerde sediment in de waterkolom en op de zeebodem) en het chemische milieu (het gedrag van stoffen uit de baggerspecie) beïnvloedt uiteindelijk de levende organismen.

Het is duidelijk dat de effecten van baggerspecielossingen gezien dienen te worden binnen het kader van de natuurlijke dynamiek van het ecosysteem. Men kan daarom spreken van de 'exces-dynamiek' die veroorzaakt wordt door de baggerspecielossingen.

Er zijn twee belangrijke redenen waarom deze milieu-effecten methodologisch vaak zeer moeilijk kunnen worden omschreven. Ten eerste is de 'nulsituatie' zonder baggerspecielossingen niet in voldoende detail bekend voor de gehele betroffen zone, en ten tweede zijn er nog andere menselijke invloeden die eveneens de toestand van het leefmilieu kunnen wijzigen.

Bij het afbakenen van de besproken effecten moest dus bewust de hoge complexiteit van de gehele milieu-impact gereduceerd worden tot handelbare -en dus gesimplifieerde- concepten.

7.1 FYSISCH MILIEU-EFFECTEN

7.1.1 Dispersie

Het is in hoofdstuk 3.1. reeds aangehaald dat het losproces een scheiding van sedimenten veroorzaakt, waarbij de zandfractie van de baggerspecie bezinkt en op de loswal achterblijft, terwijl de fijne fractie uitgewassen wordt. Voor de primaire stortplaatsefficiëntie van de verschillende loswallen werden volgende grootte-orde berekend :

- loswal S_1 : 25 %;
- loswal S_2 : 0 %; een mogelijke verklaring hiervoor is de aanwezigheid van vloedscharen in dit gebied, die de geloste specie geleidelijk eroderen en zuidwaarts transporteren;
- loswal R_4 : dit gebied was vroeger onderhevig aan erosie vooraleer het als loswal werd gebruikt; een zinvolle waarde voor de primaire stortplaats-efficiëntie kan hier niet worden bepaald;

- loswal Zeebrugge - Oost : 0 %; deze loswal is gesitueerd in een gebied waar erosie optreedt ingevolge vloedschaarvorming door de uitbouw van de haven van Zeebrugge;
- loswal Oostende : van de orde van 8 %; de loswal is gelegen in een belangrijke vloedschaar.

De slibfractie wordt vrij snel (binnen 1 à 2 tijdcycli) geërodeerd en gedispergeerd.

Om de geografische spreiding van deze fijnkorrelige 'losverliezen' te bepalen, werden specifieke tracerproeven uitgevoerd. Voor deze proeven werden langlevende isotopen van terbium en hafnium gebruikt; tracers werden klaargemaakt door slib te merken met deze isotopen. De terbiumtracer werd bij vloed gelost op de loswal S₁ en de hafniumtracer bij eb. De tracerproeven werden uitgevoerd in een periode met een hoge Schelde-afvoer en overheersende NO-winden. De loswal S1 is de enige waarvoor dit soort van informatie uit tracerproeven beschikbaar is. De resultaten van deze proeven kunnen evenwel niet zondermeer veralgemeend worden.

Uit deze proeven is gebleken dat het slib dat gelost wordt op de loswal S1 vrij snel (binnen de 12 dagen) weer naar het turbiditeitsmaximum-gebied migreert en daar hydraulisch weerhouden wordt over minstens 4 maanden (de duur van de proef).

Voor de Belgische kust bevinden zich ongeconsolideerde slibafzettingen, die in het gebied van het turbiditeitsmaximum een maximale laagdikte van 0,5 meter kunnen bereiken. De gedispergeerde losverliezen worden daarin grotendeels opgenomen.

Enige momentopnamen van de ruimtelijke dispersie van de gemerkte losverliezen staan weergegeven in de figuur 43.

Tijdens deze proeven werd nog het volgende waargenomen :

- er is geen significant verschil in dispersie tussen het gemerkte slib dat bij eb en bij vloed werden gelost;
- gedurende de proefperiode werd ongeveer 10 % van het gemerkte slib gedetecteerd in de havens en vaargeulen;
- de metingen in de havens van Zeebrugge en Oostende (zie figuur 44) tonen aan dat de tracer-activiteit nagenoeg constant bleef na een initiële toename, niettegenstaande er in deze havens continu wordt gebaggerd; alles doet zich dus voor alsof het merendeel van het gemerkte slib voortdurend gerecycleerd wordt ("gesloten doos", principe van een turbiditeitsmaximum-gebied).

Deze waarnemingen bevestigen opnieuw de vroegere onderzoeksresultaten, namelijk dat er in de Belgische kuststrook slechts een zeer beperkte uitwisseling is van sedimenten met de rest van de Noordzee.

Het fysisch effect van deze dispersie/recirculatie van fijnkorrelige losverliezen is als volgt te verwoorden :

- na een losoperatie blijft de weinig mobiele zandfractie achter op de loswal en wordt zo voor een groot deel aan de sedimentdynamiek onttrokken;
- de fijnkorrelige slibspecie dispergeert en blijft deelnemen aan de sedimentdynamiek;
- de fysische invloed van een loswal blijft niet beperkt tot de geografische afbakening ervan. Voor de S1 betreft het een gebied van circa 1.000 km²;
- het fysisch effect is dus vooral een lithologisch effect, waarbij sprake is van een losse ongeconsolideerde sliblaag die over vrij grote afstanden kan migreren afhankelijk van de hierboven beschreven hydrodynamische parameters;
- kwantitatief gezien ligt de dispersie van de loswal S1 tussen 60 en 80 % van de totale geloste baggerspecie.

7.1.2 Turbiditeit

Tijdens de losoperatie vormt de specie een verticale densiteitsstroom (zie figuur 12 en hoofdstuk 3, en figuur 45) die zich bij de bodem omvormt in een horizontale densiteitsstroom, die op zijn beurt de specie uitspreidt over een vrij grote oppervlakte. Enige momentopnamen van de horizontale spreiding over de loswal zijn aangegeven op de figuur 46. Op dezelfde figuur staat ook de situatie van de geloste specie na 24 u, waaruit duidelijk blijkt dat zeer snel het merendeel van de geloste specie wordt uitgewassen waardoor de fijne fractie in suspensie komt en de turbiditeit in het onderste deel van de waterkolom verhoogt.

Tijdens het lossen komt een klein deel (enkele procenten) van de specie in de oppervlakkige lagen van de waterkolom terecht ten gevolge van de dispersie veroorzaakt door de heersende tijstroomingen of door de schroefwerking van het baggerschip. De verhoging van de suspensielading aan de wateroppervlakte is van de orde van grootte van 0,20 kg droge stof per m³, wat hoog is in vergelijking met natuurlijke achtergrondswaarden zoals opgemeten tijdens simultane meetcampagnes (0,01 kg tot 0,18 kg droge stof per m³, afhankelijk van getijde en weer). Vandaar dat soms typische 'dispersiepluimen' die vertrekken op loswallen, kunnen worden waargenomen door aëroteledetectie-opnamen.

Suspensie-tracerproeven hebben aangetoond dat een dergelijke dispersiewolk bij de eerstvolgende getijkentering aanzienlijk verdund wordt tot waarden die lager zijn dan de background.

In stormcondities neemt de totale suspensielading van het water sterk toe, vermoedelijk tot 2 à 3 maal de rustig weer-gehalten. Het is dan ook vrij moeilijk om het fysische effect van de turbiditeitsverhoging te vergelijken met de natuurlijke variatie.

Verder moet worden aangestipt (zie hoger) dat er voor de kust een zgn. 'turbiditeitsmaximum' voorkomt, waar de suspensieladingen van nature uit vrij hoog zijn, nl. tussen 0,020 en 0,700 kg droge stof per m³.

7.1.3 Bodembedekking

Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen het fysisch effect op de afgebakende loswal zelf (zie bvb. figuur 46), en op het invloedsgebied van de dispergerende losverliezen.

Er is in hoofdstuk 4.2. gewezen op de methodiek om de primaire loswalefficiëntie te bepalen. De vaststellingen hiervan zijn als volgt te formuleren :

- figuur 28 geeft een beeld van de morfologische evolutie ter hoogte van de loswallen S1 en S2. Hieruit blijkt een belangrijke verondieping ter hoogte van de S1. Deze verondiepingen doen zich vooral voor op de noordelijke flank van de 'Sierra Ventana';
- de situatie ter hoogte van de S2-boei is onduidelijk : tot 1982 werd een verondieping vastgesteld, maar vanaf 1982 treden periodisch ook verdiepingen op : ten noorden van de S2-losboei ontwikkelen zich getijdescharen die vermoedelijk verantwoordelijk zijn voor de sedimentafvoer van de loswal S2;
- de meest recente verschilkaart van de loswal R4 toont een verondieping van 0,2 tot 0,4 m. Het is niet duidelijk of deze verondiepingen een gevolg zijn van het lossen van baggerspecie (de loswal wordt slechts uitzonderlijk gebruikt), of als gevolg van de natuurlijke vulling van een gebied dat vroeger aan erosie onderhevig is geweest;
- de verondiepingen ter hoogte van de loswal Oostende komen voor als een hompel ten NO van de loswal (circa 870.000 m³ in situ);
- ter hoogte van de loswal Zeebrugge oost treden de jongste jaren belangrijke verondiepingen op. Het is echter niet vast te stellen of deze verondiepingen veroorzaakt worden door het lossen van de baggerspecie. Het is ook mogelijk dat in dit gebied een natuurlijke aanwas ontstaat als gevolg van de uitbouw van de haven van Zeebrugge (zie ook de verschilkaart in figuur 47).

De bodempeilwijzigingen buiten het areaal van de loswallen worden ingeschat met behulp van verschilkaarten over vrij grote gebieden.

De bodempeilwijzigingen gebeuren slechts in het slibgebied voor de Belgische kust en in de havens en vaargeulen.

7.1.4 Wijziging van de bodemsamenstelling

Er dient een onderscheid gemaakt te worden tussen de wijzigingen van bodemsamenstelling op de loswal zelf en in het invloedsgebied van de losverliezen.

De loswallen (S1, S2, ...) vertonen meestal een zandige bodem, wat verklaard kan worden door het losproces. Benthische (bodemlevende) fauna kan alleen negatief beïnvloed worden door indelving (dit geldt voor weinig mobiele species), en zeker niet door biotoopwijzigingen.

Op grotere schaal hebben de uitgevoerde onderzoeken bewezen dat, van nature uit, reeds vrij belangrijke bodemsamenstellingswijzigingen kunnen optreden op vrij korte termijnen. De sedimentdynamiek leert ons echter dat deze tijdelijke wijzigingen slechts een herschikking omvatten van de sedimentvoorraad in functie van de hydrodynamische omstandigheden.

De impact van bodemwijzigingen op de ecologie moet ook in het kader van de recente Zeebrugse havenuitbouw geanalyseerd worden.

Ondanks de herschikkingen blijkt dat de globale bodemsamenstelling van het beschouwde gebied op lange termijn nagenoeg constant is gebleven. De vergelijking van de lithologische kaarten van Van Mierlo (1899), Bastin (1974) en van MOW (1986) duiden op vergelijkbare slibvelden. Er is reeds op het feit gewezen dat de sedimentverplaatsingen in geulen en havens groot zijn tegenover de natuurlijke morfologische wijzigingen.

Ten gevolge van de baggerwerken en, meer specifiek, ten gevolge van de los-en overvloeiverliezen, zal derhalve de totale hoeveelheid aan losgepakte slibafzettingen over de zeebodem aanzienlijk beïnvloed worden.

Dit laatste fysische effect houdt in dat het bestaande slibveld voor de kust op lange termijn aangerijkt wordt met losgepakte fijnkorrelige slibspecie. De ligging en de grootte van het invloedsgebied zijn functie van een dynamisch evenwicht, dat onder meer bepaald wordt door seizoengebonden fenomenen.

7.2 CHEMISCHE EFFECTEN

Op dit ogenblik is de dynamiek van polluenten die in baggerspecie aanwezig zijn onvoldoende gekend. Dit hoofdstuk is essentieel een literatuurstudie. De beproven fenomenen dienen dus later nog geverifieerd te worden.

7.2.1 Polluentgedrag in suspensie

Contaminanten aanwezig in de waterkolom interageren met particulier materiaal (organisch en anorganisch), dat in de waterkolom gesuspendeerd blijft of als oppervlakesediment wordt afgezet. Door sorptieprocessen fixeren polluenten zich aan de oppervlakte van sedimentpartikels waardoor zwevend particulier materiaal de vector wordt voor het hydrodynamisch pollutentransport. Analooq functioneert het afgezette materiaal als reservoir voor contaminanten. Sorptieprocessen zijn aldus bepalend voor de distributie en het lot van antropogene polluenten.

Naas sorptieprocessen spelen ook desorptieprocessen. Polluenten zijn niet noodzakelijk permanent gefixeerd door het sediment, maar kunnen gerecycleerd worden via chemische of biologische agentia zowel in het sedimentcompartiment als in de waterkolom. Sedimenten zijn daarom niet enkel te beschouwen als een sorberend reservoir maar eveneens als een mogelijke bron van contaminanten.

In een aquatisch systeem heerst een dynamisch evenwicht tussen deze sorptie- en desorptieprocessen.

Door lozingen in de havens bevatten de onderwaterbodems lokaal hoge gehalten aan polluenten. Lossing in open zee van de aldaar gebaggerde specie kan een potentiële bedreiging vormen voor het mariene milieu.

Naast de uitwisselingsprocessen tussen particulaire- en waterfase zijn er nog een aantal processen die de geochemische pollutendistributie bepalen. De verdeling van metalen tussen

de verschillende compartimenten van het mariene systeem en de onderlinge interacties wordt weergegeven in figuur 48 (naar Duursma et al., 1988).

In deze paragraaf wordt enkel ingegaan op mogelijke sorptie en desorptie van polluenten uit baggerspecie wanneer deze bij lossing in de waterkolom wordt gesuspenderd. Desorptie en sorptie treden op wanneer baggerspecie in een gewijzigd fysico-chemisch milieu terecht komt.

Hoewel deze sorptie- en desorptieprocessen in principe voor alle polluenten geldig zijn, wordt hier verder enkel het gedrag van de zware metalen beschouwd. De organische verontreinigingen (PAK's, PCB's,...) zijn heel sterk gebonden met de organische fractie van de vaste stof, en zullen slechts vrijkomen door de biologische ontbinding van dit materiaal, of kunnen via deze organische fase rechtstreeks in de voedselketen terechtkomen.

- Distributiecoëfficiënten

In een suspensie-systeem bestaat er in de stationaire toestand een evenwicht tussen de pollutentconcentratie in de waterfase en deze in de particulaire fase. Voor elke wijziging van de fysico-chemische omgevingsparameters zullen zich nieuwe evenwichten instellen.

De pollutentconcentraties in beide fasen zijn bij gelijkblijvende randvoorwaarden rechtevenredig met elkaar. De verhouding van beide concentraties is de zogenaamde distributiecoëfficiënt. Met andere woorden : een verdubbeling van de pollutentconcentraties in de waterfase heeft, na instelling van het evenwicht, een verdubbeling van de pollutentconcentratie in het gesuspenderde materiaal voor gevolg.

- Beïnvloedende factoren van de distributiecoëfficiënten

Baggerspecie, die bij lossing in de waterkolom gesuspenderd wordt, is onderworpen aan de wijzigende omgevingsparameters. Veranderingen in de fysico-chemische omgevingsparameters beïnvloeden de distributiecoëfficiënt en zijn daarom verantwoordelijk voor de remobilisatie en/of immobilisatiefenomenen.

De distributiecoëfficiënt verschilt uiteraard van pollutent tot pollutent, en zijn ook afhankelijk van de kenmerken van de vaste fase. Daarnaast beïnvloeden diverse omgevingsfactoren in sterke mate de waarde van deze coëfficiënt :

- de saliniteit;
- de redoxpotential;
- de zuurtegraad of pH;
- het aanwezige organische materiaal.

*** Saliniteit**

De remobilisatie van zware metalen door verhoogde zoutconcentraties wordt toegeschreven aan twee effecten :

- de competitie van alkali- en aardalkalimetalen uit zeewater (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+}) met de zware metalen
- de complexvorming van de metalen met anorganische liganden (Cl^{-} , SO_4^{2-})

De remobilisatie van zware metalen uit gesuspendeerde sedimenten onder invloed van saliniteitswijzigingen werd door verschillende auteurs onderzocht.

Förstner & Wittmann (1983) beschrijven remobilisatie-experimenten met zwaar gepollueerd gesuspendeerd materiaal uit de Rijn gesuspendeerd in artificieel zeewater. Voor de beschreven elementen (Zn, Co, Cr, en Fe) is de maximale mobilisatie 10 % van de originele metaalconcentratie in sedimenten.

Förstner & Salomons (1988) geven volgende remobilisatiepercentages bij mixing van anoxysche Rijnsedimenten in zeewater : Zn (2.2%), Cu (2.0%), Ni (2.5%), Cd (49%), en Pb (0.1%).

Desorptie-experimenten met gesuspendeerd materiaal uit de Rijn in verdund en normaal zeewater laten toe de metalen te rangschikken volgens dalende desorptiecapaciteit :

$\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cu} > \text{Cr}$; Fe en Pb geen desorptie
(Förstner & Wittmann, 1983)

Balls (1989) vond een analoge rangschikking voor toenemende mobiliseerbaarheid op basis van veldgemeten distributiecoëfficiënten. Voor een bepaald gebied zijn de distributiecoëfficiënten stijgend of is de mobiliseerbaarheid dalend volgens de volgorde:

$\text{Cd} > \text{Ni}, \text{Zn}, \text{Cu}, > \text{Hg}, \text{Pb}$

Baeyens et al.(1989) en Van Alsenoy et al.(1989) bekomen gelijkaardige resultaten.

Van Alsenoy et al.(1989) onderzocht de heroplossing van zware metalen uit een sedimentstaal van de haven van Zeebrugge in functie van de saliniteit. Het gedesorbeerde percentage Cd ligt tussen de 1 en 12 %, voor Zn, Cu en Pb ligt dit een factor 10 lager.

Prause et al. (1985) stelt dat de reactiekinetiek voor wat betreft de initiële mobilisatie van metalen, gecontroleerd wordt door microbiële activiteit. De maximale mobiliseerbaarheid zou daarom maar bereikt worden na lange interactietijd (6 weken) van gesuspendeerd materiaal (rivier-sedimenten) en zeewater. Het maximale mobilisatiepercentage van Cd bedraagt na 6 weken 25% in zeewater (saliniteit 32 pro mille) en 8% in rivierwater (saliniteit : 5 pro mille); voor Pb wordt geen remobilisatie waargenomen.

Kortlopende mobilisatie-experimenten (24h) daarentegen vertonen geen vrijstelling van Cd en Pb.

De in de literatuur opgegeven mobilisatiepercentages zijn nogal uiteenlopend . Dit is toe te schrijven aan de randvoorwaarden van de mobilisatie-experimenten (type sediment, type extractievloeistof, gehalte gesuspendeerd materiaal, tijdsduur, ...). Het kwantificeren van mobiliteit bij een saliniteitsschok is daarom voorbarig; er kan hoogstens een reeks opgesteld worden van metalen met toenemende mobiliseerbaarheid.

Er dient verder onderzoek verricht naar mobilisatie van de afzonderlijke metalen onder real case omstandigheden. Verder moet inzicht verkregen worden in het lot van gemobiliseerde metalen. Veranderingen van de metaaldistributie na de remobilisatieprocessen wordt onder meer bepaald door thermodynamische factoren als stabiliteit van chlorocomplexen, hydrolyse of readsorptie aan gesuspendeerd materiaal. Deze laatste fenomenen zijn op dit moment moeilijk kwantitatief in te schatten. Wel

zal de distributie over de water- en particulaire fase evolueren naar natuurlijke voorkomende waarden.

* Redox-condities

Het gedrag van metalen in uitwisselingsprocessen is afhankelijk van de redox-toestand van het milieu. Het effect op de mobiliteit van veranderingen in redox-toestand wordt weergegeven in tabel 27.

Tabel 27 : Relatieve mobilisatie van elementen (ionen) in sediment als functie van de Eh en de pH (naar Förstner & Kersten, 1988).

relatieve mobiliteit	redoxpotentiaal		zuurtegraad	
	reducerend	oxyderend	neutr./bas.	zuur
heel lage mobiliteit	Al Cr Mo V U Se S B Hg Cu Cd Pb	Al Cr Fe Mn	Al Cr Hg Cu Ni Co	Se
lage mobiliteit	Si K P Ni Zn Co Fe	Si K P Pb	Si K P Pb Fe Zn Cd	K Fe (III)
matige mobiliteit	Mn	Co Ni Hg Cu Zn Cd	Mn	Al Pb Cu Cr V
hoge mobiliteit	Ca Na Mg Sr	Ca Na Mg Sr Mo V U Se	Ca Na Mg Cr	Ca Na Mg Zn Cd Hg Co
zeer hoge mobiliteit	Cl I Br	Cl I Br B	Cl I Br S B Mo V U Se	Cl I Br B

Door dispersie wordt het anoxysche slib geoxydeerd (van negatieve naar positieve redoxpotentialen).

Het lossen van een gereduceerde baggerspecie in een oxysch milieu zal een aantal kritische metalen mobiliseren (Cd, Cu, Hg, Pb en Zn), andere worden geïmmobiliseerd (Fe en Mn).

Het voornaamste proces waardoor kritische metalen gemobiliseerd worden, is de sulfide oxydatie. De onoplosbare metaalsulfiden worden omgezet naar oplosbare metaalsulfaten. Daarbij wordt de zuurtegraad verhoogd waardoor de mobiliteit verder in de hand wordt gewerkt. Naast de sulfide oxydatie zijn er nog andere oxydatieprocessen verantwoordelijk voor de verhoogde mobiliteit.

De elementen Fe en Mn worden onder oxysche omstandigheden geïmmobiliseerd door de vorming van onoplosbare hydroxyden, oxyden en oxyhydraten.

Bovenbeschreven mobilisatie- of immobilisatieprocessen onder gereduceerde of geoxydeerde omstandigheden zijn complementair. Dit betekent dat de effecten van

beide processen elkaar kunnen opheffen. Zo kan gemobiliseerd Cd, vrijgesteld door oxydatie van CdS, gefixeerd worden aan nieuw gevormd ijzeroxyde.

Het kwantificeren van mogelijke vrijstelling van kritische metalen bij lossing vereist vooreerst gegevens betreffende de optredende redoxsprong (in situ metingen van redox-wijzigingen). Daarnaast dient het afzonderlijk effect per metaal onderzocht te worden en hun onderlinge beïnvloeding.

*** Zuurtegraad**

Verandering van de zuurtegraad heeft een grote impact op de mobiliteit van metalen. De relatieve mobiliteiten van de verschillende elementen in functie van de zuurtegraad worden weergegeven in tabel 27.

De mobiliteit van de kritische metalen neemt toe bij toenemende zuurtegraad.

Gezien er geen verschil waarneembaar is tussen de zuurtegraad van havensedimenten en mariene sedimenten, zal er bij lossing geen pH-schok optreden en bijgevolg zullen hierdoor geen metalen mobiliseren. De sedimenten (rijk aan carbonaten) zijn bovendien dermate gebufferd dat eventuele pH-wijzigingen (door afbraak van organisch materiaal) teniet worden gedaan.

*** afbraak van organisch materiaal**

Polluenten in baggerspecie kunnen geassocieerd zijn met het organisch materiaal. Organisch materiaal bezit preferentiële bindingsplaatsen voor metalen zoals de functionele groepen van de macromoleculen (carboxyl-, carbonyl-, hydroxyl- en sulfidegroepen).

7.2.2 Polluentgedrag in de afzetting

In de bovenste laag van het afgezette sediment kunnen zich belangrijke remobilisatieprocessen afspelen.

Voor een aantal zware metalen werden de remobilisatiepercentages bepaald bij de transitie van gesuspendeerd materiaal naar de eerste centimeters van het bodemsediment (Baeyens en Monteny, 1989). Voor Cu, Zn en Cd bleken deze percentages onafhankelijk van het type sediment, wat er op zou wijzen dat het particulier organisch materiaal (POM) de drager is van deze metalen.

In oxydsche milieus zou de microbiële degradatie van particulier organisch materiaal in het bijzonder verantwoordelijk zijn voor de mobilisatie van de met organisch materiaal geassocieerde zware metalen. In anoxydsche milieus zullen, eveneens door oplossing van Fe- en Mn-oxyden en -hydroxyden de geadsorbeerde en geïncorporeerde zware metalen mobiliseren (Baeyens et al., 1986).

7.2.3 Bilan van de pollutentransferten door baggerspecielossingen

Uit een goede kennis van de hoeveelheden baggerspecie (droge stof) en de concentraties aan bepaalde pollutanten, kan een bilan worden opgemaakt van de hoeveelheden van de verschillende pollutanten die jaarlijks worden verplaatst door baggerspecielossingen. Een dergelijke vrachtberekening zegt op zichzelf weinig over het veroorzaakte chemisch milieu-effect, omdat :

- de pollutanten niet in vrije vorm voorkomen, maar in diverse chemisch gebonden toestand waaruit ze in min of meerdere mate als 'mobiliseerbare fractie' kunnen worden vrijgesteld (zie 7.2.1 en 7.2.2.);
- de achtergrondconcentraties aan natuurlijk voorkomende elementen (voornamelijk metalen) worden meegerekend;
- de verspreiding van deze pollutanten naar de Noordzee toe, hieruit niet is af te leiden.

Bij de evaluatie van deze vrachtberekening moet ook rekening worden gehouden met de natuurlijke geochemische vrachten van de beschouwde elementen (sporenelementen in zeewater) en de grootte van de andere verontreinigingsvrachten (inbreng vanaf het land en atmosferische inbreng) in hetzelfde gebied. Dit alles moet dan leiden tot een kwantitatief bilan van de hoeveelheden pollutanten in het systeem, en hun beschikbaarheid voor levende organismen (biologische beschikbaarheid).

De kwaliteit van de basisgegevens is bepalend voor de kwaliteit van de vrachtberekening : indien blijkt dat de pollutantconcentraties sterk verschillen van plaats tot plaats, dan moet een voldoende aantal gegevens beschikbaar zijn om een verantwoorde schatting te maken. Deze voorwaarde is op dit ogenblik niet vervuld voor de organische micropolluenten TBT en PAK.

Om toch de grootte-orde te kennen van de transfert van pollutanten door baggerspecielossingen, wordt in tabel 28 voor de elementen kwik en cadmium een voorbeeld gegeven van een vrachtberekening. Hierbij wordt gebruik gemaakt van gemiddelde concentraties.

Tabel 28 : Vrachtberekening voor kwik en cadmium volgens :

X miljoen ton x Y1 ppm Hg --> Z1 ton kwik

X miljoen ton x

Y2 ppm Cd -> ton cadmium

BAGGERZONE	X miljoen ton	Y1 ppm Hg	Z1 ton kwik	Y2 ppm Cd	Z2 ton cadmium
A. Vaargeulen					
- naar Nieuwpoort	0,110114	< 0,020	< 0,002	0,340	0,037
- naar Oostende	0,872014	0,086	0,075	0,874	0,762
- naar Blankenberge	0,185719	0,111	0,021	1,150	0,214
- naar Zeebrugge en Westerschelde :					
- Scheur west	5,634244	0,216	1,217	1,874	10,559
- Scheur oost					
- Pas van Zand + CDNB	11,745353	0,324	3,805	2,194	25,769
			5,120		37,304
B. Havens					
- Nieuwpoort	0,584025	0,162	0,095	2,221	1,297
- Oostende	0,544367	0,281	0,153	2,525	1,375
- Blankenberge	0,068192	0,392	0,027	2,642	0,180
- Zeebrugge voorhaven	3,260056	0,495	1,614	2,842	9,265
			1,889		12,117
Voor de berekeningen werden de volumes van het werkjaar 88-89 gehanteerd, met de omrekeningsfactoren vermeld in de voetnoten van de tabellen 1 en 2.					

Het is onmogelijk uit deze tabellen de verhoging van de achtergrondconcentraties te berekenen. Hiervoor moet men weten welk percentage effectief vrijkomt, en in welk volume zeewater (= verdunningsvolume).

7.3 BIOLOGISCHE MILIEU-EFFECTEN

Zowel de fysische als de chemische effecten die met de baggerspecieelossingen gepaard gaan - en die in de vorige hoofdstukken uitvoerig werden beschreven - hebben hun invloed op één of ander biologisch compartiment van het systeem.

7.3.1 Invloed op de primaire produktie

De primaire produktie kan wijzigingen ondergaan door turbiditeitseffecten en eutrofiëringseffecten.

*** Turbiditeitseffecten**

Grote hoeveelheden fijn materiaal (slib) die in de waterkolom worden gebracht veroorzaken een vertroebeling van het zeewater. De verminderde lichtpenetratie veroorzaakt een vertraagde groei bij planktonische organismen die licht nodig hebben voor hun ontwikkeling. We krijgen een reductie van de primaire produktie. Zoals werd aangetoond in een mesocosm-studie zou bij normale sedimentatievoorwaarden de primaire produktiviteit niet beïnvloed worden door een tijdelijk hoog turbiditeitsniveau (Xiushian, 1989). Wordt de turbiditeit echter kunstmatig hoog gehouden (door mixing), dan veroorzaakt dit een inhibitie van de fotosynthese en een reductie van de primaire produktie.

*** Eutrofiëringseffecten**

Door de baggerspecielossingen kunnen nutriënten worden vrijgesteld waardoor de primaire produktie kan worden verhoogd, gevolgd door een toename van de secundaire produktie en een verhoogde mineralisatie. Mogelijke toxische neveneffecten hiervan zijn een verstoring van de zuurstofhuishouding of een opbloei van fytoxisen producerend fytoplankton.

Een ander aspect van de eutrofiëring is de verschuiving in de soortensamenstelling van de algengemeenschap en een daaruitvolgende verschuiving in de samenstelling van de secundaire producenten.

Ogenschiijnlijk werken nutriëntenaanvoer en de turbiditeit elkaar tegen bij de groei van het fytoplankton. Onderzoek heeft echter uitgewezen dat het fytoplankton afhankelijk is van limiterende factoren. De aanvoer van nutriënten is daarvan een van de voornaamste. Is er weinig aanvoer of zijn de nutriënten opgebruikt dan vermindert de groei. De turbiditeit is echter geen limiterende factor voor het plankton. Het zou al erg donker moeten zijn vooraleer de groei stopt. Een voorbeeld dat die twee factoren elkaar niet beïnvloeden vinden we langs de Belgische kust :

Volgende gradiënten doen zich voor : Hoge turbiditeit vlakbij de kust, laag verder af.
Hoge turbiditeit aan de oostkust, lage waarden aan de westkust. Voor wat de nutriënten betreft : idem.

Gevolg : fytoplanktonbiomassa vertoont hoge waarden aan de kust en het hoogst naarmate men de Schelde nadert !

7.3.2 Verstoring van organismen

Turbiditeitseffecten, bodembedekkingseffecten en effecten toe te schrijven aan wijzigingen in de bodemsamenstelling kunnen de organismen op één of andere wijze verstoren.

*** Turbiditeitseffecten**

De turbiditeitseffecten bemoeilijken het normaal functioneren van aquatische organismen.

De overmaat slib en de hoge concentraties gesuspendeerd materiaal veroorzaken een verstopping van de kieuwen waardoor sterfte optreedt bij larven van vissen en benthische invertebraten. Het gevolg is een indirect effect op de visstocks (Maertens, 1984).

Voor organismen die hun voedsel betrekken uit het 'filteren' van zeewater ('filter-feeders') mag de verhouding organische stof/anorganische partikels niet te ver dalen : indien zij teveel anorganische deeltjes moeten verwerken, verbruiken ze meer energie door te 'eten' dan ze erdoor opdoen, waarna ze verhongeren.

*** Bodembedekkingseffecten**

Door bodembedekking kan een wijziging in de benthische populatiestructuur tot stand komen. Als gevolg van sedimentatie van geloste baggerspecie zullen de sedentaire invertebraten in de loswal begraven worden onder een laag sediment. Mobiele invertebraten zullen migreren naar de water-sediment interface, terwijl de immobiele invertebraten zullen afsterven.

De dikte van de sedimentlaag waarbij een permanente begraving optreedt is afhankelijk enerzijds van de grootte en het gedrag van de individuele species en anderzijds van de fysische en chemische factoren die betrokken zijn bij het depositieproces. Zo zijn borstelwormen (polychaeten) in staat opwaarts te migreren als de afgezette laag kleiner is dan 10 cm. Een labostudie met het kleine schaaldiertje *Cumella vulgaris*, stelde dat sedimentatiesnelheden van meer dan 2.5 mm/min. nodig zijn om 50% van deze soort permanent te begraven onder een sedimentlaag van 4 cm (Levings, 1982).

Naast dit effect op de benthische fauna, kan de bodembedekking ook verantwoordelijk zijn voor de ongeschiktheid van deze gebieden als paai- en broedplaatsen.

*** Effecten door de wijziging van de bodemsamenstelling**

Gezien vele organismen nauw verbonden zijn met een sedimenttype, zal een verandering in deze samenstelling rechtstreekse gevolgen hebben voor de betrokken levensgemeenschappen. De meeste sedentaire soorten vereisen een sediment waarbij slib- en zandgehalte harmonieus samengaan (max 20-30 % slib).

Hoe meer slib aanwezig, hoe meer diergroepen (vooral de dieren die zandkorrels nodig hebben voor het bouwen van kokers of gangen) het niet meer overleven.

Het afwisselend storten van zand, zand-slib, slib ... veroorzaakt grote schommelingen in de kwaliteit van de sedimenten tot kilometers ver rondom een baggerstortplaats. De meeste sedentaire diersoorten houden echter van een stabiele sedimentsamenstelling.

De hoeveelheid slib is de limiterende factor voor de ontwikkeling van de meeste sedentaire bodemdieren, zodat hiermee het verdwijnen van een aantal soorten kan worden verklaard. Biologische monitoringsstudies (Maertens, 1984) hebben aangetoond dat er een verarmingsproces optreedt rond de losplaatsen voor baggerspecie, waarbij niet aangepaste soorten door slibminnende worden vervangen. Zonder enige concurrentie bereiken deze soorten abnormaal hoge densiteiten. Voor een aantal soorten werd een correlatie gezocht tussen de biotische factoren (ichtyofauna en epibenthos) en de abiotische factoren (korrelgroottedistributie) (Mazijn, 1988). Vooral de gewone grijze garnaal (*Crangon crangon*

L.) blijkt zowel in aantal als in biomassa negatief gecorreleerd te zijn met de schommelingen van de fijne fractie van het sediment. Een positieve correlatie wordt gevonden voor 'slibzandminnende' soorten zoals het goudkammetje (*Pectinaria sp.*) (Rowlatt et al, 1986) en de halfgeknotte strandschelp (*Spisula substruncata*) (Maertens, 1989). De sterke abundantie van deze laatste soort voor onze kust zou een gevolg kunnen zijn van de baggeractiviteiten waardoor meer slib over het gebied zou verspreid worden (Maertens, 1989).

Gezien deze gebieden in de visgebieden gelegen zijn, heeft dit onrechtstreekse gevolgen voor de visserijsector (Maertens, 1984).

De invloed van baggerwerken en specielossingen op de voor België belangrijkste commerciële vissoorten (schol, schaar, tong, wijting, kabeljauw) en hun basisvoedsel uit het epibenthos werd bestudeerd (Mazijn, 1988, Maertens, in voorbereiding).

Door middel van clusteranalyse werd een sterk verminderde abundantie (aantallen) en diversiteit aangetoond van de beschouwde ichtyofauna en epibenthos, bij een (drastische) toename van de baggeractiviteit.

Ook De Vos (1986) vond een duidelijk verband tussen de wijziging in sedimentsamenstelling en de verandering van het visbestand en de epibenthale fauna op het BCP.

Vermits men zou kunnen stellen dat de meest drastische impact van een baggerspecielossing een sedimentologische is, werd reeds vroeger veel aandacht besteed aan de verandering in de bodemlithologie en het daarmee gepaard gaande effect op de loswallen voor baggerspecie voor onze Belgische kust (Maertens, 1984).

SIERRA VENTANA

De korrelgrootte van het bodemmateriaal fluctueert van zand over zand/slib tot sediment met een slibgehalte tot 80 %. De doorzichtigheid van de waterkolom bedraagt hier ongeveer 1,5 m. De samenstelling van het benthos en de demersale visfauna fluctueert zeer sterk en vertoont één dominante soort, namelijk de slangster (*Ophiura texturata*). De visgemeenschap is er eveneens zeer onstabiel en vertoont heel dikwijls valse dominanties die niet overeenstemmen met natuurlijke of seizoenale schommelingen. Men spreekt van 'occasioneel dominante soorten' (een stabiel milieu wordt gekarakteriseerd door een grote diversiteit, gedomineerd door een aantal, systematisch terugkerende soorten; dit is zeker niet het geval in deze zone). De tongpopulatie verdween totaal. In de periode 1980-1981, met zeer intensieve baggerwerken, werden dalende densiteiten van enkele epibenthale soorten vastgesteld ten gevolge van verslibbing.

GEBIED ROND ZEEBRUGGE

De zone tussen de kustlijn en de Wielingen is een volledig verarmd gebied met nog slechts een klein aantal overblijvende soorten en een steeds toenemend gehalte aan slib. Hetzelfde werd vastgesteld voor de gemiddelde densiteit van de verschillende meiobenthosgroepen, waar een dominantie van slibminnende rondwormen (nematoden) werd genoteerd (Vinckx, 1989).

HET GEBIED TUSSEN OOSTENDE EN ZEEBRUGGE

Met de werken voor de uitbreiding van de haven van Zeebrugge in de jaren '80 zijn de lokale stromingspatronen dermate gewijzigd dat de oorspronkelijke sedimentatiezone gelegen voor Blankenberge een erosiezone is geworden. De afzetting van fijn materiaal lokaliseert zich nu tussen de haven van Zeebrugge en de Westerschelde. Als gevolg hiervan werden de levensgemeenschappen van de oostkust die typisch waren voor een zand/slib sediment vervangen door slibminnende organismen, terwijl in de zone vóór Blankenberge de slibminnende soorten de laatste 5 jaar weer geleidelijk door

zand/slib-minnende populaties werden vervangen. De witte dunschaal- (*Abra alba*) en de nonnetje- (*Macoma balthica*) gemeenschappen bijvoorbeeld, werden sinds 1984 vervangen door een halfgeknotte strandschelp- (*Spisula subtruncata*) gemeenschap.

Sinds 1983 steeg de diversiteit van de epibenthos gemeenschappen, terwijl die van de vissen daalde. Het goudkammetje (*Pectinaria koreni*) was bijvoorbeeld zeer abundant tot 1980 en verdween volledig kort nadien, wat mogelijkwerijs toe te schrijven is aan het hoge slibgehalte van het substraat. Na 1984, toen het slibgehalte opnieuw ging dalen, werd opnieuw een kleine populatie *Pectinaria koreni* waargenomen.

Om dezelfde reden verloor het gebied volledig zijn belang als broedplaats voor tong (*Solea solea*). Sinds 1988 is een kleine populatie opnieuw aanwezig. Slechts een enkele demersale vissoort is regelmatig dominant in dit kustgebied, namelijk de grondel (*Pomatoschistus minutus*).

De evolutie van een biotoop inzake biomassa verloopt op een identieke manier. Een intense baggeractiviteit heeft een nefaste invloed op de gewichten van de species.

Een matige baggeractiviteit daarentegen zou een positieve invloed hebben op de biomassa. Dit laat toe te stellen dat bij een matige bagger- en lossingsactiviteit er een verhoogde beschikbaarheid is van nutriënten. Deze verhoogde voedselaanvoer is verantwoordelijk voor de verhoogde gewichtstoename van de biomassa. Deze hypothese wordt eveneens gesteld door Rowlett et al., 1986.

Als slotbeschouwing dient gewezen op het feit dat een ecosysteem in staat is zich door rekolonisatie te herstellen van eventuele negatieve fysische effecten.

Mazijn (1988) toonde aan dat de diversiteit van een ecosysteem in losgebieden zich snel herstelt tot het initiële niveau, terwijl het herstel van de abundantie een aantal jaren duurt.

Levings (1982) stelt dat gestoorde benthische habitats doorgaans gerekoloniseerd worden met uitzondering van de gebieden met hoge lossingsfrequentie of gebieden die permanent anoxysch blijven. De gemeenschapsstructuur in de gerekoloniseerde loswal kan echter verschillen van deze die oorspronkelijk aanwezig was.

Factoren die de snelheid van rekolonisatie bepalen, zijn : de aard van de baggerspecie, de stabiliteit van het afgezette sediment, de waterdiepte, de waterkwaliteit en de stroomsnelheden ter hoogte van de loswal. Deze laatste is belangrijk omdat voor de meeste mariene invertebraten de rekolonisatie gebeurt via planktonische of pelagische larven van ongestoorde populaties. De plaatselijke stroomsnelheden bepalen de drijfafstand en de sedimentatie van de larven.

Kwaliteitsverschillen van een rekolonisatie

Na of zelfs nog tijdens het storten van baggerspecie zal zich een heel specifieke fauna ontwikkelen die in de meeste gevallen een kleiner aantal soorten bevat en minder abundant zal zijn. Een veranderd sediment heeft tot gevolg dat soorten aangepast aan een specifiek sediment zullen verdwijnen en enkel de soorten aangepast aan het nieuwe sediment zullen overleven. Dit in geval van een stabiele verandering. Blijft de sedimentsverandering echter dynamisch (de ene keer zand, dan weer eens slib, dan eens keien, enz.) dan zullen slechts een zeer klein aantal soorten in die dynamische omgeving kunnen overleven (cfr. de toppen van de zandbanken : zeer lage diversiteit). Indien het nieuwe sediment toxisch of anoxysch is dan kan het zelfs voorvallen dat slechts enkele soorten zich kunnen handhaven (cfr. streek ten oosten van Zeebrugge). De laatste twee verandering hebben uiteindelijk eveneens invloed op

het visbestand. Gezien het voedselaanbod beperkt wordt, zullen de vissen niet meer in de zone komen fourageren. Erger nog indien de zone voordien een broedplaats van juveniele commerciële vis was, kan dit de ondergang betekenen van die broedplaats.

7.3.3 Ecotoxicologische effecten

De hierboven aangehaalde biologische gevolgen zijn rechtstreeks in verband te brengen met de fysische effecten die het lossen van baggerspecie met zich meebrengen.

De chemische effecten van baggeractiviteiten, en meer bepaald het mobiliseren van contaminanten vanuit de specie in het milieu door het verplaatsen van het materiaal, hebben biologische effecten tot gevolg die zich situeren op het vlak van de ecotoxicologie en de pathologie.

Polluenten zoals zware metalen, PCB's, enz., hebben de neiging zich te binden op de sedimentfractie kleiner dan 63 micrometer. Door de baggeractiviteiten worden grote hoeveelheden slib in het milieu verplaatst hetgeen de totale hoeveelheid aan beschikbare toxische componenten kan doen toenemen, waardoor het aanbod voor fauna en flora groter wordt.

Mogelijke ecotoxicologische gevolgen zijn gedragsstoornissen, een gestoorde groei (produktie) of een verminderde voortplanting (reproductie), pathologische aandoeningen (visziekten), conditievermindering of sterfte van organismen. Via ecologische interacties tussen soorten (voedselrelaties) kan dit leiden tot verstoring van de structuur van levensgemeenschappen (ecotoxicologie).

Op het vlak van de pathologie kunnen zich allerhande stresstoestanden, groei-afwijkingen, weefselaandoeningen en visziekten manifesteren.

Algemeen mag men stellen dat de effecten van de contaminanten gerelateerd zijn aan de opname ervan. De mate van opname is echter niet rechtstreeks af te leiden uit de totaalconcentraties in het water en in de bodem; slechts een fractie van de aanwezige contaminanten (de 'biologisch beschikbare fractie') wordt in het milieu vrijgesteld en kan door de organismen worden opgenomen via de ademhaling of de voeding.

Door bioaccumulatie kunnen bepaalde stoffen opgehoopt worden in de weefsels van de organismen, met een concentratietoename in de tijd tot gevolg. De bioaccumulatie is een aanduiding voor de biologisch beschikbare dosis van deze stoffen.

De biomagnificatie is de progressieve toename van concentraties aan chemische stoffen op de verschillende trofische niveaus (schakels van de voedselketen). De weg die in al deze processen door de polluenten wordt gevolgd noemt men de 'polluent pathways'.

Vanuit laboratoriumexperimenten tracht men een dosis-effect-relatie op te bouwen, waarvan de resultaten niet altijd op eenduidige wijze te extrapoleren zijn naar de veldsituatie. Toxiciteitseffecten op individuele species mogen immers niet zonder meer geëxtrapoleerd worden naar populaties of gemeenschappen.

De problemen stellen zich op het ogenblik van de interpretatie van de resultaten. Er bestaat nog steeds geen eensgezindheid over normen voor de begrippen drempelconcentratie, acute toxiciteit, relatieve waarden van de lethale concentraties, bioaccumuleerbaarheid, enz.

Mazijn (1988) bestudeerde de reactie van een ecologische niche op uitwendige factoren als polluenten. De effecten van een aantal polluenten op de ichtyofauna en de epibenthos werden nagegaan. Vooral cadmium en kwik zouden zowel een invloed hebben op de aantallen als de gewichten van de species. Bij gebrek echter aan nauwkeurige, en voor deze studie geschikte analyseresultaten, dient dit verder getoetst te worden.

8. BEOORDELINGS- EN CLASSIFICATIECRITERIA VOOR BAGGERSPECIE

8.1 ALGEMEEN

De Richtlijnen van de Oslo Commissie werden bewust vrij algemeen gehouden opdat de Verdragsluitende Landen ze op verantwoorde wijze zouden kunnen invullen, rekening houdend met hun particuliere omstandigheden en met de steeds toenemende kennis omtrent de relevante verschijnselen die zich voordoen bij baggeren en lossen in zee.

Deze pragmatische aanpak is tevens de sterkte én de zwakte van de Richtlijnen omdat ze enerzijds toelaten de baggerspecie vanuit de meest diverse gezichtspunten te beoordelen, maar anderzijds nalaten om grenswaarden te definiëren waarmee baggerspecie in verschillende categorieën wordt opgesplitst. Dit alles leidt tot een beoordelingsproces van vrij complexe aard, dat bovendien dient te kaderen in een ruim opgezette strategie.

Naast onderzoek en monitoring bestaat dus een duidelijke behoefte aan een operationeel systeem voor de beoordeling van baggerspecie. Bij gebrek aan een dergelijk éénduidig evaluatiesysteem is het nuttig om de mogelijke evaluatiemethoden aan een kritisch onderzoek te onderwerpen.

Het rationaliseren van de overwegingen die leiden tot de keuze van één of andere evaluatiewijze is het enige hulpmiddel om tegemoet te komen aan het 'arbitrair' karakter van evaluatiesystemen. Op die wijze kan het beleidsmatig waardeoordeel over de aanvaardbaarheid van een risico of een effect maximaal worden onderbouwd.

8.2 CHEMISCHE CRITERIA

Bij het opstellen van de eerste generatie van normen voor bodemmaterialen ging men uit van de de totaalgehalten aan polluenten in het materiaal. Als belangrijke voordelen van dit systeem gelden:

- de eenvoud en reproduceerbaarheid;
- de relatief lage kostprijs;
- de mogelijkheid om de specie te inventariseren en onderling te vergelijken.

Belangrijke tekortkomingen zijn :

- de vaste fase van het matrixmateriaal bestaat uit verschillende deelfasen (kleien, organisch materiaal, minerale colloïden, ...) met verschillende korrelgrootte-verdelingen, en de differentiatie van het polluent binnen de matrix is ongekend;
- de methode voldoet niet aan de behoefte aan valabele referentiewaarden en toetsingscriteria;
- het ontbreken van enige indicatie omtrent de mobiliteit van de polluenten;

de onmogelijkheid om uit de vastgestelde verontreinigingsinhoud indicaties omtrent de effecten ervan, af te leiden.

Een eerste verbetering die aan dit systeem werd aangebracht, laat toe de eerste tekortkoming te minimaliseren door ofwel van vooraf gescheiden fracties van het materiaal uit te gaan, ofwel rekening te houden met de korrelgrootte en de mineralogische samenstelling. Zie hiervoor tabel 29.

Tabel 29 : Correctiemethodes voor fijne fractie-gehalte in sediment (naar Loring, 1986).

SCHEIDEN VAN FRACTIES :	
-	zeven van het materiaal < 63 µm (sommige auteurs : 20 µm of 2 µm, hoewel dit kwantitatief zeer moeilijk te realiseren valt) en bepaling van de polluenten op de fijnere fractie.
'NORMALISATIE' VOOR GRANULOMETRIE EN MINERALOGIE :	
-	extrapolatie van regressiecurven : element/granulometrische fractie (16, 20, 63 µm)
-	normalisatie voor specifiek oppervlak : element/Os
-	correctie voor inerte mineralen : aftrekken van kwarts of kwarts & carbonaten
-	normalisatie voor organisch materiaal : element/OM
-	normalisatie met referentie-element : element/aluminium; element/ijzer; (andere: Sc, Cs, Li)
-	integratie van alle kenmerken van de specie d.m.v. factoranalyse.

Kent men de fracties waarin de polluenten geconcentreerd zijn, dan heeft men evenwel nog geen antwoord op de vraag naar de mobiliteit van de polluenten.

Het tweede bezwaar (de behoefte aan referentiewaarden en toetsingscriteria) kan op zeer uiteenlopende wijze worden beantwoord. De eenvoudigste referentiecriteriën zijn van dezelfde orde als de analyseresultaten van de baggerspecie, met name totaal-analysen van referentiemateriaal. Voorbeelden zijn :

- de 'baseline'-techniek : bepaling van de geochemische achtergrond van onbeïnvloed materiaal uit het studiegebied (bvb. onderliggende sedimentlagen, sedimenten ver van vervuilingbronnen) (zie hoofdstuk 5);
- een artificieel bepaalde 'standaardbodem' : een gemiddelde samenstelling van natuurlijk materiaal uit het brongebied met een constant gehalte aan organisch materiaal en klei.

Om de resultaten te interpreteren kunnen dan de volgende toetsingscriteria worden aangewend:

- eenvoudige aanrijksfactor : $X_{\text{staal}} / X_{\text{referentie}}$
- geochemische aanrijksfactoren, bvb. via een referentie-element normalisatie :

$$X_{\text{staal}} / Fe_{\text{staal}}$$

$$X_{\text{aardkorst}} / Fe_{\text{aardkorst}}$$

Deze toetsingcriteria gaan in de richting van een logische invulling van het begrip 'trace contaminants' uit het Verdrag van Oslo.

De hierboven besproken technieken verhelpen onvoldoende aan de beide laatstgenoemde bezwaren. De pollutendynamiek en het uiteindelijke lot van het pollutant in de biota kunnen benaderd worden met chemische simulatietechnieken :

- bepaling van de vrijstellingsdynamiek (differentiële desorptie) als functie van een wijzigende fysico-chemie;
- 'speciatie'-bepaling of fractie-bepaling van de componenten (chemische vorm van de component).

De vrijstellingsdynamiek bepaald in laboratorium-experimenten (bvb. : invloed van een agressiever wordende zuurtegraad, redoxpotentiaal, ionische sterkte,...) wordt gehanteerd als een model voor wat er zich in de werkelijkheid zou afspelen. In een sequentiële speciatie-bepaling (gebruikmakend van verschillende chemische reagentia) leidt men tevens de chemische vorm af waaronder het pollutant oorspronkelijk in de specie aanwezig was.

Hoewel deze benadering ontegensprekelijk betere inzichten bijbrengt over het mogelijke lot van de verontreinigingen in het natuurlijke milieu, is hiermee het uiteindelijke doel, namelijk de bepaling van de opname in de biologische cyclus, niet volledig bereikt. Er zijn namelijk nog tal van andere factoren die daarbij een rol spelen (onder meer alle relevante kenmerken van de biota zelf : opnamewijze van extern materiaal, biochemie, fysiologie; zie verder).

Toch menen sommige onderzoekers dat resultaten over de chemische mobilisatie van pollutanten, uitspraken over de biologische beschikbaarheid rechtvaardigen.

In het 'Equilibrium Partitioning'-model (EP) (Shea, 1988) wordt een doorgedreven modelisatie van de geochemische dynamiek van pollutanten in het milieu beoogd. Het is echter niet evident dat deze logische eindterm van de chemische onderzoeksstrategie volledig bevredigend zal zijn.

8.3 BIOLOGISCHE CRITERIA

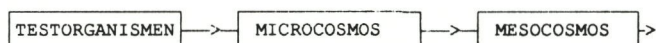
8.3.1 Algemeen

Omdat chemische benaderingen onvoldoende uitsluitsel geven over de essentiële vraag over de potentiële schade aan biota (de chemie, laat staan de biochemie van de pollutanten is zeer complex), kan men ook rechtstreeks het effect op organismen gaan bepalen. Geselecteerde testorganismen worden dan in een strikt protocol blootgesteld aan baggerspecie. Ook deze werkwijze is niet zonder randvoorwaarden :

- keuze van de testorganismen op basis van hun gevoeligheid;
- representativiteit voor het milieu;
- variabiliteit (genetisch,...);
- tijdsycli (voortplanting,...);
- keuze van de meetparameter :

- fysiologisch criterium,
- activiteit / morbiditeit,
- mortaliteit.

Indien men erin slaagt om uit de grote hoeveelheid species in het natuurlijk milieu een verantwoorde set van testorganismen te selecteren, blijven de fundamentele beperkingen van een schaalproef nog steeds bestaan : werden alle relevante criteria in de test betrokken, en zijn ze op een adequate wijze in de test vertaald ? Bepaalde ecologische fenomenen zijn zeer moeilijk in een labo-proef te simuleren, zoals bijvoorbeeld de gevoeligheid voor predatie. Ook in deze onderzoeksstrategie wordt een evolutie van eenvoudige naar zeer complexe proefopzetten vastgesteld : van een eenvoudig geïsoleerde populatie van organismen gaat men over naar simpele tot zeer ingewikkelde simulaties van het ecosysteem, met verschillende trappen in de voedselketen :



Het vergroten van de proefopzet doet de kosten ervan wel exponentieel stijgen, maar het is niet zeker of de onzekerheid over waarde en het nut van de bereikte resultaten evenredig afneemt.

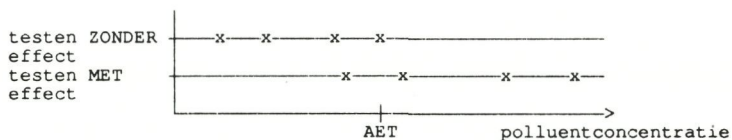
De ultieme biologische test is natuurlijk de natuur, maar daar heeft men dan weer geen controleproef ('blanco') Het is duidelijk dat men dan weer aan het uitgangspunt van de problematiek is aanbeld.

8.3.2 Acute toxiciteit

Blootstelling van testorganismen aan een mengsel van polluenten en het tellen van het aantal overlevenden is, zeker voor baggerspecie, een zeer ruwe en vaak in vraag gestelde techniek. Hoewel de techniek eenvoudige antwoorden levert, weet men ook hier, evenmin als bij de chemische karakterisatie, niet goed wat men eigenlijk gemeten heeft : de polluent met de grootste invloed (toxiciteit x mobiliseerbaarheid) bepaalt het resultaat. Daarbij komen bij deze benadering de mogelijke synergistische effecten niet aan bod.

Om de invloed van verschillende polluenten van elkaar te scheiden, kan men werken met een 'Apparent Effects Threshold' (AET) : eenzelfde soort testpopulatie wordt blootgesteld aan een groep baggerspeciëstalen met uiteenlopende concentraties aan polluenten.

De AET is dan die concentratie aan een bepaald polluent X waarboven de testpopulaties altijd schadelijke effecten vertonen :



Het is evident dat deze werkwijze ook zeer omslachtig is.

8.3.3 Chronische toxiciteit

De effecten van langdurige blootstelling, en latente effecten van kortstondige blootstelling zijn moeilijker te meten dan acute effecten. Ook de bioaccumulatie in één species of organisme, en doorheen de voedselketen met mogelijke 'bioamplificatie' is van belang.

Testprocedures om dergelijke effecten te meten zijn meer gesofistikeerde varianten van de metingen voor acute toxiciteit. Het accuraat simuleren van de tijdsfactor is zeer moeilijk.

8.4 GEMENGDE CRITERIA

Omdat alle systemen voor- en nadelen vertonen, werd in de USA een zogenaamde 'triade'-beoordeling voorgesteld, waarbij verschillende systemen gelijktijdig toegepast worden :

- de graad van antropogene beïnvloeding van het sediment middels de bulk-chemische analyse;
- de toxiciteit op organismen door bio-assays;
- veldonderzoek en labo-onderzoek van beïnvloeding van aanwezige biologische gemeenschappen.

Deze benadering leidt echter opnieuw naar het uitgangspunt van de probleemstelling. Men moet alles afzonderlijk onderzoeken om nauwkeurige antwoorden te verkrijgen; voor elk domein moeten parameters gedefinieerd en geijkt worden; drempelwaarden dienen afgesproken en ook wegingsfactoren tussen de drie domeinen moeten worden bepaald.

Naar de Belgische situatie vertaald, zou dit betekenen dat het monitoringsonderzoek de vorm aanneemt van een welomschreven, quasi geparametriseerde studie die op het einde toelaat kwalitatief goede antwoorden op vooraf geformuleerde onderzoeksvragen te geven. Deze antwoorden moeten dan geconfronteerd worden met de bevindingen van de chemische en biologische laboproeven.

Dergelijk systeem vereist een enorm uitgebreid proevenprogramma en is dus zeer kostenintensief. Bovendien vereist het nog meer evaluatieve stappen dan de drie basissystemen waarop het steunt.

9. BELGISCHE BENADERING INZAKE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN DE BAGGERSPECIELOSSINGEN IN ZEE

9.1 VOORLOPIGE IMPACTEVALUATIE

De huidige stand van het onderzoek laat niet toe de mogelijke impact van baggerspecielossingen op het milieu voor de Belgische kust, op nauwkeurige wijze in te schatten.

Op basis van de bevindingen, geformuleerd in het hoofdstuk over de mogelijke milieueffecten, kan worden verondersteld dat op het vlak van de fysische effecten - met name dispersie, turbiditeit, bodembedekking en wijziging van de bodemsamenstelling -, de invloed op de losplaats hoofdzakelijk wordt bepaald door de zandfractie. Over grotere gebieden krijgen we een beïnvloeding van de bodemsamenstelling door dispersie van de fijne slibfractie; de turbiditeitstoename door het verhogen van de suspensielading in de bovenste lagen van de waterkolom is beperkt omdat ze slechts van korte duur is, tenzij het over frequente losoperaties gaat die een permanente turbiditeitsverhoging veroorzaken.

Voor de chemische impact moet een onderscheid worden gemaakt tussen de minder gecontamineerde mariene specie en de meer gecontamineerde specie uit de havens. De invloed bestaat uit de vrijstelling van deze polluenten (en nutriënten) door wijzigende omgevingsparameters bij het baggeren en na lossing. Dit effect doet zich voor op de baggersite, waar sediment wordt uitgewassen, en op de losplaatsen waar de polluenten kunnen mobiliseren in suspensie en in de afzetting. Door de inbreng van grote hoeveelheden anoxisch sediment kan ook de zuurstofbalans negatief worden beïnvloed.

Elk van deze fysische en chemische effecten heeft zijn invloed op het biologisch compartiment van het gehele systeem. Van de mogelijke biologische gevolgen - met name de invloed op de primaire produktie, de verstoring van de organismen en de ecotoxicologische gevolgen - mag worden aangenomen dat de impact op het bodemleven het grootst zal zijn. Dit treft de sedentaire benthische fauna en de broed- en paaipplaatsen.

De ecotoxicologische impact mag niet worden genegeerd, maar is op dit ogenblik moeilijk in te schatten.

9.2 VERDER ONDERZOEK EN MONITORINGSSTRATEGIE

Uit de voorlopige impactevaluatie is gebleken dat er nog grote hiaten zijn in de kennis over de mogelijke fysische, chemische en biologische milieueffecten ten gevolge van baggerspecie-lossingen.

Op de drie terreinen dringt zich dan ook een geïntensifieerd onderzoek op.

Parallel met het onderzoeksprogramma zal een monitoringsprogramma worden opgezet waarin onder meer de resultaten van het onderzoek zullen worden getoetst.

9.2.1 Verder onderzoek

Fysisch

- Verdere optimalisatie van de baggertechnieken (verhoging van de baggerspecieconcentratie, verbetering losmethodieken, enz.). Het baggertechnisch aspect van het fysische onderzoek wordt uitvoeriger besproken in het hoofdstuk 9.3..
- Fysisch onderzoek voor de selectie van loswallen waarvoor de dispersie of het effect ervan minimaal is;
- Modelonderzoek van sedimentbewegingen op het Belgisch Continentaal Plat door middel van aangepaste mathematische modellen.

Chemisch

- Chemisch onderzoek voor het bepalen van de belangrijkste mechanismen van pollutendynamiek in de optiek van een baggerspeciebeoordeling op grond van nader te definiëren uitloogproeven in plaats van op totaalanalysen;
- Nader onderzoek in de baggersites met hoge concentraties aan polluenten, waarbij aandacht dient besteed aan de horizontale en verticale distributie van die polluenten die in hoge concentraties werden gemeten, met het oog op de identificatie van de bronnen en op het uitwerken van maatregelen voor preventie;
- Onderzoek naar oplossingen om de relatief kleine hoeveelheden probleemspecie te scheiden van de overige specie en deze op een alternatieve manier te bergen;
- De mogelijke vrijstelling van polluenten uit baggerspecielossingen (vrachten) moet worden vergeleken met de andere fluxen in het mariene milieu (inbreng vanaf het land en atmosferische inbreng).

Biologisch

- Biologisch onderzoek onder de vorm van bio-assays van beperkte omvang en bioaccumulatietesten, waarin een aantal referentieorganismen worden blootgesteld aan concentraties van polluenten zoals ze in bovengenoemde uitloogtesten werden vastgesteld, verhoogd met een veiligheidsfactor;
- Grondige biologische monitoring van de nieuw geselecteerde losplaatsen met studie van de infauna, bepaling van sedimenttype en fysico-chemische levensomstandigheden.

9.2.2 Monitoringsprogramma

Het algemeen doel van elk monitoringsprogramma bestaat erin :

- na te gaan of de randvoorwaarden, opgelegd om de mogelijke negatieve effecten van een dumpingsoperatie tot een minimum te beperken, voldoende effectief zijn en in welke mate zij moeten worden bijgestuurd;
- een beter inzicht te verkrijgen inzake de basisgegevens waarop een vergunning gesteund moet zijn, daar waar de kennis over de milieueffecten tengevolge van een aanzienlijke dumpingsoperatie onvoldoende is;
- over de nodige gegevens te beschikken om te kunnen uitmaken of de toegepaste controlemaatregelen voldoende zijn om het dispersieve en assimilatieve vermogen van het mariene milieu niet te overschrijden, met milieuschade tot gevolg.

Het lossen van baggerspecie heeft vooral een effect op de zeebodem; het effect op de waterkwaliteit is van secundair belang. Een monitoringsprogramma voor de losplaatsen van baggerspecie kan alsdus worden toegespitst op de zeebodem.

De monitoringsstrategie heeft als doel zowel de fysische als de chemische effecten op de zeebodemorganismen te kunnen evalueren; ze omvat metingen van :

Fysisch

- plaatsbepaling van de geloste specie;
- zeebodempogografie en sedimentstructuur;
- turbiditeit.

Chemisch

- distributie van metalen en andere bestanddelen in het sediment;
- pollutenvrijstelling;
- chemische kwaliteit voor het mariene leven en voedingscondities aan het sedimentoppervlak.

Biologisch

- bestandsopnamen van de benthospopulaties, de vispopulaties en larven (vòòr en tijdens de baggeractiviteiten en eventuele recolonisatie na het stopzetten van de losoperaties);
- fysiologische effecten op de biota;
- bioaccumulatiemetingen van pollutanten vanuit de sedimenten in de mariene organismen.

De ruimtelijke omvang van het programma moet rekening houden met de grootte van het gebied voor lossing bestemd, de omvang van de losoperaties, de mobiliteit van het geloste materiaal en de waterbewegingen die de omvang en de richting van het sedimenttransport bepalen.

De frequentie van de monitoring hangt af van een aantal factoren. Wanneer het een losoperatie betreft die reeds verschillende jaren aan de gang is, kan het effect van een bestaande toestand worden geëvalueerd door een intensieve studie; een herhaald onderzoek dringt zich slechts op als de losoperaties gewijzigd worden (hoeveelheden, samenstelling,

methode van lossen, enz.). Frequentere metingen van het sediment en van het benthos zijn vereist indien men het herstel wenst na te gaan van een verlaten loswal.

Daar de effecten van baggerspecielossingen gelijkaardig zullen zijn op verschillende plaatsen binnen eenzelfde gebied,, lijkt het niet aangewezen alle sites met dezelfde frequentie en dezelfde intensiteit te bemonsteren. Een grondige studie van enkele zorgvuldig gekozen sites lijkt het meest aangewezen om een beter inzicht te verkrijgen in de effecten en de processen die zich afspelen.

9.3 MOGELIJKHEDEN TOT REDUCTIE VAN DE IMPACT VAN HET BAGGERPROCES

In de hiernavolgende paragrafen wordt enkel een opsomming gegeven van een aantal mogelijkheden; in hoeverre de toepassing van sommige van deze mogelijkheden ecologisch en economisch verantwoord is, werd in onderhavig rapport nog niet bestudeerd. Uiteraard zijn de effecten van het baggeren en het lossen van de baggerspecie niet noodzakelijk dezelfde. Ook de maatregelen om de effecten te verminderen zijn verschillend.

9.3.1 Mogelijkheden tot reductie van de impact tijdens the baggerproces

1.1 het te baggeren volume minimaal houden :

- a) door frequente peiling van de baggerzones en door verfijning van de opnametechnieken; hierdoor kan het baggerwerk op een efficiënte wijze geleid worden, en wordt enkel die hoeveelheid specie opgebaggerd die nodig is om de gewenste diepgang in de havens en vaargeulen te verzekeren.
- b) door nauwkeurige positionering van de baggertuigen en een juiste bepaling van de verticale en horizontale positie van de baggerkoppen;

Er moet hier wel opgemerkt worden dat voor wat betreft de hierbovenvermelde twee mogelijkheden, er reeds door de AWZ en de baggerbedrijven op een ver doorgedreven wijze werd geoptimaliseerd. Verdere optimalisatie lijkt heden dan ook niet meer haalbaar.

- c) door nauwkeurige definitie van de 'nautische bodem' in slibgebieden; de nautische bodem is het referentievlak ten opzichte waarvan de beschikbare ruimte (kielspeling) onder een schip wordt bepaald;

Ook hier werd reeds op een ver doorgedreven wijze door de AWZ geoptimaliseerd. Een nog verdere eventuele optimalisatie zal enkel mogelijk zijn na een diepgaande studie met onderzoek in situ en in het laboratorium.

1.2 *cycluserendement verhogen :*

het treffen van maatregelen om het cycluserendement van de baggerwerkzaamheden te verhogen, en meer bepaald de concentratie van de baggerspecie : hierdoor zal de overvloed en de turbiditeit verminderen en zal de efficiëntie van de loswal verhogen door een kleinere dispersie van fijne baggerspecie.

Een aantal maatregelen werden in dit kader reeds getroffen, zoals de optimalisatie van de overvloedtijd, het gebruik maken van de best geschikte baggerkoppels, de installatie van zogenaamde 'anti-turbiditeits'-overvloedsystemen, pompregeling door een 'flow-control'-systeem zodat het slib-watmengsel steeds een optimale verhouding heeft. Bijkomende verbeteringen waaraan nog kan worden gedacht om het mengsel te verrijken zijn onder andere : de installatie van ontgassingssystemen, dieplaadsystemen en onderwaterpompen op de zuigbuizen. Door de AWZ wordt overwogen hierover een studie uit te voeren in samenwerking met de Belgische baggerbedrijven.

1.3 *selectief baggeren :*

de baggerzones met sterk verontreinigde sedimenten gescheiden baggeren van de overige zones; de verontreinigde specie kan aldus worden voorbehouden voor eventuele verdere behandeling.

9.3.2 **Mogelijkheden tot reductie van de impact tijdens het losproces**

- 2.1 maatregelen treffen om de losmethodieken te verbeteren : bijvoorbeeld het lossen van slib via een buis tot op de zeebodem om de turbiditeit en de dispersie te verminderen, het gebruik van slibschermen, van diffusers, ...
- 2.2 Alternatieve mogelijkheden die betrekking hebben op het gebruik van de loswallen :
 - a) loswallen kiezen waar de dispersie of het effect van de dispersie minimaal is; hierbij kan er ook aan gedacht worden de loswallen op een bijzondere wijze, bvb. met onderwaterdammen, in te richten.
 - b) probleemspecie lossen in overdiepten en de specie al dan niet afdekken met een beschermingslaag;
 - c) de verontreinigde specie in situ of in het beun behandelen zodat een minder verontreinigde specie kan gestort worden;
 - d) de verontreinigde specie opslaan aan wal.

Uiteraard kunnen de mogelijkheden b) c) en d) slechts in overweging genomen worden wanneer het gaat over beperkte hoeveelheden vervuilde baggerspecie.

Voor wat betreft deze mogelijkheden werd door de AWZ reeds diepgaand onderzoek verricht in het kader van het bergen van baggerspecie uit de vervuilde waterlopen en kanalen van het Vlaamse Gewest. Er dient onderzocht te worden in welke mate de resultaten van dit onderzoek nuttig kunnen toegepast worden op de meest vervuilde specie uit de havens en vaargeulen.

- 2.3 Meer algemeen kan men er naar streven de gebaggerde specie in de mate van het mogelijke niet te lossen, maar ze te gebruiken in het kader van nuttige bestemmingen waaronder strandhervoedingen en het herstel van duinen.

Bij de AWZ wordt heden gedacht aan de uitvoering van een aantal technische, economische en ecologische studies om te onderzoeken welke aanvullende maatregelen op een zinvolle wijze kunnen toegepast worden om het effect van het lossen van baggerspecie nog verder te verminderen.

10. CONCRETE BELEIDSMAATREGELEN

Een aantal concrete beleidsmaatregelen werden ondertussen reeds door de Belgische nationale en regionale autoriteiten genomen :

10.1 DE ONDERTEKENING VAN EEN "SAMENWERKINGSAKKOORD" TUSSEN DE NATIONALE EN REGIONALE AUTORITEITEN.

Het milieubeleid met betrekking tot de Noordzee en meer in het bijzonder het toezicht op de toepassing van het Verdrag van Oslo op de Noordzee is een nationale bevoegdheid.

De uitvoering van de baggerwerken in de havens en scheepvaartgeulen is evenwel een regionale bevoegdheid.

Op 12 juni 1990 werd daarom een "samenwerkingsakkoord" ondertekend door de nationale en de Vlaamse regionale autoriteiten waarin werd overeengekomen om "alles in het werk te stellen om te komen, voor wat de baggerspeciellossingen betreft, tot een doeltreffende en doorgedreven bescherming van de wateren die vallen onder het toepassingsgebied van de Conventie van Oslo".

10.2 BRONGERICHTE AANPAK VAN DE VERVUILING OP BASIS VAN HET VOORZORGSPRINCIPE

A. Algemeen

Het in België op nationaal en gewestelijk vlak gevoerde beleid beoogt het bestrijden van de verontreinigingsstromen aan de bron, met als doel het bereiken van bepaalde kwaliteitsdoelstellingen.

Wat de oppervlaktewateren betreft, werden de EG-immissiedoelstellingen voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterwinning, voor zwemwater, voor vis-, respectievelijk voor schelpdierwater bij koninklijke besluiten in Belgisch recht omgezet. Daarnaast werd voor de oppervlaktewateren die geen bijzondere bestemming kregen toegewezen een basis-kwaliteitsdoelstelling vastgesteld bij koninklijk besluit van november 1987.

Voor wat het Vlaamse Gewest betreft, werden bij Executievebesluit van 21 oktober 1987 aanvullend op voormelde concrete oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen bijkomende en strengere basiskwaliteitsdoelstellingen vastgesteld die tegen 1 juli 1995 moeten bereikt worden. Met hetzelfde Executievebesluit werden tevens de Vlaamse oppervlaktewateren met een bijzondere bestemming aangeduid.

De kwaliteitsdoelstellingen voor alle Vlaamse oppervlaktewateren liggen bijgevolg reeds sedert 1987 duidelijk vast.

In uitvoering van het MINA-plan van januari 1989 en het MINA-beleidsplan '90-'95 van februari 1990 werden door het Vlaamse Gewest de volgende maatregelen getroffen om de voormelde oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen te bereiken :

- 1° daadwerkelijke toepassing met het oog op een beperking op "vrijwillige" basis van de verontreiniging van het beginsel "de vervuiler betaalt" waarbij alle lozingen van afvalwater, zowel in openbare riolering als in oppervlaktewater, worden onderworpen aan een heffingsplicht; het bedrag van de heffing is recht evenredig met de geloosde vracht aan verontreinigende stoffen uitgedrukt in vervuilingseenheden; voor de berekening van deze vracht worden niet alleen de zuurstofbindende stoffen in aanmerking genomen maar ook de nutriënten fosfor en stikstof, alsmede een reeks van zware metalen; voor 1991 en 1992 is het heffingstarief vastgesteld op 600,-BF per vervuilingseenheid;
- 2° een decretale regeling, die op 1 maart 1991 in voege is getreden, werd uitgevaardigd die een oplossing mogelijk maakt voor het specifieke Vlaamse probleem van mestoverschotten afkomstig van de intensieve veehouderijen; hierbij werd een norm voor de maximale uitspreiding van mest (dierlijk mest én kunstmest) op de bodem vastgesteld alsmede een regeling ingevoerd die de afzet van overschotten van dierlijke mest op een ecologisch verantwoorde wijze moet waarborgen;
- 3° met het oog op een meer efficiënte "afdwingbare" voorkoming en beperking van de verontreiniging aan de bron, werd een totaal nieuwe milieuvergunningsreglementering ingevoerd die een globale aanpak van een verontreinigingsbron mogelijk maakt; het betreft hier titel I van het VLAREM (Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning) die op 6 februari 1991 door de Vlaamse Executieve is goedgekeurd en op 1 september 1991 in voege is getreden; de decretale basis van deze nieuwe reglementering voorziet daarbij de mogelijkheid om naast de individuele milieuvergunning (waarin individuele voorwaarden kunnen worden opgelegd) ook algemene en sectoriële milieuvoorwaarden uit te vaardigen bij algemeen besluit; deze algemene en sectoriële milieuvoorwaarden zijn opgenomen in titel II van het VLAREM waarvan het ontwerp reeds klaar is en verwacht wordt dat dit begin 1992 in voege zal kunnen treden;
- 4° met het oog op de zuivering van de rioolwaters, werd een nieuwe structuur uitgebouwd waardoor de nog ontbrekende rioolwaterzuiveringsinfrastructuur in een drastisch versneld tempo kan worden afgewerkt; de totale investeringskosten voor de volledige afwerking (riolen inbegrepen) werd in het MINA-plan geraamd op circa 200 miljard frank; voor de periode '90-'95 werd een investeringspakket van 60 miljard frank voorzien dat moet toelaten de meest prioritaire infrastructuur te realiseren;
- 5° tenslotte werd met het oog op het verwerven van een beter en meer wetenschappelijk inzicht in de situatie op milieuvlak in het Vlaamse Gewest aan de milieupararegionale, de Vlaamse Milieumaatschappij decretaal opgedragen :
 - een volwaardig immissiemeetnet uit te bouwen;
 - een jaarlijkse inventarisatie op te maken van de emissies van verontreinigende stoffen.

B. Concreet

Het immissiegericht vergunningsbeleid (VLAREM) moet er o.m. toe leiden dat de bodem van de oppervlaktewateren in de toekomst minder verontreinigd is door gevaarlijke stoffen.

De aanwezige verontreiniging is onbetwistbaar voor een belangrijk gedeelte historisch te noemen en is zeker geen maatstaf voor de huidige emissies. Daar er moet van uitgegaan worden dat ondanks een verstrengd immissiegericht vergunningsbeleid een nullozing onmogelijk te bereiken is, zal ook in de toekomst nog moeten rekening gehouden worden met nieuwe verontreiniging van de waterbodem.

De verontreinigingsgraad van de bodem is mede afhankelijk van de frekwentie van de ruiming, zodat het aangewezen is een relatie te leggen tussen deze frekwentie enerzijds en de toegelaten emissies van gevaarlijke stoffen anderzijds.

Wat de specifieke verontreiniging veroorzaakt door organotinverbindingen betreft (zie verder punt 10.3.3) weze aangestipt dat dit probleem zich vooral situeert in de vissershaven te Zeebrugge en blijkt afkomstig te zijn van de verwijdering van verven. Overeenkomstig artikel 2 van de wet van 26 maart 1971 op de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging is het inbrengen van verfresten in het oppervlaktewater verboden. Verhoogde controle dringt zich op. Er moet nagegaan worden of een structurele oplossing voor dit probleem zou kunnen bestaan in het voorzien, door de havenautoriteit, van een mogelijkheid van opvang en verwijdering van bedoelde verfresten, derwijze dat vermeden wordt dat deze in het oppervlaktewater terechtkomen.

10.3 REEDS GENOMEN MAATREGELEN :

10.3.1 *Moratorium op het lossen van sterk vervuilde specie :*

Op basis van de resultaten van onderhavige studie over de ecologische impact van baggerspecie lossingen voor de Belgische kust, en in overeenstemming met de richtlijnen van de Oslo Commissie werd in overleg tussen de nationale en regionale autoriteiten besloten de baggerspecie afkomstig van de zones in de Zeebrugse haven (nl. vissershaven en toegang tot de oude zeesluis) die sterk verontreinigd zijn door tributyltin en polyaromatische koolwaterstoffen, niet langer rechtstreeks in zee te lossen.

10.3.2 Pilootproject voor de zuivering van door polyaromatische koolwaterstoffen verontreinigde sedimenten, door microbiologische behandeling.

Dit pilootproject werd door het Vlaamse Gewest in de zomer van 1990 opgestart in een kleine afgeschermd zone van de haven van Zeebrugge. Het project omvat zowel een in-situ als een ex-situ behandeling van sedimenten.

Bij de in-situ behandeling wordt in een afgebakende zone (1000 m²) van de vissershaven, de bovenste meter van de bodem gemengd met een bodemconditioneringsmiddel en met specifiek geselecteerde bacteriën die de verontreinigingen afbreken tot ongevaarlijke componenten (azijnzuur, koolstofdioxide, water ...).

In de ex-situ proef wordt verontreinigde specie in speciaal daartoe gebouwde bakken gebracht, waar het gemengd wordt met een gelijkaardig conditionerings- en bacteriënmengsel.

De gebruikte micro-organismen zijn ongevaarlijk voor de mens en voor het milieu.

De resultaten van dit pilootproject worden verwacht tegen eind 1991; indien de proeven slagen zal de microbiologische behandeling op grootschalige wijze worden toegepast in de overige verontreinigde zones van de haven van Zeebrugge.

10.3.3 Aanpak van de organotinhoudende producten.

Voor de reglementering van het gebruik van organotinverbindingen in aangroeiwerende verven voor de scheepvaart, werd een Koninklijk Besluit uitgewerkt dat onder andere de uitvoering beoogt van de EEG richtlijn terzake. Tevens wordt met dit K.B. uitvoering gegeven aan de PARCOM (Parijs Commissie) Aanbeveling betreffende het gebruik van tributyltinverbindingen. Ook wordt gedacht aan het uitvaardigen van een sectoriële norm voor de scheepswerven.

10.3.4 Voortzetting van een nauwgezet monitoringsprogramma van de loswallen.

Dit monitoringsprogramma wordt in nauw overleg tussen de nationale en regionale autoriteiten uitgevoerd, in het kader van de vergunningsprocedure voorzien door de Conventie van Oslo voor baggerspecielossingen op zee.

Het programma voorziet in de fysische, chemische en biologische monitoring van de loswallen en de gebieden op zee welke beïnvloed worden door het lossen van baggerspecie.

Een programma voor de periode 1991/1992 werd gedefinieerd en de kredieten nodig voor de uitvoering van dit programma zijn voorzien op de regionale begroting.

10.3.5 De uitvoering van een programma voor verder onderzoek.

In overleg tussen de nationale en regionale autoriteiten werd ook een programma opgesteld voor verder onderzoek in de periode 1991/1992; de nodige kredieten hiervoor werden voorzien op de regionale begroting.

Het programma omvat volgende luiken :

a) fysisch onderzoek :

- * selectie van nieuwe loswallen met minimale dispersie waardoor de fysische effecten van de losoperatie in de ruimte worden beperkt; in het kader van dit programma-onderdeel is de uitvoering van tracerproeven voorzien, waarbij de dispersie in de ruimte en de tijd van de gestorte baggerspecie wordt opgevolgd; verder zal ook een mathematisch model worden ontwikkeld voor het sedimenttransport voor de Belgische kust.
- * promotie van de BAT (Best Available Technology) in de baggerindustrie, waarbij ook de economische beschikbaarheid in aanmerking wordt genomen.

b) chemisch onderzoek :

- * onderzoek met betrekking tot de pollutendynamiek : uitvoering van een reeks uitloogtesten met synthetisch zeewater als matrix;
- * uitvoering van een desk-study om de stand van zaken te evalueren voor wat betreft de wetenschappelijke kennis omtrent de mobiliseerbaarheid en de biologische beschikbaarheid van pollutanten uit de sedimenten in het algemeen en baggermateriaal in het bijzonder.

c) biologisch onderzoek :

- * uitvoering van bio-assays :

deze testen worden verdaagd naar een later tijdstip omdat eerst de resultaten van het hogerbeschreven chemisch onderzoek moeten beschikbaar zijn;

verder zal ook worden uitgekeken naar de resultaten van de literatuurstudie en de werkzaamheden van ICES (International Council for the Exploration of the Sea) in dit verband.

- * biologische karakterisatie van de eventuele nieuwe loswallen :

op basis van de resultaten van het hoger beschreven fysisch onderzoek zal mogelijks in '93 op de eventueel nieuw voorgestelde loswallen een biologisch vooronderzoek gebeuren naar de benthische gemeenschappen.

10.3.6 Project "Geuzenhoek" met betrekking tot de mogelijke behandeling van verontreinigde baggerspecie.

De Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen richtte in de Gentse kanaalzone een grootschalig proefstortencomplex in om de efficiëntie van een aantal natuurlijke materialen voor de afscherming van baggerstortterreinen op ware grootte na te gaan.

Naast dit onderzoek omtrent het bergingsluik van de baggerspecieproblematiek wordt ook vergelijkend onderzoek verricht naar de haalbaarheid van diverse behandelingstechnieken voor verontreinigde baggerspecie.

Diverse technieken kunnen worden onderscheiden :

- a. Fysische methoden beogen doorgaans de scheiding van de specie in een relatief schone, grove en in een vervuilde, fijne fractie met behulp van aangepaste opspuittechnieken, hydrocyclonen, elutriatoren e.d.;
- b. Chemische methoden omvatten extractie, fixatie en/of neutralisatie van de verontreinigingen, waarbij in een installatie of op de stortterreinen geschikte reagentia worden toegevoegd en gemengd met de baggerspecie;
- c. In de biologische methoden wordt gebruik gemaakt van micro-organismen, in hoofdzaak bacteriën in geactiveerde, gemuteerde of gebiofixeerde toestand om de organische componenten (inclusief de micropolluenten zoals PAK's en PCB's) af te breken.

Alhoewel het volledige proefprogramma nog niet ver genoeg gevorderd is om gemotiveerde conclusies toe te laten, kan toch reeds worden vastgesteld dat de beschikbaarheid of de mobiliteit van de verontreinigingen dermate gering is dat de uitvoering van meerdere proefopstellingen er gevoelig wordt door bemoeilijkt.

Dit neemt niet weg dat, voor die gevallen waar inderdaad een aanzienlijke mobiele fractie aanwezig is, veelbelovende resultaten worden behaald.

Er mag bijgevolg worden verwacht dat op korte termijn haalbare behandelingstechnieken beschikbaar zullen zijn voor de (beperkte hoeveelheden) zwaar verontreinigde baggerspecie.

10.4 CONCRETISERING VAN HET BELGISCH STANDPUNT

Eén van de "leitmotiven" bij het opstellen van het conceptrapport, waren de in 1986 door de Oslo Commissie uitgevaardigde "Guidelines for the disposal of dredged material".

Bij het verzamelen van informatie voor het conceptrapport werden deze richtlijnen tegelijkertijd doorgelicht met het oog op hun herziening.

In juni 1991 tenslotte werden door de Oslo Commissie de "Oslo Commission Guidelines for the Management of Dredged Material" goedgekeurd.

In OSCOM Recommendation 91/1 van 12.06.91 hebben de Verdragsluitende Partijen zich ertoe verbonden deze Richtlijnen te volgen bij het beheer van de baggeractiviteiten.

België zal deze Richtlijnen respecteren en naleven en is verheugd over de ontwikkelingen die deze richtlijnen hebben ondergaan : niet enkel het storten van baggermateriaal wordt behandeld maar de baggerproblematiek wordt in zijn geheel bekeken. Inderdaad heeft niet enkel het storten van baggerspecie een invloed op het leefmilieu, maar ook het baggeren zelf. België heeft dan ook het vaste voornemen de aan de gang zijnde ontwikkelingen in de Oslo Commissie van dichtbij te volgen, en daartoe haar bijdrage te leveren. Momenteel wordt door de Contracterende Partijen, op voorstel van België, de opname in de "Guidelines" van BAT ("Best Available Technology") onderzocht en werkt België aan een definitie van BAT, gericht op de baggerproblematiek.

België is immers van mening dat het in de milieu-politiek algemeen gangbaar concept van BAT ook toepasselijk moet worden gemaakt op de baggerproblematiek evenwel, rekening houdend met de economische haalbaarheid.

België steunt de inspanningen om in de mate van het mogelijke, met betrekking tot de baggerspecielossingen in zee, technische criteria te ontwikkelen die internationaal kunnen worden aanvaard. België meent verder dat het een absolute noodzaak is om de procedures voor het meten van fysische en chemische samenstellingen en biologische eigenschappen internationaal te standardizeren. De gebruikte methodieken dienen bovendien steeds in overeenstemming te zijn met de meetprocedures die van toepassing zijn in het programma van de Joint Monitoring Group (JMG) van de Oslo en Parijs Commissies (cfr. "Guidelines for the Sampling and Analysis of Sediments under the JMP").

Voor wat betreft de criteria voor de interpretatie van "significant quantities" van Bijlage II stoffen en voor de interpretatie van "trace contaminants" and "rapidly converted in the sea into substances which are biologically harmless" van Bijlage I stoffen, geeft België de voorkeur aan criteria die "effect"-gericht zijn en die toelaten de stortingsproblematiek "geval per geval" te benaderen. België erkent evenwel dat de effect-gerichte aanpak heden wordt bemoeilijkt door het ontbreken van eco-toxicologische criteria. Het is dan ook meer dan tijd dat deze criteria worden gedefinieerd. Van Belgische kant worden onderzoeksprogramma's opgestart die hiertoe kunnen bijdragen, o.m. in het kader van de vergunningsprocedure en via diverse samenwerkingsakkoorden, zoals

- Samenwerkingsakkoord tussen de Belgische Staat en het Vlaamse Gewest ter vrijwaring van de Noordzee van nadelige milieu-effecten ingevolge baggerspecie-lossingen in de wateren die vallen onder de toepassing van de Conventie van Oslo (12.06.90, B.S. 22.08.90).
- Samenwerkingsakkoord tussen de Staat en het Vlaamse Gewest voor de coördinatie van het onderzoeksprogramma "Zeewetenschappen" (05.09.91, B.S. 19.11.91).

Het vastleggen van standaardprocedures en de ecotoxicologische toetsing ervan zal nog tijd vergen. In een overgangsperiode zal men dan ook verplicht zijn om voorlopige criteria toe te passen waarbij de chemische samenstelling slechts indicatief wordt aangewend. Deze criteria moeten rekening houden met de achtergrondconcentraties in de betrokken gebieden, met de mobiliseerbaarheid en de chemische beschikbaarheid van de chemische polluenten en met de totale polluenten vracht.

11. LITERATUURLIJST

- ARAUJO, M., BERNARD, P. & VAN GRIEKEN, R. (1988) Heavy metal contamination in sediments from the Belgian Coast and Scheldt Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 19 N° 6, pp. 269-273.
- BAETEMAN, M. en VYNCKE, W. (1989) Nutrients in Belgian Continental Shelf Waters: A Ten Year's Survey (1978-1987), International Council for the Exploration of the Sea, Hydrography Committee, C.M. 1987/C:37.
- BAEYENS, W., DEHAIRS, F., GOEYENS, L. & VANDENHOUDT, A. (1989) Stable pollutants in the eastern part of the North Sea. In : G. PICHOT (Ed.) *Progress in Belgian Oceanographic Research*, pp. 325-340.
- BAEYENS, W., GILLAIN, G., HOENIG, M. & DEHAIRS, F. (1986) Mobilization of major and trace elements at the watersediment interface in the Belgian coastal area and the Scheldt estuary. In : J. NIHOUL (Ed.) *Marine Interfaces Ecohydrodynamics*, pp. 453-466.
- BAEYENS, W. & MONTENY, F. (1989) Baggerslibproblematiek. Studie- en beleidsdag "De Noordzee, een zee voor het leven", Oostende, 20 mei 1989.
- BAEYENS, W., MONTENY, F., LEERMAKERS, M., LANSERS, P. & VANDENHOUDT, A. (1988) Studie van de verontreinigingsgraad van baggerslib in de Schelde, 53 p.
- BALLS, P. (1989) The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in european coastal waters : a compilation of field data and comparison with laboratory studies. *Netherlands Journal of Sea Research*, Vol. 23, N° 1, pp. 7-14.
- BASTIN, A. (1974) Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en van het Scheldeëstuarium, Doctoraatsthesis KULeuven.
- BELGISCH STAATSBLAD, 04.05.78, Wet van 8 februari 1978 houdende goedkeuring van het Verdrag ter voorkoming van de verontreiniging van de zee ten gevolge het storten vanaf schepen en luchtvaartuigen, en van de Bijlagen, opgemaakt te Oslo op 15 februari 1972.
- BELGISCH STAATSBLAD, 25.01.84, Koninklijk besluit van 7 november 1983 tot uitvoering van de wet van 8 februari 1978 houdende goedkeuring van het Verdrag ter voorkoming van de verontreiniging van de zee ten gevolge van storten vanaf schepen en luchtvaartuigen, opgemaakt te Oslo op 15 februari 1972 en houdende sommige bepalingen in verband met het storten in zee en het verbranden op zee van afval en andere stoffen.

- BILLEN, G. en LANCELOT, C. (1986) Modelling benthic nitrogen cycling in temperate coastal systems, in : Nitrogen cycling in Coastal Marine Environments, Blackburn T.H. en Sorensen J. (eds), J. Wiley & Son Ltd.
- BLOCKLAND, T. en VAN RAALTE, G.H. (1988) Determination of dredging induced turbidity, Proceedings of CEDA-Dredging Day 'Environmentally acceptable methods of dredging and handling of harbour and channel sediments', sectie B1, Hamburg 28.09.1988.
- BOUQUEGNEAU, J.M., F. NOEL-LAMBOT en A. DISTECHE (1979) Fate of heavy metals in experimental aquatic food chains - Uptake and release of Hg and Cd by some marine organisms - Role of metallotioneins, in 'Geconcerteerde Onderzoeksakties Oceanologie', Diensten van de Eerste Minister.
- CEULENEER, G. en LAUWAERT, B. (1987) Les sédiments superficiels de la zone des 'Vlaamse Banken' , Unité de Gestion du Modèle Mathématique de la Mer du Nord et de l'Estuaire de l'Escaut (UGMM), mars 1987.
- DELBEKE, K. et al. (1988) Huidige situatie van de verontreiniging van de mariene en estuariene sedimenten door PCB's en linaan, studie uitgevoerd in opdracht van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium.
- DE VOS, M. (1986) De korrelatie tussen de sedimentsamenstelling en de makrofauna in de zandwinningszones en baggergebieden van het Belgisch Continentaal Plat. Stageverslag, RUG Interfakultair Centrum voor Milieusanering, 96 pp.
- DUURSMA, E. MERKS, A. & NIEUWENHUIZE, J. (1988) Exchange processes in estuaries such as the Westerschelde, an overview. Hydrobiological Bulletin, 22(1), pp.7-20.
- EISMA, D. (1973) Sediment distribution in the North Sea in relation to marine pollution in : North Sea Science, Goldberg (Ed.), MIT Press.
- FOLK, R.L. (1954) The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. Journal of Geology, 62, pp. 344-359.
- FÖRSTNER, U., AHLF, W., CALMANO, W. & KERSTEN, M. (1986) Mobility of pollutants in dredged materials - Implications for selecting disposal options. In : G. KULLENBERG (Ed.) The role of the oceans as a waste disposal option, pp. 597-615.
- FÖRSTNER, U. (1987) Sediment-associated contaminants - an overview of scientific bases for developing remedial options. In : R. THOMAS et al. (Eds) Proceedings International ecological effects of in situ sediment contaminants. Hydrobiologica, pp. 221-246.

- FÖRSTNER, U. & KERSTEN, M. (1988) Assessment of metal mobility in dredged material and mine waste by pore water chemistry and solid speciation. In W. SALOMONS & U. FÖRSTNER (Eds.) *Chemistry and biology of solid waste*, pp. 214-237.
- FÖRSTNER, U. & SALOMONS, W. (1988) Dredged materials. In : W. SALOMONS et al. (Eds.) *Pollution of the North Sea. An assessment*, pp. 225-245.
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G. (1983) *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, 486 p.
- GOVAERE, J. et al. (1980) Benthic communities in the Southern Bight of the North Sea and their use in ecological monitoring, *Helg. wiss. Meeresunters.*, Vol. 33, pp. 507-521.
- HEIP, C. et al. (in press, 1989) Meiofauna : distribution, composition, biomass and production, *Neth. J. Sea Research*.
- HEIP, C. et al. (1983) Subtidal meiofauna of the North Sea : A Review, *Biol. Jb. Dodonaea*, Vol. 51 pp. 116-170.
- HOUBOLT, J.J.H.C. (1968) Recent sediments in the southern bight of the North Sea, *Geologie en Mijnbouw*, Vol. 47 N° 4, pp. 245-273.
- JOIRIS, C. et al. (1982) A budget of carbon cycling in the Belgian coastal zone : relative roles of zooplankton, bacterioplankton and benthos in the utilization of primary production, *Neth. J. Sea Res.*, Vol. 16, pp. 260-275.
- KERCKAERT, P. en DE VLIET, H. (1988) Practical application of Maintenance Dredging Optimization Techniques in Zeebrugge, *Proceedings World Dredging Congress 1989, Orlando USA*.
- KERCKAERT, P., VANDENBOSSCHE, D., MALHERBE, B., DRUYTS, M., en VAN CRAENENBROECK, K. (1988) Maintenance Dredging Work at the Port of Zeebrugge, *KVIV- 9th International Harbour Congress, Antwerp*.
- KERCKAERT, P., WENS, F., DE WOLF, P., DE CANDT, P., DE MEYER, Chr., GROBBEN, A. (1985) Beach Nourishment : A "Soft" Method for Coastal Protection, *26th International Navigation Congress, Brussels, 1985*.
- LEVINGS, C.D. (1982) The ecological consequences of dredging and dredge spoil disposal in Canadian waters, *Publ. National Research Council of Canada*, N° 18130, 142 pp.
- LORING, D.H. (1988) Normalization of Heavy Metal Data, *ICES Working Group on Marine Sediments (WGMS/3/2) Copenhagen*.

- MAERTENS, D. (1984) Analyse van de levensgemeenschappen op het Belgisch Kontinentaal Plat : Studie van de epibenthale biocoenoses en van de demersale Pisces in en rondom de baggerzones. Mededelingen van het Rijksstation voor Zeevisserij (CLO Gent), Publikatie nr. 201/1984, 45 pp. 20 tab., 32 fig., 1 annex.
- MAERTENS, D. (1987) Analyse van de levensgemeenschappen op het Belgisch Kontinentaal Plat : Studie van de epibenthische biocoenoses en van de demersale Pisces in het lozingsgebied voor afvalstoffen afkomstig van een anilineproductie. Mededelingen van het Rijksstation voor Zeevisserij (CLO Gent), Publikatie nr. 201/1987, 28 pp.
- MAERTENS, D. (1989) Ecological Monitoring of the new dumping area on the Belgian continental shelf, ICES, Marine Environmental Quality Committee C.M.1989/E:34, 27 pp.
- MAERTENS, D. (in preparation) Environmental effects of dredging and changes in benthic and demersal communities at disposal sites for dredging spoil on the Belgian continental shelf.
- MAZIÏN, D. (1988) Invloed van de baggerwerken op de ichtyofauna en epibenthos van het Belgisch Kontinentaal Plat, thesis van ingenieur in de Milieusanering, RUG, 211 pp.
- Mc CAVE, I. (1973) Mud in the North Sea, North Sea Science, Goldberg (ed.), Nato North Sea Conference, MIT Press.
- MALHERBE, B. Doctoraatsthesis (in prep.).
- MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN, HAECON, TIJDELIJKE VERENIGING OPTIMALISATIE (1988) Optimalisatie der Baggerwerken 1984-1988, Eindrapport (intern rapport MOW).
- MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN en HAECON (1976-1982), interne kaart.
- MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN en HAECON (1984-1986), interne kaart.
- MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN en HAECON (1989), interne kaart.
- MOMMAERTS, J.P. (1973) On primary production in the Southern Bight of the North Sea - Br. Phycol. J. Vol. 8 pp. 217-231.
- NIHOUL, J.C.J., en POLK P. (eds.) (1976) Trofische ketens en cyclus der nutriënten, Projekt Zee - Diensten van de Eerste Minister.
- OSLO COMMISSION (1986), Oslo Commission Guidelines for the disposal of dredged material, Annex 7 van het ELEVENTH ANNUAL REPORT, London.

- PENNEKAMP, J.S.G. & VAN RAALTE, G.H. (1989), Technical Aspects of the dredging activity in relation to the environment', Sectie D4 in de cursus 'Dredging and the environment' van TH Delft, 1989.
- PENNEKAMP, J.S.G. & QUAACK, M.P. , Turbidity generated by dredging : a threat to the environment ?, submitted for publication in 'Terra et Aqua' (in press).
- PICHOT, G. (1980) Simulation du cycle de l'azote à travers l'écosystème pélagique de la baie sud de la mer du Nord, Thèse doctorat en océanologie ULg.
- PRAUSE, B., REHM, E. & SCHULZ-BALDES, M. (1985) The remobilisation of Pb and Cd from contaminated dredge spoil after dumping in the marine environment. Environmental Technology Letters, 6, pp. 261-266.
- RIJKS GEOLOGISCHE DIENST en BELGISCHE GEOLOGISCHE DIENST (1990) Geologische kaart van de Noordzee, Holocene en oppervlaktesedimenten, kaartblad Oostende, British Geological Survey, Rijks Geologische Dienst en Belgische Geologische Dienst.
- ROWLATT, S., REES, H. en REES, E. (1986) Changes in sediments following the dumping of dredged materials in Liverpool Bay, ICES, Marine Environmental Quality Committee, C.M. 1986/E:17, 7 pp.
- SALOMONS, W. (1981) Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the Southern North Sea, Spec. Publ. IAS, Vol. 5, pp. 429-450.
- SHEA, D. (1988) Developing national sediment quality criteria, Environmental Science and Technology, Vol. 22, N° 11, pp. 1256-1261.
- STEYAERT F. & VAN MALDEGEM D., (1987) Research of mud transport Westerschelde, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg. Poster.
- VAN ALPHEN (1987) Het slibtransport in de Belgisch-Nederlandse kustzone in de periode 1970-1986, Rapport Rijkswaterstaat (concept Nz-N-87.19).
- VAN ALPHEN (1990) A mud balance for Belgian-Dutch coastal waters between 1969 and 1986, Netherlands Journal of Sea Research (1990).
- VAN ALSENOY, V., ARAUJO, F., BERNARD, P. & VAN 'GRIEKEN, R. (1989) Toestand betreffende de verontreiniging van mariene en estuariene sedimenten door metalen van de zwarte en grijze lijst. Eindrapport Contract PH87/25. UIA, 155 p.
- VAN CRAENENBROECK, K. , DE VLIET, H., KERCKAERT, P. (1990) Maintenance Dredging Optimization in Belgium, Regional Seminar on Optimization of Dredging and low-cost Dredging Techniques, Pangi Goa India.

- VAN DRIMMELEN, N.J. & LOEVENDRIE, R.H. (1988), Modern Dredging Methods and their environmental Aspects, Proc. CEDA Dredging Day 'Environmentally acceptable methods of dredging and handling of harbour and channel sediments', B3, Hamburg 28.09.1988
- VAN MIERLO, C.J. (1899) La carte lithologique de la partie méridionale de la mer du Nord, Bull. Soc. Belg.Géol., t. XIII
- VAN OSMAEL C. et al. (1982) Benthos of a sublittoral sandbank in the Southern Bight of the North Sea : general considerations, J. Mar. Biol. Ass. UK, Vol. 62, pp. 549-558
- VAN VEEN, J. (1936) Onderzoekingen in de Hoofden in verband met de gesteldheid der Nederlandse Kust, Nieuwe Verhandelingen van het Bataafse Genootschap voor Proefondervindelijke Wijsbegeerte te Rotterdam, 2e reeks, IIe deel
- VINCX, M. en HERMAN R. (1989) The influence of the Western Scheldt on the meiobenthos of the Belgian coastal area, ICES, 1989, C.M./E:36 Ref. L., 14 pp.
- WES (1978), Prediction and control of dredged material dispersion around dredging and open-water pipeline disposal operations
- WES (1986), Environmental effects of dredging, Technical note EEDP-01-2, USACE - Waterways Experiment Station, Vicksburg Mississippi
- WILLEMS, K. et al. (1982) Benthos of a sublittoral sandbank in the Southern Bight of the North Sea : general considerations. J. Mar. Biol. Ass. UK, Vol. 62, pp. 549-558
- WOLLAST, R. (1974) Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut, Comité Interministeriel pour la Programmation de la Science
- WOLLAST, R. (1976) Propriétés physico-chimiques des sédiments et des suspensions de la mer du Nord in : J. Nihoul en F. Gullentops (eds.) Projet Mer, rapport final, Vol. 4, Sedimentologie, Diensten van de Eerste Minister
- XIUSHIAN, Z. (1989) A mesocosm study on release of annex substances from dredged material and the effect on primary productivity, IMO/LDC/SG12/INF.8.