

ACTIVITEITENVERSLAG

IMPULSPROGRAMMA ZEEWETENSCHAPPEN 1992-1997

**Diensten van de Eerste Minister
Federale diensten voor Wetenschappelijke,
Technische en Culturele Aangelegenheden**

*Definiëring en toepassing van ecologische criteria
en economische indicatoren voor de
effectstudie en kostenbepaling van diverse types
van verontreiniging in de Noordzee*

UNIVERSITEIT GENT

**Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging
M. Vandenbroele, M. Vangheluwe, C. Janssen en G. Persoone**

in samenwerking met

**ECOLAS N.V.
P. Van Haecke en D. Le Roy**

april 1997

INHOUD

OVERZICHT VAN DE RESULTATEN

DEEL 1

Verdere ontwikkeling en validatie van het voorgestelde kaderwerk voor de koppeling van ecologische indicatoren en sociale/economische criteria van olie/chemische verontreiniging in de Noordzee	1
1 Het ecologisch en economisch impactbepalingsmodel	2
1.1 Inleiding	
2 Ecologische impactbepaling van schade aan het mariene milieu van het Belgisch Continentaal Plat (BCP): het Biologisch Effecten Submodel	5
2.1 Beschrijving van het Biologisch Effecten Submodel (BESM)	
2.2 Opbouw fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensbank	
2.3 Opbouw biologische gegevensbank	7
2.3.1 Inleiding	
2.3.2 Indeling in ecologische zones	8
2.3.3 Fytoplankton	10
2.3.4 Zoöplankton	15
2.3.5 Benthos	17
2.3.5.1 Meiobenthos	
2.3.5.2 Macrobenthos	22
2.3.5.3 Hyperbenthos	25
2.3.5.4 Epibenthos	28
2.3.6 Demersale vissen	31
2.3.7 Pelagische vissen	36
2.3.8 Recreationele visserij	
2.3.9 Zeevogels	40
2.3.10 Ecologisch model	45
2.4 Methodologie	46
2.4.1 Indeling van de biota	
2.4.2 Selectie van de benodigde ecotoxicologische gegevens	47
2.4.3 Correctie voor temperatuur	
2.4.4 Correctie voor tijd	48
2.4.5 Berekening van de directe verliezen (mortaliteit)	49

2.4.6 Berekening van de indirecte verliezen (voedselketenmodel)	52
2.4.7 Berekening verlies aan vogelbestand	53
3 Economische impactbepaling	55
3.1 Onderzoek naar de incorporatie van saneringskosten	
3.1.1 Inleiding	
3.1.2 Verschillende maatregelen die in rekening dienen gebracht bij het inschatten van de kostprijs van een olieverontreiniging	56
3.1.3 Factoren die de opkuiskosten kunnen beïnvloeden	57
3.1.3.1 Locatie	
3.1.3.2 Type olie	
3.1.3.3 Hoeveelheid geloosde stof	58
3.1.3.4 Gebruikte opkuisstechniek	
3.1.3.5 Verwijdering van oliehoudend afval	59
3.1.4 Kostprijzen voor het opkuisen van olie aan de hand van voorbeelden	60
3.1.5 Besluit	61
3.2 Onderzoek naar de mogelijkheid om ecologische gevolgen van eutrofiëring uit te drukken in sociale/economische termen	62
3.2.1 Inleiding	
3.2.2 Kosten van de bijkomende investeringen volgens Aquafin	63
3.2.3 Kosten voor het behalen van de normen van de Richtlijn 91/271/EEG	65
3.2.4 Kost per eenheid verwijdering van stikstof en fosfor	
3.2.5 Kosten voor het verwijderen van de totale stikstof en fosfor toevoer	66
3.2.6 Kosten voor het behalen van de normen opgelegd bij de derde Noordzeeconferentie	
3.2.7 Besluit	67
DEEL 2	
Toetsing van het ecologisch en economisch impactmodel aan de hand van vier gevallenstudies	68
4 Chemische verontreiniging: 'Herald of Free Enterprise' - ongeval	69
4.1 Inleiding	
4.2 Beschrijving van de case studies	
4.3 Ecologische impactbepaling	72
4.3.1 Berekening van de milieuconcentraties	
4.3.1.1 Toluendiisocynaat (TDI)	73
4.3.1.2 Cyanide bevattende afvalstoffen	74

4.3.1.3	Komponenten van lederverf	75
4.3.1.4	Hydrochinon	
4.3.1.5	Tribasisch loodsulfaat	77
4.3.2	Selectie ecotoxiciteitsgegevens	78
4.3.2.1	Beschikbare ecotoxicologische gegevens	
4.3.2.2	Correctie voor de temperatuur	79
4.3.2.3	Correctie voor de tijd	80
4.3.3	Berekening directe verliezen	81
4.3.4	Berekening indirecte verliezen	84
4.3.4.1	Real case indirecte verliezen	
4.3.4.2	Worst case indirecte verliezen	87
4.3.5	Berekening verlies vogelbestand	89
4.4	Economische impactbepaling	90
4.4.1	Commerciële visserij	
4.4.1.1	'Real' en 'worst' case directe verliezen	
4.4.1.2	Real case indirecte verliezen aan demersale vissen	92
4.4.1.3	Worst case indirecte verliezen aan demersale vissen	93
4.4.2	Recreationele visserij	94
4.4.2.1	Real en worst case directe verliezen voor recreatie	
4.4.2.2	Real case indirecte verliezen aan demersale vissen voor recreatie	95
4.4.2.3	Worst case indirecte verliezen aan demersale vissen voor recreatie	
4.4.3	Opmerkingen en besluiten	96
5	Olieverontreiniging: 'Amer fuji - Meritas' - ongeval	98
5.1	Inleiding	
5.2	Beschrijving van de case studies 'Amer Fuji-Meritas'	
5.3	Ecologische impactbepaling	99
5.3.1	Bepalen van de milieuconcentratie	
5.3.2	Selectie ecotoxiciteitsgegevens	100
5.3.2.1	Beschikbare ecotoxicologische gegevens	
5.3.2.2	Correctie voor de temperatuur	101
5.3.2.3	Correctie voor de tijd	102
5.3.3	Berekening directe verliezen	103
5.3.4	Berekening indirecte verliezen	105
5.3.5	Berekening verlies vogelbestand	108
5.3.5.1	Vogelverliezen open zee lozing	
5.3.5.2	Vogelverliezen strandlozing	109
5.4	Economische impactbepaling	112
5.4.1	Commerciële visserij	
5.4.1.1	Directe verliezen aan demersale visvangst	
5.4.1.2	Indirecte verliezen aan demersale vissen	113
5.4.2	Recreationele visserij	114
5.4.2.1	Directe verliezen	
5.4.2.2	Indirecte verliezen aan demersale vissen	115
5.4.3	Vogels	116

5.4.3.1 Vogelverliezen door open zee lozing	
5.4.3.2 Vogelverlies door strandlozing	
5.4.4 Economisch verlies door vermindering aan toerisme	
5.4.5 Opmerkingen en besluiten	117

Bijlage 1: Inventaris van alle aanwezige chemicaliën aan boord van de 'Herald of Free Enterprise'

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Bijlage 3: Case studie 'Herald of Free Enterprise': berekeningen verliezen; Excel 5.0 werkbladen

Bijlage 4: Gemiddelde maandelijkse temperatuur in de verschillende ecologische zones van het BCP

Bijlage 5 : Case studie 'Amer Fuji - Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Bijlage 6: Case studie 'Amer Fuji - Meritas': berekeningen verliezen; Excel 5.0 werkbladen

Bijlage 7: Opkuiskosten olieverontreiniging

DEEL 3

Voorstel van beleidsinstrumenten	120
---	-----

6 Ecologische en economische impactberekening aan de hand van flow charts	121
--	-----

DEEL 4

Valorisatie-activiteiten	140
---------------------------------	-----

1 Informatisatie van de gegevensbank: Database 'Noordzee'	141
--	-----

2 Artikels ter publicatie

3 Wetenschappelijke colloquia, seminaries en zendingen

4 Contacten en samenwerking	142
------------------------------------	-----

LITERATUURLIJST

OVERZICHT VAN DE RESULTATEN

In dit eindrapport werd het ontwikkelde kaderwerk voor de koppeling van ecologische indicatoren en socio-economische criteria van olie/chemische verontreiniging in de Noordzee - reeds beschreven in de voorgaande rapporten - verder uitgewerkt en gevalideerd.

Tijdens de verlenging van het project Zeewetenschappen werden de hieronder beschreven onderzoekstaken uitgevoerd.

In een eerste fase werd een verdere ontwikkeling en validatie uitgevoerd van het voorgestelde kaderwerk voor de koppeling van ecologische indicatoren en socio-economische criteria van olie/chemische verontreiniging in de Noordzee (Deel 1). Voor de verdere onderbouwing van de voorgestelde biologische gegevens werd recente literatuur verzameld en werden de biologische gegevens getoetst aan de inzichten van diverse experts voor elk van de subdisciplines. Hierbij moet opgemerkt worden dat de verzamelde biologische data met de nodige voorzichtigheid dienen gehanteerd te worden gezien de grote variabiliteit van de gegevens en hun soms fragmentair karakter, het ontbreken van essentiële gegevens en de sterke vereenvoudigingen die in de gegevenssets zijn doorgevoerd om de koppeling ecologie-economie mogelijk te maken. Het ecologisch model van het BCP werd verfijnd zodat naast de directe verliezen ook de indirecte verliezen konden geïncorporeerd worden.

In deel 1 werd ook de economische impactbepaling uitgebreid met een onderzoek naar de incorporatie van de saneringskost in het kaderwerk. Hieruit kon besloten worden dat de opkuiskost door verscheidene factoren (locatie, type olie, hoeveelheid geloosde stof en gebruikte opkuistechniek) kan worden beïnvloed. De olieverwijdering op zee zal bijna nooit volledig zijn zodat men ook rekening moet houden met verwijdering aan de kust (indien de stromingen ongunstig zijn). De opkuiskost kan belangrijke bedragen aannemen, gaande tot meer dan 1 miljoen BEF per ton olie die wordt verwijderd.

In dit hoofdstuk werd ook het onderzoek naar de mogelijkheid om ecologische gevolgen van eutrofiëring uit te drukken in sociale/economische termen naar voor gebracht. Hierbij werd op basis van de totale nutriëntenbelasting die via de rivieren het merendeel uitmaakt van de aanrijking in de kustzone, en op basis van kostprijzen voor de verwijdering van

nutriënten door Aquafin, een schatting gemaakt van de totale nutriëntenverwijderingskost die 8,8 miljard BEF/jaar bedraagt. Om te komen tot de vereiste normen van de Europese Richtlijn 91/271 die de totale vracht aan stikstof en fosfor voor de totaliteit van de openbare waterzuiveringsinstallaties verminderd wil zien tot minimaal 75% voor elke stof, is een bijkomende investering vereist van iets meer dan 0,5 miljard BEF/jaar. Voor de geplande investeringen van Aquafin die verder gaan dan de gevraagde nutriëntenverwijderingen volgens de Europese Richtlijn bedraagt dit 0,73 miljard BEF/jaar.

In een tweede fase werd het ecologisch en economisch impactmodel getoetst aan de hand van vier case studies (Deel 2). Hierbij werden chemische en olie verontreiniging geëvalueerd aan de hand van de ontwikkelde technieken. De chemische verontreiniging case studies zijn gesteund op de werkelijk gebeurde ramp met de Britse veerboot 'Herald of Free Enterprise'. De eerste case studie geeft een beeld van de werkelijke impact van de ramp op het mariene milieu. In het tweede geval wordt een 'worst case scenario' besproken: namelijk wat zou de impact op de mariene biota geweest zijn wanneer de volledige lading chemische stoffen was vrijgekomen.

Uit de ecologische impactberekening kan besloten worden dat de reële korte termijn impact op het mariene milieu hoofdzakelijk veroorzaakt werd door het vrijkomen van hydrochinon. De worst case verliezen waren hoofdzakelijk te wijten aan hydrochinon en loodsulfaat.

Uit de economische impactbepaling kan besloten worden dat de totale reële economische verliezen aan demersale vissen (zowel commerciële als recreatieve visserij) 11 348 BEF bedraagt. In de worst case situatie bedroeg dit verlies aan demersale vissen 15 343 BEF. Deze lage bedragen hebben voornamelijk te maken met de kleine oppervlakte die in aanmerking is genomen. Mocht een dergelijke verontreiniging zich voordoen over een grotere oppervlakte dan kan dit commerciële verliezen teweeg brengen tot 300 000 BEF/km². Evenwel zullen de milieuconcentraties dan ook lager zijn zodat in deze gevallen het procent mortaliteit zou dalen en dus ook de economische verliezen kleiner zouden zijn. De beide case studies i.v.m. olieverontreiniging - open zee en strandlozing - zijn gebaseerd op de werkelijk gebeurde ramp met de schepen 'Amer Fuji' en 'Meritas'. Hierbij wordt enerzijds het effect van een olielozing in volle zee op het mariene milieu nagegaan, anderzijds wordt de impact van een strandlozing (Zwin) op de biota - in het bijzonder de vogelpopulatie - bekeken.

Uit de ecologische impactbepaling kan besloten worden dat de grootste schade - op korte termijn - aan het mariene milieu ten gevolge van de open zee lozing zal veroorzaakt worden door de stoffen naftaleen, dimethylnaftaleen en xyleen. Door het relatief klein aantal vogels die in de periode van de lozing (voorjaar) worden aangetroffen is de mortaliteit bij de vogelpopulatie zeer laag. Bij de strandlozing wordt een hogere vogelmortaliteit aangetroffen.

Uit de economische impactbepaling kan besloten worden dat het totaal economisch verlies (commerciële visserij, recreatieve visserij en vogelverliezen) door de open zee lozing 2 207 371 BEF bedraagt. Het grootste aandeel van dit bedrag wordt ingenomen door de directe verliezen, dus door de directe mortaliteit van de organismen. Bij het optreden van een ongeluk in open zee gevolgd door een strandlozing treedt een economisch verlies op van 19 553 871 BEF. Hierbij bedraagt het economisch verlies voor het toerisme 17 239 000 BEF en het verlies aan toerisme door vogelverlies 107 500 BEF. In eerste instantie blijkt een veel grotere schade toegebracht wanneer de verontreiniging ook het strand bereikt. Niettegenstaande dit in de meeste gevallen zal bevestigd worden dienen de cijfers ook genuanceerd te worden.

Uit beide case studies kan besloten worden dat de bekomen cijfers goede benaderingen zijn van de economische verliezen tengevolge van acute effecten op mariene biota. Dit betekent ook dat de chronische effecten niet in rekening zijn genomen wegens het niet beschikbaar zijn van de ecotoxicologische of ecologische gegevens. Bovendien zijn bovenstaande benaderingen gebaseerd ook gebaseerd op de marktprijs, de schattingsprijsmethode en de kostenuitgavenmethode, terwijl geen 'bereidheid tot betalen' is nagegaan voor het vermijden van dergelijke catastrofes. Rekening houdend met al deze opmerkingen kan gesteld worden dat de bovenstaande cijfers een zeker houvast bieden met betrekking tot de inschatting van de economische verliezen. Anderzijds omvat het niet het totale waardeverlies van het marien milieu en is het dus een onderschatting.

In een derde fase werden de ontwikkelde technieken en kaderwerken omgevormd tot bruikbare beleidsinstrumenten (flow charts) (Deel 3). Deze schema's geven een gedetailleerd overzicht van de gebruikte methodologie voor de ecologische en economische impactberekening.

In een vierde fase werden de verzamelde fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevens voor 220 stoffen in een computer database (Noordzee) gebracht zodat de data op een gebruiksvriendelijke en snelle manier ter beschikking gesteld kunnen worden.

DEEL 1

**Verdere ontwikkeling en validatie
van het voorgestelde kaderwerk
voor de koppeling van ecologische indicatoren
en sociale/economische criteria
van olie/chemische stof verontreiniging
in de Noordzee**

1 Het ecologisch en economisch impactbepalingsmodel

1.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de voornaamste conclusies i.v.m. met het voorgaande onderzoek naar bestaande impactbepalingsmodellen voor olie- en chemische stofverontreiniging die in het kader van dit project kunnen toegepast worden samengevat. Uit de literatuurstudie bleek dat geen enkele van de verschillende bestaande modellen geschikt is, daar de meeste van deze modellen op één of meerdere vlakken 'ecologisch, ecotoxicologisch of economisch' onvolledig onderbouwd of beschreven zijn. Daarom werden de methoden bruikbaar voor de doelstellingen van dit project samengebracht in een nieuw evaluatiesysteem rekening houdend met de beschikbare informatie voor het Belgisch Continentaal Plat (BCP).

Gezien de complexiteit van het BCP, de onvolledigheid van de beschikbare ecologische data en voornamelijk het type van ecotoxicologische gegevens (vnl. acute data voor modelorganismen) werd geopteerd om een instrument te ontwikkelen die de korte termijn gevolgen van accidentele olie/chemische stoflozingen berekend. Er wordt een ecologisch model voorgesteld waarin de directe en indirecte ecologische effecten, berekend op basis van acute ecotoxicologische gegevens, voor de belangrijkste groepen geëvalueerd wordt. Bij de selectie van de criteria werd rekening gehouden met de ecologische situatie van het BCP en de beschikbaarheid van ecologische/ecotoxicologische en economische gegevens.

In figuur 1.1 wordt een schematische voorstelling gegeven van de volledige opbouw van het volledige economische en ecologische impactbepalingsmodel. Ter verduidelijking wordt dit model nog eens kort besproken. Aan de hand van het fysisch-chemisch submodel (Mackay model, MU-dispersie model (ontwikkeld door BMM (Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee en Schelde-estuarium))) wordt voor elke verontreiniging, zijnde chemische stof of olie, aan de hand van de chemische gegevensbank en specifieke informatie verkregen van de gebruiker (volume van de 'spill', situatiekarakteristieken: locatie 'spill', meteorologische gegevens,...) de verdeling en de eindconcentratie van de

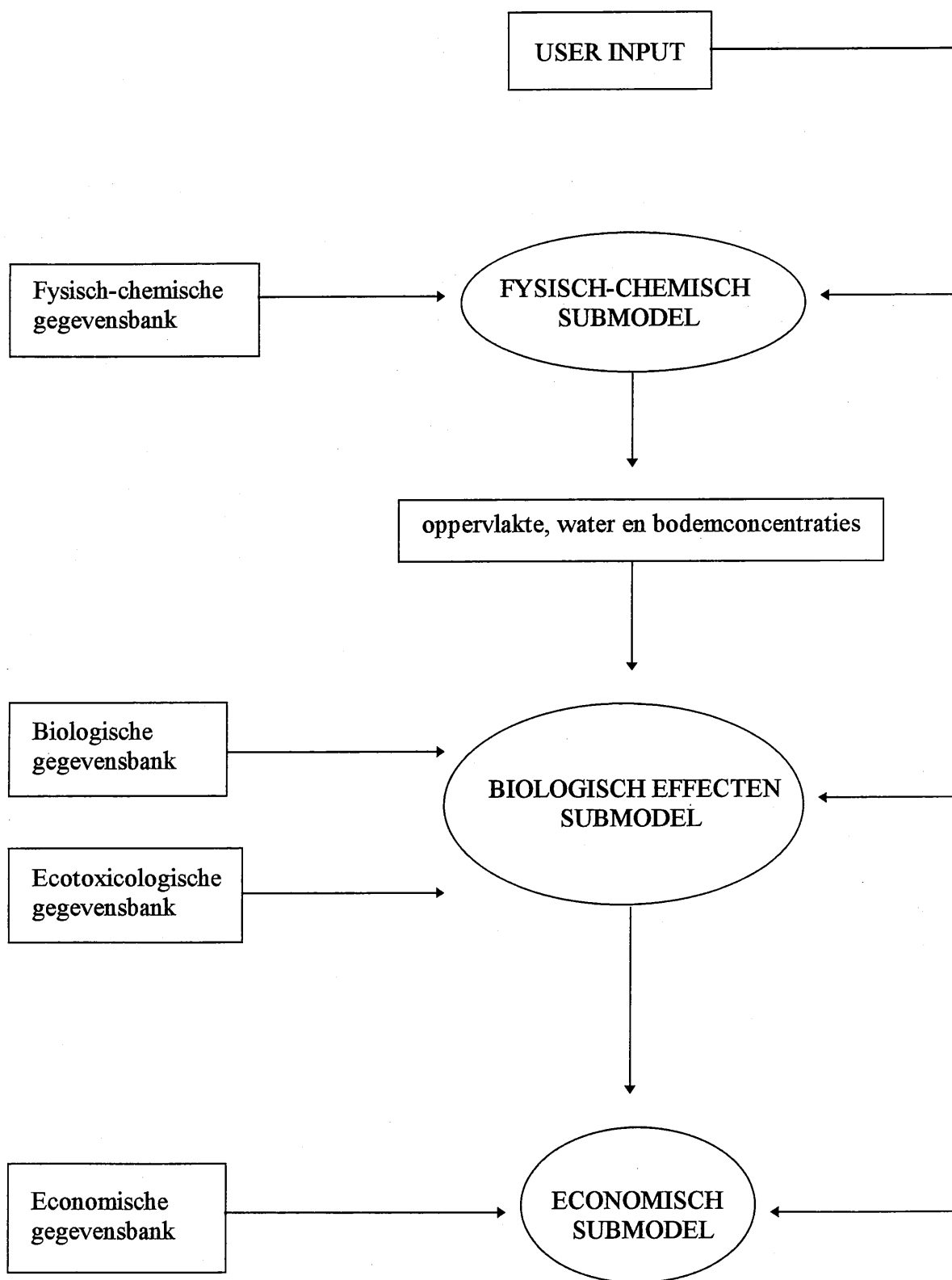
stof over de verschillende milieucompartimenten berekend. De milieuconcentraties van de stoffen kunnen ook door monitoring bepaald worden. In het geval van een olieverontreiniging kan door middel van het MU-slick model - eveneens ontwikkeld door BMM - ook het traject van de vlek bepaald worden. Op basis van deze gegevens en het totaal volume water (of oppervlak, afhankelijk van de stof) gecontamineerd door een bepaalde stof worden met het Biologisch Effecten Submodel (BESM) de directe en indirecte korte termijn verliezen van de verschillende biotagroepen berekend. De directe verliezen (mortaliteit) worden berekend aan de hand van - voor temperatuur en tijd gecorrigeerde - acute (laboratorium) toxiciteitsgegevens (L(E)C₅₀) van modelorganismen, afkomstig uit de ecotoxicologische gegevensbank (zie database 'Noordzee'). De indirecte verliezen worden geschat aan de hand van een eenvoudig voedselketenmodel van het Belgisch Continentaal Plat. Het verlies aan primaire productie in functie van de concentratie van de chemische stof wordt berekend op basis van de EC₅₀'s (concentratie die 50% remming veroorzaakt). Op basis van deze gegevens wordt het verlies aan biomassa van de primaire consumenten (zoöplankton en benthos) en ook van de eindconsumenten (voedselketenmodel) bepaald. De sommatie van de verliezen tengevolge van directe mortaliteit en deze te wijten aan indirecte verliezen worden verder gebruikt in de berekeningen van de sociale/economische verliezen t.g.v. de verontreiniging (Economisch Submodel).

Het hierboven beschreven evaluatiesysteem is slechts een benadering van de werkelijkheid: een groot aantal veronderstellingen en simplificaties dienden gemaakt te worden om het geheel bruikbaar te maken.

Potentieel lange termijn verliezen zoals:

- verlies aan recruitering van juvenielen en larven gedood tijdens de lozing,
- veranderingen in de voedselwebstructuur en productiviteit van de verschillende componenten,
- chronische effecten door subletale concentraties van chemische stoffen (verminderde groei, daling van reproductie,...)

worden in deze studie niet opgenomen in de ecologische/economische berekeningen wegens het niet beschikbaar zijn van de ecotoxicologische of ecologische gegevens.



Figuur 1.1: Schematische voorstelling van de opbouw van het volledige ecologische en economische impactbepalingsmodel

2 Ecologische impactbepaling van schade aan het mariene milieu van het Belgisch Continentaal Plat (BCP): het Biologisch Effecten Submodel

2.1 Beschrijving van het Biologisch Effecten Submodel (BESM)

Het Biologisch Effecten Submodel beschrijft de korte termijn gevolgen van een verontreiniging in termen van directe mortaliteit van de beschouwde biotagroepen en indirecte verliezen tengevolge van een verminderde primaire en secundaire productie. Biomassa of aantal verliezen worden, afhankelijk van hun ecologisch belang, berekend per species of soortengroepen. Het niveau van de benodigde informatie is afhankelijk van de rol van de biota(groep) in het ecosysteem, het belang in het biologisch submodel, de beschikbaarheid van ecotoxicologische gegevens en het belang van de soort (groepen) in een sociale/economische context.

2.2 Opbouw fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensbank

De verdeling van een stof over de verschillende milieucompartimenten wordt bepaald door de eigenschappen van de beschouwde stof en de eigenschappen van het ontvangende water. Met het fysisch-chemisch submodel kan het aandeel van de contaminant geschat worden die in elk milieucompartiment (atmosfeer, water, sediment en biota) terecht zal komen. Zoals reeds gesteld in het vorige rapport, wordt in dit project verondersteld dat de milieuconcentratie van de stof gekend is. Deze gegevens kunnen door monitoring (zie case 'Herald of Free Enterprise') of door voorspellingen uit een mathematisch model (Mackay model, MU-dispersie model) bepaald worden.

De fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevens die initieel in de vorm van fiches verzameld werden, werden in deze fase in een computer databestand ingevoerd (zie

database 'Noordzee'). Zo kunnen de nodige gegevens voor de verschillende chemicaliën op een eenvoudige manier verkregen worden. In deze gegevensbank werd o.a. de volgende informatie opgenomen:

CHEMISCHE GEGEVENS

- 1 naam chemische stof
- 2 CAS registratienummer
- 3 chemische formule
- 4 moleculair gewicht
- 5 densiteit
- 6 dampdruk
- 7 oplosbaarheid
- 8 P_{ow}
- 9 Aggregatietoestand: vast, vloeistof of gas

ECOTOXICOLOGISCHE GEGEVENS

- 10 EC_{50} voor fytoplankton
- 11 EC_{50} of LC_{50} voor zoöplankton
- 12 LC_{50} voor invertebraten
- 13 LC_{50} voor mollusken
- 14 LC_{50} voor vissen

GESAMP HAZARD PROFILE

- 15 Gesamp Hazard Profiles
- 16 Persistentie
- 17 Carcinogeniteit
- 18 Distributie

RISK & SAFETY PHRASES

- 19 Risk & Safety Phrases

Deze informatie werd verkregen uit volgende bronnen:

- CRC Handbook of Chemistry and Physics - 54th edition (1974)
- The Merck Index - 12th edition (1996)
- OHMTADS: Oil and Hazardous Materials Technical Assistance Data System
- Milieukaarten: Gedrag en effecten van stoffen in het milieu door ir. K. Verschueren (1996)
- Handbook of environmental data on organic chemicals door ir. K. Verschueren. 3rd edition (1996)
- DATATOX ® V2.0. Toxicity and chemical fate personal computer system: AQUIRE - Aquatic Toxicity Information Retrieval. Spectrum Research Inc., Minnesota, USA (1994)
- Reports and studies no. 35. The evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships: revision of GESAMP reports and studies no. 17. IMO (1989)

2.3 Opbouw biologische gegevensbank

2.3.1 Inleiding

Meer recente informatie omtrent de biologische gegevens vervat in de biologische gegevensbank van het voorgaande rapport (Persoone *et al.*, 1996) werden in dit rapport geïncorporeerd in de databank indien ze een toegevoegde waarde hadden. Voor zover mogelijk werden deze gegevens opgenomen in de gegevensbank getoetst aan de kennis van de experts van de diverse domeinen. De data worden hieronder beschreven. Deze data moeten echter met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden. De beschikbare gegevens betreffen meestal slechts een beperkt (staalname)gebied van de belangenzone maar worden niettemin als representatief verondersteld voor de volledige ecologische zone. Biomassagegevens bvb. kunnen van jaar tot jaar voor eenzelfde staalnameplaats en -tijdstip zeer sterk van elkaar verschillen. Ook kunnen op verschillende staalnameplaatsen in dezelfde ecologische zone grote fluctuaties in biomassa waargenomen worden. Er is dus een grote variabiliteit van de gegevens. Om de koppeling ecologie-economie mogelijk te maken werden de verkregen datasets vereenvoudigd om het geheel hanteerbaar te houden.

2.3.2 Indeling in ecologische zones

Het Belgisch Continentaal Plat ligt in het meest zuidelijke deel van de Noordzee en beslaat een zeer klein deel (minder dan 0,5%) van het volledige Noordzeeplat. In dit zuidelijke punt van de Noordzee worden velden waargenomen met relatief hoge, langgerekte zandheuvelds, zandbanken genaamd (De Moor, 1986). Elders in de Noordzee zijn dergelijke uitgestrekte zandbankformaties niet aanwezig. Deze zandbanken, en dan vooral de Kust- en Vlaamse Banken vervullen een belangrijke functie als overwinterings- en doortrekgebied voor diverse zeevogels, met name futen, alkachtigen, duikers en zeeëenden. Door de ondiepte, de grote voedselbeschikbaarheid en de beschutting vinden deze soorten hier goede foerageermogelijkheden.

Het BCP kan op basis van verspreidings- en biomassagegevens van de verschillende biotagroepen ingedeeld worden in 4 ecologische zones.

- De *kustzone*, parallel met de kustlijn is 15 km breed, en kan onderverdeeld worden in twee ecologische zones.
 - zone IA, de kustzone ten westen van Oostende en begrensd door de kustlijn en de lijn gevormd door volgende coördinaten 51°12' NB - 2°30' OL en 51°22' NB - 2°54' OL. Deze zone wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een aantal kustbanken (Wenduinebank, Stroombank, Balandbank, Nieuwpoortbank en Smalbank).
 - zone IB, de kustzone ten oosten van Oostende en begrensd door de kustlijn en de lijn gevormd door volgende coördinaten 51°22' NB - 2°54' OL en 51°29' NB - 3° 14' OL.
- Ecologische zone II, de *overgangszone* die o.a. de Vlaamse Banken (Ravelingenbank, Oostendebank, Middelkerkebank, Kwintebank, Buiten Ratel, Oostdyck) en enkele Zeeuwse Banken (Thorntonbank, Gootebank, Akkaertbank en Rabsbank) omvat, wordt begrensd door zone IA en IB en de lijn gevormd door volgende coördinaten 51°22' NB - 2°20' OL en 51°37' NB - 3°00' OL
- Ecologische zone III, de *open zee zone*, wordt gevormd door de rest van het Belgisch Continentaal Plat. In deze zone komen de Hinderbanken (Fairy Bank, Westhinder, Oosthinder, Noordhinder en Bligh Bank) voor.

In figuur 2.1 worden de vier ecologische zones van het BCP weergegeven met een aanduiding van de hierboven vermelde zandbanken in dit gebied.

2.3.3 Fytoplankton

Uit de verschillende geraadpleegde bronnen kan gesteld worden dat voor de fytoplanktonabundantie in de wateren van het BCP een dalende gradiënt wordt waargenomen van de kust naar de open zee toe, en evenwijdig met de kust, een dalende gradiënt van oost naar west. Gezien de ondiepe kustwateren meer turbide zijn dan de diepere open zee zones is de eigenlijke primaire productie per m^2 voor het volledige BCP vrij identiek. Het is dan ook deze waarde die gebruikt wordt voor de verdere ecologische impactberekeningen.

De voorgestelde fytoplankton biomassa- en primaire productiewaarden in het vorige rapport worden bevestigd in recentere literatuur (Hannon & Joiris, 1989). De biomassawaarden werden aangevuld met data voor de niet-bloeiperiode (half juli tot half maart).

Door Reid *et al.* (1990) wordt een correctiefactor doorgevoerd bij de bepaling van de primaire productie op het BCP. Het is namelijk zo dat wanneer de primaire productie bepaald wordt met behulp van de klassieke ^{14}C methode een onderschatting wordt gemaakt van deze productie. Tijdens de testincubatieperiode treden ^{14}C verliezen op die te wijten zijn aan fytoplanktonrespiratie en -excretie. Afhankelijk van de duur van de incubatieperiode kan de onderschatting 30 tot 50% bedragen. Zo wordt de voorheen geschatte jaarlijkse primaire productie van 320 g C/m^2 nu gecorrigeerd tot 410 g C/m^2 . Wanneer deze correcties ook worden doorgevoerd bij de biomassadata, dan worden de volgende gemiddelde waarden voor de fytoplankton- en detritus biomassa van het volledige BCP bekomen.

Fytoplankton:

- op jaarlijkse basis: $4,7 \text{ g C/m}^2$
- tijdens de periode van 15 maart tot 15 juli (bloeiperiode) : 7 g C/m^2
- tijdens de periode van 15 juli tot 15 maart (niet-bloeiperiode): $3,6 \text{ g C/m}^2$

Detritus:

- op jaarlijkse basis: 5,46 g C/m²
- tijdens de periode van 15 maart tot 15 juli (bloeiperiode): 6,22 g C/m²
- tijdens de periode van 15 juli tot 15 maart (niet-bloeiperiode): 5,08 g C/m²

De totale primaire productie per jaar wordt geschat op 410 g C/m² (275 g C/m² tijdens de periode van 15 maart tot 15 juli).

De netto primaire productie wordt op 3 manieren door de biota gebruikt:

(Bouquegneau *et al.*, 1982)

- de opgeloste fractie (143 g C/m².jaar = 35%) draagt bij tot de verrijking van het opgeloste organische materiaal en wordt gerecycleerd door bacteriën
- een deel van de 'deeltjes primaire productie' (103 g C/m².jaar = 25%) wordt begraaasd door het zoöplankton
- het niet begraaasde deel (164 g C/m².jaar = 40%) verrijkt de detritus voorraad, die gerecycleerd wordt door het benthos

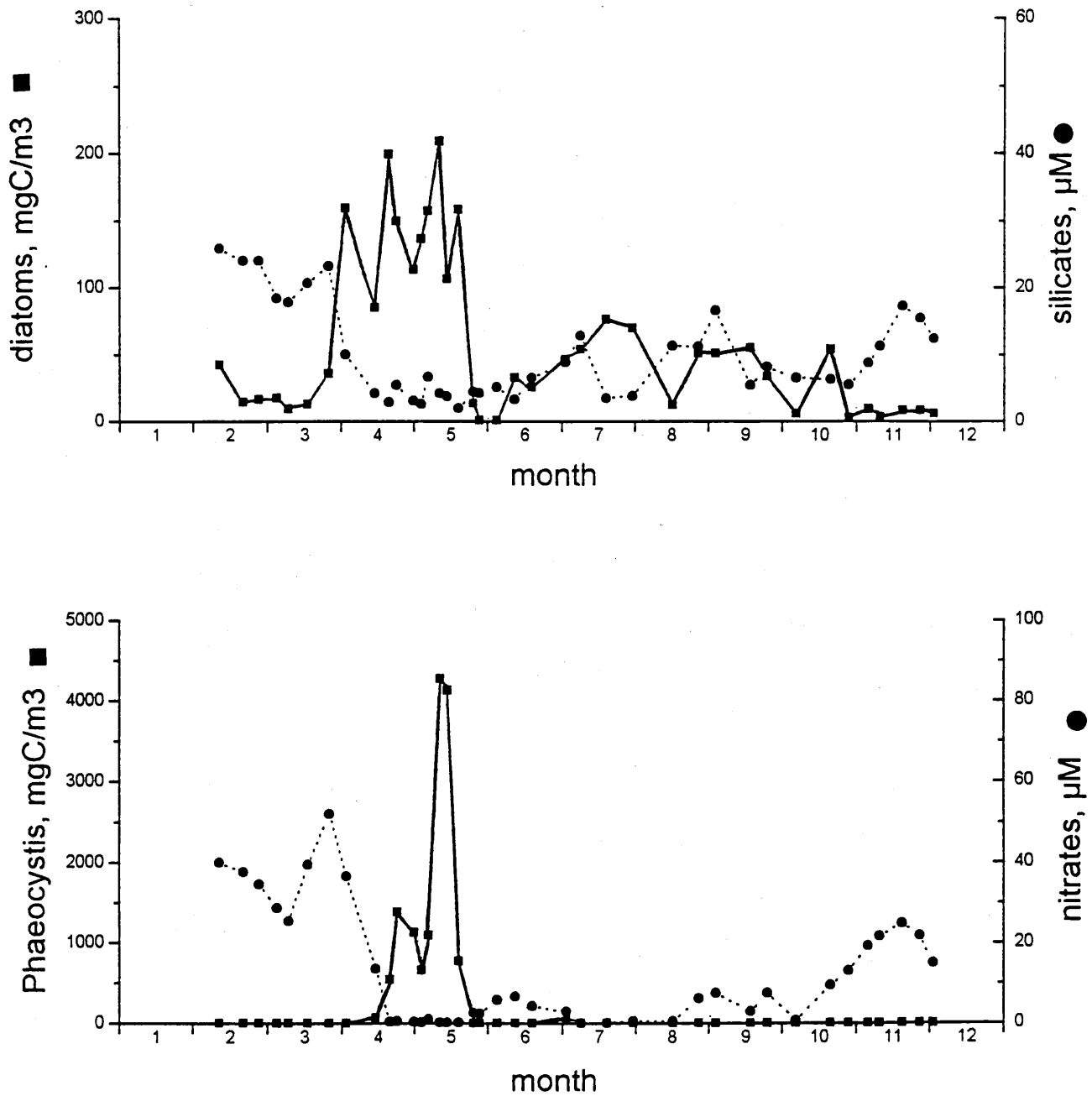
Deze waarden worden ook voorgesteld in het overzicht van het volledige ecologische model van het BCP waarin de fluxen tussen de verschillende trofische niveaus worden weergegeven (zie figuur 2.2 verder in deze tekst).

Chlorofyl concentratie, fytoplankton biomassa en detritus productie vertonen een piek in de lente (half april tot half mei) die respectievelijk 400 mg chl a/m², 13 g C/m² en 1,7 mg C/m².d bedragen. Tijdens deze periode wordt een bloei van dinoflagellaten verkregen, meer bepaald *Phaeocystis poucheti*. Deze microflagellaat is wat biomassa betreft de belangrijkste species in de lenteperiode en vertegenwoordigt meer dan 65% van de jaarlijkse primaire productie. In de rest van het jaar worden in de Belgische kustzone hoofdzakelijk diatomeeën waargenomen. In tabel 2.1 wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde samenstelling van het fytoplankton van de Belgische kustzone in de verschillende seizoenen (Lancelot *et al.*, 1982).

Tabel 2.1 : Samenstelling van het fytoplankton van de Belgische kustzone tijdens de verschillende seizoenen

	lente	zomer	herfst	winter
species	* <i>Phaeocystis poucheti</i>	<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Melosira sulcata</i>
	<i>Chaetoceros sp.</i>	<i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Chaetoceros sp.</i>	<i>Dimerogramma minor</i>
	<i>Thalassiosira decipiens</i>			<i>Skeletonema costatum</i>
aantal (cellen/ml)	* $475 \cdot 10^9$ $25 \cdot 10^9$	$10 \cdot 10^9$	$9 \cdot 10^9$	$1 \cdot 10^9$

Figuur 2.2 geeft de fytoplankton productie (mg C/m^3) in functie van het seizoen weer in de Belgische kustzone (data 1993) (Lancelot, 1996). Uit deze figuur blijkt duidelijk dat een piek in silicaten een diatomeeënbloei tot gevolg heeft, terwijl het hoge nitraatgehalte verantwoordelijk is voor de *Phaeocystis* bloei.



Figuur 2.2: Typische lente fytoplankton successie in de Belgische kustwateren (data 1993, Lancelot, 1996)

Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging

Een reeks vereenvoudigingen werden doorgevoerd bij de selectie van de ecologische data, gezien het fytoplankton-compartiment in het voorgestelde Biologisch Effectenmodel enkel belangrijk is bij de berekening van de indirecte verliezen en deze een minimaal effect hebben op de kostenbepaling.

Deze vereenvoudigingen worden hieronder samengevat.

- de productie uitgedrukt in $g C/m^2$ is identiek voor het volledige BCP. De onderverdeling in zones is dus niet geldig voor dit (fytoplankton)compartiment.
- volgende seizoenale verschillen in productie zijn waar te nemen. Enerzijds is er een bloeiperiode (van 15 maart tot 15 juli) die in totaal 122 dagen bedraagt en een niet-bloeiperiode (rest van het jaar) die 243 dagen duurt. Gedurende de bloeiperiode bedraagt de totale primaire productie $275 g C/m^2$. Dit staat voor 67% van de totale gemiddelde jaarlijkse primaire productie. In de niet-bloeiperiode bedraagt de primaire productie slechts $135 g C/m^2$ (33% van de totale primaire productie). De gemiddelde dagproductie bedraagt voor beide periodes respectievelijk :

bloei: $2,25 g C/m^2.d$

niet-bloei: $0,56 g C/m^2.d$

Hierbij moet echter opgemerkt worden dat wanneer bijvoorbeeld een lozing optreedt op 14 maart de impactbepaling gebeurt met de waarden van de niet-bloei periode, terwijl een dag later de bloeiperiode - in theorie - begint. De overgang tussen beide periodes is dus zeer bruusk. Om deze en hierboven reeds vermelde redenen (fytoplankton compartiment enkel belangrijk bij berekening indirecte verliezen en dus minimaal effect op kostenbepaling) zal gebruik gemaakt worden van de gemiddelde jaarlijkse waarden en zal er geen rekening gehouden worden met de seizoenale verschillen in productie.

- het fytoplankton een homogene verticale en horizontale distributie heeft
- de jaarlijkse productie $410 g C/m^2$ bedraagt ($1,12g C/m^2.dag$)

2.3.4 Zoöplankton

Tijdens een studie van het Belgische kustecosysteem werd waargenomen dat de ruimtelijke distributie van het zoöplankton sterk beïnvloed wordt door de horizontale stroomcirculatie (Nihoul *et al.*, 1984). Een duidelijke stijgende gradiënt in zoöplankton dichtheid en biomassa (g C/m^2 en g C/m^3) is waar te nemen van de kust naar de open zee toe. De hoogste concentraties aan zoöplankton worden waargenomen op zo'n 20 km van de kust (Hecq *et al.*, 1996).

Wanneer de seizoensspreiding van deze gemeenschap in detail bekeken wordt, kunnen 3 opeenvolgende pieken in zoöplanktonbiomassa - gedomineerd door copepoden - waargenomen worden tijdens de periode van april tot juli. Deze drie pieken stellen de drie opeenvolgende generaties van de dominante species *Temora longicornis* en *Pseudocalanus elongatus* voor. In deze periode van de grootste zoöplanktonactiviteit (maximale respiratie en graasactiviteit) kunnen de copepoden tot 80% van de totale zoöplankton biomassa uitmaken (Daro *et al.*, 1982).

De zoöplankton gemeenschap op het BCP wordt gekenmerkt door een hoge biomassa en een kleine diversiteit. De populatie bestaat uit 5 dominante species; *Temora longicornis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Paracalanus parvus*, *Acartia clausi* en *Centropages hamatus*. *Temora longicornis* en *Pseudocalanus elongatus* zijn de meest dominante species en worden altijd samen waargenomen, met *Temora* als dominante soort in april en *Pseudocalanus* in juni.

De filter-feeders *Temora longicornis* en *Pseudocalanus elongatus* voeden zich met fytoplanktondeeltjes met een grootte van 5-100 μm . Binnen dit spectrum worden sommige deeltjes beter opgenomen dan andere (Mullin, 1963). Een studie werd uitgevoerd waarin de voorkeur van de copepoden voor verschillende grootte-orden van partikeltjes (< 25 μm , 25-100 μm , > 100 μm) bestudeerd werd. Uit dit experiment bleek dat nauplii en copepodietstadia van *Temora longicornis* niet selectief zijn wat hun voedsel betreft. Ze voeden zich met partikels kleiner dan 100 μm . De adulten daarentegen hebben een voorkeur voor de fytoplanktonpartikels van gemiddelde grootte (25-100 μm). Alle stadia van de andere dominante soort *Pseudocalanus elongatus* prefereren de kleinere partikels (< 25 μm) als voedsel. Het voedingsgedrag van het herbivore zoöplankton wordt

volledig bepaald door het voedingsgedrag van de meest dominante soort *Temora longicornis*.

Zoals hierboven reeds aangehaald werd, wordt slechts een kleine fractie (25%) van de primaire productie begraasd door het zoöplankton. Dit kan verklaard worden doordat de meest dominante copepodesoort *Temora longicornis* een voorkeur heeft voor de 25-100 µm fractie van het fytoplankton, die in mindere mate voorkomt tijdens de intensieve graasperiode. In deze periode wordt de fytoplanktonpopulatie gedomineerd door de flagellaat *Phaeocystis poucheti*, die ofwel in de 25 µm fractie teruggevonden wordt, ofwel als een kolonievorm voorkomt in de fractie > 100 µm. Anderzijds wordt ook een ruimtelijk verschil in begrazing waargenomen. Wanneer de fytoplankton concentratie afneemt van de kust naar de open zee zone toe en de zoöplankton concentratie toeneemt in diezelfde richting, kan worden besloten dat de begrazing vooral gebeurt bij de lagere fytoplanktonconcentraties in de open zee zones - waar ook de hoogste zoöplanktonconcentraties worden waargenomen - en dat de zeer hoge fytoplanktonconcentraties (partikelgroottes) in de kustzone niet geschikt zijn om begraasd te worden door de copepoden - met een lagere zoöplanktonconcentratie tot gevolg (Hecq *et al.*, 1996).

De volgende gemiddelde waarden voor de zoöplanktonbiomassa van het gehele BCP worden voorgesteld (Hannon *et al.*, 1989):

- op jaarlijkse basis: 0,3 g C/m²
- tijdens de periode van 15 maart tot 15 juli: 0,4 g C/m²
- tijdens de periode van 15 juli tot 15 maart: 0,25 g C/m²

De totale hoeveelheid fytoplankton geconsumeerd door het zoöplankton wordt geschat op 103 g C/m² (51 g C/m² tijdens de periode van 15 maart tot 15 juli).

Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging

Gezien het zoöplankton-compartiment in het voorgestelde Biologisch Effectenmodel enkel belangrijk is bij de berekening van de indirecte verliezen ten gevolge van de verontreiniging

en daar deze verliezen een minimaal effect hebben op de kostenbepaling, werden een reeks vereenvoudigingen uitgevoerd bij de selectie van de ecologische data.

Bij deze berekeningen wordt aangenomen dat:

- de secundaire productie over het volledige BCP uniform is, de onderverdeling in zones is dus niet geldig voor het zoöplankton compartiment. Deze uniforme productie wordt verondersteld daar data voor de verschillende ecologische zones ontbreken.
- er geen seizoenale verschillen in secundaire productie zijn. In werkelijkheid echter zijn er, net als bij het fytoplanktoncompartiment, wel seizoenale verschillen in productie (zie tekst hierboven). Om dezelfde redenen als beschreven bij het fytoplankton worden deze waarden echter niet gebruikt voor de berekeningen en voert men de berekeningen door met de gemiddelde jaarlijkse secundaire productie.
- de jaarlijkse productie bedraagt 105 g C/m^2 .

2.3.5 Benthos

Een uitgebreid overzicht van de meiobenthische en macrobenthische gemeenschappen van het BCP wordt gegeven door Govaere *et al.* (1980). Door deze auteurs worden, op basis van zowel meio- als macrobenthos, 3 zones; nl. kustzone, overgangszone en open zee zone onderscheiden in dit gebied. Deze 3 zones vallen samen met de ecologische zones die in § 2.3.2 gedefinieerd werden. Ook in dit rapport wordt deze onderverdeling behouden gezien deze in recentere literatuur (Heip *et al.*, (1983, 1989, 1990); Huys *et al.*, 1992) bevestigd werd.

2.3.5.1 Meiobenthos (grootte tussen 0,074 mm en 1 mm)

Het meiobenthos wordt door Govaere *et al.* (1980) onderverdeeld in 3 zones op basis van het voorkomen van specifieke harpactoïde copepoden gemeenschappen.

KUSTZONE

De kustzone (10 tot 15 km breed, zie figuur ecologische zones) wordt gekenmerkt door de *Microrarthridion littorale* - *Halectinosoma herdmani* gemeenschap, genoemd naar de dominante copepoden species. Deze gemeenschap komt voor in ondiep water (< 10 m diep). In het oosten van het kustgebied (ecologische zone IB) zijn de sedimenten sterk vervuild door het Westerschelde water. Deze vervuiling is waarschijnlijk verantwoordelijk voor de significante daling in diversiteit van het meiobenthos (zowel harpacticoïde copepoden als nematoden) van west naar oost.

De harpacticoïde copepoden zijn grote epi- of endobenthische soorten, waarbij *Microarthridion littorale* de meest dominante species is, gevolgd door *H. herdmani*, *H. sarsi*, *Canuella perplexa*, *Pseudobradya beduina* en andere.

De nematodenfauna in de sliedsedimenten van de kustzone wordt gedomineerd door de genera *Sabatieria* en *Theristus* en andere niet selectieve deposit-feeders zoals *Tubolaimoides tenuicaudatus*, *Daptonema normandicum*, *Odontophora armata*, *Daptonema tenuispiculum* en *Viscosia viscosa*. In de meer zandige zones wordt een rijkere fauna aangetroffen gedomineerd door de genera *Spilophorella*, *Rhyps* en *Hypodontolaimus* (Jensen, 1974).

OVERGANGSZONE

De *Halectinosoma herdmani* - *Leptastacus laticaudatus* gemeenschap komt voor in de overgangszone van het BCP. In deze zone is het organische stof gehalte van het sediment lager dan in de kustzone, maar worden er vaak hoge gehalten aan detritus teruggevonden. De waterdiepte bedraagt tussen 10 en 15 m. De meest voorkomende harpacticoïde copepoden zijn een grote epibenthische (*Halectinosoma herdmani*) en een kleine interstitiële soort (*Leptastacus laticaudatus*), waar de gemeenschap naar genoemd werd. De meest abundante copepoden zijn (in afnemende abundantie): *Leptastacus laticaudatus*, *Halectinosoma herdmani*, *Paraleptastacus espinulatus*, *Kliopsyllus holsaticus*, *Arenocaris bifida*, *Intermediopsyllus intermedius* en *Halectinosoma sarsi*.

De nematodensamenstelling in deze zone is vrij analoog aan deze in de kustzone. De drie dominante genera *Sabatieria*, *Richtersia* en *Theristus* vertegenwoordigen meer dan de helft van de volledige nematodengemeenschap (Jensen, 1974).

OPEN ZEE ZONE

De open zee zone wordt gekarakteriseerd door een *Leptastacus laticaudatus* - *Paramesochra helgolandica* gemeenschap. Deze gemeenschap wordt aangetroffen in gebieden met een waterdiepte van meer dan 20 m. Het sediment in de open zee zone bestaat meestal uit zuiver zand, soms wordt ook grint aangetroffen. In 14 stations werden 54 species harpacticoïden gevonden. De meeste zijn interstitiële soorten zoals *Leptostacus laticaudatus*, *Paramesochra helgolandica*, *Arenosetella germanica*, *Kliopsyllus paraholsaticus*, *Psammotopa phyllosetosa*, *Inermediopsyllus intermedius* en *Evansula incerta*.

De meeste nematoden in dit gebied zijn 'epistratum feeders'. De dominante genera zijn: *Chromadorita*, *Neochromadora*, *Hypodontolaimus* en *Dichromadora* (Jensen, 1974).

In de kustzone en open zee zone zijn de nematoden dominant en maken respectievelijk 99% en 74% uit van de totale meiobenthosbiomassa.

Een meer recente studie van het meiobenthos van de volledige Noordzee, in het bijzonder van de harpacticoïde copepoden, werd uitgevoerd in het voorjaar (april - mei) van 1986. Aan de hand van de classificatietechniek TWINSPAN (two-way indicator species analysis) was het mogelijk om clusters te definiëren op basis van de 18 belangrijkste meiobenthos taxa. De door Govaere *et al.* (1980) beschreven open zee zone *Leptastacus laticaudatus* - *Paramesochra helgolandica* - gemeenschap stemt overeen met de gemeenschap voorgesteld door de cluster TWIN A in deze studie. De stabiliteit in de tijd en ruimte van deze gemeenschap is op zijn minst merkwaardig te noemen. In een tijdspanne van 10 à 15 jaar (1970-1975 tot 1986) was het enige significante verschil dat *P. helgolandica* zijn dominante positie moest afstaan aan andere Paramesochridae. De kust- en overgangszones zoals voorgesteld door Govaere *et al.* (1980) werden niet herkend in dit onderzoek, maar dit kan te wijten zijn aan de keuze van de staalnameplaatsen (Huys *et al.*, 1992).

Door Vincx (1986, 1989, 1990) werd een uitgebreide studie van de nematoden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee verricht. Wanneer dit gebied werd onderverdeeld op basis van het voorkomen van nematodengemeenschappen konden zes verschillende

clusters onderscheiden worden. Deze groepen waren sterk gecorreleerd met de gemiddelde zandkorrelgrootte. Enkel de clusters die voor dit rapport relevant zijn worden verder besproken. In de Belgische kustzone - die gekenmerkt wordt door fijn-medium zand met een hoog slib - (45%) en organisch koolstofgehalte (1,4%) - zijn de drie species waarvan de relatieve abundantie meer dan 50% bedraagt; *Sabatieria sp.*, *Daptonema tenuispiculum* en *Ascolaimus sp.* Het westelijk deel van de Belgische kustzone (zone IA) - gekenmerkt door fijn-medium zand, met laag slibgehalte (5%) en grint (2%) - heeft als belangrijkste nematodenspecies: *Enoploides spiculohamatus*, *Paracyatholaimus pentodon*, *Prochromadorella attenuata*, *Richtersia inaequalis* en *Sabatieria celtica*. Een derde gebied situeert zich in de overgangszone, waar ook de Vlaamse banken (o.a. Kwintebank, bestudeerd door Willems *et al.*, 1982) terug te vinden zijn. In deze zone - waterdiepte 10-15 m, medium zand, weinig slib en hoog organische koolstofgehalte - komt een nematodenpopulatie voor die vrij analoog is aan deze in de kustzone. De open zee zone - grint aanwezig - wordt gekenmerkt door de volgende nematodensoorten: *Chromadoridae*, *Neochromadora sp.*, *Dichromadora sp.*, *Chromaspirina parpontica*, *Karkinochromadora lorenzeni*, enz. (Heip *et al.*, 1990).

De seizoenale reproductie van harpacticoïde copepoden in een ondiep kuststation dichtbij de Scheldemonding werd beschreven door Huys *et al.* (1986). De totale densiteit varieerde van minima van 10-20 ind./10cm² in oktober-april tot maxima van 100 ind./10cm² in juli. Enkel de dominante species *Microarthridion littorale* kende een continue reproductie, het ganse jaar door. De meeste andere species reproduceerden vooral in de lente en de zomer, terwijl de interstitiële soort *Interleptomesochra eulittoralis* een maximale broedactiviteit bereikte in de winter.

Vincx & Heip (1986) bestudeerden de seizoensfluctuaties bij de dominante nematodenspecies van de Belgische kustzone : *Sabatieria punctata*. Uit deze studie bleek dat juvenielen van nematoden het ganse jaar door in hoge aantallen voorkwamen. De reproductie bleek dus continu door te gaan, hoewel een lichte stijging in reproductie werd waargenomen in de lente en de herfst.

Wanneer de biomassa's van het meiobenthos (gebaseerd op staalnames van 1971 tot 1975, Govaere *et al.*, 1980) vergeleken worden met recentere biomassadata (Heip *et al.*, 1984)

wordt duidelijk dat er recent een daling in biomassa is waar te nemen. Dit is te verklaren doordat bij de berekening van de biomassa's (uitgaande van densiteiten) gebruik werd gemaakt van verschillende gewichten per individu. Bij Govaere *et al.* (1980) werd aangenomen dat de biomassa per nematode 1,26 µg dwt was, terwijl deze waarde bij Heip *et al.* (1984) 0,23 µg dwt bedroeg. Dit leverde gemiddelde biomassawaarden op van respectievelijk 1,4 g dwt/m² en 0,5 g dwt/m². Dit zeer grote verschil in individuele en totale biomassa kan verklaard worden door de vervuilingsgraad van de staalnameplaatsen. In gebieden waar de vervuiling aanzienlijk is, vb. in de Belgische kustzone ter hoogte van het Westerschelde estuarium, bereiken biomassa's per individu zeer lage waarden. De gebruikte waarden bij Govaere *et al.* (1980) zijn afkomstig van plaatsen met een schijnbaar zeer lage vervuilingsgraad. Hieruit kan afgeleid worden dat de vervuiling van het BCP tussen 1971 en 1975 minder groot was dan in de hieropvolgende jaren met als gevolg dat in deze periode ook een kleiner effect op de bodemorganismen werd waargenomen.

De waargenomen densiteiten in de verschillende bestudeerde zones van het BCP geven in beide studies wel gelijklopende waarden van respectievelijk 120 ind/cm² en 160 ind/cm².

Gezien in het kader van dit project vooral gemiddelde biomassawaarden per biotagroep worden gebruikt (uitgemiddeld over enkele jaren), werd besloten om de biomassadata voor het meiobenthos te herrekenen gebruik makend van gemiddelde densiteiten per gebied (voor beide staalnameperiodes) en gemiddeld individueel gewicht per soort organisme (*idem*). Er werd geen rekening gehouden met eventuele seizoenale verschillen gezien de reproductie voor de dominante groep van het meiobenthos; de nematoden en de dominante species *Sabatieria sp* het ganse jaar doorgaat. Ook bij de harpacticoïde copepoden, kent de dominante species *Microarthridion littorale* een continue reproductie.

De meiobenthos biomassadata worden in § 2.3.5.3 '*Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging*' voorgesteld.

2.3.5.2 Macrobenthos (groter dan 1 mm)

Het macrobenthos werd uitvoerig beschreven door Govaere *et al.* (1980). Aan de hand van cluster analyse (Q-mode) konden op het BCP opnieuw 3 grote gebieden: de kustzone, overgangszone en open zee zone onderscheiden worden.

KUSTZONE

De kustzone is een relatief soortenarm gebied. De meest dominante species - zowel in densiteit als biomassa - zijn *Cistena cylindraria*, *Macoma balthica*, *Nephtys hombergii* en *Abra alba*. Ook capitellide polychaeten zijn vrij abundant.

OVERGANGSZONE

Deze zone bevindt zich tussen de kustzone en de open zee zone. In de overgangszone zijn de volgende species dominant (densiteit): *Lanice conchilega*, *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Magelona papillicornis*, *Cistena cylindraria*, *Anaitides mucosa*, *Tellina fabula*, *Eumida sanguinea*, *Ophelia limacina*, *Nephtys hombergii*, *Abra alba* en *Mysella bidentata*. Deze soorten dragen voor 40% bij tot de totale aantallen macrobenthosorganismen. Zestig procent van de totale macrobenthosbiomassa bestaat uit de volgende dominante species: *Abra alba* - die 50% van de biomassa uitmaakt - , *Tellina fabula*, *Nephtys hombergii* en *Nephtys cirrosa*.

OPEN ZEE ZONE

In deze zone zijn de volgende species de meest dominante (densiteit): *Spiophanes bombyx* (meer dan 50% van de totale aantallen), *Hesionura augeneri*, *Ophiura affinis*, *Nephtys cirrosa*, *Eteone longa*, *Bathyporeia guilliamsoniana*, *Echinocardium cordatum*, *Scolelepis bonnieri*, *Glycera capitata*, *Anaitides subulifera*, *Spisula elliptica* en *Echinocyamus pusillus*. In termen van biomassa zijn de meest dominante species: *Nephtys cirrosa*, *Ophiura affinis*, *Spisula elliptica*, *Spiophanes bombyx*, *Echinocardium cordatum*, *Scolelepis bonnieri*, *Echinocyamus pusillus* en *Glycera capitata*.

Een duidelijke toename in diversiteit van macrobenthosgemeenschappen kan waargenomen worden van de kust naar de open zee toe. Wat biomassa betreft, zijn in de

kust- en overgangszone vooral de mollusken en de polychaeten dominant; in de open zee zone zijn dat de polychaeten en echinodermaten.

Recente gegevens i.v.m. het voorkomen van macrobenthos species op het BCP werden verkregen van het Rijksstation voor Zeevisserij. Gedurende de periode van 1992-1995 werden telkens in het voorjaar en het najaar verschillende stations van het BCP bemonsterd. De macrobenthos monsters werden genomen met een gemodificeerde Van Veen grijper, met een gewicht van ongeveer 50 kg en een bemonsteringsoppervlak van 0,1 m². Voor elk station werden 2 maal vijf stalen genomen van elk minstens 5 liter.

Hieronder wordt per jaar een beschrijving gegeven van de meest voorkomende species.

In 1992 werden slechts 20 macrobenthos soorten geteld met densiteiten tussen 8 en 692 ind/m². De relatieve samenstelling van de hogere taxa in 1992, was vrij constant tussen de seizoenen voor de meeste stations. Mollusken waren hierbij - zowel in het voor- en najaar - dominant in de kustzone (ecologische zone IA en westelijk deel van zone IB). In een meetstation voor Zeebrugge echter (zone IB) werd in het voorjaar een macrobenthospopulatie waargenomen die voor meer dan 75% uit polychaeten bestond. In het najaar werd in deze zone hoofdzakelijk *Barnea candida* (witte boormossel) teruggevonden. In de overgangs- en de open zee zone waren polychaeten - zowel in het voor- als najaar - de dominante species.

In 1993 werden - in tegenstelling tot in 1992 - in totaal tweeëntachtig soorten geïdentificeerd. Hierbij waren ook densiteiten opmerkelijk hoger dan in 1992, nl. tussen 182 en 1470 ind/m². In zowel voor- als najaar 1993 waren de polychaeten dominant in het volledige bemonsteringsgebied (vnl. *Spiophanes bombyx*, de zandzagers *Nephtys caeca* en *N. cirrosa* en *Chaetozone setosa*, *Scoloplos armiger* en *Heteromastus filiformis*). Bij de mollusken waren vooral de witte dunschaal (*Abra alba*) en het Amerikaans mesheft (*Ensis directus*) goed vertegenwoordigd.

De waargenomen densiteiten werden vergeleken worden met recente gegevens verzameld door Craeymeersch *et al.* (1992-1993) in de kustgebieden voor de Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingen en Haringvliet. In vergelijking met deze gegevens, kan gesteld worden dat de waarden van het BCP van 1992 beduidend lager waren. De oorzaak hiervan is niet onmiddellijk te achterhalen. In 1993 waren de waarden wel vergelijkbaar met deze gevonden door Craeymeersch *et al.* (1993).

In 1995 werden in totaal 91 macrobenthossoorten waargenomen met densiteiten tussen 193 en 4433 ind./m². In het voorjaar waren de Annelida dominant (67%, vnl. *Magelone mirabilis*, *Phyllodoce maculata*, *Nephtys* sp., *Spiophanes bombyx* en *Capitella capitata*) gevolgd door de Mollusca (21%, vnl. *Pariambus typicus* en *Abludomelita obtusata*). In het najaar waren de Mollusca (56%, vnl. *Spisula subtruncata* en *Ensis directus*) het meest vertegenwoordigd, gevolgd door Annelida (34%, vnl. *Spiophanes bombyx*, *Nephtys* sp., *Phyllodoce maculata*, *Magelone mirabilis* en *Chaetozone setosa* en Crustacea (8%, vnl. *Abludomelita obtusata* en *Phthisica marina*). Drie stations vertoonden een hoge densiteit (meer dan 1000 ind./m²) in het najaar en twee in het voorjaar. De overige monsters konden als relatief arm beschreven worden (minder dan 1000 ind./m²).

Uit deze gegevens kan worden besloten dat de samenstelling van het macrobenthos van jaar tot jaar lichte wijzigingen ondergaat, maar dat de polychaeten en mollusken toch steeds de twee meest dominante macrobenthosgroepen zijn. Dit wordt door Govaere *et al.* (1980) vermeld.

Uit deze data blijkt ook dat seizoensale verschillen in samenstelling van het macrobenthos en dus ook van de productie kunnen optreden, maar gezien geen verdere gedetailleerde biomassagegevens voor de verschillende periodes beschikbaar zijn, werd hier geen rekening mee gehouden bij de impactberekeningen.

Voor de biomassagegevens van het macrobenthos op het BCP werd opnieuw gebruik gemaakt van de gegevens voorgesteld door Govaere *et al.* (1980), gezien de biomassagegevens van de recente onderzoekscampagnes uitgevoerd door het Rijksstation voor Zeevisserij (1992-1995) nog niet beschikbaar zijn.

De macrobenthos biomassadata worden in § 2.3.5.3 'Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging' voorgesteld.

Uit een studie van het benthos voor de Nederlandse kust uitgevoerd door Groenewold *et al.* (1988, 1989), bleek dat in dit gebied zeer hoge macrobenthosbiomassawaarden (10-15 g ADW/m²) werden aangetroffen. Deze grote verschillen met de biomassawaarden van het BCP voorgesteld door Govaere *et al.* (1980) (1,7-4 g ADW/m²) kan het gevolg zijn van verschillende monsternamemethodes. Bij Govaere *et al.* (1980) werden de stalen met een Van Veen grijper genomen, terwijl in het onderzoek door Groenewold *et al.* (1988,

1989) een Reineck boxcorer werd gebruikt. Bij het gebruik van de Van Veen grijper kan een onderschatting in biomassa optreden, omdat de dieper gravende organismen niet bemonsterd worden (Beukema, 1974).

2.3.5.3 Hyperbenthos

Het hyperbenthos van het Belgisch continentaal plat werd voor het eerst in 1993 gedetailleerd bemonsterd (Universiteit Gent; sectie Mariene Biologie). In kust- en estuariene ecosystemen is aangetoond dat het hyperbenthos een belangrijke rol vervult in de daar aanwezige voedselwebben. Het belang van het hyperbenthos voor de hogere trofische niveaus is duidelijk: een groot aantal demersale vissen en epibenthische crustaceën voeden zich, op hun minst tijdens een deel van hun leven, in het hyperbenthaal. In september 1993 werd de hyperbenthische fauna van het BCP systematisch en gestratificeerd bemonsterd teneinde de *ruimtelijke variabiliteit* te kunnen bepalen. De staalnames gebeurden met een hyperbenthische slede die de fauna in de onderste zones van de waterkolom (1 m boven de bodem) bemonstert. De dichtheits- en biomassagegevens werden onderworpen aan verschillende statistische analysetechnieken, teneinde de verschillende biotische gemeenschappen in het studiegebied te onderscheiden. Een eerste analyse werd uitgevoerd met de classificatiemethode TWINSPAN (Two Way Indicator Species Analysis) dat de stalen op basis van de soortensamenstelling clustert. Toevallige vangsten van epibenthische (bvb. demersale vissen, adulte krabben, garnalen, zeesterren en slangsterren) en endobenthische (bvb. adulte polychaeten en bivalven) dieren, alsook adulte pelagische vissen en planktonische organismen (kwallen) werden weggelaten uit de dataset. Na deze reductie van de datamatrix telde de hyperbenthische fauna 135 soorten. De meest abundante faunistische taxa van het hyperbenthos van het Belgisch Continentaal Plat zijn (in dalende volgorde van dichtheid): de Mysidaceae (10 soorten), de Brachyura (20 soorten), de Amphipoda (33 soorten) en de Caridea (14 soorten). Chaetognatha, Pisces, Anomura, Polychaeta, Isopoda, Copepoda en Cumacea komen in lagere dichtheiten voor. Op basis van de specifieke soortensamenstelling, diversiteit, dichtheid en biomassa konden vier geografische hyperbenthosgemeenschappen onderscheiden worden op het BCP. In de onmiddellijke nabijheid van de kust werd de 'kust-oost' gemeenschap (zone IB) en de 'kust-west' (zone IA) gemeenschap geïdentificeerd. De transitiezone van de kust naar de open zee zone toe herbergt de 'midden - belgisch continentaal plat'

gemeenschap. In het meest zeewaarts gelegen gebied van het BCP komt de 'offshore' gemeenschap voor. Deze onderverdeling van het BCP in 3(4) zones op basis van het voorkomen van hyperbenthosgemeenschappen is zeer analoog aan de onderverdeling van het gebied op basis van meio- en macrobenthosgemeenschappen zoals voorgesteld door Govaere *et al.* (1980).

De sterkste variatie in gemeenschapstructuur is waar te nemen volgens een gradiënt loodrecht op de kustlijn. Densiteiten en biomassa's zijn hoger nabij de kust, dieper in zee worden lagere waarden genoteerd. De 'kust-oost' gemeenschap vertoont echter vergelijkbare densiteiten met de 'midden' gemeenschap, de biomassa van deze gemeenschap is wel beduidend hoger. Aan de kust zijn de diversiteiten het laagst, de hyperbenthische fauna bestaat hier hoofdzakelijk uit Mysidacea. Vanaf de transitiezone naar de open zee zone toe is de diversiteit veel hoger en wordt de soortensamenstelling sterk gewijzigd. De Brachyura zijn hier vrij belangrijk in aantal, ook Mysidacea biomassa is belangrijk. Deze variatie in gemeenschapstructuur is gecorreleerd met de diepte, de lichtextinctie, de mediane korrelgrootte en slibgehalte van het sediment. Parallel aan de kust wijzigt de gemeenschapstructuur eveneens, doch in mindere mate.

Voor de studie van de *temporele variabiliteit* in het hyperbenthos werden op basis van de studie uitgevoerd in 1993 een 10-tal stations voor de Belgische kust geselecteerd. Sinds mei 1994 zijn maandelijkse staalnamecampagnes van start gegaan met het onderzoeksschip Belgica. Gezien deze studie zich in volle uitvoerings- en verwerkingsfase bevindt, zijn er nog geen data beschikbaar (Dewicke *et al.*, 1995).

Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging

Gezien het benthos-compartiment in het voorgestelde Biologisch Effectenmodel enkel belangrijk is bij de berekening van de indirecte verliezen ten gevolge van de verontreiniging en daar deze verliezen een minimaal effect hebben op de kostenbepaling, werden een reeks vereenvoudigingen uitgevoerd bij de selectie van de ecologische data.

Bij de berekeningen wordt verondersteld dat:

- er geen onderscheid dient gemaakt te worden tussen de verschillende taxonomische groepen.
- er geen seizoenale verschillen in productie zijn.¹
- er geen economisch belangrijke benthosoorten aanwezig zijn op het BCP
- het BCP in 4 benthoszones kan verdeeld worden

De aanwezige biomassa's van het meio-, macro en hyperbenthos in deze zones zijn respectievelijk:

Tabel 2.2: Biomassadata benthos voor verschillende ecologische zones van het BCP

Ecologische zone	BIOMASSA (g ADW/m ²)		
	Meiobenthos	Macrobenthos	Hyperbenthos
Zone IA	0,9	4	0,09
Zone IB	0,9	1,7	0,025
Zone II	1	2,7	0,01
Zone III	0,9	2,1	0,004

¹ Zoals hiervoor reeds vermeld, reproduceren de dominante soorten nematoden (Vincx & Heip, 1986); en de harpacticoïde copepode *M. littorale* (Huys *et al.*, 1986) het ganse jaar door. Gezien deze groepen, afhankelijk van de ecologische zone, 74 tot 99% vertegenwoordigt van de volledige meiobenthospopulatie, kan besloten worden dat er voor het meiobenthos geen belangrijke seizoenale verschillen in productie optreden.

Gezien uit recente gegevens (1992-1995) verkregen van het Rijksstation voor Zeevisserij bleek dat seizoenale verschillen in samenstelling van het macrobenthos en dus ook van de productie kunnen optreden, maar geen gedetailleerde biomassagegevens voor de verschillende periodes beschikbaar waren, werd ook voor dit compartiment verondersteld dat er geen seizoenale verschillen in productie optreden.

Voor het hyperbenthos zijn er voor de verschillende seizoenen geen biomassadata beschikbaar.

2.3.5.4 Epibenthos

Recente gegevens i.v.m. het voorkomen van epibenthos species op het BCP werden verkregen van het Rijksstation voor Zeevisserij. Gedurende de periode van 1992-1995 werden telkens in het voorjaar en het najaar verschillende stations van het BCP bemonsterd.

Het epibenthos werd bemonsterd met een 8m boomkor voorzien van een garnalennet met overhoekse maaswijdte van 36 mm. Er werd telkens gedurende 20 tot 30 minuten bemonsterd. Van het epibenthos werd een representatief deelstaal (6 l) genomen dat in het laboratorium werd getrieerd en gedetermineerd. Abundantie werd omgerekend naar een bemonsterd oppervlak van 100 000 m².

In tabel 2.3 wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde abundanties (voor de periode 1992-1995) van de dominante epibenthospecies per seizoen (voorjaar/najaar) en per ecologische zone .

Tabel 2.3: Overzicht van de abundantie van dominante epibenthospecies voorgesteld per seizoen en per ecologische zone

Dominante species	ABUNDANTIE (ind./100 000m ²)			
	Zone IA		Zone IB	
	Voorjaar	Najaar	Voorjaar	Najaar
<i>Asterias rubens</i>	602	900	70	130
<i>Crangon crangon</i>	20 711	28 903	22 734	23 335
<i>Ensis directus</i>	2 708	1 194	52	733
<i>Liocarcinus holsatus</i>	3 871	14 983	4 540	9 627
<i>Ophiura sp.</i>	2 500	10 092	884	3 308
<i>Pagarus bernhardus</i>	88	470	22	18
<i>Spisula subtruncata</i>	1 188	10 089	534	16 172

vervolg tabel 2.3

Dominante species	ABUNDANTIE (ind./100 000m ²)			
	Zone II		Zone III	
	Voorjaar	Najaar	Voorjaar	Najaar
<i>Asterias rubens</i>	2 736	5 421	47	361
<i>Crangon crangon</i>	10 562	17 343	167	31
<i>Ensis directus</i>	82	105	/	/
<i>Liocarcinus holsatus</i>	1 546	8 590	55	885
<i>Ophiura sp.</i>	5 667	6 000	112	143
<i>Pagarus bernhardus</i>	160	394	39	396
<i>Spisula subtruncata</i>	6 982	7 033	126	/

Uit tabel 2.3 kan besloten worden dat - wat aantallen betreft - *Crangon crangon* de dominante species is voor het volledige BCP (123 786 ind/100 000 m²), gevolgd door *Liocarcinus holsatus* (Crustacea), *Spisula subtruncata* (Mollusca), *Ophiura sp.* (Echinodermata), *Asterias rubens* (Echinodermata), *Ensis directus* (Mollusca) en *Pagarus bernhardus* (Crustacea).

Wanneer het volledige gebied wordt opgedeeld in verschillende ecologische zones, worden lichte wijzigingen in dominantie waargenomen. Zo zijn de meest dominante species in kustzone IA (in dalende volgorde van belangrijkheid): *Crangon crangon*, *Liocarcinus holsatus*, *Ophiura sp.*, *Spisula subtruncata*, *Ensis directus*, *Asterias rubens* en *Pagarus bernhardus*. In kustzone IB wordt bij deze rangschikking *Ophiura sp.* voorafgegaan door *Spisula subtruncata*. Voor de overgangszone II is *Crangon crangon* nog steeds de dominante species, gevolgd door *Spisula subtruncata*, *Ophiura sp.*, *Liocarcinus holsatus*, *Asterias rubens*, *Pagarus bernhardus* en *Ensis directus*. In de open zee zone (III) is *Crangon crangon* niet langer de meest voorkomende soort. Hier wordt de dominante positie overgenomen door *Liocarcinus holsatus*, gevolgd door *Pagarus bernhardus*, *Asterias rubens*, *Ophiura sp.*, dan pas *Crangon crangon*, *Spisula subtruncata* en *Ensis directus*.

Voor alle species - uitgezonderd *Asterias rubens* - wordt een dalende dichtheitsgradiënt waargenomen van de kust naar de open zee toe.

Uit de tabel blijkt ook dat - voor de verschillende species en zones - de abundantie in 85% van de gevallen in het najaar groter was dan in het voorjaar.

De in het vorige rapport gebruikte data voor het epibenthos, namelijk biomassawaarden van de commerciële epibenthossoort *Crangon crangon* werden gecorrigeerd en vervangen door recente biomassa-data verkregen van het Rijksstation voor Zeevisserij. Voor de overige epibenthossoorten zijn tot nu toe enkel abundantiegegevens voorhanden (zie tabel 2.3).

De in tabel 2.4 weergegeven biomassagegevens voor *Crangon crangon* zijn gebaseerd op waarnemingen in verschillende zones van het BCP tijdens de periode van 1977-1995.

Tabel 2.4: Overzicht van de biomassa's van *Crangon crangon* (g nat gewicht /100 000 m²) per ecologische zone en per periode (voorjaar, najaar en gemiddeld over het volledige jaar)

Ecologische zone	BIOMASSA <i>Crangon crangon</i> (g nat gewicht/100 000m ²)		
	Voorjaar	Najaar	Volledige jaar
zone IA	17 257	84 330	101 587
zone IB	11 421	71 627	83 048
zone II	6 664	17 893	24 557
zone III	149	852	914

In biomassa zijn de crustaceeën de best vertegenwoordigde groep en maken 60 tot 85% van de totale epibenthosgemeenschap uit. *Crangon crangon* is de enige commerciële epibenthossoort van belang en maakt 78 tot 93% uit van de totale crustaceeëndensiteit.

Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging

Het epibenthos-compartiment in het voorgestelde Biologische Effectensubmodel is belangrijk bij de directe kostenbepaling.

Bij berekeningen wordt verondersteld dat:

- er enkel gebruik gemaakt wordt van de biomassagegevens voor de enige commerciële epibenthosoort *Crangon crangon* wegens het (nog) niet beschikbaar zijn van de biomassagegevens voor de andere epibenthosoorten
- er wel seizoenale verschillen zijn in productie, in het najaar is de productie hoger dan in het voorjaar
- het BCP in 4 epibenthos-zones kan verdeeld worden

De biomassa's aanwezig in deze zones tijdens het voorjaar en het najaar wordt voorgesteld in onderstaande tabel:

Tabel 2.5: Overzicht van de biomassa's van *Crangon crangon* (g nat gewicht/m²) per ecologische zone en per periode

Ecologische zone	BIOMASSA <i>Crangon crangon</i> (g nat gewicht/m ²)	
	Voorjaar	Najaar
Zone IA	0,17	0,84
Zone IB	0,11	0,72
Zone II	0,07	0,18
Zone III	0,0015	0,0085

2.3.6 Demersale vissen

Twee grote groepen demersale vissen worden onderscheiden: de platvissen (*Pleuronectoformes*) en de rondvissen (*Gadiformes*). Belangrijke commerciële soorten in de eerste groep zijn o.a. schol, schar, bot, tong en tarbot; in de tweede groep: kabeljauw, wijting en steenbolk.

Recente gegevens i.v.m. het voorkomen van demersale vissen op het BCP werden verkregen van het Rijksstation voor Zeevisserij. Gedurende de periode van 1992-1995 werden telkens in het voorjaar en het najaar verschillende stations van het BCP bemonsterd.

De demersale vissen werden - net als het epibenthos - bemonsterd met een 8m boomkor voorzien van een garnalennet met overhoekse maaswijdte van 36 mm. Er werd telkens gedurende 20 tot 30 minuten bemonsterd. De vissen werden aan boord gemeten en geteld. Abundanties werden omgerekend naar een bemonsterd oppervlak van 100 000 m². Voor de demersale vissen werden faunistische lijsten per species gecompileerd voor de bemonsterde periode.

Naar analogie met de epibenthospecies worden in tabel 2.6 de gemiddelde abundanties voorgesteld (voor de periode 1992-1995) van de belangrijkste commerciële demersale vissen weergegeven per seizoen (voorjaar/najaar) en per ecologische zone.

Tabel 2.6: Overzicht van de abundantie van dominante demersale visspecies voorgesteld per seizoen en per ecologische zone

Dominante species	ABUNDANTIE (ind./100 000m ²)			
	Zone IA		Zone IB	
	Voorjaar	Najaar	Voorjaar	Najaar
<u>PLEURONECTIFORMES</u>				
<i>Limanda limanda</i> (schar)	116	246	0	3
<i>Platichthys flesus</i> (bot)	28	16	18	2
<i>Pleuronectes platessa</i> (schol)	53	80	9	6
<i>Scophthalmus maximus</i> (tarbot)	/	/	/	/
<i>Solea solea</i> (tong)	56	58	114	58
<u>GADIFORMES</u>				
<i>Gadus morhua</i> (kabeljauw)	10	12	0	3
<i>Merlangus merlangus</i> (wijting)	275	139	18	234
<i>Trisopterus sp.</i> (steenbolk)	6	54	6	73

/ = geen data beschikbaar

vervolg tabel 2.6

Dominante species	ABUNDANTIE (ind./100 000m ²)			
	Zone II		Zone III	
	Voorjaar	Najaar	Voorjaar	Najaar
<u>PLEURONECTIFORMES</u>				
<i>Limanda limanda</i> (schar)	109	363	19	105
<i>Platichthys flesus</i> (bot)	12	16	0	0
<i>Pleuronectes platessa</i> (schol)	30	100	3	13
<i>Scophthalmus maximus</i> (tarbot)	/	/	/	/
<i>Solea solea</i> (tong)	52	163	0	12
<u>GADIFORMES</u>				
<i>Gadus morhua</i> (kabeljauw)	11	7	5	5
<i>Merlangus merlangus</i> (wijting)	159	97	55	51
<i>Trisopterus sp.</i> (steenbolk)	19	346	1	56

/ = geen data beschikbaar

Zoals kon worden verwacht waren de totale aantallen demersale vissen voor het volledige BCP in het najaar beduidend hoger dan in het voorjaar.

Bij de *Pleuronectiformes* waren de meest abundantie species over het volledige BCP (in dalende volgorde van belangrijkheid): schar (*Limanda limanda*), tong (*Solea solea*), schol (*Pleuronectes platessa*) en bot (*Platichthys flesus*). De tarbot (*Scophthalmus maximus*) werd niet waargenomen en kwam ook niet in de faunistische lijsten voor. Bij de *Gadiformes* is de wijting (*Merlangus merlangus*) de meest voorkomende species, gevolgd door de steenbolk (*Trisopterus sp.*) en de kabeljauw (*Gadus morhua*).

Uit tabel 2.6 kan afgeleid worden dat het overgrote deel (91%) van de demersale vissen voorkomt in de kustzones (vooral zone IA; tong en wijting ook in zone IB) en de overgangszone van het BCP. Van deze populaties in de kust- en overgangszones, komt 53% in de kustzones en 47% in de overgangszone voor.

Wanneer de platvissen en rondvissen afzonderlijk worden bekeken, ziet men dat in de kustzone IA en in overgangszone II 57% platvissen aantreft. In deze zones zijn de platvissen dus de dominante demersale vissen. In zone IB en zone III bedraagt dit cijfer respectievelijk 39% en 47%.

Selectie van ecologische criteria voor kostenbepaling van verontreiniging

De demersale vissen in het voorgestelde Biologische Effectensubmodel zijn vooral belangrijk bij de directe kostenbepaling.

Recente biomassagegevens betreffende de demersale vissen werden aangevraagd bij het Rijksstation voor Zeevisserij, maar konden (nog) niet verkregen worden gezien de berekeningen nog niet uitgevoerd zijn.

Bij de impactberekeningen wordt verondersteld dat:

- er geen migraties van de vissen optreden
- seizoenale verschillen niet in rekening worden gebracht²
- het BCP in 4 zones kan onderverdeeld worden

De biomassa's van de Pleuronectiformes en Gadiformes aanwezig in deze zones worden voorgesteld in tabel 2.7.

² De veronderstelling dat geen seizoensverschillen optreden wordt gemaakt omdat de biomassa's enkel voorhanden zijn als gemiddelde waarden per gebied voor het volledige jaar.

Tabel 2.7: Gemiddelde biomassa's van demersale vissen in de verschillende zones van het BCP

Ecologische zone	BIOMASSA (g nat gewicht/m ²)	
	Pleuronectiformes	Gadiformes
Zone IA	0,5	0,51
Zone IB	0,21	0,41
Zone II	0,37	0,26
Zone III	0,36	0,3

Deze gegevens werden omgerekend naar potentieel commerciële biomassa's (die in de toekomst zouden kunnen economisch beschikbaar worden) op basis van dichtheitsgegevens, de commercieel recruteerbare biomassa en (toetsing aan de aanvoergegevens van de visserij op het BCP) (cfr. vorige rapporten). Deze berekende potentieel commerciële biomassa's van Pleuronectiformes en Gadiformes in de verschillende zones van het BCP worden voorgesteld in tabel 2.8.

Tabel 2.8: Gemiddelde potentieel beschikbare commerciële biomassa's van demersale vissen in de verschillende zones van het BCP

Ecologische zone	POTENTIEEL BESCHIKBARE COMMERCIELE BIOMASSA (g nat gewicht/m ²)	
	Pleuronectiformes	Gadiformes
Zone IA	3,4	4,5
Zone IB	1,2	3,6
Zone II	1,7	2,3
Zone III	2,4	2,6

2.3.7 Pelagische vissen

Belangrijke commerciële pelagische vissoorten zijn makreel, haring, sprout en horsmakreel. Omdat deze component maximaal 10% (en meestal veel lager) uitmaakt van het totale visbestand (op basis van de aanvoergegevens) en gezien het seizoensaal voorkomen van deze vissoorten werd geopteerd deze component niet in rekening te brengen in het huidig kostenbepalingsmodel.

2.3.8 Recreativele visserij

Een officiële aanvraag voor meer informatie i.v.m. met de recreatieve visserij op het Belgisch Continentaal Plat werd gericht aan het Hoofwaterschoutsambt der Kust, een afdeling van het Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, die o.a. bevoegd is voor de registratie en controle van recreatieve vaartuigen op de Noordzee. Bij deze registratie wordt er geen onderscheid gemaakt tussen recreatieve vissersvaartuigen en gewone recreatieve vaartuigen. Het is dus onmogelijk om de recreatieve vissers te filteren uit het volledige vaartuigenbestand. Naast de registratie worden door deze dienst ook occasionele controles uitgevoerd op recreatieve vissersvaartuigen. Deze controles geven enkel een beeld van de activiteit van de recreatieve visserij in een beperkte regio op een welbepaald ogenblik en leveren geenszins een betrouwbaar beeld van de recreatieve visserij op het Belgisch Continentaal Plat.

Meer informatie omtrent één aspect van de recreatieve visserij : nl. het hengelen en meer bepaald boot- en strandhengelen werd verkregen van Dhr. Huysmans, Secretaris-Generaal en Dhr. Deheyder, verantwoordelijk voor de PR- en het jeugd beleid van het Vlaams Verbond Boothengelen op Zee (V.V.B.Z. vzw).

Het boothengelen situeert zich in België op drie niveaus. Eerst zijn er de zgn. grote sportvissersvaartuigen die vanuit Nieuwpoort, Oostende of Zeebrugge uitvaren voor de verankerde visserij, de wrakvisserij of 's zomers voor de makreelvisserij. Deze boten zijn meestal omgebouwde kustvaarders die ongeveer 50 recreatiehengelaars kunnen meenemen.

Momenteel zijn er in België zo'n 10 vaartuigen actief en de dagprijs varieert tussen de 1000 en 1500 frank, naargelang het type visserij en de duur van de trip. Verdere informatie hieromtrent ontbreekt.

Dan zijn er de kleinere boten die varen onder het wimpel van het V.V.B.Z. Met zijn 2 000 aangesloten leden, verdeeld over een vijftigtal clubs is het V.V.B.Z. één van de grootste verbonden, aangesloten bij het V.V.H.V (Vlaamse Vereniging van Hengelsport Verbonden).

Het V.V.B.Z. beschikt in drie Vlaamse jachthavens (Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge) over een vloot kleine sportvissersvaartuigen (die 5 à 10 man kunnen meenemen) waarvan de schippers lid zijn van het V.V.B.Z. en als dusdanig hun boot ter beschikking stellen van de leden van het verbond.

Bij het strand- of kusthengelen wordt - zoals uit de naam zelf blijkt - gevestigd vanaf de kust.

De hengelaars kunnen dus onderverdeeld worden in boot- en strandhengelaars. De voorkeur voor het boot- of kustvissen hangt grotendeels af van de plaats van herkomst van de hengelaars. Vissers afkomstig van het binnenland (zone ten zuiden van de lijn Brugge-Kortrijk) zijn vooral boothengelaars, terwijl kustbewoners (ten noorden van Brugge-Kortrijk verbinding) eerder strandhengelaars zijn.

Na deze algemene beschrijving van het hengelen op zee wordt een overzicht gegeven van meer gedetailleerde informatie omtrent ledenaantallen, gemiddelde vangst (kg) per visser per wedstrijd (4 à 4,5 uur durend) met vermelding van de voornaamste soorten vis die gevangen worden, en een schatting van het gemiddeld aantal uren dat een visser de hengelsport beoefend per jaar, om zo te komen tot een ruwe schatting van de totale vangst van de recreatieve hengelsportvisserij op het BCP.

De verkregen informatie omtrent het hengelen op zee kan als volgt samengevat worden:

De hengelaars die vissen op het Belgisch Continentaal Plat kunnen onderverdeeld worden in volgende categorieën:

BOOTHENGELLEN

- **aangeslotenen bij verbonden boothengelen**

Vlamingen: 2 000 (lid van V.V.B.Z.)

Franstaligen: 350 (lid van 'Fédération Francophone Belge de Pêche en Mer')

Duitstaligen: 100 (lid van 'Bund der Deutschsprachigen Belgier der Hochsee und Süßwasser Fischer')

- **niet-aangeslotenen**

Het aantal niet aangesloten boothengelaars wordt geschat op het dubbele van de aangeslotenen : ongeveer 5 000 mensen

- **eigenaars van kleine bootjes**

500 mensen

STRANDHENGELLEN

- **aangeslotenen**

Vlaamse Federatie Kusthengelen : 700 aangeslotenen (geregelde wedstrijden)

- **niet aangeslotenen**

3 tot 4 maal meer: 2 100 tot 2 800

Bij het boothengelen kan men een 100 % vangst onderverdelen in :

wijting: 65%

schar: 15-20%

steenbolk, bot: 15%

paling, tong, kabeljauw: uitzonderlijk

In het najaar wordt door de boothengelaars vooral wijting, schar, schol, gul en kleine kabeljauw gevangen. Uitzonderlijk wordt in deze periode ook paling en tong naar boven gehaald. In de zomerperiode worden voornamelijk deze laatste twee soorten gevestigd.

Uit resultaten van nationale wedstrijden gedurende de periode 1995-1996 blijkt dat de winnaar tussen 25 en 50 kg vis kan ophalen. De gemiddelde vangst per visser per wedstrijd (4-4,5 uur) bedraagt zo'n 8 kg (130 deelnemers).

De strandhengelaars vangen zowel niet-commerciële species als commerciële species zoals tong en zeebaars in de zomer en wijting en gul in de winter.

Wanneer kustwedstrijden georganiseerd worden, waaraan zo'n 150 tot 200 mensen deelnemen, kan de winnaar van deze wedstrijd gemakkelijk 3 tot 4 kg vis gevangen hebben. Er wordt geschat dat de gemiddelde vangst per visser dan ± 300 g bedraagt.

Totale vangst op het Belgisch Continentaal Plat per jaar:

- **Onderstel totaal aantal hengelaars (aangeslotenen en niet-aangeslotenen):**
Strandhengelaars: 3 500
Boothengelaars: 8 000
- **Gemiddelde vangst per visser en per duur wedstrijd (4-4,5 uur) (kg) (gebaseerd op gemiddelde wedstrijdresultaten 1995-1996)**
Strandhengelaar: ± 300 g per 4 - 4,5 uur
Boothengelaar: ± 8 kg per 4 - 4,5 uur
- **Gemiddeld aantal visuren per jaar per persoon**
Strandhengelaar (ruwe schatting) : 96 uur/jaar
Boothengelaar: gemiddelde (ruwe schatting) : 72 à 96 uur/jaar

Schatting van de totale vangst per jaar :

Strandhengelaar: 25 200 kg

Boothengelaar: 1 024 - 1 365 ton

Uit deze cijfers blijkt dat de vangst van de recreatieve visserij op het BCP niet te minimaliseren valt. De berekende cijfers moeten met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden, want het betreft hier enkel ruwe schattingen. Zo is de gemiddelde vangst per visser gebaseerd op wedstrijdresultaten. Dit betekent dat de waarden die hier bekomen worden waarschijnlijk aan de hoge kant zijn, daar enkel goede vissers aan de competitie deelnemen. Anderzijds is het ook zeer moeilijk om een vast cijfer te plakken op het aantal dagen dat een sportvisser gemiddeld gaat vissen per jaar. Bij de echte fanaten kan dit oplopen tot 30 dagen per jaar, terwijl een gemiddelde geschat wordt van 3 à 4 dagen per jaar.

2.3.9 Zeevogels

De gegevens in verband met de distributie en densiteit van zeevogels in de wateren van het Belgisch Continentaal Plat - voorgesteld in jaarverslag 3 - werden uitgebreid met recentere gegevens bekomen van het Instituut voor Natuurbehoud (Offringa *et al.*, 1995). De data zijn gebaseerd op vogeltellingen vanop onderzoeksschepen en ferry's gedurende de periode van september 1992 tot februari 1995. Eén enkele keer werden vanuit de lucht en van aan wal observaties uitgevoerd, deze werden verder aangevuld met informatie van de European Seabirds at Sea-database (data over Britse kant). Een oppervlakte van 3100 km² werd bestudeerd. In dit rapport werd een correctie doorgevoerd om te compenseren voor 'gemiste' vogels. Kleine donkere vogels die ver van het observatiepunt verwijderd zijn moeilijker te detecteren dan vogels dicht bij het schip. De kans dat een vogel gezien wordt in zone A (0-50 m loodrechte afstand) is 1 en verkleint naarmate men zich verder van de boot verwijderd. Het aantal vogels dat gemist wordt in zones B (50-100 m), C (100-200 m) en D (200-300 m), kan geschat worden door een 'effectieve zone' te berekenen, dit is de zone in dewelke 'alle vogels' gezien worden. Bijgevolg is de waarneembare afstand niet 300 m maar minder, afhankelijk van species, waarnemer en weersomstandigheden. Bij de resultaten die weergegeven werden in het vorige rapport

was deze correctieomrekening nog niet doorgevoerd. Om een vergelijking te kunnen maken met vorige waarden werden nu ook niet-gecorrigeerde densiteiten, verkregen van het INB, gebruikt om de abundanties van zeevogels op het BCP weer te geven (zie tabel 2.9).

Tabel 2.9 : Densiteit, verspreiding, seizoenaal voorkomen en kwetsbaarheid van zeevogels op het BCP

SOORT	DENSITEIT (aantal/km ²)												KWETSBAAR- HEIDSINDEX
	VOORJAAR (maart-augustus)						NAJAAR (september-februari)						
	Zone IA	Zone IB	Zone II	Zone III	Zone IA	Zone IB	Zone II	Zone III					
Duiker	0	0	0	0	0,27	0,34	0,3	0,05					29
Fuut	0	0	0	0	4,51	1,38	0,08	0					23
Noordse Stormvogel	0	0	0,03	0	0,001	0	0,01	0,46					18
Jan van Gent	0	0	0	0	0,08	0,001	0,06	0,24					22
Zwarte Zeeëend	0	0	0	0	182	0,04	0,01	0					19
Grote Jager	0	0	0	0	0,001	0	0,001	0,03					25
Dwergmeeuw	0	0,01	0	0	0,22	0,06	0,38	0,04					24
Kokmeeuw	0	0,1	0,1	0	0,35	0,33	0,02	0,01					11
Stormmeeuw	0	0,04	0	0	1,56	4,26	0,77	0,08					13
Kleine Mantelmeeuw	0	0,21	0,01	0	0,04	0,07	0,02	0,03					19
Zilvermeeuw	0	0,24	0,05	0	0,34	10,06	1,41	0,45					15

vervolg tabel 2.9

SOORT	DENSITEIT (aantal/km ²)											KWETSBAAR- HEIDSINDEX
	VOORJAAR (maart-augustus)						NAJAAR (september-februari)					
	Zone IA	Zone IB	Zone II	Zone III	Zone IA	Zone IB	Zone II	Zone III				
Grote Mantelmeeuw	4,12	0	0	0	0,11	2,32	0,83	0,81	21			
Drieteenmeeuw	0,41	0	0,02	0	0,29	0,3	2,21	0,44	17			
Grote Stern	0	0	0	0	0	0	0	0	20			
Visdief/ Noordse Stern	0	0	0	0	0	0	0	0	(20)			
Zeekoet	0	0	0	0	1,28	0,35	2,26	0,95	(25)			
Alk	0	0	0	0	0,51	0	0,52	0,27	(25)			

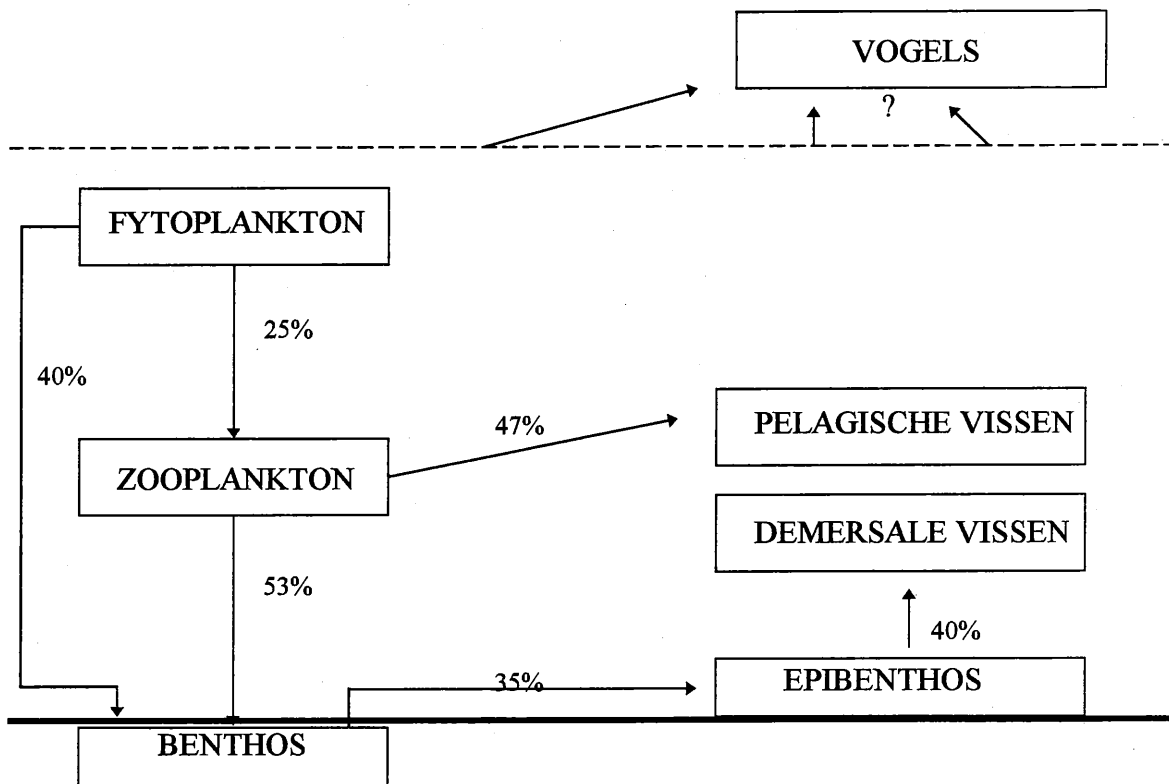
In het voorjaar werden de volgende soorten niet waargenomen: Duikers, Futen, Jan van Genten, Zwarte Zee-eenden, Grote Jagers, Sterns, Zeekoeten en Alken. Vooral de meeuwen (Grote Mantelmeeuw, Drieteenmeeuw, Zilvermeeuw, Kleine Mantelmeeuw, Kokmeeuw, Stormmeeuw en Dwergmeeuw) (in dalende volgorde van densiteit) en de Noordse Stormvogel kwamen in deze periode wel in belangrijke aantallen voor. Meeuwen vindt men vooral in de kustzone (zone IA en IB), uitgezonderd de Kokmeeuw, Zilvermeeuw, Drieteenmeeuw en Kleine Mantelmeeuw, die ook verder van de kust (zone II) voorkomen. Ook de Noordse Stormvogel bevindt zich in het voorjaar vooral ter hoogte van de Vlaamse Banken. De meest kwetsbare meeuwsoorten: nl. de Grote Mantelmeeuw en de Dwergmeeuw komen vooral in de kustzone voor.

In het najaar komt de Zwarte Zeeëend in zeer hoge densiteiten (tot 182/km²) in de kustzone tussen Oostende en De Panne (zone IA) voor. In de volledige kustzone worden ook nog belangrijke aantallen Zilvermeeuwen, Grote Mantelmeeuwen (vooral zone IB), Stormmeeuwen (IB en IA), Kokmeeuwen, Futen en Zeekoeten (vooral zone IA) waargenomen. Belangrijke overwinteringsplaatsen voor vogels zijn de Vlaamse banken en de Zeelandbanken in de overgangszone en de Hinderbanken in de open zee zone. In deze zones (II en III) komen Duikers (Kwinte-, Middelkerke- en Fairy bank), Noordse Stormvogels (ten westen van de Hinderbanken), Jan van Genten (Vlaamse- en Hinderbanken), Dwergmeeuwen (Zeelandbanken), Zilvermeeuwen, Grote Mantelmeeuwen (Fall- en Hinderbanken), Drieteenmeeuwen (Zeeland- en Hinderbanken), Zeekoeten (Kust-, Vlaamse-, Zeeland- en Hinderbanken) en Alken (Kust-, Vlaamse- en Zeelandbanken) voor. In het najaar zijn de meest kwetsbare gebieden deze gelegen ter hoogte van de zandbanken in de overgangszone en in de open zee zone. De meest kwetsbare soorten in deze gebieden zijn Duikers, Jan van Genten, Dwergmeeuwen, Grote Mantelmeeuwen, Zeekoeten en Alken. In de kustzones zijn ook de Zwarte Zeeëend, Grote Mantelmeeuwen, Futen en Zeekoeten kwetsbare soorten. De Zwarte Zeeëend overwintert voornamelijk op de Stroombank en de Baland bank (zone IA) (zie figuur ecologische zones 2.1).

2.3.10 Ecologisch model

Het ecologisch model dient als basis voor de beschrijving van de korte termijn gevolgen van verontreiniging(en) van het BCP. Het model dat in deze studie voorgesteld wordt is gesteund op literatuurgegevens en besprekingen met experts in de diverse vakgebieden. Ondanks de weinige beschikbare gegevens omtrent de transfers tussen de hogere trofische niveaus werd toch geprobeerd om het model voorgesteld in het vorige rapport iets uit te breiden en een zeer eenvoudig ecologisch model op te stellen.

In de onderstaande figuur 2.3 wordt het ecologisch model schematisch weergegeven. Hierbij worden enkel de biologische niveaus voorgesteld waarvoor de directe en/of indirecte verliezen ten gevolge van mariene verontreiniging kunnen berekend worden.



Figuur 2.3 : Overzicht van het ecologisch model (en de transfers tussen de trofische niveaus) die aangewend wordt voor de koppeling van ecologische indicatoren en socio/economische criteria voor de kostenbepaling van mariene verontreiniging op het BCP

2.4 Methodologie

De methodologie die gebruikt wordt voor de berekeningen van de directe en indirecte verliezen aan biota tengevolge van mariene verontreiniging wordt hieronder kort beschreven. Deze methodiek wordt eveneens in deel 3 van dit document schematisch weergegeven in de vorm van 'flow charts'.

2.4.1 Indeling van de biota

Aangezien er onvoldoende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn voor elke soort afzonderlijk worden de biota aanwezig op het BCP ingedeeld in groepen op basis van hun ecologisch en economisch belang. Volgende groepen worden hierbij beschouwd:

- Fytoplankton

- Zoöplankton

- Benthos

- Epibenthos (invertebraten)
 - Niet commerciële soorten
 - Commerciële soorten: garnalachtigen

- Vissen
 - Demersaal:
 - Pleuronectiformes
 - Gadiformes
 - Pelagisch

- Vogels

2.4.2 Selectie van de benodigde ecotoxicologische gegevens

Aan de hand van de ecotoxicologische gegevensbank worden voor de beschouwde biotagroepen alle toxicologische gegevens verzameld. Voor elke groep biota wordt de laagste of (na expert judgement) de laagste range van L(E)C₅₀'s bepaald. Deze waarde wordt dan na correctie voor temperatuur en tijd (zie § 2.4.3 en § 2.4.4) gebruikt om de directe en indirecte verliezen te berekenen (zie § 2.4.5 en § 2.4.6). Indien geen gegevens beschikbaar zijn worden de toxiciteitsgegevens afgeleid van deze die beschikbaar zijn voor de ander groepen biota (Mayer & Ellersieck, 1986). Volgende relaties worden hierbij verondersteld:

$$LC_{50} \text{ benthos} = 3,3 (LC_{50} \text{ vis})$$

$$EC_{50} \text{ fytoplankton} = 0,14 (LC_{50} \text{ vis})$$

$$EC_{50} \text{ zoöplankton} = 3,2 (LC_{50} \text{ vis})$$

Deze factoren zijn de geometrische gemiddelden van de ratio's berekend uit alle beschikbare ecotoxiciteitsgegevens voor mariene organismen in de EPA Gulf Breeze gegevensbank die een onderdeel vormt van de AQUIRE gegevensbank. De rangorde van de soortengroepen die kunnen gebruikt worden om de L(E)C₅₀'s voor de andere groepen te berekenen is de volgende:

1. vis
2. benthos
3. zoöplankton
4. fytoplankton

2.4.3 Correctie voor temperatuur

De temperatuur heeft een belangrijke invloed op de toxiciteit van een chemische stof. Cairns *et al.* (1975), Sprague (1970) en Mayer & Ellersieck (1986) hebben aangetoond dat in het algemeen hogere temperaturen resulteerden in lagere LC₅₀ waarden (dus grotere toxiciteit). Een aantal stoffen zoals ondermeer DDT, DDD en pyrethroïden volgen deze

algemene regel niet en worden bij hogere temperatuur minder toxisch. Met deze uitzonderingen wordt in hier beschouwde model geen rekening gehouden. In het biologisch effecten submodel wordt het empirisch afgeleide logaritme van Mayer en Ellersieck (1986) gebruikt om de temperatuursinvloed in rekening te brengen. Hierbij wordt verondersteld dat dit algoritme dat werd opgesteld voor zoetwatersoorten kan toegepast worden voor mariene species.

$$\log_{10}(\text{LC}_{50}\text{T}) = \log_{10}(\text{LC}_{50}\text{T}_0) + a(\text{T}_0 - \text{T}) \quad (1)$$

LC_{50}T = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

LC_{50}T_0 = LC_{50} waarde weergevonden in de gegevensbank bij een temperatuur T_0

T = temperatuur water van het ontvangende milieu

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

a = 0,07113 voor organofosfaatverbindingen

a = 0,04956 voor alle andere verbindingen

2.4.4 Correctie voor tijd

Na temperatuurscorrectie worden de LC_{50} waarden eventueel verder gecorrigeerd voor de blootstellingsduur. Algemeen kan gesteld worden dat een langere blootstellingsperiode resulteert in een lagere LC_{50} waarde tot een waarde wordt bereikt waarbij verdere verlenging van de blootstellingsperiode geen invloed meer uitoefent op de waargenomen toxiciteit (Sprague, 1970).

Deze situatie wordt voor de meeste chemische stoffen bereikt na 4 dagen. Om de invloed van de tijdsfactor te bepalen wordt in deze studie volgend algoritme (Sprague, 1969; Buikema *et al*, 1982) gebruikt:

$$\log_{10}(\text{LC}_{50}\text{t}) = -\beta(\log_{10}\text{t} - \log_{10}\text{t}_0) + \log_{10}(\text{LC}_{50}\text{t}_0) \quad (2)$$

LC_{50}t = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t (d)

LC_{50}t_0 = LC_{50} waarde weergevonden in de gegevensbank voor een blootstellingsperiode t_0

t = blootstellingsduur in situ

t_0 = beschouwde blootstellingsduur tijdens de toxiciteitstest

β = 0,8175 voor alle verbindingen

2.4.5 Berekening van de directe verliezen (mortaliteit)

De directe verliezen worden berekend voor de commerciële biota nl. het epibenthos (enkel *Crangon crangon*) en de 2 groepen demersale vissen (zie § 2.4.1). De directe verliezen (mortaliteit) worden berekend op basis van het algemeen aanvaard log-probit model waarbij de cumulatieve respons een log-normaal functie is van de concentratie. Een mathematische beschrijving van dit model wordt gegeven door vergelijking 3:

$$P_0 = \frac{1}{\sqrt{2\Pi}} \int_{-\infty}^{Y_0} \text{EXP}\left(-\frac{1}{2}U^2\right) du \quad (3)$$

P_0 = fractie die verwacht wordt af te sterven bij een milieuconcentratie C_0

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde gedefinieerd als

$$Y_0 = \frac{X_0 - \mu}{\sigma} \quad (4)$$

$X_0 = \log_{10}(C_0)$

c_0 = voorspelde milieuconcentratie

$\mu = \log_{10}(LC_{50})$

σ = standaarddeviatie van de respons

U = wordt gedefinieerd als

$$U = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad (5)$$

$X = \log_{10}(C)$

Wanneer Y_0 grafisch wordt voorgesteld in functie van X_0 wordt volgende lineaire functie bekomen

$$\frac{1}{\sigma} X_0 - \frac{\mu}{\sigma} \quad (6)$$

De helling ($1/\sigma$) varieert net als de LC_{50} waarde met de beschouwde chemische stof en de biologische soort. Neff & Anderson (1981) vermeldden na een grondige studie van bestaande toxiciteitsgegevens van oliën en polycyclische aromatische verbindingen dat de hellingswaarde gelegen tussen 1 en 2 met een mediaanwaarde van 1,2. Aangezien 90 % van de gerapporteerde lozingen in het mariene milieu te maken hebben met olieverontreinigingen of petroleum verwante producten (CERCLA, 1987) en zeer weinig gegevens beschikbaar zijn voor andere chemische verbindingen wordt deze waarde veralgemeend voor alle chemische stoffen in de gegevensbank. De standaarddeviatie (σ) bedraagt aldus 0,83.

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 2.10 kan het direct verlies afgeleid worden (p-waarde = opp. onder de curve).

Tabel 2.10: Standaard normaal, cumulatieve probabiteit voor negatieve waarden van Y_0

Volgende decimale plaats van Y_0										
Y_0	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	,500	,496	,492	,488	,484	,480	,476	,472	,468	,464
0,1	,460	,456	,452	,448	,444	,440	,436	,433	,429	,425
0,2	,421	,417	,413	,409	,405	,401	,397	,394	,390	,386
0,3	,382	,378	,374	,371	,367	,363	,359	,356	,352	,348
0,4	,345	,341	,337	,334	,330	,326	,323	,319	,316	,312
0,5	,309	,305	,302	,298	,295	,291	,288	,284	,281	,278
0,6	,274	,271	,268	,264	,261	,258	,255	,251	,248	,245
0,7	,242	,239	,236	,233	,230	,227	,224	,221	,218	,215
0,8	,212	,209	,206	,203	,200	,198	,195	,192	,189	,187
0,9	,184	,181	,179	,176	,174	,171	,169	,166	,164	,161
1,0	,159	,156	,154	,152	,149	,147	,145	,142	,140	,138
1,1	,136	,133	,131	,129	,127	,125	,123	,121	,119	,117
1,2	,115	,113	,111	,109	,107	,106	,104	,102	,100	,099
1,3	,097	,095	,093	,092	,090	,089	,087	,085	,084	,082
1,4	,081	,079	,078	,076	,075	,074	,072	,071	,069	,068
1,5	,067	,066	,064	,063	,062	,061	,059	,058	,057	,056
1,6	,055	,054	,053	,052	,051	,049	,048	,047	,046	,046
1,7	,045	,044	,043	,042	,041	,040	,039	,038	,038	,037
1,8	,036	,035	,034	,034	,033	,032	,031	,031	,030	,029
1,9	,029	,028	,027	,027	,026	,026	,025	,024	,024	,023
2,0	,023	,022	,022	,021	,021	,020	,020	,019	,019	,018
2,1	,018	,017	,017	,016	,016	,016	,015	,015	,015	,014
2,2	,014	,014	,013	,013	,013	,012	,012	,012	,011	,011
2,3	,011	,010	,010	,010	,010	,009	,009	,009	,009	,008
2,4	,008	,008	,008	,007	,007	,007	,007	,007	,007	,006
2,5	,006	,006	,006	,006	,006	,005	,005	,005	,005	,005
2,6	,005	,005	,004	,004	,004	,004	,004	,004	,004	,004
2,7	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003
2,8	,003	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002

Vervolg tabel 2.10										
2,9	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,001	,001	,001
Y ₀	Detail van de staart (,2135 betekent bvb. ,00135)									
2	,1228	,1179	,1139	,1107	,2820	,2621	,2466	,2347	,2256	,2187
3	,2135	,3968	,3687	,3483	,3233	,3233	,3159	,3108	,4723	,4481
4	,4317	,4207	,4133	,5854	,5340	,5340	,5211	,5130	,6793	,6479
5	,6287	,6170	,7966	,7579	,7190	,7190	,7107	,8599	,8332	,8182
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9

2.4.6 Berekening van de indirecte verliezen (voedselketenmodel)

De indirecte verliezen veroorzaakt door de verontreiniging zijn het gevolg van de directe impact van deze verontreiniging op de primaire en secundaire producenten. In de meeste subtidale zones zijn microalgen (fytoplankton) de dominante primaire producenten. Primaire consumenten worden ingedeeld in twee groepen namelijk zoöplankton en benthos. Hierbij wordt verondersteld dat de verdeling van het fyto- en zoöplankton uniform is over de waterkolom. Schattingen van de totale primaire productie op het Belgisch Continentaal Plat bedragen 410 g C/m².j. Hiervan wordt 25 % geconsumeerd door het zoöplankton, 40 % gaat naar het benthos en 35 % naar de microbiële loop (Joiris *et al.*, 1982). De fractie van de productie van het ene trofische niveau dat na consumptie wordt omgezet in productie van de hogere trofische niveaus (voedselketen transferefficiëntie) bedraagt in mariene systemen en estuaria 10 tot 30 % (Odum, 1971). In het hier gehanteerde model wordt 20 % aangehouden (Slobodkin, 1960, 1962; Odum, 1971).

Aan de hand van de totale primaire productie (P_p) kan met vergelijking 7 de secundaire productie van het zoöplankton (P_z) berekend worden.

$$P_z = e \cdot a_z \cdot P_p \quad (7)$$

P_z = secundaire productie van het zoöplankton

P_p = totale primaire productie

a_z = fractie van de primaire productie geconsumeerd door het zoöplankton

e = voedselketen transferefficiëntie

De secundaire productie van het benthos wordt dan gegeven door vergelijking 8

$$P_b = e.a_b.P_p \quad (8)$$

P_b = secundaire productie van het benthos

De gegevens nodig om de directe impact van de verontreiniging op het fytoplankton en zoöplankton te bepalen worden gehaald uit de ecotoxicologische gegevensbank en indien nodig gecorrigeerd voor temperatuur en tijd. De productieverliezen worden berekend met vergelijking 9 (French, 1991).

$$P_v = 12,5.P_0.P_i.A.\delta t \quad (9)$$

P_v = verlies aan productie

P_i = primaire productie

A = gecontamineerde oppervlakte (m^2)

t = blootstellingsduur

P_0 = waarde verlies uit tabel

12,5 = conversiefactor van g C naar gram nat gewicht (Odum, 1971)

2.4.7 Berekening verlies aan vogelbestand

De eerste stap in de evaluatie van de ecologische impact (vnl. olieverontreiniging) op vogels is de omzetting van de kwetsbaarheidsindex (zoals weergegeven in tabel 2.9) in een percentage te verwachten mortaliteit bij contact van een welbepaalde vogelsoort met een olieplek. Voor de meest kwetsbare groep 'Duikers' (met een kwetsbaarheidsindex van 29) toont de literatuur aan dat deze groep ook het hoogste percentage olieslachtoffers onder de gestrande vogels telt (van 94,7% in de periode 1965-1978 tot 87,5% in de periode 1979-1991) (Camphuysen & Van Franeker, 1992). Voor de conversie van de kwetsbaarheidsindices naar percentage olieslachtoffers wordt deze groep als uitgangsbasis genomen. Er wordt veronderstelt dat een kwetsbaarheidsindex van 29 overeenkomt met 90% mortaliteit bij duikers na aanraking met olie. Voor de andere vogelsoorten wordt de kwetsbaarheidsindex op analoge manier vermenigvuldigd met 0,031. Met deze gegevens dient echter voorzichtig omgesprongen te worden. Densiteiten kunnen sterk variëren: op lokaties waar geen vogels voorkomen tot plaatsen met groepen van 2 000 of meer vogels per km^2 (rondom zandbanken). Bovendien is

het een heel dynamisch gegeven waarbij één vogel enorme oppervlaktes kan bestrijken en de kans tot contact met bijvoorbeeld een olievlek veel groter is dan bovenstaand cijfer laat vermoeden. Dit risico wordt nog beïnvloed door het feit dat de olie de golfslag verzacht wat juist voor zeevogels aantrekkelijk is om te landen of te duiken. Het is aldus zeer aannemelijk dat de vogelpopulatie in een straal van 5 km door een olievlek wordt aangetrokken. Voor zover geen andere gegevens beschikbaar zijn wordt de berekening op dergelijke theoretische wijze doorgevoerd.

3 Economische impactbepaling

3.1 Onderzoek naar de incorporatie van saneringskosten

3.1.1 Inleiding

De kosten die ontstaan uit olieverontreiniging op zee kunnen in twee hoofdcategoriën worden ingedeeld: de kosten voor de opkuis en de kosten van de geleden schade. Als regel wordt gesteld dat de opkuiskosten zijn gericht op het voorkomen of beperken van de schade.

De kosten voor het controleren en opkuisen van olieverontreiniging vertonen een stijgende tendens. Dit heeft niet enkel te maken met het feit dat er meer olieverontreinigingen zijn, maar ook doordat de landen meer en duurdere technieken voor controle en opkuisen gebruiken (waarbij dan ook het rendement van de opkuisactie toeneemt). De prijs voor het opkuisen van 1 ton olie was in 1978 bv. 45 keer meer dan in 1967 (OESO, 1982).

Hierna zullen verschillende historische olieverontreinigingen worden besproken. De rapporten die hier gewag van maken vermelden opkuiskosten in dollars, ponden en andere munteenheden verspreid over verschillende jaren. Om deze gelijkvormig te maken zijn de wisselkoersen gebruikt voor het betreffende jaar (naar Belgische frank), waarbij de cijfers nadien genormaliseerd werden naar 1997 (maart) via de indexvoet.

Daar de meeste lozingen zich voordoen in de relatieve nabijheid van de kustzone, dient de aandacht voor opkuis zowel naar de bestrijding op zee als in het kustgebied te gaan.

- De werkzaamheden ter bestrijding op zee bestaan over het algemeen uit de volgende elementen:
 - inzet personeel voor coördinatie op het land;
 - inzet van boten met vlottende dammen;
 - bewaken van de vlek met vliegtuig of heliëchter;
 - mechanische uitrusting en transportmiddelen langs de weg;

- verbruiksartikelen (vaten en dergelijke);
 - inzet technisch- en opkuispersoneel.
-
- Wat de opkuiskosten aan de kust betreft, zijn de lokale terreinomstandigheden de bepalende factor. Bijvoorbeeld: de toegankelijkheid van het terrein voor voertuigen, de eventuele noodzaak voor de aanleg van toevoerwegen voor zwaar materieel, de morfologie van de kust, bevolkingsdichtheid, enz... hebben een grote invloed op de arbeidsintensiteit van de werkzaamheden. De moeilijkheidsgraad van deze aspecten bepaalt tenslotte de kostprijs.
 - Als derde kostenluik dienen de transport-, intermediaire opslag- en de verwerkingskosten verbonden aan de gerecupereerde afvalolie te worden gerekend.

3.1.2 Verschillende maatregelen die in rekening dienen gebracht bij het inschatten van de kostprijs van een olieverontreiniging

De opkuiskosten gemaakt bij een olieverontreiniging kunnen opgedeeld worden in twee groepen, ten eerste de vaste kosten, dit zijn kosten die ook worden gemaakt zonder dat er enige olieverontreiniging is zodat men onmiddellijk in actie kan komen o.a. loonkost, materiaal dat onderhouden en paraat dient gehouden te worden, kosten om mensen te trainen en stand-by te houden,.... Deze vaste kosten worden meestal gefinancierd door de lokale autoriteiten, door belastingen opgelegd aan de vervuilers en taksen op o.a. olie en havengebruik. Anderzijds zijn er de variabele kosten die optreden bij een werkelijke actie en die niet zouden gemaakt zijn indien de actie niet had plaatsgevonden. Dit zijn o.a. de kosten van brandstof, pompgemalen, storten van de verontreiniging, bijkomende kosten voor personeel. Om deze kosten te dekken gaat men uit van het principe 'de vervuiler betaalt'.

3.1.3 Factoren die de opkuiskosten kunnen beïnvloeden

3.1.3.1 Locatie

Bij de evaluatie van de locatie van de verontreiniging is het belangrijk te weten als de verontreiniging de kust al dan niet zal bereiken. Is dit wel zo, dan is de opkuiskost algemeen hoger, gezien het ook meer actie vereist.

Het soort kust waar zich de olieverontreiniging voordoet is ook prijsbepalend. Aan zandstranden zullen de kosten meer oplopen dan indien het gaat over rotsige kusten. Collecteren van grote hoeveelheden zand is immers zeer arbeidsintensief. Zo werd er bijvoorbeeld bij een ongeval 450 ton zware stookolie over een uitgestrekte zandige kust geloosd. De opkuiswerkzaamheden hebben geleid tot het verzamelen van 30 000 m³ oliehoudend zand dat minder dan 1 % olie bevatte.

Het effect van de verontreiniging zal ook afhangen van de bevolkingsdichtheid van de beïnvloedde kustzone. In onbewoonde gebieden kan de lozing praktisch onopgemerkt blijven, terwijl voor dichtbevolkte gebieden grondige reinigingswerkzaamheden zullen worden op touw gezet.

3.1.3.2 Type olie

De samenstelling en de fysische karakteristieken van de verontreiniging beïnvloeden de omvang van de schade. Lichte ruwe olie en geraffineerde olie verspreiden zich over het wateroppervlakte en verdampen op een natuurlijke wijze, behalve indien er zich een persistente water-olie emulsie vormt. Zware ruwe olie is sterk persistent en visceus en veroorzaakt derhalve ernstige verontreiniging, alsook zware praktische problemen bij het opkuisen, meer bepaald bij het gebruik van dispersiemiddelen, afschuimers en pompen. Het is dan ook geen toeval dat dergelijke verontreinigingen de duurste schoonmaakoperaties tot gevolg hebben.

3.1.3.3 Hoeveelheid geloosde stof

De correlatie tussen de geloosde hoeveelheid en de kostprijs is kleiner dan algemeen wordt verwacht. Door ongunstige locatiegebonden elementen, weersomstandigheden en door de aard van de verontreiniging, kunnen kleine verontreinigingen grote opkuiskosten met zich meebrengen, terwijl bij gunstige omstandigheden grote verontreinigingen relatief goedkoop kunnen uitvallen.

Anderzijds zullen de eerste inspanningen relatief minder kosten dan de opkuiskost voor het verwijderen van de laatste verontreiniging. Gegevens uit een case studie demonstreren hoe o.a. de efficiëntie van de kustschoonmaak daalt naarmate de olie schaarser wordt:

Opkuisfase	Werkbelasting (man-dagen)	Hoeveelheid olie verzameld (ton)	Kostprijs (miljoen BEF)	Eenheidsprijs (BEF/ton)
Fase 1	136 800	2 270	106,05	46 718
Fase 2	143 400	200	50,9	254 500
Fase 3	102 150	20	16	800 000

De meeste inspanningen gingen bij dit geval naar de manuele opkuis van de kustlijn in opeenvolgende fasen. Het is af leiden, dat terwijl de geleverde inspanningen zo goed als constant bleven, de hoeveelheid verzamelde olie is gedaald met 99 % doorheen de verschillende fasen, waardoor de eenheidsprijzen in BEF per ton, sterk stegen op het einde van de operatie.

3.1.3.4 Gebruikte opkuistechniek

Op zee kan men grofweg gebruik maken van twee opkuistechnieken, namelijk mechanische recuperatie en dispersiemiddelen.

Mechanische recuperatie heeft een hoge eenheidsprijs doordat in de meeste gevallen slechts een fractie van de olieverontreiniging kan gerecupereerd worden op zee zelf. Uit 9 case studies waarbij gebruik werd gemaakt van mechanische recuperatie bleek gemiddeld 11% van de verontreiniging op zee en 89% op de kustlijn gerecupereerd te worden (Moller *et al.*, 1987). Bovendien zal elke operatie op zee het gebruik van vliegtuigen en vaartuigen impliceren, die inherent hoge kosten met zich meebrengen. Gezien de recuperatie in de meeste gevallen slechts gedeeltelijk is, kan men toch bijna nooit de verontreiniging van de kust voorkomen.

Dispersiemiddelen werken enkel voor oliën. Het toepassen van de chemicaliën versnelt gewoon het natuurlijk dispersieproces. In de praktijk is het daarom soms moeilijk een onderscheid te maken tussen gevallen waarbij de dispersie gebeurde ten gevolgen van de natuurlijke golfbewegingen van het water en de afbraak ten gevolgen van het gebruik van dispersiemiddelen. De hogere kosten van vliegtuigen voor het verspreiden van dispersiemiddelen zijn te verantwoorden vermits het strooien van dispersiemiddelen uit de lucht veel sneller en/of nauwkeuriger blijkt te zijn. De hoeveelheid olie die effectief tijdens de opkuiswerkzaamheden op zee bestreden wordt met dispersiemiddelen is moeilijk in te schatten. De eenheidsprijzen worden daarom meestal uitgedrukt in het aantal verbruikte 200 liter vaten. De kost voor één 200 liter vat begint bij 20 000 BEF en loopt op tot ongeveer 70 000 BEF.

Aan land kan men aan manuele opkuis doen door middel van dispersiemiddelen, door gebruik te maken van stoom/warm water, door de olie af te schrapen,... De kostprijs van de verschillende technieken is nauw verbonden met de benodigde mankracht en tijdsduur.

3.1.3.4 Verwijdering van oliehoudend afval

De kosten voor transport-, intermediaire opslag- en de verwerkingskosten verbonden aan de gerecupereerde afvalolie dienen ook in rekening gebracht te worden.

De kostprijs voor de verwijdering van het oliehoudend afval is heel controversieel. De kosten kunnen nogal oplopen indien de verwerking arbeidsintensief en/of hoogtechnologisch gebeurt, of indien de verwerkingsplaats veraf gelegen is. Zo variëren de

historische stortkosten tussen de 200 en 6 800 BEF per ton afval. Deze brede range is grotendeels te wijten aan het type stortplaats. Goedkoop storten komt neer op het dumpen in de grond, terwijl gecontroleerd storten, op plaatsen uitgerust met bv. ondoorlaatbare plastic folie en percolaat monitoring vanzelfsprekend hogere kosten impliceert.

Rekening houdende met de van toepassing zijnde milieuwetgeving in Vlaanderen, en dus ook de milieuheffing, bedraagt de gemiddelde stortkost rond de 5 000 BEF/ton waarvan ongeveer 2000 BEF de heffing is. Evenwel is dit beperkt tot deze gronden/sedimenten die minder dan 5% extraheerbare koolwaterstoffen bevatten (op basis van het watervrij gewicht). Behandeling van verontreinigde gronden bedraagt rond de 2 500 BEF/ton alhoewel dit afhankelijk van het type verontreiniging en de gebruikte techniek ook minder kan bedragen of oplopen tot 7 500 BEF/ton.

3.1.4 Kostprijzen voor het opkuisen van olie aan de hand van voorbeelden

1. In een vergelijkende studie van Moller *et al.* (1985) varieert de kostprijs per ton, ongeacht het type geloosde olie en/of de opkuismethode tussen de 4 827 BEF en 1,43 miljoen BEF met een gemiddelde van 260 363 BEF/ton (zie Tabel 1, bijlage 7 voor de volledige cijfers).
2. Bij een succesvolle mechanische verwijdering, bij kalme zee, van ongeveer 1 600 ton zware stookolie, werd met behulp van 3 vaartuigen uitgerust met afschuimgereedschap in 2 dagen tijd 792 ton olie gerecupereerd. Een paar dagen later spoelde de overige hoeveelheid olie aan de kust aan. Bij de opkuis van het strand heeft men 450 ton olie gerecupereerd. De kosten bedroegen voor de operatie op zee en langs de kust respectievelijk 80 000 BEF en 275 000 BEF per ton (Moller *et al.*, 1987) (zie Tabel 2, bijlage 7).
3. Het voor België dichtst bij zijnde, volledig uitgerust bedrijf om in te grijpen bij een olieongeval is Oil Spill Response Limited (OSRL), te Southampton in Engeland. Prijzen die hier worden gegeven variëren naargelang van het te gebruiken materiaal. De mogelijks te gebruiken pakketten zitten in de prijsklasse van 89 000 BEF/dag tot 210 000 BEF/dag voor het gebruik en van 44 500 BEF/dag tot 105 000 BEF/dag om standby te staan (OSRL, 1995).

4. OESO (1982) geeft een opsomming van voorbeelden waarbij opkuiskosten meer dan 70 miljoen BEF bedroegen. Deze cijfers variëren enorm en zijn gemiddeld 34 000 BEF per ton. Bij het vergelijken van de prijzen is duidelijk op te merken dat de opruimkosten niet onmiddellijk gecorreleerd zijn met de hoeveelheid opgekuiste olie. In vijf gevallen moest er \pm 80 miljoen BEF betaald worden maar was er een enorme variatie (200, 1 300, 1 600, 6 000 en 15 000 ton) in de kwantiteit geloosde olie (Tabel 3, bijlage 7).
5. De kostprijs van manueel opkuisen werd aangehaald in een studie van Moller *et al* (1985). Op sommige plaatsen werd eerst de zware ruwe olie manueel verwijderd, waarna de olieresten op de rotsen met dispersiemiddelen werden behandeld. Vervolgens diende het losgeweekte olie-dispergeermengsel met water afgewassen te worden. Deze behandeling kostte ongeveer 200 BEF per m² behandelde rots. In andere delen van het gebied werd het losweken met stoom/warm water i.p.v. dispersiemiddel uitgevoerd, hier was de kostprijs ongeveer 272 BEF per m².
6. De ongevallen in de Belgische zone van de Noordzee zoals de Carina (juli '95) of de Amer Fuji/Meritas (maart '92) bevestigen de grote kost van opkuisoperaties. In het geval van de Carina duurde de operatie 17 dagen waarbij slechts 2 dagen werkelijk aan opkuis werd gedaan. Redenen hiervoor waren de continue monitoring van de olievlek. De schepen die bij de Carina-operatie betrokken waren hadden een operationale kost die tot 1 miljoen BEF/dag opliep waardoor tot bijna 90% van de operatiekost werd ingenomen door de kost van de ingezette schepen en vliegtuigen.

3.1.5 Besluit

Het is belangrijk dat enige voorzichtigheid aan de dag gelegd wordt bij de interpretatie van de verschillende kostprijzen die hierboven gegeven worden. Het is immers duidelijk dat er veel factoren zijn die de kostprijs beïnvloeden. Enerzijds zal de verwijdering op zee bijna nooit volledig zijn zodanig dat men dan ook rekening moet houden met verwijdering aan de kust (indien de stromingen ongunstig zijn). Zelfs indien men rekening houdt met de locatie, hoeveelheid, soort olie en opkuisstechniek blijven er grote variaties tussen de gemaakte opkuiskosten bestaan.

Anderzijds is het duidelijk dat de opkuiskost belangrijke bedragen kan aannemen: tot meer dan 1 miljoen BEF per ton olie die wordt verwijderd.

3.2 Onderzoek naar de mogelijkheid om ecologische gevolgen van eutrofiëring uit te drukken in sociale/economische termen

3.2.1 Inleiding

Uit het onderzoek naar de mogelijkheden om de milieuschade tengevolge van eutrofiëring te bepalen, is duidelijk gebleken dat eutrofiëring diverse andere milieueffecten veroorzaakt die elk op zich dienen behandeld te worden. Deze milieu-effecten zoals, emissie van zure regen precursoren, zijn dan meestal slechts een bijdrage tot het groter geheel van één soort effect (bv. zure regen). Daarom dient dan ook enerzijds het relatieve aandeel van eutrofiëring tot elk van de andere effecten gekend te zijn, wil men een juiste inschatting maken van de milieuschade, en dient anderzijds de milieuschade van bv. zure regen bepaald te worden. Het geheel is aldus zeer complex en omvattend. Een eerste benadering van de milieuschade kan aldus beter gebeuren via een alternatieve weg die niet zozeer gebruik maakt van de economische criteria zoals bereidheid tot betalen. Eutrofiëring wordt veroorzaakt door een aanrijking van nutriënten die grotendeels door de rivieren worden aangevoerd. Het wegnemen van deze oorzaak, met name door (tertiaire) waterzuivering, kan het probleem eutrofiëring wegnemen. Kostbepaling van deze zuivering is in eerste instantie een meer haalbare weg om te komen tot een benadering van wat de milieuschade van eutrofiëring kan zijn. Alhoewel er geen relatie tussen beide bestaat blijkt de milieukost (zuivering) meestal kleiner dan de milieuschade.

Overeenkomstig de bepalingen van de Richtlijn 91/271/EEG, die opgenomen werden in Vlarem II, dient de totale vracht aan stikstof en fosfor voor de totaliteit van de openbare waterzuiveringsinstallaties in het Vlaamse Gewest vermindert te worden met minimaal 75% voor beide stoffen. In april 1996 werd er door Aquafin N.V. een schatting gemaakt van de financiële gevolgen van de toepassing van titel II van het Vlarem in relatie tot de reeds gedane inspanningen.

3.2.2 Kosten van de bijkomende investeringen volgens Aquafin

Op basis van de gegevens van Aquafin en nutriëntgegevens van het Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 1996 werden verdere assumpties gemaakt om te komen tot de kostbenadering voor de vermindering/eliminatie van de nutriënten in het oppervlaktewater. Deze benadering is een marginale kostenberekening daar geen rekening wordt gehouden met de gedane investeringen en de reeds behaalde verwijdering aan nutriënten. Het is niet mogelijk in de gedane investeringen de kost voor nutriëntenverwijdering uit de totale kost te halen. Daarom wordt de berekening uitgevoerd op de bijkomende investeringen die louter gericht zijn op het verminderen/eliminieren van nutriënten. De methodiek die hierbij gevolgd wordt door Aquafin verleent eerst aandacht aan de verwijdering van stikstof alleen en bijkomend aan de benodigde investeringen voor de gezamenlijke verwijdering van stikstof en fosfor. Dit wil zeggen dat in de investeringskost voor stikstofverwijdering reeds kosten zijn opgenomen die ook dienen voor fosforverwijdering. De kost per eenheid te verwijderen fosfor zal aldus een onderschatting zijn van de werkelijk te maken kost mocht men enkel fosfor wensen te verwijderen.

Tabel 3.1: Totale en inkomende RioolWaterZuiveringsInstallatie vuilvrachten van stikstof en fosfor

	Stikstof (ton/jaar)	Fosfor (ton/jaar)	Tot. nutriënten (ton/jaar)
Totale vuilvracht van industrie, landbouw en huishoudens (MIRA, 1996)	57 886	7 894	65 780
Totale vuilvracht van industrie, landbouw en huishoudens (1985) ¹	63 660	10 080	73 740
Vuilvracht die momenteel verwerkt wordt door RWZI (Aquafin, 1996)	22 650	4 250	26 900
Vuilvracht die bijkomstig zal verwerkt worden door RWZI bij het uitvoeren van de geplande werken door Aquafin	4 756	680	5 436

¹ Verslag van de ad hoc Technische Kommissie Noordzee (1993)

Er wordt 22 650 ton stikstof en 4 250 ton fosfor per jaar afgevoerd naar de rioolwaterzuiveringsinstallaties (Tabel 3.1). Het gemiddelde verwijderingsrendement voor het Vlaamse Gewest bedraagt momenteel, 55% voor stikstof en 66% voor fosfor. Indien de verdere investeringsprogramma's door Aquafin N.V. worden uitgevoerd dan zullen de nagestreefde verwijderingspercentages van 75% zelfs overschreden worden. Indien er gesteld wordt dat de werken uitgevoerd zijn (prognose), blijkt dat er nog 21% meer aan stikstof zal worden verwijderd, door een toename in verwijdering van 55% naar 76% en 16% meer aan fosfor, door een toename in verwijdering van 66% naar 82%. Dit komt overeen met respectievelijk 4 757 ton stikstof (21% van 22 650 ton) en 680 ton fosfor (16% van 4 250 ton). Tabel 3.2 heeft de geschatte kosten voor de bijkomende investeringen door Aquafin, en wat dit jaarlijks betekent bij een lineaire afschrijving over 15 jaar. Ook een schatting van de bijkomende jaarlijkse exploitatiekost is hierbij opgenomen.

Tabel 3.2 : Kosten die gepaard gaan met het verwijderen van stikstof en fosfor volgens de geplande investeringen van Aquafin

Bijkomende investeringen Aquafin	Stikstof (milj. BEF)	Fosfor (milj. BEF)	Totaal (milj. BEF)
Investeringskosten (hierna afgeschreven over 15 jaar)	2525 (verwijderen van 76%)	619 (verwijderen van 82%)	3144
Investeringskosten (per jaar)	169	41	210
Exploitatiekost (per jaar)	230	290	520
Totale kosten (per jaar)	399	331	730

De verwijdering van 21% stikstof en 16% fosfor geeft voor de komende 15 jaar een meerkost van bijna 400 miljoen BEF/jaar voor stikstofverwijdering en 331 miljoen BEF/jaar voor fosforverwijdering of 730 miljoen BEF/jaar voor beide stoffen.

3.2.3 Kosten voor het behalen van de normen van de Richtlijn 91/271/EEG

Aan de hand van de hiervoor vermelde gegevens wordt verder een afleiding gemaakt voor de schatting van de kosten die nodig zijn voor het behalen van de Richtlijn 91/271/EEG (zie Tabel 3.3).

Tabel 3.3 : Kosten die gepaard gaan met het verwijderen van stikstof en fosfor tot de Richtlijn 91/271/EEG

Verwijderen van 75%	Stikstof (milj. BEF)	Fosfor (milj. BEF)	Totaal (milj. BEF)
Investeringskosten (hierna afgeschreven over 15 jaar)	2 405	348	2 753
Investeringskosten (per jaar)	160	23	183
Extra exploitatiekost (per jaar)	219	163	382
Totale kosten	379	186	565

Om te komen tot een verwijdering van stikstof en fosfor tot de normen die opgelegd zijn in de Richtlijn van de EEG is aldus een jaarlijkse investering (vast + lopende kost) vereist van 565 miljoen BEF/jaar.

3.2.4 Kost per eenheid verwijdering van stikstof en fosfor

Deze investeringen zijn evenwel geen garantie voor de oplossing van de eutrofiëringsproblematiek voor de Belgische kust, enerzijds omdat dit probleem de grenzen overstijgt en anderzijds omdat de vermelde investeringen geen rekening houden met bv. diffuse emissies. In een maximalistische visie is het interessant te kijken naar de kost van een volledige verwijdering van de nutriënten in de waterlopen. Hiervoor is de verwijderingskost per eenheid stikstof en fosfor nodig. Uit bovenstaande gegevens (zie o.a. Tabel 3.2. en de tonnages stikstof en fosfor waarmee deze overeenstemmen) volgt dat het verwijderen van 1 ton stikstof of 1 ton fosfor respectievelijk 84 000 en 487 000 BEF/jaar bedraagt. De kost per eenheid fosfor is wat scheefgetrokken gezien er een relatief grote bijkomende exploitatiekost is voor de resterende fractie fosfor die te

verwijderen valt. In geval van fosfor is het meer geschikt de gemiddelde kost per ton nutriënt (N+P) te bekijken die 134 000 BEF/jaar bedraagt.

3.2.5 Kosten voor het verwijderen van de totale stikstof en fosfor toevoer

In de veronderstelling dat het verwijderen van 1 ton stikstof of 1 ton fosfor in het begin van het zuiveringsproces evenveel kost als op het einde (vereenvoudiging) bedraagt de kost voor het verwijderen van de totale stikstof toevoer, zijnde 57 890 ton/jaar, en de totale fosfor toevoer, zijnde 7 890 ton/jaar, respectievelijk 4,9 miljard BEF/jaar en 3,8 miljard BEF/jaar. De kost van een gecombineerde en totale nutriëntenverwijdering bedraagt voor 65 780 ton/jaar (stikstof en fosfor) 8,8 miljard BEF/jaar.

Het aandeel afkomstig van de huishoudelijke lozing in de totale nutriënten vuilvrucht wordt geschat op $\pm 40\%$ terwijl dat van de bedrijven $\pm 20\%$ is. Dit resulteert in een kostprijs van 3,5 miljard BEF/jaar voor het verwijderen van huishoudelijke nutriënten en 1,8 miljard BEF/jaar voor het verwijderen van de nutriënten afkomstig van de bedrijven. Het resterende bedrag van 3,5 miljard BEF/jaar wordt toegeschreven aan diffuse verontreiniging die grotendeels veroorzaakt wordt door de landbouw.

3.2.6 Kosten voor het behalen van de normen opgelegd door de derde Noordzeeconferentie

Op de derde Noordzeeconferentie werd overeengekomen dat er maatregelen moesten getroffen worden om tot een vermindering van 50% van de toevoer te komen tussen 1985 en 1995. In 1985 waren de stikstoflozingen 63 660 ton/jaar en de fosforlozingen 10 080 ton/jaar. Hieruit blijkt dat er in de periode van 10 jaar slechts een reductie is van 10% voor stikstof en 22% voor fosfor bereikt is. Om een verdere vermindering tot 50% te hebben, (vertrekkende van de cijfers van 1985), dient er bijkomend 26 056 ton stikstof en 2 854 ton fosfor verwijderd te worden. Dit zal zorgen voor een bijkomende investering van 3,8 miljard BEF/jaar (te starten voor 1995).

3.2.7 Besluit

Op basis van de totale nutriëntenbelasting van de kustzone via de rivieren, en op basis van (marginale) kostprijzen (investeringen en exploitatie) voor de verwijdering van de nutriënten door Aquafin, is de geschatte totale kost van nutriëntenverwijdering via rivieren 8,8 miljard BEF/jaar (waarbij een afschrijvingsperiode van 15 jaar wordt aangenomen voor de investeringen).

Om te komen tot de vereiste normen van de Europese Richtlijn 91/271 die de totale vracht aan stikstof en fosfor voor de totaliteit van de openbare waterzuiveringsinstallaties vermindert wil zien tot minimaal 75% voor elke stof, is een bijkomende investering vereist van ongeveer 0,5 miljard BEF/jaar. Voor de geplande investeringen van Aquafin die verder gaat dan de gevraagde nutriëntenverwijderingen volgens de Europese Richtlijn, bedraagt dit 0,73 miljard BEF/jaar.

Om een effect te zien op de eutrofiëringsverschijnselen aan de kust dienen dergelijke investeringen gecoördineerd te worden met de ons omringende landen, en rekening houdende met het heersende stromingsregime voor de kust, betekent dit voornamelijk Frankrijk.

DEEL 2

Toetsing van het ecologisch en economisch impactmodel aan de hand van vier gevallenstudies

4 Chemische verontreiniging : 'Herald of Free Enterprise' - ongeval

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden twee case studies uitgewerkt waarbij chemicaliën 'geloosd' werden in zee. De eerste case studie geeft een beeld van de werkelijke impact van de ramp op het mariene milieu. In het tweede geval wordt een 'worst case scenario' besproken: namelijk, wat zou de impact op het mariene milieu geweest zijn wanneer de volledige lading was vrijgekomen.

4.2 Beschrijving van de case studies

Op 6 maart 1987 kwam de Britse veerboot 'Herald of Free Enterprise' (verder in dit hoofdstuk HFE genaamd) (Townsend Thoresen) tot zinken voor de haven van Zeebrugge (ecologische zone IB : 51° 22,47' N 3° 11,42' E). Het schip kapseisde enkele minuten nadat het de haven van Zeebrugge had verlaten en lag op zijn zijde in water van 10 meter diepte. Naast het menselijke aspect van het dramatisch scheepsongeval, waarbij bijna 200 mensen het leven lieten, stelde zich ook onmiddellijk het potentieel gevaar voor het mariene milieu. Aan boord van het schip waren o.a. volgende toxische stoffen aanwezig: één ton cyanide oplossing, vijf ton toluendiisocynaat, 20 ton loodzouten, een vijftigtal vaten met oplosmiddelen en vijf ton van het zeer giftige anti-oxidans hydrochinon.

Onmiddellijk werd een reddingsoperatie op touw gezet, gecoördineerd door de provinciegouverneur van West-Vlaanderen in samenwerking met BMM (Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee en Schelde-estuarium), die binnen het Ministerie van Volksgezondheid en Milieu verantwoordelijk is voor de milieumonitoring van de zee, de wetenschappelijke evaluaties in geval van verontreiniging en het advies i.v.m. bestrijding van de verontreinigingen.

Ondanks de beperkte toegang tot het wrak en de gebrekkige informatie omtrent de samenstelling, schadelijkheid en staat van de lading werden de potentiële risico's voor

personeel en voor het mariene milieu geëvalueerd aan de hand van eenvoudige scenario's en gesofisticeerde computermodellen. Milieucontaminatie werd opgevolgd (monitoring) en beschermende bestrijdingsacties werden geïmplementeerd onder toezicht van de autoriteiten (Jacques, 1990). Het duurde 52 dagen - vooral te wijten aan de slechte weersomstandigheden - vooraleer de ferry opnieuw vlot getrokken kon worden.

Na een grondige evaluatie werd het duidelijk dat een grote variëteit aan verpakte chemicaliën onvoldoende beschermd worden aangeboden voor transport over zee. Plastic en papieren zakken blijven niet intact in zeewater. Gedeeltelijk gevulde vaten die naar de zeebodem zinken weerstaan niet aan de waterdruk. Dergelijke vrachten zijn meestal onvoldoende gedocumenteerd, hoewel deze informatie cruciaal is bij chemische ongevallen (Jacques, 1985). Op het ogenblik van de ramp konden specifieke gegevens i.v.m. de gevaarlijke ladingen enkel verkregen worden bij scheepsagentschappen en producenten van de stoffen. Sedert september 1995 bestaat er een meldingsplicht voor getransporteerde stoffen. Zo kan de informatie i.v.m. de lading gemakkelijker verkregen worden uit de vrachtbrieven (voor zover de meldingsplicht wordt nageleefd).

In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de voornaamste toxische stoffen die zich aan boord bevonden; hoeveelheid, verpakking, aantal gerecupereerd en aantal verloren in zee. De gegevens i.v.m. hoeveelheden, verpakkingen, oorsprong, UN en IMO nummer en aard van de producten werden verkregen van het Crisiscentrum en COMOPSNAV in Zeebrugge en werden direct geverifieerd door BMM. Een globaal overzicht van de aanwezige lading aan boord van de HFE is terug te vinden in bijlage 1.

Tabel 4.1: Overzicht van de chemicaliën en hoeveelheden aan boord van de HFE, gerecupereerd en verloren in zee

Naam chemische stof	Totale hoeveelheid aanwezig (kg)	Verpakking	Gerecupereerd (kg)	Verloren in zee (kg)
Tolueendiisocyanaat (in oplossing)	5 450	25 x 218 kg vaten	1 526	3 924
Cyanide bevattende afvalstoffen	1 000 (< 2kg anorganische cyaniden)	3 x 100 l vaten 2 x 200 l vaten 1 x 200 l vat	1 vat ?	1 000
Komponenten van lederverf: Kunstharsen	3 500	35 x 100 kg vaten	2 600	900
Lederverf verdunner	50	5 x 10 kg vaten	30	20
Verdunner met methoxyethanol-tolueen	1 500	15 x 100 kg vaten	1 300	200
Hydrochinon	5 000	200 x 25 kg papieren zakken	geen	5 000
Tribasisch loodsulfaat (in granulen)	19 925	797 x 25 kg papieren zakken	19 925	geen

4.3 Ecologische impactbepaling

4.3.1 Berekening van de milieuconcentratie

De 'real case' milieuconcentraties zijn afkomstig van de resultaten van de monitoring tijdens de berging van het wrak. De maximale gemeten waarde per stof wordt vooropgesteld als reële milieuconcentratie. (Deze waarden zijn maximale concentraties en werden slechts enkele malen en vooral in het wrak geregistreerd)

Voor de berekening van de 'worst case' milieuconcentratie wordt een koppeling gemaakt tussen de reële vrijgekomen hoeveelheid en de reële milieuconcentratie, waardoor het impactvolume en de impactoppervlakte kunnen bepaald worden. Met behulp van deze data, de totale lading van de chemische stof aan boord van de HFE en de verdeling van de stof over de verschillende milieucompartimenten (Mackay-model) kan de worst case milieuconcentratie bepaald worden.

Hieronder wordt ter illustratie de 'worst case' milieuconcentratie voor toluen (solvent van toluendiisocynaat) berekend uitgaande van de reële milieuconcentratie van deze stof. De werkelijk gemeten milieuconcentratie voor toluen bedroeg 0,040 mg/l. De totale hoeveelheid toluen die verloren is gegaan in zee is 2 080 kg (berekend uit de totale hoeveelheid toluendiisocynaat (TDI) verloren in zee = 3 924 kg en uitgaande van de moleculaire gewichten van TDI (174,16) en toluen (92) werd bekomen dat TDI voor 53% (gewichtsprocent) uit toluen bestaat). Deze stof zal zich over de milieucompartimenten verdelen zoals berekend via het Mackay model (zie § 4.3.1.1 verder in de tekst), waarbij slechts 0,55% van deze stof in het water terecht komt. Dit betekent dat van de 2 040 kg die in zee verdwijnt slechts 11,4 kg in het compartiment water zal terecht komen. Het impactvolume, -oppervlakte kan dan als volgt berekend worden:

Impactvolume = $11,4 \cdot 10^6 \text{ mg} / 0,04 \text{ mg/l} = 29 \cdot 10^7 \text{ l} = 29 \cdot 10^4 \text{ m}^3 = 29 \cdot 10^3 \text{ m}^2 \cdot 10 \text{ m}$ (diepte)

De impactoppervlakte stemt overeen met een gebied van 170 m x 170 m.

Dit volume (of oppervlakte) wordt gebruikt om de 'worst case' milieuconcentratie te bepalen. Uit tabel 4.1 kan worden afgeleid dat de totale hoeveelheid toluendiisocynaat aan boord van de HFE 5 450 kg bedroeg. Hieruit kan berekend worden dat de hoeveelheid solvent aan boord 2 889 kg was. Van deze hoeveelheid wordt eveneens

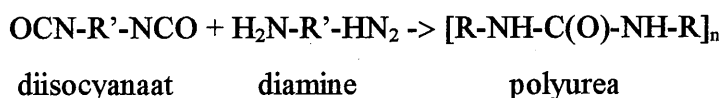
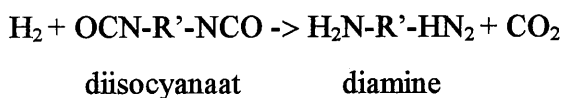
verondersteld dat slechts 0,55% of 16 kg in de waterkolom terecht komt (Mackay model). Gebruik makend van het hierboven berekende impactvolume kan de 'worst case' milieuconcentratie bepaald worden.

worst case milieuconcentratie: $16 \cdot 10^6 \text{ mg} / 29 \cdot 10^7 \text{ l} = 0,055 \text{ mg/l}$

Hierna worden enkele eigenschappen van de belangrijkste stoffen (in hoeveelheid) aan boord van de HFE toegelicht.

4.3.1.1 Toluendiisocyaanaat (TDI)

Uit gegevens bekomen van de BMM blijkt dat de verloren vaten toluendiisocyaanaat op de zeebodem terechtkwamen. Bij het vrijkomen blijft TDI op de bodem (zie fiche in bijlage 2: densiteit > 1 220 g/l en densiteit zeewater = 1 028 g/l) en ondergaat met water de volgende trage polymerisatiereactie.



Uit de ecotoxicologische gegevens blijkt dat de acute toxiciteit (96h LC₅₀-waarde) van de stof TDI voor invertebraten en vissen respectievelijk 508 en 165 mg/l bedraagt, wat in de Gesamp Hazard Rating overeenstemt met nauwelijks toxisch.

Bijgevolg kan aangenomen worden dat het gevaar van deze lading vooral te wijten is aan het oplosmiddel toluen en in mindere mate aan het intrinsiek gevaar van TDI. Uit de fiche in bijlage 2 blijkt dat deze stof volgens de Standard European Behaviour Classification behoort tot de groep van de Floaters/Evaporators. Deze groep omvat stoffen die drijven en verdampen. Uit de dampdruk en de log H waarde kan worden besloten dat de verdamping uit het water zeer groot zal zijn. Dit betekent dat toxische dampen kunnen ontstaan boven de drijvende stof. Dit wordt bevestigd door berekening van de milieudistributie van de stof d.m.v. het Mackay model, voorgesteld in tabel 4.2.

Tabel 4.2: Theoretische verdeling van toluen over de verschillende milieucompartmenten volgens het Mackay model

Milieucompartment	Distributie (%)
lucht	99,44
water	0,55
bodem	0,01
sediment	0,01
zwevende stof	0
biota	0

De hoeveelheid toluendiisocynaat die verloren is gegaan in zee bedraagt 3 924 kg. Zoals hierboven beschreven zal het potentieel gevaar van deze stof voor het milieu volledig aan het solvent te wijten zijn. Rekening houdend met het feit dat TDI voor 53% (gewichtspcent) uit toluen bestaat, kan berekend worden dat 2 080 kg toluen in het milieu zal vrijkomen.

Uit de monitoring blijkt dat een maximale milieuconcentratie aan toluen van 0,040 mg/l werd teruggevonden (in het wrak). Deze concentratie wordt vooropgesteld als reële milieuconcentratie.

De berekening van de worst case concentratie (zie § 4.3.1) levert een waarde van 0,055 mg/l. Dit veronderstelt dat de volledige lading TDI aan boord van het schip, nl. 5 450 kg (waarvan 2 889 kg toluen) in zee is terecht gekomen.

4.3.1.2 Cyanide bevattende afvalstoffen

Er wordt geschat dat aan boord ongeveer 1 000 kg cyanide bevattende afvalstoffen in vaten aanwezig was. Wanneer verondersteld wordt dat deze afvalstoffen een maximaal cyanidegehalte van 2 g/kg bevatten (Jacques, 1987) betekent dit dat er maximaal 2 kg anorganische (zeer giftige) cyaniden aan boord van het schip waren. Gezien weinig zekerheid bestaat omtrent het aantal gerecupereerde vaten, wordt verondersteld dat de volledige lading (2 kg cyaniden) in zee is terechtgekomen. Wanneer deze cyaniden in contact komen met zuren kan het zeer giftige blauwzuur (HCN) gevormd worden (*Salvelinus fontinalis* (vis): 96 h LC₅₀ = 0,062 mg/l).

Uit de monitoring blijkt dat de milieuconcentraties aan cyaniden beneden de detectielimiet; 0,005 mg/l gelegen waren. Deze concentratie wordt vooropgesteld als reële en worst case concentratie aan cyaniden in het milieu.

4.3.1.3 Componenten van lederverf

De vervoerde vaten met kunstharsen (3 500 kg waarvan 2 500 kg zijn gerecupereerd) zijn inert en dus onschadelijk wanneer ze in het zeemilieu terechtkomen. Belangrijker zijn echter de vaten verdunner met methoxy-ethanol toluen waarvan 200 kg in zee terechtkwam. Over de aard van de andere solventen is niets gekend, waardoor de impact op het milieu niet in te schatten is.

Methoxy-ethanol of ethyleenglycol monomethylether kan beschouwd worden als niet schadelijk voor biota. Uit de fiches blijkt inderdaad dat zowel de 96h LC₅₀ waarden voor vissen als de 24h LC₅₀ waarden voor invertebraten groter zijn dan 10 000 mg/l. Daarenboven blijkt eveneens dat deze stof ook snel wordt afgebroken in zeewater (halfwaardetijd = 2 dagen).

De eigenschappen van toluen werden reeds hierboven besproken. Hieruit bleek dat deze stof wel zeer toxisch is voor het zeemilieu, maar dat ze vlug uit het water verdwijnt door verdamping via het wateroppervlak.

Er wordt verondersteld dat 110 kg toluen (55% (gewichtsprocent) van totale hoeveelheid methoxy-ethanol toluen) in het zeewater terechtkomt en zich verdeelt over de milieucompartimenten zoals hierboven beschreven. Gezien de kleine hoeveelheid toluen die vrijkomt in vergelijking met de hoeveelheid verondersteld bij toluendiisocyanat verandert niets aan de in punt 4.3.1.1 veronderstelde milieuconcentratie.

In het ergste geval wordt verondersteld dat 1 500 kg methoxy-ethanol toluen (of 825 kg toluen) in zee zijn terechtkomen. De milieuconcentratie berekend zoals in § 4.3.1 beschreven bedraagt dan 0,038 mg/l.

4.3.1.4 Hydrochinon

Uit de fiche in bijlage 2 blijkt dat hydrochinon een vaste stof is die zeer oplosbaar is in water (oplosbaarheid = 65 g/l bij 20°C). Het product wordt langzaam geoxideerd tot

chinon (52% geoxideerd binnen 96 uur). Wanneer de LC₅₀-waarden van beide stoffen voor vissen worden vergeleken kan worden besloten dat deze praktisch gelijk zijn:

nl. *Pimephales promelas* : hydrochinon : 0,044 mg/l

chinon : 0,045 mg/l

Oncorhynchus mykiss: hydrochinon : 0,097 mg/l

chinon : 0,125 mg/l

Gezien de toxiciteit van deze producten voor vissen ongeveer gelijk is en weinig fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevens voor chinon voorhanden zijn, wordt verder gewerkt met de fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevens van hydrochinon.

Door de zeer lage LC₅₀ waarden kunnen hydrochinon en zijn oxidatieproduct chinon beschouwd worden als zeer toxische stoffen voor biota.

Met behulp van het Mackay model werd een schatting gemaakt van de milieudistributie van de stof, weergegeven in tabel 4.3.

Tabel 4.3: Theoretische verdeling van hydrochinon over de verschillende milieucompartimenten volgens het Mackay model

Milieucompartiment	Distributie (%)
lucht	23,74
water	76,01
bodem	0,13
sediment	0,12
zwevende stof	0
biota	0

De totale hoeveelheid hydrochinon die in zee is terechtgekomen bedraagt 5 000 kg. Dit is ook de volledige lading aan boord van de HFE.

Uit de monitoring is gebleken dat een maximale concentratie aan hydrochinon werd waargenomen van 1,8 mg/l. Er wordt verondersteld dat dit de reële milieuconcentratie is

van deze stof. Gezien in de reële situatie reeds alle hydrochinon verloren is gegaan in het milieu is de reële milieuconcentratie ook de worst case concentratie.

4.3.1.5 Tribasisch loodsulfaat

Het tribasisch loodsulfaat ($\text{PbSO}_4 + 2 \text{PbCO}_3 + \text{Pb(OH)}_2$) aan boord van het schip was verpakt in papieren zakken. Gezien al eerder vermeld werd dat deze papieren zakken - 4 lagig en met een polyethyleenlaag bedekt - in het water stukgaan en uit de monitoring inderdaad gebleken is dat lood in het water teruggevonden werd, kan verondersteld worden dat, hoewel de volledige lading gerecupereerd werd, er waarschijnlijk toch een deel lood in het mariene milieu is terechtgekomen. Dit lood lost langzaam op in water (oplosbaarheid = 44 mg/l).

De 96 h LC_{50} van oplosbaar lood voor vissen bedraagt ongeveer 1,38 mg/l; op langere termijn (28 dagen) bedraagt de LC_{50} 0,22 mg/l.

Uit de monitoring kan afgeleid worden dat de hoogste waargenomen waarde voor lood in het zeemilieu 0,076 mg/l bedraagt. Deze waarde wordt vooropgesteld als milieuconcentratie voor deze stof. Bij omrekening betekent dit dat 190 kg loodsulfaat toch in zee is terechtgekomen. Deze waarde staat voor 1% van de totale lading.

In het ergste geval komt 19 925 kg tribasisch loodsulfaat, de totale hoeveelheid aan boord van de veerboot, vrij in het mariene milieu. Daar het hier een anorganisch product betreft, kan het Mackay model niet gebruikt worden om de verdeling van de stof over de milieucompartimenten te bepalen. Wanneer verondersteld wordt dat alle loodsulfaat oplost in het mariene milieu dan wordt een worst case milieuconcentratie van 9,5 mg/l bekomen.

In tabel 4.4 wordt een overzicht gegeven van alle reële en 'worst case' milieuconcentraties tengevolge van de ramp met de HFE.

Tabel 4.4: Overzicht van de 'real case' en 'worst case' milieuconcentraties ten gevolge van de ramp met de Herald of Free Enterprise

Stof	Milieuconcentratie (mg/l) 'real case'	Berekende milieuconcentratie (mg/l) 'worst case'
Tolueendiisocyanaat TOLUEEN	0,040	0,055
Cyanide bevattende afvalstoffen CYANIDEN	0,005	0,005
Komponenten van lederverf TOLUEEN	0,005	0,038
Hydrochinon	1,8	1,8
Loodsulfaat	0,076	9,5

4.3.2 Selectie ecotoxiciteitsgegevens

Voor elke groep biota werd met behulp van de database Noordzee de laagste (of lower range) L(E)C₅₀ waarden geselecteerd. Deze gegevens werden gecorrigeerd voor temperatuur en tijd. Deze correcties en de berekeningen van de directe en indirecte verliezen werden uitgevoerd gebruik makend van de Excel 5.0 werkbladen die te vinden zijn op de diskette in bijlage. Hierna wordt een voorbeeld uitgewerkt van de uitgevoerde berekeningen van de stof toluen voor de biotagroep vissen. Voor de overige stoffen worden de berekeningen weergegeven in bijlage 3.

4.3.2.1 Beschikbare ecotoxicologische gegevens

Gezien de grote hoeveelheid ecotoxicologische data voor vissen die voorhanden zijn voor toluen, werd een eerste ruwe selectie doorgevoerd. (De volledige lijst met data is echter wel terug te vinden in de database Noordzee) In de onderstaande tabel wordt deze selectie weergegeven. Hierbij wordt telkens vermeld of de test uitgevoerd is in zoet (F) of zout (M) water. Zoals reeds bleek in het vorige rapport, worden de meeste toxiciteitstesten uitgevoerd met standaardorganismen representatief voor een bepaalde groep organismen, zodat hier slechts zelden commerciële soorten worden aangetroffen.

Tabel 4.5 : Geselecteerde ecotoxicologische gegevens voor de vissen blootgesteld aan toluen

GROEP	SPECIES	EINDPUNT	TIJD (h)	TEMP (°C)	CONC (mg/l)
Vissen M	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (fry)	LC ₅₀	48	10,2-11,6	6,19
Vissen M	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (fry)	LC ₅₀	96	4	6,41
Vissen F	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	96	12	5,8
Vissen F	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₅₀	96	7,6-10,4	5,5
Vissen F	<i>Pimephales promelas</i> (juv.)	LC ₅₀	96	20	12,6
Vissen F	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	96	22	13
Vissen F	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	96	21	28,2
Vissen F	<i>Clarias lazera</i>	LC ₅₀	96	23	26,2
Vissen F	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀	96	18	23
Vissen F	<i>Brachydanio rerio</i>	LC ₅₀	48	?	25

Uit de bovenstaande tabel werd de 96h LC₅₀ van 6,41 mg/l toluen voor *Oncorhynchus gorbuscha* geselecteerd. Om de verdere berekeningen te kunnen uitvoeren moet deze waarde nog aangepast worden aan de zeewatertemperatuur (5,6°C) en het aantal dagen blootstelling (veronderstelling: 2 dagen op basis van halfwaardetijden van stoffen).

4.3.2.2 Correctie voor de temperatuur

De weerhouden waarde werd gecorrigeerd naar een temperatuur van 5,6°C (gemiddelde zeewatertemperatuur in de maand maart) met de volgende vergelijking.

$$\log_{10}(\text{LC}_{50T}) = \log_{10}(\text{LC}_{50T_0}) + \alpha(T_0 - T)$$

$$\log_{10}(\text{LC}_{50 5,6^\circ\text{C}}) = \log_{10}(6,41) + 0,04956(4 - 5,6) = \underline{0,728}$$

4.3.2.3 Correctie voor de tijd

Na de correctie voor de temperatuur werd deze LC_{50} waarde verder omgerekend naar een blootstellingsperiode van 2 dagen met de volgende vergelijking

$$\log_{10}(LC_{50t}) = -\beta(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$$

$$\log_{10}(LC_{50t}) = -0,8175 (\log_{10}2 - \log_{10}4) + 0,728 = \underline{0,974}$$

Deze waarde: 9,4 mg/l is dus de 2d LC_{50} waarde bij 5,6°C voor *Oncorhynchus gorbuscha*.

Hierna wordt een overzicht gegeven van de gecorrigeerde waarden voor alle beschouwde stoffen voor de verschillende biotagroepen.

Tabel 4.6 : Overzicht van de gecorrigeerde toxiciteitsgegevens voor de verschillende chemische stoffen voor de verschillende biotagroepen. De L(E) C_{50} waarden werden gecorrigeerd voor een temperatuur van 5,6°C (gemiddelde zeewatertemperatuur in maart in deze zone) en een blootstellingsduur van 2 dagen

Biota groep	L(E) C_{50} (mg/l)				
	TDI toluen	CN bev. afval Cyaniden	Comp. lederverf toluen	Hydrochinon	Lood
Fytoplankton	57,3	2,48	57,3	140,3	18,1
Zoöplankton	101,4	0,308	101,4	0,394	0,78
Invertebraten	21,6	1,45	21,6	2,167	0,954
Mollusken	889,6	3,94	889,6	0,666	9,416
Vissen	9,4	0,114	9,4	0,202	2,853

4.3.3 Berekening directe verliezen

De directe verliezen veroorzaakt door de lozing worden berekend aan de hand van de volgende vergelijkingen die schematisch voorgesteld worden in Deel 3: Voorstel van beleidsinstrumenten.

Opnieuw wordt hier als voorbeeld de directe verliezen aan vissen voor toluen tengevolge van een lozing toluendiisocyaan (real case) uitgewerkt.

$$Y_0 = \frac{X_0 - \mu}{\sigma}$$

met $X_0 = \log_{10}(C_0) = \log_{10}(0,040) = -1,39794$

met $\mu = \log_{10}(LC_{50}) = 0,973654$

$$Y_0 = \frac{X_0 - \mu}{\sigma} = \underline{-2,85734}$$

De P_0 waarde of het direct verlies dat met deze Y_0 waarde overeenstemt kan afgeleid worden aan de hand van tabel in bijlage en bedraagt 0,002 of procentueel uitgedrukt een direct verlies van het visbestand van 0,2 %.

Analoog werden ook de verliezen voor de andere stoffen en biotagroepen berekend. Deze verliezen worden weergegeven in tabel 4.7 en tabel 4.8.

Tabel 4.7: Overzicht van de directe verliezen (P-waarden in %) voor de verschillende groepen biota tengevolge van de blootstelling aan de 'real case' milieuconcentraties.

Stof	BEREKENDE DIRECTE VERLIEZEN (P-waarden in %)				
	Fytoplankton	Zoöplankton	Invertebraten	Mollusken	Vissen
TDI toluen	0,00723	0,00207	0,0483	0 (niet in tabel)	0,2
CN-bevat. afval cyaniden	0,0687	1,6	0,2	0,0233	5,1
comp. lederverf toluen	0,0000479	0,00000966	0,00034	0 (niet in tabel)	0,00481
Hydrochinon	1,1	78,5	46	69,8	87,3
Loodsulfaat	0,2	11,3	9,3	0,6	2,9

Tabel 4.8 : Overzicht van de directe verliezen (P-waarden in %) voor de verschillende groepen biota tengevolge van de blootstelling aan 'worst case' milieuconcentraties.

Stof	BEREKENDE DIRECTE VERLIEZEN (P-waarden in %)				
	Fytoplankton	Zoöplankton	Invertebraten	Mollusken	Vissen
TDI toluen	0,0159	0,00481	0,0968	0,0000170	0,4
CN-bevat. afval cyaniden	0,0687	1,6	0,2	0,0233	5,1
comp. lederverf toluen	0,00723	0,00207	0,0483	0	0,187
Hydrochinon	1,1	78,5	46	69,8	87,3
Loodsulfaat	36,7	90,5	88,5	50	73,6

De uitgevoerde berekeningen geven de directe verliezen weer aan biota voor elke stof afzonderlijk. Gezien op het ogenblik van de ramp meerdere stoffen tegelijk vrijgekomen zijn, moet er ook rekening gehouden worden met mogelijke additieve, synergistische en antagonistische inwerkingen. Hierdoor wordt het zeer moeilijk om de totale impact van de lozing te voorspellen. Analooq met de vorige case studie (Persoone *et al.*, 1996) worden hier opnieuw de waarden weerhouden van de stoffen die de grootste impact hebben op het mariene milieu. Deze waarden (per biotagroep) geven het totale eindverlies weer op het mariene milieu. In de tabellen 4.9 en 4.10 worden deze eindverliezen weergegeven.

Tabel 4.9 : Reëel eindverlies (%) voor de verschillende biotagroepen

Naam chemische stof	biotagroep	Eindverlies (%)
Hydrochinon	fytoplankton	1,1
Hydrochinon	zoöplankton	78,5
Hydrochinon	invertebraten	46
Hydrochinon	mollusken	69,8
Hydrochinon	vissen	87,3

Uit tabel 4.9 kan worden besloten dat de grootste schade - op korte termijn, 2 dagen - aan het mariene milieu zal veroorzaakt worden door het vrijkomen van 5 000 kg hydrochinon. Het effect op het fytoplankton kan als verwaarloosbaar beschouwd worden. Er moet wel rekening gehouden worden met het feit dat de milieuconcentratie gebruikt voor hydrochinon de maximale gemeten monitoringwaarde was, zodat de hier berekende verliezen maximale 'real case' verliezen zijn.

Tabel 4.10 : 'Worst case' eindverlies (%) voor de verschillende biotagroepen

Naam chemische stof	biotagroep	Eindverlies (%)
Loodsulfaat	fytoplankton	36,7
Loodsulfaat	zoöplankton	90,5
Loodsulfaat	invertebraten	88,5
Hydrochinon	mollusken	69,8
Hydrochinon	vissen	87,3

Bij de 'worst case' waarbij verondersteld wordt dat alle aanwezige stoffen vrijkomen in het milieu, hebben vooral loodsulfaat en hydrochinon een grote impact op de aanwezige biota.

4.3.4 Berekening indirecte verliezen

Onder indirecte verliezen worden die verliezen verstaan die via de voedselketen tot uiting komen. Die zijn dus te wijten aan het effect van de lozing op de lagere trofische niveaus.

Na een correctie voor de meetmethode werd de totale primaire productie (P_p) op het BCP op jaarbasis geschat op 410 g C/m^2 . Op dagbasis wordt dit $1,12 \text{ g C/m}^2$. De secundaire productie van het zoöplankton bedraagt dan $0,056 \text{ g C/m}^2$ (consumptie = 25%, transferefficiëntie = 20%). Analog (consumptie = 40%) wordt een secundaire productie voor het benthos van $0,09 \text{ g C/m}^2$ bekomen.

De berekeningen van de indirecte verliezen tengevolge van de reële ramp en de fictieve worst case met de HFE worden hieronder in detail weergegeven (zie ook bijlage 3).

4.3.4.1 Real case indirecte verliezen

Het direct verlies aan primaire productie wordt als volgt berekend (zie ook deel 3: flowcharts):

$$P_{pv} = 12,5 \cdot P_0 \cdot P_p \cdot A \cdot \delta t$$

$$P_{pv} = 12,5 \cdot 0,011 \cdot 1,12 \cdot 209\,764 \cdot 2 = \underline{64\,607 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de indirecte verliezen aan secundaire productie berekend worden.

Indirect verlies zoöplankton (P_{zvi})

$$P_{zvi} = e \cdot a_z \cdot P_{pv}$$

$$P_{zvi} = 0,2 \cdot 0,25 \cdot 64\,607 = \underline{3\,230 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e. a_b. P_{pv}$$

$$P_{bvi} = 0,2. 0,4. 64\ 607 = \underline{5\ 169\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{zvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,47. 3\ 230 = \underline{304\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 5\ 169 = \underline{414\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Het direct verlies aan zoöplankton kan aan de hand van de volgende formule bepaald worden:

$$P_{zv} = 12,5. P_0. P_p. A. \delta t$$

$$P_{zv} = 12,5. 0,785. 0,056. 209\ 764. 2 = \underline{230\ 531\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor de hogere trofische niveaus als volgt berekend worden:

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e. a_b. P_{zv}$$

$$P_{bvi} = 0,2. 0,53. 230\ 531 = \underline{24\ 436\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{zv}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,47. 230\ 531 = \underline{21\ 670\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 24\ 436 = \underline{1\ 955\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Het direct verlies aan benthos (P_{bv}) wordt als volgt berekend:

$$P_{bv} = 12,5.P_0.P_b.A.\delta t$$

$$P_{bv} = 12,5. 0,46. 0,09. 209\ 764. 2 = 217\ 106\ g \text{ (nat gewicht) (invertebraten)}$$

$$P_{bv} = 12,5. 0,698. 0,09. 209\ 764. 2 = 329\ 434\ g \text{ (nat gewicht) (mollusken)}$$

$$P_{bv \text{ gemiddeld}} = \underline{273\ 270\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor het hogere trofische niveau berekend worden met de volgende vergelijking:

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bv}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 273\ 270 = \underline{21\ 862\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

In tabel 4.11 wordt een overzicht gegeven van de reële indirecte verliezen per trofisch niveau.

Tabel 4.11: Overzicht van de reële indirecte verliezen tengevolge van de ramp met de HFE

Biotagroep	Indirecte verliezen (g nat gewicht)
zoöplankton	3 230
benthos	29 605
pelagische vissen	21 974
demersale vissen	24 231

Uit tabel 4.11 kan worden besloten dat de grootste verliezen aan biota (in gewicht) tengevolge van het effect van de lozing op de lagere trofische niveaus optreden bij het benthos en demersale en pelagische vissen.

4.3.4.2 Worst case indirecte verliezen

Het direct verlies aan primaire productie wordt als volgt berekend (zie ook deel 3: flowcharts) :

$$P_{pv} = 12,5 \cdot P_0 \cdot P_p \cdot A \cdot \delta t$$

$$P_{pv} = 12,5 \cdot 0,367 \cdot 1,12 \cdot 209\,764 \cdot 2 = \underline{2\,155\,535 \text{ g (nat gewicht)}}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de indirecte verliezen aan secundaire productie berekend worden.

Indirect verlies zoöplankton (P_{zvi})

$$P_{zvi} = e \cdot a_z \cdot P_{pv}$$

$$P_{zvi} = 0,2 \cdot 0,25 \cdot 2\,155\,535 = \underline{107\,777 \text{ g (nat gewicht)}}$$

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e \cdot a_b \cdot P_{pv}$$

$$P_{bvi} = 0,2 \cdot 0,4 \cdot 2\,155\,535 = \underline{172\,443 \text{ g (nat gewicht)}}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e \cdot a_v \cdot P_{zvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2 \cdot 0,47 \cdot 107\,777 = \underline{10\,131 \text{ g (nat gewicht)}}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e \cdot a_v \cdot P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2 \cdot 0,4 \cdot 172\,443 = \underline{13\,795 \text{ g (nat gewicht)}}$$

Het direct verlies aan zoöplankton kan aan de hand van de volgende formule bepaald worden:

$$P_{zv} = 12,5 \cdot P_0 \cdot P_p \cdot A \cdot \delta t$$

$$P_{zv} = 12,5 \cdot 0,905 \cdot 0,056 \cdot 209\,764 \cdot 2 = \underline{265\,771 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor de hogere trofische niveaus als volgt berekend worden:

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e \cdot a_b \cdot P_{zv}$$

$$P_{bvi} = 0,2 \cdot 0,53 \cdot 265\,771 = \underline{28\,172 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e \cdot a_v \cdot P_{zv}$$

$$P_{vvi} = 0,2 \cdot 0,47 \cdot 265\,771 = \underline{24\,982 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e \cdot a_v \cdot P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2 \cdot 0,4 \cdot 28\,172 = \underline{2\,254 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Het direct verlies aan benthos (P_{bv}) wordt als volgt berekend:

$$P_{bv} = 12,5 \cdot P_0 \cdot P_b \cdot A \cdot \delta t$$

$$P_{bv} = 12,5 \cdot 0,885 \cdot 0,09 \cdot 209\,764 \cdot 2 = 417\,693 \text{ g (nat gewicht) (invertebraten)}$$

$$P_{bv} = 12,5 \cdot 0,698 \cdot 0,09 \cdot 209\,764 \cdot 2 = 329\,434 \text{ g (nat gewicht) (mollusken)}$$

$$P_{bv \text{ gemiddeld}} = \underline{373\,564 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor het hogere trofische niveau berekend worden met de volgende vergelijking:

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. av. P_{bv}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 373\ 564 = \underline{29\ 885\ g\ (nat\ gewicht)}$$

Tabel 4.12: Overzicht van de worst case indirecte verliezen tengevolge van de ramp met de HFE

Biotagroep	Indirecte verliezen (g nat gewicht)
zoöplankton	107 777
benthos	200 615
pelagische vissen	35 113
demersale vissen	45 934

Uit tabel 4.12 kan worden besloten dat de grootste verliezen aan biota (in gewicht) tengevolge van het effect van de lozing op de lagere trofische niveaus optreden bij het benthos, gevolgd door zoöplankton en demersale en pelagische vissen.

4.3.5 Berekening verlies vogelbestand

Het verlies aan vogels tengevolge van de ramp met de HFE wordt niet berekend gezien het hier enkel chemische stoffen betrof. Enkel lood zou op lange termijn mogelijks een probleem kunnen vormen wanneer het via de voedselketen opgenomen wordt door de vogels. Gezien cijfers omtrent de consumptie van de vispopulatie door vogels ontbreken wordt hier niet verder op ingegaan.

4.4 Economische impactbepaling

4.4.1 Commerciële visserij

4.4.1.1 'Real' en 'worst' case directe verliezen

Uitgaande van de beschikbare aanvoergegevens van vis in de Belgische havens is het mogelijk een commerciële prijsindex te berekenen per klasse Gadiformes (ronde demersale vissen), Pleuronectiformes (demersale platvissen) en Crustacea. De prijsindex wordt berekend in functie van de commerciële visaanvoer in de Belgische havens. Tabel 4.13 geeft een overzicht van de gemiddelde aanvoer, de aanvoerwaarde en de prijs per vissoort voor 1996. Om de kosten beter te kunnen inschatten van de verliezen indien de ramp met de 'Herald of Free Enterprise' zich nu zou voordoen, wordt er geopteerd voor het gebruik van de gegevens voor 1996.

Tabel 4.13: Gemiddelde aanvoer, aanvoerwaarde en prijs per kilogram van de demersale vissoorten voor 1996¹

Soort	Gewicht (kg)	Totale aanvoerwaarde (BEF)	Prijs BEF/kg
Gadiformes			
schelvis	193 418	6 943 266	35,90
kabeljauw	2 705 098	154 294 912	57,04
koolvis	16 141	522 330	32,36
wijting	694 030	22 273 236	32,09
pollak	81 591	4 682 247	57,39
leng	118 733	5 478 734	46,14
heek	24 166	1 942 510	80,38
steenbolk	306 424	5 575 434	18,20
TOTAAL	4 139 601	201 712 669	48,72
Pleuronectiformes			
schol	5 093 393	333 234 644	65,42
bot	208 080	3 668 027	17,63
schar	506 762	24 366 831	48,08
tong	4 138 680	1 248 716 679	301,72
tarbot	272 665	100 454 485	368,42
griet	362 527	94 904 651	261,79
tongschar	962 703	111 552 260	115,87
schartong	111 715	5 704 939	51,07
heilbot	780	275 115	352,71
rog	1 280 717	74 515 899	58,18
TOTAAL	12 938 022	1 997 393 530	154,38
Gadiformes & Pleuronectiformes			
TOTAAL	17 077 623	2 199 106 199	128,77

Een maximaal commercieel verlies aan visvangsten kan theoretisch berekend worden door de bekomen gegevens samen te voegen met de 'gemiddelde jaarlijkse biomassa' (kg/km²). De zone van de lozing valt in het gebied Oostende-Nederlandse grens (zone IB). In tabel 4.14 werden zowel voor de 'real' als voor de 'worst' case de commerciële prijsindex en de theoretisch maximale verliezen samengevat. Het % mortaliteit van de vissen ten gevolge van de verontreiniging wordt bekomen uit het biologische effecten submodel en bedraagt bv. voor de Gadiformes 87,3%.

¹ Ministerie van landbouw, Dienst voor de Zeevisserij, De Belgische zeevisserij aanvoer en besomming, 1996.

Tabel 4.14: Berekening van commerciële prijsindex en theoretisch maximale verliezen voor de 'real' en 'worst' case

	Gadiformes	Pleuronectiformes	Crustacea
Biomassa (kg/km ²)	3 600	1 200	472
F _{com}	0,5	1	0,93
Commerciële prijsindex (BEF/kg)	48,7	154,4	160,8
Theoretisch maximaal verlies (BEF/km ²)	87 660	185 280	70 585
'REAL CASE'			
Mort	0,873	0,873	0,460
EV _{com}	76 527	161 750	32 470
EV _{com-ver} (HFE-case): 270 747 BEF/km ² x 0.0289 km ² = 7 825 BEF			
'WORST CASE'			
Mort	0,873	0,873	0,885
EV _{com}	76 527	161 750	62 468
EV _{com-ver} (HFE-case): 300 745 BEF/km ² x 0.0289 km ² = 8 692 BEF			

In totaal bedragen de economische verliezen voor de commerciële visserij ten gevolge van de HFE-'real case' 7 825 BEF en van de HFE-'worst case' 8 692 BEF. Deze lage bedragen hebben voornamelijk te maken met de kleine oppervlakte die in aanmerking is genomen. Mocht een dergelijke verontreiniging zich voordoen over een grotere oppervlakte dan duiden bovenstaande gegevens aan dat dit commerciële verliezen kan teweegbrengen tot 300 000 BEF/km². Evenwel zullen de concentraties dan ook lager zijn zodat in deze gevallen ook het % mortaliteit zou dalen en dus bijgevolg de economische verliezen.

4.4.1.2 Real case indirecte verliezen aan demersale vissen

Voor het berekenen van de indirecte verliezen wordt de commerciële prijsindex van alle demersale vissen gebruikt, zonder onderscheid te maken in Gadiformes en Pleuronectiformes. Deze bedraagt 128,8 BEF/kg in 1996. Uit het biologisch effecten submodel worden gegevens bekomen met betrekking tot de indirecte verliezen aan

commerciële visserij tengevolge van effecten op fytoplankton, zoöplankton en benthos. De verliezen aan commerciële visserij zijn als volgt :

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\text{☞ } 0,414 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF/kg} = 53,3 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\text{☞ } 1,955 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF/kg} = 251 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\text{☞ } 21,862 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF/kg} = 2\ 816 \text{ BEF}$$

Het economische verlies, door indirect verliezen aan demersale vis, zal aldus voor de 'real case' 3 120 BEF bedragen.

Dit maakt dat het totaal economisch verlies aan demersale vis 10 945 BEF bedraagt in de 'real case'.

4.4.1.3 Worst case indirecte verliezen aan demersale vissen

Op een identieke wijze kan de berekening doorgevoerd worden voor het worst case scenario:

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\text{☞ } 13,795 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF} = 1\ 777 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\text{☞ } 2,254 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF} = 290 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\text{☞ } 29,885 \text{ kg} \times 128,8 \text{ BEF} = 3\ 849 \text{ BEF}$$

Het economische verlies, door indirecte verliezen aan demersale vissen, zal voor de 'worst case' 5 886 BEF bedragen.

Dit maakt dat het totaal economische verlies aan demersale vis 14 578 BEF bedraagt in de 'worst case'.

4.4.2 Recreationele visserij

4.4.2.1 Real en worst case directe verliezen voor recreatie

Recreatieve visserij is voornamelijk gericht op soorten zoals wijting (65%), bot en schar (30%). In het totaal wordt er per jaar ongeveer 1 390 ton vis gevangen door strand- en boothengelaars. Deze getallen zijn schattingen vermits men uitgaat van verschillende assumpties (zoals aantal uren vissen, hoeveelheid gevangen vis).

Een recreatieve prijsindex kan berekend worden per klasse. We nemen hier echter enkel Gadiformes (wijting) in beschouwing vermits bot en schar, slechts instaan voor 3,2% van het totaal Pleuronectiformes visbestand en aldus te verwaarlozen is. De prijsindex is in dit geval gelijk aan de commerciële visprijs van wijting voor 1996 (specifiek voor de soort). Dit is natuurlijk niet de echte recreatieve prijs maar is aanvaardbaar als schattingsprijs gezien in deze prijs geen kosten in rekening worden gebracht die eigen zijn aan transport en verkoopactiviteiten na het verkopen in de vismijn. Een theoretisch maximaal recreatieve visverlies kan berekend worden door deze visprijs samen te voegen met de 'gemiddelde jaarlijkse biomassa' (kg/km²). De zone van de lozing valt in het gebied Oostende-Nederlandse grens (zone IB). In tabel 4.15 werden zowel voor de 'real' als voor de 'worst' case de recreatieve prijsindex en de theoretisch maximale verliezen samengevat.

Tabel 4.15: Berekening van recreatieve prijsindex en theoretisch maximale verliezen voor de 'real' en 'worst' case

	Gadiformes
Biomassa (kg/km ²)	3 600
F _{rekr}	0,22
Commerciële prijsindex van wijting (BEF/kg)	32,1
Theoretisch maximaal verlies (BEF/km ²)	25 423
'REAL CASE' & 'WORST CASE'	
Mort	0,873
EV _{rekr}	22 194
EV _{rekr-ver} (HFE-case): 22 194 BEF/km ² x 0.0289 km ² = 641 BEF	

4.4.2.2 Real case indirecte verliezen aan demersale vissen voor recreatie

Voor het berekenen van de indirecte verliezen aan recreatieve visserij wordt de gemiddelde commerciële prijsindex van wijting, bot en schar gebruikt namelijk 32,6 BEF (1996). Rekening houdende met het relatieve aandeel in gewicht van wijting, bot en schar t.o.v. de totale demersale vispopulatie (Gadiformes en Pleuronectiformes), zijnde ongeveer 8 %, kunnen de indirecte verliezen aan recreatieve visserij tengevolge van effecten op fytoplankton, zoöplankton en benthos berekend worden deze zijn :

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\text{☞ } 0,034 \times 32,6 \text{ BEF/kg} = 1,1 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\text{☞ } 0,162 \text{ kg} \times 32,6 \text{ BEF/kg} = 5,3 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\text{☞ } 1,815 \text{ kg} \times 32,6 \text{ BEF/kg} = 59,2 \text{ BEF}$$

Het economische verlies, door indirecte verliezen aan demersale vis, bedraagt in de 'real case' 66 BEF.

Het totaal economische verlies aan demersale vis voor recreatie bedraagt 707 BEF in de 'real case'.

4.4.2.3 Worst case indirecte verliezen aan demersale vissen voor recreatie

Op een identieke wijze kan de berekening doorgevoerd worden voor het worst case scenario:

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\text{☞ } 1,145 \text{ kg} \times 32,6 \text{ BEF} = 37,4 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\text{☞ } 0,187 \text{ kg} \times 32,6 \text{ BEF} = 6,1 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\text{☞ } 2,481 \text{ kg} \times 32,6 \text{ BEF} = 80,9 \text{ BEF}$$

Het economische verlies, door indirect verliezen aan demersale vis, bedraagt in de 'worst case' 124 BEF.

Het totaal economische verlies aan demersale vis voor recreatie bedraagt 765 BEF in de 'worst case'.

4.4.3 Opmerkingen en besluiten

Tabel 4.16 geeft een overzicht aan de economische milieuwaarde verliezen tengevolge van de verontreiniging bij de Herald of Free Enterprise ramp.

Tabel 4.16: Overzicht van de economische milieuwaarde verliezen tengevolge van de verontreiniging bij de Herald of Free Enterprise ramp

REAL CASE	
COMMERCIELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	7 825 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	2 816 BEF
- <i>T.g.v. directe fytoplankton verliezen</i>	53 BEF
- <i>T.g.v. directe zoöplankton verliezen</i>	251 BEF
- <i>T.g.v. directe benthos verliezen</i>	2 816 BEF
RECREATIONELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	641 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	66 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES AAN DEMERSALE VIS	11 348 BEF
WORST CASE	
COMMERCIELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	8 692 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	5 886 BEF
- <i>T.g.v. directe fytoplankton verliezen</i>	1 777 BEF
- <i>T.g.v. directe zoöplankton verliezen</i>	290 BEF
- <i>T.g.v. directe benthos verliezen</i>	3 849 BEF
RECREATIONELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	641 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	124 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES AAN DEMERSALE VIS	15 343 BEF

Het verlies aan vogels tengevolge van de ramp werd niet berekend gezien het chemische stoffen betrof. Ook de invloed op het toerisme of andere effecten kunnen moeilijk in aanmerking genomen worden.

Zeker in het kader van de economische benadering van de verliezen tengevolge van rampen op zee, dient in het geval van de Herald of Free Enterprise de aandacht getrokken worden op het enorme menselijke leed dat een dergelijke ramp heeft teweeggebracht en die van een andere grootte-orde is dan de benaderingen in deze studie. Deze berekeningen dienen dan ook los daarvan gezien te worden als louter verontreinigingen in de zee, zonder het menselijk leed in ogenschouw te nemen dat op dat moment gebeurde.

Enkel rekening houdende met de verontreinigingen zijn bovenstaande cijfers goede benaderingen van de economische verliezen tengevolge van acute effecten op vis, fyto- en zoöplankton en benthos. Dit wil dan ook zeggen dat het nog heel moeilijk is de chronische effecten in rekening te nemen die op langere termijn ontstaan. Bovendien zijn bovenstaande benaderingen ook gebaseerd op de marktprijs en de schattingsprijsmethode, terwijl ook geen 'bereidheid tot betalen' is nagegaan voor het vermijden van dergelijke catastrofes. Rekening houdende met al deze opmerkingen kan gesteld worden dat bovenstaande cijfers een zeker houvast bieden met betrekking tot de schatting van de directe economische verliezen. Anderzijds omvat het niet het totale waardeverlies van het marien milieu, en is het dus een onderschatting.

5 Olieverontreiniging : 'Amer Fuji - Meritas' - ongeval

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden 2 case studies uitgewerkt waarbij olie geloosd werd in zee. Enerzijds wordt het effect van een olielozing in volle zee op het mariene milieu nagegaan, anderzijds wordt de impact van een strandlozing op de biota - in het bijzonder de vogelpopulatie - bekeken. Beide case studies zijn gebaseerd op de werkelijk gebeurde ramp met de schepen 'Amer Fuji' en 'Meritas'. Enkel voor de strandlozing werd het ongeval getransponeerd naar het Zwin Estuarium.

5.2 Beschrijving van de case studies 'Amer Fuji - Meritas'

Op 17 maart 1992 komt bij een aanvaring van de schepen 'Amer Fuji' en 'Meritas' naar schatting 225 m³ zware stookolie (heavy fuel oil: 320 cst (centistokes = eenheid kinematische viscositeit, cm²/sec.10²)) in zee terecht. Diezelfde dag wordt visueel olievervuiling op zee waargenomen, maar door de beperkte zichtbaarheid is de omvang van de vlek niet gekwantificeerd. Op 18 maart wordt ter hoogte van de coördinaten 51°25.5'N en 2°54'E (overgangszone = zone II van het Belgisch Continentaal Plat) een olievlek met een oppervlakte van 30 km² (10 x 3 km) waargenomen. Van deze oppervlakte is slechts 60% effectief met olie bedekt. Een schatting van de oliehoeveelheid door zowel het Belgische als het Nederlandse waarnemingsvliegtuig levert volumes op van respectievelijk 220 en 225 m³.

Er wordt overgegaan tot mechanische recuperatie met gespecialiseerde Nederlandse schepen. Hierbij wordt naar schatting 60 m³ zuivere olie opgehaald. Hierdoor blijft nog 160 m³ olie over in zee. Na de recuperatie-operaties bleef een aanzienlijk zeeoppervlak verontreinigd (waarnemingen Belgische vliegtuig op 19 maart) (BMM, dossier Amer Fuji-Meritas).

Bij de open zee lozing wordt dus verondersteld dat 160 m³ heavy fuel oil in zee is terechtgekomen (zone II), aangezien 60 m³ reeds na de eerste dag werd gerecupereerd. Daar op 19 maart (3 dagen na de spill) nog een aanzienlijk zeeoppervlak verontreinigd bleek, er aangenomen wordt dat niet alle nog aanwezige olie op 1 dag zal degraderen en er

enkel acute effecten bekeken worden, wordt een blootstellingsperiode van 4 dagen verondersteld.

De strandlozing is een fictieve situatie. Veronderstel dat een sterke NW wind de olievlek naar de Zwinmonding doet afdrijven en de schorren en slikken van het Zwin bevult. Bij deze tweede case studie is het vooral de bedoeling om de impact te bepalen van de olieverontreiniging op het vogelbestand van dit gebied, daar het Zwin een belangrijk broed- en overwinteringsgebied is voor heel wat vogels.

5.3 Ecologische impactbepaling

5.3.1 Bepalen van de milieuconcentratie

Gezien geen verdere specifieke gegevens bekend zijn met betrekking tot de samenstelling van de vrijgekomen zware stookolie - bvb. totaal gehalte aan koolwaterstoffen of wateroplosbare concentraties aan aromaten - wordt voor de bepaling van de milieuconcentratie (open zee lozing) gebruik gemaakt van literatuurgegevens. Neff en Anderson vermeldden in 'Response of marine animals to petroleum and specific hydrocarbons' (1981) gegevens in verband met de concentraties van koolwaterstoffen in de 100% wateroplosbare fractie van 4 API (American Petroleum Institute) referentie oliën. Het betreft hier 2 ruwe oliën; nl. Kuwait crude oil en South Louisiana crude oil; een stookolie, No. 2 fuel oil en Bunker C residual oil. In deze specifieke case studie wordt gebruik gemaakt van de gegevens voor de No. 2 fuel oil, gezien het hier een zware stookolie betreft. Gezien er meestal te weinig toxicologische gegevens over olie beschikbaar zijn als dusdanig en de aromatische componenten als de meest toxische fractie worden beschouwd, wordt de impact van de olieverontreiniging bepaald aan de hand van de berekende concentraties aan opgeloste aromatische verbindingen (Persoone *et al.*, 1996). De belangrijkste aromatische verbindingen in No. 2 fuel oil worden weergegeven in tabel 5.1. Er wordt aangenomen dat de voorspelde milieuconcentratie (Co) 80% bedraagt van de initiële wateroplosbare aromatische fractie door intense menging met het zeewater.

Tabel 5.1: Concentraties aan aromatische verbindingen aanwezig in de 100% wateroplosbare fractie van No 2 fuel oil en de hieruit afgeleide milieuconcentratie Co. Voor xyleen wordt een onderscheid gemaakt tussen ortho, meta en para substitutie. De concentraties zijn uitgedrukt in mg/l. (uit Anderson *et al.*, 1974)

Chemische stof	Wateroplosbare fractie	Co
Benzeen	0,55	0,44
Tolueen	1,04	0,832
Ethylbenzeen	0,475	0,38
Xyleen (m,p,o)	0,795	0,636
Trimethylbenzeen	0,97	0,776
Naftaleen	0,84	0,672
1-methylnaftaleen	0,34	0,272
2-methylnaftaleen	0,48	0,384
Dimethylnaftaleen	0,24	0,192
Trimethylnaftaleen	0,03	0,024

5.3.2 Selectie ecotoxiciteitsgegevens

Per biotagroep werden aan de hand van de gegevensbank Noordzee de laagste of lower L(E)C₅₀ waarden bepaald (zie bijlage 4). De ecotoxicologische gegevens werden (indien nodig) gecorrigeerd voor temperatuur en tijd. Deze correcties en de berekeningen van de directe en indirecte verliezen werden uitgevoerd gebruik makend van de Excel 5.0 werkbladen die te vinden zijn op de diskette in bijlage. Een voorbeeld van deze berekeningen wordt voor de stof benzeen en biotagroep: vissen hieronder uitgewerkt. De berekeningen voor de overige stoffen worden weergegeven in bijlage 6.

5.3.2.1 Beschikbare ecotoxicologische gegevens

Gezien de grote hoeveelheid ecotoxicologische data die beschikbaar zijn voor benzeen, testspecies vissen, werd reeds een eerste ruwe selectie doorgevoerd. (De volledige datalijst kan geraadpleegd worden in de gegevensbank Noordzee). In tabel 5.2 worden de geselecteerde gegevens voorgesteld. Hierbij wordt telkens vermeld of de test uitgevoerd

werd in zoet (F) of zout (M) water. Opnieuw worden overwegend data gevonden voor standaardtestspecies.

Tabel 5.2: Geselecteerde ecotoxicologische gegevens voor vissen blootgesteld aan benzeen

GROEP	SPECIES	EINDPUNT	TIJD (h)	TEMP (°C)	CONC (mg/l)
Vissen M	<i>Morone saxatilis</i> (juv.)	LC ₅₀	96	16	5,8
Vissen M	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₅₀	96	9	9,8
Vissen M	<i>Oncorhynchus nerka</i>	LC ₅₀	96	6	10,8
Vissen M	<i>Salvelinus malma</i>	LC ₅₀	96	8	5,5
Vissen F	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	96	22	12,6
Vissen F	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	96	20	20
Vissen F	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	96	15	5,9
Vissen F	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	LC ₅₀	96	4	8,47
Vissen F	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀	96	8	21,8

Uit de bovenstaande tabel wordt de 96h LC₅₀-waarde van 5,5 mg/l benzeen voor de vis *Salvelinus malma* geselecteerd. Om de verliezen te kunnen berekenen moet deze waarde gecorrigeerd worden naar een temperatuur van 5,6°C (gemiddelde zeewatertemperatuur in maart) en 4 dagen blootstelling.

5.3.2.2 Correctie voor de temperatuur

De weerhouden waarde wordt gecorrigeerd naar een temperatuur van 5,6°C met behulp van de volgende vergelijking.

$$\log_{10}(\text{LC}_{50T}) = \log_{10}(\text{LC}_{50T_0}) + \alpha (T_0 - T)$$

$$\log_{10}(\text{LC}_{50 5,6^\circ\text{C}}) = \log_{10}(5,5) + 0,04956 (8 - 5,6) = \underline{0,8593}$$

5.3.2.3 Correctie voor de tijd

De verkregen waarde dient niet gecorrigeerd te worden voor de tijd daar de in situ blootstellingsperiode en de blootstellingperiode tijdens de test beide 96 uur bedragen.

Na correctie bedraagt de 96h LC₅₀ waarde voor *Salvelinus malma* bij 5,6°C; 7,23 mg benzeen/l.

In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gecorrigeerde waarden voor alle beschouwde stoffen voor de verschillende groepen biota.

Tabel 5.3 : Overzicht van de gecorrigeerde toxiciteitsgegevens voor de verschillende chemische stoffen voor de verschillende biotagroepen. De L(E)C₅₀ waarden werden gecorrigeerd voor een temperatuur van 5,6°C (gemiddelde zeevatertemperatuur in maart in deze zone) en een blootstellingsduur van 4 dagen

	L(E)C ₅₀ (mg/l)				
	BIOTAGROEP				
Naam chem. stof	Fytoplankton	Zoöplankton	Invertebraten	Mollusken	Vissen
Benzeen	32,5	43,8	58,9	1 240	7,2
Toluene	32,5	57,5	12,2	565,8	5,3
Ethylbenzeen	21,1	8,8	28,9	1 062,5	33,1
Xyleen (m,p,o)	32,5	1,7	4,2	555,9	18,0
Trimethylbenzeen	1,3 *	29,7 *	31,3	/	9,3 *
Naftaleen	5	3,6	1,5	361,8	1,6
1-Methylnaftaleen	6,5 *	5,9	4,4	153,6 *	46,5
2-Methylnaftaleen	0,2 *	1,4	3,5	3,6 *	1,1 *
Dimethylnaftaleen	0,5 *	2,3	11,6 *	11,6 *	3,5
Trimethylnaftaleen	/	/	/	/	/

* = uitgaande van afgeleide ecotoxicologische data (zie deel 3)

/ = geen waarde beschikbaar

5.3.3 Berekening directe verliezen

De directe verliezen veroorzaakt door de lozing worden berekend aan de hand van de volgende vergelijkingen die schematisch voorgesteld worden in Deel 3: Voorstel van beleidsinstrumenten. Ter verduidelijking worden hieronder de directe verliezen aan vissen blootgesteld aan benzeen berekend.

$$Y_0 = \frac{X_0 - \mu}{\sigma}$$

met $X_0 = \log_{10}(c_0) = \log_{10}(0,44) = -0,3565$

met $\mu = \log_{10}(LC_{50}) = 0,8593$

$$Y_0 = \frac{X_0 - \mu}{\sigma} = \underline{-1,4648}$$

De P_0 waarde of het direct verlies dat met deze Y_0 waarde overeenstemt kan afgeleid worden aan de hand van tabel in bijlage en bedraagt 0,072 of procentueel uitgedrukt een direct verlies van het visbestand van 7,2 %.

Analoog werden ook de verliezen voor de andere stoffen en biotagroepen berekend. Deze verliezen worden weergegeven in tabel 5.4.

Tabel 5.4 : Overzicht van de directe verliezen (P-waarden in %) voor de verschillende groepen biota tengevolge van de blootstelling aan 'real case' milieuconcentraties

Stof	BEREKENDE VERLIEZEN (P-waarden in %)				
	Fytoplankton	Zoöplankton	Invertebraten	Mollusken	Vissen
Benzeen	1,2	8	5	0,00207	7,2
Tolueen	2,8	1,4	7,9	0,0233	16,6
Ethylbenzeen	1,8	5,1	1,2	0,00207	1
Xyleen (m,p,o)	2	30,9	16,1	0,0233	4
Trimethyl benzeen	39,4 *	2,9 *	2,7	/	9,9 *
Naftaleen	14,9	19,2	33,4	0,0483	33
1-Methyl naftaleen	4,8 *	5,5	7,2	0,0483 *	0,4
2-Methyl naftaleen	68,4 *	24,8	12,5	12,1 *	29,1*
Dimethyl naftaleen	34,8 *	9,9	1,6 *	1,6 *	6,4
Trimethyl naftaleen	/	/	/	/	/

* = uitgaande van afgeleide ecotoxicologische data (zie deel 3)

/ = geen waarde beschikbaar

De uitgevoerde berekeningen geven de directe verliezen weer aan biota voor elke stof afzonderlijk. Olie is echter een complex mengsel van organische en anorganische stoffen waarvan de ecologische impact het resultaat is van de gezamenlijke inwerking van de verschillende componenten. De inwerking kan additief, synergistisch of antagonistisch zijn waardoor het moeilijk wordt om de totale impact te voorspellen. In deze case wordt zoals in het voorgaande rapport voor elke biotagroep gekeken welke stof de grootste impact heeft. Deze waarde wordt gezien als het eindverlies voor deze biotagroep. In tabel 5.6 worden deze eindverliezen voorgesteld.

Tabel 5.6 : Eindverlies (%) voor de verschillende biotagroepen

Naam chemische stof	Biotagroep	Eindverlies (%)
Dimethylnaftaleen	Fytoplankton	34,8
Xyleen	Zoöplankton	30,9
Naftaleen	Invertebraten	33,4
Dimethylnaftaleen	Mollusken	1,6
Naftaleen	Vissen	33

Uit tabel 5.6 kan besloten worden dat de grootste schade - op korte termijn, 4 dagen - aan het mariene milieu ten gevolge van de olielozing zal veroorzaakt worden door de stoffen naftaleen, dimethylnaftaleen en xyleen. Het effect van dimethylnaftaleen op de mollusken is verwaarloosbaar (1,6%).

5.3.4 Berekening indirecte verliezen

Onder indirecte verliezen worden die verliezen verstaan die via de voedselketen naar voor komen. Die zijn dus te wijten aan het effect van de lozing op de lagere trofische niveaus.

Na een correctie voor de meetmethode werd de totale primaire productie (P_p) op het BCP op jaarbasis geschat op 410 g C/m^2 . Op dagbasis wordt dit $1,12 \text{ g C/m}^2$. De secundaire productie van het zoöplankton bedraagt dan $0,056 \text{ g C/m}^2$ (consumptie = 25%, transferefficiëntie = 20%). Analoog (consumptie = 40%) wordt een secundaire productie voor het benthos van $0,09 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{d}$ bekomen.

Het direct verlies aan primaire productie wordt als volgt berekend (zie ook deel 3: flowcharts):

$$P_{pv} = 12,5 \cdot P_0 \cdot P_p \cdot A \cdot \delta t$$

$$P_{pv} = 12,5 \cdot 0,348 \cdot 1,12 \cdot 1,3 \cdot 10^7 \cdot 2 = \underline{2,53 \cdot 10^8 \text{ g}} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de indirecte verliezen aan secundaire productie berekend worden.

Indirect verlies zoöplankton (P_{zvi})

$$P_{zvi} = e. a_z. P_{pv}$$

$$P_{zvi} = 0,2. 0,25. 2,53. 10^8 = \underline{12\ 667\ 200\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e. a_b. P_{pv}$$

$$P_{bvi} = 0,2. 0,4. 2,53. 10^8 = \underline{20\ 267\ 520\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{zvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,47. 12\ 667\ 200 = \underline{1\ 190\ 717\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 20\ 267\ 520 = \underline{1\ 621\ 402\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Het direct verlies aan zoöplankton kan aan de hand van de volgende formule bepaald worden:

$$P_{zv} = 12,5. P_0. P_p. A. \delta t$$

$$P_{zv} = 12,5. 0,309. 0,056. 1,3. 10^7. 2 = \underline{11\ 247\ 600\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor de hogere trofische niveaus als volgt berekend worden:

Indirect verlies benthos (P_{bvi})

$$P_{bvi} = e. a_b. P_{zv}$$

$$P_{bvi} = 0,2. 0,53. 11\ 247\ 600 = \underline{1\ 192\ 246\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies pelagisch visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{zv}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,47. 11\ 247\ 600 = \underline{1\ 057\ 274\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bvi}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 1\ 192\ 246 = \underline{95\ 380\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Het direct verlies aan benthos (P_{bv}) wordt als volgt berekend:

$$P_{bv} = 12,5. P_0. P_b. A. \delta t$$

$$P_{bv} = 12,5. 0,334. 0,09. 1,3. 10^7. 2 = 19\ 539\ 000\ g \text{ (nat gewicht) (invertebraten)}$$

$$P_{bv} = 12,5. 0,016. 0,09. 1,3. 10^7. 2 = 936\ 000\ g \text{ (nat gewicht) (mollusken)}$$

$$P_{bv \text{ gemiddeld}} = \underline{10\ 237\ 500\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

Rekening houdend met het consumptiepatroon en de voedselketen transferefficiëntie kunnen de verliezen aan secundaire productie voor het hogere trofische niveau berekend worden met de volgende vergelijking:

Indirect verlies demersaal visbestand (P_{vvi})

$$P_{vvi} = e. a_v. P_{bv}$$

$$P_{vvi} = 0,2. 0,4. 10\ 237\ 500 = \underline{819\ 000\ g} \text{ (nat gewicht)}$$

In tabel 5.7 wordt een overzicht gegeven van de indirecte verliezen (g nat gewicht) per biotagroep tengevolge van de olielozing.

Tabel 5.7: Overzicht van de indirecte verliezen per biotagroep tengevolge van de olielozing

Biotagroep	Indirecte verliezen (g nat gewicht)
Zoöplankton	12 667 200
Benthos	21 559 766
Pelagische vissen	2 247 991
Demersale vissen	1 716 782

Uit tabel 5.7 kan worden besloten dat de grootste verliezen aan biota (in gewicht) ten gevolge van het effect van de lozing op de lagere trofische niveaus optreden bij het benthos, zoöplankton, pelagische vissen en demersale vissen.

5.3.5 Berekening verlies vogelbestand

De berekening van de verliezen aan vogels tengevolge van de olielozing wordt opgesplitst in twee delen: enerzijds is er het effect van de open zee lozing, anderzijds is er de strandlozing. In de onderstaande paragrafen (en in bijlage 6: werkblad Excel 5.0) worden deze berekeningen weergegeven.

5.3.5.1 Vogelverliezen open zee lozing

In tabel 5.8 worden de soorten weergegeven die op het ogenblik van de lozing (maart) in voldoende grote aantallen (zie densiteit) aanwezig waren om in rekening te worden gebracht, met aanduiding van het % mortaliteit bij contact met olie. De beschouwde oppervlakte werd berekend op basis van de veronderstelling dat de vogelpopulatie aanwezig in een straal van 5 km door de olievlek wordt aangetrokken.

Tabel 5.8: Vogelsoorten, densiteit en % mortaliteit bij contact met olie

Vogelsoort	Densiteit (aantal/km ²)	aantal op 80 km ²	% mortaliteit	aantal mortaliteit
Noordse Stormvogel	0,03	2,4	55,8	1
Kokmeeuw	0,1	8	34,1	3
Kleine Mantelmeeuw	0,01	0,8	58,9	0
Zilvermeeuw	0,05	4	46,5	2
Drieteenmeeuw	0,02	1,6	52,7	1
TOTAAL				7

Uit bovenstaande tabel blijkt dat een zeer klein aantal vogels aangetast wordt door de olievlek. Dit is vooral te wijten aan de zeer lage aantallen vogels die in het voorjaar waargenomen worden.

5.3.5.2 Vogelverliezen strandlozing

Zoals reeds vermeld in § 5.2 wordt verondersteld dat de geloosde hoeveelheid olie op de schorren en slikken van het Zwin zal aanspoelen. In tabel 5.9 wordt een overzicht gegeven van de voornaamste zeevogels (en hun densiteiten in het voor- en najaar) die in dit gebied worden aangetroffen. Deze data zijn gebaseerd op vogeltellingen gedurende de periode van juli 1992 tot juni 1995 en werden verkregen van Dhr. De Scheemaeker, coördinator van de vogeltellingen in deze regio.

Tabel 5.9: Densiteit en seizoenaal voorkomen van zeevogels in het Zwingebied (150 ha)

SOORT	DENSITEIT (aantal/ha)		KWETSBAAR- HEIDSINDEX
	Voorjaar (maart-augustus)	Najaar (september-februari)	
Duiker	0	0,03	29
Fuut	0,1	1,12	23
Noordse Stormvogel	0	0,007	18
Jan van Gent	0	0	22
Zwarte Zeeëend	0	0,007	19
Grote Jager	0	0,03	25
Dwergmeeuw	/	/	24
Kokmeeuw	0,09	3,6	11
Stormmeeuw	0	0,36	13
Kleine Mantelmeeuw	0,17	0,15	19
Zilvermeeuw	2,35	5,29	15
Grote Mantelmeeuw	0	0,32	21
Drieteenmeeuw	0	0,013	17
Grote Stern	0,007	0	20
Visdief/Noordse Stern	0,49	0	(20)
Zeekoet	0,05	0	(25)
Alk	0	0	(25)

Indien verondersteld wordt dat de olie aanspoelt bij springtij, zou het volledige gebied kunnen overspoeld worden. Hierdoor kan de helft (of meer) van het volledige schorren en slikken gebied (75 ha) effectief met olie bedekt worden. Onder deze aanname worden in tabel 5.10 de soorten weergegeven die op het ogenblik van de lozing (maart) in voldoende grote aantallen (zie densiteit) aanwezig waren om in rekening te worden gebracht, met aanduiding van het % mortaliteit bij contact met olie.

Tabel 5.10: Vogelsoorten, densiteit en % mortaliteit bij contact met olie

Vogelsoort	Densiteit (aantal/ha)	aantal op 75 ha	% mortaliteit	aantal mortaliteit
Fuut	0,1	8	71,3	5
Kokmeeuw	0,09	7	34,1	2
Kleine Mantelmeeuw	0,17	13	58,9	8
Zilvermeeuw	2,35	176	46,5	82
Grote Stern	0,007	0	62	0
Visdief/Noordse Stern	0,49	37	62	23
Zeekoet	0,05	4	77,5	3
TOTAAL				123

De hoogste vogelmortaliteit wordt waargenomen bij de zilvermeeuwen, niet zozeer door hun hoge kwetsbaarheid maar wel door hun hoge densiteit in dit gebied in het voorjaar.

Evenwel zou een dergelijke ramp gevolgen hebben voor het Zwingebied gedurende meerdere maanden. Hierbij is niet alleen het effect op de vogels van belang, maar staat de volledige waarde van het natuurgebied in vraag. Gezien de complexiteit van een dergelijke hypothese wordt enkel verder rekening gehouden met bovenstaande verliezen aan vogelbestand. Deze kunnen immers ook optreden door verliezen aan de kust waarbij enkel het strand voor het Zwin wordt belaagd en de ingang tot het Zwin is afgeschermd.

5.4 Economische impactbepaling

5.4.1 Commerciële visserij

5.4.1.1 Directe verliezen aan demersale visvangst

Uitgaande van de beschikbare aanvoergegevens van vis in de Belgische havens is het mogelijk een commerciële prijsindex te berekenen per klasse Gadiformes (ronde demersale vissen), Pleuronectiformes (platvissen) en Crustacea. De prijsindex wordt berekend in functie van de commerciële visaanvoer in de Belgische havens in 1992, ten tijde van het ongeluk tussen de M/V Amer Fuji en de M/V Meritas. Tabel 5.11 geeft een overzicht van de gemiddelde aanvoer, aanvoerwaarde en prijs van de vissoorten in 1992.

Tabel 5.11: Een overzicht van de gemiddelde aanvoer, aanvoerwaarde en prijs van de vissoorten in 1992¹

Soort	Gewicht (kg)	Totale aanvoerwaarde (BEF)	Prijs BEF/kg
Gadiformes			
schelvis	529 767	23 679 362	44,70
kabeljauw	2 458 894	177 913 760	72,36
koolvis	204 574	6 885 051	33,66
wijting	1 083 847	39 518 092	36,46
pollak	74 056	6 766 989	91,38
leng	133 340	8 212 313	61,59
heek	84 230	6 866 476	81,52
steenbolk	406 319	8 085 705	19,90
TOTAAL	4 975 027	277 927 748	55,86
Pleuronectiformes			
schol	9 148 226	482 464 466	52,74
bot	133 718	1 809 237	13,53
schar	509 456	14 541 974	28,54
tong	3 622 829	964 918 651	266,34
tarbot	337 455	109 100 187	323,30
griet	308 798	65 822 463	213,16
tongschar	601 404	75 311 984	125,23
schartong	77 015	6 034 144	78,35
heilbot	3 074	880 857	286,55
rog	1 314 670	72 085 530	54,83
TOTAAL	16 056 645	1 792 969 493	111,67
Gadiformes & Pleuronectiformes			
TOTAAL	21 031 672	2 070 897 241	98,47

¹ Ministerie van landbouw, Dienst voor de Zeevisserij, De Belgische zeevisserij aanvoer en besomming, 1992.

Een maximaal commercieel visverlies kan theoretisch berekend worden door de bekomen gegevens samen te voegen met de 'gemiddelde jaarlijkse biomassa' (kg/km²). De zone van de lozing valt in de overgangszone (zone II). In tabel 5.12 wordt de commerciële prijsindex en de theoretisch maximale verliezen samengevat. Het % mortaliteit van de vissen ten gevolge van de verontreiniging wordt bekomen uit het biologische effecten submodel en bedraagt bv. voor de Gadiformes 33%. De oppervlakte die in rekening wordt genomen is 30 km² aan 60% bedekking met olie, zijnde 18 km².

Tabel 5.12: Berekening van commerciële prijsindex en theoretisch maximale verliezen

	Gadiformes	Pleuronectiformes	Crustacea
Biomassa (kg/km ²)	2 300	1 700	400
F _{com}	0,5	1	0,93
Commerciële prijsindex (BEF/kg)	55,9	111,7	152,9
Theoretisch maximaal verlies (BEF/km ²)	64 285	189 890	56 879
Mort	0,330	0,330	0,334
EV _{com}	21 214	62 664	18 998
EV _{com-ver} : 102 875 BEF/km ² x 18 km ² = 1 851 761 BEF			

In totaal bedragen de economische verliezen voor de commerciële visserij tengevolge van de 'Amer Fuji -Meritas' 1 851 761 BEF.

5.4.1.2 Indirecte verliezen aan demersale vissen

Voor het berekenen van de indirecte verliezen wordt de commerciële prijsindex van alle demersale vissen gebruikt namelijk 98,5 BEF/kg (1992). Uit het biologisch effecten submodel worden gegevens bekomen met betrekking tot de indirecte verliezen aan commerciële visserij tengevolge van effecten op fytoplankton, zoöplankton en benthos. De verliezen aan commerciële visserij zijn als volgt :

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\text{☞ } 1\,621 \text{ kg} \times 98,5 \text{ BEF/kg} = 159\,708 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\text{☞ } 95 \text{ kg} \times 98,5 \text{ BEF/kg} = 9\,358 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\text{☞ } 819 \text{ kg} \times 98,5 \text{ BEF/kg} = 80\,672 \text{ BEF}$$

Het economische verlies, door indirecte verliezen aan demersale vis bedraagt 249 738 BEF

Het totaal economische verlies aan demersale vis bedraagt dan 2 101 499 BEF

5.4.2 Recreationele visserij

5.4.2.1 Directe verliezen

Recreatieve visserij is voornamelijk gericht op soorten zoals wijting (65%), bot en schar (30%). In het totaal wordt er per jaar ongeveer 1.390 ton vis gevangen door strand- en boothengelaars. Deze getallen zijn schattingen vermits men uitgaat van verschillende assumpties (zoals aantal uren vissen, hoeveelheid gevangen vis).

Een recreatieve prijsindex kan berekend worden per klasse. We nemen hier echter enkel Gadiformes (wijting) in beschouwing vermits bot en schar in 1992, slechts instond voor 4,0 % van het totaal Pleuronectiformes visbestand en dus te verwaarlozen is. De prijsindex is in dit geval gelijk aan de commerciële visprijs van wijting voor 1996 (specifiek voor de soort). Dit is natuurlijk niet de echte recreatieve prijs maar is aanvaardbaar als schattingsprijs gezien in deze prijs geen kosten in rekening worden gebracht die eigen zijn aan transport en verkoopactiviteiten na het verkopen in de vismijn. Een theoretisch maximaal recreatieve visverlies kan berekend worden door de bekomen gegevens samen te voegen met de 'gemiddelde jaarlijkse biomassa' (kg/km²). De zone van de lozing valt in het overgangsgebied (zone II). In tabel 5.13 wordt de recreatieve prijsindex en de theoretisch maximale verliezen samengevat.

Tabel 5.13: Berekening van recreatieve prijsindex en theoretisch maximale verliezen

	Gadiformes
Biomassa (kg/km ²)	2 300
F _{rekr}	0,18
Commerciële prijsindex van wijting (BEF/kg)	36,5
Theoretisch maximaal verlies (BEF/km ²)	15 111
Mort	0,33
EV _{rekr}	4 987
EV _{rekr-ver} (HFE-case): 4 987 BEF/km ² x 18 km ² = 89 759 BEF	

5.4.2.2 Indirecte verliezen aan demersale vissen

Voor het berekenen van de indirecte verliezen wordt de gemiddelde commerciële prijsindex van wijting, bot en schar gebruikt namelijk 26,2 BEF (1992). Rekening houdende met een relatief aandeel in gewicht van wijting, bot en schar t.o.v. de totale demersale vispopulatie (Gadiformes en Pleuronectiformes) van ongeveer 8 %, kunnen de indirecte verliezen aan recreatieve visserij tengevolge van effecten op fytoplankton, zoöplankton en benthos berekend worden. Deze zijn :

- Ten gevolge van directe fytoplankton verliezen:

$$\varphi \quad 129,7 \text{ kg} \times 26,2 \text{ BEF/kg} = 3\,398 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe zoöplankton verliezen:

$$\varphi \quad 7,8 \text{ kg} \times 26,2 \text{ BEF/kg} = 205 \text{ BEF}$$

- Ten gevolge van directe benthos verliezen:

$$\varphi \quad 67,2 \text{ kg} \times 26,2 \text{ BEF/kg} = 1\,760 \text{ BEF}$$

Het economische verlies voor recreatie, door indirecte verliezen aan demersale vis, bedraagt 5 363 BEF.

Het totaal economische verlies aan demersale vis, voor recreatie bedraagt 95 122 BEF.

5.4.3 Vogels

5.4.3.1 Vogelverliezen door open zee lozing

Tabel 5.14 is een vereenvoudigde weergave van wat de verliezen aan dagpersoon excursies zouden kunnen zijn per hoeveelheid mortaliteit aan vogels (Persoone *et al.*, 1996).

Tabel 5.14: Aangenomen verliezen aan dagpersoon excursies t.g.v. vogelsterfte

Mortaliteit	Verlies (%)
10	0,1
100	1
1 000	10
10 000	100

In de case studie van Amer Fuji - Meritas werd een verlies van 7 vogels berekend (tabel 5.8). Aan de hand van de tabel 5.14 leidt dit tot een verlies van 0,1% dagpersoon excursies. Van het totaal aantal dagpersoon excursies (430 000) wordt verondersteld dat 10% wordt doorgebracht aan de kust (43 000). In deze case van 'Amer Fuji Meritas' stelt men een verlies van 0,1% wat gelijk is aan 43 dagpersoonexcursies. Vermits één dagpersoon excursie wordt gelijkgesteld met 250 BEF zal er een totaal verlies van 10 750 BEF zijn.

5.4.3.2 Vogelverlies door strandlozing

Uit tabel 5.10 blijkt dat er een totale mortaliteit van 123 vogels wordt voorspeld indien de olieverontreiniging van het ongeval 'Amer Fuji - Meritas' zich verplaatst naar het Zwin-gebied. Uit tabel 5.14 blijkt dat dit gelijk staat met een verlies aan dagpersoon excursies van 1%. Omgerekend wordt dit een verlies van 430 dagpersoonexcursies of 107 500 BEF.

5.4.4 Economisch verlies door vermindering aan toerisme

De economische kost van olieverontreiniging op toerisme werd berekend in het hoofdstuk van economische impactbepaling. Vermits er geen juiste gegevens voorhanden zijn over het toerisme nabij het Zwin wordt er gebruik gemaakt van de gegevens van Knokke, de

dichtst bij gelegen badstad. Dit in de veronderstelling dat de olievlek evengoed de stranden van deze badstad had kunnen treffen dan het nabijgelegen Zwin. Indien er wordt aangenomen dat er een maand nodig is om de olieverontreiniging volledig te verwijderen en rekening houdende met het voorkomende toerisme in de maand maart in deze badstad (cijfergegevens van 1991) bedraagt het economisch renteverlies voor het toerisme 17.239.000 BEF.

Het ongeval van 'Amer Fuji - Meritas' waarbij een de olie wordt aangespoeld aan de kust, zal in het totaal een economisch renteverlies voor het toerisme hebben van 17 346 500 BEF waarbij het grootste verlies wordt ingenomen door renteverliezen voor het toerisme.

5.4.5 Opmerkingen en besluiten

Tabel 5.15 geeft een overzicht van de verschillende milieuwaarde verliezen die geleden worden tengevolge van de verontreiniging door het Amer Fuji-Meritas ongeluk.

Tabel 5.15: Overzicht van de verschillende milieuwaaarde verliezen tengevolge van de verontreiniging door het Amer Fuji - Meritas ongeluk

OPEN ZEE LOZING	
VISSERIJ	
* COMMERCIELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	1 851 761 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	249 738 BEF
- <i>T.g.v. directe fytoplankton verliezen</i>	159 708 BEF
- <i>T.g.v. directe zoöplankton verliezen</i>	9 358 BEF
- <i>T.g.v. directe benthos verliezen</i>	80 672 BEF
* RECREATIONELE VISSERIJ	
- DIRECTE VERLIEZEN	89 759 BEF
- INDIRECTE VERLIEZEN	5 363 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES AAN DEMERSALE VIS	2 196 621 BEF
VOGELS	
* VERLIES AAN TOERISME DOOR VOGELVERLIES	10 750 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES DOOR OPEN ZEE LOZING	2 207 371 BEF
STRANDLOZING	
VERLIES AAN TOERISME DOOR VOGELVERLIES	107 500 BEF
VERLIES AAN TOERISME	17 239 000 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES BIJ STRANDLOZING	17 346 500 BEF
TOTAAL ECONOMISCH VERLIES DOOR ONGELUK IN OPEN ZEE GEVOLGD DOOR EEN STRANDLOZING	19 553 871 BEF

In eerste instantie blijkt aldus een veel grotere schade toegebracht wanneer de verontreiniging ook het strand bereikt. Niettegenstaande dit in de meeste gevallen zal bevestigd worden dienen de cijfers ook genuanceerd. Het zijn goede benaderingen van de economische verliezen tengevolge van acute effecten op vis, fyto- en zoöplankton en benthos. Dit wil dan ook zeggen dat de chronische effecten niet in rekening zijn genomen. Bovendien zijn bovenstaande benaderingen ook gebaseerd op de marktprijs, de schattingsprijsmethode, en de kostenuitgavenmethode terwijl geen 'bereidheid tot betalen' is nagegaan voor het vermijden van dergelijke catastrofes. Rekening houdende met al deze opmerkingen kan gesteld worden dat bovenstaande cijfers een zeker houvast bieden met

betrekking tot de schatting van de directe economische verliezen. Anderzijds omvat het niet het totale waardeverlies van het marien milieu, en is het aldus een onderschatting.

BIJLAGE 1

Inventaris van alle aanwezige chemicaliën aan boord van de 'Herald of Free Enterprise'

Tabel: Inventaris van alle aanwezige chemicaliën aan boord van de 'Herald of Free Enterprise'

Naam chemische stof	Tot. hoeveelheid		Verpakking		Gerecupereerd (aantal + kg)	Verloren in zee (kg)
	(kg)	Aantal	Type	Aantal		
Tolueendiisocyaanaat in oplossing	5 450	25	218 kg vaten		7 vaten = 1 526 kg	3 924 kg
Cyanide bevattende industriële en chemische afvalstoffen (< 200 ppm CN)	270	3	120 l vaten		1 (30 l) vat ?	?
Cyanide bevattende hardingszouten	130	1	200 l vaten		?	?
Cyanide bevattende vloeistof		?	120 l vaten		1 vat	?
GASFLESSEN			30 l vat			
Chloortrifluoride en fluorperchloraat (gas)		6	30 l gastanks		4 (sommige leeg)	?
12 chemicaliën in kleine gasflessen :		2	10 l gastanks			
Waterstofbromide		21	0,1; 0,25 en 0,5 l flessen		-10?	?
		7	0,5 l flessen			

Acetylchloride, Benzoylchloride, Benzoylbromide, Propionzuur, Dimethylsulfaat, Diethylsulfaat, Aniline, Allylchloride, Allylalcohol, Boortrifluoride, Boterzuur, Maleïnezuur, Nitrocellulose, Propionylchloride, Fosforoxylchloride, Fosforpentachloride, Fosfortrichloride, Styrol, Toluïdine, Trichlorigzuur

Hydrochinon	5 000	25 kg zakken (papieren zakken met poethyleenlagen)	200	geen	5 000
Lederverf (solvent niet gekend)	3 500	100 kg vaten	35	26	9 vaten = 900 kg
Lederverf diluent	50	10 kg vaten	5	3	2 vaten = 20 kg
Lederverf met Methoxyethanol- tolueen	1 500	100 kg vaten	15	13	2 vaten = 200 kg
Verfvalstoffen		200 l vaten	40	30	10 vaten
Tribasisch loodsulfaat (88%) in granulaten	19 925	25 kg papieren zakken	797	alle	/

? = geen zekerheid omtrent aantal vaten gerecupereerd/verloren gegaan in zee

BIJLAGE 2

Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

In deze bijlage worden de verschillende chemische, ecotoxicologische, Gesamp Hazard profile en Risk and Safety phrases van de relevante stoffen weergegeven.

Wanneer gegevens i.v.m.:

- $\log P_{ow}$: de octanol -water verdelingscoëfficiënt = een maatstaf voor de lipofiliteit en dus voor de bioaccumuleerbaarheid van stoffen
- $\log K_{oc}$ = bodem-water verdelingscoëfficiënt of de verhouding van de concentratie van een bepaalde stof gesorbeerd aan de bodemdeeltjes t.o.v. de concentratie in het grondwater, bij evenwicht en voor 100% organische koolstof
- $\log H$ = constante van Henry; beschrijft de verdeling van een stof tussen lucht en water bij evenwicht; lucht-water verdelingscoëfficiënt, verdeling van de concentratie van een stof in lucht ten opzichte van de concentratie in het water bij evenwicht

ontbraken werden ze berekend met behulp van de volgende formules (Verschuieren, 1996). Hierbij moet wel vermeld worden dat voor wateroplosbaarheden groter dan 10 000 mg/l deze vergelijkingen in toenemende mate onnauwkeurig worden.

$$\log P_{oct} = 4,5 - 0,75 \cdot \log S \text{ (mg/l)} = C_{octanol}/C_{water}$$

$$\log K_{oc} = 3,64 - 0,55 \cdot \log S \text{ (mg/l)}$$

$$H = \frac{P_{vp} \cdot m_w}{8.3 \cdot S \cdot T(^{\circ}K)} = C_{lucht}/C_{water}$$

GESAMP HAZARD PROFILES

A = bioaccumulation

B = damage to living resources

D = skin contact and inhalation hazard to human health

E = reduction of amenities

A- Bioaccumulation rating

- + - Bioaccumulative to a significant extent and known to produce a hazard to aquatic life or human health
- Z - Bioaccumulative with attendant risk to aquatic organisms or human health, but with a short retention time of the order of one week or less
- T - Bioaccumulative, liable to cause tainting of seafood
- 0 - Not known to be significantly bioaccumulative, or to support one of the above ratings

B - Damage to living resources rating

4 -	Highly toxic	TLm(96h)	< 1	mg/l
3 -	Moderately toxic	TLm	1-10	mg/l
2 -	Slightly toxic	TLm	10-100	mg/l
1 -	Practically non-toxic	TLm	100-1 000	mg/l
0 -	Non-hazardous	TLm	> 1 000	mg/l
BOD -	Problems of oxygen demand			
(D) -	Deposits liable to blanket seabed			

D - Skin contact and inhalation rating

- II - Hazardous (carcinogen)
- I - Slightly hazardous
- 0 - Non-hazardous

E - Reduction of amenities rating

- XXX Highly objectionable because of persistence, smell or poisonous or irritant characteristics. As a result, beaches are liable to be closed. Rating also used when there is clear evidence that the substance causes cancer in human beings.
- XX Moderately objectionable because of the above characteristics. Short-term effects lead to temporary interference with the use of beaches. Rating also used when there is credible evidence that the substance is an animal carcinogen, but when no clear evidence is available to suggest that the substance causes cancer in human beings
- X Slightly objectionable, non-interference with the use of beaches
- 0 No problems envisaged

Carcinogeniciteit

Yes = Y

No = N

Gedrag

G = gas

E = evaporator = verdampende stof

F = floater = drijvende stof

D = dissolver = oplossende stof

S = sinker = zinkende stof

Persistentie

Yes = Y = halfwaardetijd chemische stof \geq 10 dagen

No = N = halfwaardetijd chemische stof $<$ 10 dagen

? = onbekend

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Tolueendiisocyaan
CAS registratienummer	584-84-9
Chemische formule	C ₉ H ₆ N ₂ O ₂
Moleculair gewicht	174,17
Densiteit (g/l)	1220
Dampdruk (Pa)	1,33 (bij 20°C)
Oplosbaarheid (g/l)	12
log P _{ow}	0 (1,44 : berekend = geringe tot matige lipofiliteit : opgelet: opl is groter dan 10 000 mg/l)
log H	-5,1 (nauwelijks verdamping uit water)
log K _{oc}	(1,4 : berekend = zeer mobiel)
T _{1/2}	/
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	/				
Zoöplankton	/				
Invertebraten M	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀	96	22	508,3
Vissen F	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	96	22	164,5

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	II
Gesamp E	XXX
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	SD

Risk and Safety Phrases

R26	very toxic by inhalation
R27	very toxic in contact with skin
R28	very toxic if swallowed
S28	after contact with skin, wash immediately with plenty of ... (to be specified by the manufacturer)
S38	in case of insufficient ventilation wear suitable respiratory equipment
S45	in case of an accident or if you feel unwell seek medical advice immediately (show the label where possible)

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Tolueen
CAS registratienummer	108-88-3
Chemische formule	C ₇ H ₈
Moleculair gewicht	92,15
Densiteit (g/l)	867
Dampdruk (Pa)	2932
Oplosbaarheid (g/l)	0,515
log P _{ow}	2,7 (matig)
log H	- 0,56 (verdamping uit water is zeer groot)
log K _{oc}	1,7-2,1 (zeer mobiel in bodem)
T _{1/2} (biodegradatietesten)	aerob : 20-50 dagen (traag), anaerob : kleiner dan 5 dagen, 20-50 dagen
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton M	<i>Skeletonema costatum</i>	E _b C ₅₀	48-72	18	10
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	48	20	19,6
Invertebraten M	<i>Eualus sp</i>	LC ₅₀	96	4	14,7
Mollusken M	<i>Crassostrea gigas</i> (eitjes)	LC ₅₀	48	20-21,5	172
Mollusken M	<i>Mytilus edulis</i> (40-50 mm)	EC ₅₀	1,5	15	2,35
Vissen M	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	LC ₅₀	96	4	6,41

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	II
Gesamp E	XX
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	FE

Risk and Safety Phrases

R11	highly flammable
R20	harmful by inhalation
S16	keep away from sources of ignition - no smoking
S29	do not empty into drains
S33	take precautionary measures against static discharges

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Cyaniden (HCN, KCN, NaCN)
CAS registratienummer	57-12-5 (74-90-8, 151-50-8 en 590-28-3, 143-33-9)
Chemische formule	CN
Moleculair gewicht	26
Densiteit (g/l)	/
Dampdruk (Pa)	/
Oplosbaarheid (g/l)	/
Pow	/
Aggregatietoestand	/

Gezien het beperkte aantal ecotoxicologische gegevens voor cyaniden werd geopteerd om ook ecotoxicologische data van de gevormde cyanideproducten : o.a. blauwzuur (HCN), KCN en NaCN te gebruiken.

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton (KCN)	<i>Chilomonas paramecium</i>	PGR	48	20	0,48
Zoöplankton F (KCN)	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	48	5	0,33
Invertebraten M (KCN)	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	96	23	0,113
Mollusken F (cyanide)	<i>Physella heterostropha</i>	LC ₅₀	96	20	0,432
Vissen F (HCN)	<i>Salvelinus fontinalis</i>	LC ₅₀	96	6	0,062

Gesamp hazard profile (KCN)

Gesamp A	0
Gesamp B	4 (zeer toxische stof)
Gesamp D	II
Gesamp E	XX
Persistentie	?
Carcinogeen	?
Gedrag	?

Risk and Safety Phrases

/ /

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Methoxyethanol = ethyleenglycolmonomethylether
CAS registratienummer	109-86-4
Chemische formule	C ₃ H ₈ O ₂
Moleculair gewicht	76,1
Densiteit (g/l)	970
Dampdruk (Pa)	826
Oplosbaarheid (g/l)	groter dan 10 = oplosbaar (931)
log P _{ow}	< 1 (nauwelijks lipofiel)
log H	-4,6 (nauwelijks verdamping uit water)
log K _{oc}	0,4 (extreem mobiel)
T _{1/2}	aerob : 5-10 dagen (snel) en 20-50 dagen (traag)
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	<i>Entosiphon sulcatum</i>	PGR	72	25	1 715
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	24	21	≥ 10 000
Invertebraten M	<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀	24	24	≥ 10 000
Mollusken	/				
Vissen M	<i>Menidia beryllina</i>	LC ₅₀	96	20	≥ 10 000
Vissen F	<i>Ocorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	96	12	16 000

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	0
Gesamp D	II
Gesamp E	XX
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	D

Risk and Safety Phrases

/

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Hydrochinon
CAS registratienummer	123-31-9
Chemische formule	C ₆ H ₆ O ₂
Moleculair gewicht	110,1
Densiteit (g/l)	1360
Dampdruk (Pa)	533 (bij 150°C)
Oplosbaarheid (g/l)	65 (bij 20°C) (wateroplosbaarheid extreem groot)
log P _{ow}	0,5/0,6 (nauwelijks lipofiel)
log H	kleiner dan -4 (nauwelijks verdamping uit water)
log K _{oc}	0,95 (extreem mobiel)
T _{1/2}	aerob : 5-10 dagen (snel)
Aggregatietoestand	Vaste stof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	<i>Entosiphon sulcatum</i>	PGR	72	25	11
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	24	21	0,12
Invertebraten M	<i>Crangon septimspinosa</i>	LC ₅₀	84	10	0,83
Mollusken	/				
Vissen F	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (3,5 cm; 0,5g)	LC ₅₀	96	14	0,044

Gesamp hazard profile

Gesamp A	/
Gesamp B	/
Gesamp D	/
Gesamp E	/
Persistentie	/
Carcinogeen	/
Gedrag	/

Risk and Safety Phrases

/

Bijlage 2: Case studie 'Herald of Free Enterprise': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Loodsulfaat
CAS registratienummer	7446-14-2
Chemische formule	O ₄ S.Pb
Moleculair gewicht	303,25
Densiteit (g/l)	6200
Dampdruk (Pa)	0
Oplosbaarheid (g/l)	0,044
Pow	0
Aggregatietoestand	Vaste stof

Gezien voor loodsulfaat te weinig ecotoxicologische gegevens voorhanden waren, werden de ecotoxicologische data van andere loodzouten, nl. loodnitraat en loodchloride gebruikt.

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton F PbCl ₂	<i>Selenastrum capricornutum</i>	PGR	7d	22	1
Zoöplankton F PbCl ₂	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	48	18	0,45
Zoöplankton F Pb(NO ₃) ₂	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	48	20	0,15
Invertebraten M Pb(NO ₃) ₂	<i>Cancer magister</i>	LC ₅₀	24	15	0,575
Mollusken	/				
Vissen F Pb(NO ₃) ₂	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	96	7	1,38
Vissen M Pb(SO ₄) ₂	<i>Paralichtys olivaceus</i>	LC ₅₀	96	?	< 30

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	II
Gesamp E	XX
Persistentie	?
Carcinogeen	?
Gedrag	SD

Risk and Safety Phrases

/

BIJLAGE 3

Case studie 'Herald of Free Enterprise': berekeningen verliezen; Excel 5.0 werkbladen

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: TDI;TOLUEEN, REAL CASE

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	10	18	5,6	1,614544	3	2	1,758499	57,3454
Zoopl.	19,6	20	5,6	2,00592	2	2	2,00592	101,3725
Invertebr.	14,7	4	5,6	1,088021	4	2	1,334113	21,58308
Mollusken	172	20	5,6	2,949192	2	2	2,949192	889,5952
Vissen	6,41	4	5,6	0,727562	4	2	0,973654	9,411396

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,04	-1,39794	1,758499	-3,80294
Zoopl.	0,04	-1,39794	2,00592	-4,10104
Invertebr.	0,04	-1,39794	1,334113	-3,29163
Mollusken	0,04	-1,39794	2,949192	-5,23751
Vissen	0,04	-1,39794	0,973654	-2,85734



Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: TDI; TOLUEEN, WORST CASE

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	10	18	5,6	1,614544	3	2	1,758499	57,3454
Zoopl.	19,6	20	5,6	2,00592	2	2	2,00592	101,3725
Invertebr.	14,7	4	5,6	1,088021	4	2	1,334113	21,58308
Mollusken	172	20	5,6	2,949192	2	2	2,949192	889,5952
Vissen	6,41	4	5,6	0,727562	4	2	0,973654	9,411396

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t})$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,055	-1,25964	1,758499	-3,63631
Zoopl.	0,055	-1,25964	2,00592	-3,93441
Invertebr.	0,055	-1,25964	1,334113	-3,125
Mollusken	0,055	-1,25964	2,949192	-5,07088
Vissen	0,055	-1,25964	0,973654	-2,69071

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: **CYANIDEN, REAL CASE, WORST CASE**

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	0,48	20	5,6	0,394905	2	2	0,394905	2,482591
Zoopl.	0,33	5	5,6	-0,51122	2	2	-0,51122	0,308161
Invertebr.	0,113	23	5,6	-0,08458	4	2	0,161514	1,450489
Mollusken	0,432	20	5,6	0,349148	4	2	0,59524	3,937674
Vissen	0,062	6	5,6	-1,18778	4	2	-0,94169	0,114369

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t}) = \log$ gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

$Y_0 = \text{standaard genormaliseerde waarde} = (\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t})) / d$

met $d = 0,83 = \text{standaarddeviatie van respons}$

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,005	-2,30103	0,394905	-3,24811
Zoopl.	0,005	-2,30103	-0,51122	-2,1564
Invertebr.	0,005	-2,30103	0,161514	-2,96692
Mollusken	0,005	-2,30103	0,59524	-3,48948
Vissen	0,005	-2,30103	-0,94169	-1,63776

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: LEDERVERF, TOLUEEN, REAL CASE

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	10	18	5,6	1,614544	3	2	1,758499	57,3454
Zoopl.	19,6	20	5,6	2,00592	2	2	2,00592	101,3725
Invertebr.	14,7	4	5,6	1,088021	4	2	1,334113	21,58308
Mollusken	172	20	5,6	2,949192	2	2	2,949192	889,5952
Vissen	6,41	4	5,6	0,727562	4	2	0,973654	9,411396

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

c_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(c_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,005	-2,30103	1,758499	-4,891
Zoopl.	0,005	-2,30103	2,00592	-5,1891
Invertebr.	0,005	-2,30103	1,334113	-4,37969
Mollusken	0,005	-2,30103	2,949192	-6,32557
Vissen	0,005	-2,30103	0,973654	-3,9454

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: LEDERVERF, TOLUEEN, WORST CASE

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	10	18	5,6	1,614544	3	2	1,758499	57,3454
Zoopl.	19,6	20	5,6	2,00592	2	2	2,00592	101,3725
Invertebr.	14,7	4	5,6	1,088021	4	2	1,334113	21,58308
Mollusken	172	20	5,6	2,949192	2	2	2,949192	889,5952
Vissen	6,41	4	5,6	0,727562	4	2	0,973654	9,411396

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

c_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t}) = \log$ gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

$Y_0 = \text{standaard genormaliseerde waarde} = (\log_{10}(c_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83 = \text{standaarddeviatie van respons}$

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,038	-1,42022	1,758499	-3,82978
Zoopl.	0,038	-1,42022	2,00592	-4,12788
Invertebr.	0,038	-1,42022	1,334113	-3,31847
Mollusken	0,038	-1,42022	2,949192	-5,26435
Vissen	0,038	-1,42022	0,973654	-2,88418

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: HYDROCHINON, REAL CASE, WORST CASE

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	11	25	5,6	2,002857	3	2	2,146811	140,2204
Zoopl.	0,12	21	5,6	-0,15759	1	2	-0,40369	0,394742
Invertebr.	0,83	10	5,6	0,137142	3,5	2	0,335826	2,166834
Mollusken	0,145	14	5,6	-0,42233	4	2	-0,17624	0,666445
Vissen	0,044	14	5,6	-0,94024	4	2	-0,69415	0,202231

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

c_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t}) = \log$ gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

$Y_0 = \text{standaard genormaliseerde waarde} = (\log_{10}(c_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83 = \text{standaarddeviatie van respons}$

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	1,8	0,255273	2,146811	-2,27896
Zoopl.	1,8	0,255273	-0,40369	0,793927
Invertebr.	1,8	0,255273	0,335826	-0,09705
Mollusken	1,8	0,255273	-0,17624	0,51989
Vissen	1,8	0,255273	-0,69415	1,143884

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: LOODSULFAAT, REAL CASE

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	1	22	5,6	0,812784	7	2	1,25756	18,09504
Zoopl.	0,15	20	5,6	-0,11024	2	2	-0,11024	0,77581
Invertebr.	0,575	15	5,6	0,225532	1	2	-0,02056	0,953762
Mollusken	4,554	7	5,6	0,727777	4	2	0,973869	9,416056
Vissen	1,38	7	5,6	0,209263	4	2	0,455355	2,85335

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t})$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,076	-1,11919	1,25756	-2,86355
Zoopl.	0,076	-1,11919	-0,11024	-1,21559
Invertebr.	0,076	-1,11919	-0,02056	-1,32365
Mollusken	0,076	-1,11919	0,973869	-2,52175
Vissen	0,076	-1,11919	0,455355	-1,89704

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : HFE: LOODSULFAAT, WORST CASE

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)	
Fytopl.	1	22	22	5,6	0,812784	7	2	1,25756	18,09504
Zoopl.	0,15	20	20	5,6	-0,11024	2	2	-0,11024	0,77581
Invertebr.	0,575	15	15	5,6	0,225532	1	2	-0,02056	0,953762
Mollusken	4,554	7	7	5,6	0,727777	4	2	0,973869	9,416056
Vissen	1,38	7	7	5,6	0,209263	4	2	0,455355	2,85335

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t})$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	9,5	0,977724	1,25756	-0,33715
Zoopl.	9,5	0,977724	-0,11024	1,310805
Invertebr.	9,5	0,977724	-0,02056	1,202752
Mollusken	9,5	0,977724	0,973869	0,004644
Vissen	9,5	0,977724	0,455355	0,62936

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENING INDIRECTE VERLIEZEN

Berekening directe verliezen verschillende trofische niveaus

P_0 -waarde = direct verlies dat met Y_0 -waarde (standaard genormaliseerde waarde) overeenstemt

$P_{p,z,b}$ = primaire, zoöplankton- en benthosproductie op het BCP

A = gecontamineerde oppervlakte

dt = blootstellingsduur

12,5 = conversiefactor van g C naar gram nat gewicht

$P_{pv,zv,bv}$ = directe verliezen verschillende trofische niveaus (g nat gewicht) = $12,5 \cdot P_0 \cdot P_{p,z,b} \cdot A \cdot dt$

HFE : REAL CASE

Biotagroep	P_0 -waarde tabel eindverlies	$P_{p,z,b}$ (g C/m ² .d)	A (m ²)	dt (dagen)	$P_{pv,zv,bv}$ (g)
Fytopl.	0,011	1,12	209764	2	64607,31
Zoopl.	0,785	0,056	209764	2	230530,6
Invertebr.	0,46	0,09	209764	2	217105,7
Mollusken	0,698	0,09	209764	2	329434,4
Vissen	0,873	0	209764	2	0

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan primaire productie

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{z,b}$ = fractie primaire productie geconsumeerd door zoöplankton, benthos

P_{pv} = direct verlies primaire productie

$P_{zv,bv,vv}$ = indirect verlies zoöplankton, benthos, vissen

	e	$a_{z,b}$	$P_{pv,zv}$ (g nat gewicht)	$P_{zv,bv,vv}$ (g nat gewicht)
Zoopl.	0,2	0,25	64607,31	3230,366
Benthos	0,2	0,4	64607,31	5168,585
Vissen	0,2	0,47	3230,366	303,6544

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan zoöplankton

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{b,v}$ = fractie zoöplankton geconsumeerd door benthos, pelagische vissen

P_{zv} = direct verlies zoöplankton

$P_{bv,vv}$ = indirect verlies benthos, vissen

	e	$a_{b,v}$	$P_{zv,bv}$ (g nat gewicht)	$P_{bv,vv}$ (g nat gewicht)
Benthos	0,2	0,53	230530,6	24436,25
Vis pelag.	0,2	0,47	230530,6	21669,88
Vis demer	0,2	0,4	24436,25	1954,9

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan benthos

e = voedselketentransferefficiëntie

 a_v = fractie benthos geconsumeerd door demersale vissen P_{bv} = direct verlies benthos P_{wv} = indirect verlies vissen

	e	a_v	P_{bv} (g nat gewicht)	P_{wv} (g nat gewicht)
Vis demer		0,2	0,4 273270,1	21861,6

BEREKENING INDIRECTE VERLIEZEN

Berekening directe verliezen verschillende trofische niveaus

P_0 -waarde = direct verlies dat met Y_0 -waarde (standaard genormaliseerde waarde) overeenstemt

$P_{p,z,b}$ = primaire, zoöplankton- en benthosproductie op het BCP

A = gecontamineerde oppervlakte

dt = blootstellingsduur

12,5 = conversiefactor van g C naar gram nat gewicht

$P_{pv,zv,bv}$ = directe verliezen verschillende trofische niveaus (g nat gewicht) = $12,5 \cdot P_0 \cdot P_{p,z,b} \cdot A \cdot dt$

HFE : WORST CASE

Biotagroep	P_0 -waarde tabel	eindverlies	$P_{p,z,b}$ (g C/m ² .d)	A (m ²)	dt (dagen)	$P_{pv,zv,bv}$ (g)
Fytopl.	0,367		1,12	209764	2	2155535
Zoopl.	0,905		0,056	209764	2	265771
Invertebr.	0,885		0,09	209764	2	417692,6
Mollusken	0,698		0,09	209764	2	329434,4
Vissen	0,873		0	209764	2	0

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan primaire productie

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{z,b}$ = fractie primaire productie geconsumeerd door zoöplankton, benthos

P_{pv} = direct verlies primaire productie

$P_{zv,bv,vi}$ = indirect verlies zoöplankton, benthos, vissen

	e	$a_{z,b}$	$P_{pv,zv}$ (g nat gewicht)	$P_{zv,bv,vi}$ (g nat gewicht)
Zoopl.	0,2	0,25	2155535	107776,7
Benthos	0,2	0,4	2155535	172442,8
Vissen	0,2	0,47	107776,7	10131,01

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan zoöplankton

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{b,v}$ = fractie zoöplankton geconsumeerd door benthos, pelagische vissen

P_{zv} = direct verlies zoöplankton

$P_{bv,vi}$ = indirect verlies benthos, vissen

	e	$a_{b,v}$	$P_{zv,bv}$ (g nat gewicht)	$P_{bv,vi}$ (g nat gewicht)
Benthos	0,2	0,53	265771	28171,72
Vis pelag.	0,2	0,47	265771	24982,47
Vis demer	0,2	0,4	28171,72	2253,738

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan benthos

e = voedselketentransferefficiëntie

a_v = fractie benthos geconsumeerd door demersale vissen

P_{bv} = direct verlies benthos

P_{wv} = indirect verlies vissen

	e	a_v	P_{bv} (g nat gewicht)	P_{wv} (g nat gewicht)
Vis demer		0,2	0,4 373563,5	29885,08

BIJLAGE 4

Gemiddelde maandelijkse temperatuur in de verschillende ecologische zones van het BCP

Tabel: Gemiddelde (1977-1993) maandelijkse temperatuur in de verschillende ecologische zones van het BCP

MAANDEN	TEMP. IN ZONE I (°C)	TEMP. IN ZONE II (°C)	TEMP. IN ZONE III (°C)
januari	4,6	5,6	6,4
februari	4,1	4,9	5,6
maart	5,6	5,6	5,9
april	8,2	8,0	8,0
mei	11,8	10,9	10,5
juni	15,1	14,2	13,4
juli	17,9	16,9	16,7
augustus	18,7	18,4	18,1
september	16,7	16,9	17,2
oktober	14,0	14,6	15,2
november	9,8	10,9	11,8
december	7,2	8,2	9,1

BIJLAGE 5

Case studie 'Amer Fuji - Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

In deze bijlage worden de verschillende chemische, ecotoxicologische, Gesamp Hazard profile en Risk and Safety phrases van de relevante stoffen weergegeven.

Wanneer gegevens i.v.m.:

- $\log P_{ow}$: de octanol -water verdelingscoëfficiënt = een maatstaf voor de lipofiliteit en dus voor de bioaccumuleerbaarheid van stoffen
- $\log K_{oc}$ = bodem-water verdelingscoëfficiënt of de verhouding van de concentratie van een bepaalde stof gesorbeerd aan de bodemdeeltjes t.o.v. de concentratie in het grondwater, bij evenwicht en voor 100% organische koolstof
- $\log H$ = constante van Henry; beschrijft de verdeling van een stof tussen lucht en water bij evenwicht; lucht-water verdelingscoëfficiënt, verdeling van de concentratie van een stof in lucht ten opzichte van de concentratie in het water bij evenwicht

ontbraken werden ze berekend met behulp van de volgende formules (Verschueren, 1996).

Hierbij moet wel vermeld worden dat voor wateroplosbaarheden groter dan 10 000 mg/l deze vergelijkingen in toenemende mate onnauwkeurig worden.

$$\log P_{oct} = 4,5 - 0,75 \cdot \log S \text{ (mg/l)} = C_{octanol}/C_{water}$$

$$\log K_{oc} = 3,64 - 0,55 \cdot \log S \text{ (mg/l)}$$

$$H = \frac{P_{vp} \cdot m_w}{8.3 \cdot S \cdot T(^{\circ}K)} = C_{lucht}/C_{water}$$

GESAMP HAZARD PROFILES

A = bioaccumulation

B = damage to living resources

D = skin contact and inhalation hazard to human health

E = reduction of amenities

A- Bioaccumulation rating

- + - Bioaccumulative to a significant extent and known to produce a hazard to aquatic life or human health
- Z - Bioaccumulative with attendant risk to aquatic organisms or human health, but with a short retention time of the order of one week or less
- T - Bioaccumulative, liable to cause tainting of seafood
- 0 - Not known to be significantly bioaccumulative, or to support one of the above ratings

B - Damage to living resources rating

4 -	Highly toxic	TLm(96h)	< 1	mg/l
3 -	Moderately toxic	TLm	1-10	mg/l
2 -	Slightly toxic	TLm	10-100	mg/l
1 -	Practically non-toxic	TLm	100-1 000	mg/l
0 -	Non-hazardous	TLm	> 1 000	mg/l
BOD -	Problems of oxygen demand			
(D) -	Deposits liable to blanket seabed			

D - Skin contact and inhalation rating

- II - Hazardous (carcinogen)
- I - Slightly hazardous
- 0 - Non-hazardous

E - Reduction of amenities rating

- XXX Highly objectionable because of persistence, smell or poisonous or irritant characteristics. As a result, beaches are liable to be closed. Rating also used when there is clear evidence that the substance causes cancer in human beings.
- XX Moderately objectionable because of the above characteristics. Short-term effects lead to temporary interference with the use of beaches. Rating also used when there is credible evidence that the substance is an animal carcinogen, but when no clear evidence is available to suggest that the substance causes cancer in human beings
- X Slightly objectionable, non-interference with the use of beaches
- 0 No problems envisaged

Carcinogeniteit

Yes = Y

No = N

Gedrag

G = gas

E = evaporator = verdampende stof

F = floater = drijvende stof

D = dissolver = oplossende stof

S = sinker = zinkende stof

Persistentie

Yes = Y = halfwaardetijd chemische stof \geq 10 dagen

No = N = halfwaardetijd chemische stof $<$ 10 dagen

? = onbekend

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Benzeen
CAS registratienummer	71-43-2
Chemische formule	C ₆ H ₆
Moleculair gewicht	78,11
Densiteit (g/l)	879
Dampdruk (Pa)	10130
Oplosbaarheid (g/l)	1,780 (bij 20°C)
log Pow	2,1/2,7
log H	-0,75 (verdamping uit water zeer groot)
log Koc	1,9 (zeer mobiel)
T1/2	5-20 d
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton M	<i>Skeletonema costatum</i>	E _b C ₅₀	72	18	10
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	24	20	18
Zoöplankton F	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	96	15	15
Invertebraten M	<i>Crangon franciscorum</i>	LC ₅₀	96	16	18
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	LC ₅₀	48	21	377
Vissen M	<i>Salvelinus malma</i>	LC ₅₀	96	8	5,5

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	II
Gesamp E	XXX
Persistentie	?
Carcinogeen	Y
Gedrag	E

Risk and Safety Phrases

R11	highly flammable
R23	toxic by inhalation
R24	toxic in contact with skin
R39	danger of very serious irreversible effects
S9	keep container in a well ventilated place
S16	keep away from sources of ignition - no smoking
S29	do not empty into drains

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Tolueen
CAS registratienummer	108-88-3
Chemische formule	C ₇ H ₈
Moleculair gewicht	92,15
Densiteit (g/l)	867
Dampdruk (Pa)	2932
Oplosbaarheid (g/l)	0,515
log P _{ow}	2,7 (matig)
log H	- 0,56 (verdamping uit water is zeer groot)
log K _{oc}	1,7-2,1 (zeer mobiel in bodem)
T _{1/2} (biodegradatietesten)	aerob : 20-50 dagen (traag), anaerob : kleiner dan 5 dagen, 20-50 dagen
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton M	<i>Skeletonema costatum</i>	E _b C ₅₀	48-72	18	10
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	48	20	19,6
Invertebraten M	<i>Eualus sp</i>	LC ₅₀	96	4	14,7
Mollusken M	<i>Crassostrea gigas</i> (eitjes)	LC ₅₀	48	20-21,5	172
Mollusken M	<i>Mytilus edulis</i> (40-50 mm)	EC ₅₀	1,5	15	2,35
Vissen M	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	LC ₅₀	96	4	6,41

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	II
Gesamp E	XX
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	FE

Risk and Safety Phrases

R11	highly flammable
R20	harmful by inhalation
S16	keep away from sources of ignition - no smoking
S29	do not empty into drains
S33	take precautionary measures against static discharges

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Ethylbenzeen
CAS registratienummer	100-41-4
Chemische formule	C ₈ H ₁₀
Moleculair gewicht	106,14
Densiteit (g/l)	867
Dampdruk (Pa)	930
Oplosbaarheid (g/l)	0,150
log Pow	3,2 (grote lipofiliteit)
log H	-0,58 (verdamping uit water is zeer groot)
log Koc	2,2 (matig mobiel)
T1/2	zeer snel tot matig (< 5 en 10-20 d)
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton M	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀	48	20	7,2
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	48	23	2,12
Invertebraten M	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	72	25	4
Mollusken M	<i>Crassostrea gigas</i>	LC ₅₀	48	21	323
Vissen M	<i>Menidia menidia</i>	LC ₅₀	96	22	5,1

Gesamp hazard profile

Gesamp A	8
Gesamp B	2
Gesamp D	I
Gesamp E	X
Persistentie	Y
Carcinogeen	N
Gedrag	E

Risk and Safety Phrases

R11	highly flammable
R20	harmful by inhalation
R37	irritating to respiratory system
S16	keep away from sources of ignition - no smoking
S24	avoid contact with skin
S25	avoid contact with eyes
S29	do not empty into drains

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Xyleen (m,p,o)
CAS registratienummer	108-38-3, 106-42-3, 95-47-6
Chemische formule	C ₈ H ₁₀
Moleculair gewicht	106,17
Densiteit (g/l)	864
Dampdruk (Pa)	1330 (800 bij 20°C uit Verschuieren)
Oplosbaarheid (g/l)	0,180 bij 20°C
log Pow	2,8/3,2
log H	-0,59/-0,66
log Koc	2,5/2,7
T1/2	zeer snel (< 5d), zeer traag (>50 d), zeer snel (< 5d)
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton M	<i>Skeletonema costatum</i>	E _b C ₅₀	72	18	10
Fytoplankton F	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀	72	25	3,2
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	24	20	1
Invertebraten M	<i>Crangon franciscorum</i>	LC ₅₀	96	16	1,3
Mollusken M	<i>Crassostrea gigas</i>	LC ₅₀	48	21	169
Vissen M	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₅₀	96	16	5,5
Vissen F	<i>Morone saxatilis</i>	LC ₅₀	96	16	2

Gesamp hazard profile

Gesamp A	0
Gesamp B	2
Gesamp D	I
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	FE

Risk and Safety Phrases

R10	flammable
R20	harmful by inhalation
S24	avoid contact with skin
S25	avoid contact with eyes

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens	
Naam chemische stof	1,2,4 -Trimethylbenzeen
CAS registratienummer	95-63-6
Chemische formule	C ₉ H ₁₂
Moleculair gewicht	120,2
Densiteit (g/l)	880
Dampdruk (Pa)	10100
Oplosbaarheid (g/l)	0,057
log Pow	3,2 (grote lipofiliteit)
log H	-0,64 (zeer groot)
log Koc	3 (weinig mobiel)
T1/2	geen gegevens
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens					
Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
/					
/					
Invertebraten M	<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀	96	21	5,4
/					
/					

Gesamp hazard profile	
Gesamp A	0
Gesamp B	3
Gesamp D	I
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	DE

Risk and Safety Phrases	
/	/

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	Naftaleen
CAS registratienummer	91-20-3
Chemische formule	C ₁₀ H ₈
Moleculair gewicht	128,18
Densiteit (g/l)	1140
Dampdruk (Pa)	130 bij 53°C
Oplosbaarheid (g/l)	0,030 bij 20°C
log Pow	3/3,4 (groot)
log H	-1,8 (groot)
log Koc	3 (weinig)
T1/2	10-20 d (snelheid : matig)
Aggregatietoestand	Vaste stof

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton F	<i>Chlorella vulgaris</i>	EC ₅₀	24	20	3
Zoöplankton M	<i>Eurytemora affinis</i>	LC ₅₀	24	15	3,8
Invertebraten M	<i>Eualus suckleyi</i>	LC ₅₀	96	6,5	1,39
Mollusken M	<i>Crassostrea gigas</i>	LC ₅₀	48	21	110
Vissen M	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	LC ₅₀	96	8	1,2

Gesamp hazard profile

Gesamp A	T
Gesamp B	3
Gesamp D	I
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	N
Gedrag	S

Risk and Safety Phrases

R10	flammable
R22	harmful if swallowed

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens	
Naam chemische stof	1-methylnaftaleen
CAS registratienummer	90-12-0
Chemische formule	C ₁₁ H ₁₀
Moleculair gewicht	142,2
Densiteit (g/l)	1020
Dampdruk (Pa)	?
Oplosbaarheid (g/l)	0,027 bij 20°C
log Pow	3,8 (groot)
log H	-1,96 (groot)
log Koc	4,1 (nauwelijks)
T1/2	< 5 d (zeer snel), >50 d (zeer traag)
Aggregatietoestand	

Ecotoxicologische gegevens					
Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	/				
Zoöplankton F	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	48	23	1,42
Invertebraten M	<i>Cancer magister</i>	LC ₅₀	96	13	1,9
Mollusken	/				
Vissen F	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	96	20	9

Gesamp hazard profile	
Gesamp A	T
Gesamp B	3
Gesamp D	0
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	?
Gedrag	?

Risk and Safety Phrases	
/	/

Chemische gegevens

Naam chemische stof	2-methylnaftaleen
CAS registratienummer	91-57-6
Chemische formule	C ₁₁ H ₁₀
Moleculair gewicht	142,2
Densiteit (g/l)	990
Dampdruk (Pa)	?
Oplosbaarheid (g/l)	0,010
log Pow	3,8 (groot)
log H	-1,9 (groot)
log Koc	4,05 (nauwelijks)
T1/2	10-20 d (matig)
Aggregatietoestand	

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	/				
Zoöplankton M	<i>Eurytemora affinis</i>	LC ₅₀	24	15	1,5
Invertebraten M	<i>Cancer magister</i>	LC ₅₀	96	13	1,5
Invertebraten M	<i>Penaeus aztecus</i>	LC ₅₀	96	21	0,6
Mollusken	/				
Vissen	/				

Gesamp hazard profile

Gesamp A	T
Gesamp B	(3)
Gesamp D	0
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	?
Gedrag	?

Risk and Safety Phrases

/ /

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens	
Naam chemische stof	dimethylnaftaleen
CAS registratienummer	575-41-7
Chemische formule	C ₁₂ H ₁₂
Moleculair gewicht	156,23
Densiteit (g/l)	980
Dampdruk (Pa)	?
Oplosbaarheid (g/l)	0,0024 (in zeewater bij 22°C)
Pow	?
Aggregatietoestand	Vloeistof

Ecotoxicologische gegevens					
Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	/				
Zoöplankton F	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	48	20	0,767
Invertebraten	/				
Mollusken	/				
Vissen	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	96	12	1,7

Gesamp hazard profile	
Gesamp A	0
Gesamp B	-
Gesamp D	I
Gesamp E	X
Persistentie	?
Carcinogeen	?
Gedrag	?

Risk and Safety Phrases	
/	/

Bijlage 5: Case studie 'Amer Fuji-Meritas': gebruikte fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevensfiches

Chemische gegevens

Naam chemische stof	trimethylnaftaleen
CAS registratienummer	829-26-5
Chemische formule	C ₁₃ H ₁₄
Moleculair gewicht	170,25
Densiteit (g/l)	1010
Dampdruk (Pa)	?
Oplosbaarheid (g/l)	0,0017 in zeewater bij 22°C
Pow	?
Aggregatietoestand	?

Ecotoxicologische gegevens

Groep	Organisme	L(E)C ₅₀	Tijd (h)	Temp (°C)	Concentratie (mg/l)
Fytoplankton	/				
Zoöplankton	/				
Invertebraten	/				
Mollusken	/				
Vissen M	/				

Gesamp hazard profile

Gesamp A	/
Gesamp B	/
Gesamp D	/
Gesamp E	/
Persistentie	/
Carcinogeen	/
Gedrag	/

Risk and Safety Phrases

/ /

BIJLAGE 6

Case studie 'Amer Fuji - Meritas': berekeningen verliezen; Excel 5.0 werkbladen

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, TOLUEEN

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	10	18	5,6	1,614544	3	4	1,512407	32,53918
Zoopl.	19,6	20	5,6	2,00592	2	4	1,759828	57,52121
Invertebr.	14,7	4	5,6	1,088021	4	4	1,088021	12,24676
Mollusken	172	21	5,6	2,998752	2	4	2,75266	565,7967
Vissen	6,41	4	5,6	0,727562	4	4	0,727562	5,340255

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,832	-0,07988	1,512407	-1,91841
Zoopl.	0,832	-0,07988	1,759828	-2,21651
Invertebr.	0,832	-0,07988	1,088021	-1,40711
Mollusken	0,832	-0,07988	2,75266	-3,4127
Vissen	0,832	-0,07988	0,727562	-0,97282

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, BENZEEN

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)	
Fytopl.	10	18	18	5,6	1,614544	3	4	1,512407	32,53918
Zoopl.	15	15	15	5,6	1,641955	4	4	1,641955	43,84855
Invertebr.	18	16	16	5,6	1,770697	4	4	1,770697	58,97888
Mollusken	377	21	21	5,6	3,339565	2	4	3,093473	1240,147
Vissen	5,5	8	8	5,6	0,859307	4	4	0,859307	7,232804

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

c_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t}) = \log$ gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

$Y_0 = \text{standaard genormaliseerde waarde} = (\log_{10}(c_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83 = \text{standaarddeviatie van respons}$

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50})$	Y_0
Fytopl.	0,44	-0,35655	1,512407	-2,25175
Zoopl.	0,44	-0,35655	1,641955	-2,40783
Invertebr.	0,44	-0,35655	1,770697	-2,56294
Mollusken	0,44	-0,35655	3,093473	-4,15665
Vissen	0,44	-0,35655	0,859307	-1,46488

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, ETHYLBENZEEN

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	7,2	20	20	5,6	1,570996	2	4	1,324904 21,13024
Zoopl.	2,12	23	23	5,6	1,18868	2	4	0,942588 8,761689
Invertebr.	4	25	25	5,6	1,563524	3	4	1,461387 28,93254
Mollusken	323	21	21	5,6	3,272427	2	4	3,026335 1062,514
Vissen	5,1	22	22	5,6	1,520354	4	4	1,520354 33,14013

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,38	-0,42022	1,324904	-2,10256
Zoopl.	0,38	-0,42022	0,942588	-1,64193
Invertebr.	0,38	-0,42022	1,461387	-2,26699
Mollusken	0,38	-0,42022	3,026335	-4,15247
Vissen	0,38	-0,42022	1,520354	-2,33804

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, XYLEEN

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)	
Fytopl.	10	18	18	5,6	1,614544	3	4	1,512407	32,53918
Zoopl.	1	20	20	5,6	0,713664	1	4	0,22148	1,665252
Invertebr.	1,3	16	16	5,6	0,629367	4	4	0,629367	4,259586
Mollusken	169	21	21	5,6	2,991111	2	4	2,745019	555,9282
Vissen	5,5	16	16	5,6	1,255787	4	4	1,255787	18,02132

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t})$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,636	-0,19654	1,512407	-2,05898
Zoopl.	0,636	-0,19654	0,22148	-0,50364
Invertebr.	0,636	-0,19654	0,629367	-0,99507
Mollusken	0,636	-0,19654	2,745019	-3,54405
Vissen	0,636	-0,19654	1,255787	-1,74979

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, TRIMETHYLBENZEEN

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	0,224	21	21	5,6	0,113472	4	4	0,113472 1,29859
Zoopl.	5,12	21	21	5,6	1,472494	4	4	1,472494 29,68205
Invertebr.	5,4	21	21	5,6	1,495618	4	4	1,495618 31,30529
Mollusken	0	21	21	5,6	#NUM!	4	4	#NUM! #NUM!
Vissen	1,6	21	21	5,6	0,967344	4	4	0,967344 9,275642

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,776	-0,11014	0,113472	-0,26941
Zoopl.	0,776	-0,11014	1,472494	-1,90679
Invertebr.	0,776	-0,11014	1,495618	-1,93465
Mollusken	0,776	-0,11014	#NUM!	#NUM!
Vissen	0,776	-0,11014	0,967344	-1,29817

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, NAFTALEEN

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/l)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)	
Fytopl.	3	20	20	5,6	1,190785	1	4	0,698601	4,995756
Zoopl.	3,8	15	15	5,6	1,045648	1	4	0,553464	3,576544
Invertebr.	1,39	6,5	6,5	5,6	0,187619	4	4	0,187619	1,540348
Mollusken	110	21	21	5,6	2,804617	2	4	2,558525	361,8467
Vissen	1,2	8	8	5,6	0,198125	4	4	0,198125	1,578066

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t})$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,672	-0,17263	0,698601	-1,04968
Zoopl.	0,672	-0,17263	0,553464	-0,87481
Invertebr.	0,672	-0,17263	0,187619	-0,43404
Mollusken	0,672	-0,17263	2,558525	-3,29055
Vissen	0,672	-0,17263	0,198125	-0,44669

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, 1-METHYLNAFTALEEN

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)	
Fytopl.	1,26	20	20	5,6	0,814035	4	4	0,814035	6,516802
Zoopl.	1,42	23	23	5,6	1,014632	2	4	0,76854	5,868679
Invertebr.	1,9	13	13	5,6	0,645498	4	4	0,645498	4,420767
Mollusken	29,7	20	20	5,6	2,18642	4	4	2,18642	153,6103
Vissen	9	20	20	5,6	1,667907	4	4	1,667907	46,54859

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,272	-0,56543	0,814035	-1,66201
Zoopl.	0,272	-0,56543	0,76854	-1,60719
Invertebr.	0,272	-0,56543	0,645498	-1,45895
Mollusken	0,272	-0,56543	2,18642	-3,31548
Vissen	0,272	-0,56543	1,667907	-2,69077

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50}T_0$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50}T) = \log_{10}(LC_{50}T_0) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50}t = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50}t_0)$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

$LC_{50}t$ = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, 2-METHYLNAFTALEEN

Biotagroep	$LC_{50}T_0$ (mg/	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	$LC_{50}t$ (mg/l)
Fytopl.	0,066	13	13	5,6	-0,81371	4	4	-0,81371 0,153563
Zoopl.	1,5	15	15	5,6	0,641955	1	4	0,149771 1,411794
Invertebr.	1,5	13	13	5,6	0,542835	4	4	0,542835 3,490079
Mollusken	1,55	13	13	5,6	0,557076	4	4	0,557076 3,606415
Vissen	0,47	13	13	5,6	0,038842	4	4	0,038842 1,093558

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50}t)$ = log gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

Y_0 = standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50}t))/d$

met $d = 0,83$ = standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50}t)$	Y_0
Fytopl.	0,384	-0,41567	-0,81371	0,47957
Zoopl.	0,384	-0,41567	0,149771	-0,68125
Invertebr.	0,384	-0,41567	0,542835	-1,15482
Mollusken	0,384	-0,41567	0,557076	-1,17198
Vissen	0,384	-0,41567	0,038842	-0,5476

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENINGEN DIRECTE VERLIEZEN

CORRECTIE VOOR TEMPERATUUR EN TIJD

Correctie voor temperatuur

$L(E)C_{50T_0}$ = geselecteerde (of afgeleide) $L(E)C_{50}$ waarde bij een temperatuur T_0

T_0 = temperatuur waarbij de toxiciteitstest werd uitgevoerd

T = temperatuur van het zeewater op het ogenblik van de spill

$T_{cor} = \log_{10}(LC_{50T}) = \log_{10}(LC_{50T_0}) + a(T_0 - T) = \log$ gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een temperatuur T

met $a = 0,07113$ voor organofosfaatverbindingen

$a = 0,04956$ voor alle andere verbindingen

Correctie voor tijd

t_0 = blootstellingsduur tijdens de test

t = blootstellingsduur in situ

$t_{cor} = \log LC_{50t} = -b(\log_{10}t - \log_{10}t_0) + \log_{10}(LC_{50t_0})$

met $b = 0,8175$ voor alle verbindingen

LC_{50t} = gecorrigeerde LC_{50} waarde voor een blootstellingsperiode t

Naam chemische stof : AMER FUJI - MERITAS, DIMETHYLNAFTALEEN

Biotagroep	LC_{50T_0} (mg/)	T_0 (°C)	T (°C)	T_{cor}	t_0 (dagen)	t (dagen)	t_{cor}	LC_{50t} (mg/l)
Fytopl.	0,238	12	5,6	-0,30624	4	4	-0,30624	0,494039
Zoopl.	0,767	20	5,6	0,598459	2	4	0,352367	2,250958
Invertebr.	5,61	12	5,6	1,066147	4	4	1,066147	11,6452
Mollusken	5,61	12	5,6	1,066147	4	4	1,066147	11,6452
Vissen	1,7	12	5,6	0,547633	4	4	0,547633	3,528848

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

C_0 = voorspelde milieuconcentratie (mg/l)

$\log_{10}(LC_{50t}) = \log$ gecorrigeerde waarde voor blootstellingsperiode t

$Y_0 =$ standaard genormaliseerde waarde = $(\log_{10}(C_0) - \log_{10}(LC_{50t}))/d$

met $d = 0,83 =$ standaarddeviatie van respons

Biotagroep	C_0 (mg/l)	$\log_{10}C_0$	$\log_{10}(LC_{50t})$	Y_0
Fytopl.	0,192	-0,7167	-0,30624	-0,49453
Zoopl.	0,192	-0,7167	0,352367	-1,28803
Invertebr.	0,192	-0,7167	1,066147	-2,14801
Mollusken	0,192	-0,7167	1,066147	-2,14801
Vissen	0,192	-0,7167	0,547633	-1,52329

Uitgaande van de berekende Y_0 waarde en tabel 1.1
(weergegeven in deel 3: voorstel van beleidsinstrumenten)
kunnen de directe verliezen (%) afgeleid worden (p-waarde = oppervlakte onder de curve)

BEREKENING INDIRECTE VERLIEZEN

Berekening directe verliezen verschillende trofische niveaus

P_0 -waarde = direct verlies dat met Y_0 -waarde (standaard genormaliseerde waarde) overeenstemt

$P_{p,z,b}$ = primaire, zoöplankton- en benthosproductie op het BCP

A = gecontamineerde oppervlakte

dt = blootstellingsduur

12,5 = conversiefactor van g C naar gram nat gewicht

$P_{pv,zv,bv}$ = directe verliezen verschillende trofische niveaus (g nat gewicht) = $12,5 \cdot P_0 \cdot P_{p,z,b} \cdot A \cdot dt$

AMER FUJI : OPEN ZEE LOZING

Biotagroep	P_0 -waarde	tabel eindverlies	$P_{p,z,b}$ (g C/m ² .d)	A (m ²)	dt (dagen)	$P_{pv,zv,bv}$ (g)
Fytopl.	0,348		1,12	1,30E+07	4	2,53E+08
Zoopl.	0,309		0,056	1,30E+07	4	11247600
Invertebr.	0,334		0,09	1,30E+07	4	19539000
Mollusken	0,016		0,09	1,30E+07	4	936000
Vissen	0,33		0	1,30E+07	4	0

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan primaire productie

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{z,b}$ = fractie primaire productie geconsumeerd door zoöplankton, benthos

P_{pv} = direct verlies primaire productie

$P_{zv,bv,vi}$ = indirect verlies zoöplankton, benthos, vissen

	e	$a_{z,b}$	$P_{pv,zvi}$ (g nat gewicht)	$P_{zvi,bvi,vi}$ (g nat gewicht)
Zoopl.	0,2	0,25	2,53E+08	12667200
Benthos	0,2	0,4	2,53E+08	20267520
Vissen	0,2	0,47	12667200	1190717

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan zoöplankton

e = voedselketentransferefficiëntie

$a_{b,v}$ = fractie zoöplankton geconsumeerd door benthos, pelagische vissen

P_{zv} = direct verlies zoöplankton

$P_{bvi,vi}$ = indirect verlies benthos, vissen

	e	$a_{b,v}$	$P_{zv,bvi}$ (g nat gewicht)	$P_{bvi,vi}$ (g nat gewicht)
Benthos	0,2	0,53	11247600	1192246
Vis pelag.	0,2	0,47	11247600	1057274
Vis demer	0,2	0,4	1192246	95379,65

Indirecte verliezen tengevolge van verlies aan benthos

e = voedselketentransferefficiëntie

 a_v = fractie benthos geconsumeerd door demersale vissen P_{bv} = direct verlies benthos P_{vvi} = indirect verlies vissen

	e	a_v	P_{bv} (g nat gewicht)	P_{vvi} (g nat gewicht)
Vis demer		0,2	0,4 10237500	819000

BEREKENING VERLIES VOGELBESTAND**AMER FUJI-MERITAS: OPEN ZEE LOZING**

<u>Vogelsoort</u>	<u>kwetsbaarheidsindex</u>	<u>% mortaliteit</u>
Duiker	29	89,9
Fuut	23	71,3
Noordse Stormvogel	18	55,8
Jan van Gent	22	68,2
Zwarte Zeeëend	19	58,9
Grote Jager	25	77,5
Dwergmeeuw	24	74,4
Kokmeeuw	11	34,1
Stormmeeuw	13	40,3
Kleine Mantelmeeuw	19	58,9
Zilvermeeuw	15	46,5
Grote Mantelmeeuw	21	65,1
Drieteenmeeuw	17	52,7
Grote Stern	20	62
Visdief/Noordse Stern	20	62
Zeekoet	25	77,5
Alk	25	77,5

veronderstelling: vogelpopulatie aanwezig in een straal van 5 km wordt door de olievlek aangetrokke

PERIODE: maart

<u>vogelsoort</u>	<u>dens.(aantal/km²)</u>	<u>aantal op 80 km²</u>	<u>% mortaliteit</u>	<u>aantal mortal.</u>
Duiker	0	0	89,9	0
Fuut	0	0	71,3	0
Noordse Stormvogel	0,03	2,4	55,8	1,3392
Jan van Gent	0	0	68,2	0
Zwarte Zeeëend	0	0	58,9	0
Grote Jager	0	0	77,5	0
Dwergmeeuw	0	0	74,4	0
Kokmeeuw	0,1	8	34,1	2,728
Stormmeeuw	0	0	40,3	0
Kleine Mantelmeeuw	0,01	0,8	58,9	0,4712
Zilvermeeuw	0,05	4	46,5	1,86
Grote Mantelmeeuw	0	0	65,1	0
Drieteenmeeuw	0,02	1,6	52,7	0,8432
Grote Stern	0	0	62	0
Visdief/Noordse Stern	0	0	62	0
Zeekoet	0	0	77,5	0
Alk	0	0	77,5	0
			TOTAAL	7,2416

BEREKENING VERLIES VOGELBESTAND

AMER FUJI-MERITAS: STRANDLOZING (Zwin)

<u>Vogelsoort</u>	<u>kwetsbaarheidsindex</u>	<u>% mortaliteit</u>
Duiker	29	89,9
Fuut	23	71,3
Noordse Stormvogel	18	55,8
Jan van Gent	22	68,2
Zwarte Zeeëend	19	58,9
Grote Jager	25	77,5
Dwergmeeuw	24	74,4
Kokmeeuw	11	34,1
Stormmeeuw	13	40,3
Kleine Mantelmeeuw	19	58,9
Zilvermeeuw	15	46,5
Grote Mantelmeeuw	21	65,1
Drieteenmeeuw	17	52,7
Grote Stern	20	62
Visdief/Noordse Stern	20	62
Zeekoet	25	77,5
Alk	25	77,5

PERIODE: maart

<u>vogelsoort</u>	<u>dens.(aantal/ha)</u>	<u>aantal op 75 ha</u>	<u>% mortaliteit</u>	<u>aantal mortal.</u>
Duiker	0	0	89,9	0
Fuut	0,1	7,5	71,3	5,3475
Noordse Stormvogel	0	0	55,8	0
Jan van Gent	0	0	68,2	0
Zwarte Zeeëend	0	0	58,9	0
Grote Jager	0	0	77,5	0
Dwergmeeuw	0	0	74,4	0
Kokmeeuw	0,09	6,75	34,1	2,30175
Stormmeeuw	0	0	40,3	0
Kleine Mantelmeeuw	0,17	12,75	58,9	7,50975
Zilvermeeuw	2,35	176,25	46,5	81,95625
Grote Mantelmeeuw	0	0	65,1	0
Drieteenmeeuw	0	0	52,7	0
Grote Stern	0,007	0,525	62	0,3255
Visdief/Noordse Stern	0,49	36,75	62	22,785
Zeekoet	0,05	3,75	77,5	2,90625
Alk	0	0	77,5	0
			TOTAAL	123,132

BIJLAGE 7

Opkuiskosten olieverontreining

Tabel 1: Totale opkuiskosten voor 26 gevallen van olieverontreiniging
(Moller *et al.*, 1985)

NUMMER + REGIO ¹	TYPE OLIE ²	GELOOSDE STOF (TON)	TOTALE OPKUIKOST (US\$)	EENHEIDSKOST (US\$ / TON)	OPKUIS TECHNIEK ³
1. N.E.	HFO	12 500	23 809 480	1 905	ON.ST.MA.
2. N.E.	HFO	200	868 618	4 343	OF.RE.ON.MA.ST.
3. N.E.	HFO	1 000	4 465 184	4 465	ON.ME.MA.
4. N.E.	Heavy crude	300	3 613 213	12 044	ON.ST.
5. N.E.	Heavy crude	400	8 519 260	21 298	ON.ST.
6. N.E.	HFO	1 600	2 759 165	1 724	OF.RE.ON.ME.
7. N.E.	Crude	6 000	652 881	109	OF.DI.ON.ME.
8. N.E.	HFO	75	155 809	2 077	OF.RE.ON.MA.
9. N.E.	Crude	75	81 132	1 082	OF.DI.ON.MA.
10. N.E.	HFO	400	930 643	2 327	OF.RE.ON.MA.
11. N.E.	HFO	135	27 396	203	ON.DI.MA.
12. N.E.	HFO	400	1 465 906	3 665	OF.RE.ON.ME.MA.
13. N.E.	HFO	350	286 857	820	ON.ME.MA.
14. N.E.	HFO	200	1 565 503	7 827	OF.RE.ON.ST.MA.
15. S.E.	HFO	65	284 701	4 380	OF.DI.ON.MA.
16. S.E.	HFO	150	459 238	3 062	OF.DI.ON.MA.
17. N.A.	HFO	615	1 542 130	2 507	ON.ME.MA.
18. N.A.	Heavy crude	10 000	4 027 467	403	OF.RE.ON.ME.
19. N.A.	Crude	1 400	3 329 903	2 379	OF.RE.ON.MA.
20. N.A.	Crude	600	9 002 285	15 004	OF.RE.ON.MA.
21. S.A.	Crude	2 300	163 784	71	OF.RE.ON.MA.
22. F.E.	Crude	2 080	1 619 254	779	OF.DI.ON.MA.
23. F.E.	Heavy crude	3 340	2 857 465	856	OF.RE.ON.ST.MA.
24. F.E.	Heavy crude	760	1 214 393	1 598	OF.RE.ON.DI.MA.
25. F.E.	HFO	200	1 189 596	5 948	ON.MA.
26. F.E.	HFO	500	540 016	1 098	ON.DI.MA.

¹ N.E. : Noord-Europa; S.E. : Zuid-Europa; N.A. : Noord-Amerika; S.A. : Zuid-Amerika; F.E. : Verre Oosten

² HFO: Heavy fuel oils (zware brandstof), Heavy crude (zware ruwe olie)

³ OF.RE.: offshore recovery; OF.DI.: dispersants; ON.ME.: onshore mechanical; ON.MA.: manual; ON.DI.: dispersants; ON.ST.: steam/hot water washing.

Tabel 2: Verdeling van de olievertreiniging (tabel 1) in opkuiskosten op zee en op de kuststrook

NUMMER+ REGIO ¹	OPKUIS METHODE ²	OPKUISKOSTEN VOOR OP ZEE				OPKUISKOSTEN VOOR DE KUSTZONE			
		TOTALE KOST (\$)	% VAN HET TOTALE KOST	HOEVEELHEID OLIE BEHANDELD (TON)	EENHEIDSPRIJS (\$/T)	TOTALE KOST (\$)	% VAN HET TOTALE KOST	HOEVEELHEID OLIE BEHANDELD (TON) ¹	EENHEIDSPRIJS (\$/T)
1. N.E.	ON.ST.MA	1 840 743	8	0	-	21 968 737	92	4 500	4 882
6. N.E.	OF.RE.ON.ME	938 800	34	792	1 185	1 820 365	66	450	4 045
7. N.E.	OF.DI.ON.ME	319 136	49	-	-	333 745	51	500	668
10. N.E.	OF.RE.ON.MA	147 130	16	8	18 391	783 513	84	200	3 918
12. N.E.	OF.RE.ON.ME..MA	338 657	23	81	4 180	1 127 249	77	200	5 636
14. N.E.	OF.RE.ON.ST.MA	264 845	17	12	22 070	1 300 659	83	100	13 000
15. S.E.	OF.DI.ON.MA	174 586	61	0	-	110 115	39	60	1 835
16. S.E.	OF.DI.ON.MA	355 748	77	0	-	103 490	23	100	1 035
19. N.A.	OF.RE.ON.MA	158 000	5	53	2 981	3 171 903	95	530	5 985
21. S.A.	OF.RE.ON.MA	19 738	12	65	303	144 046	88	200	720
23. F.E.	OF.RE.ON.ST.MA	90 010	3	100	900	2 767 455	97	2 500	1 107
24. F.E.	OF.RE.ON.DI.MA	14 367	1	41	350	1 200 026	99	500	2 400

¹ N.E. : Noord-Europa, S.E. : Zuid-Europa, N.A. : Noord-Amerika, S.A. : Zuid-Amerika, F.E. : Verre Oosten

² OF.RE. : offshore recovery, OF.DI. : dispersants, ON.ME. : onshore mechanical, ON.MA. : manual, ON.DI. : dispersants, ON.ST. : steam/hot water washing.

**Tabel 3: Olie verontreinigingen waarbij de opkuiskosten 70 miljoen Bf overschreden
(OECD economische data, 1982)**

Datum	Naam	Verlies (Ton)	Opkuiskosten (miljoen Bf) ¹
08/03/67	Torrey Canyon	117 000	898,5
04/02/70	Arrow	7 000	303,3
18/01/71	Oregon Standard	3 300	466,6
27/02/71	Wafra	63 200	777,7
08/01/74	Barge	6 500	272,2
15/06/74	Imperial Sarnia	600	194,4
22/06/74	ABC 2311	-	82,1
06/01/75	Showa Maru	4 000	311,0
/04/75	Butane	6 000	77,8
01/02/76	STC 101	1 000	101,0
23/06/76	Nepco 140	1 200	661,0
14/10/76	Boehlen	9 850	1750,9
15/12/76	Argo Merchant	28 000	140,0
17/12/76	Sansinena	4 800	116,7
04/02/77	Ethel H.	1 300	77,8
16/12/77	Venoil	15 000	77,8
06/03/78	Global Hope	500	186,6
12/03/78	Amoco Cadiz	230 000	5118,1
06/05/78	Eleni V	5 000	452,0
12/10/78	Christos Bitas	3 780	238,5
19/12/78	Peck Slip	1 600	77,8
30/12/78	Esso Benicia	1 160	439,4
08/01/79	Betelgeuze	27 000	1944,2
15/03/79	Kurdistan	8 000	536,5
22/07/79	Antonio Gramsci	5 000	1612,7
27/06/79	Vera Berlingieri	1 200	89,0
23/02/80	Irenes Serenade	103 000	622,0
07/03/80	Tanio	17 000	5183,7
03/06/80	Furenas	200	77,8

¹ De kosten zijn aangepast aan de index van maart 1997

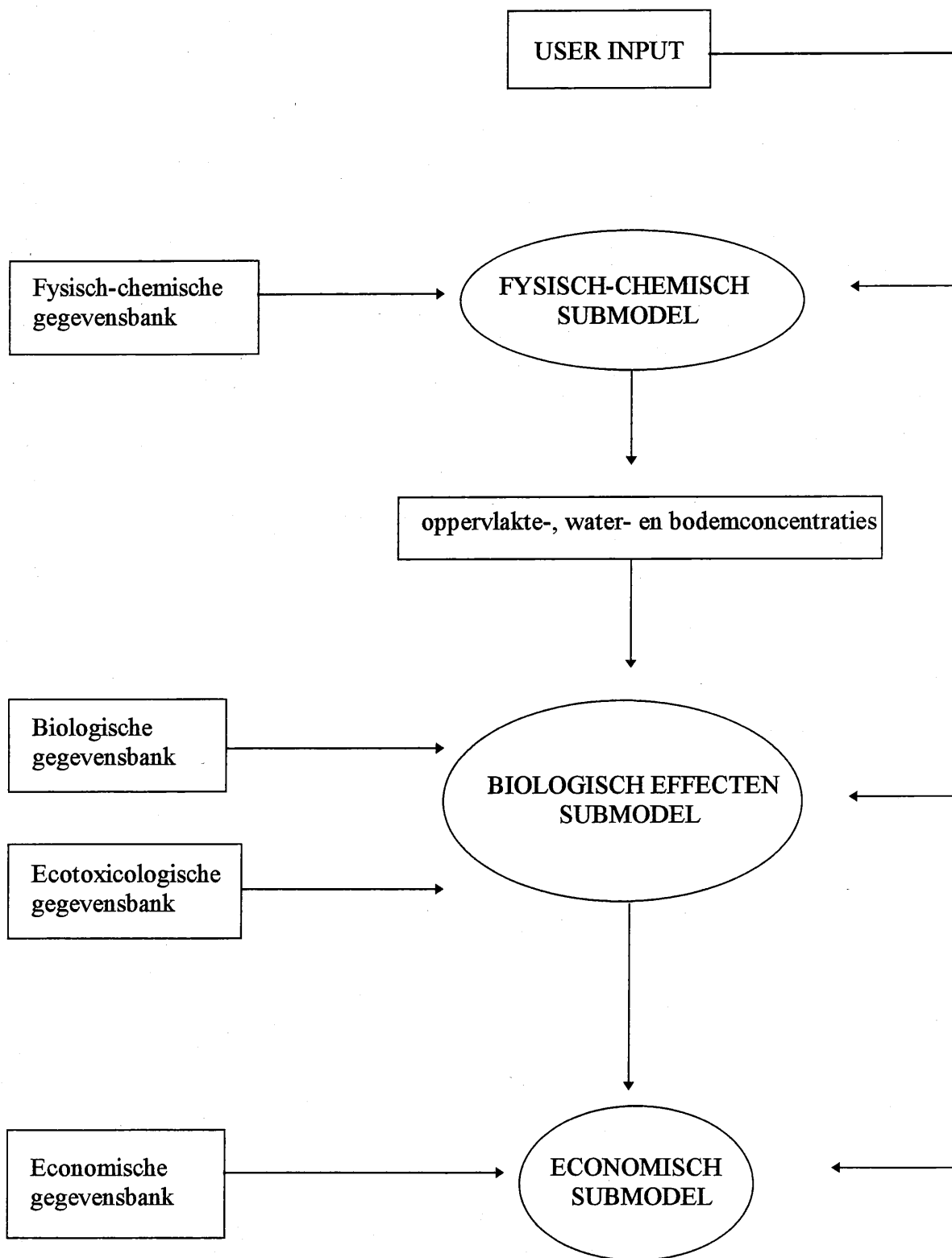
DEEL 3

Voorstel van beleidsinstrumenten

6 Ecologische en economische impactberekening aan de hand van flow charts

Een schematische voorstelling van de opbouw van de volledige economische en ecologische impactberekening wordt gegeven in figuur 6.1.

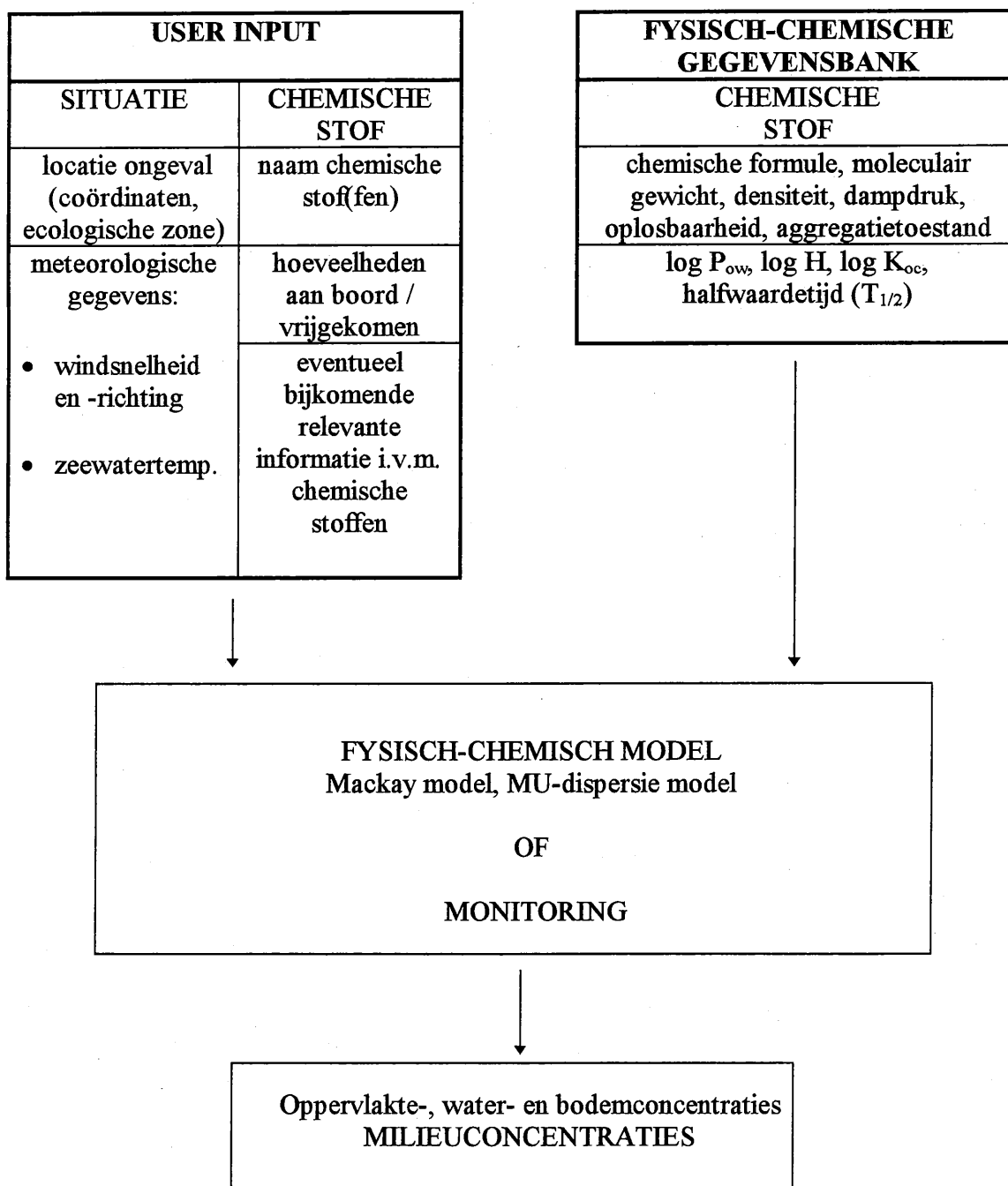
In de verdere schema's wordt elk submodel: fysisch-chemisch submodel, biologische effecten submodel en economisch submodel gedetailleerd weergegeven met een verduidelijking van de gebruikte methodologie.



Figuur 6.1: Schematische voorstelling van de opbouw van de volledige ecologische en economische impactberekening

HET FYSISCH-CHEMISCH SUBMODEL

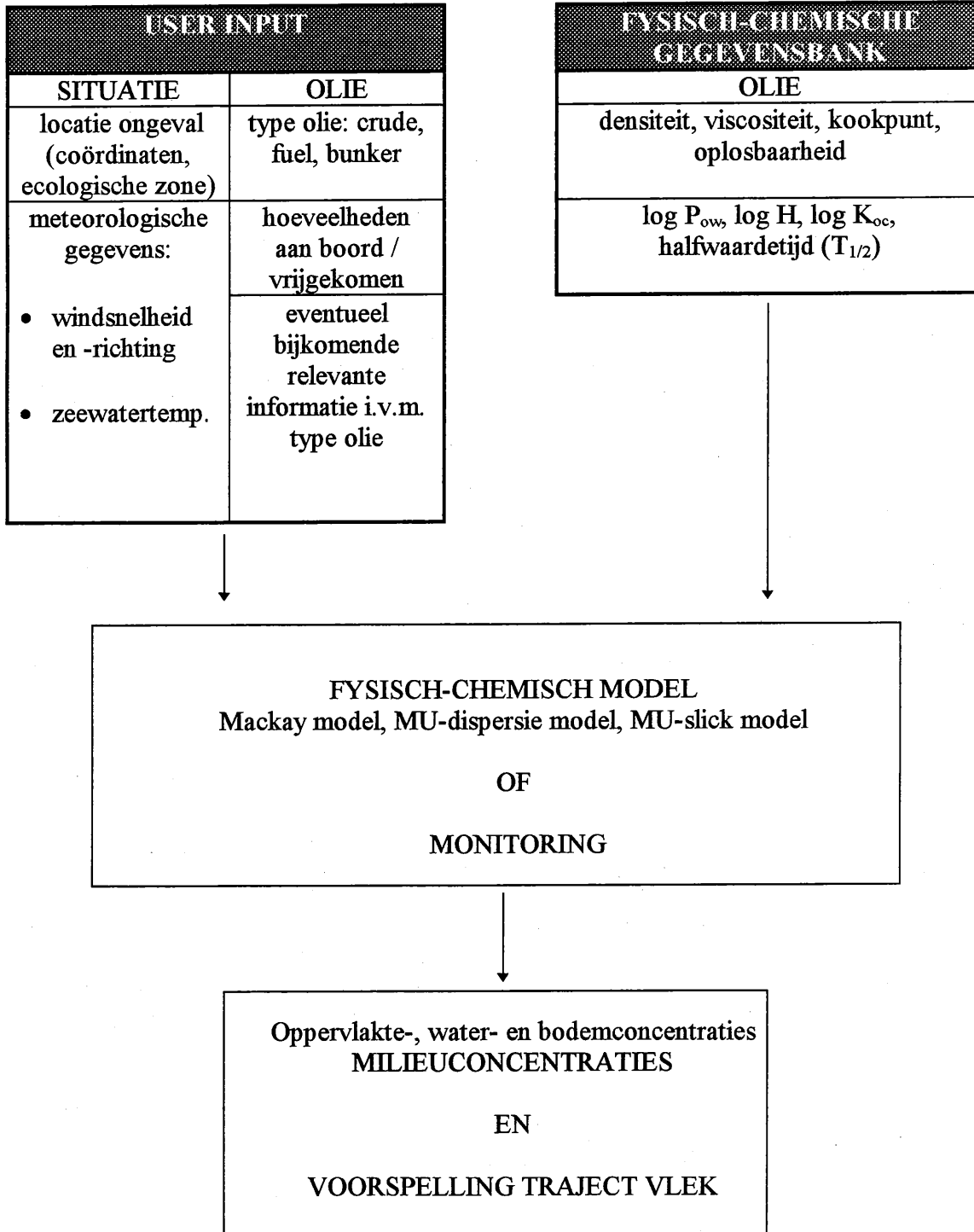
CHEMISCHE STOFFEN



Figuur 6.2: Het fysisch-chemisch submodel: chemische stoffen

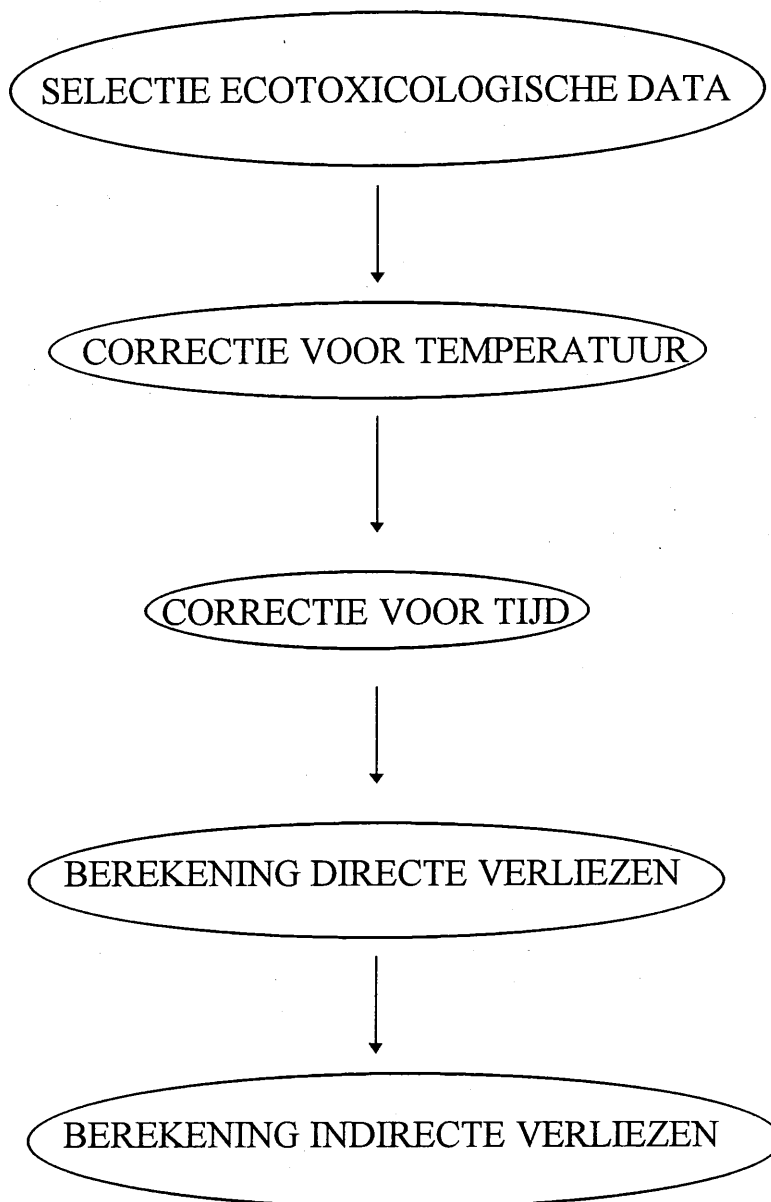
HET FYSISCH-CHEMISCH SUBMODEL

OLIE

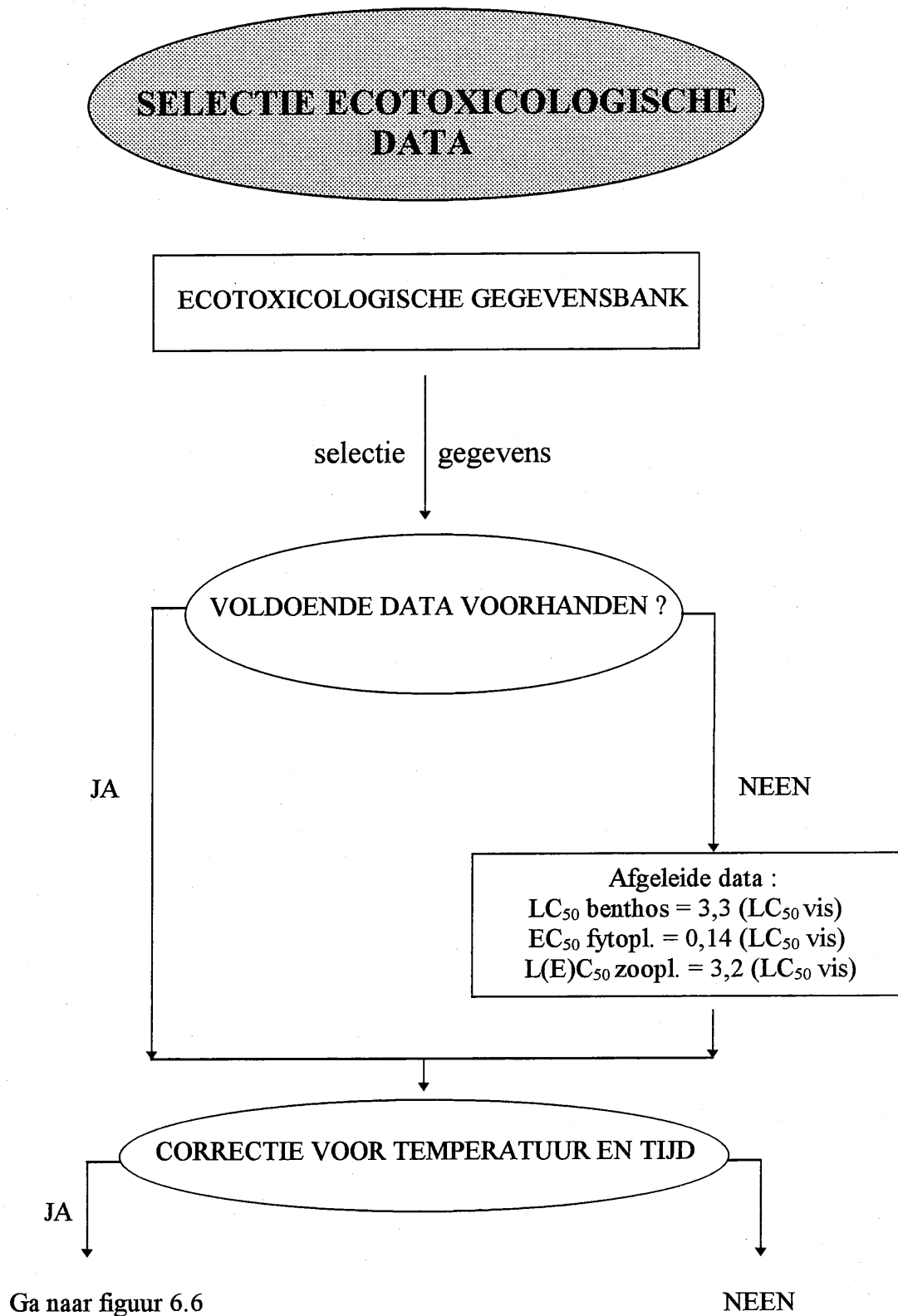


Figuur 6.3: Het fysisch-chemisch submodel: olie

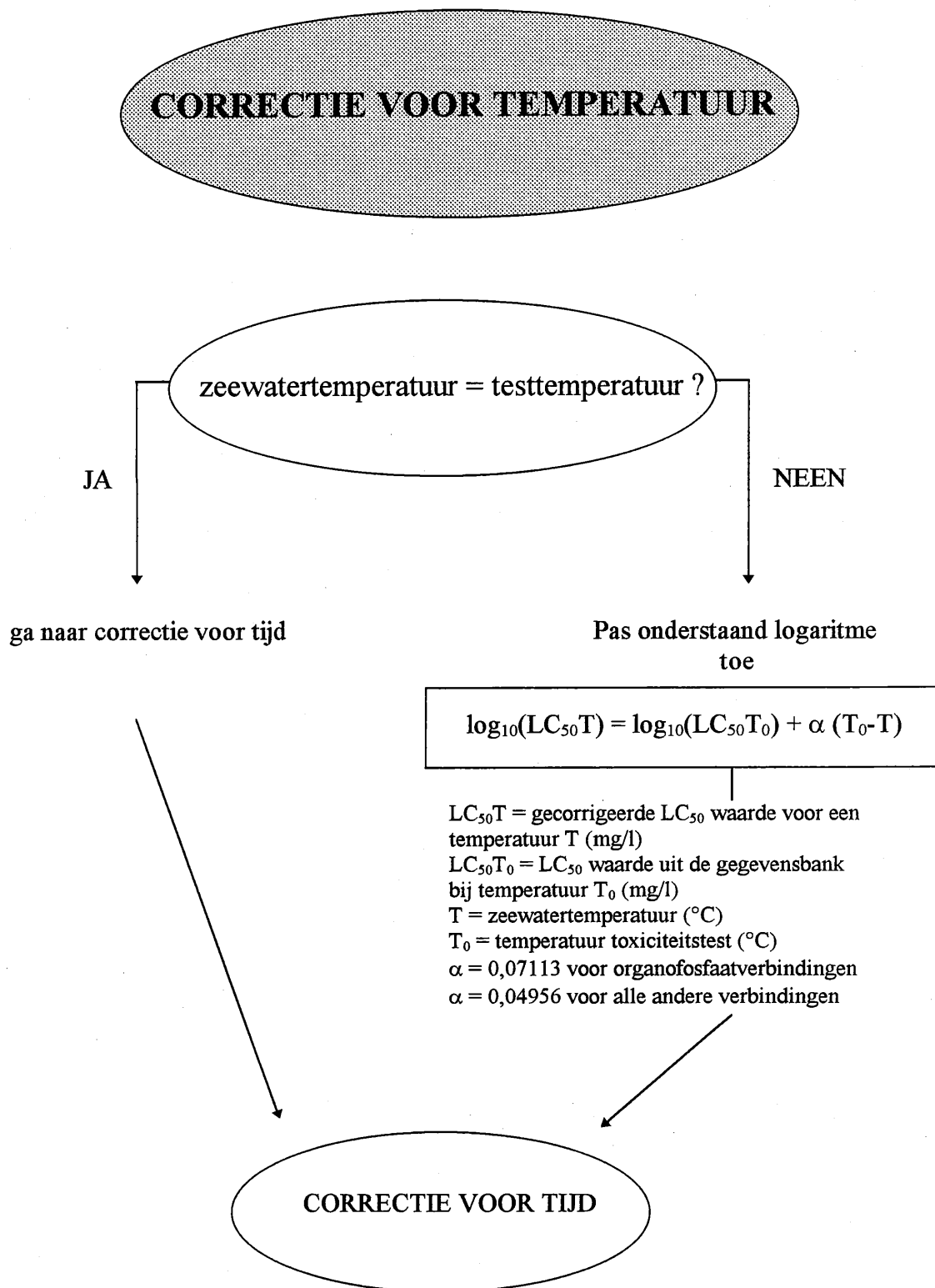
HET BIOLOGISCH EFFECTEN SUBMODEL



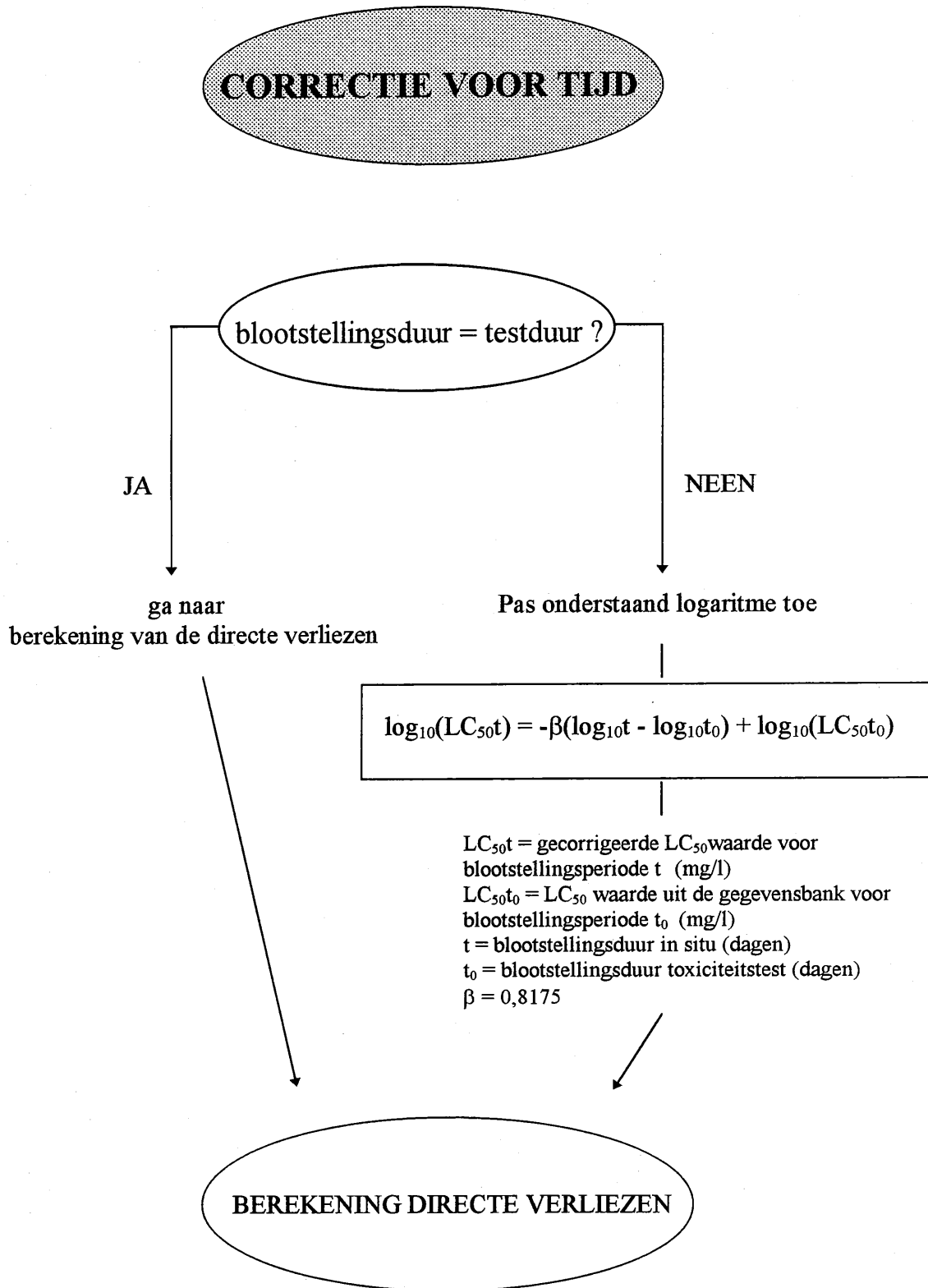
Figuur 6.4: Het biologisch effecten submodel: verschillende stappen



Figuur 6.5: Selectie ecotoxicologische data



Figuur 6.6: Correctie voor temperatuur

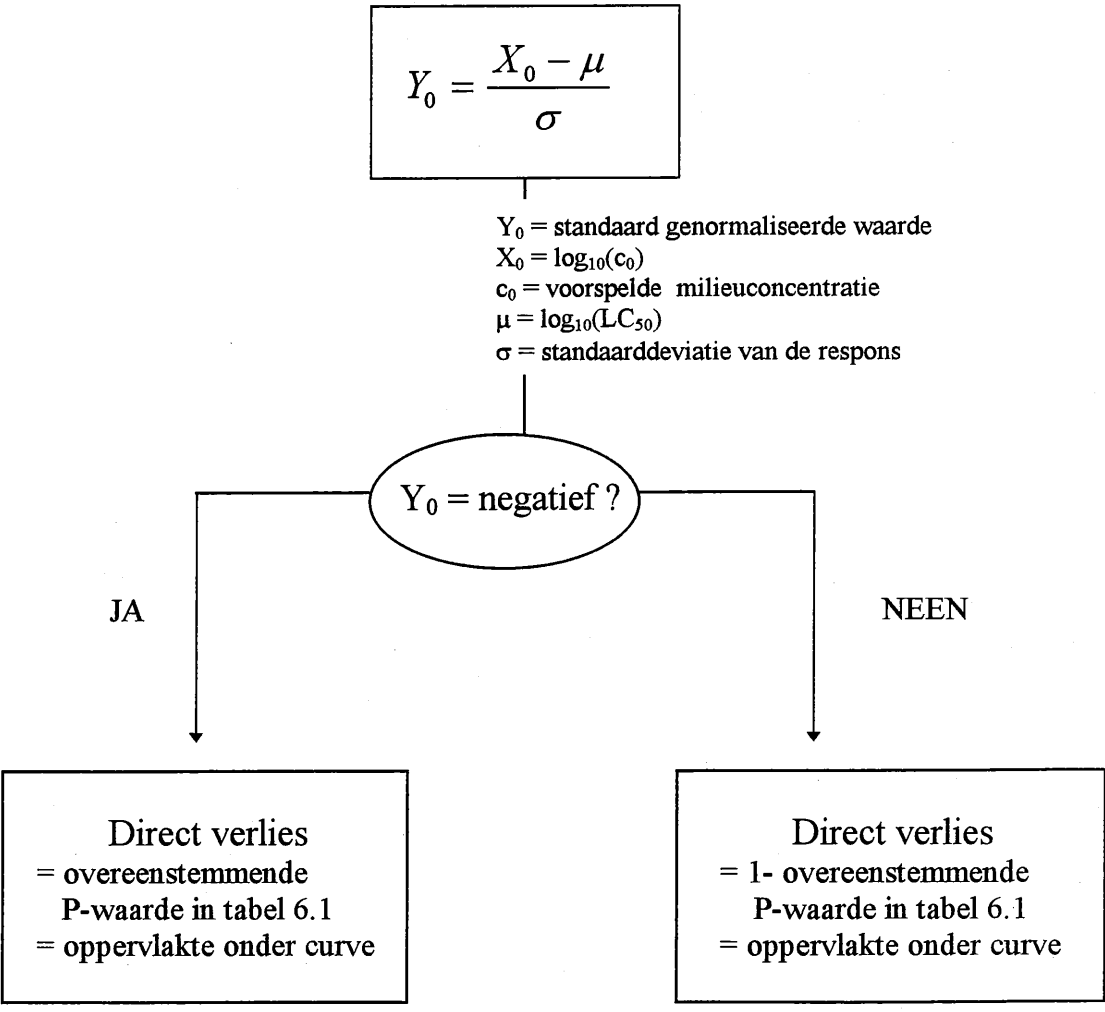


Figuur 6.7: Correctie voor tijd

BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

$$P_0 = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{Y_0} \text{EXP}\left(-\frac{1}{2}U^2\right) du$$

P_0 = fractie die verwacht wordt te sterven bij een milieuconcentratie c_0



Figuur 6.8: Berekening directe verliezen

Tabel 6.1: Standaard normaal, cumulatieve probabiteit voor negatieve waarden van Y_0

Volgende decimale plaats van Y_0										
Y_0	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	,500	,496	,492	,488	,484	,480	,476	,472	,468	,464
0,1	,460	,456	,452	,448	,444	,440	,436	,433	,429	,425
0,2	,421	,417	,413	,409	,405	,401	,397	,394	,390	,386
0,3	,382	,378	,374	,371	,367	,363	,359	,356	,352	,348
0,4	,345	,341	,337	,334	,330	,326	,323	,319	,316	,312
0,5	,309	,305	,302	,298	,295	,291	,288	,284	,281	,278
0,6	,274	,271	,268	,264	,261	,258	,255	,251	,248	,245
0,7	,242	,239	,236	,233	,230	,227	,224	,221	,218	,215
0,8	,212	,209	,206	,203	,200	,198	,195	,192	,189	,187
0,9	,184	,181	,179	,176	,174	,171	,169	,166	,164	,161
1,0	,159	,156	,154	,152	,149	,147	,145	,142	,140	,138
1,1	,136	,133	,131	,129	,127	,125	,123	,121	,119	,117
1,2	,115	,113	,111	,109	,107	,106	,104	,102	,100	,099
1,3	,097	,095	,093	,092	,090	,089	,087	,085	,084	,082
1,4	,081	,079	,078	,076	,075	,074	,072	,071	,069	,068
1,5	,067	,066	,064	,063	,062	,061	,059	,058	,057	,056
1,6	,055	,054	,053	,052	,051	,049	,048	,047	,046	,046
1,7	,045	,044	,043	,042	,041	,040	,039	,038	,038	,037
1,8	,036	,035	,034	,034	,033	,032	,031	,031	,030	,029
1,9	,029	,028	,027	,027	,026	,026	,025	,024	,024	,023
2,0	,023	,022	,022	,021	,021	,020	,020	,019	,019	,018
2,1	,018	,017	,017	,016	,016	,016	,015	,015	,015	,014
2,2	,014	,014	,013	,013	,013	,012	,012	,012	,011	,011
2,3	,011	,010	,010	,010	,010	,009	,009	,009	,009	,008
2,4	,008	,008	,008	,007	,007	,007	,007	,007	,007	,006
2,5	,006	,006	,006	,006	,006	,005	,005	,005	,005	,005
2,6	,005	,005	,004	,004	,004	,004	,004	,004	,004	,004
2,7	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003	,003
2,8	,003	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002

Vervolg tabel 6.1										
2,9	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,002	,001	,001	,001
Y ₀	Detail van de staart (,2135 betekent bvb. ,00135)									
2	,1228	,1179	,1139	,1107	,2820	,2621	,2466	,2347	,2256	,2187
3	,2135	,3968	,3687	,3483	,3233	,3233	,3159	,3108	,4723	,4481
4	,4317	,4207	,4133	,5854	,5340	,5340	,5211	,5130	,6793	,6479
5	,6287	,6170	,7966	,7579	,7190	,7190	,7107	,8599	,8332	,8182
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9

BEREKENING INDIRECTE VERLIEZEN

BEREKENING SECUNDAIRE PRODUCTIE

Zoöplankton

$$P_z = e \cdot a_z \cdot P_p$$

P_z = secundaire productie zoöplankton
(g C/m².d)
 P_p = totale primaire productie (g C/m².d)
 a_z = fractie van de primaire productie
geconsumeerd door het zoöplankton
 e = voedselketentransferefficiëntie = 20%

Benthos

$$P_b = e \cdot a_b \cdot P_p$$

P_b = secundaire productie benthos
(g C/m².d)
 P_p = totale primaire productie
 a_b = fractie van de primaire
productie geconsumeerd door het
benthos
 e = voedselketentransfereff. = 20%

BEREKENING VERLIEZEN

zie volgende pagina

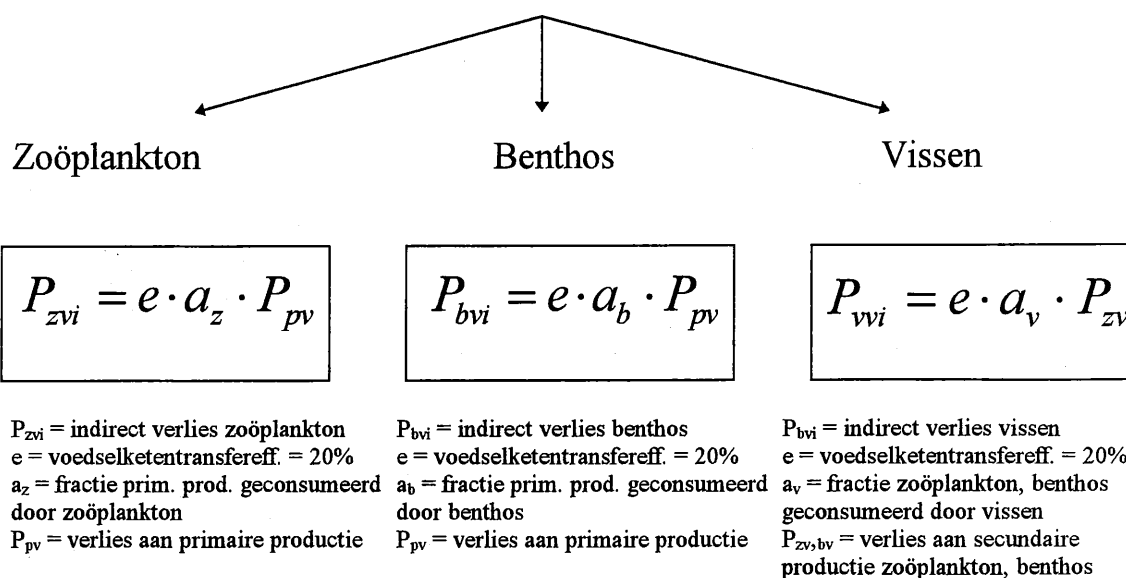
BEREKENING DIRECTE VERLIEZEN

PRIMAIRE PRODUCTIE SECUNDAIRE PRODUCTIE ZOOPLANKTON SECUNDAIRE PRODUCTIE BENTHOS

$$P_{pv, zv, bv} = 12,5 \cdot Y_{0_{p,z,b}} \cdot P_{p,z,b} \cdot A \cdot \delta t$$

P_{pv} = verlies aan primaire productie (g nat gewicht)
 P_{zv} = verlies aan secundaire productie zoöplankton (g nat gewicht)
 P_{bv} = verlies aan secundaire productie benthos (g nat gewicht)
 12,5 = conversiefactor van gram C naar gram nat gewicht
 $P_{0_{p,z,b}}$ = waarde verlies uit tabel; primaire productie, zoöplankton, benthos
 P_p = primaire productie (g C/m².d)
 P_z = secundaire productie zoöplankton (g C/m².d)
 P_b = secundaire productie benthos (g C/m².d)
 A = gecontamineerde oppervlakte (m²)
 δt = blootstellingsduur (dagen)

BEREKENING INDIRECTE VERLIEZEN



Figuur 6.9: Berekening indirecte verliezen biota

BEREKENING VOGELVERLIEZEN

OLIELOZING

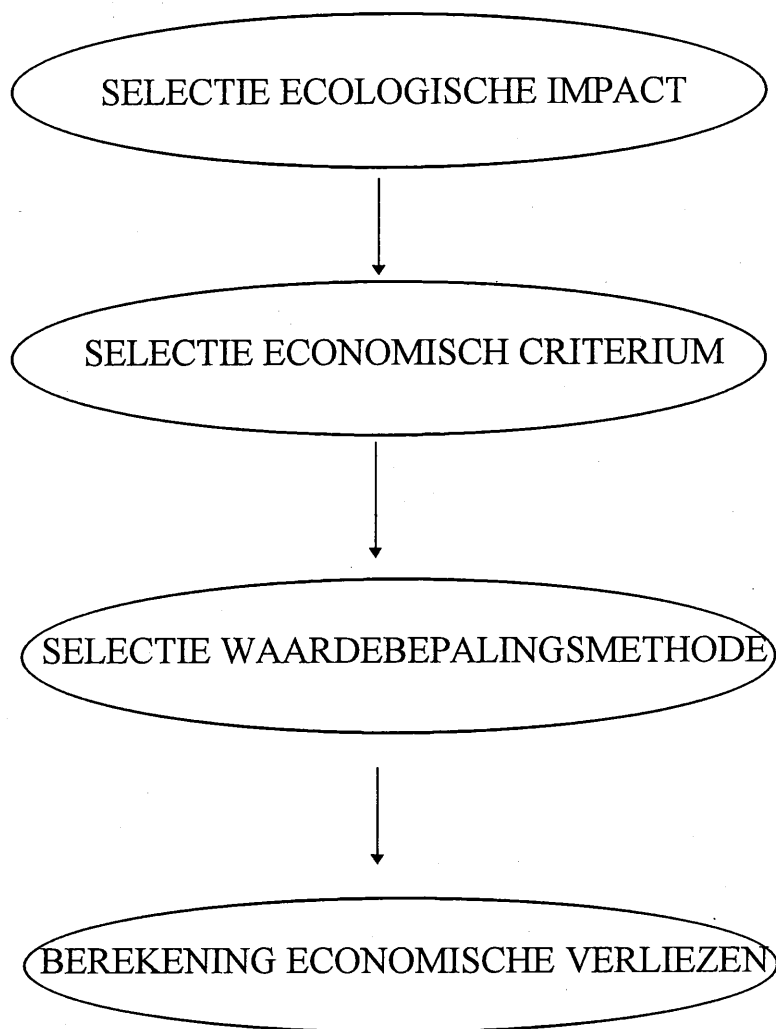
% mortaliteit bij contact met olie = 0,031. Kwetsbaarheidsindex soort



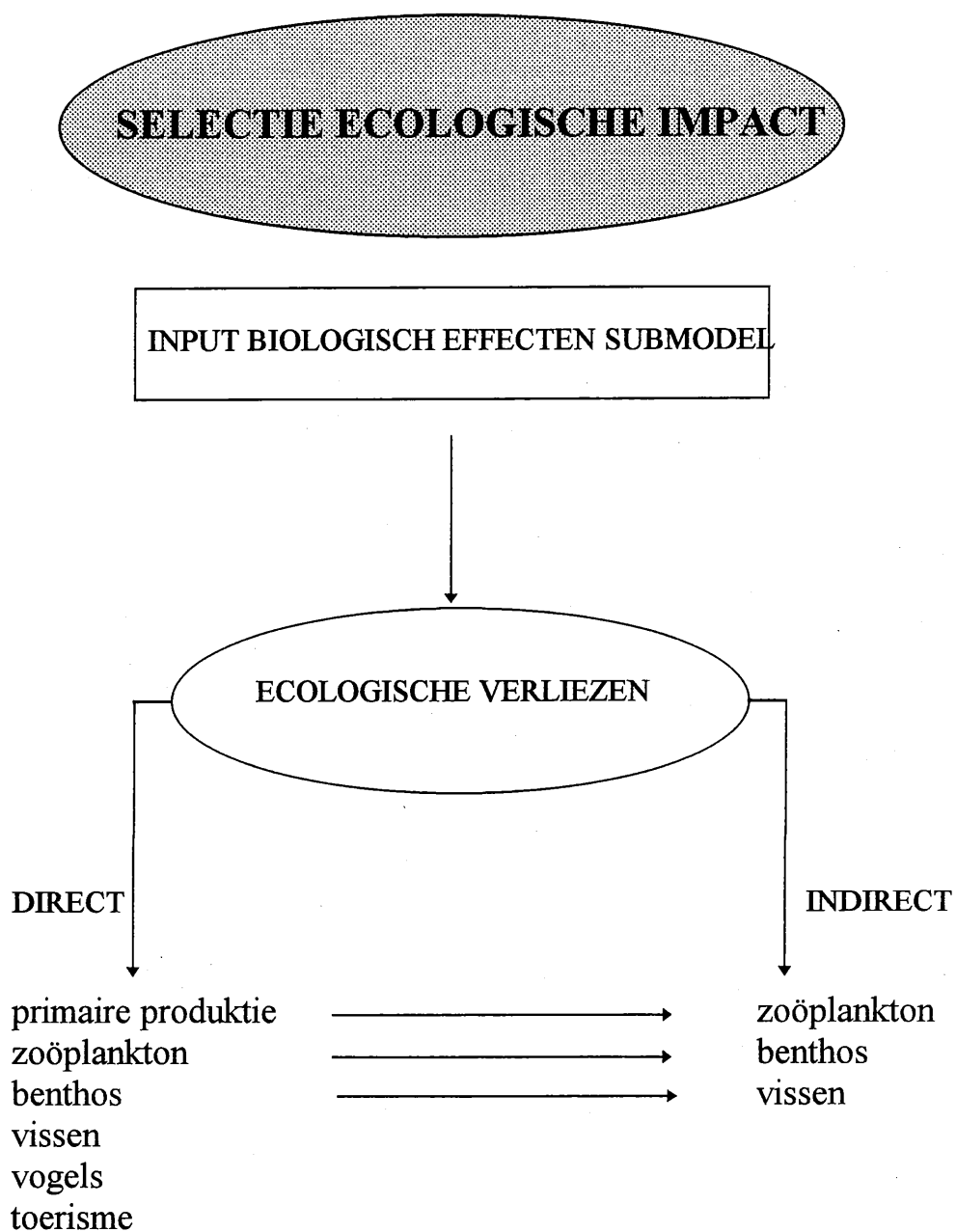
aantal mortaliteit = (aantal op impactoppervlakte . % mortaliteit bij contact met olie)/100

Figuur 6.10: Berekening vogelverliezen

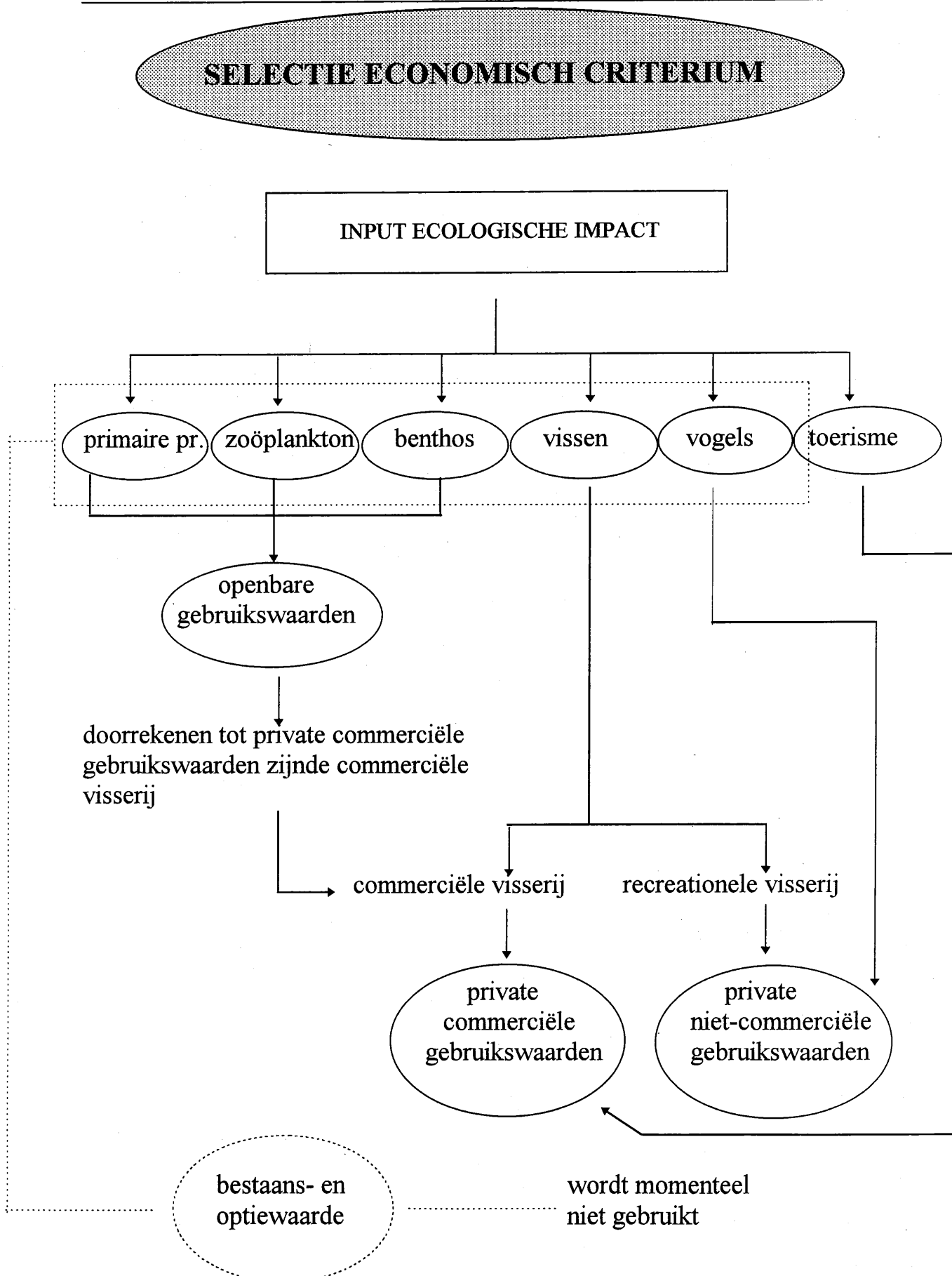
ECONOMISCH SUBMODEL



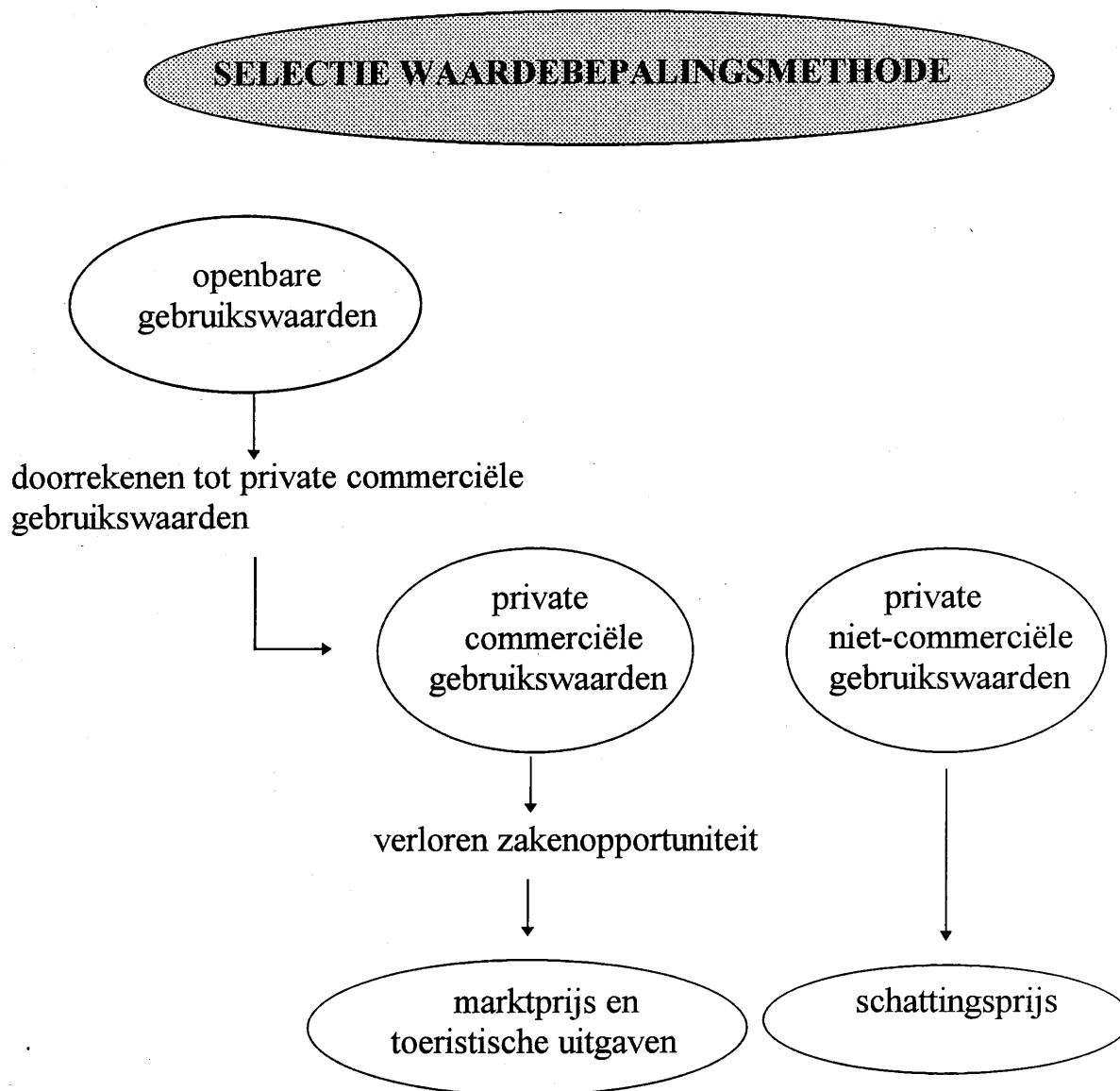
Figuur 6.11: Het economisch submodel: verschillende stappen



Figuur 6.12: Selectie ecologische impact

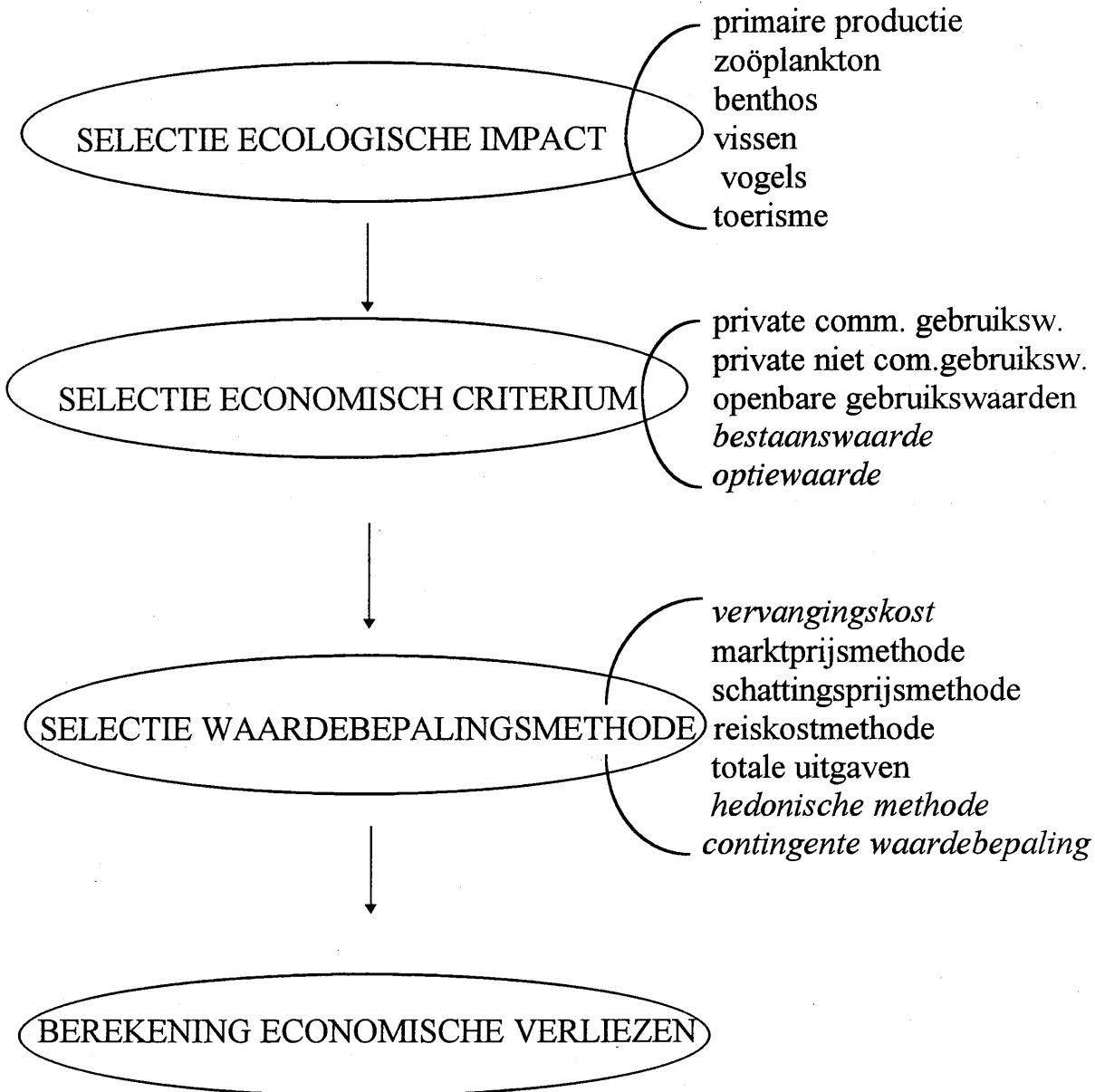


Figuur 6.13: Selectie economisch criterium



Figuur 6.14: Selectie van de waardebepalingsmethode

HET ECONOMISCH SUBMODEL



in gebruik bij de cases
niet gebruikt bij de cases

Figuur 6.15: Overzicht van het economisch submodel

DEEL 4

Valorisatie-activiteiten

VALORISATIE-ACTIVITEITEN

1 Informatisatie van de gegevensbank: Database 'Noordzee'

De verzamelde fysisch-chemische en ecotoxicologische gegevens van 220 chemische stoffen werden in een computer database gebracht zodat de data op een gebruiksvriendelijke en snelle manier ter beschikking kunnen gesteld worden. Deze gegevensbank werd gecreëerd in ACCESS 2.0 voor Windows 3.1. De volledige database NOORDZEE.mdb bevindt zich op de diskette in bijlage.

Bij het computerdatabestand is een handleiding voorzien waarin de opbouw van de gegevensbank en de praktische handelingen nodig voor het opzoeken van gegevens in de database besproken worden.

De volledige database is ook in rapportvorm beschikbaar. Hierbij worden per chemische stof de chemische gegevens, ecotoxicologische data, gesamp hazard profiles en risk & safety phrases weergegeven. De index vooraan in het rapport geeft een overzicht van alle chemische stoffen opgenomen in de database met hun respectievelijke CAS-nummer. De referentielijst van de ecotoxicologische data wordt achteraan weergegeven.

2 Artikels ter publicatie in het tijdschrift 'Water'

Teneinde de resultaten van het onderzoek ter beschikking te stellen van het brede publiek zullen er twee artikels in het vaktijdschrift Water gepubliceerd worden.

3 Wetenschappelijke colloquia, seminaries en zendingen

- deelname en presentatie - '10 jaar Belgica symposium', Oostende, oktober 1994
- deelname en presentatie - studiedag 'Kwantificeren van milieukosten, een stand van zaken'. IFEST, Gent, oktober 1996.

- presentatie: 'Mariene verontreiniging', Oostende, april 1997

4 Contacten en samenwerking

Verskillende bezoeken werden gebracht aan onderzoeksgroepen van diverse universiteiten in België, het BMM, het RVZ en het Instituut voor Natuurbehoud. Met deze laatste is een samenwerking gestart.

Tengevolge van de activiteiten in het kader van het onderzoeksproject is er een grote belangstelling gekomen van de Sociaal Economische Raad van Vlaanderen en zal er actief deelgenomen worden aan de CEM-werkgroep Kosten-Batenanalyse. CEM staat voor de vrij recent opgericht Commissie Evaluatie Milieubeleid van de Vlaamse Gemeenschap.

LITERATUURLIJST

Anderson J.W., Neff J.M., Cox B.A., Tatem H.E. & Hightower G.M. (1974). Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Marine Biology*, 27, p. 75-88.

AQUAFIN (1996). Implementatie titel II van het VLAREM.

Beukema J.J. (1974). The efficiency of the Van Veen grab compared with the Reineck box sampler. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 35(5), p. 319-327.

Billen G., Joiris C., Meyer-Riel L. & Lindeboom H. (1990). Role of bacteria in the North Sea ecosystem. *Netherlands Journal of Sea Research* 26, p. 265-293.

Bouquegneau J.M., Billen G., Joiris C., Daro M.H., Lancelot C., Hecq J.H., Bertels A., Bossicart M., Somville M., Mommaerts J.P., Wijnant J. & Wehren J.C. (1982). General structure of the ecosystem. In : Carbon cycling in the Belgian Coastal zone and adjacent areas. ICES, CML:34

Budavari S., O'Neil M.J., Smith A., Heckelman P.E. & Kinneary J.F. (eds.) (1996). *The Merck Index - 12th edition*. Merck Research Laboratories, Division of Merck & Co, Inc., New Jersey, USA.

Buijs J., Craeymeersch J., Brand R., van der Meer J., Pouwer A. & Smaal A. (1989). Macrobenthosgemeenschappen in de Voordelta: een analyse van de dichtheden en biomassa's van de najaarsbemonsteringen 1985-1986. *Rapporten en verslagen 1989-6*, DIHO, Yerseke, Nederland.

Buikema A.L. Jr., Neiderlehner B.R. & Cairns J. Jr. (1982). Biological monitoring: part IV-toxicity testing. *Water Research* 16, p. 239-262.

Cairns J. Jr., Heath A.G. & Parker B.C. (1975). The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiologia* 47, p. 135-171.

CERCLA (1987). *Measuring damages to coastal and marine natural resources: Concepts and data relevant for CERCLA Type A damage assessments*. U.S. Department of interior, CERCLA 301 Project, Washington, D.C.

Craeymeersch J.A. , Buijs J., Brand R., Hannewijk A., Sijm W & Stikvoort E. (1989). Benthosonderzoek in relatie tot abiotisch dynamiek. *Het macrobenthos van de Voordelta*. *Rapporten en verslagen 1990-04*, DIHO, Yerseke, Nederland.

CRC Handbook of Chemistry and Physics - 54th edition (1974). CRC press, Ohio, USA.

Daan R. (1989). Factors controlling the summer development of copepod populations in the Southern Bight of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 23 (3), p. 305-322.

Daro M.H., Hecq J.M., Bossicart M., Van Gijsegem B. & Tackx M. (1982). Utilization of primary products by zoöplankton. In : Carbon cycling in the Belgian Coastal zone and adjacent areas. ICES, CM/L:34, p.149-173

De Moor G. (1986). Het Continentaal Platform van de Noordzee gedurende het kwartaar. Water 31, 7-9.

Dewicke A. & Mees J. (1995). De hyperbenthische fauna van Belgisch Continentaal Plat: ruimtelijke en temporele patronen. In: Rol van het benthos in mariene ecosystemen en effecten van milieuverontreiniging. Activiteitenverslag (januari 1995 - december 1995) GOA-overeenkomst 92/98-08. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Onderwijs. p. 129-145.

De Wolf P. (ed.) (1990). De Noordzee. TNO, NIOZ & RIWA, Uitgeverij Terra, Zutphen, Nederland.

Fransz H.G., Miquel J.C. & Gonzalez S.R. (1984). Mesozoöplankton composition, biomass and vertical distribuiton, and copepod production in the stratified central North Sea. Netherlands Journal of Sea Research 18 (1/2), p. 82-96.

French D.P. (1991). Estimation of exposure and resulting mortality of aquatic biota following spills of toxic substances using a numerical model. Aquatic toxicology and risk assessment: Fourteenth volume, ASTM STP 1124, M.A. Mayes & M.G. Barron, eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 35-47.

Groenewold A., Van Scheppingen Y. (1988). De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de Zuidelijke Noordzee. MILZON-Benthos rapport nr. 02 (14-88). Rijkswaterstaat, Nederland.

Groenewold A., Van Scheppingen Y. (1989). De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de Zuidelijke Noordzee. MILZON-Benthos rapport nr. 89-05. Rijkswaterstaat, Nederland.

Hamerlynck O. & Mees J. (1991). Temporal and spatial structure in the hyperbenthic community of a shallow coastal area and its relation to environmental variables. Oceanologica acta, vol. Sp. 11, p.205-212.

Hannon B. & Joiris C. (1989). A seasonal analysis of the Southern North Sea Ecosystem. Ecology: 70, (6), p. 1916-1934.

Hansen F.C. & van Boekel W.H.M. (1991). Grazing pressure of the calanoid copepod *Temora longicornis* on a Phaeocystis dominated spring bloom in a Dutch tidal inlet. Marine Ecology Progress series, 78, p. 123-129.

Hecq J.-H. & Goffart A. (1996). The pivotal role of zoöplankton in the North Sea pelagic ecosystem. In : Dialogue between scientists and users of the sea, Proceedings of a symposium held on the occasion of the 10th anniversary of the civil service oceanographic research vessel Belgica, Ostend, 17-19th October 1994. Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, Brussels, p.21-32.

Heip C., Basford D., Craeymeersch J., Dewarumez J., Dörjes J., de Wilde P., Duineveld G., Eleftheriou A., Herman P.M.J., Niermann U., Kingston P., Künitzer A., Rachor E., Rumohr H., Soetaert K. & Soltwedel T. (1992). Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. *ICES, J. mar. Sci.* 49, p.13-22.

Heip C. *et al.* (1989). Meiofauna: distribution, composition, biomass & production. *Neth. J. Sea Research*.

Heip C., Herman P.M.J., Smol N., Van Brussel D. & Vranken G. (1985). Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries. Energy flow through the meiobenthos. In: *Biological processes and translocations*, vol.3, edited by Heip C. & Polk P., Min. Sci. Policy, Brussels, p. 11-40.

Heip C., Herman R. & Vincx M. (1983). Subtidal meiofauna of the North Sea: a review. *Biol. Jb. Dodonaea*, 51, p. 116-170.

Heip C., Herman R. & Vincx M. (1984). Variability and productivity of meiobenthos in the Southern Bight of the North Sea. *Rapp. P. v. Reun. Cons. int. Explor. Mer* 183, p. 51-56.

Heip C., Huys R., Vincx M., Vanreusel A., Smol N., Herman R. & Herman P.M.J. (1990). Composition, distribution, biomass and production of the North Sea meiofauna. *Neth. J. Sea Res.*, 26 (2-4), p. 333-342.

Heip C., Vincx M. & Vranken G. (1985). The ecology of nematodes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 23, p. 399-489.

Huys R., Heip C., Herman P.M.J. & Soetaert K. (1992). The meiobenthos of the North Sea: density, biomass trends and distribution of copepod communities. *ICES, J. Mar. Sci.* 49, p. 23-44.

Huys R., Herman R. & Heip C. (1986). Seasonal fluctuations in vertical distribution and breeding activity of a subtidal harpacticoid community in the Southern Bight, North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 20, p.375-383.

IMO (1989). The evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships: revision of GESAMP reports and studies no. 17. *Rep. Stud. GESAMP*, 35, 211 p.

Jacques T.G. (1985). Scientific evaluations of an incident at sea involving a sunken ship carrying a dangerous cargo. p. 343-357 In : *Progress in Belgian Oceanographic Research* (R. Van Grieken & R. Wollast, eds.). Proc. of a symposium held at the Palace of Academies, Brussels, 3-5 March. Universitij of Antwerp Publ., Antwerp.

Jacques T.G. (1990). The Herald of free Enterprise accident: the environmental perspective. *Oil & Chemical Pollution* 6, p. 55-68.

Jensen P. (1974). Bijdrage tot de kennis van de nematodenfauna uit een slibrijke en zandrijke zeebodem in de Noordelijke Noordzee. Thesis, Universiteit Gent, 95 p.

Joiris C., Billen G., Lancelot C., Daro M.H., Mommaerts J.P., Bertels A., Bossicart M., Nijs J. & Hecq J.H. (1982). A budget of carbon cycling in the Belgian Coastal zone: relative roles of zoöplankton, bacterioplankton and benthos in the utilization of primary production. *Netherlands Journal of Sea Research* 16, p. 260-275.

Koops W. (1992). Two new tools and a working method for crisis management of accidental spills at sea. Delft University Press, Delft, The Netherlands, 400 p.

Krause M. & Martens P. (1990). Distribution patterns of mesozöplankton biomass in the North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 44, p. 295-327.

Lancelot C. (1982). Nature of primary products. in : Carbon cycling in the Belgian Coastal zone and adjacent areas. ICES, CM/L:34, p.133-147.

Lancelot C. (1983). Factors affecting phytoplankton extracellular release in the Southern Bight of the North Sea. *Mar. Ecol. prog. Ser.* 12, p. 115-121.

Lancelot C. (1996). Coastal eutrophication of the North Sea: assessment and modelling. In : Dialogue between scientists and users of the sea, Proceedings of a symposium held on the occasion of the 10th anniversary of the civil service oceanographic research vessel Belgica, Ostend, 17-19th October 1994. Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, Brussels, p.3-12.

Lancelot C. & Billen G. (1984). Activity of heterotrophic bacteria and its coupling to primary production during the spring phytoplankton bloom in the Southern Bight of the North Sea. *Limnol. Oceanogr.* 29(4), p. 721-730.

Lancelot C. & Mathot S. (1987). Dynamics of a Phaeocystis-dominated spring bloom in Belgian coastal waters. I. Phytoplanktonic activities and related parameters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37, p. 239-248.

Le Roy D. (1996). Invloed van zeewaterverontreiniging op de inkomsten van het kusttoerisme. Voordracht in het kader van de studiedag 'Kwantificeren van milieukosten, een stand van zaken'. IFEST, Gent, 24 oktober.

Mayer F.L Jr. & Eilersieck M.R. (1986). Manual of acute toxicity: interpretation and database for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Pub. 160. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C.

Mees J., Cattrijsse A. & Hamerlynck O. (1993). Distribution and abundance of shallow-water hyperbenthic mysids (Crustacea, Mysidacea) and euphausiids (Crustacea, Euphausiacea) in the Voordelta and the Westerschelde, southwest Netherlands. *Cah. Biol. Mar.* 34, p. 165-186.

Moller T.H., Parker H.D., Nichols J.A. (1987). Comparative cost of oil spill cleanup techniques. 1987 Oil Spill Conference, 10th Biennial Conference, p. 123-127.

Mullin M.M. (1963). Some factors affecting the feeding of marine copepods of the genus *Calanus*. *Limnol. and Oceanogr.*, 8, p. 239-250.

Neff J.M. & Anderson J.W. (1981). Response of marine animals to petroleum and specific petroleum hydrocarbons. Applied science, London, and Halsted Press Division, Wiley, New York.

Nierynck E. & Redant F. (1983). Caridean shrimps in the food of demersal fish off the Belgian coast: 3. Pleuronectiformes. ICES. C.M.1983/K20: Shellfish Committee, Demersal Fish Committee.

Nihoul J.C.J. & Hecq J.-H. (1984). Influence of the residual circulation on the physico-chemical characteristics of water masses and the dynamics of ecosystems in the Belgian coastal zone. Cont. Shelf Res., 3(2), p. 167-174.

North Sea Task Force (1993). North Sea quality status report 1993. Oslo and Paris Commissions, London.

Odum E.P. (1971). Fundamentals of ecology. W.B. Saunders, Philadelphia.

Offringa H. & Meire P. (1995). Tellingen van gestrande zeevogels langs de Vlaamse kust, oktober 1994-maart 1995. Rapport IN 95.13. 15p. Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt, België.

OECD, (1982). Combatting oil spills. Some economic aspects. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 140 p.

Offringa H., Meire P., & Van den Bossche W. (1995). Tellingen van gestrande zeevogels langs de Vlaamse kust, november 1993-maart 1994. Rapport IN 95.5. 14p. Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt, België.

Offringa H., Seys J., Van den Bossche W. & Meire P., (1995). Seabirds on the Channel doormat. Report IN 95.12. 122 p. Institute of Nature Conservation, Hasselt, Belgium.

Oil Spill Response Limited (1995). Equipment list and scale of fees.

Persoone G., Janssen C., Vanhaecke P. & Leroy D. (1994). Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types verontreiniging in de Noordzee. Activiteitenverslag Impulsprogramma Zeewetenschappen 1992-1996, Jaarverslag n° 2, Universiteit Gent in samenwerking met Ecolas, 167 p.

Persoone G., Vanhaecke P., Leroy D., Janssen C. & Vangheluwe M. (1996). Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types verontreiniging in de Noordzee. Activiteitenverslag Impulsprogramma Zeewetenschappen 1992-1996, Jaarverslag n° 3, Universiteit Gent in samenwerking met Ecolas, 174 p.

Redant F. (1980). Population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the Belgian coastal waters. 1. Consumption-production model. ICES, C.M. 1980/K32: Shellfish committee, Biological Oceanography Committee.

- Redant F. (1980). Population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the Belgian coastal waters. 2. Predation mortality. ICES, C.M. 1980/K33: Shellfish committee, Biological Oceanography Committee.
- Redant F. (1982). Caridean shrimps in the food of demersal fish off the Belgian coast. 1. Gadiformes. ICES, C.M. 1982/K25: Shellfish Committee, Demersal fish Committee.
- Reid P.C., Lancelot C., Gieskes W.W.C., Hagmeier E. & Weichart G. (1990). Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: a review. *Netherlands Journal of Sea Research* 26 (2-4), p. 295-331.
- Slobodkin L.B. (1960). Ecological energy relationships at the population level. *Am. nat.* 95, p. 213-236.
- Slobodkin L.B. (1962). Energy in animal ecology. In: *Advances in ecological research*. J.B. Cragg (ed.), Vol. I, p. 69-101.
- Sprague J.B. (1969). Measurement of pollutant toxicity to fish: I- Bioassay methods for acute toxicity. *Water Research* 3, p. 793-821.
- Sprague J.B. (1970). Measurement of pollutant toxicity to fish: II-Utilizing and applying bioassay results. *Water Research* 4, p. 3-32.
- UGMM, 1987. 'Herald of Free Enterprise incident, 6 March 1987.' Report of the Ministry of Public Health and Environment, Belgium, to the sixteenth Meeting of the Bonn Working Group on Operational, Technical and Scientific Questions concerning Counter Pollution Activities, Aalesund, 11-14 May. BAWG OTSOPA 16/4/7-E.
- Vanhaecke P. (1994). De afrekenende zee. Voordracht in het kader van het symposium naar aanleiding van 10 jaar Belgica. Oostende, 19 oktober.
- Verschueren K. (1996). Handbook of Environmental data on organic chemicals, third edition. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 2064 p.
- Verschueren K. (1996). Milieukaarten. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn/Diegem, losbladig.
- Vincx M. (1986). Free-living nematodes from the Southern Bight of the North Sea. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent, 618 p.
- Vincx M. (1989). Free-living nematodes from the Southern Bight of the North Sea. *Academiae Analecta*, 51, p. 37-70.
- Vincx M. (1990). Diversity of the nematode communities in the Southern Bight of the North Sea. *Neth. J. of Sea Res.*, 25 (1/2), p. 181-188.
- Vincx M., Dewicke A., Mees J., Steyaert M. & Van Gansbeke D. (1996). Benthos of the North Sea, able to recover or desperately lost? In: *Dialogue between scientists and users of the sea, Proceedings of a symposium held on the occasion of the 10th anniversary of the civil service oceanographic research vessel Belgica, Ostend, 17-19th October 1994*. Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, Brussels, p.33-41.

Vincx M. & Heip C. (1986). Seasonal fluctuations of *Sabatieria punctata* (Nematode) in a silty-sand station of the Belgian coast. Concerted Actions Oceanography, Mar. Biol. Sec., State University of Gent, p. 21-37.

Vincx M., Meire P. & Heip C. (1990). The distribution of the nematode communities in the Southern Bight of the North Sea. Cahiers de Biologie Marine, 31, p. 107-129.

Vlaams Verbond Boothengelen op Zee (1997). Persmap: XXXIII Wereldkampioenschap boothengelen, zondag 27 april tot zondag 4 mei 1997, Nieuwpoort.

Willems K.A., Vincx M., Claeys D., Vanosmael C. & Heip C. (1982). Meiobenthos of a sublittoral sandbank in the Southern Bight of the North Sea. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 62, p. 535-548.