

BIBLIOTHEEK

Bouwdienst Rijkswaterstaat

Postbus 20.000

3502 LA Utrecht

①

DI 124102-1

# Risico Analyse Mariene Systemen (RAM)

Verstoring door menselijk gebruik

rapport  
WL-T1660



# RAM

Z5669

## Risico Analyse Mariene Systemen (RAM)

Verstoring door menselijk gebruik

P.J.A Baan, M.A. Menke  
J.G. Boon, M. Bokhorst  
J.H.M. Schobben, C.P.L. Haenen

rapport

februari 1998

# Inhoud

|   |        |
|---|--------|
| <b>Voorwoord</b>  | vi     |
| <b>Samenvatting</b>   | 1      |
| <b>1 Inleiding</b>  | 1 — 1  |
| 1.1 Achtergrond   | 1 — 1  |
| 1.2 Doel van het onderzoek                                      | 1 — 1  |
| 1.3 Uitvoering  | 1 — 2  |
| 1.4 Leeswijzer  | 1 — 3  |
| <b>2 Werkwijze</b>  | 2 — 1  |
| 2.1 Algemeen  | 2 — 1  |
| 2.2 Gebruiksfuncties  | 2 — 2  |
| 2.3 Gebiedschematisatie   | 2 — 3  |
| 2.4 Tijdschaal  | 2 — 5  |
| 2.5 Verstoringen  | 2 — 5  |
| 2.6 Potentiële blootstellingen                                  | 2 — 6  |
| 2.6.1 Verontreiniging   | 2 — 6  |
| 2.6.2 Eutrofiëring  | 2 — 7  |
| 2.6.3 Mechanische verstoring                                    | 2 — 8  |
| 2.6.4 Onttrekken van organismen                                 | 2 — 8  |
| 2.6.5 Akoestische verstoring                                    | 2 — 9  |
| 2.6.6 Verandering van substraat                                 | 2 — 9  |
| 2.6.7 Visuele verstoring  | 2 — 9  |
| 2.7 Onzekerheidsschatting                                       | 2 — 10 |
| 2.7.1 Berekeningswijze  | 2 — 10 |
| 2.7.2 Middeling naar gebieden en seizoenen                      | 2 — 11 |
| 2.7.3 Onzekerheidsschatting bij verontreiniging en eutrofiëring | 2 — 12 |
| 2.8 Gegevensopslag  | 2 — 12 |



|          |                                     |              |
|----------|-------------------------------------|--------------|
| <b>3</b> | <b>Scheepvaart</b>                  | <b>3 — 1</b> |
| 3.1      | Beschrijving deelactiviteiten       | 3 — 1        |
| 3.2      | Intensiteit van deelactiviteiten    | 3 — 1        |
| 3.2.1    | Varen                               | 3 — 1        |
| 3.2.2    | Ankeren/stilliggen                  | 3 — 4        |
| 3.2.3    | Baggeren                            | 3 — 4        |
| 3.3      | Potentiële blootstellingen          | 3 — 6        |
| 3.3.1    | Verontreiniging                     | 3 — 6        |
| 3.3.2    | Eutrofiëring                        | 3 — 14       |
| 3.3.3    | Mechanische verstoring              | 3 — 14       |
| 3.3.4    | Onttrekken organismen               | 3 — 17       |
| 3.3.5    | Akoestische verstoring              | 3 — 17       |
| 3.3.6    | Verandering van substraat           | 3 — 17       |
| 3.3.7    | Visuele verstoring                  | 3 — 18       |
| <b>4</b> | <b>Olie- en gaswinning</b>          | <b>4 — 1</b> |
| 4.1      | Beschrijving deelactiviteiten       | 4 — 1        |
| 4.2      | Intensiteit van deelactiviteiten    | 4 — 1        |
| 4.2.1    | Seismisch onderzoek                 | 4 — 1        |
| 4.2.2    | Proef- en produktieboringen         | 4 — 2        |
| 4.2.3    | Winningsinstallaties                | 4 — 2        |
| 4.2.4    | Pijpleidingen                       | 4 — 2        |
| 4.3      | Potentiële blootstellingen          | 4 — 2        |
| 4.3.1    | Verontreiniging                     | 4 — 2        |
| 4.3.2    | Mechanische verstoring              | 4 — 12       |
| 4.3.3    | Akoestische verstoring              | 4 — 13       |
| 4.3.4    | Verandering van substraat           | 4 — 13       |
| 4.3.5    | Visuele verstoring                  | 4 — 14       |
| <b>5</b> | <b>Recreatie</b>                    | <b>5 — 1</b> |
| 5.1      | Beschrijving deelactiviteiten       | 5 — 1        |
| 5.2      | Intensiteit van de deelactiviteiten | 5 — 2        |
| 5.2.1    | Strandrecreatie                     | 5 — 2        |
| 5.2.2    | Recreatie buitendijks               | 5 — 3        |
| 5.2.3    | Recreatievaart                      | 5 — 3        |



|          |   |              |
|----------|---|--------------|
| 5.3      | Potentiële blootstellingen . . . . .            | 5 — 10       |
| 5.3.1    | Verontreiniging . . . . .                       | 5 — 10       |
| 5.3.2    | Eutrofiëring . . . . .                          | 5 — 17       |
| 5.3.3    | Akoestische verstoring . . . . .                | 5 — 17       |
| 5.3.4    | Visuele verstoring . . . . .                    | 5 — 18       |
| <b>6</b> | <b>Winning oppervlaktedelfstoffen . . . . .</b> | <b>6 — 1</b> |
| 6.1      | Beschrijving deelactiviteiten . . . . .         | 6 — 1        |
| 6.2      | Intensiteit van het gebruik . . . . .           | 6 — 1        |
| 6.2.1    | Schelpenwinning . . . . .                       | 6 — 1        |
| 6.2.2    | Zandwinning . . . . .                           | 6 — 3        |
| 6.3      | Potentiële blootstellingen . . . . .            | 6 — 5        |
| 6.3.1    | Verontreiniging . . . . .                       | 6 — 5        |
| 6.3.2    | Mechanische verstoring . . . . .                | 6 — 6        |
| 6.3.3    | Onttrekken organismen . . . . .                 | 6 — 10       |
| 6.3.4    | Visuele verstoring . . . . .                    | 6 — 10       |
| <b>7</b> | <b>Militaire activiteiten . . . . .</b>         | <b>7 — 1</b> |
| 7.1      | Beschrijving deelactiviteiten . . . . .         | 7 — 1        |
| 7.2      | Intensiteit van de deelactiviteiten . . . . .   | 7 — 1        |
| 7.2.1    | Vlieg oefeningen . . . . .                      | 7 — 2        |
| 7.2.2    | Schietoefeningen . . . . .                      | 7 — 2        |
| 7.2.3    | Dieptebommen . . . . .                          | 7 — 4        |
| 7.2.4    | Dumpen van munitie . . . . .                    | 7 — 4        |
| 7.2.5    | Varen . . . . .                                 | 7 — 5        |
| 7.3      | Potentiële blootstellingen . . . . .            | 7 — 5        |
| 7.3.1    | Verontreiniging . . . . .                       | 7 — 5        |
| 7.3.2    | Eutrofiëring . . . . .                          | 7 — 7        |
| 7.3.3    | Mechanische verstoring . . . . .                | 7 — 7        |
| 7.3.4    | Akoestische verstoring . . . . .                | 7 — 7        |
| 7.3.5    | Verandering van substraat . . . . .             | 7 — 8        |
| 7.3.6    | Visuele verstoring . . . . .                    | 7 — 8        |

|          |  |              |
|----------|--|--------------|
| <b>8</b> | <b>Visserij</b>  | <b>8 — 1</b> |
| 8.1      | Beschrijving deelactiviteiten                          | 8 — 1        |
| 8.1.1    | Zware boomkorvisserij                                  | 8 — 1        |
| 8.1.2    | Bodem-ottertrawl                                       | 8 — 2        |
| 8.1.3    | Pelagische trawl                                       | 8 — 3        |
| 8.1.4    | Garnalenvisserij                                       | 8 — 4        |
| 8.1.5    | Kokkelvisserij   | 8 — 5        |
| 8.1.6    | Mosselkweek en -visserij                               | 8 — 7        |
| 8.1.7    | Overige visserijtypen                                  | 8 — 8        |
| 8.2      | Intensiteit van de deelactiviteiten                    | 8 — 12       |
| 8.2.1    | Varen  | 8 — 12       |
| 8.2.2    | Ankeren en stilliggen                                  | 8 — 14       |
| 8.2.3    | Vissen   | 8 — 15       |
| 8.3      | Potentiële blootstellingen                             | 8 — 19       |
| 8.3.1    | Uitwerking potentiële blootstellingen per visserijtype | 8 — 19       |
| 8.3.2    | Verontreiniging  | 8 — 20       |
| 8.3.3    | Onttrekken organismen                                  | 8 — 28       |
| 8.3.4    | Mechanische verstoring                                 | 8 — 29       |
| 8.3.5    | Visuele verstoring                                     | 8 — 34       |
| <b>9</b> | <b>Inbreng van stoffen</b>                             | <b>9 — 1</b> |
| 9.1      | Beschrijving deelactiviteiten                          | 9 — 1        |
| 9.2      | Intensiteit van deelactiviteiten                       | 9 — 2        |
| 9.2.1    | Dumpen en lozen van afval direct op zee                | 9 — 2        |
| 9.2.2    | Atmosferische depositie                                | 9 — 6        |
| 9.2.3    | Aanvoer vanuit rivieren en estuaria                    | 9 — 10       |
| 9.2.4    | Instromend oceaan- en zeewater                         | 9 — 14       |
| 9.2.5    | Chroom, nikkel en bestrijdingsmiddelen                 | 9 — 16       |
| 9.3      | Potentiële blootstellingen                             | 9 — 19       |
| 9.3.1    | Verontreiniging  | 9 — 19       |
| 9.3.2    | Eutrofiëring   | 9 — 19       |
| 9.3.3    | Mechanische verstoring                                 | 9 — 19       |

|           |                                   |               |
|-----------|-----------------------------------|---------------|
| <b>10</b> | <b>Potentiële blootstellingen</b> | <b>10 — 1</b> |
| 10.1      | Algemeen                          | 10 — 1        |
| 10.2      | Verontreiniging                   | 10 — 3        |
| 10.2.1    | Berekeningswijze                  | 10 — 3        |
| 10.2.2    | Onzekerheidsschatting             | 10 — 4        |
| 10.2.3    | Cadmium                           | 10 — 6        |
| 10.2.4    | Koper                             | 10 — 7        |
| 10.2.5    | Kwik                              | 10 — 7        |
| 10.2.6    | Zink                              | 10 — 8        |
| 10.2.7    | Lood                              | 10 — 8        |
| 10.2.8    | Olie                              | 10 — 9        |
| 10.2.9    | Benzoapyreen                      | 10 — 9        |
| 10.2.10   | Fluorantheen                      | 10 — 9        |
| 10.2.11   | PCB-153                           | 10 — 10       |
| 10.2.12   | Lindaan                           | 10 — 10       |
| 10.2.13   | Endosulfan                        | 10 — 10       |
| 10.2.14   | Pentachloorfenol                  | 10 — 11       |
| 10.2.15   | Hexachloorbenzeen                 | 10 — 11       |
| 10.2.16   | Tributyltin                       | 10 — 11       |
| 10.3      | Eutrofiëring                      | 10 — 12       |
| 10.3.1    | Berekeningswijze                  | 10 — 12       |
| 10.3.2    | Onzekerheidsschatting             | 10 — 15       |
| 10.3.3    | Nutriënten                        | 10 — 18       |
| 10.3.4    | Chlorophyl-a                      | 10 — 18       |
| 10.3.5    | Primaire produktie fytoplankton   | 10 — 19       |
| 10.3.6    | Zuurstof                          | 10 — 19       |
| 10.4      | Mechanische verstoring            | 10 — 20       |
| 10.5      | Onttrekken organismen             | 10 — 21       |
| 10.6      | Verandering van substraat         | 10 — 21       |
| 10.7      | Visuele verstoring                | 10 — 21       |
| <b>11</b> | <b>Referenties</b>                | <b>11 — 1</b> |



## Voorwoord

Het doel van het RAM-project is inzicht te krijgen in de effecten van het menselijk gebruik van het Nederlandse Deel van het Continentale Plat van de Noordzee en de Waddenzee op mariene systemen. Daartoe is een risico-analyse instrumentarium ontwikkeld. De risico's van de verschillende gebruiksfuncties worden uitgedrukt middels veranderingen in de populatie-omvang van relevante organismen (de AMOEBE-soorten). Het onderhavige rapport heeft betrekking op de kwantitatieve uitwerking van de verstoringen.

Om de verstoringen te kunnen kwantificeren was veel informatie nodig. Deze informatie heeft het is verkregen van veel verschillende personen en instanties (zie de tekst van de hoofdstukken). Graag willen wij al deze personen en instanties bedanken voor hun bijdrage aan het RAM-project, niet alleen wat betreft het verstrekken van gegevens, maar ook voor het (vaak op verzoek) geven van aanvullende schattingen en toelichtingen, alsmede commentaar op concept teksten.

Het onderzoek is uitgevoerd in de periode oktober 1992 tot november 1994. De gegevens voor het kwantificeren van de verstoringen zijn verzameld in de periode tot juni 1994. Het onderhavige rapport is uiteindelijk bijna vier jaar later definitief samengesteld en geeft een beschrijving van de gebruikte gegevens en de daarop gebaseerde berekening van de verstoringen, alsmede van de betrouwbaarheid van deze uitkomsten. Een gevolg van de late definitieve rapportage is dat de gebruikte gegevens deels zijn gedateerd.

RIKZ heeft de visserij uitgewerkt en beschreven (zie hoofdstuk 8) alsmede de belasting van de Noordzee en Waddenzee met chroom, nikkel en bestrijdingsmiddelen (zie paragraaf 9.2.5). Alle andere uitwerkingen en de overige tekst komen voor rekening van WL.

Voor het uitwerken van de verontreiniging zijn *veertien stoffen* geselecteerd, waarvan bekend is dat ze effecten hebben op organismen en ecosystemen en waarvan gegevens beschikbaar zijn over emissies. Dat zijn: de anorganische microverontreinigingen (zwarte metalen) cadmium, koper, kwik, zink en lood; en de organische microverontreinigingen PCB-153, olie, benzoapyreen (BaP), fluorantheen (Flu), lindaan (HCH), endosulfan (ESF), pentachloorfenol (PCF), hexachloorbenzeen (HCB) en tributyltin (TBT). Tabel 10.2 op pagina 10.2 geeft aan welke stoffen voor ieder van de beschouwde gebruiksfuncties relevant zijn.

Daarnaast zijn nikkel en chroom en enkele bestrijdingsmiddelen (DNOC, parathion-ethyl, malathion, azinfos-methyl) in beperkte mate uitgewerkt. Voor deze stoffen is de ruimtelijke spreiding over Noordzee en Waddenzee bepaald. Naar emissiebronnen is niet gekeken.

Om stofconcentraties (de potentiële blootstellingen voor het verstoringstype verontreiniging) te kunnen vaststellen zijn voor de Noordzee en de Waddenzee *verspreidingsberekeningen* uitgevoerd. Voor de Noordzee zijn ook verspreidingsberekeningen uitgevoerd voor eutrofiëring, maar niet voor de Waddenzee. De resultaten van deze berekeningen zijn weergegeven in een groot aantal figuren (in het bijlage rapport).

Vanwege gebrek aan betrouwbare gegevens is bij het uitwerken van de verstoringen gewerkt met aannames en zijn veel schattingen gemaakt. Om zicht te krijgen op de betrouwbaarheid van de uitkomsten is een onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Voor de zeven RAM-gebieden is voor elk van de potentiële blootstellingen een *onzekerheidsmarge* bepaald.

### ***Resultaten van het kwantificeren van de verstoringen***

Uit de berekeningsresultaten voor de verspreiding van toxische stoffen (*verontreiniging*) blijkt, dat de hoogste totaalconcentraties aan stoffen (som van opgelost en geadsorbeerd aan zwevend stof) voorkomen in de Waddenzee, met name het oostelijk deel. Dat geldt zowel de anorganische als de organische microverontreinigingen. Hexachloorbenzeen vormt een uitzondering, voor hexachloorbenzeen wordt de hoogste concentratie gevonden in het Duitse deel van de Waddenzee.

De totale stofconcentraties verschillen per stof sterk van gebied tot gebied. Afhankelijk van de stof lopen de verschillen in totale stofconcentratie tussen de gebieden op tot een factor tien en meer.

De relatieve bijdrage van de gebruiksfuncties aan de stofconcentraties in een bepaald gebied verschilt per stof (zie figuren in het bijlage rapport). In zijn algemeenheid kan worden gesteld, dat inbreng van stoffen via dumping en via rivieren voor de meeste van de beschouwde stoffen belangrijke of de belangrijkste bronnen van belasting vormen. Dat geldt niet voor tributyltin (TBT). Voor de organische microverontreinigingen fluorantheen (Flu), PCB-153, lindaan (HCH) en pentachloorfenol (PCF) levert atmosferische depositie de grootste bijdrage. De bijdragen van andere gebruiksfuncties (anders dan de inbreng van stoffen) aan de belasting van de Noordzee en de Waddenzee met stoffen is relatief beperkt. TBT vormt een uitzondering. De belasting van het NCP en de Waddenzee met TBT is volledig het gevolg van de scheepvaart, de recreatie(vaart) en (het varen door) de visserij. Verder is alleen de relatieve bijdrage van de scheepvaart aan de belasting met olie vermeldenswaard.



Afgezien van de natuurlijke achtergrondgehalten levert de nutriëntenvracht uit rivieren een belangrijke bijdrage aan *eutrofiëring* in de zones langs de Nederlandse en Duitse kust. Dumping van baggerspecie geeft alleen lokaal enig effect te zien.

De gebruiksfuncties scheepvaart (baggeren), olie- en gaswinning op zee (lozen van boorgruis op zee), winning van oppervlakedelfstoffen (schelpen en zand), (bodem)visserij en inbreng van stoffen dragen bij aan *mechanische verstoring* (zie voor de omvang en lokaties de figuren in het bijlagerapport).

Informatie over *akoestische verstoring* door de verschillende gebruiksfuncties is niet of nauwelijks beschikbaar. Voorts wordt aangenomen, dat de effecten beperkt zijn. Daarom is de akoestische verstoring niet verder uitgewerkt.

De gebruiksfuncties scheepvaart (verwijderen bodemorganismen door baggeren), winning van oppervlakedelfstoffen (verwijderen organismen door afgraven van de bodem) en visserij dragen bij aan het *onttrekken van organismen* (zie voor de omvang en lokaties de figuren in het bijlagerapport).

De gebruiksfuncties scheepvaart (wrakken) en olie- en gaswinning (onderwaterdeel van winningsinstallaties) dragen bij aan de *veranderen in het oppervlak aan hard substraat* (zie voor de omvang en lokaties de figuren in het bijlagerapport). Bij de scheepswrakken is alleen rekening gehouden met de wrakken, waarvan de lokatie bekend was. Dat leidt tot een onderschatting van het totaal aan oppervlak hard substraat.

De gebruiksfuncties scheepvaart, olie- en gaswinning, recreatie, militaire activiteiten en visserij dragen bij aan *visuele verstoring*. Enerzijds gaat het om stilliggende objecten (bijvoorbeeld voor anker liggende schepen en anderzijds om bewegende objecten (wandelaars, varende schepen, vliegtuigen). Figuren in het bijlagerapport geven een overzicht van de intensiteit en de lokatie van de verschillende vormen van visuele verstoring.

#### ***Betrouwbaarheid van de berekeningsresultaten***

De nauwkeurigheid van de berekeningsresultaten is sterk afhankelijk van de betrouwbaarheid van de gebruikte gegevens en modellen. Sommige gegevens zijn redelijk betrouwbaar, maar voor veel berekeningen is gebruik gemaakt van aannames en meer of minder nauwkeurige schattingen. Dat betekent dat voor enkele potentiële blootstellingen kan worden uitgegaan van een onzekerheidsmarge van slechts ongeveer  $\pm 10\%$ . Voor veel potentiële blootstellingen moet echter worden gerekend met een onzekerheidsmarge van tientallen procenten oplopend tot een factor vier. Bij het oppervlak aan hard substraat van scheepswrakken is zelfs sprake van een factor tien (naar boven).



## Samenvatting

### *Het RAM-project*

Het doel van het RAM-project is inzicht te krijgen in de effecten van het menselijk gebruik van de Noordzee (het NCP) en de Waddenzee op mariene ecosystemen. Daartoe is een risico-analyse instrumentarium ontwikkeld. De risico's worden uitgedrukt middels veranderingen in de **populatie-omvang van relevante organismen (de AMOEBE-soorten)**.

Het onderhavige rapport heeft betrekking op de kwantitatieve uitwerking van de verstoringen.

### *Kwantitatieve uitwerking verstoringen*

De intensiteit van het menselijk gebruik van de Noordzee wordt uitgedrukt in *zeven typen verstoringen*: (1) verontreiniging, (2) eutrofiëring, (3) mechanische verstoring, (4) akoestische verstoring, (5) verandering van substraat, (6) onttrekken van organismen, en (7) visuele verstoring. De verstoringen worden uitgedrukt in *potentiële blootstellingen*, die een maat vormen voor de mate van blootstelling van organismen aan de verstoring als zij in het gebied met de verstoring aanwezig zouden zijn.

De uitwerking van verstoringen door menselijk gebruik vindt plaats voor *zeven gebruiksfuncties*: (1) scheepvaart, (2) olie- en gaswinning (offshore mijnbouw), (3) recreatie, (4) winning van oppervlaktedelfstoffen (zand en schelpen), (5) militaire activiteiten, (6) visserij, en (7) inbreng van stoffen (nutriënten en microverontreinigingen). RIKZ heeft de gebruiksfunctie visserij uitgewerkt, WL de overige gebruiksfuncties.

Het *beschouwde gebied* voor het kwantificeren van verstoringen omvat primair het NCP en de Waddenzee. Dit gebied is nader onderverdeeld in een zevental RAM-gebieden. Bij de verstoringstypen verontreiniging en eutrofiëring wordt ook buiten het NCP gekeken en strekt het beschouwde gebied zich uit tot de gehele Noordzee. De concentraties aan stoffen binnen het NCP worden immers mede beïnvloed door stoftransport over de grenzen van het NCP.

Voor elk van de gebruiksfunctie is de *verstoringssituatie rond het jaar 1990* beschreven. Nagegaan is:

1. welke activiteiten een gebruiksfunctie ontplooit en tot welke verstoringen en potentiële blootstellingen deze activiteiten aanleiding kunnen geven;
2. in welke mate de betreffende activiteiten bijdragen aan verstoringen en potentiële blootstellingen;
3. hoe de activiteiten en de daarmee samenhangende versturende invloed ruimtelijk gespreid zijn over het NCP en de Waddenzee alsmede voor verontreiniging en eutrofiëring over de Noordzee.

Tabel 10.1 op pagina 10.2 geeft een overzicht van de verstoringstypen die relevant bevonden zijn voor elke gebruiksfunctie en die zijn uitgewerkt.

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

In de Derde Nota Waterhuishouding is voor het eerst het AMOEBE-concept gepresenteerd. De AMOEBE is een verzameling van ruim dertig soorten die de toestand van het (mariene) milieu beschrijven. Hiertoe wordt de huidige populatie-omvang van deze soorten vergeleken met de omvang in een referentiesituatie. De referentiesituatie is een periode in het verleden, toen de antropogene beïnvloeding nog gering was.

Na de ontwikkeling van het AMOEBE-concept voor de Derde Nota Waterhuishouding (NW3, 1989) bestond de behoefte om de effectverwachtingen (is de invloed van een bepaalde ingreep of maatregel op een soort) te formaliseren en te kwantificeren. Voor de NW3 was deze effectverwachting noodgedwongen grotendeels afhankelijk van expert judgement.

Bij VROM was tegelijkertijd de nadruk komen te liggen op de risico-filosofie. Het risico-concept (risico = kans op een bepaald effect) werd voor het eerst goed uitgewerkt in "Omgaan met risico's" en later toegepast in het Nationaal Milieu Beleidsplan (NMP, 1989). Het risico-concept is een mogelijkheid om effecten van verschillende ingrepen op een universele manier uit te drukken. Inmiddels was bij V&W het integraal waterbeheer als algemene beleidslijn gepresenteerd. Hierbij ligt de nadruk op een samenhangend beleid en beheer, met als doel een zo optimaal mogelijk gebruik van een watersysteem door verschillende gebruiksfuncties.

De combinatie van het AMOEBE-concept met de risico-filosofie is een goede basis om ecologische risico's van verschillende gebruiksfuncties voor het mariene milieu te kwantificeren. Er zijn al ontwikkelingen die hieraan een bijdrage leveren. Zo is in het MANS-project (Management Analysis North Sea) de nadruk gelegd op het kwantificeren van de intensiteit van gebruiksfuncties en de daaruit voortvloeiende verstoringen. TNO-MW heeft, deels in opdracht van RWS/DNZ en VROM, een ecologisch risico-analyse instrumentarium (REFEREE) ontwikkeld. Daarom is in 1991 besloten om een samenwerkingsproject te starten tussen VROM en V&W. Zo is het RAM-project ontstaan (REFEREE AMOEBE MANS of Risico-Analyse van het Mariene milieu). RIKZ, WL en TNO-MW zijn de uitvoerders van het RAM-project, waarbij RIKZ de rol van coördinator vervult.

## 1.2 Doel van het onderzoek

Het doel van het RAM-project is inzicht te krijgen in de effecten van het menselijk gebruik van het Nederlandse deel van het Continentale Plat van de Noordzee (het NCP) en de Waddenzee op mariene systemen. Daartoe is een risico-analyse instrumentarium ontwikkeld. De risico's van de verschillende gebruiksfuncties en de verstoringen daardoor worden uitgedrukt middels veranderingen in de populatie-omvang van AMOEBE-soorten.



WL heeft in het onderzoek de kwantificering van de verstoringen door de gebruiksfuncties rond het jaar 1990 voor zijn rekening genomen. Alleen de verstoringen door de visserij (zie hoofdstuk 8) en de verspreiding van nikkel, chroom en enkele bestrijdingsmiddelen (zie paragraaf 9.2.3) zijn door RIKZ uitgewerkt. Het ontwikkelen van modellen voor het voorspellen van effecten op AMOEBE-soorten is uitgevoerd door TNO (Kaag e.a., 1992).

In het onderzoek worden een zevental typen verstoringen onderscheiden: verontreiniging, eutrofiëring, mechanische verstoring, akoestische verstoring, verandering van oppervlak aan hard substraat, onttrekken van organismen, en visuele verstoring. De verstoringen worden zodanig uitgewerkt dat er per type verstoring een optelling of samenstelling van de bijdragen van alle gebruiksfuncties kan plaatsvinden. De bijdrage per gebruiksfunctie aan elk type verstoring wordt ook vastgesteld evenals de ruimtelijk spreiding van de verstoring. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de gehanteerde methodiek wordt verwezen naar Schobben e.a. (1998).

De gebruiksfuncties waarvoor de verstoringen worden uitgewerkt, zijn: scheepvaart, olie- en gaswinning (offshore mijnbouw), recreatie, winning van oppervlaktedelfstoffen, militaire activiteiten, visserij (uitgewerkt door RIKZ) en inbreng van stoffen (nutriënten en microverontreinigingen). Uit een voorgaande kwalitatieve analyse is gebleken, dat de functie telecommunicatie geen kwantificering behoeft (Baan, 1992).

De verstoringen worden gekwantificeerd voor het NCP en de Waddenzee. Bij de verstoringstypen verontreiniging en eutrofiëring wordt de gehele Noordzee meegenomen, omdat de concentraties aan stoffen binnen het NCP mede worden beïnvloed door aanvoer van stoffen transport van buiten het NCP. Ook bij de gebruiksfunctie visserij wordt de gehele Noordzee in beschouwing genomen, dit vanwege de interacties met visvangsten buiten het NCP.

### 1.3 Uitvoering

Het onderzoek is uitgevoerd in de periode oktober 1992 tot november 1994 en is een voortzetting van de kwalitatieve analyse van de verstoring van de Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik (Baan, 1992). Het onderzoek is uitgevoerd door P.J.A. Baan en M.A. Menke, die beiden afwisselend als projectleider fungeerden, M. Bokhorst, J.G. Boon, R. van Buren, M.W.M. Kuyper en A.A.M. de Savornin Lohman, allen van WL, en C.P.L. Haenen en J.H.M. Schobben van RIKZ. M. Vonk van WL heeft het rapport gereviewed.

De gegevens voor het kwantificeren van de verstoringen zijn verzameld in de periode tot juni 1994. Het onderhavige rapport is bijna vier jaar later definitief samengesteld en geeft een beschrijving van de gebruikte gegevens en de daarop gebaseerde berekening van de potentiële blootstellingen, alsmede van de betrouwbaarheid van deze uitkomsten. Een gevolg van de late definitieve rapportage is dat de gebruikte gegevens deels gedateerd zijn.



## 1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de werkwijze besproken. Ingegaan wordt op de wijze van aanpak, de onderscheiden gebruiksfuncties, de gebiedschematisatie, en de te onderscheiden typen verstoringen en blootstellingen. Bij het bepalen van de potentiële blootstellingen wordt gebruik gemaakt van schattingen. Inzicht in de betrouwbaarheid van deze schattingen is gewenst. Daarom zijn voor alle potentiële blootstellingen ook onzekerheidsmarges bepaald. De wijze waarop dit gebeurt wordt ook in hoofdstuk 2 besproken.

De kwantitatieve uitwerking van de verschillende typen verstoringen en de onzekerheidsmarges daarin komt aan de orde in hoofdstuk 3 tot en met 9. Aan elke gebruiksfunctie is een apart hoofdstuk gewijd.

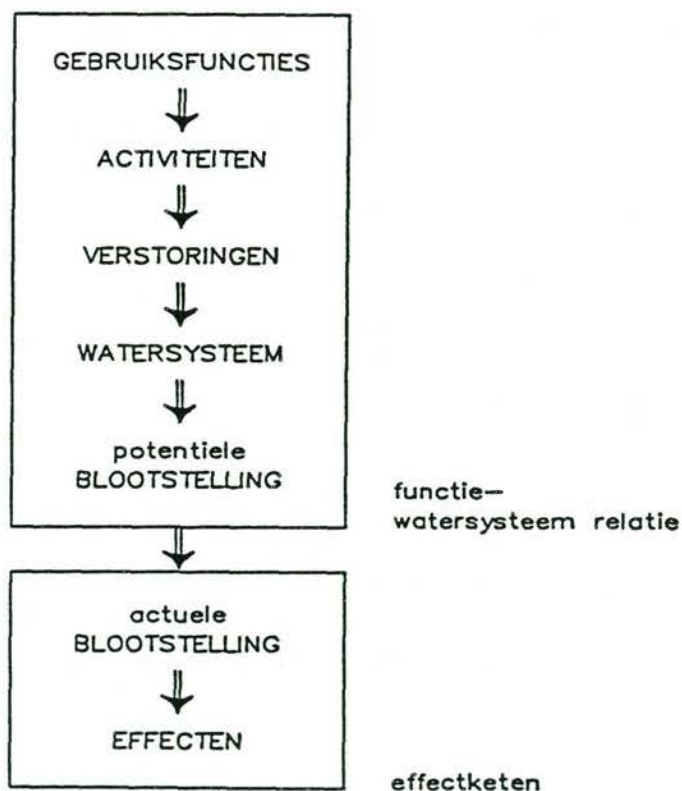
Hoofdstuk 10 geeft een overzicht en een analyse van de totale potentiële blootstellingen als resultante van de potentiële blootstellingen door de verstoringen per gebruiksfunctie. In dit hoofdstuk wordt ook aandacht besteed aan de onzekerheidsmarges in de uitkomsten.

Vanwege de overzichtelijkheid worden de figuren met een ruimtelijke weergave van de potentiële blootstellingen en de bijlagen apart als een bijlagerapport uitgebracht.

## 2 Werkwijze

### 2.1 Algemeen

De wijze van aanpak van het bepalen van effecten van gebruiksfuncties op organismen is schematisch weergegeven in figuur 2.1 (Schobben e.a., 1998). Activiteiten van gebruiksfuncties beïnvloeden (verstoren) het watersysteem. Dat kan leiden tot veranderingen in het watersysteem. Vervolgens worden organismen in het watersysteem blootgesteld aan deze veranderingen (potentiële blootstelling). De actuele blootstelling is afhankelijk van de plaats waar de verandering plaatsvindt en de mogelijkheden die organismen hebben om veranderingen waar te nemen en daarop te reageren door bijvoorbeeld te verdwijnen uit het betreffende gebied.



Figuur 2.1

Schema van aanpak

De keten van gebruiksfunctie tot potentiële blootstelling wordt Functie-Watersysteem (FW) relatie genoemd. Uitwerking van deze FW-relaties is het onderwerp van dit rapport. De effectketen, ofwel het vaststellen van de actuele blootstelling op basis van de potentiële blootstelling en het aan de hand daarvan voorspellen van effecten op organismen en ecosystemen (AMOEBE) wordt in een ander rapport besproken.

Per gebruiksfunctie wordt nagegaan:

1. welke activiteiten worden ontplooid door een gebruiksfunctie en tot welke verstoringen en potentiële blootstelling deze activiteiten aanleiding kunnen geven;
2. in welke mate de betreffende activiteiten bijdragen aan verstoringen en potentiële blootstellingen en eventueel welke uitgangspunten daarbij moeten worden gehanteerd;
3. hoe de activiteiten en de daarmee samenhangende versturende invloed ruimtelijk gespreid zijn over het NCP en de Waddenzee alsmede voor verontreiniging en eutrofiëring over de gehele Noordzee.

De analyse wordt uitgevoerd voor de huidige situatie. Dat betekent dat geen scenario's worden opgesteld voor toekomstige ontwikkelingen en dat geen rekening wordt gehouden met activiteiten, die nu nog niet belangrijk zijn of zelfs nog in het geheel niet plaatsvinden, maar die in de toekomst mogelijk wel van betekenis zouden kunnen worden.

Alleen die FW-relaties die in de voorgaande kwalitatieve analyse (Baan, 1992) als relevant zijn aangemerkt, zijn uitgewerkt. Relevant betekent hier dat de bijdrage van de betreffende functie aan een zekere potentiële blootstelling waarschijnlijk significant is in het licht van de totale blootstelling.

In de volgende paragrafen wordt achtereenvolgens ingegaan op de gebruiksfuncties, de gehanteerde gebiedsschematisatie, de typen van verstoringen en potentiële blootstellingen en de onzekerheidsschatting bij het bepalen daarvan.

## 2.2 Gebruiksfuncties

Onder een gebruiksfunctie wordt verstaan één of meer vormen van samenhangende menselijke activiteiten gericht op een zeker doel, die een potentieel versturende invloed kunnen hebben op het watersysteem Noordzee en Waddenzee. Onderscheiden worden:

- scheepvaart;
- olie- en gaswinning;
- recreatie;
- winning oppervlaktedelfstoffen;
- militaire activiteiten;
- telecommunicatie;
- visserij;
- inbreng van stoffen, bestaande uit:
  - dumping en lozing (direct op zee),
  - atmosferische depositie,
  - belasting door rivieren,
  - belasting via instromend oceaan- en zeewater (zogenaamde randconcentraties); en



- kustverdediging en infrastructurele werken.

De functies telecommunicatie en kustverdediging en infrastructurele blijven verder buiten beschouwing, aangezien deze functies geen significante bijdrage leveren aan de te beschouwen verstoringen.

Verschillende activiteiten op land hebben indirect ook invloed op het watersysteem Noordzee, bijvoorbeeld als gevolg van de emissie van afvalstoffen naar het milieu. Via de lucht en via het naar zee uitstromende oppervlaktewater komen deze stoffen in zee terecht (inbreng van stoffen). De activiteiten op land worden in dit project collectief beschouwd, dat wil zeggen voor deze invloeden wordt geen uitsplitsing van de bijdrage aan verstoringen naar achterliggende gebruiksfuncties gemaakt.

Op zee vinden ook calamiteiten plaats (scheepvaart, olie en gaswinning), maar niet zodanig frequent, dat daaruit min of meer regelmatige potentiële blootstellingen zijn af te leiden. Daarom blijven calamiteiten buiten beschouwing, ook al is bekend dat de ernst en omvang van sommige calamiteiten zeer groot kunnen zijn (vergelijk rampen met olietankers als de Amoco Cadiz, de Tory Canyon en de Exxon Valdez).

Naast gebruiksfuncties, die het watersysteem van de Noordzee en de Waddenzee beïnvloeden, is er ook sprake van functies die zelf gevolgen van verstoringen ondervinden. Dat betreft de functie natuur, maar bijvoorbeeld ook recreatie en visserij. Aan deze beïnvloedingen wordt in het project geen aandacht besteed, het project richt zich slechts op het vaststellen van de verstoringen.

## 2.3 Gebiedschematisatie

In RAM wordt de ruimtelijke spreiding van de potentiële blootstellingen bepaald. Daartoe is het NCP en de Waddenzee verdeeld in een zevental gebieden verdeeld (zie figuur 2.2):

- de Westelijke Waddenzee;
- de Oostelijke Waddenzee;
- de kustzone;
- de Oestergronden;
- het Friese front;
- de Doggersbank; en
- Breeveertien.

Havens en de havenmonden behoren niet tot het watersysteem Noordzee. Daarom wordt aan mogelijke verstoringen in havengebieden geen aandacht besteed.

De potentiële blootstellingen worden in eerste instantie meestal voor een kleiner gebied (een gridcel) bepaald. Deze gridcellen kunnen een verschillende grootte hebben. Zo werkt de GENO-schematisatie voor verspreidingsberekeningen bijvoorbeeld met een grid van 8 x 8 km en de ZUNOWAK-schematisatie met een fijnmaziger grid van 3,2 x 3,2 km. De minimum eenheid waarmee wordt gewerkt is een gridcel van 1 x 1 km.

Een gridcel wordt als een homogene eenheid beschouwd, waarbinnen geen ruimtelijke differentiatie wordt toegepast. Stofconcentraties worden bijvoorbeeld berekend als gemiddelde over de gehele gridcel en bij aantasting van de bodem wordt alleen het aangetaste oppervlak (in m<sup>2</sup> of %) aangegeven zonder nadere aanduiding van de ligging. De per gridcel bepaalde potentiële blootstellingen worden vervolgens geaggregeerd naar de zeven RAM-gebieden.

Bij verontreiniging en eutrofiëring kan niet worden volstaan met de uitwerking voor de RAM-gebieden. Stoffen verspreiden zich namelijk buiten het emissiegebied met als gevolg dat een groter gebied moet worden beschouwd dan alleen het NCP en de Waddenzee. Bij de uitwerking van verontreiniging en eutrofiëring worden de grenzen gelegd bij het Nauw van Calais en de 58° breedtegraad, overeenkomend met de gebiedsgrenzen van de zogenoemde GENO-modelschematisatie (RWS, 1985).

De vangst van vis op de Noordzee wordt geregistreerd per ICES-rectangle. Een ICES-rectangle is een vak ter grootte van één lengtegraad bij een halve breedtegraad (ongeveer 50 x 50 km). Binnen deze rectangles zijn weer kleinere gebieden (subdivisies) onderscheiden (zie figuur 8.8 in het bijlage rapport. Bij het uitwerken van de potentiële blootstellingen zijn deze gegevens omgerekend naar de RAM-gebieden.



Figuur 2.2

In RAM\*2 onderscheiden gebieden binnen de Waddenzee en het NCP



## 2.4 Tijdschaal

De verstoringen worden gekwantificeerd voor de huidige situatie. Daartoe is gebruik gemaakt van zo recent mogelijke gegevens. De gegevensverzameling is uitgevoerd in de periode oktober 1992 tot november 1994 met als gevolg dat de gegevens veelal betrekking hebben op de jaren omstreeks 1990.

Bij sommige verstoringstypen zijn seizoensvariaties belangrijk en is gewerkt met seizoencijfers. In de andere gevallen is bij het bepalen van de intensiteit uitgegaan van jaargemiddelde cijfers.

## 2.5 Verstoringen

Onder verstoring wordt verstaan een verandering van het watersysteem (Noordzee en Waddenzee) als gevolg van menselijke activiteiten (gebruiksfuncties). De verstoringen kunnen van fysische of chemische aard zijn, waardoor het leefmilieu van organismen wordt beïnvloedt, of kunnen direct effect hebben op de omvang en samenstelling van ecosystemen (biologische beïnvloeding door bijvoorbeeld onttrekken van organismen). De door gebruiksfuncties teweeg gebrachte veranderingen van de watersystemen Noordzee en Waddenzee behoeven niet altijd als negatief te worden aangemerkt. Dat hangt mede af van de gewenste toestand van het watersysteem die wordt nagestreefd. Opgemerkt wordt dat de discussies over de gewenste toestand vaak normatief van aard zijn.

Van een verstoring is in feite pas sprake als de beïnvloeding zodanig is dat er veranderingen optreden in organismen en ecosystemen. Het betreffende niveau van beïnvloeding is niet altijd even gemakkelijk vast te stellen. Dat niveau is namelijk mede afhankelijk van andere verstorende invloeden (stressfactoren). Bij de uitwerking in dit rapport wordt daar geen rekening mee gehouden. Er wordt slechts gekeken naar potentiële verstoringen.

Aan de te onderscheiden typen verstoringen wordt een aantal eisen gesteld. Per type verstoring moet de totale verstoring kunnen worden bepaald uit een optelling van de verstoring door afzonderlijke activiteiten van gebruiksfuncties. Zo zal van alle activiteiten waarbij sprake is van visuele verstoring de verstoring in zodanige eenheden moeten worden uitgedrukt dat een totaalsom visuele verstoring bepaald kan worden.

Tevens dienen de te onderscheiden typen verstoringen onafhankelijk van elkaar te zijn. Niettemin moet worden onderkend dat er wel samenhang is. Zo leidt baggeren niet alleen tot fysische verstoringen maar ook tot een vergroting van het zwevend stofgehalte. Het verhoogde zwevend stofgehalte heeft weer gevolgen voor het transport van toxische stoffen (chemische verstoring) en het optreden van algenbloei. Bij het beschrijven van de huidige situatie en de referentiesituatie speelt dit een minder grote rol dan voor het beschrijven van toekomstige situaties. Voor de huidige situatie zijn namelijk meetgegevens beschikbaar.



In het kader van dit project zijn een zevental typen verstoringen onderscheiden die nader worden uitgewerkt (Schobben e.a., 1998):

1. verontreiniging;
2. eutrofiëring;
3. mechanische verstoring;
4. onttrekken van organismen;
5. akoestische verstoring;
6. verandering van substraat;
7. visuele verstoring.

In principe zijn er nog meer verstoringmogelijkheden, bijvoorbeeld door warmtelozing op zee en door radioactiviteit. Deze verstoringen lijken echter minder belangrijk en worden daarom niet in beschouwing genomen.

## 2.6 Potentiële blootstellingen

Onder een potentiële blootstelling wordt verstaan een verandering van het watersysteem (Noordzee en Waddenzee) als gevolg van een verstoring. De potentiële blootstellingen vormen de grootheden waarin de verstoringen worden uitgedrukt (zie ook Schobben e.a., 1998). In de volgende paragrafen worden de potentiële blootstellingen voor de zeven onderscheiden typen verstoringen besproken.

### 2.6.1 Verontreiniging

Verontreiniging heeft betrekking op een groot aantal organische en anorganische microverontreinigingen. In RAM is een beperkt aantal stoffen geselecteerd, waarvan bekend is dat ze effecten hebben op organismen en ecosystemen en waarvan gegevens beschikbaar zijn over emissies. De volgende microverontreinigingen zijn gekozen:

- anorganische microverontreinigingen (zware metalen):
  - cadmium,
  - koper,
  - kwik,
  - zink,
  - lood;
- organische microverontreinigingen:
  - PCB-153,
  - olie,
  - benzoapyreen (BaP),
  - fluorantheen (Flu),
  - lindaan,
  - endosulfan (ESF),
  - pentachloorfenol (PCF),
  - hexachloorbenzeen (HCB),
  - tributyltin (TBT).

Daarnaast zijn nikkel en chroom en enkele bestrijdingsmiddelen (DNOC, parathion-ethyl, malathion, azinfos-methyl) in beperkte mate uitgewerkt. Voor deze stoffen is de ruimtelijke spreiding over Noordzee en Waddenzee bepaald, maar is niet naar de emissiebronnen gekeken.

Bij de verontreiniging met bovenstaande stoffen wordt onderscheid gemaakt in de volgende potentiële blootstellingen (stofconcentraties):

1. concentratie opgelost in waterkolom en in interstitieel water in sediment (in  $\mu\text{g/l}$ );
2. concentratie geabsorbeerd aan zwevend stof en sediment (in  $\mu\text{g/kg}$ );
3. drijvend op het water (oliefilm in  $\text{m}^2$ ).

Voor de eerste twee potentiële blootstellingen zijn jaargemiddelde concentraties nodig alsmede een indicatie van het betrouwbaarheidsinterval, rekening houdend met de spreiding in modelinvoergegevens, in modelconcept en in modelparameters. Gegevens zijn nodig over de belasting van de Noordzee en Waddenzee met stoffen en de lokatie waar deze belasting plaatsvindt. Daarna worden verspreidingsberekeningen uitgevoerd met modellen om de concentraties per gridcel (ZUNOWAK oftewel MANS-TOX instrumentarium) te kunnen bepalen.

Opgemerkt wordt dat olie polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) bevat, waaronder benzoapyreen en fluorantheen. Bij de uitwerking worden deze stoffen apart meegenomen. Bij de effectbepaling moet hiermee rekening worden gehouden, omdat dit het risico van dubbeltelling inhoudt. De toxiciteit van olie en het effect op organismen wordt namelijk in sterke mate bepaald door in de olie aanwezige aromaten, waaronder dus benzoapyreen en fluorantheen.

Olie in de bodem breekt slechts langzaam af en dus moet bij het bepalen van de concentratie aan olie in de bodem rekening worden gehouden met de historische situatie (lozing van bijvoorbeeld oliehoudend boorgruis in voorgaande jaren). Bij een oliefilm kunnen geen concentraties worden berekend, maar moet worden volstaan met het berekenen van de te verwachten oppervlak aan olie uitgedrukt in kansgrootte.

Over sommige organische microverontreinigingen zijn weinig gegevens beschikbaar. Daarom is veel gewerkt met schattingen en aannames, deels ontleend aan de literatuur.

## 2.6.2 Eutrofiëring

Eutrofiëring wordt uitgedrukt in de volgende potentiële blootstellingen:

1. nutriëntenconcentraties in de winter (orthofosfaat, totaal anorganisch stikstof en silicaat in  $\text{mmol/l}$ );
2. voorjaarsmaximum van algen ( $\mu\text{g/l}$  chlorophyl-a);
3. zomergemiddelde van algen ( $\mu\text{g/l}$  chlorophyl-a);
4. zuurstofconcentratie in gebieden met stratificatie (onderschrijdingsduur van 1 en 3  $\text{mg O}_2/\text{l}$ );
5. primaire produktie van algen ( $\text{mg C/m}^2$  per jaar).



Net als bij verontreiniging zijn gegevens nodig over de belasting van de Noordzee en Waddenzee met nutriënten en de lokatie waar deze belasting plaatsvindt. De verspreiding van nutriënten en de algenbloei in gridcellen worden vervolgens berekend met het door WL ontwikkelde DYNAMO-model.

In gebieden met homogene menging is als regel sprake van (bijna) zuurstofverzadiging. Op plaatsen waar sprake is van stratificatie wordt de zuurstofconcentratie apart berekend met het stratificatiemodel ECOLUMN-BLOOM van WL.

### 2.6.3 Mechanische verstoring

Mechanische verstoring wordt uitgedrukt in de volgende potentiële blootstellingen:

1. omwoeling van de bodem door vistuig (fractie bodemoppervlak dat per seizoen bevestigd wordt) te onderscheiden naar gewicht c.q. penetratiediepte van de boomkor:
  - zware boomkor (voor platvis als tong en schol),
  - borden van de bodem-ottertrawl,
  - lichte boomkor (voor garnalen),
  - mosselkor,
  - sleepschip (voor kokkels);
2. vertroebeling van het onderste deel van de waterkolom (duur en oppervlak van overschrijding van 200 en 500 mg/l zwevend stofconcentraties);
3. bedekking van de bodem met een nieuwe sedimentlaag (bodemoppervlak in m<sup>2</sup>).

### 2.6.4 Onttrekken van organismen

Bij het onttrekken van organismen wordt onderscheid gemaakt naar de volgende potentiële blootstellingen:

1. onttrekken van organismen uit de waterkolom door met name de visserij (uitgedrukt in PK-uren per km<sup>2</sup>), waarbij onderscheid wordt gemaakt in de volgende visserijtypen:
  - zware boomkor,
  - bodem-ottertrawl,
  - pelagische trawl;
2. het verwijderen van organismen in de bodem als gevolg van graaf- en baggerwerkzaamheden (uitgedrukt in gebaggerd oppervlak in m<sup>2</sup> per seizoen).

Het onttrekken van organismen bij de schelpdierkwekerij blijft hier buiten beschouwing, want dit wordt meegenomen bij de potentiële blootstelling omwoelen van de bodem. Ook wordt geen aandacht besteed aan aquacultuur (vis kweken), zoals dat onder meer langs de Noorse kust wordt toegepast, en het toevoeren van biomassa. Toevoer van biomassa vindt lokaal plaats ten behoeve van aquacultuur en voor het kweken van schelpdieren.



## 2.6.5 Akoestische verstoring

De natuurlijke achtergrondbelasting van geluid in de Zuidelijke Noordzee is relatief hoog. Deze achtergrondbelasting wordt veroorzaakt door wind (golven, branding), regen, stroming, en dergelijke. Verstoring van mariene organismen is mogelijk door geluid als deze organismen in hun gedrag gebruik maken van geluid. Dat is het geval met zeezoogdieren, vissen en lagere dieren. Dolfijnen hebben een ontvangstbereik van 75 tot 150.000 Hz, waarbij de drempelwaarde voor ontvangst toeneemt bij lagere frequenties. Bij vissen varieert het ontvangstbereik van circa 30 tot 1200 Hz met een maximale gevoeligheid tussen 30 en 250 Hz. Waarschijnlijk ligt ook bij lagere dieren de gevoeligheid vooral bij de lagere frequenties (IRA, 1991).

De sterkte van het geluid in zee neemt af met de afstand. Vooral in ondiepe zee is sprake van een sterke demping (uitdoving door reflectie van de bodem). De afname van de geluidsterkte is voorts afhankelijk van de frequentie van het geluid. Hoge frequenties doven sneller uit. Een frequentie van 100.000 Hz is bijvoorbeeld al binnen enkele meters uitgedoofd (IRA, 1991). Bij het vaststellen van de omvang van het beïnvloede gebied moet hiermee rekening worden gehouden.

Concrete informatie over de mate van akoestische verstoring is niet beschikbaar. Akoestische verstoring kan leiden tot gedragsverandering van onder meer dolfijnen, maar deze reacties zijn voorzover bekend kortdurend en leiden niet tot verandering van de populatie-omvang (Ten Hove, 1992; Schobben, 1993). Voorts wordt aangenomen, dat de effecten op de populatie-omvang van organismen beperkt zijn (IRA, 1991). Daarom wordt de akoestische verstoring niet in kwantitatieve zin uitgewerkt.

## 2.6.6 Verandering van substraat

Bij verandering van substraat worden de volgende potentiële blootstellingen onderscheiden:

1. het oppervlak aan hard substraat (in m<sup>2</sup>). Hard substraat omvat scheepswrakken, basaltblokken, pijpen, offshore constructies, etc.);
2. het oppervlak aan grind (in m<sup>2</sup>).

## 2.6.7 Visuele verstoring

Bij visuele verstoring gaat het om de potentiële blootstelling aan systeemvreemde objecten, te onderscheiden in:

1. mensen, onderverdeeld naar type activiteit (strandrecreatie, wandelen, etc.) (maximaal aantal per km<sup>2</sup> per seizoen);
2. boten, indien mogelijk onderverdeeld naar type en grootte van de boot (maximaal aantal per km<sup>2</sup> per seizoen);
3. luchtvaartuigen opgesplitst naar type en grootte (maximaal aantal per km<sup>2</sup> per seizoen);
4. platforms (aantal per km<sup>2</sup>);
5. fakkels op platforms (aantal per km<sup>2</sup>).

## 2.7 Onzekerheidsschatting

### 2.7.1 Berekeningswijze

De schatting van onzekerheidsmarges in potentiële blootstellingen vindt plaats op basis van informatie uit de literatuur, die wordt geraadpleegd om potentiële blootstellingen te bepalen, of als de literatuur daarover geen aanwijzingen geeft, op basis van eigen inzichten en expertise.

Bij de schatting van de onzekerheidsmarge in de bijdragen van gebruiksfuncties aan potentiële blootstellingen wordt onderscheid gemaakt in enerzijds bijdragen, die direct als zodanig worden vastgesteld, en anderzijds bijdragen, die worden berekend uit een aantal samenstellende factoren. Bij bijdragen die direct als zodanig worden vastgesteld, zoals bijvoorbeeld bijdragen aan visuele verstoringen, wordt de onzekerheidsmarge ook direct geschat.

Als de bijdrage van een gebruiksfunctie aan een potentiële blootstelling wordt berekend uit een aantal samenstellende factoren, wordt voor elk van deze samenstellende factoren een onzekerheidsmarge geschat. De berekening van de onzekerheidsmarge in de potentiële blootstelling is afhankelijk van de aard van de bewerking om van de samenstellende factoren tot een kwantificering van de potentiële blootstellingen te komen. Onderscheid moet worden gemaakt in bewerkingen met vermenigvuldiging van factoren en met optelling. De berekening van de onzekerheidsmarges vindt plaats met de volgende formules of combinaties daarvan (Berendts e.a., 1973):

als:  $Y = a \times b \times c$

$$f_Y = \sqrt{(f_a)^2 + (f_b)^2 + (f_c)^2} \quad (1)$$

waarin:  $Y$  = bijdrage aan potentiële blootstelling  
 $a, b, c$  = samenstellende factoren  
 $f_Y$  = onzekerheidsmarge in  $Y$  (als fractie of procentueel)  
 $f_a, f_b, f_c$  = onzekerheidsmarge in  $a$  respectievelijk  $b$  en  $c$  (als fractie of procentueel)

als:  $Y = a + b + c$

$$a_Y = \sqrt{(a_a)^2 + (a_b)^2 + (a_c)^2} \quad (2)$$

waarin:  $a_Y$  = onzekerheidsmarge in  $Y$  (in absolute termen)  
 $a_a, a_b, a_c$  = onzekerheidsmarge in  $a$  respectievelijk  $b$  en  $c$  (in absolute termen)

Meestal wordt de potentiële blootstelling berekend door vermenigvuldiging van factoren en moet formule (1) worden toegepast.



*(On)afhankelijkheid samenstellende factoren*

Bovenstaande berekeningswijze mag alleen worden toegepast als de factoren onafhankelijk van elkaar zijn en als de onzekerheidsmarge in de factoren normaal verdeeld is. Daar wordt in het onderhavige onderzoek van uitgegaan. In enkele gevallen blijken de onzekerheidsmarges zo groot te zijn dat de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval negatief wordt. Feitelijk is dan sprake van een scheve verdeling. In die situatie wordt formule (1) alleen nog gebruikt voor het berekenen van de bovengrens van de potentiële blootstelling. De theoretische ondergrens van de potentiële blootstelling wordt dan berekend zonder rekening te houden met kansverwachtingen:

als:  $Y = a \times b \times c$

$$Y_{\text{ondergrens}} = (1 - f_a) \times (1 - f_b) \times (1 - f_c) \times Y \quad (3)$$

Op een vergelijkbare wijze kan de theoretische ondergrens worden berekend als sprake is van optelling van factoren;

als:  $Y = a + b + c$

$$Y_{\text{ondergrens}} = (a - a_a) + (b - a_b) + (c - a_c) \quad (4)$$

*Correlatie in onzekerheidsmarges*

Sommige potentiële blootstellingen zijn aan elkaar gecorreleerd. Dat kan dan ook gelden voor de onzekerheidsmarges. In die gevallen wordt daar melding van gemaakt.

*Afronding onzekerheidsmarges*

Vanwege de veelal ruwe schattingen van de onzekerheidsmarges in de samenstellende factoren vormen de uiteindelijk berekende onzekerheidsmarges niet veel meer dan een orde van grootte indicatie. Daarom worden alle berekende onzekerheidsmarges afgerond op mooie ronde percentages.

**2.7.2 Middeling naar gebieden en seizoenen**

De onzekerheidsmarges worden steeds bepaald voor een bijdrage van een gebruiksfunctie aan de potentiële blootstelling in een RAM-gebied. De gebiedsafbakening en de nauwkeurigheid, waarmee in voorkomende gevallen kan worden bepaald in hoeverre een bepaalde bijdrage van een gebruiksfunctie binnen het betreffende gebied valt is mede van invloed op de nauwkeurigheid van de geschatte bijdragen. In de praktijk blijkt dat minder belangrijk, vooral omdat bij de potentiële blootstellingen wordt gewerkt met gemiddelden per gebied (zie par. 2.3). Randverschijnselen hebben dan betrekkelijk weinig invloed op de betrouwbaarheid van het resultaat. Daarom wordt aan dit aspect in de uitwerking van de onzekerheidsmarges geen aandacht besteed.



Tenzij het om een seizoensgemiddelde potentiële blootstelling gaat, zoals bijvoorbeeld bij zomergemiddelde chlorofyl-concentraties, worden in RAM steeds jaargemiddelde blootstellingen bepaald. De vast te stellen onzekerheidsmarges hebben ook betrekking op dit jaargemiddelde. Over onzekerheden in de effecten op organismen als gevolg van seizoensvariëaties in de potentiële blootstellingen kunnen dus geen uitspraken worden gedaan.

In die gevallen dat de potentiële blootstellingen worden berekend voor andere dan de RAM-gebieden (bijvoorbeeld MANS-gebieden), worden de gemiddelde potentiële blootstellingen en de onzekerheidsmarges daarin omgerekend naar RAM-gebieden naar rato van de binnen elk van de RAM-gebieden vallende oppervlakken van die andere gebieden.

### 2.7.3 Onzekerheidsschatting bij verontreiniging en eutrofiëring

Bij het vaststellen van de onzekerheidsmarges in de bijdragen van verschillende gebruiksfuncties aan verontreiniging en eutrofiëring is rekening gehouden met de significantie van elk van de bijdragen (zie bijlage 7). Bij significante bijdragen wordt gepoogd een zo goed mogelijke inschatting te maken van de onzekerheidsmarges in de bijdrage. Bij relatief kleine bijdragen wordt daar minder aandacht aan besteed. Bij verwaarloosbaar kleine bijdragen wordt een minimale inspanning gepleegd en wordt volstaan met het rechttoe-rechtaan schatten van de onzekerheidsmarge.

De onzekerheidsmarge in de bijdragen van verschillende gebruiksfuncties aan verontreiniging en eutrofiëring in de RAM-gebieden worden bepaald aan de hand van onzekerheidsmarges in de stofemissies. Daarbij wordt verondersteld dat de bijdragen aan de concentraties (waarin deze verstoringen worden uitgedrukt) lineair gerelateerd zijn aan de emissies. Voor eutrofiëring is bekend dat er in werkelijkheid niet echt sprake is van een lineair verband, maar om pragmatische redenen wordt hier toch vanuit gegaan in de wetenschap, dat binnen niet al te grote grenzen bij benadering bijna altijd wel sprake is van (pseudo-)lineariteit.

Aan de onzekerheden in de bijdragen aan verontreiniging en eutrofiëring ten gevolge van het gebruik van computermodellen voor het uitvoeren van verspreidingsberekeningen wordt apart aandacht besteed. De eindmarges in de bijdragen van gebruiksfuncties aan de stofconcentraties worden berekend door de marges in de emissies en de marges in het resultaat van de verspreidingsberekeningen te combineren (met gebruikmaking van formule (1) uit par. 2.7.1).

## 2.8 Gegevensopslag

De cijfers met betrekking tot de potentiële blootstellingen per gridcel worden opgeslagen in een GIS-bestand (ARC/INFO). Met behulp van deze bestanden kunnen kaarten van de Noordzee en Waddenzee worden gegenereerd met potentiële blootstellingen per gebruiksfunctie en voor een combinatie van gebruiksfuncties. De bestanden met potentiële blootstellingen worden gebruikt als input voor de modellen van TNO om de effecten op organismen vast te stellen.

De gegevens over de betrouwbaarheidsintervallen worden opgeslagen in een databestand. Dit bestand omvat de volgende gegevens:

1. naam van het RAM-gebied;
2. nummer(s) van corresponderende MANS-zones;
3. naam van gebruiksfunctie;
4. type verstoring;
5. type potentiële blootstelling;
6. eenheid waarin potentiële blootstelling is uitgedrukt;
7. ondergrens van betrouwbaarheidsinterval;
8. gemiddelde waarde;
9. bovengrens van betrouwbaarheidsinterval; en
10. correlatie met andere grootheden.

Opgemerkt wordt, dat bij alle stoffen sprake is van een positieve correlatie tussen de concentraties opgelost, geadsorbeerd en totaal. Deze correlatie wordt niet aangegeven in het bestand.



## 3 Scheepvaart

### 3.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie scheepvaart omvat de volgende deelactiviteiten:

- a. varen
- b. ankeren/stilliggen
- c. baggeren

Varen draagt bij aan verontreiniging, aan akoestische verstoring en aan visuele verstoring. De verontreiniging door scheepvaart wordt veroorzaakt door lozing van bilgewater, door lozing van ballast- en waswater van tankers (verontreinigd met olie of chemicaliën), door emissie van uitlaatgassen en depositie van bestanddelen daaruit op zee (olie, benzoapyreen), en door uitloging van aangroeiwerende verven op de scheepshuid (benzoapyreen, fluorantheen, koper, tributyltin).

Ankeren en stilliggen dragen bij aan verontreiniging door het uitlogen van scheepshuiden en aan visuele verstoring. Scheepswrakken genereren oppervlak hard substraat.

Baggeren draagt bij aan verontreiniging door reactivatie van toxische stoffen, aan mechanische verstoring, aan onttrekken van organismen, aan akoestische verstoring, en aan visuele verstoring. Reactivatie van nutriënten door baggeren is gering vergeleken met andere bronnen van eutrofiëring en blijft buiten beschouwing.

### 3.2 Intensiteit van deelactiviteiten

Een eerste stap in de berekening van de potentiële blootstellingen is het vaststellen van de intensiteit van het varen (vaarbewegingen en afgelegde afstand), ankeren en stilliggen (aantal schepen en ligtijd) en baggeren (frequentie en tijdsduur). Op basis hiervan worden de emissies en andere verstoringen berekend.

#### 3.2.1 Varen

##### *Noordzee*

Het in MANS-kader ontwikkelde scheepvaartmodel voor de Noordzee bevat gegevens over scheepvaartbewegingen op de Noordzee en over de emissies van de scheepvaart. Het model werkt met 18 verschillende scheepstypes, waarvan de intensiteit van de vaarbewegingen (aantal schepen per vaarroute) in het model is opgenomen. Het model bevat daarnaast gegevens over de lokatie van ankerplaatsen en het aantal schepen dat daar gemiddeld voor anker ligt, ook weer onderscheiden naar de verschillende scheepstypes.

Aan de hand van emissiefactoren (emissie per zeemijl) voor emissies naar de lucht (met rookgassen) en naar het water berekent het model de emissie van stoffen verspreid over de Noordzee. Voor een meer gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar het rapport van Wijffels (1993) over dit onderwerp.

MSCN heeft de betrouwbaarheid van de scheepvaartintensiteiten in het MANS-model getoetst. Het bestand met scheepvaartintensiteiten en routes bleek zeer betrouwbaar. Van de in het bestand aanwezige bewegingen klopte de reis in 87% van de gevallen. De 13% afwijkingen waarvoor geen match gevonden werd zijn voor een groot deel het gevolg van kleine afwijkingen in de route. Op grond daarvan is (in overleg met A.T.M. Wijffels) de marge in het aantal scheepskilometers op de Noordzee gesteld op 5% zowel naar boven als naar beneden, wat leidt tot een onzekerheidsmarge van 95 - 105%.

### *Waddenzee*

Het scheepvaartmodel van MANS bestrijkt de Waddenzee niet. Daarom is de scheepvaartintensiteit op de Waddenzee apart geschat.

Tabel 3.1 geeft een overzicht van de passages van havenmonden in 1980 en de goederenstroom. Bij de Dienst Verkeerskunde (DVK) in Rotterdam is een inventarisatie uitgevoerd naar de scheepsbewegingen op de Waddenzee in 1989. Vergeleken met 1980 is de beroepsvaart (zeevaart, marine, binnenvaart en overheid) in 1989 duidelijk toegenomen. De verschillen tussen de onderscheiden havenmonden zijn echter groot. Zo is in Kornwerderzand sprake van een afname van de beroepsvaart met circa 30%, terwijl de beroepsvaart in Terschelling met bijna een factor vijf is toegenomen.

Het aantal scheepsbewegingen van de visserij in de Waddenzee is in 1989 vergeleken met 1980 iets toegenomen, waarbij de verdeling over de havenmonden is gewijzigd. Bij de recreatievaart is bij alle havenmonden sprake van een zeer sterke toename van het aantal scheepsbewegingen in 1989 vergeleken met 1980. Visserij en recreatie worden overigens behandeld in andere hoofdstukken en blijven hier verder buiten beschouwing.

DVK komt tot een totaal van 97.000 scheepsbewegingen voor de beroepsvaart (inclusief de marine), waarvan er 44.000 naar de Noordzee gaan. In de inventarisatie van DVK ontbreken cijfers over veerboten. Die cijfers en de seizoensvariatie daarin zijn toegevoegd aan de hand van de huidige dienstregeling.

Vooraf bij de visserij en de recreatievaart zijn de verschillen in intensiteit in scheepvaartbewegingen per seizoen groot (zie hiervoor hoofdstukken 5 en 8). Verwacht mag worden dat dat voor de beroepsvaart in veel mindere mate geldt. Daarom wordt voor de beroepsvaart gewerkt met een gelijkblijvende intensiteit over het jaar.



Tabel 3.1 Passages van belangrijkste havenmonden en goederenstroom

|  | Emden | Delf-<br>zijl | Eems-<br>haven | Lau-<br>wers-<br>oog | Har-<br>lingen | Korn-<br>wer-<br>der-<br>zand | Den<br>Oever | Den<br>Helder | Ter-<br>schel-<br>ling |
|--|-------|---------------|----------------|----------------------|----------------|-------------------------------|--------------|---------------|------------------------|
| in 1980:   |       |               |                |                      |                |                               |              |               |                        |
| zeevaart   | 5359  | 2371          | 407            | 16                   | 1574           | 399                           | -            | 2300*         | 29                     |
| marine   | 420   | 12            | -              | 2                    | 6              | -                             | -            | 1952          | 13                     |
| binnenvaart  | 5412  | 2945          | 3185           | 1852                 | 8010           | 5285                          | 1867         | 9096*         | 201                    |
| overheid   | 2000  | 1395          | -              | 800                  | 6000           | 300                           | 1000         | 3500          | 1276                   |
|  | ----- | -----         | -----          | -----                | -----          | -----                         | -----        | -----         | -----                  |
| subtotaal  | 13200 | 6700          | 3600           | 2700                 | 15600          | 6000                          | 2900         | 16800         | 1500                   |
| visserij   | 100   | 4800          | -              | 9900                 | 5892           | 4800                          | 6000         | 12700         | 1533                   |
| recreatie  | 3000  | 4647          | -              | 8197                 | 8220           | 17754                         | 8598         | 10888*        | 5702                   |
| veerdienst   | 2200  | -             | -              | 4600                 | 6446           | -                             | -            | 16000         | 2252                   |
|  | ----- | -----         | -----          | -----                | -----          | -----                         | -----        | -----         | -----                  |
| totaal   | 18500 | 16200         | 3600           | 25400                | 36100          | 28500                         | 17500        | 56400         | 11000                  |
| in 1989:   |       |               |                |                      |                |                               |              |               |                        |
| beroepsvaart   |       |               |                | 2844                 | 17668          | 4318                          | 7742         | 32928         | 7168                   |
| visserij   |       |               |                | 5088                 | 11796          | 3878                          | 8498         | 8298          | 4676                   |
| recreatie  |       |               |                | 25604                | 23300          | 37010                         | 19706        | 18698         | 29902                  |
| veerdienst   |       |               |                |                      |                |                               |              |               |                        |
| - zomer**  |       |               |                | 2366                 | 2426           | -                             | -            | 6725          | 1213                   |
| - winter   |       |               |                | 1170                 | 1214           | -                             | -            | 4819          | 607                    |
|  |       |               |                | -----                | -----          | -----                         | -----        | -----         | -----                  |
| totaal   |       |               |                | 37100                | 56400          | 45200                         | 35900        | 71500         | 43600                  |
| goederen-over-<br>slag in 1980 in<br>10 <sup>6</sup> ton | 7,1   | 2,4           | 0,2            | 0,02                 | 0,5            | 0,5                           | 0,3          | 0,5           | 0,1                    |

\* Gegevens uit 1985

\*\* In deze studie loopt het zomerseizoen van 1 maart tot 1 oktober

Bron: Wadatlas (RWS, 1989), DVK (1992)

DVK heeft de scheepvaartbewegingen van de beroepsvaart in 1989 toebedeeld aan de belangrijkste scheepvaartroutes op de Waddenzee. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen veerdiensten en overige beroepsvaart. De ligging van de routes is afkomstig uit het WAD-GIS-systeem, een Geografisch Informatie Systeem op basis van ARC/INFO (verkregen van Y. Zijlstra van RWS-Dir. Noord-Nederland). DVK heeft de vaarbewegingen, waarbij het vertrek en de aankomst in dezelfde haven lagen (tochten naar het wad en terug) niet toebedeeld aan specifieke routes. Deze tochten maken circa 40% uit van het totaal aan vaarbewegingen van de beroepsvaart en kunnen daarom niet worden verwaarloosd. Min of meer arbitrair is aangenomen, dat deze 40% van de vaarbewegingen bestonden uit rondvaarten over de Waddenzee via de belangrijkste routes. Op basis daarvan zijn deze vaarbewegingen toebedeeld aan de routes.

De betrouwbaarheid van de aldus bepaalde scheepsintensiteit op de Waddenzee is minder groot dan voor de scheepvaart op de Noordzee. Daarom wordt de marge in het aantal scheepskilometers op de Waddenzee geschat op 10% zowel naar boven als naar beneden, wat leidt tot een onzekerheidsmarge van 90 - 110%.

### 3.2.2 Ankeren/stilliggen

#### *Noordzee*

Ankergebieden en gebieden waar schepen stilliggen op de Noordzee zijn vastgesteld in het kader van MANS. De gegevens over de lokaties en het gemiddelde aantal aanwezige schepen onderscheiden naar scheepstype zijn opgenomen in het MANS-scheepvaartmodel en toegeleverd door Wijffels (1993).

De bijdrage van stilliggende en ankerende schepen aan verstoringen op de Noordzee is gering vergeleken met die bij het varen. Daarom wordt mede met het oog op de eenvoud in de berekeningen, de onzekerheidsmarge in het aantal stilliggende en ankerende schepen gelijk gesteld aan die in het aantal scheepskilometers bij het varen (95 - 105%).

#### *Waddenzee*

In het Nederlandse deel van de Waddenzee liggen geen grote havens en is weinig behoefte aan lokaties om te ankeren en stil te liggen. Daarom kan ankeren en stilliggen in de Waddenzee - althans als het om de beroepsvaart gaat - buiten beschouwing blijven.

### 3.2.3 Baggeren

#### *Noordzee*

Op de Noordzee wordt gebaggerd om de toegangsgeulen naar de havens van Rotterdam (Maas-en Eurogeul) en Amsterdam (IJgeul) op diepte te houden. Het baggeren op zee wordt zoveel mogelijk gecombineerd met de winning van zand. De korrelgrootteverdeling is bepalend voor de fractie die als zand kan worden verkocht. Het fijne slib wordt weer in zee gestort, tenzij het verontreinigd is. Tabel 3.2 geeft een overzicht van de hoeveelheden slib, die in 1990 in de Noordzee zijn weggebaggerd. Voor de winning van zand wordt verwezen naar tabel 6.3.

Het onderhoud van de Maasgeul vindt hoofdzakelijk plaats tussen 0 en 3 km vanuit de kust waarvan circa 90% tussen 0 en 1 km. Van de jaarlijks in de Maasgeul gebaggerde hoeveelheid slib van 1,8 miljoen m<sup>3</sup> wordt circa 1,6 miljoen m<sup>3</sup> via de bodemkleppen gelost op Loswal Noord en circa 0,2 miljoen m<sup>3</sup> uit het zuidelijk talud van de Maasgeul via de walpersinstallatie opgespoten op het strand van Hoek van Holland (schriftelijke mededeling A. Visser, RWS Directie Noordzee, 1993).

Het onderhoudsbaggerwerk in de IJgeul vindt voornamelijk plaats tussen 0 en 3 km vanuit de kust aan de zuidzijde van de vaargeul. De gebaggerde specie wordt gelost op het slibstort ten Noorden van de IJgeul (schriftelijke mededeling A. Visser, RWS Directie Noordzee, 1993).



Tabel 3.2      Overzicht baggerwerkzaamheden op de Noordzee in 1990

| Lokatie          | Hoeveelheid bagger<br>(miljoen m <sup>3</sup> ) |
|------------------|---|
| Maasgeul: 0-1 km | 1,6   |
| 2-3 km           | 0,2   |
|                  | -----   |
| totaal           | 1,8   |
| IJgeul 0-3 km    | 0,1   |

Voorts wordt in de havens langs de Noordzee gebaggerd. Het baggeren als zodanig in havens leidt niet tot directe verstoringen op zee en behoeft daarom geen aandacht. Het dumpen van baggerspecie uit havens op de Noordzee leidt wel tot verstoringen, maar dit aspect komt aan de orde bij de inbreng van stoffen (hoofdstuk 9).

De onzekerheidsmarge in het baggervolume wordt geschat op 75 - 125%.

#### *Waddenzee*

Ook op de Waddenzee wordt onderhoudsbaggerwerk gepleegd aan vaargeulen en havens. Net als voor de Noordzee blijft baggeren in havens langs de Waddenzee buiten beschouwing, omdat dat niet tot verstoringen op zee leidt. De gebaggerde specie wordt op bepaalde stortlokaties in de Waddenzee gestort (RWS, 1989). Gegevens over de lokaties en de hoeveelheden baggerspecie zijn verstrekt door RWS (zie tabel 3.3). In tabel 3.3 zijn ook de hoeveelheden aangegeven, die in de Duitse vaargeulen in de Eems-Dollard (buiten het RAM-gebied) worden gebaggerd.

In 1930 werd in de Waddenzee minder gebaggerd dan nu. De omvang van het baggerwerk met inbegrip van de havens bleef beperkt tot ruim 4 miljoen m<sup>3</sup>/jaar. Later is de omvang van het baggerwerk toegenomen en bereikte in 1973 inclusief de havens een piek met ongeveer 18 miljoen m<sup>3</sup>/jaar (de Jonge, 1983). Daarna is de omvang van het baggerwerk weer afgenomen.

Baggerwerkzaamheden vinden in principe gedurende het gehele jaar plaats.

Tabel 3.3 Gemiddelde omvang baggerwerkzaamheden op de Waddenzee

| lokatie                              | hoeveelheid slib<br>(miljoen m <sup>3</sup> /jaar) |
|--------------------------------------|--|
| vaargeulen Eems-Dollard:             |  |
| - Nederlandse vaargeul (Paapsandsüd) | 0,04   |
| - Duitse vaargeulen                  | 7  |
|                                      | -----  |
| totaal                               | 7  |
| vaargeulen oostelijke Waddenzee:     |  |
| - toegangseulen Schiermonnikoog      | 0,025  |
| - toegangseul Lauwersoog             | 0,005  |
|                                      | -----  |
| totaal                               | 0,03   |
| vaargeulen westelijke Waddenzee:     |  |
| - toegangseulen Vlieland             | 0,01   |
| - toegangseulen Terschelling         | 0,025  |
| - toegangseulen Ameland              | 0,113  |
| - toegangseul Harlingen (Pollendam)  | 0,05   |
| - geul langs afsluitdijk (Boontjes)  | 0,015  |
| - toegang Kornwerderzand             | 0,125  |
| - toegang havens Texel               | 0,075  |
| - toegangseulen Den Oever            | 0,025  |
|                                      | -----  |
| totaal                               | 0,44   |

Bron: persoonlijke communicatie J.J. Huizing en J.H. de Reus (RWS, Dir. Noord Nederland, 1993/1994);  
 persoonlijke communicatie N. Malkog (RWS, Dir. NH, 1994), RWS (1991)

Net als voor de Noordzee wordt de onzekerheidsmarge in het baggervolume geschat op 75 - 125%.

### 3.3 Potentiële blootstellingen

#### 3.3.1 Verontreiniging

##### Varen

Varen draagt bij aan de potentiële blootstelling van de Noordzee en Waddenzee met olie (lozing van bilgewater en sludge en van ballast- en waswater van tankers), met benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (beide als bestanddeel van olielozing, emissie van uitlaatgassen en vervolgens depositie op zee), koper en tributyltin (TBT) (beide door uitloging van aangroeiwerende verf) en zink (uit zink-anodes). Zeeschepen worden vrijwel niet geteerd, dus hoeft geen rekening te worden gehouden met emissie van BaP en fluorantheen uit op de scheepshuid aangebrachte teerlagen. Met uitlaatgassen worden ook zware metalen geëmitteerd. Uitgezonderd nikkel en vanadium zijn de hoeveelheden klein en kunnen deze emissies worden verwaarloosd (Wulffraat en Evers, 1993). Vanadium wordt in de RAM-studie niet doorgerekend en bij nikkel wordt niet naar de emissiebronnen gekeken.



De emissies van bovenstaande stoffen zijn onder meer afhankelijk van scheepstype en -grootte, van de vaarsnelheid en van de kwaliteit van de olie. Met het in MANS-kader ontwikkelde scheepvaartmodel zijn de emissies per stof berekend per nautische mijl en geaggregeerd naar gridcellen van 8x8 km op de Noordzee (Wijffels, 1993). Voor de beroepsvaart op de Waddenzee zijn emissiecijfers afgeleid uit de emissiecijfers voor de beroepsvaart op de Noordzee. Daartoe is uitgegaan van de gemiddelde emissie van schepen van 1000 tot 1600 ton uit het MANS-scheepvaartmodel. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de gehanteerde emissiecijfers voor de scheepvaart.

Op basis van de scheepvaartintensiteiten van de beroepsvaart op de scheepvaartroutes op de Waddenzee (zie par. 3.2.1) en de emissiecijfers uit tabel 3.4 zijn de emissies op de Waddenzee berekend.

#### *Emissies naar lucht*

Met uitlaatgassen van schepen worden PAK's en PCB's geëmitteerd naar de lucht. Het MANS-scheepvaartmodel bevat gegevens over de emissie van deze stoffen gespecificeerd naar scheepstype en -grootte. Daarmee is de emissie op de Noordzee berekend. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de emissie per kilometer als gemiddelde over alle schepen en over alle kilometers op de Noordzee. Voor de Waddenzee is uitgegaan van de gemiddelde emissie van schepen van 1000 tot 1600 ton uit het MANS-scheepvaartmodel (zie tabel 3.4). Het gehalte aan BaP, Flu en PCB-153 in de emissies is geschat aan de hand van literatuur (Compaan en Laane, 1992; Wulffraat en Evers, 1993).

Van de emissies naar de lucht komt niet alles via atmosferische depositie ter plaatse in zee. Gassen worden verder verspreid in de lucht dan aan stofdeeltjes gebonden stoffen als PAK's. Geëmitteerde stofdeeltjes slaan voor het grootste deel binnen een klein gebied op het zeewater neer. Aangenomen wordt dat de geëmitteerde PAK's en PCB's voor 100% in het zeewater terecht komen. Deze belasting wordt volledig toegerekend aan de scheepvaartroutes. Dit is te beschouwen als een worst case benadering.

Tabel 3.4 Gemiddelde emissie van eutrofiërende stoffen en microverontreinigingen bij varen per schip op de Noordzee en de Waddenzee

| emissiewijze                    | stof             | gemiddelde emissie op Noordzee (g/km) | gemiddelde emissie op Waddenzee (g/km) | opmerkingen   |
|---------------------------------|------------------|---------------------------------------|--|---|
| naar lucht                      | NO <sub>x</sub>  | 730                                   | 500                                    | aanname: 40% komt in zee terecht  |
|                                 | PAK              | -                                     | $9 \times 10^{-7}$                     | aannames: 100% komt in zee terecht<br>aandeel BaP gemiddeld 0,1 %<br>aandeel Flu gemiddeld 13 % |
|                                 | PCB              | -                                     | $5 \times 10^{-10}$                    | aannames: 100% komt in zee terecht<br>aandeel PCB-153 gemiddeld 7 %                             |
| direct in water                 | koper            | 1,5                                   | 0,2                                    |   |
|                                 | zink             | 0,7 <sup>1</sup>                      | 0,03                                   |   |
|                                 | TBT              | 0,6                                   | 0,09                                   |   |
| lozing met bilge-olie en sludge | olie             | 1500                                  | 110                                    | aanname: lozing op zee gemiddeld 42 %   |
|                                 | BaP <sup>2</sup> | 0,025                                 | 0,005                                  | aanname: idem   |
|                                 | Flu <sup>2</sup> | 0,15                                  | 0,03                                   | aanname: idem   |

<sup>1</sup> Het scheepvaartmodel van MANS bevat geen emissiegegevens voor zink. Voor de Noordzee wordt de gemiddelde zinkemissie geschat op 0,7 g/km per schip.

<sup>2</sup> Het scheepvaartmodel van MANS bevat geen gegevens over de emissies van benzoapyreen en fluorantheen wel over de emissie van olie. Aan de hand van de olie-emissies en een aangenomen gehalte van 44 mg/kg BaP en 240 mg/gk fluorantheen in de geëmitteerde olie zijn de emissies van deze stoffen berekend.

Bron: Wijffels (1993), RIZA (1993), Compaan en Laane (1992), Wulffraat en Evers (1993)

#### *Emissies direct naar het water*

Koper en tributyltin (TBT) logen uit vanuit aangroeiwerende verven en komen direct in het zeewater terecht. De koperemissies op de Noordzee zijn berekend met het MANS-scheepvaartmodel. Dit model bevat gegevens over de emissies gespecificeerd naar scheepstype en -grootte. Voor de Waddenzee is voor koper en TBT uitgegaan van de gemiddelde emissie van schepen van 1000 tot 1600 ton uit het MANS-scheepvaartmodel. De gemiddelde emissiecijfers zijn weergegeven in tabel 3.4.

Het scheepvaartmodel van MANS bevat overigens geen cijfers over de emissie van TBT, wel over tin als zodanig. Ervan uitgaande dat 92% van het tin aanwezig is als TBT (Evers e.a., 1993) kan worden berekend, dat een emissie van 1 g tin overeenkomt met 2,2 g TBT. De overige 8% is trifenylytin. De factor 2,2 is gebruikt om de emissies van TBT van de beroepsvaart te berekenen met het MANS-scheepvaartmodel.



Evers e.a (1993) schat de marge in de emissie van TBT per m<sup>2</sup> scheepshuid op 10%. Daarnaast rekening houdend met een marge in het gemiddelde uitlogend oppervlak van schepen van eveneens 10% en een marge in het aantal scheepvaartkilometers (5% voor de Noordzee en 10% voor de Waddenzee) wordt voor de TBT-emissie met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge berekend van 85 - 115% voor de Noordzee en 80 - 120% voor de Waddenzee. Het verschil in onzekerheidsmarge tussen de Noordzee en Waddenzee is klein, daarom wordt voor beide gebieden met eenzelfde onzekerheidsmarge van 80 - 120% gerekend. Voor koper wordt met dezelfde onzekerheidsmarge gerekend.

Schepen gebruiken aluminium of zink-anodes om corrosie van de schroef en dergelijke te voorkomen. Bij de kathodische bescherming met zink gaat zink in oplossing en geraakt in zee. Geschat wordt dat 75% van de beroepsvaart op zee zinkanodes gebruikt en dat het zinkverbruik van deze schepen op zee circa 90 kg per schip per jaar bedraagt (RIZA, 1993). Op basis van deze cijfers en een gemiddelde vaarafstand van de grote zeevaart van circa 100.000 km per schip per jaar wordt de gemiddelde emissie per schip op de Noordzee berekend op 0,7 g/km. Op de Waddenzee wordt gemiddeld met kleinere schepen gevaren, terwijl mag worden aangenomen dat het percentage schepen dat beschermd wordt met zinkanodes aanmerkelijk kleiner is dan bij de grote zeevaart. Ter illustratie: volgens schatting heeft 10% van de binnenvaartschepen een zinkanode met een zinkverbruik van circa 25 kg per jaar (RIZA, 1993). Op basis daarvan is de zinkemissie op de Waddenzee geschat op gemiddeld 0,03 g/km per schip. Tabel 3.5 geeft totaalcijfers voor de emissie door de scheepvaart op de Waddenzee en Noordzee.

Tabel 3.5 Totale emissies van stoffen naar de Noordzee<sup>1</sup> en de Waddenzee<sup>2</sup> door de scheepvaart en onzekerheidsmarges in de stofvrachten

| stof             | emissie op de Noordzee<br>(ton/jaar) | emissie op de Waddenzee<br>(ton/jaar) | onzekerheidsmarge in<br>emissie |
|------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|
| olie             | 28.500                               | 10                                    | 60 - 140%                       |
| BaP <sup>3</sup> | 0,5                                  | 0,0005                                | 20 - 180%                       |
| Flu <sup>3</sup> | 2,9                                  | 0,003                                 | 20 - 180%                       |
| NO <sub>x</sub>  | 14.000                               | 16                                    | 40 - 160%                       |
| TBT              | 11                                   | 0,017                                 | 80 - 120%                       |
| koper            | 29                                   | 0,038                                 | 80 - 120%                       |
| zink             | 13                                   | 0,006                                 | 40 - 160%                       |

<sup>1</sup> Voor een totaal van circa 19 miljoen km per jaar.

<sup>2</sup> Voor een totaal van circa 185.000 km per jaar.

<sup>3</sup> Stofemissies zijn positief gecorreleerd.

Uitgaande van een marge van 20% in de zinkemissie van een met een zinkanode uitgerust schip en een marge van 50% in het aandeel van de schepen, dat met een zinkanode is uitgerust, en de marge in het aantal scheepvaartkilometers (5 tot 10%) wordt voor de zinkemissie op dezelfde wijze als bovenstaand voor TBT een onzekerheidsmarge berekend van 40 - 160%.



### *Emissies met lozing van bilge-olie en sludge*

Olie wordt van schepen geloosd met bilgewater, met sludge en met ballast- en waswater van tankers. Bilgewater ontstaat in de machinekamer onder meer als gevolg van lekkage en bevat 10 - 20% olie (voornamelijk smeer- en stookolie). Restanten uit tanks met brandstof en smeeren stookolie met verontreinigingen wordt sludge genoemd en bevat circa 50% olie. Waswater van olietankers bevat ruwe olie. Dat geldt ook voor ballastwater dat in contact komt met ruwe olie in een tanker (Wijffels, 1993).

Wijffels (1993) geeft cijfers voor aan boord van schepen geproduceerde hoeveelheden afvalolie met bilgewater en sludge. Niet bekend is hoeveel van de geproduceerde olie wordt afgegeven aan land (havenontvangstinstallaties) of buiten de Noordzee wordt geloosd en hoeveel daadwerkelijk (legaal of illegaal en al dan niet na scheiding van olie en water) op de Noordzee wordt geloosd. Op basis van de gegevens van Wijffels (1993) wordt de aan boord van schepen geproduceerde hoeveelheid olie voor de gehele Noordzee berekend op 68500 ton per jaar.

Uit waarnemingen boven zee heeft DNZ de lozing van olie door de scheepvaart op het NCP in 1987 geschat op 3300 ton per jaar, waaruit door extrapolatie voor de Noordzee een waarde wordt verkregen van 18000 ton per jaar (Wijffels, 1993). Daar het hier alleen om daadwerkelijk waargenomen lozingen van de scheepvaart gaat, is de werkelijke omvang van de lozing waarschijnlijk groter. Wulffraat e.a (1993) schatten de lozing van olie op de Noordzee op basis van oudere berekeningen op 39000 ton per jaar. In dit laatste cijfer is rekening gehouden met illegale lozingen. Waarschijnlijk is de schatting van 39000 ton per jaar te hoog voor de huidige situatie. Met name de lozing van olie met ballastwater van tankers op de Noordzee zal zijn verminderd. Olie afkomstig van velden op de Noordzee wordt tegenwoordig voornamelijk per pijpleiding aan land gebracht en voorts wordt bij tankers meer en meer gebruik gemaakt van het "load on top" systeem en gescheiden ballasttanks, waarbij de lozing van olie met ballastwater sterk wordt beperkt of zelfs geheel verdwijnt. Voorts hebben tankers, die olie aanvoeren vanuit andere (verre) gebieden, buiten de Noordzee voldoende ruimte om (onopvallend) te lozen. Ten behoeve van RAM worden beide voorgaande schattingen gemiddeld met als resultaat een geschatte lozing van olie op de Noordzee van 28500 ton per jaar. Dat betekent dat van de aan boord van schepen geproduceerde hoeveelheid olie (bilgewater en sludge), die wordt berekend op 68500 ton per jaar, 42% wordt geloosd. Dit percentage is aangehouden voor de emissie- en verspreidingsberekeningen. Op grond van de bovenstaande onder- en bovengrenzen wordt voor de olie-emissie gerekend met een onzekerheidsmarge van 60 - 140%.

### *Olievlekken*

Olie wordt als regel in het kielzog van het schip geloosd. Of en in welke mate daaruit olie-vlekken ontstaan en hoe lang deze blijven bestaan is onder meer afhankelijk van:

- de geloosde hoeveelheid per km;
- de druppelgrootteverdeling (hangt samen met de energiedissipatie in het kielzog van het schip);
- de samenstelling van de olie (onder meer het dichtheidsverschil met zeewater);
- de ruwheid van het water (stroming, wind).



In 1989 zijn in totaal 577 olievlekken waargenomen op het zuidelijke deel van het NCP (RWS, 1991). De betreffende vlekken worden toegeschreven aan illegale lozingen van de scheepvaart en offshore met in totaal een omvang van 9000 ton olie. De grootte en dikte van de olievlekken en daarmee samenhangend de levensduur van de vlekken is niet bekend en vanwege het illegale karakter is dat ook niet te achterhalen. Daarom vindt de uitwerking van de vorming van olievlekken als gevolg van lozingen van de scheepvaart niet langs deze weg plaats, maar is voor een andere meer pragmatische aanpak gekozen.

Voor de effectberekening ten behoeve van RAM is uitgegaan van een dikte van de olielaag van 0,3 mm. Dunnere olielagen zijn weliswaar nog wel zichtbaar (in de vorm van regenboogkleuren tot zilverkleurig bij een dikte van circa  $10^{-3}$  mm), maar lagen dunner dan 0,3 mm geven weinig effect te zien. In de praktijk blijkt een olielaag aan het oppervlak bij rustig weer (windkracht 4 á 5) na circa 12 uur te zijn verdwenen (persoonlijke communicatie G.A.L. Delvigne, WL, 1993). Op basis van een dikte van de vlek van 0,3 mm en een dichtheid van olie van  $0,8 \text{ g/cm}^3$  wordt een maximale olievlek berekend van  $4,2 \text{ m}^2$  per kg olie. Ten behoeve van de berekeningen wordt voorts uitgegaan van een gemiddelde opdrijving van 50% (betrouwbaarheidsinterval 20 - 80%) van de olie (de rest van de olie verdwijnt in de lucht en komt in de waterkolom), een gemiddelde levensduur van de vlek van 12 uur (betrouwbaarheidsinterval 2 - 12 uur) en een gemiddelde omvang van de vlek tijdens deze 12 uur van de helft (betrouwbaarheidsinterval 40 - 60%) van de maximale omvang. Dat geeft gemiddeld een olievlek van circa  $0,5 \text{ m}^2$  per kg geloosde olie per dag. Dit cijfer is te beschouwen als een soort worst case. In theorie kan het oppervlak onder extreme omstandigheden (zeer rustig weer en bijna 100% opdrijving) nog groter worden, maar in de praktijk zal de vlek onder invloed van het weer en energiedissipatie kleiner zijn of zelfs in het geheel niet ontstaan.

Op basis van bovenstaande betrouwbaarheidsintervallen en rekening houdend met de marge in het aantal scheepvaartkilometers (5% voor de Noordzee en 10% voor de Waddenzee) alsmede de marge van 40% in de olie-emissie wordt met formules (1) en (3) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge berekend van 5 - 170% in de gemiddelde vlek van  $0,5 \text{ m}^2$  per kg geloosde olie.

Het scheepvaartmodel van MANS geeft als uitkomsten de olie-emissie van de scheepvaart per dag per gridcel van  $8 \times 8 \text{ km}$  op de Noordzee. In combinatie met een gemiddelde vlek grootte van  $0,5 \text{ m}^2$  per kg olie per dag is het oppervlak aan oliefilm per gridcel berekend. Voor de Waddenzee is een soortgelijke berekening uitgevoerd aan de hand van de verzamelde gegevens over scheepvaartintensiteiten en de gemiddelde olie-emissie (zie tabel 3.4).

Opgemerkt wordt dat een deel van de olie op de zeebodem terecht komt (schriftelijke mededeling van W. Zevenboom, Directie Noordzee, 1994). Ten tijde van de gegevensverzameling was nog geen informatie beschikbaar over de omvang van de verontreiniging van de zeebodem en daarom is dit niet gekwantificeerd.



### *Emissie van PAK's*

In zee geloosde olie bevat PAK's, waaronder benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu). Het gehalte van deze stoffen in olie varieert met de soort olie en de mate van verwerking (raffinage). Compaan en Laane (1992) geven voor ruwe olie gehalten van 1,5 mg/kg voor BaP en 4,0 mg/kg voor fluorantheen. In dieselolie worden gehalten aan fluorantheen gemeten van 37 mg/kg, terwijl het gehalte aan BaP ongeveer gelijk is aan dat van ruwe olie, en in zware stookolie kunnen de gehalten oplopen tot 44 mg/kg voor BaP en 240 mg/kg voor fluorantheen.

Bilgewater en sludge bevatten voornamelijk smeerolie en zware stookolie. Daarmee rekening houdend is bij het samenstellen van tabel 3.4 gewerkt met de hoge gehalten aan BaP en fluorantheen, zoals die voor zware stookolie gelden. Uit het bovenstaande blijkt, dat de marge in deze gehalten aanzienlijk is. Deze marge wordt geschat op 75% zowel naar boven als naar beneden. In combinatie met de marge in de olie-emissie van 40% wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de emissie van BaP en fluorantheen berekend van 20 - 180%.

De onzekerheidsmarges in de emissies van BaP en fluorantheen worden vooral bepaald door de onzekerheid met betrekking tot de samenstelling van de geloosde olie en in veel mindere mate door de onzekerheidsmarge in de olie-emissie. Daarom wordt aangenomen dat de onzekerheidsmarges in de emissie van olie enerzijds en BaP en fluorantheen anderzijds onafhankelijk van elkaar zijn. Wel is sprake van een duidelijke positieve correlatie tussen de onzekerheidsmarges in de emissie van BaP en fluorantheen.

Uit tabel 3.4 blijkt, dat de emissies van BaP en fluorantheen met uitlaatgassen een orde van grootte kleiner zijn dan met de lozing van bilge-olie en sludge. De emissies van deze PAK's naar de lucht worden daarom verwaarloosd. De emissie van PCB-153 naar de lucht is zeer klein en wordt eveneens verwaarloosd.

Tabel 3.5 geeft een overzicht van de totale emissies naar de Noordzee en de Waddenzee alsmede van de onzekerheidsmarges in deze emissies.

### *Ankeren en stilliggen*

De verontreiniging van de Noordzee en Waddenzee door ankeren en stilliggen heeft betrekking op uitloging van de stoffen koper en TBT uit aangroeiwerende verven en emissie van zink uit zink-anodes.

Tinverbindingen worden op zeeschepen voor de beroepsvaart voornamelijk gebruikt in de vorm van zelfslijpende verven. Kenmerk van zelfslijpende verven is dat de actieve bestanddelen vooral worden afgegeven tijdens het varen als gevolg van een slijtageproces. Tijdens stilliggen geven dit soort aangroeiwerende verven aanmerkelijk minder (een factor 4 á 5 minder) actieve stoffen af (Evers e.a., 1993). Uit de gemiddelde emissie per km voor de beroepsvaart op zee en de gemiddelde vaarsnelheid van schepen op zee (gegevens uit MANS-scheepvaartmodel) kan de TBT-emissie tijdens stilliggen worden geschat. Uitgaande van een gemiddeld schip van 10000 tot 30000 ton op de Noordzee geeft dat een waarde van circa 50 g/etmaal per schip. Op deze wijze geschat komt de bijdrage van ankeren en stilliggen uit op 6% van de totaal scheepvaartemissie op de Noordzee van 11 ton/jaar (zie tabel 3.5).



Koper wordt in tegenstelling tot TBT juist in conventionele verven gebruikt, met als kenmerk dat de uitloging van actieve bestanddelen in belangrijke mate doorgaat tijdens het stilliggen. Wel is de uitloogsnelheid tijdens stilliggen een factor 1,8 lager dan bij varen (Slooff e.a., 1987). Op dezelfde wijze als voor TBT is hieruit de koperemissie tijdens stilliggen bepaald. Deze komt voor de Noordzee uit op circa 300 g/etmaal per schip ofwel op 13 % van de totale emissie van de scheepvaart op de Noordzee (zie tabel 3.5).

De zinkemissie uit anodes van schepen wordt bepaald door de electrostatische oplading van schepen. Deze is tijdens varen en stilliggen gelijk. Op basis van bovenstaande gegevens over zinkemissie van schepen op de Noordzee (gemiddeld 75 % van het aantal schepen met een emissie van circa 90 kg per schip per jaar) kan berekend worden dat de zinkemissie op de Noordzee tijdens stilliggen gemiddeld ongeveer 200 g/etmaal per schip bedraagt. Dit resulteert in een bijdrage van 19 % aan de totale emissie van de scheepvaart op de Noordzee (zie tabel 3.5).

De onzekerheidsmarges in de emissies van TBT, koper en zink tijdens het stilliggen zijn gelijk aan die bij het varen (zie tabel 3.5).

### ***Baggeren***

Tramontana en Bohlen (1984) maken melding van een studie naar de effecten van baggeren op de waterkolom van de Thames Estuary in Connecticut, USA. De concentraties in de waterkolom van opgelost fosfaat, ammonium, silicaten, mangaan en koper waren tot 2 tot 9 maal hoger dan de concentratie vóór de baggeractiviteiten. Echter binnen 180 meter in stroomafwaartse richting waren deze concentraties reeds tot de oorspronkelijke concentratie afgenomen. Gesuspenderde stofdeeltjes behielden tot 100 maal de oorspronkelijke concentraties dichtbij de baggeractiviteit en waren binnen 700 meter stroomafwaarts weer afgenomen tot de beginconcentratie.

Baggeren leidt dus lokaal tot een aanzienlijke verhoging van het gehalte gesuspenderde deeltjes en de daaraan gebonden verontreinigingen. Zware stormen hebben overigens eenzelfde effect maar dan over een veel groter oppervlak (Tramontana en Bohlen, 1984).

Alleen wanneer gesuspenderde deeltjes, die als gevolg van baggeren in de waterfase komen, lang in het water blijven zweven is mogelijk een effect te verwachten door resuspensie van toxische stoffen. Maar ook dan nog is het effect op de concentratie in de waterfase alleen significant als het gehalte aan stoffen in het opgewervelde slib duidelijk hoger is dan overeenkomt met de (evenwichts)concentratie in de waterfase. In gebieden waar regelmatig gebaggerd wordt zal dat meestal niet het geval zijn en is dan ook geen sprake van emissie van toxische stoffen naar de waterfase. Daarom is de bijdrage van baggeren aan de verontreiniging met toxische stoffen verwaarloosd.

De effecten van het storten van baggerspecie in zee worden hier niet besproken. Dat komt aan de orde bij de inbreng van stoffen (hoofdstuk 9).



### 3.3.2 Eutrofiëring

Het MANS-scheepvaartmodel bevat gegevens over de emissie van  $\text{NO}_x$  met uitlaatgassen door de scheepvaart op de Noordzee gespecificeerd naar scheepstype en -grootte (Wijffels, 1993). Daarmee is de emissie op de Noordzee berekend. Tabel 3.4 geeft een overzicht van de emissie per kilometer als gemiddelde over alle schepen en over het totaal aan gevaren kilometers op de Noordzee. Voor de Waddenzee is uitgegaan van de gemiddelde emissie van schepen van 1000 tot 1600 ton uit het MANS-scheepvaartmodel (zie tabel 3.4). Voor de Waddenzee zijn hieruit gemiddelde emissiecijfers afgeleid voor schepen van 1000 tot 1600 ton (zie tabel 3.4). Tabel 3.5 geeft de totale emissies op de Noordzee en Waddenzee alsmede een schatting van de onzekerheidsmarge in de emissies.

Gassen als  $\text{NO}_x$  worden in de lucht verspreid. Slechts een deel van deze emissie komt via atmosferische depositie ter plaatse in zee terecht. Hiervoor is een percentage van 40% aangenomen. Deze stofbelasting is vervolgens volledig toegerekend aan de scheepvaartroutes.

### 3.3.3 Mechanische verstoring

De verhoging van de concentratie aan zwevend stof bij baggeren is van tijdelijke aard, want in de waterkolom gesuspenderde deeltjes blijken snel uit te zakken. De grofste deeltjes zijn reeds na een half uur uitgezakt en de zeer fijne fractie doet er tot 5 uur over (persoonlijke mededeling F. Hallie, Directie Noordzee, 1993).

De verhoging van de concentratie zwevend stof wordt in het kader van dit project uitgedrukt in het aantal dagen dat de grenswaarde van 200 mg/l wordt overschreden (afgeleid uit Essink en Bos, 1985). Een tweede grenswaarde, die in de onderhavige studie gehanteerd wordt, is een zwevende stof concentratie van 500 mg/l. Voor beide concentraties geldt de concentratie in de onderste meter van de waterkolom uitgesplitst naar zomer- en winterseizoenen. Aangezien baggeren in principe continu over het jaar plaatsvindt is geen onderscheid naar seizoenen gemaakt.

Het oppervlak, waarvoor een overschrijding van de 200 mg/l norm te verwachten is, hangt af van stromings- en verdunningssnelheden, de bezinksnelheid en de duur van de winning. Op grond van metingen in de Waddenzee (RWS - Directie Friesland, 1981; Essink, 1986) is geschat dat verhoogde concentraties gesuspenderde stof (tot 15% hoger dan achtergrondwaarden) voor kunnen komen tot een afstand van 4 km benedenstrooms van de hopperzuiger.

Om nu een soort "worst case scenario" te definiëren voor de Waddenzee, met achtergrondconcentraties tot maximaal 100 mg/l, wordt op basis van eigen inschattingen uitgegaan van een maximaal oppervlak van 100 m breed bij 200 m (20.000 m<sup>2</sup>) stroomafwaarts van de baggeractiviteit waarbinnen tijdens het baggeren concentraties boven de grenswaarde van 200 mg/l uitkomen. Voor overschrijding van de grenswaarde van 500 mg/l wordt voor de Waddenzee een oppervlak van 5000 m<sup>2</sup> aangehouden uitgaande van een exponentiële afname in het gehalte zwevende stof. Uiteraard ziet het beïnvloede gebied er niet uit als een rechthoek maar is afhankelijk van de plaatselijke stromingen min of meer elliptisch van vorm. Bij de potentiële blootstelling zwevend stof concentratie wordt alleen gekeken naar de onderste meter van de waterkolom. Hoewel de Noordzee dieper is dan de Waddenzee wordt daarom aangenomen dat het beïnvloede gebied in de Noordzee net zo groot is als in de Waddenzee.



De fijne fractie doet er tot 5 uur over om uit te zakken (persoonlijke mededeling F. Hallie, Directie Noordzee, 1993). Daarom wordt de duur van de overschrijding van de grenswaarde van 200 mg/l na afloop van het baggeren op 5 uur gesteld. De grofste deeltjes zijn reeds na een half uur uitgezakt. De duur van de overschrijding van de grenswaarde van 500 mg/l na afloop van het baggeren zal dus aanmerkelijk korter zijn. Deze duur wordt op 1 uur gesteld.

Het onderhoudsbaggerwerk van vaargeulen op de Noordzee vindt plaats met behulp van sleephopperzuigers met een beuninhoud variërend van 6.000 tot 8.000 m<sup>3</sup> (gemiddeld circa 6.500 m<sup>3</sup>). Aangenomen wordt dat het wegbaggeren van een gemiddelde beunvracht van 6.500 m<sup>3</sup> ongeveer 1 uur duurt (schriftelijke mededeling A. Visser, RWS directie Noordzee, 1993). Voor de Waddenzee wordt een beuninhoud van 1.000 m<sup>3</sup> verondersteld waar eveneens een uur voor gebaggerd moet worden. Voorts wordt aangenomen dat een sleephopper bij het baggeren een spoor trekt met een breedte van circa 3 m en een diepte van maximaal 50 cm. De diepte is afhankelijk van de bodemgesteldheid en het type sleephopperzuiger (schriftelijke communicatie F. Hallie, Directie Noordzee, 1993). Dus bedraagt het afgegraven oppervlak bij baggeren op de Noordzee 13.000 m<sup>2</sup> en op de Waddenzee 2.000 m<sup>2</sup> per uur baggeren cq. volle beunvracht.

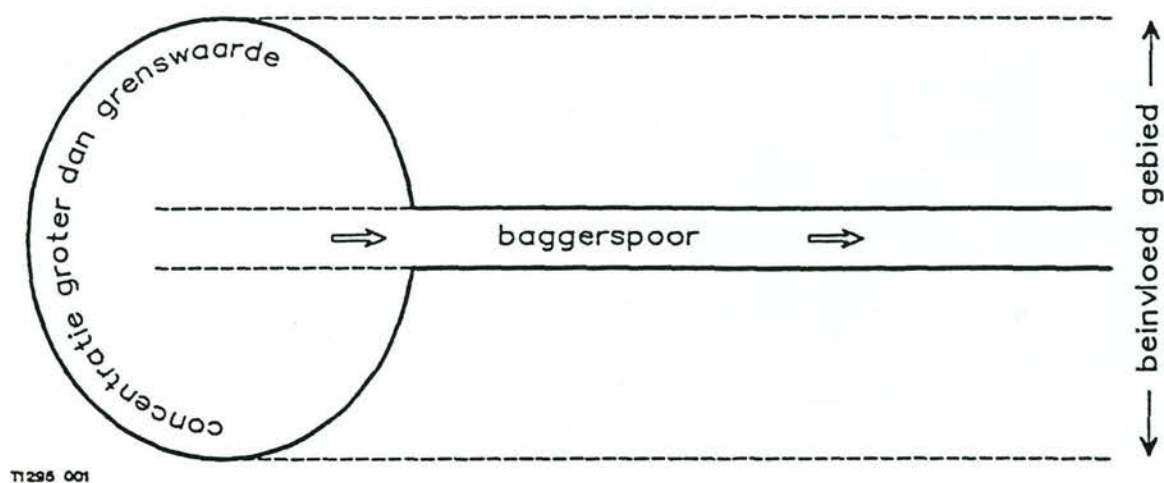
Met een spoorbreedte van 3 m bij het baggeren en een breedte van het gebied met overschrijding van de grensconcentratie van 200 mg/l van 100 tot 200 m (gemiddeld 150 m) is het beïnvloede gebied gemiddeld een factor 50 groter dan het afgegraven oppervlak (zie ook figuur 3.1). Voor een zwevend stof concentratie groter dan 500 mg/l geldt een verhoudingsgetal van 25. In tabel 3.6 zijn de verhoudingsgetallen weergegeven in beïnvloed oppervlak per m<sup>3</sup> baggerspecie. Daarbij moet worden bedacht dat 1 m<sup>2</sup> gebaggerde oppervlak overeenkomt met ½ m<sup>3</sup> baggerspecie, want er wordt immers tot een diepte van 50 cm gebaggerd.

Tabel 3.6 Verhoudingsgetallen voor bepaling van beïnvloed gebied bij baggeren

|   |     |
|---|-----|
| gebaggerd oppervlak (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie)  | 2   |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>1</sup> van 200 mg/l voor zwevend stof (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie) | 100 |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>2</sup> van 500 mg/l voor zwevend stof (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie) | 50  |

<sup>1</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur

<sup>2</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur



Figuur 3.1 Mechanische verstoring bij baggeren

Met behulp van de gegevens in tabel 3.6 en de hoeveelheid weggebaggerd slib kan berekend worden wat de omvang van de gebieden is met mechanische verstoring. De berekeningsresultaten zijn weergegeven in tabel 3.7.

Tabel 3.7 Omvang van door baggeren beïnvloede gebieden in de Noordzee en Waddenzee

| Lokatie                                  | bagger-<br>volume<br>(miljoen<br>m <sup>3</sup> /jaar) | gebag-<br>gerd<br>oppervlak<br>(km <sup>2</sup> ) | gebied <sup>1</sup> met zwevend<br>stof concentratie gro-<br>ter dan 200 mg/l<br>(km <sup>2</sup> ) | gebied <sup>2</sup> met zwevend<br>stof concentratie<br>groter dan 500 mg/l<br>(km <sup>2</sup> ) |
|--|--|---|---|---|
| Eurogeul 0-1 km                          | 1,6  | 3,2   | 160   | 80  |
| Eurogeul 2-3 km                          | 0,2  | 0,4   | 20  | 10  |
| IJgeul                                   | 0,1  | 0,2   | 10  | 5   |
| geulen Eems-Dollard <sup>3,4</sup>       | 0,04   | 0,08  | 0,4   | 0,2   |
| geulen oostelijke Waddenzee <sup>3</sup> | 0,03   | 0,06  | 3   | 1,5   |
| geulen westelijke Waddenzee <sup>3</sup> | 0,44   | 0,88  | 44  | 22  |
| totaal                                   | 2,41   | 4,82  | 237   | 119   |

<sup>1</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur

<sup>2</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur

<sup>3</sup> Voor verdeling over afzonderlijk geulen en toegangen zie tabel 3.3

<sup>4</sup> Het baggeren in de Duitse vaargeulen is buiten beschouwing gelaten



De marge in het baggervolume wordt geschat op 25% zowel naar boven als naar beneden. De verhoudingsgetallen zijn zeer ruw geschat, reden waarom wordt uitgegaan van een marge in de verhoudingsgetallen van een factor vier zowel naar boven als naar beneden. Uit een berekening met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 volgt hieruit een onzekerheidsmarge in het oppervlak met overschrijding van de grenswaarden van 20 - 400%.

### 3.3.4 Onttrekken organismen

Het totaal weggebaggerde oppervlak geeft een indicatie van de onttrokken hoeveelheden organismen als gevolg van baggeractiviteiten in de Noordzee en de Waddenzee. Deze oppervlakken zijn weergegeven in tabel 3.7.

De marge in het baggervolume wordt geschat op 25% zowel naar boven als naar beneden. Verondersteld wordt dat in de gemiddelde baggerdiepte eveneens een marge zit van 25%. Berekening met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 geeft dan een onzekerheidsmarge in het gemiddeld gebaggerde oppervlak van 60 - 140%.

### 3.3.5 Akoestische verstoring

Varen draagt bij aan de akoestische verstoring onder water. De scheepvaart produceert vooral geluid tussen de 20 en 200 Hz, met een maximale sterkte van 160-170 Db bij 40-120 Hz. Tot een afstand van circa 150 meter van het schip kan dit tot verstoringen leiden van organismen (IRA, 1991). Concrete informatie over de mate van verstoring is niet beschikbaar. Voorts wordt aangenomen, dat de effecten beperkt zijn (IRA, 1991; Schobben, 1993). Daarom wordt aan akoestische verstoring verder geen aandacht besteed.

### 3.3.6 Verandering van substraat

Het totale aantal niet begraven scheepswrakken op de continental shelf en de aangrenzende estuaria wordt voorzichtig geschat op circa 15.000 (Leewis en Waardenburg, 1991). De lokatie van veel van deze wrakken is niet bekend. Het MANS-ruimte bestand bevat de lokatie van circa 600 wrakken gelegen op de Noordzee. Het oppervlak aan hard substraat is afhankelijk van de grootte, de ligging en de mate waarin het wrak boven de zeebodem uitsteekt. Mede op basis van literatuur (Van Moorsel e.a., 1991; Leewis en Waardenburg, 1991) is voor elk wrak een gemiddeld oppervlak aan hard substraat van 3000 m<sup>2</sup> aangenomen (persoonlijke communicatie Leewis, 1993). Bij de berekening van het oppervlak aan hard substraat op het NCP zijn alleen de wrakken met een bekende lokatie meegenomen (zie figuur 3.2). Daarmee wordt voor het NCP een totaal oppervlak aan hard substraat berekend van 957.000 m<sup>2</sup>.

Het niet meenemen van wrakken met een onbekende lokatie leidt tot een onderschatting van het oppervlak aan hard substraat. Geschat wordt dat het werkelijk aanwezige aantal wrakken, dat boven de zeebodem uitsteekt, een veelvoud is van het aantal wrakken met een bekende lokatie (Leewis en Waardenburg, 1991). Hier wordt uitgegaan van een factor tien. De marge in het gemiddelde oppervlak per wrak wordt gesteld op 25% zowel naar boven als naar beneden. Met behulp van formule (1) uit paragraaf 2.7.1 valt hieruit een onzekerheidsmarge in het oppervlak aan hard substraat te berekenen van 75 - 1000%.

### 3.3.7 Visuele verstoring

Varen, ankeren en stilliggen en baggeren dragen bij aan de visuele verstoring. Deze visuele verstoring is bepaald uit de bestanden met intensiteiten van de scheepvaart op de verschillende scheepvaartroutes op de Noordzee (uitkomsten van het MANS-scheepvaartmodel) en de Waddenzee (gecorrigeerde en aangevulde DVK-bestanden).

Bij ankeren en stilliggen vormt het gemiddelde aantal schepen dat stilligt in een gebied van een GENO-cel van 8x8 km de maat voor de visuele verstoring (zie figuur 3.3). Er is gewerkt met jaargemiddelden, omdat bij de beroepsvaart geen seizoensinvloeden zijn te verwachten.

Bij varen wordt de visuele verstoring uitgedrukt in het aantal voorbijvarende schepen per km vaarroute per dag (zie figuur 3.4).

Het aantal actieve baggerschepen op de Noordzee en Waddenzee is klein vergeleken met de omvang van de beroepsvaart en kan bij het bepalen van de visuele verstoring buiten beschouwing blijven.

De onzekerheidsmarges in de visuele verstoring wordt gelijk gesteld aan die in het aantal scheepvaartkilometers (95 - 105% voor de Noordzee en 90 - 110% voor de Waddenzee, zie paragraaf 3.2.1).



## 4 Olie- en gaswinning

### 4.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie olie- en gaswinning omvat de volgende deelactiviteiten:

- a. seismisch onderzoek
- b. proefboringen
- c. aanleg, onderhoud en verwijderen van winningsinstallaties
- d. produktieboringen
- e. aanleg, onderhoud en verwijderen van pijpleidingen
- f. winning van olie en gas

Seismisch onderzoek draagt bij aan de akoestische verstoring. Bij proefboringen en ook bij produktieboringen komt boorgruis vrij, dat veelal in zee wordt geloosd. Vanwege de in het boorgruis aanwezige olie leidt dat tot verontreiniging. Voorts veroorzaakt deze lozing mechanische verstoring en draagt het boren bij aan de akoestische verstoring en de visuele verstoring. Vanwege de vergelijkbaarheid van de verstoringen worden proef- en produktieboringen samen behandeld.

Winningsinstallaties van olie en gas leveren een bijdrage aan verontreiniging door emissies tijdens het onderhoud, en aan de akoestische en visuele verstoring. Het deel van de installaties dat zich onder water bevindt draagt bij aan het oppervlak hard substraat. Leidingen in zee vormen - althans voorzover niet ingegraven - eveneens een bron van hard substraat. De aanleg en het verwijderen van leidingen gaat gepaard met akoestische verstoring.

De winning van olie en gas draagt bij aan verontreiniging door de lozing van produktiewater. Voorts vormt dit een bron van akoestische verstoring. De uitwerking van deze deelactiviteit wordt om voor de hand liggende redenen gecombineerd met die voor de deelactiviteit aanleg, onderhoud en verwijderen van winningsinstallaties.

### 4.2 Intensiteit van deelactiviteiten

Om de potentiële blootstellingen te kunnen berekenen moet eerst de intensiteit van de verschillende activiteiten worden bepaald. Op basis daarvan worden emissies en andere verstoringen berekend.

#### 4.2.1 Seismisch onderzoek

In de Waddenzee is seismisch onderzoek verricht. In totaal zijn ongeveer 10.000 explosies gemaakt, verspreid over beide delen van de Waddenzee (Mörzer Bruyns en Wolff, 1983). Het seismisch onderzoek op de Noordzee was veel omvangrijker en het aantal explosies op de Noordzee vele malen groter.

Seismisch onderzoek op zee duurt ongeveer een maand, waarvan een week daadwerkelijk geschoten wordt. In die periode wordt een gebied van zo'n 400 - 500 km<sup>2</sup> onderzocht.

Tegenwoordig gebruikt men geen explosieven meer, maar werkt men met airguns (luchtpoten) volgens een verbeterde 3-d techniek. Per keer worden in totaal 21 airguns gebruikt, die worden voortgesleept door twee surveyors. Inmiddels is het grootste deel van het NCP met de 3-d techniek onderzocht. Tot 1991 werd jaarlijks 3000 km<sup>2</sup> onderzocht en in 1992 2500 km<sup>2</sup>. Verwacht wordt dat het seismisch onderzoek na 1994 sterk zal teruglopen.

#### 4.2.2 Proef- en produktieboringen

Tot 1987 hebben in totaal 811 proef- en produktieboringen plaatsgevonden op het NCP. Het aantal proefboringen varieerde in de jaren tachtig van 26 tot 45 per jaar (gemiddeld 34). Het aantal produktieboringen lag op een wat lager niveau, van 5 tot 35 per jaar (gemiddeld 18) (DNZ, 1993).

In MANS-kader is een offshore databestand ontwikkeld met alle lokaties van proefboringen en produktieboringen op de Noordzee en Waddenzee (Wijffels, 1993). Dit bestand wordt gebruikt voor het kwantificeren van de verstoringen.

#### 4.2.3 Winningsinstallaties

Op de Waddenzee bevindt zich bij Zuidwal, vlakbij het eiland Griend, één winningsinstallatie voor gas. De rest van de winningsinstallaties op zee bevindt zich op de Noordzee. In totaal waren in 1990 57 vaste olie- en gasproduktie-installaties actief op het NCP (DNZ, 1993). Het grootste deel hiervan richt zich op de winning van gas. De winningslokaties alsmede produktiecijfers voor de installaties zijn opgenomen in het offshore-databestand van MANS.

#### 4.2.4 Pijpleidingen

De produktie-installaties op het NCP zijn onderling en met de vaste wal verbonden via pijpleidingen. In 1989 bedroeg de totale lengte van deze pijpleidingen 1100 km (DNZ, 1993). De ligging van de pijpleidingen is opgenomen in het offshore-databestand van MANS.

### 4.3 Potentiële blootstellingen

#### 4.3.1 Verontreiniging

##### *Proef- en produktieboringen*

Bij het boren in de zeebodem wordt boorspoeling gebruikt als smeermiddel voor de boor en om het boorgruis af te voeren. Bij boorspoeling wordt onderscheid gemaakt in boorspoeling op oliebasis (OBM = oil based muds) en op waterbasis (WBM = water based muds). Als boorgruis (met restanten boorspoeling) in zee wordt geloosd draagt dit lokaal bij tot verontreiniging van het zeewater en van de zeebodem.

Het boorgruis met de daaraan gehechte verontreinigingen bezinkt naar de zeebodem. De verontreinigingen kunnen tijdens het bezinken (en ook daarna) in oplossing gaan in het zeewater. In welke mate dat gebeurt verschilt per stof en is onder meer afhankelijk van de



oplosbaarheid van de betreffende stof. Zo lossen aromaten uit olie, waaronder PAK's, gemakkelijker op in water dan de in olie aanwezige alifaten. Per verontreinigende stof in het boorgruis moet worden bepaald of de stof (grotendeels) mee bezinkt met het boorgruis en dus op de zeebodem terecht komt, of dat de stof (grotendeels) in oplossing gaat. Hierover zijn geen concrete gegevens beschikbaar. Daarom is gewerkt met aannames (zie ook MER, 1990). Overigens geven Daan en Mulder (1993a) aan, dat een jaar na de lozing van WBM-boorgruis geen blijvende effecten worden waargenomen op benthische levensgemeenschappen, zelfs niet op een afstand van maar 25 meter van het voormalige lozingspunt. Bij de lozing van OBM-boorgruis worden wel effecten waargenomen op de benthische levensgemeenschappen. Acht jaar na de lozing is er tot op een afstand van 100 m in de stroomrichting nog steeds sprake van een aanzienlijk armere fauna en tot op 250 m ontbreken na 8 jaar nog enkele soorten. Vanaf 500 m kan na 8 jaar geen significant effect meer worden aangetoond (Daan en Mulder, 1993b).

### Olie

De belasting van het NCP met olie door de lozing van boorgruis is de laatste jaren sterk afgenomen (zie tabel 4.1), doordat in de Noordzee steeds meer werd overgeschakeld van boorspoeling op oliebasis naar boorspoeling op waterbasis. Sinds 1 januari 1993 mag oliehoudend boorgruis niet meer worden geloosd in de Noordzee.

Olie in boorgruis bezinkt vrijwel geheel met het boorgruis naar de zeebodem. In basisrapport 8 bij het MER (MER, 1990) wordt geschat dat maximaal 1 % van de in het boorgruis aanwezige olie in het zeewater terecht komt. En deze 1 % betreft in water oplosbare bestanddelen (aromaten waaronder PAK's). Omdat PAK's (BaP en Flu) apart worden beschouwd behoeft dus geen rekening te worden gehouden met belasting van het zeewater met olie door de lozing van oliehoudend boorgruis en evenmin met olievlekken aan het zeewateroppervlak.

Tabel 4.1 Belasting van NCP met olie als gevolg van de lozing van oliehoudend boorgruis<sup>1</sup>

| jaar | belasting met olie (ton) |
|------|--------------------------|
| 1986 | 4553                     |
| 1987 | 1838                     |
| 1988 | 825                      |
| 1989 | 593                      |
| 1990 | 284                      |

<sup>1</sup> Sinds 1 januari 1993 mag oliehoudend boorgruis niet meer worden geloosd in de Noordzee.

Bron: Wulffraat e.a. (1993)

De berekening van de verspreiding van olie met boorgruis over de zeebodem wordt in een viertal stappen berekend (Wijffels, 1993, ontleend aan MER (1990), basisrapport 8):

- bepaling van het volume aan boorgruis (af te leiden uit diameter en diepte van boorgat);
- bepaling van het percentage boorgruis dat oliehoudend is (voor 1985 werd voornamelijk met oliehoudende boorspoeling geboord, daarna zoveel mogelijk met boorspoeling op waterbasis);



- c. bepaling van de deeltjesgrootteverdeling (deze is van belang voor het sedimentatiegedrag);
- d. bepaling van de verspreiding van boorgruis met olie over de zeebodem afhankelijk van de getijstrooming (met als resultaat ellipsvormige isoconcentratielijnen).

De olieconcentratie wordt uitgedrukt als het gewicht aan olie in het bezonken boorgruis gedeeld door het gewicht van een 5 cm dikke laag aan onderliggend sediment. Dit is een min of meer kunstmatige rekeneenheid. De aldus berekende concentratie neemt toe met de dikte van de bedekkende laag (tot boven 100%), terwijl de concentratie aan olie in het bezonken materiaal aan het grensvlak met het zeewater niet verandert. De concentratie olie aan het grensvlak wordt immers bepaald door de samenstelling van het sedimenterende boorgruis.

Het MANS-offshore model berekent het totale bodemoppervlak met een zekere olieconcentratie per boorlokatie. Daarbij worden drie klassen van olieconcentraties onderscheiden:

- $\geq 100$  mg/kg droog sediment;
- $\geq 10$  mg/kg en  $< 100$  mg/kg droog sediment;
- $\geq 1$  mg/kg en  $< 10$  mg/kg droog sediment.

Het totale bodemoppervlak met een zekere olieconcentratie is verkregen door de betreffende oppervlakken per boring bij elkaar op te tellen. Met overlap van bodemoppervlakken van op relatief korte afstand van elkaar gelegen boorgaten is geen rekening gehouden. Evenmin is rekening gehouden met afbraak van olie in het gesedimenteerde boorgruis. De afbraak blijkt namelijk zeer gering te zijn en na 8 jaar zijn biologische effecten nog duidelijk waarneembaar tot op een afstand van 250 m in de stroomrichting vanaf het voormalige lozingspunt. Het lijkt erop dat op een afstand vanaf 500 m na 8 jaar afbraak van olie heeft plaatsgevonden, maar binnen 250 m lijkt dat niet het geval te zijn (Daan en Mulder, 1993b). Bij lang geleden uitgevoerde boringen zal dat wel tot een overschatting van het bodemoppervlak met overschrijding van normconcentraties leiden.

Het totale bodemoppervlak op het NCP dat ten gevolge van de lozing met boorgruis is verontreinigd met meer dan 100 mg olie per kg droog sediment bedraagt 44.500 m<sup>2</sup>. Figuur 4.1 geeft een overzicht van de lokaties. Soortgelijke overzichten zijn ook gemaakt voor bodemoppervlakken met een oliegehalte tussen 10 en 100 mg (totaal 18.600 m<sup>2</sup>) en met een oliegehalte tussen 1 en 10 mg per kg droog sediment (totaal 22.900 m<sup>2</sup>).

Uit een modelcalibratie bleek dat de resultaten van de berekeningen van de met boorgruis geloosde hoeveelheid olie een marge hebben van 80% zowel naar boven als naar beneden (persoonlijke mededeling van A.T.M. Wijfels, 1994). Tevens rekening houdend met een marge van 25% (naar boven en beneden) in de berekeningen van de verspreiding van het boorgruis over de zeebodem en een mogelijke overlap van boorgruis op de zeebodem van 25% (alleen naar beneden) wordt met behulp van formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge berekend van 10-180% voor de omvang van het oppervlak van met olie verontreinigde zeebodem.

#### *Benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu)*

De in boorspoeling op oliebasis gebruikte olie bevat PAK's, waaronder BaP en Flu. Begin jaren tachtig werd olie gebruikt met een hoog aroma- en dus een hoog PAK-gehalte. Na 1985 wordt laag-toxische olie gebruikt met een lager aroma- en PAK-gehalte. Voor het NCP wordt momenteel een maximum aromaatgehalte aangehouden van 5% (Wulffraat e.a., 1993).



Als worst case benadering kan deze 5% worden aangehouden. Het aandeel PAK's (Borneff-6) in de aromaten wordt geschat op 3,3% (Wulffraat e.a., 1993). Van de Borneff-6 PAK's zijn Flu en BaP de belangrijkste. Mede op basis van metingen van PAK's in gesedimenteerd boorgruis rond platforms (Compaan en Laane, 1992) wordt het aandeel BaP in de aromaten op 0,7% gesteld en het aandeel Flu op 2,1%, ofwel voor BaP 350 mg per kg en voor Flu 1050 mg per kg olie. Deze cijfers gecombineerd met de olie-emissie met boorgruis (zie tabel 4.1) leiden tot belastingcijfers voor het NCP (zie tabel 4.2). Uitgaande van gemiddeld 52 boringen per jaar (zie paragraaf 4.2.2) zijn in tabel 4.2 ook de gemiddelde emissies per boring berekend.

BaP en Flu lossen vrij goed op in water. Daarom is als worst case benadering aangenomen, dat in het boorgruis aanwezig BaP en Flu volledig in het zeewater terecht komen. De gemiddelde emissies uit tabel 4.2 worden voor alle boringen op de Noordzee gebruikt, ook voor de boringen buiten het NCP. Voor het jaar 1990 zijn de emissies vastgesteld door de gemiddelde emissie per boring te koppelen aan de lokatie van de boringen, die in 1990 plaatsvonden (uit het MANS-offshore bestand).

Bovenstaand is aangegeven dat de marge in de hoeveelheid met boorgruis geloosde olie 80% bedraagt (zowel naar boven als naar beneden). Daarnaast wordt rekening gehouden met een marge van 75% (naar boven en beneden) in de gehalten aan BaP en fluorantheen in de geloosde olie. Als worst case is aangenomen dat in het boorgruis aanwezig BaP en fluorantheen volledig in het zeewater terechtkomen. Als marge wordt hiervoor 50% (alleen naar beneden) aangehouden. Met behulp van formules (1) en (3) uit paragraaf 2.7.1 wordt voor de emissie van BaP en fluorantheen vanuit het boorgruis naar het zeewater een onzekerheidsmarge berekend van 5 - 200%.

Tabel 4.2 Belasting van NCP met BaP en Flu door de lozing van boorgruis<sup>1</sup>

| stof               | emissie (kg/j) |                                   | onzekerheidsmarge in emissiecijfers |
|--------------------|----------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
|                    | totaal         | gemiddeld per boring <sup>2</sup> |                                     |
| benzoapyreen (BaP) | 100            | 2                                 | 5 - 200%                            |
| fluorantheen (Flu) | 300            | 6                                 | 5 - 200%                            |

<sup>1</sup> De belasting van het NCP met olie en daaraan gekoppeld BaP en fluorantheen door lozing van boorgruis is de laatste jaren sterk afgenomen (zie ook tabel 4.1), doordat in de Noordzee steeds meer werd overgeschakeld van boorspoeling op oliebasis naar boorspoeling op waterbasis. Sinds 1 januari 1993 mag oliehoudend boorgruis niet meer worden geloosd in de Noordzee.

<sup>2</sup> Gemiddeld 52 boringen per jaar op het NCP

### Zware metalen

Aan boorspoeling wordt een groot aantal hulpstoffen toegevoegd, waaronder bariet, dat zware metalen bevat. Met de lozing van boorgruis komen deze stoffen in zee terecht. De samenstelling van het boorgruis dat wordt geloosd is afhankelijk van de hoeveelheid en de samenstelling van het gebruikte bariet. Van Gent (1988) geeft een overzicht van de samenstelling van boorgruis van verschillende herkomst. Het blijkt dat het gehalte aan zware metalen met meer dan een factor duizend kan verschillen.



Dat maakt het moeilijk om een betrouwbare schatting te doen van de belasting van de zee met zware metalen door lozing van boorgruis. Ten behoeve van RAM wordt uitgegaan van de samenstelling als gemiddelde van twee voorbeeldboorspoelingen, zoals die voor de MER (1990) zijn vastgesteld (zie basisrapport 3 bij de MER). Op basis van deze gemiddelde samenstelling en een gemiddelde lozing van 1813 ton boorgruis per boring (MER, 1990) en gemiddeld 52 boringen per jaar op het NCP (zie paragraaf 4.2.2) zijn in tabel 4.3 de emissies berekend. Wulffraat e.a. (1993) geven schattingen voor de emissie van zware metalen naar het NCP ten gevolge van het gebruik van hulpstoffen bij boringen op zee (zie eveneens tabel 4.3). Tezamen met de emissies met boorgruis geeft dat totaalcijfers voor de emissie van zware metalen. In tabel 4.3 zijn ook de gemiddelde emissies per boring berekend.

De in tabel 4.3 vermelde emissies van zware metalen komen niet volledig in het zeewater terecht, want een deel van de zware metalen in het boorgruis bezinkt met het boorgruis. Net als voor benzoapyreen en fluorantheen is uitgegaan van een worst case situatie en is aangenomen, dat in het boorgruis aanwezige zware metalen volledig in het zeewater terechtkomen. Voor elk van de boringen op de Noordzee in 1990 (dus ook buiten het NCP) is uitgegaan van de gemiddelde emissies uit tabel 4.3. De lokaties van de boringen in 1990 zijn verkregen uit het MANS-offshore bestand.

Op eenzelfde wijze als voor BaP en fluorantheen zijn voor de emissie van zware metalen onzekerheidsmarges berekend. Daartoe is uitgegaan van een marge van 80 % (naar boven en naar beneden) in de hoeveelheid zware metalen in het boorgruis en 50 % (alleen naar beneden) in het deel van de zware metalen dat vanuit het boorgruis in het zeewater terecht komt. Dat levert een onzekerheidsmarge op van 5 - 180 %.

Tabel 4.3 Belasting van NCP met zware metalen als gevolg van lozing van boorgruis

| stof    | emissie (kg/j) |                              |        | gemiddelde <sup>1</sup><br>emissie per<br>boring (kg) | onzekerheidsmarge<br>in emissiecijfers |
|---------|----------------|------------------------------|--------|---|--|
|         | als gevolg     |                              | totaal |   |  |
|         | van lozing     | met<br>hulpstoffen boorgruis |        |   |  |
| kwik    | 0              | 7                            | 7      | 0,1   | 5 - 180%                               |
| cadmium | 0              | 0,1                          | 0,1    | 0,0   | 5 - 180%                               |
| zink    | 2119           | 1430                         | 3549   | 68  | 5 - 180%                               |
| lood    | 1393           | 3508                         | 4901   | 94  | 5 - 180%                               |
| koper   | 285            | 1400                         | 1685   | 32  | 5 - 180%                               |

<sup>1</sup> Gemiddeld 52 boringen per jaar op het NCP

### Winningsinstallaties

Als belangrijkste bronnen van verontreiniging van de zee bij winningsinstallaties van olie en gas kunnen worden genoemd emissies tijdens onderhoud, emissies door corrosiebestrijding (kathodische bescherming) en lozing van produktiewater en drainagewater. Voorts kan affakkelen bijdragen aan verontreiniging van de zee met PAK's.



### Onderhoud

Winningsinstallaties worden om de acht á tien jaar geverfd. De oude verflaag wordt eerst verwijderd door gritstralen. Het gebruikte grit en gritstof tezamen met afgestraalde roest en oude verf kunnen in zee terecht komen. Ook kan nieuwe verf worden gemorst. De hoeveelheid grit en gritstof die in zee terecht komt is afhankelijk van of en in welke mate technische maatregelen worden getroffen om het grit zoveel mogelijk op te vangen of direct af te zuigen (vacuümstralen).

Sinds het midden van de jaren '80 wordt voor gritstralen vrijwel uitsluitend smeltslakgrit gebruikt met een laag gehalte aan zware metalen. Voordien werden ook andere grits (bijvoorbeeld koperslakgrit) gebruikt met een hoger gehalte aan zware metalen. In 1989 werd volgens het informatiedocument straalgrit door de offshore op het NCP 5000 ton smeltslakgrit gebruikt voor gritstralen (Meijer en Verhagen, 1991). Op basis van de gehalten aan zware metalen en de gebruikte hoeveelheid grit is in tabel 4.4 de maximaal mogelijke emissie van zware metalen op zee berekend.

Tabel 4.4 Maximaal mogelijke emissie door onderhoud van winningsinstallaties op het NCP

| zwaar metaal | gehalte in smeltslakgrit<br>(mg/kg) | maximaal mogelijke emissie<br>(kg/jaar) |
|--------------|-------------------------------------|---|
| cadmium      | 1                                   | 5                                       |
| kwik         | 0,1                                 | 0,5                                     |
| zink         | 110                                 | 550                                     |
| lood         | 60                                  | 300                                     |

Bron: Meijer en Verhagen (1991)

De emissie van zware metalen vindt verspreid over alle winningsinstallaties plaats. De emissie per winningsinstallatie is dus klein. Bovendien geldt dat de emissie plaatsvindt in de vorm van zeer langzaam of niet uitlogende gritdeeltjes, waardoor de feitelijke belasting van het zeewater gering is. Voor zink kan daarenboven worden opgemerkt, dat de emissie klein is vergeleken met de emissie als gevolg van corrosiebestrijding (zie hierna). Op grond daarvan worden deze bijdragen aan de verontreiniging verwaarloosd.

Opgemerkt wordt, dat het voor 1985 gebruikte grit deels hogere gehalten aan zware metalen bevatte, zodat de emissie voor 1985 vermoedelijk groter is geweest dan in tabel 4.4 is aangegeven. Concrete informatie daarover ontbreekt echter, zodat dit aspect buiten beschouwing blijft.

### Corrosiebestrijding

Winningsinstallaties op zee worden beschermd tegen corrosie door gebruik te maken van kathodische bescherming. Van de 75 installaties op het NCP wordt ruim de helft (40) beschermd met zinkanodes, 32 met aluminiumanodes en 3 op andere wijze (RIZA, 1993). Voor bescherming van een winningsinstallatie met zinkanodes worden 100 anodes gebruikt die elk gemiddeld 250 kg zink bevatten. Geschat wordt dat jaarlijks circa 4% van de zinkanodes in oplossing gaat, ofwel 1000 kg zink per installatie (RIZA, 1993). Niet bekend is welke installaties met zinkanodes worden beschermd en welke op een andere wijze.



Ongeveer de helft van de installaties is voorzien van zinkanodes. Om pragmatische redenen wordt daarom uitgegaan van een emissie van gemiddeld 500 kg zink per installatie per jaar. Dat geeft een totale emissie op het NCP van 37,5 ton per jaar. NOGEPA (volgens in 1993 verstrekte informatie) schat deze emissie op 2,3 ton per jaar. Mede op grond daarvan wordt uitgegaan van een onzekerheidsmarge van 5 - 110%.

### **Produktiewater**

Met produktiewater komen olie en andere stoffen in zee terecht. De straal rond de winningsinstallaties waar nog olie wordt aangetroffen is ongeveer 3000 m. De concentratie neemt af met de afstand tot de installatie. Tot 750 m. van de installatie is de concentratie zeer hoog, tot 1000 maal de achtergrondconcentratie. Op een afstand van 750 tot 1500 meter kan de concentratie nog oplopen tot 20 - 100 maal de achtergrondconcentratie. Verder dan 1500 m tot ongeveer 3000 m. is de concentratie slechts 5 - 20 maal de achtergrondconcentratie. De omvang van het beïnvloede gebied is mede afhankelijk van de hoeveelheid produktiewater die wordt geloosd en de concentratie aan olie in het produktiewater. Bij de winning van olie komt beduidend meer produktiewater vrij dan bij de winning van gas. De concentraties aan olie in het geloosde produktiewater zijn de laatste jaren als gevolg van een verbeterde behandeling afgenomen. Het beïnvloede gebied zal daardoor kleiner zijn geworden.

Ook met drainagewater kunnen olie en andere stoffen in zee geraken. De hoeveelheid drainagewater is echter gering vergeleken met de hoeveelheid produktiewater, terwijl het drainagewater meestal minder verontreinigd zal zijn. Daarom blijft de lozing van drainagewater buiten beschouwing.

Om grenzen te stellen aan de oliebelasting is in 1988 de wettelijke bepaling van kracht geworden dat produktiewater niet meer geloosd mag worden, tenzij het minder dan 40 mg/l olie bevat. Voor produktiewater van gaswinningsinstallaties geldt een inspanningsverplichting: het water mag alleen worden geloosd indien met de best uitvoerbare technieken is geprobeerd het oliegehalte te reduceren tot op of onder 40 mg/l. Als gevolg van deze bepaling zijn de olievrachten ten opzichte van het midden van de jaren tachtig sterk afgenomen. De jaarlijkse vrachten blijven ook na 1990 afnemen omdat de penetratiegraad van de behandelingstechnieken bij de gaswinning verder toeneemt (Elzenga en Smit, 1993).

De hoeveelheid produktiewater alsmede de hoeveelheid olie die daarmee op zee wordt geloosd is afhankelijk van de reservoirkarakteristieken, de produktiesnelheid, de mate van uitputting van het veld, de winningsmethode, en de behandelingsmethode van het produktiewater voor de lozing. Als gevolg daarvan kan de hoeveelheid te lozen produktiewater en de samenstelling daarvan tussen de lokaties sterk verschillen. In het offshore databestand zijn gegevens opgenomen over de hoeveelheden produktiewater per installatie (Wijffels, 1993). Voor de winningsinstallaties waarvoor in het bestand gegevens ontbreken over de hoeveelheid produktiewater is uitgegaan van gemiddelde waarden.

Olie, die met produktiewater wordt geloosd, kan gaan opdrijven en een olievlek vormen aan het zee-oppervlak. In de MER (1990, basisrapport 8) wordt berekend dat daarbij zeer dunne oliefilms (van  $10^{-3}$  mm) kunnen ontstaan maar geen olielagen met een dikte van 0,3 mm. Het ontstaan van olielagen ten gevolge van het lozen van produktiewater kan in RAM dus buiten beschouwing blijven.



Opgemerkt wordt dat naast de reguliere lozing van olie met produktiewater ook incidentele lozingen plaatsvinden. Bij deze incidentele olielozingen zullen vlekken aan het zee-oppervlak kunnen ontstaan. In 1989 zijn bijvoorbeeld 577 olievlekken waargenomen in het zuidelijk deel van het NCP, grotendeels afkomstig van de scheepvaart maar deels ook van platforms (RWS, 1991). Hiermee is bij bovenstaande uitwerking geen rekening gehouden (zie ook paragraaf 3.3.1).

Tabel 4.5 geeft een overzicht van de gemiddelde gehalten aan stoffen in het geloosde produktiewater van winningsinstallaties. Met produktiewater geloosde olie bevat BaP en fluorantheen. Cofino e.a. (1992), Van Hattum e.a. (1992) en E&P Forum (1994) geven aan dat de emissies aan BaP en fluorantheen klein zijn. Voor fluorantheen werd bij metingen op één gasplatform een uitschieter in het gehalte waargenomen van 3650  $\mu\text{g/l}$ . De andere metingen kwamen uit op een gemiddelde van slechts 5  $\mu\text{g/l}$ . Als geen rekening wordt gehouden met deze uitschieter kunnen emissies van BaP en fluorantheen met produktiewater worden verwaarloosd.

Van Hattum e.a. (1992) schat de marge in de totaal gemiddelde olielozing met produktiewater voor het NCP op 15% (naar boven en beneden). Voor de RAM-gebieden wordt met dezelfde marge gerekend. De emissiegegevens voor de platforms op het Deense, Noorse en Engelse deel van de Noordzee zijn geschat. De marges in deze emissies zijn dus groter, maar omdat de emissiebronnen buiten het NCP liggen zijn de bijdragen aan de belasting van de RAM-gebieden met olie (en andere stoffen) beperkt en wordt geen rekening gehouden met een grotere onzekerheidsmarge.

Van Hattum e.a. (1992) geeft ranges voor de totale emissie van zware metalen met produktiewater op het NCP op basis van meetgegevens. De betreffende onzekerheidsmarges zijn weergegeven in tabel 4.5. Met name de analyse van kwik in het produktiewater geeft problemen en is daardoor minder betrouwbaar (zie ook NOGEP, 1994). De in RAM aangehouden onzekerheidsmarges voor de totale emissies van zware metalen met produktiewater zijn afgeleid van de cijfers voor olie- en gaswinning (zie tabel 4.5).

Tabel 4.5 Overzicht van gemiddelde emissies met produktiewater bij een winningsinstallatie

| stof    | gemiddelde emissie met produktiewater bij oliewinning <sup>1</sup> |                   | gemiddelde emissie met produktiewater bij gaswinning <sup>1</sup> |                   | gemiddelde emissie met produktiewater bij gas- en oliewinning samen <sup>2</sup> |                               |
|---------|--|-------------------|---|-------------------|--|-------------------------------|
|         | gehalte (mg/l)   | onzekerheidsmarge | gehalte (mg/l)  | onzekerheidsmarge | gehalte (mg/l)   | aangehouden onzekerheidsmarge |
| olie    | 17,5   | 85 - 115%         | 450   | 85 - 115%         | 43,6   | 85 - 115%                     |
| cadmium | 0,0009   | 78 - 111%         | 0,112   | 4 - 188%          | 0,059  | 40 - 140%                     |
| kwik    | 0,042  | 5 - 179%          | 0,0106  | 1 - 208%          | 0,0065   | 5 - 170%                      |
| koper   | 0,026  | 81 - 115%         | 0,072   | 26 - 111%         | 0,038  | 40 - 110%                     |
| zink    | 0,049  | 82 - 118%         | 38,4  | 3 - 172%          | 20,2   | 40 - 140%                     |
| lood    | 0,02   | 75 - 125%         | 3,45  | 1 - 186%          | 1,81   | 40 - 140%                     |

<sup>1</sup> Bron: Compaan en Laane (1992), Van Hattum e.a. (1992), Elzenga en Smit (1993)

<sup>2</sup> Afgeleid uit MANS-offshore databestand (Wijffels, 1993)

Uit tabel 4.5 blijkt, dat de emissies van kwik vooral wordt bepaald door de lozing van produktiewater bij oliewinning. De emissies van cadmium, zink en lood daarentegen worden vooral bepaald door de lozing van produktiewater bij gaswinning.

Bij het vaststellen van de emissies ten behoeve van de verspreidingsberekeningen is gewerkt met de actuele informatie over hoeveelheden produktiewater en gehalten aan stoffen daarin per winningsinstallatie uit het MANS-offshore databestand. Voor ontbrekende gegevens is uitgegaan van de in tabel 4.5 vermelde gemiddelde concentraties in het produktiewater. De totale emissies met produktiewater op het NCP zijn weergegeven in tabel 4.6.

### Affakkelen

Bij het affakkelen op productieplatforms komen mogelijk significante hoeveelheden BaP en Flu vrij. Via atmosferische depositie kunnen deze stoffen in zee terecht komen, waarschijnlijk tot op vrij grote afstand van de platforms. Deze bijdrage aan de belasting van de Waddenzee en Noordzee is dus waarschijnlijk niet echt plaatsgebonden en zou daarom meegenomen kunnen worden in de vorm van een opslag op de atmosferische depositie. Gegevens over de omvang van de emissies ten gevolge van affakkelen ontbreken echter (Compaan en Laane, 1992). Daarom wordt deze bijdrage vooralsnog buiten beschouwing gelaten.



Tabel 4.6: Belasting van het zeewater binnen het NCP met stoffen ten gevolge van olie- en gaswinning

| stof              | boorgruis              |                        | corrosie winningsinstallaties |                        | produktiewater         |                        | corrosie leidingen     |                        | totaal                 |                        |
|-------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
|                   | hoeveelheid<br>(ton/j) | onzeker-<br>heidsmarge | hoeveelheid<br>(ton/j)        | onzeker-<br>heidsmarge | hoeveelheid<br>(ton/j) | onzeker-<br>heidsmarge | hoeveelheid<br>(ton/j) | onzeker-<br>heidsmarge | hoeveelheid<br>(ton/j) | onzeker-<br>heidsmarge |
| olie <sup>1</sup> |                        |                        |                               |                        | 1.500                  | 85 - 115%              |                        |                        | 1.500                  | 85 - 115%              |
| BaP               | 0,1                    | 5 - 200%               |                               |                        |                        |                        |                        |                        | 0,1                    | 5 - 200%               |
| Flu               | 0,3                    | 5 - 200%               |                               |                        |                        |                        |                        |                        | 0,3                    | 5 - 200%               |
| cadmium           | 0,000                  | 5 - 180%               |                               |                        | 2                      | 40 - 140%              |                        |                        | 2,0                    | 40 - 140%              |
| kwik              | 0,007                  | 5 - 180%               |                               |                        | 0,2                    | 5 - 170%               |                        |                        | 0,2                    | 5 - 170%               |
| koper             | 1,7                    | 5 - 180%               |                               |                        | 1,3                    | 40 - 110%              |                        |                        | 3,0                    | 20 - 150%              |
| zink              | 3,5                    | 5 - 180%               | 37,5                          | 5 - 110%               | 700                    | 40 - 140%              | 35,0                   | 50 - 110%              | 770                    | 40 - 140%              |
| lood              | 4,9                    | 5 - 180%               |                               |                        | 62                     | 40 - 140%              |                        |                        | 67                     | 40 - 140%              |

<sup>1</sup> De belasting van het NCP met olie neemt na 1990 verder af als gevolg van verdergaande behandeling.

### Pijpleidingen

Pijpleidingen worden net als winningsinstallaties beschermd tegen corrosie. Geschat wordt dat 40% van de pijpleidingen op zee wordt beschermd met zink. Daartoe wordt de pijpleiding voorzien van circa 2 ton zink per kilometer in de vorm van armbanden. Geschat wordt dat van deze hoeveelheid zink per jaar 4% in oplossing gaat, ofwel 80 kg zink per km (RIZA, 1993). Voor een totaal van 1100 km pijpleiding op zee (zie paragraaf 4.2.4) wordt de emissie dus geschat op 35 ton per jaar. NOGEPa (volgens in 1993 verstrekte informatie) schat deze emissie op 17,8 - 35,5 ton per jaar. Op grond daarvan wordt uitgegaan van een onzekerheidsmarge in deze zinkemissie van 50 - 110%. Het is niet bekend welke pijpleidingen met zink worden beschermd en welke op andere wijze. Om pragmatische redenen wordt daarom uitgegaan van een gemiddelde emissie van 32 kg zink per km pijpleiding.

Tabel 4.6 geeft een overzicht van de totale vracht aan stoffen die ten gevolge van olie- en gaswinning op het NCP in het zeewater terecht komt. Uit deze tabel blijkt, dat de emissie met produktiewater voor de meeste stoffen voor 90% of meer bepalend is voor de belasting van het zeewater. Alleen voor benzoapyreen, fluorantheen en koper is de bijdrage met de lozing van boorgruis ook relevant. Bij het vaststellen van de onzekerheidsmarges voor de totale emissies in tabel 4.6 is hiermee rekening gehouden.

Tabel 4.7 geeft een overzicht van de emissies met produktiewater voor de gehele Noordzee. De bijdragen aan de stofbelasting van de Noordzee door het lozen van boorgruis en door corrosie zijn vanwege hun geringe aandeel buiten beschouwing gelaten.

Tabel 4.7 Bijdrage aan de belasting van de Noordzee met stoffen door de lozing van produktiewater bij de olie- en gaswinning

| Stof    | hoeveelheid<br>(ton/j) | onzekerheidsmarge |
|---------|------------------------|-------------------|
| olie    | 14.400                 | 85 - 115%         |
| cadmium | 3                      | 40 - 140%         |
| kwik    | 7                      | 5 - 170%          |
| koper   | 6                      | 40 - 110%         |
| zink    | 1.000                  | 40 - 140%         |
| lood    | 94                     | 40 - 140%         |

### 4.3.2 Mechanische verstoring

De door de lozing van boorgruis veroorzaakte vertroebeling (mechanische verstoring) vindt plaats tijdens het boren. Het boorgruis wordt in een tijdsbestek van gemiddeld 2,5 maand (0,5 - 4 maanden) geloosd. Gedurende die periode zal er sprake zijn van vertroebeling in de onderste waterlaag. Het is niet bekend hoe groot het gebied is waarbinnen grenswaarden van 200 mg/l en 500 mg/l aan zwevend stof gehalte worden overschreden. Het effect zal echter waarschijnlijk ruimschoots worden overschaduwd door de gevolgen van bodembedekking als gevolg van het lozen van boorgruis. Ook geldt, dat de overschrijding van grenswaarden voor zwevend stof gehalten beperkt blijft tot de boorperiode. Daarom is dit aspect niet gekwantificeerd.



Het offshore databestand van MANS bevat berekeningsresultaten over de verspreiding van boorgruis over de bodem. Het bestand bevat onder meer gegevens over het bodemoppervlak dat is bedekt met een laag boorgruis van tenminste 10 cm (Wijffels, 1993). Het totaal bedekte bodemoppervlak op het NCP bedraagt 13.800 m<sup>2</sup>. Figuur 4.2 geeft hiervan de ruimtelijke spreiding weer. Opgemerkt wordt dat in het databestand geen rekening wordt gehouden met herverdeling van boorgruis over de zeebodem door opwerveling en sedimentatie en geleidelijk aan ondergraven door bioturbatie. Zeker voor gebieden waar langer geleden is geboord leidt dat tot een overschatting van het met boorgruis bedekte bodemoppervlak.

Rekening houdend met een geschatte marge in het gemiddeld berekende oppervlak van 25 % (zowel naar boven als naar beneden) en een mogelijke gemiddelde overlap en/of afname van de omvang door herverdeling van sediment en bioturbatie van 10 % (afwijking naar beneden) wordt een onzekerheidsmarge berekend in het oppervlak aan boorgruis van 75 - 125 %.

#### 4.3.3 Akoestische verstoring

Akoestische verstoring wordt vooral veroorzaakt door seismisch onderzoek. Seismisch onderzoek is een eenmalige activiteit van korte duur in wisselende gebieden. Effecten op de populatie-omvang van organismen worden niet verwacht. Daarom blijft akoestische verstoring door seismisch onderzoek buiten beschouwing.

Voorts is sprake van akoestische verstoring tijdens het boren en bij de aanleg van platforms. Het verankeren van de platforms gaat gepaard met heien van palen of, bij te harde bodems, met het boren van gaten waar de palen later in vastgezet worden. Over deze vormen van akoestische verstoring zijn geen gegevens beschikbaar. Daarom en omdat het eenmalige activiteiten betreft van relatief korte duur, wordt hier verder geen aandacht aan besteed aan deze bijdragen aan de akoestische verstoring.

Bij de winning van olie en gas is weliswaar sprake van akoestische verstoring, maar dat speelt vooral boven water. De akoestische verstoring onder water zal gering zijn en blijft daarom buiten beschouwing.

#### 4.3.4 Verandering van substraat

Winningsinstallaties op zee en pijpleidingen, voorzover niet ondergraven, vormen oppervlakken van hard substraat. In het offshore databestand van MANS zijn voor elke winningsinstallatie gegevens opgenomen over het oppervlak, dat zich onder water bevindt, waarbij onderscheid is gemaakt in beton en staal. Tevens bevat het bestand gegevens over de ligging van pijpleidingen en het oppervlak van de leidingen. Bij de berekening van het oppervlak aan hard substraat (in m<sup>2</sup> per km pijpleiding) is ervan uitgegaan dat pijpleidingen met een diameter kleiner dan 16 inch volledig zijn begraven en dat pijpleidingen met een diameter groter dan 16 inch van 1980 of daarna niet zijn begraven en van voor 1980 voor de helft zijn begraven (persoonlijke communicatie R. Bijker, WL, 1993). Het totale oppervlak aan hard substraat op het NCP bedraagt 930.000 m<sup>2</sup> voor pijpleidingen en 350.000 m<sup>2</sup> voor winningsinstallaties. Figuur 4.3 geeft een overzicht van de ruimtelijke spreiding.

De marge in het gemiddelde oppervlak van een winningsinstallatie wordt geschat op 10% zowel naar boven als naar beneden. Voor pijpleidingen wordt rekening gehouden met een marge van 25% zowel naar boven als naar beneden in het deel van het oppervlak van pijpleidingen dat is begraven.

#### 4.3.5 Visuele verstoring

Het aantal platforms op zee vormt een maatstaf voor de visuele verstoring. Het offshore bestand van MANS bevat gegevens hierover.

Fakkels op platforms vormen een aparte bron van visuele verstoring. In het MANS-offshore bestand zijn gegevens opgenomen op welke winningsinstallatie een fakkel aanwezig is. Dat betreft in totaal 87 installaties op het NCP, waarvan er drie de fakkel permanent in gebruik hebben (zie figuur 4.4).

Het halen en brengen van de bemanning van winningsinstallaties met helikopters levert eveneens een bijdrage aan de visuele verstoring. Bij installaties die dicht bij de bevoorradingsbasis liggen vindt het transport per schip plaats. Bij de andere installaties geschiedt het transport naar de bevoorradingsbasis per helikopter. Een grote helikopter kan circa 16 mensen vervoeren, een kleinere 6. In het MANS-offshore bestand zijn gegevens opgenomen over de omvang van de bemanning op elke installatie. Voor het NCP wordt aangenomen, dat de bemanning wekelijks wordt gewisseld en dat elke helikopter gemiddeld 10 mensen vervoert. Daaruit is de frequentie van de helikoptervluchten afgeleid. De route loopt rechtstreeks van de winningsinstallaties naar de bevoorradingsbasis. Winningsinstallaties zonder bemanning worden één keer in de week aangedaan met een helikopter voor inspectie (persoonlijke communicatie A. Wijffels, RA, 1993). Figuur 4.5 geeft een overzicht van de intensiteit van deze vluchten.

Rekening houdend met een marge van 10% zowel naar boven als naar beneden in het aantal bemanningsleden op een platform, een marge van 50% (zowel naar boven als naar beneden) in de frequentie van de bezoeken aan de platforms en een marge van 50% (naar boven en naar beneden) in de bezetting van de helikopters per vlucht wordt de onzekerheidsmarge in het aantal vluchten naar de platforms voor het wisselen van de bemanning geraamd op 30 - 170%. De onzekerheidsmarge in het aantal wekelijkse inspectievluchten wordt geschat op 50 - 150%.



## 5 Recreatie

### 5.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie recreatie omvat activiteiten gericht op ontspanning en vermaak. Voor de Noordzee en Waddenzee gaat het daarbij om activiteiten aan en vanaf het strand en andere buitendijkse gebieden en recreatievaart. Recreatie-activiteiten, die van belang zijn voor de toestand van het watersysteem Noordzee en Waddenzee, zijn:

- aan en vanaf het strand:
  1. zwemmen en zonnen;
  2. sportvissen;
  3. wandelen;
  4. surfen en zeilen (zeilen vormt ook een onderdeel van recreatievaart)
- buitendijkse gebieden:
  5. wandelen en fietsen;
  6. wadlopen;
  7. sportvliegen;
- recreatievaart:
  8. varen met een motorboot en zeilen;
  9. sportvissen op zee.

Van deze activiteiten leveren sportvissen vanaf het strand en sportvissen op zee geen significante bijdrage aan één of andere potentiële verstoring (Baan, 1992a).

Zwemmen en zonnen aan stranden is een activiteit die vooral in het zomerseizoen plaatsvindt op warme en zonnige dagen. Deze activiteiten vinden overwegend geconcentreerd plaats in badplaatsen, die goed ontsloten zijn (veel parkeerplaatsen) en waar ook nog andere voorzieningen zijn (bijvoorbeeld Scheveningen). Het aantal bezoeken aan de kust om te zwemmen en zonnen wordt geraamd op circa 26 miljoen per jaar, waarvan circa een kwart buitenlander is (Baan, 1992b).

Zwemmen draagt mogelijk lokaal bij aan de verontreiniging van de zee (zonnebrandolie) en eutrofiëring (urineren). Verder moet nagegaan worden hoe groot de akoestische verstoring en visuele verstoring door zwemmen (en zonnen) is.

Wandelen, fietsen en wadlopen dragen bij aan visuele verstoring. Sportvliegen boven de Waddeneilanden kan leiden tot verstoringen van de aanwezige vogels op de buitendijkse gebieden.

Zeilen draagt mogelijk bij aan verontreiniging (uitloging aangroeiwerende verven) en aan visuele verstoring. Motorboten dragen daarnaast ook bij aan akoestische verstoring.

## 5.2 Intensiteit van de deelactiviteiten

Een eerste stap in de berekening van de verschillende potentiële blootstellingen is een schatting van het aantal recreanten en pleziervaartuigen in het zomer- en winterseizoen. Op basis hiervan worden de emissies en andere bijdragen aan verstoringen berekend.

Afgezien van mogelijk significante bijdragen aan de lokale verontreiniging en eutrofiëring door strandrecreatie in badplaatsen, zijn de recreanten die zwemmen en zonnen, branding-zeilen en surfen, wandelen, fietsen en wadlopen, en sportvliegen alleen belangrijk voor de visuele verstoring. Voorts is het aantal pleziervaartuigen belangrijk voor het berekenen van emissies en voor de visuele verstoring.

### 5.2.1 Strandrecreatie

Strandrecreatie omvat zwemmen en zonnen, sportvissen, wandelen, en surfen en zeilen.

#### *Activiteiten op het strand*

ICONA (1992) heeft op basis van de ontsluiting van de verschillende stranden langs de Noordzeekust het aantal strandrecreanten per hectare op een gemiddelde zomerse dag geschat en onderverdeeld in klassen:

- $< 500$  recreanten per ha;
- $500 < x < 1000$  recreanten per ha; en
- $> 1000$  recreanten per ha.

In de onderhavige studie wordt gerekend met de klassegemiddelden die zijn gesteld op respectievelijk 250, 750 en 3000 recreanten per ha. Deze gegevens zijn verwerkt tot 1 gegeven per gridcel met een lengte van 1 km langs de Nederlandse kust. Met deze interpretatie van klassegemiddelden wordt een totaal van 26 miljoen recreanten berekend, waarvan 58% in de hoogste klasse. Dit komt overeen met de raming van 26 miljoen recreanten door Baan (1992b). Ook de verdeling over de klassen vertoont een grote overeenkomst met ander cijfermateriaal. Zo blijkt uit een publikatie over het strandbezoek in Zuid-Holland aan verschillende badplaatsen in 1984 (PPD, 1984) het strandbezoek vooral geconcentreerd te zijn in de badplaatsen (circa 65%).

#### *Surfen en zeilen*

Het aantal windsurfers op de Waddenzee bedroeg in 1988 gemiddeld 40 per dag (Stuurgroep Waddenprovincies, 1989). Het bleek dat windsurfers zich vooral ophielden nabij jachthavens. Brandingsurfen en catamaranzeilen concentreert zich voor de stranden van Scheveningen en Zandvoort. Het aantal catamarans dat hier gedurende het hele jaar een ligplaats heeft, ligt in de orde van grootte van een honderdtal. Catamaranzeilen is ook van belang op het eiland Texel, alwaar zo'n 50 vaartuigen permanent aanwezig zijn. De overige waddeneilanden en Noordzeebadplaatsen zijn minder belangrijk.



## 5.2.2 Recreatie buitendijks

### *Wandelen en fietsen*

Wandelen en fietsen vindt op buitendijkse gebieden weinig intensief plaats. Daarom en omdat gegevens hierover ontbreken blijft deze activiteit verder buiten beschouwing.

### *Wadlopen*

In de zeventiger jaren bedroeg het aantal wadlopers circa 55 duizend per jaar. Door veiligheidsmaatregelen is dat aantal beperkt en nu gestabiliseerd op circa 30 duizend per jaar (RWS, 1991). Gegevens over individuele wadlopers zijn niet beschikbaar. Daarom en vanwege het weinig intensieve karakter van het individuele wadlopen wordt hieraan verder geen aandacht besteed. Georganiseerd wadlopen vindt plaats in het zomerseizoen op een beperkt aantal wadlooproutes. In de Wadatlas (RWS, 1989) zijn een viertal belangrijke routes aangegeven. Het georganiseerd wadlopen vindt plaats in groepen van vijftig personen begeleid door twee gidsen met een onderlinge afstand tussen de groepen variërend van honderd tot honderdvijftig meter. De deelname is het grootst in juni, augustus en september en vindt vooral plaats op zaterdagen (De Roo, 1993).

### *Sportvliegen*

Gegevens zijn beschikbaar over het aantal sportvliegtuigen dat opstijgt van vliegveld Texel en Ameland. Op basis van deze gegevens, en rekening houdend met zones boven de Waddenzee en Noordzee waar vliegen door sportvliegtuigen verboden is, is een indicatie verkregen van de gemiddelde dichtheid aan sportvliegtuigen. Vliegtuigen die opstijgen vanuit andere vliegvelden (met name Leeuwarden en Borkum) zijn niet meegenomen in de berekening, omdat niet duidelijk is of deze vliegtuigen boven het studiegebied vliegen. In principe zou een correctie doorgevoerd moeten worden voor die vliegtuigen die beneden een bepaalde hoogte vliegen omdat slechts die vliegtuigen een verstoring veroorzaken middels het zogenaamde "bird-of-prey effect" dan wel door geluidsverstoring. Het "bird-of-prey effect" uit zich doordat een vogel aan de grond in de stress geraakt omdat het vliegtuig boven hem doet denken aan de natuurlijke vijand, een roofvogel.

In de corridors voor de kleine luchtvaart geldt tijdens werkdagen een minimum vlieghoogte van 210 m in verband met de extensieve militaire activiteiten die zich afspelen op 300 m of hoger. Tijdens weekeinden en feestdagen geldt een minimum vlieghoogte van 300 m. Buiten de corridors is boven het stiltegebied van de Waddenzee de minimale vlieghoogte 450 m.

## 5.2.3 Recreatievaart

### *Omvang en gebruik recreatievloot*

Tabel 5.1 geeft schattingen van de ANWB (1990) voor het totaal aantal pleziervaartuigen in Nederland gespecificeerd naar type vaartuig. Volgens de KNWV (1991) zijn dit de meest betrouwbare schattingen. Gegevens over het gebruik van deze vaartuigen zijn vermeld in tabel 5.2.

Tabel 5.1 Aantal recreatievaartuigen in Nederland (zowel op binnenwateren als zeegaand)

| Jaar | Zeilboten |        | Motorboten |        | Totaal  |
|------|-----------|--------|------------|--------|---------|
|      | Open      | Kajuit | Open       | Kajuit |         |
| 1940 |           | 13.000 |            | 7.000  | 20.000  |
| 1950 |           | 16.000 |            | 9.000  | 26.000  |
| 1960 |           | 26.000 | 7.000      | 13.000 | 46.000  |
| 1975 | 40.500    | 25.000 | 26.000     | 47.000 | 138.500 |
| 1980 | 55.500    | 42.500 | 33.500     | 63.500 | 195.000 |
| 1985 | 59.000    | 46.000 | 38.500     | 66.500 | 210.000 |
| 1989 | 62.000    | 50.000 | 43.500     | 70.000 | 225.500 |

Bron: ANWB (1990) geciteerd in KNWV (1991)

Tabel 5.2 Gebruik recreatievaartuigen in Nederland in 1989

|                            | Open<br>zeilboten | Kajuit<br>zeilboten | Open<br>motorboten | Kajuit<br>motorboten | Totaal     |
|----------------------------|-------------------|---------------------|--------------------|----------------------|------------|
| aantal                     | 62.000            | 50.000              | 43.500             | 70.000               | 225.500    |
| vaardagen <sup>1</sup>     | 2.232.000         | 1.850.000           | 1.784.000          | 2.870.000            | 8.736.000  |
| stilligdagen <sup>2</sup>  | 434.000           | 450.000             | 478.000            | 700.000              | 2.062.000  |
| bootdagen <sup>3</sup>     | 2.666.000         | 2.300.000           | 2.262.000          | 3.570.000            | 10.798.000 |
| vaaruren <sup>4</sup>      | 12.276.000        | 9.250.000           | 5.886.000          | 12.915.000           | 40.327.000 |
| motoruren <sup>5</sup>     | 749.000           | 1.388.000           | 5.886.000          | 12.915.000           | 20.938.000 |
| bootbezetting <sup>6</sup> | 2,8               | 3,4                 | 2,8                | 3,4                  | 3,1        |

<sup>1</sup> vaardagen: dagen dat er daadwerkelijk gevaren wordt<sup>2</sup> stilligdagen: wel aan boord, niet gevaren<sup>3</sup> som van vaardagen en stilligdagen<sup>4</sup> het aantal uren dat daadwerkelijk gevaren wordt<sup>5</sup> het aantal uren dat op de motor gevaren wordt<sup>6</sup> het aantal personen aan boord

Bron: KNWV (1991)

### *Zeegaande recreatievaart*

De zeegaande recreatievaart bestaat vooral uit zeilboten en wel voornamelijk kajuitzeilboten. Het aantal motorboten, dat naar zee gaat is relatief klein. Gegevens van de sluis bij Kornwerderzand tonen bijvoorbeeld aan dat in 1989 slechts 1.853 motorvaartuigen de sluis passeerden op een totaal van 30.939 recreatievaartuigen, oftewel 6%. In 1992 bedroeg dit eveneens ongeveer 6% (1.061 motorvaartuigen op een totaal van 18.842 recreatievaartuigen die in één richting de sluis passeren). Gegevens over het gebruik van recreatievaartuigen en specifiek kajuitzeilboten zijn vermeld in tabel 5.2.



Uit deze tabel blijkt, dat met een totaal aantal van 50.000 kajuitzeilboten in 1989 1.850.000 dagen werd gevaren, oftewel gemiddeld per schip 37 vaardagen, waarbij 1 vaardag staat voor 5 uur varen (KNWV, 1991).

Het aantal vaardagen op binnenwateren is meestal groter dan op buitenwateren, vanwege de betere bereikbaarheid van binnenwateren. In de verdere analyse is gerekend met 20 vaardagen op buitenwateren per zeegaande boot. Dit aantal is gebruikt voor boten gelegen in vaste ligplaatsen langs de Noordzee- en Waddenkust.

Tabel 5.3 Aantal ligplaatsen in jachthavens langs de Waddenzee en Noordzee

| Jachthaven          | Capaciteit<br>(passanten + vast) | Capaciteit<br>(alleen vast) <sup>1</sup> |
|---------------------|----------------------------------|--|
| <b>Noordzee:</b>    |                                  |  |
| - Terneuzen         | 80                               | 56                                       |
| - Breskens          | 500                              | 350                                      |
| - Vlissingen        | 250                              | 175                                      |
| - Stellendam        | 200                              | 140                                      |
| - Scheveningen      | 300                              | 210                                      |
|                     | -----                            | -----                                    |
| subtotaal           | 1330                             | 931                                      |
| <b>Waddenzee:</b>   |                                  |  |
| - Den Helder        | 500                              | 350                                      |
| - Oude Schild       | 400                              | 280                                      |
| - Oost-Vlieland     | 250                              | 175                                      |
| - West-Terschelling | 350                              | 245                                      |
| - Ameland           | 50                               | 35                                       |
| - Schiermonnikoog   | 145                              | 102                                      |
| - Den Oever         | 285                              | 200                                      |
| - Harlingen         | 275                              | 193                                      |
| - Lauwersoog        | 505                              | 354                                      |
| - Delfzijl          | 290                              | 203                                      |
| - Termunterzijl     | 60                               | 42                                       |
|                     | -----                            | -----                                    |
| subtotaal           | 3110                             | 2179                                     |
| <b>Totaal</b>       | <b>4440</b>                      | <b>3110</b>                              |

<sup>1</sup> Het aantal passantenligplaatsen is gesteld op 30% van het totaal aantal ligplaatsen in de jachthaven. Deze aanname is gebaseerd op de verhouding passanten-/vaste ligplaatsen voor de Waddenzee (uit studie van de Stuurgroep Waddenprovincies, 1989)

Bron: Stuurgroep Waddenprovincies (1989); schriftelijke mededeling C.J. Bams, RIKZ (1992)

Een deel van de recreatievaart bereikt de Waddenzee en de Noordzee via sluizen vanaf binnenwateren en een deel verblijft in jachthavens langs de kust. Tabel 5.3 geeft het aantal ligplaatsen in jachthavens langs de Noordzee en Waddenzeekust. In 1991 waren er 4440 ligplaatsen in totaal, waarvan aangenomen wordt dat ze allen als uitvalbasis kunnen dienen voor tochten op de Noordzee. Voor de recreatievaart op de Waddenzee zijn alleen de 3110 ligplaatsen rondom dit water van belang.

Het aantal vaaruren van de recreatievaart op de Waddenzee en de Noordzee wordt gelijk gesteld aan het gemiddelde van 5 uur per vaardag voor de gehele recreatievaart. In werkelijkheid zal een vaartocht vanuit een Waddenzeehaven naar de Noordzee heen en terug een half uur tot 5 uur duren. Het merendeel van de boten verblijft uitsluitend op de Waddenzee. Voor de Noordzee zijn er zowel lange tochten van 24 uur of tochten van buitenhaven tot buitenhaven (bijvoorbeeld van Scheveningen naar de Oosterschelde) van een beperkt aantal uren.

In tabel 5.4 is het aantal passages van recreatievaartuigen (binnengaand en zeegaand) voor alle sluizen die binnenlandse waterwegen verbinden met de Waddenzee en Noordzee aangegeven.

Tabel 5.4 Aantal passages van sluizen grenzend aan de Waddenzee en Noordzee (inclusief Westerschelde)

| lokatie          | 1988   | 1989   | 1990   | 1991                | 1992   |
|------------------|--------|--------|--------|---------------------|--------|
| naar Noordzee:   |        |        |        |                     |        |
| - Terneuzen      |        |        |        | 2.800               |        |
| - Vlissingen     | 21.405 | 23.884 | 21.424 | 21.706              |        |
| - Roompotsluis   | 14.600 |        |        | 19.260 <sup>1</sup> |        |
| - Goereese sluis | 11.082 | 14.001 | 15.431 | 14.618              | 14.352 |
| - IJmuiden       | 9.900  | 11.280 | 12.718 | 12.409              | 12.078 |
| naar Waddenzee:  |        |        |        |                     |        |
| - Den Oever      | 12.799 | 14.462 | 14.212 | 15.377              | 16.426 |
| - Kornwerderzand | 33.300 | 37.977 | 36.381 | 37.807              | 38.555 |
| - Lauwersoog     | 11.074 | 12.068 | 12.874 | 11.239              |        |
| - Delfzijl       | 6.269  | 6.652  | 5.709  | 6.489               |        |

<sup>1</sup> Uitgerekend op basis van de gegevens van 1988 en de groei van het aantal sluispassages van de Goereese sluis.

Bron: persoonlijke communicatie van dhr. Huurman van Provinciale Waterstaat Zeeland, dhr. v.d. Kooij en dhr. Braakema van Provinciale Waterstaat Groningen, dhr. Hoekstra van Sluisdienst IJmuiden, dhr. Gruis van Provinciale Waterstaat Zuid-Holland, dhr. J. van Wees van Provinciale Waterstaat Flevoland en dhr. v.d. Wal van Sluisdienst Kornwerderzand

Voor het vaststellen van de potentiële blootstellingen als gevolg van de recreatievaart op de Waddenzee en de Noordzee zijn een aantal kengetallen nodig. Deze zijn in tabel 5.5 berekend. In deze tabel is tevens aangegeven wat de (cruciale) aannames zijn.



Het aantal sluispassages zowel van en naar de Waddenzee als van en naar de Noordzee bedroeg in 1991 in totaal 71.000 (tabel 5.4). Uitgaande van de logische aanname dat er net zoveel schepen van binnenwateren naar zee varen als omgekeerd zijn voor circa 71.000 passages ongeveer 36.000 boten nodig.

Bij de Dienst Verkeerskunde (DVK) in Rotterdam is een inventarisatie uitgevoerd van de scheepvaartbewegingen op de Waddenzee in 1989. DVK berekende voor de recreatievaart aan de hand van gegevens van havenmeesters en sluiswachters uit 1989 een totaal van circa 124.000 vaarbewegingen op de Waddenzee. Deze gegevens zijn onderverdeeld naar vaarroutes en trajecten (op basis van enquêtes en gesprekken met schippers en belangenorganisaties). Deze informatie is voor de geografische spreiding over de Waddenzee gebruikt.

Het blijkt dat 34.000 van het totale aantal recreatievaartbewegingen van en naar de Noordzee gaan. Het totaal van 124.000 bewegingen op de Waddenzee komt aardig overeen met het op grond van aannames berekende aantal van 116.000 (exclusief bruine vloot). De bewegingen van de bruine vloot (platbodems, tjalken, klippers, etc.) zijn door DVK bepaald op 16.500 vaarbewegingen in 1989, vrijwel geheel op de Waddenzee. De bruine vloot vaart voornamelijk in het zomerseizoen. De intensiteit van de bruine vloot die opereert vanuit de Zeeuwse, Zuid- en Noord-Hollandse havens is niet bekend. Alhoewel er een gestage toename is waar te nemen (ICONA, 1992) wordt de bruine vloot voor wat betreft de Noordzee te verwaarlozen geacht.

Tabel 5.5 Berekening van kengetallen voor de recreatievaart op de Waddenzee en de Noordzee

|  | Waddenzee | Noordzee |
|--|-----------|----------|
| 1. Ligplaatsen                                 | 3110      | 1330     |
| 1a. wv. vast (aanname 70%)                     | 2180      | 930      |
| 2. Vaardagen per boot (aanname)                | 20        | 20       |
| 3. Vaardagen vanuit vaste ligplaatsen (1a x 2) | 44.000    | 19.000   |
| 4. Sluispassages in 1991 <sup>1</sup>          | 71.000    | 71.000   |
| 5. Aantal sluispassages per boot (aanname)     | 2         | 2        |
| 6. Aantal boten naar zee (5 : 4)               | 36.000    | 36.000   |
| 7. Vaardagen per boot (aanname)                | 2         | 2        |
| 8. Vaardagen passanten (6 x 7)                 | 72.000    | 72.000   |
| 9. Vaardagen bruine vloot                      | 17.000    | -        |
| 10. Vaardagen van Waddenzee naar Noordzee      | -         | 34.000   |
| 11. Totaal aantal vaardagen (3 + 8 + 9 + 10)   | 133.000   | 125.000  |
| 12. Vaartijd per boot (uur, aanname)           | 5         | 5        |
| 13. Totale vaartijd (uur, 11 x 12)             | 0,67 mln  | 0,63 mln |

<sup>1</sup>Totalen van tabel 5.4

De recreatievaart vindt voornamelijk plaats in het recreatieseizoen (van mei tot oktober). In deze studie is het seizoen gedefinieerd als de periode tussen 1 maart en 1 oktober. Voor de sluispassages bij IJmuiden geldt dat 762 recreatievaartuigen buiten dit seizoen de sluis passeren en bij Kornwerderzand zijn dit er 980, oftewel respectievelijk 6% en 5% van het totaal aantal sluispassages (zie tabel 5.6). Op grond daarvan wordt de intensiteit in het zomerseizoen op 95% gesteld van die voor het gehele jaar.

Tabel 5.6 Aantal sluispassages van de recreatievaart bij Kornwerderzand (passage in slechts één richting) en IJmuiden (som van binnen-en zeegaande passages) per maand in 1992

|                | J  | F  | M   | A   | M    | J    | J    | A    | S    | O   | N   | D   |
|----------------|----|----|-----|-----|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|
| Kornwerderzand | 10 | 25 | 121 | 775 | 3960 | 3426 | 4798 | 3198 | 1584 | 766 | 92  | 87  |
| IJmuiden       | 61 | 81 | 112 | 489 | 1904 | 2040 | 3487 | 2387 | 897  | 380 | 119 | 121 |

Bron: dhr. v.d. Wal van Sluisdienst Kornwerderzand en dhr. Hoekstra van Sluisdienst IJmuiden

De stuurgroep Waddenprovincies heeft het aantal recreatievaartuigen buitengaats bepaald op drie verschillende dagen in mei en augustus in 1988 (zie tabel 5.7). Een gemiddeld aantal van 531 vaartuigen per dag werd waargenomen, waarvan zo'n 472 recreatievaartuigen (exclusief sport- en beroepsvisserij). Aan de hand van de cijfers uit tabel 5.7 alsmede de verdeling van het aantal sluispassages over het jaar (zie tabel 5.6) kan een ruwe schatting worden gemaakt van het aantal recreatievaartuigen dat gemiddeld per dag in de maanden van het jaar op de Waddenzee aanwezig zijn. Hieruit is het aantal vaardagen op de Waddenzee te berekenen. Dit komt uit op circa 80.000 per jaar. Dat is minder dan in tabel 5.5 wordt berekend (116.000 zonder de bruine vloot). In hoeverre scheepsbewegingen naar de Noordzee onder de tellingen zijn begrepen is niet duidelijk. Voorts geven tellingen altijd een momentopname weer en vormen wat dat betreft een ondergrens, omdat buiten de geregistreerde momenten ook nog bewegingen plaats kunnen vinden. Dit zou een verklaring kunnen vormen voor het verschil.



Tabel 5.7 Aantal vaartuigen waargenomen buiten jachthavens in de Waddenzee

| Type vaartuig        | Observatiedagen in 1988 |            |             |        |
|----------------------|-------------------------|------------|-------------|--------|
|                      | 21 mei                  | 3 augustus | 18 augustus | Totaal |
| Jacht                | 300                     | 284        | 285         | 869    |
| Motorjacht           | 14                      | 37         | 29          | 80     |
| Platbodem            | 50                      | 146        | 86          | 282    |
| Recreatievissersboot | 39                      | 13         | 6           | 58     |
| Vissersboot          | 32                      | 44         | 43          | 119    |
| Charterboot          | 50                      | 84         | 52          | 186    |
| Totaal               | 485                     | 608        | 501         | 1.594  |

Bron: Stuurgroep Waddenprovincies (1989)

Hoewel de berekeningen in tabel 5.5 tot stand zijn gekomen op basis van verschillende aannamen, lijken de resultaten toch redelijk overeen te komen met metingen van DVK van het aantal scheepsbewegingen op de Waddenzee in 1989 en schepstellingen op de Waddenzee in 1988 van dezelfde dienst. Dat duidt erop dat de aannamen waarschijnlijk redelijk goed met de werkelijkheid overeenkomen. Voorts bleek uit de telling van de Stuurgroep (tabel 5.7) dat het merendeel van de recreatievaartuigen in de Waddenzee waargenomen kon worden in de vaargeulen.

DVK heeft de vaarbewegingen van de recreatievaart toebedeeld aan de belangrijkste scheepvaartroutes op de Waddenzee. De ligging van de routes is afkomstig uit het WAD-GIS-systeem, een Geografisch Informatie Systeem van RWS-Dir. Noord-Nederland. DVK heeft de vaarbewegingen, waarbij het vertrek en de aankomst in dezelfde haven lagen (tochten naar het wad en terug) niet toebedeeld aan specifieke routes. Deze tochten maken circa 13% uit van het totaal aan vaarbewegingen van de recreatievaart. Analooq aan de beroepsvaart (zie paragraaf 3.2.1) is min of meer arbitrair aangenomen, dat deze 13% van de vaarbewegingen bestonden uit rondvaarten over de Waddenzee via de belangrijkste routes. Op basis daarvan zijn deze vaarbewegingen toebedeeld aan de routes.

Voor de Noordzee zijn bij het MSCN in opdracht van DGSM de VONOVl-metingen uit de periode 1988-1991 verwerkt. De VONOVl-metingen zijn tellingen van aantallen schepen in bepaalde raaien die door de kustwacht vanuit het vliegtuig op gezette tijden gedurende verschillende perioden in het jaar zijn uitgevoerd (DGSM, 1988). Dit levert ook informatie over de intensiteit van de recreatievaart. De recreatievaart is niet altijd meegenomen in deze tellingen, aangezien deze zich vooral concentreerde aan de randen van het vlieggebied (dicht aan de kust) (persoonlijke communicatie C. v.d. Tak, MSCN, 1993). Dit levert een onderschatting van het totaal aantal recreatievaartuigen, waardoor deze getallen niet bruikbaar zijn. Wel valt uit deze gegevens de geografische spreiding van de recreatievaart in de kustzone af te leiden. Hiervoor is gebruik gemaakt van de in de Noordzee-atlas (ICONA, 1992) weergegeven VONOVl-gegevens van 1982-1987 (Noordzee atlas kaart 79).



De onzekerheidsmarge in de gemiddelde intensiteit van de recreatievaart (het aantal scheepskilometers) wordt geschat op 75 - 125 %.

### *Sportvissen*

Sportvissen vindt niet alleen plaats vanaf het strand (zie paragraaf 5.2.1), maar ook met boten op zee. Over het algemeen blijven de boten dicht bij de jachthavens en is de dichtheid van sportvisserij schepen het grootst nabij de havens (RWS, 1991).

## **5.3 Potentiële blootstellingen**

### **5.3.1 Verontreiniging**

#### *Strandrecreatie*

Bij zwemmen en zonnen is er een belasting van het milieu met zonnebrandolie die mogelijk significant bijdraagt aan olie verontreiniging. Om deze te bepalen is een gemiddelde olie-emissie per persoon per dag nodig. Stel 100 % van de strandgasten zwemt of baadt daadwerkelijk (dit is een ruime overschatting). Aangenomen dat deze mensen in het zomerseizoen allemaal zonnebrandolie of zonnebrandcrème gebruiken en een flacon van 250 ml voldoet voor 20 keer c.q. dagen zonnen, dan is het maximale gebruik van zonnebrandolie per strandgast 12,5 ml per dag. Met 26 miljoen toeristen per jaar die naar het strand gaan om te zonnen of te baden (Baan, 1992b en ICONA, 1992) bedraagt het totale gebruik van zonnebrandolie 325 m<sup>3</sup> per jaar.

Zonnebrandolie bevat geen minerale olie, maar veeleer plantaardige oliën als paraffine en stearine. Deze plantaardige oliën zijn veel minder schadelijk dan de aromaten in minerale olie. Het gehalte aan deze oliën wordt geschat op 50 %. Naast oliën bevat zonnebrandolie emulgatoren en UV-vangers, waarvan het effect op het watersysteem onduidelijk is. Nadere informatie hierover ontbreekt. In deze studie worden deze stoffen niet meegenomen.

De belasting van de gehele Noordzee met olie wordt geschat tussen de 71.000 en 150.000 ton per jaar (Clark, 1989), waarvan in het Nederlands Continentaal Plat zo'n 12.000 ton in het jaar 1988 (uit Watersysteemplan Noordzee, 1991-1995). Nog afgezien van de schadelijkheid van de in zonnebrandolie aanwezige olie vergeleken met minerale olie is de emissie van zonnebrandolie vergeleken met bovenstaande cijfers miniem.

#### *Recreatievaart*

Alleen voor de stoffen benzoapyreen (BaP), fluorantheen (Flu), koper, zink, lood en tributyltin (TBT) is informatie over de gemiddelde emissie per boot (voornamelijk kajuitzeilboten) beschikbaar. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt in emissies tijdens het stilliggen (gedurende het gehele jaar in jachthavens) en tijdens het varen. Tabel 5.8 geeft een overzicht van de gehanteerde emissiefactoren. In het navolgende wordt op de onderscheiden stoffen ingegaan.

#### *Tributyltin (TBT)*

De snelheid waarmee organotinverbindingen uitlogen uit aangroeiwerende verven is afhankelijk van de soort verf die wordt gebruikt. Zelfslijpende verven logen vooral uit tijdens het varen en minder tijdens het stilliggen. Conventionele verven logen continu uit. Tabel 5.8 geeft de schattingen van de uitloogsnelheid van deze verven tijdens het varen en het stilliggen.



Tabel 5.8 Emissiefactoren van organotinverbindingen uit aangroeiwerende verven tijdens varen en stilliggen

| verfsoort/activiteit | emissiefactor <sup>1</sup><br>(mg/m <sup>2</sup> scheepshuid per dag) |
|----------------------|---|
| zelfslijpende verven |   |
| - tijdens varen      | 45  |
| - tijdens stilliggen | 10  |
| conventionele verven |   |
| - tijdens varen      | 50  |
| - tijdens stilliggen | 25  |

<sup>1</sup> Het aandeel TBT in de organotinverbindingen bedraagt 92%

Bron: Evers e.a., 1993

Bij de beroepsvaart wordt veel gevaren en worden voornamelijk zelfslijpende verven gebruikt. Bij de recreatievaart ligt dat anders. Bij recreatieschepen worden voornamelijk conventionele verven gebruikt, omdat deze schepen vooral stilliggen.

Uitgaande van een gemiddeld scheepshuidoppervlak van een kajuitzeilboot van 40 m<sup>2</sup> bedraagt de uitloging per boot bij stilliggen 1 g TBT per dag ofwel 365 g per jaar. Tijdens varen loopt de emissie op tot 2,5 g TBT per dag. Sinds het per 1 januari 1990 ingestelde verbod op het gebruik van TBT-houdende verf op recreatieschepen met een lengte van minder dan 25 m zal de emissie van TBT door de recreatievaart zijn afgenomen (Ritsema et al., 1991).

Geschat wordt dat de marge in de emissie van TBT uit conventionele verven per m<sup>2</sup> scheepshuid van dezelfde orde van grootte is (10%) als bij zelfslijpende verven, die in gebruik zijn bij de beroepsvaart (zie paragraaf 3.3.1). Voorts wordt gerekend met een marge van 25% (naar boven en naar beneden) in het gemiddelde oppervlak aan scheepshuid, een factor twee (naar boven en beneden in het aandeel recreatievaartuigen op zee met TBT-houdende aangroeiwerende verf, en een marge van 25% (naar boven en naar beneden in het aantal scheepkilometers (zie paragraaf 5.2.3). Daaruit wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge berekend van 40 - 200%. Deze onzekerheidsmarge wordt aangehouden zowel voor de emissie tijdens het varen als tijdens het stilliggen.

Een groot deel van het jaar liggen recreatievaartuigen stil in jachthavens. Tijdens het stilliggen (en bij het schoonmaken) komt TBT in de haven terecht. Daar het water in de jachthavens wordt verversd als gevolg van getijbeweging vormen de jachthavens een bron van TBT-belasting voor de Waddenzee en Noordzee. Aangenomen is dat alle in de havens geëmitteerde TBT in zee terecht komt (worst case).

### *Zink*

Zink wordt in de vorm van zinkanodes in de recreatievaart gebruikt als kathodische bescherming. De zink-anode lost langzaam op en voorkomt daarmee corrosie van de metalen onderdelen van het vaartuig (schroef, scheepshuid). Geschat wordt dat ongeveer 50% van de recreatievaartuigen op zee beschermd wordt met een zinkanode en dat de zinkemissie van op een dergelijke wijze beschermde recreatievaartuigen ongeveer 600 g/jaar per schip bedraagt (RIZA, 1993).

De marge in de emissie van een met een zinkanode beschermd recreatievaartuig wordt geschat op 50% (naar boven en naar beneden) en de marge in het aandeel recreatievaartuigen met een zinkanode op 25% (naar boven en beneden). Voorts rekening houdend met een marge van 25% (naar boven en beneden) in het aantal scheepskilometers wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de zinkemissie berekend van 40 - 160%.

### *Koper*

In de recreatievaart wordt "bronze-bottom" verf gebruikt, die koper bevat. Volgens Ros (1987) bedraagt de koperemissie voor de totale recreatievaart (dus ook op de binnenlandse oppervlaktewateren) maximaal 25 ton koper per jaar. Dit komt neer op een emissie per boot per jaar van ongeveer 0,11 kg koper. De KNWV (1991) gaat uit van een koperemissie van 124 g per boot per jaar. Dit is gebaseerd op berekeningen van de CUWVO (1990). Bij deze berekeningen is uitgegaan van een jaarlijkse emissie van 18,6 ton koper en is een correctie doorgevoerd voor boten die daadwerkelijk koperhoudende verf gebruiken (gesteld op 65% van het totaal aantal recreatievaartuigen). Het is echter niet bekend welk deel van het totaal aantal zeegaande recreatievaartuigen koperhoudende verf gebruikt. Vooralsnog is dat percentage ook op 65% gesteld. Voor de onderhavige studie wordt de emissiefactor van 124 g per boot per jaar van CUWVO aangehouden.

Tijdens het varen neemt de uitloogsnelheid van koper uit aangroeiwerende verven met een factor 1,8 toe vergeleken met stilliggen (Slooff e.a., 1987). Op grond daarvan wordt voor het varen een emissiefactor aangehouden van 0,6 g/dag per boot.

De marge in de emissie van koper uit koperhoudende aangroeiwerende verven wordt net als voor TBT geschat op 10% (naar boven en naar beneden). De marge in het aandeel recreatievaartuigen met koperhoudende verf wordt geschat op 25% (naar boven en beneden). Voorts rekening houdend met een marge van 25% (naar boven en beneden) in het aantal scheepskilometers wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de koperemissie berekend van 60 - 140%.

### *Benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu)*

De emissie van BaP en Flu door uitloging en slijtage van de scheepshuid (aangroeiwerende teerproducten) van recreatievaartuigen bedroeg in 1985 voor de zoete oppervlaktewateren op jaarbasis respectievelijk 6 kg BaP en 180 kg Flu (RWS/RIZA-VROM/DGM, RIVM, 1991). Volgens de ANWB (tabel 5.1) bedroeg het aantal recreatievaartuigen in 1985, 210.000.

Aannemende dat in 1985 25% van het totaal aantal recreatievaartuigen behandeld is met teerproducten e.d., wordt de gemiddelde emissie per recreatievaartuig berekend op 0,11 g BaP en 3,4 g Flu per jaar. Ook voor de zeegaande recreatievaartuigen wordt verondersteld dat 25% aangroeiwerende teerproducten gebruikt.



BaP en Flu worden bij motorgebruik geëmitteerd met uitlaatgassen. Bij buitenboordmotoren worden uitlaatgassen volledig onder water geëmitteerd en blijft circa de helft van de PAK's, waaronder Bap en Flu, achter in het water. Bij binnenboordmotoren wordt 85 % van de uitlaatgassen onder water geëmitteerd en ook daarvan blijft circa de helft van de PAK's achter in het water (Van Bentum, 1993). Op de Waddenzee en Noordzee bestaat de recreatievaart voornamelijk uit kajuitzeilboten. Motorboten maken maar ongeveer 5 % van de recreatievaart op zee uit (zie paragraaf 5.1). Met kajuitzeilboten worden in totaal 1,85 miljoen vaardagen gemaakt (zie tabel 5.2). Voor de Waddenzee en Noordzee wordt een aantal vaardagen berekend van 126.000 (95 % van 133.000), respectievelijk 119.000 (95 % van 125.000, zie tabel 5.5).

In bijlage 1 wordt de belasting van het zeewater met BaP en Flu door uitlaatgassen van de recreatievaart berekend. De emissie van PAK's (zes van Borneff) met uitlaatgassen naar het water van kajuitzeilboten in Nederland als gevolg van motorgebruik wordt door Van Bentum (1993) berekend op 2,25 kg per jaar in 1990. Op basis van bovenstaande aantallen vaardagen wordt de emissie voor de Waddenzee en Noordzee berekend op respectievelijk 153 en 144 g per jaar. Voor motorboten, die op zee slechts ongeveer 5 % van de recreatievaart voor hun rekening nemen, kan een soortgelijke berekening worden uitgevoerd. Dat geeft een emissie naar de Waddenzee van 135 g en naar de Noordzee van 127 g per jaar. De totale emissie van PAK's (zes van Borneff) met uitlaatgassen naar de Waddenzee en Noordzee wordt aldus berekend op circa 290 g respectievelijk 270 g per jaar. De PAK's (zes van Borneff) bestaan voornamelijk uit Flu. Afhankelijk van de bron wordt bij emissies via uitlaatgassen en bij atmosferische depositie een aandeel van Flu gegeven van 40 tot 70 %. Voor BaP gelden lagere percentages, namelijk van 4 tot 13 % (Slooff e.a., 1989; De Savornin Lohman, 1992). Hier wordt gerekend met een aandeel van 50 % Flu en 10 % BaP in de zes van Borneff. De berekeningsresultaten zijn weergegeven in tabel 5.9.

Uit tabel 5.9 blijkt, dat de emissie van BaP en Flu vanuit de recreatievaart relatief klein is en vooral wordt bepaald door de emissie uit de scheepshuid. Uitgaande van een marge van 25 % (naar boven en naar beneden) in de emissies van BaP en Flu vanuit de scheepshuid, een marge van een factor twee (naar boven en beneden) in het aandeel van de recreatievaartuigen dat behandeld is met teer, en een marge van 25 % in het aantal scheepskilometers wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de emissies berekend van 40 - 200 %.

### *Olie*

Het gebruik van buitenboordmotoren (mengsmering) in de recreatievaart leidt tot een emissie van olie naar het oppervlaktewater. De emissie naar het water bedraagt in 1990 5,2 g olie per kg benzine (Van Bentum, 1993). Op eenzelfde wijze als voor PAK's is gedaan kan aan de hand van gegevens over vaardagen en deze emissiefactor worden berekend wat de olie-emissie van recreatievaart naar de Waddenzee en Noordzee is (zie bijlage 1). Voor 1990 worden deze emissies berekend op 235 kg voor de Waddenzee en 220 kg voor de Noordzee. Daarbij is aangenomen, dat de olie-emissie geheel in zee terecht komt.

Uitgaande van een marge van 25 % (naar boven en beneden) in de emissiefactoren, een marge van 50 % (alleen naar beneden) in het deel van de met uitlaatgassen geëmitteerde olie die in het zeewater terecht komt (zie bijlage 1), en een marge van 25 % (naar boven en beneden) in het aantal scheepskilometers wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de oliebelasting berekend van 40 - 140 %.



In paragraaf 3.3.1 is voor de beroepsvaart een schatting gemaakt van de oliefilm (dikte 0,3 mm) die aan het zee-oppervlak kan ontstaan als gevolg van olielozingen: 0,5 m<sup>2</sup> per kg geloosde olie per dag. Dit cijfer wordt ook aangehouden voor de recreatievaart. Uit de olie-emissie kan zo het oppervlak van de oliefilm worden berekend. Analooq aan de beroepsvaart (zie paragraaf 3.3.1) wordt de onzekerheidsmarge in het oppervlak aan olievlekken berekend op 5 -170%.

### *Lood*

Benzine en diesel bevatten lood. Dit lood kan met uitlaatgassen in het zeewater terecht komen. Voor het jaar 1990 wordt de loodemissie gesteld op 20 mg/kg voor diesel en 90 mg/kg voor benzine. Net als voor PAK's wordt weer aangenomen, dat bij binnenboordmotoren 85% van de uitlaatgassen onder water wordt geëmitteerd en bij buitenboordmotoren 100%. Vervolgens wordt aangenomen dat 50% van het in de uitlaatgassen aanwezige lood na passage door zeewater in het zeewater achterblijft (Van Bentum, 1993). Met deze aannames zijn dezelfde berekeningen uitgevoerd als voor PAK's met als resultaat dat de loodemissie met uitlaatgassen van de recreatievaart naar het zeewater circa 2,4 kg/j bedraagt voor de Waddenzee en circa 2,3 kg/j voor de Noordzee (zie bijlage 1).

Uitgaande van een marge van 10% (naar boven en beneden) in de emissiefactoren, een marge van 50% (naar boven en naar beneden) in het deel van de met uitlaatgassen geëmitteerde lood dat in het zeewater terecht komt (zie bijlage 1), en een marge van 25% (naar boven en beneden) in het aantal scheepskilometers wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in de loodbelasting berekend van 40 - 160%.

Bij de sportvisserij op zee komt lood in zee terecht. Dit lood zal snel in de bodem wegzakken, terwijl bovendien geldt dat de uitloogsnelheid van lood zeer laag is (circa 0,04% per jaar, verg. De Gee e.a., 1991). Dat betekent dat de belasting van het zeewater kan worden verwaarloosd.

De emissie tijdens het varen is vanwege slijtage door stromend water met daarin zwevend materiaal en vanwege versnelde diffusie hoger dan tijdens het stilliggen. Voor TBT scheelt dat een factor 4 á 5, en voor koper een factor 1,8. Voor de andere stoffen is daarover geen informatie beschikbaar. Bij de uitwerking (schatten van emissiefactoren bij varen in relatie tot die bij stilliggen) is daar echter wel rekening mee gehouden. Voorts is er verschil in de verspreiding van de verontreiniging tijdens varen en tijdens het stilliggen in jachthavens. De emissies in de jachthavens tijdens het stilliggen vinden gedurende het gehele jaar plaats. Gevaren wordt er vooral in het zomerseizoen. Dus vinden de emissies tijdens het varen vooral in dat seizoen plaats. In tabel 5.9 worden de emissies naar het zeewater berekend. De verdeling van de emissies in de jachthavens over de onderscheiden jachthavens kan plaatsvinden aan de hand van het aantal vaste ligplaatsen (zie daarvoor tabel 5.3).



Tabel 5.9 Emissies in Waddenzee en Noordzee door recreatievaart omstreeks 1990

| Stof/emissiegrootheid <sup>1</sup>                      | Waddenzee | Noordzee |
|---|-----------|----------|
| <b>Tributyltin (TBT)</b>                                |           |          |
| • emissie in jachthavens                                |           |          |
| - aantal boten met TBT met vaste ligplaats (10%)        | 220       | 90       |
| - emissiefactor (g/j per boot)                          | 365       | 365      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 80        | 33       |
| • emissie tijdens varen                                 |           |          |
| - aantal vaardagen van boten met TBT (10%)              | 13.300    | 12.500   |
| - emissiefactor (g/d per boot)                          | 2,5       | 2,5      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 33        | 31       |
| • totale emissie (kg/j)                                 | 113       | 64       |
| <b>Zink</b>   |           |          |
| • emissie in jachthavens                                |           |          |
| - aantal boten met zinkanodes met vaste ligplaats (50%) | 1.100     | 450      |
| - emissiefactor (g/j per boot)                          | 600       | 600      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 660       | 270      |
| • emissie tijdens varen                                 | 66.500    | 62.500   |
| - aantal vaardagen (50%)                                | 2         | 2        |
| - emissiefactor (g/d per boot)                          | 133       | 125      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 793       | 395      |
| • totale emissie (kg/j)                                 |           |          |
| <b>Koper</b>  |           |          |
| • emissie in jachthavens                                |           |          |
| - aantal boten met koper met vaste ligplaats (65%)      | 1.400     | 600      |
| - emissiefactor (g/j per boot)                          | 124       | 124      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 174       | 74       |
| • emissie tijdens varen                                 |           |          |
| - aantal vaardagen van boten met koper (65%)            | 86.000    | 81.000   |
| - emissiefactor (g/d per boot)                          | 0,6       | 0,6      |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 52        | 49       |
| • totale emissie (kg/j)                                 | 226       | 123      |
| <b>Lood</b>   |           |          |
| • emissie tijdens varen door uitlaatgassen              |           |          |
| - omvang emissie (kg/j)                                 | 2,4       | 2,3      |

|  |        |        |
|--|--------|--------|
| <b>Benzo-a-pyreen (BaP)</b>                      |        |        |
| • emissie in jachthavens                         |        |        |
| - aantal boten met BaP met vaste ligplaats (25%) | 550    | 230    |
| - emissiefactor (g/j per boot)                   | 0,11   | 0,11   |
| - omvang emissie (g/j)                           | 61     | 25     |
| • emissie tijdens varen uit scheepshuid          |        |        |
| - aantal vaardagen van boten met BaP (25%)       | 33.000 | 31.000 |
| - emissiefactor (g/d per boot)                   | 0,0004 | 0,0004 |
| - omvang emissie (g/j)                           | 13     | 12     |
| • emissie tijdens varen door uitlaatgassen       |        |        |
| - omvang emissie (g/j)                           | 29     | 27     |
| • totale emissie (g/j)                           | 103    | 64     |
| <b>Fluorantheen (Flu)</b>                        |        |        |
| • emissie in jachthavens                         |        |        |
| - aantal boten met Flu met vaste ligplaats (25%) | 550    | 230    |
| - emissiefactor (g/j per boot)                   | 3,4    | 3,4    |
| - omvang emissie (g/j)                           | 1.870  | 780    |
| • emissie tijdens varen uit scheepshuid          |        |        |
| - aantal vaardagen van boten met Flu             | 33.000 | 31.000 |
| - emissiefactor (g/d per boot)                   | 0,011  | 0,011  |
| - omvang emissie                                 | 360    | 340    |
| • emissie tijdens varen door uitlaatgassen       |        |        |
| - omvang emissie (g/j)                           | 145    | 135    |
| • totale emissie (g/j)                           | 2.375  | 1.255  |
| <b>Olie</b>                                      |        |        |
| • emissie tijdens varen door uitlaatgassen       |        |        |
| - omvang emissie (kg/j)                          | 235    | 220    |

Uit tabel 5.9 blijkt dat de jaarlijkse emissie in havens tijdens het stilliggen belangrijk groter is dan de emissie tijdens het varen. Lood en olie vormen hierop een uitzondering, omdat deze stoffen niet worden geëmitteerd tijdens het stilliggen. Verder blijkt dat de emissie van BaP tijdens het varen door uitlaatgassen groter is dan door uitloging en slijtage van de scheepshuid. Voor Flu is dat net andersom.

Tabel 5.10 geeft een samenvattend overzicht van de belasting van de Waddenzee en de Noordzee met stoffen ten gevolge van de recreatievaart.



Tabel 5.10    Overzicht van de belasting van de Waddenzee en de Noordzee met stoffen ten gevolge van de recreatievaart omstreeks 1990

| stof                           | belasting Waddenzee<br>(kg/j) | belasting Noordzee<br>(kg/j) | onzekerheidsmarge in<br>belastingcijfers |
|--------------------------------|-------------------------------|------------------------------|--|
| tributyltin (TBT) <sup>1</sup> | 110                           | 60                           | 40 - 200%                                |
| zink                           | 800                           | 400                          | 40 - 160%                                |
| koper                          | 230                           | 120                          | 60 - 140%                                |
| lood                           | 2,4                           | 2,3                          | 40 - 160%                                |
| BaP                            | 0,1                           | 0,06                         | 40 - 200%                                |
| fluorantheen                   | 2,4                           | 1,3                          | 40 - 200%                                |
| olie                           | 235                           | 220                          | 40 - 140%                                |

<sup>1</sup> Sinds het per 1 januari 1990 ingestelde verbod op gebruik van TBT-houdende verf op recreatieschepen met een lengte van minder dan 25 meter zal de emissie van TBT zijn afgenomen.

### 5.3.2 Eutrofiëring

De excretieproducten van badgasten (urine en zweet) kunnen bijdragen aan de eutrofiëring. Wanneer elke badgast gemiddeld een keer urineert in het zeewater per bezoekdag en er per urinelozing 2 g stikstof in het water komt (gebaseerd op een dagelijkse emissie van 9,2 g N per persoon; CUWVO, 1986), dan is de belasting van het zeewater 2 g stikstof per persoon per dag. Met de schatting van 26 miljoen bezoekdagen aan de kust per jaar (Baan, 1992b) levert dit een emissie op van 52 ton stikstof per jaar. De hoeveelheid fosfaat in urine is te verwaarlozen. Voor het NCP geldt een totale input van ruim 672.000 ton N per jaar (uit Watersysteemplan Noordzee, 1991-1995). In de kustzone is de bijdrage van recreatie aan de totale stikstofemissie maximaal 0,1 %, een te verwaarlozen bijdrage. De bijdrage aan eutrofiëring is dan ook niet verder uitgewerkt.

In het rapport 'De verontreiniging van het oppervlaktewater door de recreatievaart' (KNWV, 1991) is een berekening gemaakt van de waterverontreiniging als gevolg van het motorgebruik in de recreatievaart (voornamelijk uitlaatgassen en smeerolie). Berekend is een totale verontreiniging van 456 ton NO<sub>x</sub> voor 225.500 boten. Voor de Noordzee bedraagt de totale verontreiniging door 88.000 recreatievaartuigen 54 ton stikstof. Ook deze bijdrage wordt verwaarloosd.

### 5.3.3 Akoestische verstoring

Varen met motorboten draagt bij aan de akoestische verstoring onder water. Omdat concrete informatie over de effecten ontbreekt en omdat wordt aangenomen dat de effecten beperkt zijn, blijft de bijdrage van varen aan de akoestische verstoring buiten beschouwing (zie paragraaf 3.3.4).

Strandrecreatie brengt lawaai met zich mee. Het geproduceerde geluid (mensen, radio's etc.) zal echter nauwelijks doordringen onder water omdat de hoek tussen het grensvlak lucht/water en de richting vanwaar het geluid geproduceerd wordt (het strand) te groot is (IRA, 1991). Bovendien vormt het continue geweld van brekende golven een overheersende natuurlijke geluidsbron in het water waaraan de mariene biota zijn aangepast. De bijdrage door strandrecreatie aan de akoestische verstoring onder water kan dus verwaarloosd worden.

#### 5.3.4 Visuele verstoring

Uit onderzoek blijkt, dat recreatie-activiteiten het gedrag van zeehonden beïnvloeden (Brasseur en Reijnders, 1994). Zeehonden vertonen een eerste reactie bij nadering tot een afstand van 400 tot 1200 meter afhankelijk van de aard van de activiteit. Er zijn aanwijzingen dat visuele verstoring ook aanleiding kan geven tot fysiologische effecten.

Recreatie-activiteiten vinden voornamelijk in het zomerseizoen plaats en niet of nauwelijks in de winter. Daarom is de visuele verstoring alleen voor het zomerseizoen gekwantificeerd.

##### *Strandrecreatie*

De informatie van ICONA (1992) over het aantal strandrecreanten per ha op een gemiddelde zomerse dag (zie paragraaf 5.2.1) is direct vertaald naar een maximum visuele verstoring per gridcel met een strandlengte van 1 km aan de kust (zie figuur 5.1).

Het totaal aantal surfers gedurende het zomerseizoen wordt geschat op circa 50 per km<sup>2</sup> per locatie. De in de Noordzee atlas (ICONA, 1992; kaart 78) aangegeven surflokaties zijn aangehouden.

Voor catamarans geldt eveneens een dichtheid van 50 per km<sup>2</sup>, echter deze activiteit is beperkt tot de lokaties Zandvoort, Scheveningen en Texel. Voor Texel is een evenredige verdeling van deze 50 catamarans over de vier surflokaties op Texel aangehouden.

Het aantal recreanten per ha strand op zomerse dagen varieert van dag tot dag en van plaats tot plaats. Bezien op het niveau van lokaties is de onzekerheidsmarge groot. Voor het gemiddelde van een RAM-gebied is de onzekerheidsmarge minder groot. Hier wordt uitgegaan van een onzekerheidsmarge van 50 - 150%. Eenzelfde onzekerheidsmarge wordt aangehouden voor surfers en catamarans.

##### *Recreatie buitendijks*

Wadlopen vindt voornamelijk op een viertal routes plaats op zaterdag in juni, augustus en september (zie paragraaf 5.2.2). De vier belangrijkste routes zijn aangegeven in de Wadatlas (RWS, 1989). Omdat nadere informatie ontbreekt is een pragmatische aanpak gevolgd voor het bepalen van de maximale dichtheid. Aangenomen is dat 50% van het totale aantal wadlopen van 30 duizend per jaar plaatsvindt op genoemde 13 zaterdagen op de vier belangrijkste routes. Uitgaande van een evenredige verdeling over de vier routes geeft dat een maximale dichtheid van circa 290 personen per dag. Deze intensiteit is aan elk van de vier routes toegekend (zie figuur 5.2). Buiten deze vier routes wordt de intensiteit op nul gesteld.



De maximum intensiteit bij het wadlopen is bovenstaand zeer ruw en pragmatisch geschat voor een viertal routes. Aangenomen wordt dat de maximum intensiteit tot een factor vier kan afwijken van de hier berekende cijfers. Dat komt overeen met een onzekerheidsmarge van 25 - 400%.

Verondersteld wordt dat 50% van de vliegtuigen opstijgend vanaf Texel of Ameland vliegen binnen de corridors. Dit betreft dan circa 1.300 vluchten vanaf Ameland en 11.000 vluchten vanaf Texel (afgeleid uit Wadatlas, RWS, 1989). Deze vluchten zijn evenredig verdeeld over het totale oppervlak van de vliegcorridors boven de Waddenzee. De ligging van de corridors is eveneens afgeleid uit de Wadatlas (RWS, 1989). Rondom de aangegeven hartlijn van de corridors is een bandbreedte van 10 nautische mijl overeenkomend met 15 km (persoonlijke communicatie Rijks Luchtvaart Dienst, juli 1993) aangehouden. Sportvliegers worden vriendelijk verzocht zich binnen deze corridors op te houden, maar zijn het niet verplicht (persoonlijke communicatie Mulder vliegveld Texel, juli 1993). Aangenomen is dat het aantal vluchten vanaf Texel vooral in de meest westelijke en grootste corridor plaatsvinden en de vluchten vanaf Ameland zich in de oostelijke corridor bevinden. Figuur 5.3 geeft een overzicht van de intensiteit van het sportvliegen boven de Waddenzee.

Een beperkt aantal sportvliegtuigen zal opstijgen vanaf het vasteland en vandaar boven zee vliegen. Gegevens hierover ontbreken en daarom wordt deze bijdrage aan de visuele verstoring verwaarloosd.

De intensiteit van het sportvliegen is bovenstaand ruw geschat. Daarom wordt gerekend met een betrouwbaarheidsinterval van een factor twee in de intensiteit overeenkomend met een onzekerheidsmarge van 50 - 200%.

#### *Recreatievaart*

De visuele verstoring door recreatievaart is eenvoudig door combinatie van de in paragraaf 5.2 vastgestelde aantal boten in het zomerseizoen en geografische spreiding van de recreatievaart te berekenen tot een gemiddeld aantal boten per km<sup>2</sup> (zie figuur 5.4). Voor de Noordzee is dat in de vorm van contourplots aangegeven. Op de Waddenzee vindt de recreatievaart vooral in de geulen plaats en is routegebonden. Voor de Waddenzee is de intensiteit daarom routegebonden weergegeven (aantal boten dat per dag een punt op de route passeert).

De onzekerheidsmarge in de gemiddelde intensiteit van de recreatievaart is in paragraaf 5.2.3 geschat op 75 - 125%. Voor het stilliggen wordt met eenzelfde onzekerheidsmarge gerekend.

## 6 Winning oppervlaktedelfstoffen

### 6.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie winning oppervlaktedelfstoffen omvat activiteiten gericht op de winning van materialen vanuit de zeebodem, inclusief het transport naar het vaste land. Tot deze gebruiksfunctie wordt een drietal activiteiten gerekend, namelijk:

1. winning van zand;
2. winning van schelpen;
3. winning van grind.

De laatst genoemde activiteit, winning van grind, wordt buiten beschouwing gelaten omdat deze activiteit alleen mogelijk is op de Klaverbank, waar op dit moment geen grind wordt gewonnen. Er heeft in 1989 wel een enkele keer een proefwinning plaatsgevonden, waarbij in totaal zo'n 346.000 m<sup>3</sup> grind is gewonnen (schriftelijke communicatie A. Visser, Directie Noordzee, april 1993).

Zandwinning vindt zowel op de Noordzee als op de Waddenzee plaats, schelpenwinning voornamelijk op de Waddenzee. Op de Noordzee wordt op kleine schaal spisula gewonnen. Deze winning blijft hier buiten beschouwing.

De gevolgen van het winnen van zand en schelpen voor de toestand van de watersystemen Noordzee en Waddenzee zijn vergelijkbaar met die van het baggeren ten behoeve van de scheepvaart. Baggeren op zee in de toegangsgeulen, zoals bijvoorbeeld in de IJgeul, wordt trouwens zoveel mogelijk gecombineerd met de winning van zand. Ook in de Waddenzee wordt door Rijkswaterstaat meerdere malen een beroep gedaan op de "beroepszandwinners" om een bepaalde geul open te houden. Net als baggeren draagt het winnen van zand en schelpen bij aan de volgende typen verstoringen: verontreiniging, onttrekken organismen, mechanische en visuele verstoring.

### 6.2 Intensiteit van het gebruik

#### 6.2.1 Schelpenwinning

Aan de Vereniging van Nederlandse Schelpenvissers is door de minister van Verkeer en Waterstaat in 1992 vergunning verleend voor het vissen van schelpen in de Waddenzee en Noordzee. Deze vergunning heeft betrekking op diverse plaatsen gelegen in de kombergingsgebieden van het Marsdiep, het Eyerlandsche Gat, het Vlie, het Borndiep, het Pinkegat, het Friesche Zeegat, de Eilanderbalg en de Lauwers alsmede een aantal plaatsen in de buitendelta's van de zeegaten van het Vlie, het Borndiep, het Friesche Zeegat en de Lauwers. Voor de Waddenzee is in 1977 een contingeringsregeling ingesteld, waarin is bepaald dat er jaarlijks maximaal 140.000 m<sup>3</sup> schelpen in de Waddenzee mogen worden opgevist. Deze contingeringsregeling is niet van toepassing op de winning in de aangrenzende zeegaten.



In 1992 is 171.745 m<sup>3</sup> schelpen aangevoerd, waarvan 89.285 m<sup>3</sup> uit de Waddenzee en 82.460 m<sup>3</sup> uit de aangrenzende zeegaten. De winning in de zeegaten in 1992 is slechts een éénmalige gebeurtenis geweest (persoonlijke communicatie D. Reitsma, RWS Directie Friesland, augustus 1993). Over de schelpenwinning in de periode 1970-1987 zijn ook gegevens beschikbaar (RWS, 1989). Tabel 6.1 geeft een overzicht van de schelpenwinning per kombergingsgebied.

Tabel 6.1 Omvang van schelpenwinning in de Waddenzee

| lokatie          | totale winning in<br>1970 - 1987<br>(m <sup>3</sup> ) | gemiddeld winning in<br>1970 - 1987<br>(m <sup>3</sup> /j) | winning in 1992<br>(m <sup>3</sup> /j) |
|------------------|---|--|--|
| Marsdiep         | 18.475  | 1.026  | -                                      |
| Eyerlandsche Gat | 35.600  | 1.978  | -                                      |
| Vlie             | 1.146.545   | 63.697   | 59.910                                 |
| Borndiep         | 205.245   | 11.403   | 11.065                                 |
| Pinkegat         | 10.700  | 594  | -                                      |
| Friesche Zeegat  | 294.640   | 16.369   | 12.340                                 |
| Eilander Balg    | 3.900   | 217  | 5.970                                  |
| Lauwers          | 409.525   | 22.751   | -                                      |
| Schild           | 6.500   | 361  | -                                      |
| Totaal           | 2.131.130   | 118.396  | 89.285                                 |

Bron: Wadatlas (RWS, 1989); RWS, Dir. Friesland (1993)

Schelpenwinning wordt op de Waddenzee uitsluitend uitgevoerd met steekhopperzuigers. De winbare hoeveelheden zijn vaak gering. In het dynamische systeem van de Waddenzee komen schelpenbanken zeer verspreid aan de oppervlakte voor. Als deze voorkomens in een vergunningsgebied liggen mogen zij worden geëxploiteerd. In de Waddenzee worden schelpen overwegend gezogen uit snelstromende geulen met een voorgeschreven minimum diepte van -4,5 m NAP en met een arme fauna. De putten die daarbij ontstaan slibben snel dicht, vaak binnen 24 uur. De diepte van de put op het moment van optrekken van de buis bedraagt gemiddeld 1 m en maximaal 2 m (persoonlijke communicatie D. Reitsma, RWS Directie Friesland, juli 1993). De schepen die bij de schelpenwinning worden ingezet hebben een laadvermogen variërend van 200 tot 750 ton. Het gemiddelde laadvermogen is dus 475 ton oftewel een volume van 340 m<sup>3</sup> aan schelpen (1 m<sup>3</sup> ≈ 1,4 ton schelpen) (RWS, Directie Friesland, 1981).

De lokaties waar schelpen gewonnen kunnen worden variëren vanwege de grote dynamiek van de Waddenzee van jaar tot jaar. Voor het kwantificeren van verstoringen zijn de gemiddelde hoeveelheden in de periode '70-'87 aangehouden en zijn deze gemiddelde jaarlijkse hoeveelheden gewonnen schelpen uniform over de in de kombergingsgebieden gelegen vergunningsgebieden verdeeld. De lokatie van de vergunningsgebieden is verkregen uit het WADGIS-systeem, een Geografisch Informatie Systeem op basis van ARC/INFO.

## 6.2.2 Zandwinning

In 1990 werd in de Waddenzee bijna 2,5 miljoen m<sup>3</sup> zand gewonnen, waarvan 1.160.500 m<sup>3</sup> in de Westelijke Waddenzee, 1.052.000 m<sup>3</sup> in de Oostelijke Waddenzee en 37.000 m<sup>3</sup> in het Eems-Dollard estuarium (bron: rapportage RWS/DNZ aan de Oslocommissie). In de periode '70-'87 is gemiddeld 5 miljoen m<sup>3</sup> zand gewonnen (RWS, 1989). Gegevens van RWS, Directie Friesland (1993), geven een winning aan van gemiddeld 4 miljoen m<sup>3</sup> zand per jaar in de periode 1983-1992.

In de kombergingsgebieden Eyerlandse Gat en Lauwers is na 1985 geen zand meer gewonnen (RWS, Dir. Friesland, 1993). De grootste zandwinningen vinden plaats in de kombergingsgebieden Marsdiep en Vlie (persoonlijke communicatie Reitsma, RWS Directie Friesland, augustus 1993). Tabel 6.2 geeft hiervan een overzicht. Voor de berekening van de verstoringen zijn de cijfers voor het jaar 1992 aangehouden. De winningen zijn daarbij uniform over de in de kombergingsgebieden gelegen vergunningsgebieden (eveneens uit WADGIS afkomstig) verdeeld.

Tabel 6.2 Omvang van zandwinning in de Waddenzee

| lokatie                   | totale winning<br>in 1970 - 1987<br>(10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> ) | gemiddelde winning<br>in 1970 - 1987<br>(10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /j) | winning in<br>1992<br>(10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> ) | gemiddeld winning<br>in 1983 - 1992<br>(10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /j) |
|---------------------------|---|---|---|--|
| Marsdiep                  | 32.350  | 1.800   | 1.041   | 1.994  |
| Eyerlandsche Gat          | 9.740   | 540   | -   | 442  |
| Vlie                      | 17.610  | 980   | 554   | 580  |
| Borndiep                  | 8.560   | 480   | 661   | 503  |
| Pinkegat                  | 1.320   | 70  | -   | -  |
| Friesche Zeegat           | 2.850   | 160   | 70  | 73   |
| Lauwers                   | 2.740   | 150   | -   | 272  |
| Eems-Dollard <sup>1</sup> | 15.850  | 880   | -   | -  |
|                           | -----   | -----   | -----   | -----  |
| Totaal                    | 91.020  | 5.060   | 2.326   | 3.864  |

<sup>1</sup> Exclusief onderhoud toegangsgeul Delfzijl

Bron: Wadatlas (RWS, 1989); RWS, Dir. Friesland (1993)

In de Waddenzee vindt de zandwinning plaats met sleeppopperzuigers met een laadvermogen van 800 tot 1300 ton. Deze sleeppopperzuigers zuigen al varende dunne lagen zand op van de bodem over een uitgestrekt gebied. Verondersteld wordt dat deze zuigers een gemiddeld volume van 1000 m<sup>3</sup> (1 m<sup>3</sup> ≈ 1,3 ton) zand hebben.



Zandwinning op de Noordzee vindt hoofdzakelijk plaats in de vaargeulen. In de IJgeul vindt de winning plaats tussen 8 en 16 km en in het ankergebied van de IJgeul. De Combinatie Zeezand (Ballast Nedam en Boskalis Oosterwijk) winnen in dit gebied jaarlijks 3 tot 4 miljoen m<sup>3</sup> zand. De verdieping van de IJgeul van 45 naar 54 voet is gedeeltelijk uitgevoerd in het kader van de zeezandwinning. Dit betreft voornamelijk het gedeelte tussen 9 en 20 km met het ankergebied op 10 km. Daarbij is gedurende enige jaren zand gewonnen in het gebied ten noorden van en aansluitend aan het ankergebied. Hierbij zijn grote hoeveelheden zand gewonnen.

De zandwinning bij Hoek van Holland vindt hoofdzakelijk plaats in de Maas- en Eurogeul met de aansluitende noodanker-/keerplaats tussen 5 en 16 km. Jaarlijks baggeren Ballast Nedam en Boskalis Oosterwijk circa 3 miljoen m<sup>3</sup> zand in dit gebied.

De zandwinning in de IJgeul, de Maas- en Eurogeul vindt het gehele jaar plaats met gemiddeld 1 sleeppopperzuiger per lokatie. Per beunvracht wordt verondersteld dat 1 uur zuigen nodig is. De gemiddelde beuninhoud van de ingezette sleeppopperzuiger bedraagt 4.000 m<sup>3</sup>.

Het zand voor zandsuppleties wordt gedeeltelijk uit de genoemde vaargeulen gewonnen en gedeeltelijk op lokaties ten westen van de 20 meter diepte lijn (schriftelijke communicatie A. Visser, Directie Noordzee, mei 1993). Tabel 6.3 geeft een overzicht van de zandwinning op de Noordzee inclusief de winning van zand voor kustsuppleties e.d.

In 1990 is totaal circa 12 miljoen m<sup>3</sup> zeezand gewonnen, waarvan 5,5 miljoen m<sup>3</sup> voor kustsuppletie (overzicht zeezandwinning, RWS, Directie Noordzee).

Tabel 6.3      Overzicht van zandwinning op de Noordzee inclusief winning ten behoeve van kustsuppletie in 1990

| Lokatie   | Gewonnen m <sup>3</sup><br>in 1990                         | Kustsuppletie voor lokatie              | Suppletie volume<br>m <sup>3</sup>         |
|---|--|---|--|
| Regio Maasgeul:<br>- 5-16 km<br>- 0-3 km  | 1.837.945<br>466.797                                       | Hoek van Holland                        | 466.797                                    |
| Regio IJ-geul:<br>- draaicirkel + IJ-geul<br>- blok Q-10  | 4.566.115<br>153.275                                       | Bloemendaal                             | 261.682                                    |
| Regio kust Zeeland<br>- blok S4<br>- blok S7 A/B<br>- blok S7 A<br>- blok S5, S7 A/B<br>- Bankje van Zoutelande<br>- Inloop Oostgat | 1.000<br>119.000<br>73.707<br>18.629<br>138.530<br>379.347 | Strand Baxweg, Zoutelande<br>Walcheren  | 138.530<br>379.347                         |
| Overig:<br>- blok Q5/Q8<br><br>- blok L17/L14/L15/L18<br>- blok M9  | 769.092<br><br>2.543.024<br>917.586                        | Egmond<br>Bergen NH<br>Texel<br>Ameland | 323.318<br>445.774<br>2.543.024<br>971.586 |
| Totaal  | 11.984.047   |   | 5.530.058                                  |

Bron: RWS, directie Noordzee (afd. AMU, Dijkshoorn/van Doorn), 1992.

## 6.3 Potentiële blootstellingen

### 6.3.1 Verontreiniging

Veel verontreinigende stoffen zijn in zee gebonden aan het sediment. De concentraties van zware metalen in sedimenten (in  $\mu\text{g/kg}$  drooggewicht) zijn over het algemeen orden van grootte hoger dan die in de erboven liggende waterkolom ( $\mu\text{g/l}$ ) (Bryan, 1985). Daardoor kunnen bij het winnen van zand en schelpen, waarbij overtollig water en slib via de overstort weer in het water terechtkomen, de concentraties van allerlei stoffen in de waterkolom veranderen.

In de literatuur wordt melding gemaakt van twee studies die de belasting van het overstortwater op het ontvangende water onderzocht hebben. In Nederland zijn metingen gedaan voor zink en chroom tijdens de zandwinning in 1978 in de Wierbalg. Het bleek dat de aan zwevend stof gebonden concentraties zink en chroom in het benedenstroomse water duidelijk waren verhoogd, maar er werd geen effect waargenomen op de opgeloste concentraties zink en chroom (RWS, Directie Friesland, 1981).



De tweede studie heeft betrekking op baggeren maar is vanwege de vergelijkbaarheid relevant. Het betreft een studie naar de effecten van baggeren op de waterkolom van de Thames Estuary in Connecticut, USA (Tramontana en Bohlen, 1984). De concentraties opgelost fosfaat, ammonium, silicaten, mangaan en koper waren in de waterkolom tot 2 tot 9 maal hoger dan de achtergrondconcentratie. Echter binnen 180 meter in stroomafwaartse richting waren deze concentraties reeds tot de achtergrondconcentratie gereduceerd. De zwevend stof concentratie was vlak nabij de baggerlokatie met een factor 100 verhoogd, maar binnen 700 meter stroomafwaarts was het niveau weer terug op de achtergrondconcentratie.

Zandwinning leidt dus lokaal tot een aanzienlijke verhoging van het zwevend stof gehalte en de daaraan gebonden verontreinigingen. Zware stormen hebben overigens eenzelfde effect maar dan over een veel groter oppervlak (Tramontana en Bohlen, 1984). Het effect op de concentratie aan stoffen in de waterfase is echter gering en wordt verwaarloosd (zie ook paragraaf 3.3.1).

### 6.3.2 Mechanische verstoring

Bij baggeren, en bij zand- en schelpenwinning is sprake van mechanische verstoring, want deze activiteiten resulteren in een verhoging van de concentratie zwevend stof (zie ook paragraaf 3.3.2).

Zandwinning vindt meestal plaats met een sleephopperzuiger, die varende over een uitgestrekt gebied dunne lagen zand opzuigt van de bodem. De hoeveelheden zwevend stof in de waterkolom kunnen bij een sleephopperzuiger aanzienlijk zijn, omdat het zuigen over de bodem een proces van intensieve erosie initieert langs de ontgonnen strook die bij deze methode een groot oppervlak beslaat. De Jonge (1983) redeneert dat de vertroebeling in het water vooral afhankelijk is van het oppervlak dat gebaggerd wordt. Alhoewel deze studie betrekking had op baggeren kan een analoge conclusie getrokken worden ten aanzien van de zand- en schelpenwinning omdat hierbij dezelfde baggerwerktuigen gebruikt worden. De effecten van de sleephopperzuiger zijn waarschijnlijk groter dan die van de steekhopperzuiger, die voor de schelpenwinning in de Waddenzee wordt gebruikt.

De verhoging van de concentratie zwevende stof wordt in het kader van dit project uitgedrukt in het aantal dagen dat de grenswaarde van 200 mg/l wordt overschreden (afgeleid uit Essink en Bos, 1985). Een tweede grenswaarde, die in de onderhavige studie gehanteerd wordt, is een zwevende stof concentratie van 500 mg/l. Voor beide concentraties geldt de concentratie in de onderste meter van de waterkolom en bij voorkeur uitgesplitst naar zomer- en winterseizoenen. Aangezien zand- en schelpenwinning in principe continu plaatsvinden is geen onderscheid naar seizoenen gemaakt.

De mechanische verstoring bij zand- en schelpenwinning is vergelijkbaar met die bij baggeren (zie paragraaf 3.3.3). Het gebied met overschrijding van de grenswaarde van 200 mg/l aan zwevend stof tijdens de winning kan dus worden gesteld op 20.000 m<sup>2</sup> en voor de grenswaarde van 500 mg/l wordt 5.000 m<sup>2</sup> aangehouden. De overschrijdingsduur van de grenswaarde van 200 mg/l wordt gesteld op 5 uur en die van 500 mg/l op 1 uur.

Bij de winning van schelpen wordt een steekmond gebruikt van circa 50 cm. Door een heen en weer gaande beweging en aanzuiging vanaf de rand moet rekening worden gehouden met een spoorbreedte van circa 5 m. Bij zandwinning is de aanzuigende werking groter en moet worden gerekend met een spoorbreedte van 10 - 15 m (gemiddeld 12,5 m) (informatie van J.G.S. Pennekamp, WL, 1993). De dikte van de afgegraven laag wordt bij zandwinning geschat op 0,5 m (mededeling van F. Hallie, DNZ, 1993) en bij schelpenwinning op 1 m (mededeling Reitsma, Directie Friesland van RWS, 1993).

Op basis van bovenstaande gegevens kan analoog aan de wijze waarop dat voor baggeren is gedaan (zie paragraaf 3.3.3) worden berekend wat de omvang van het beïnvloede gebied is. Daartoe is weer uitgegaan van een beïnvloed gebied van gemiddeld 150 m breed. Aan de hand van de spoorbreedte zijn hieruit verhoudingsgetallen berekend (zie tabel 6.4).

Tabel 6.4 Verhoudingsgetallen voor bepaling van beïnvloede gebied bij de winning van zand en schelpen

|  | zand-<br>winning | schelpen-<br>winning |
|--|------------------|----------------------|
| afgegraven oppervlak (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> winning)   | 2                | 1                    |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>1</sup> van 200 mg/l voor zwevend stof (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> winning) | 24               | 30                   |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>2</sup> van 500 mg/l voor zwevend stof (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> winning) | 12               | 15                   |

De mechanische verstoring als gevolg van schelpen- en zandwinning in de Waddenzee en zandwinning in de Noordzee is in de tabellen 6.5, 6.6 en 6.7 gekwantificeerd.



Tabel 6.5 Omvang van beïnvloed gebied door schelpenwinning in de Waddenzee

| lokatie        | winning <sup>3</sup><br>(1000 m <sup>3</sup> /jaar) | afgegraven<br>oppervlak<br>(1000 m <sup>2</sup> /jaar) | gebied <sup>1</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 200 mg/l<br>(1000 m <sup>2</sup> ) | gebied <sup>2</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 500 mg/l<br>(1000 m <sup>2</sup> ) |
|----------------|---|--|--|--|
| Marsdiep       | 1,0   | 1,0  | 30   | 15   |
| Eyerlandse Gat | 2,0   | 2,0  | 60   | 30   |
| Vlie           | 63,7  | 63,7   | 1911   | 956  |
| Borndiep       | 11,4  | 11,7   | 351  | 176  |
| Pinkegat       | 0,6   | 0,6  | 18   | 9  |
| Friese Zeegat  | 16,4  | 16,4   | 492  | 246  |
| Eilander Balg  | 0,2   | 0,2  | 6  | 3  |
| Lauwers        | 22,8  | 22,8   | 684  | 342  |
| Schild         | 0,4   | 0,4  | 12   | 6  |
|                | -----   | -----  | -----  | -----  |
| totaal         | 118,5   | 118,5  | 3564   | 1783   |

<sup>1</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur<sup>2</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur<sup>3</sup>Gemiddelde over de periode 1970-1987 (afgerond, zie tabel 6.1)

Tabel 6.6 Omvang van beïnvloed gebied door zandwinning in de Waddenzee

| lokatie       | winning <sup>3</sup><br>(1000 m <sup>3</sup> /jaar) | afgegraven<br>oppervlak<br>(1000 m <sup>2</sup> /jaar) | gebied <sup>1</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 200 mg/l<br>(miljoen m <sup>2</sup> ) | gebied <sup>2</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 500 mg/l<br>(miljoen m <sup>2</sup> ) |
|---------------|---|--|---|---|
| Marsdiep      | 1040  | 2080   | 25,0  | 12,5  |
| Vlie          | 550   | 1100   | 13,2  | 6,6   |
| Borndiep      | 660   | 1320   | 15,8  | 7,9   |
| Friese Zeegat | 70  | 140  | 1,7   | 0,8   |
|               | -----   | -----  | -----   | -----   |
| totaal        | 2320  | 4640   | 55,7  | 27,8  |

<sup>1</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur<sup>2</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur<sup>3</sup>Winning uit 1992 (afgerond, zie tabel 6.2)

Tabel 6.7 Omvang van beïnvloed gebied door zandwinning in de Noordzee

| lokatie          | winning<br>(1000 m <sup>3</sup> /jaar) | afgegraven<br>oppervlak<br>(km <sup>2</sup> /jaar) | gebied <sup>1</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 200 mg/l<br>(km <sup>2</sup> ) | gebied <sup>2</sup> met<br>zwevend stof<br>concentratie groter<br>dan 500 mg/l<br>(km <sup>2</sup> ) |
|------------------|--|--|--|--|
| Eurogeul 5-16 km | 1840                                   | 3,68   | 44,2   | 22,1   |
| Eurogeul 0-3 km  | 470                                    | 0,94   | 11,2   | 5,6  |
| IJ-geul          | 4570                                   | 9,14   | 109,6  | 54,8   |
| Blok Q10         | 150                                    | 0,30   | 3,6  | 1,8  |
| Blok S4          | 1                                      | 0,002  | 0,02   | 0,01   |
| Blok S7 A/B      | 120                                    | 0,24   | 2,8  | 1,4  |
| Blok S7 A        | 70                                     | 0,14   | 1,6  | 0,8  |
| Blok S5, S7 A/B  | 20                                     | 0,04   | 0,4  | 0,2  |
| Zoutelande       | 140                                    | 0,28   | 3,4  | 1,7  |
| Oostgat          | 380                                    | 0,76   | 9,2  | 4,6  |
| Blok Q5/Q8       | 770                                    | 1,54   | 18,4   | 9,2  |
| Blok L17-L18     | 2540                                   | 5,08   | 61   | 30,5   |
| Blok M9          | 920                                    | 1,84   | 22   | 11   |
|                  | -----                                  | -----  | -----  | -----  |
| totaal           | 11991                                  | 23,98  | 287,4  | 143,7  |

<sup>1</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur

<sup>2</sup>Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur

De bijdrage van de winning van oppervlaktedelfstoffen aan mechanische verstoring is op dezelfde manier berekend als bij het baggeren voor de scheepvaart (zie paragraaf 3.3.3). De berekening van de onzekerheidsmarge vindt eveneens analoog aan die voor de scheepvaart plaats. Uitgaande van een marge van 25% (naar boven en beneden) in de hoeveelheden gewonnen zand en schelpen en een marge van een factor vier (naar boven en beneden) in de verhoudingsgetallen, die de relatie aangeven tussen het volume en de omvang van het beïnvloede gebied (oppervlak met zwevend stof concentratie boven de grenswaarde van 200 en 500 mg/l), wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge in het oppervlak berekend van 20 - 400%.

Zoals in paragraaf 6.2 is aangegeven worden de gewonnen hoeveelheden per kombergingsgebieden naar evenredigheid van oppervlakte toegewezen aan de vergunningsgebieden gelegen in het betreffende kombergingsgebied. Ook de verstoringen worden aan deze vergunningsgebieden toegewezen: immers de exacte winlokatieën gelegen binnen de vergunningsgebieden zijn niet bekend. In detail houdt dit in dat de mechanische verstoring wordt toegewezen aan het gehele vergunningsgebied. In werkelijkheid zal de verstoring stroomafwaarts van de winlokatie optreden. Figuur 6.1 geeft een overzicht van de mechanische verstoring door schelpenwinning en figuur 6.2 door zandwinning.



### 6.3.3 Onttrekken organismen

Het totaal afgegraven oppervlak vormt een indicatie van de onttrokken hoeveelheden organismen als gevolg van schelpen- en zandwinning. Deze oppervlakken zijn weergegeven in tabellen 6.5 t/m 6.7. Figuren 6.3 en 6.4 geven de ruimtelijke spreiding weer.

Analoog aan het baggeren bij de scheepvaart (zie paragraaf 3.3.4) wordt de onzekerheidsmarge in het afgegraven oppervlak berekend. Bij schelpenwinning wordt uitgegaan van een marge in de gewonnen hoeveelheid van 25% (naar boven en beneden) en een marge in de diepte van afgraving (gemiddeld 1 meter) van 12,5% (naar boven en beneden). Bij zandwinning wordt eveneens uitgegaan van een marge van 25% in de gewonnen hoeveelheid, maar wordt de marge in de diepte van de afgraving (gemiddeld 50 cm) op 25% geraamd. Met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 zijn daaruit de volgende onzekerheidsmarges af te leiden:

- voor schelpenwinning 70 - 130%;
- voor zandwinning 65 - 135%.

### 6.3.4 Visuele verstoring

Het aantal actieve zandzuigers en schelpenvissersboten is klein vergeleken met de omvang van de beroepsvaart en kan bij het bepalen van de visuele verstoring buiten beschouwing blijven.

## 7 Militaire activiteiten

### 7.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie militaire activiteiten omvat het uitvoeren van oefeningen op zee, vroeger het dumpen van munitie en ander materiaal op zee, alsmede het transport van en naar de havens en militaire gebieden op zee. Militaire activiteiten, die van belang zijn voor de toestand van de Noordzee zijn:

1. vlieg oefeningen;
2. schietoefeningen;
3. oefeningen met dieptebommen;
4. dumping van munitie;
5. calamiteiten (vliegtuigen);
6. varen.

Vlieg oefeningen dragen bij aan de akoestische verstoring onder water, vooral als laag wordt gevlogen, en aan visuele verstoring. Naast vlieg oefeningen met jachtvliegtuigen wordt er ook gevlogen met helikopters.

Schietoefeningen vinden plaats zowel op zee als vanaf het land. Op zee bestaan deze oefeningen veelal uit schietoefeningen vanaf schepen met geschut en raketten op zeedoelen en luchtdoelen, schietoefeningen door jachtvliegtuigen, en het afvuren van onderzeebootbestrijdingsmunitie. Deze activiteiten veroorzaken verontreiniging, akoestische verstoring en mogelijk ook verandering van het oppervlak aan hard substraat. Dieptebommen dragen bij aan dezelfde vormen van verstoring.

Dumping van munitie en andere stoffen in zee leidt tot verontreiniging, tot verandering van substraat, en tot mechanische verstoring (bodembedekking).

Naast vlieg- en schietoefeningen en de dumping van munitie vinden ook vaar oefeningen plaats (onderzeeërs, mijnenleggen en -vegen, landingen op de kust). Varen als activiteit en de verstoringen, die daar het gevolg van zijn, worden besproken bij scheepvaart (zie hoofdstuk 3).

Calamiteiten bij het varen kunnen buiten beschouwing blijven (zie paragraaf 3.1). Calamiteiten bij het vliegen vinden zeer zelden plaats en kunnen daarom eveneens buiten beschouwing blijven.

### 7.2 Intensiteit van de deelactiviteiten

Het Ministerie van Defensie heeft in de persoon van J.J. Sybrandi verschillende keren schriftelijke en mondelinge informatie verschaft over de frequentie van de deelactiviteiten, de lokatie waar de activiteiten plaatsvinden alsmede de intensiteit. De navolgende tekst is grotendeels op deze informatie gebaseerd.



Grootschalige oefeningen van de marine en andere disciplines van verschillende landen komen weinig voor (gemiddeld zo om de 4 jaar). Alhoewel bij deze oefeningen veel activiteiten plaatsvinden met een grote mate van troepenmobilisatie en dus vaar- en vliegbewegingen in een korte periode (2-3 dagen) vallen deze activiteiten vanwege het incidentele karakter in het niet in vergelijking tot het normale civiele scheepvaartverkeer (Bellamy, 1991). Net als calamiteiten worden deze incidentele activiteiten daarom buiten beschouwing gelaten.

### 7.2.1 Vlieg oefeningen

#### *Marine*

De marine vliegt met helikopters boven het noordelijke en diepe deel van de Noordzee voor onderzeebootbestrijding. De helikopters gebruiken schepen als basis. Deze activiteiten vinden niet boven het NCP plaats en kunnen daarom buiten beschouwing blijven. Voorts worden helikopters gebruikt voor opleiding (in het gebied Navy Area Charlie) met vliegveld De Kooij bij Den Helder als basis. Het aantal helikoptervluchten van de marine op de Waddenzee is beperkt en kan buiten beschouwing blijven.

#### *Luchtmacht*

De luchtmacht houdt laagvlieg oefeningen op één route op de Waddenzee en de Noordzee (RWS, 1989). De minimale vlieghoogte op deze route bedraagt 300 meter. Op deze route wordt bijna dagelijks gevlogen. Vanaf 1991 is dit gebruik opgeschort. Boven de Noordzee wordt in laagvliegroutes een minimale hoogte van 75 meter aangehouden.

In het noordelijk deel van het NCP worden vlieg oefeningen gehouden waarbij de luchtverdedigingstaak en de zelfverdediging van vliegtuigen wordt geoefend. Bij deze oefeningen wordt meestal op grote hoogte gemanoevrerd, maar wordt niet geschoten. Het betreffende oefengebied is verdeeld in acht vakken.

Ook verzorgt de luchtmacht helikoptervluchten naar de Waddeneilanden. Deze vluchten hebben grotendeels een humanitair karakter en worden in principe langs vaste routes boven de Waddenzee uitgevoerd. Het aantal helikoptervluchten op de Waddenzee wordt geschat op enkele vluchten per week per vliegroute.

### 7.2.2 Schietoefeningen

Schietoefeningen vinden plaats:

- a. om munitie te beproeven (= testen); en
- b. om te oefenen (schietproeven).

Er worden drie soorten munitie onderscheiden:

- mitrailleur- en kanonskogels (van verschillend kaliber);
- raketten. Deze komen òf op het land terecht (vliehors), òf komen in de lucht tot ontplofing waarbij brokstukken in het water vallen;
- bommen (worden gedropt). De meeste bommen bevatten geen explosieven. Slechts enkele keren per jaar worden bommen met explosieven afgeworpen.

Mijnen kunnen in RAM buiten beschouwing blijven. Ze liggen over het algemeen kort in het water en komen niet tot ontploffing. De mijnenleggers plaatsen de mijnen meestal de ene dag en de mijnenvegers halen ze de volgende dag weer op.

### *Marine*

De marine schiet vanaf het vaste land op twee lokaties in de kop van Noord-Holland:

- **Petten.** Vanaf Petten wordt geschoten over de Noordzee om munitie te beproeven (maximaal 5 dagen per jaar) en om kanonnen in te schieten. In Petten wordt gemiddeld 90 dagen per jaar geschoten, niet in de zomer van 1 juni tot 1 september. Het kaliber van de in Petten gebruikte munitie varieert van 3 tot 12 cm, maximaal 5 inch.
- **Kaaphoofd.** Vanaf Kaaphoofd worden in de richting van Noorderhaaks schietoefeningen gehouden op lucht- en zeedoelen en worden bombardement schietoefeningen gehouden. De schietoefeningen vinden op werkdagen plaats.

De marine houdt ook schietoefeningen met schepen op zee gericht op zee- en luchtdoelen (met geschut en raketten). Deze oefeningen worden veelvuldig gehouden in vak EHD 41 (zie figuur 7.1).

### *Landmacht*

De landmacht heeft vijf schietgebieden in gebruik:

- drie gebieden in de kop van Noord-Holland voor schietoefeningen richting Noordzee:
  - **Petten.** Petten is het schietgebied voor beproeving van munitie. Er wordt 40 dagen geschoten buiten het zomerseizoen van 1 juni tot 1 september. In 1990 is circa 1675 keer geschoten, in 1991 circa 800 keer. Daarbij is circa 1280 kg staal, 70 kg alu/messing en 35 kg koper in zee terecht gekomen.
  - **Botgat.** Botgat is het schietterrein voor luchtdoelartillerie van zowel de landmacht als de luchtmacht. Het terrein wordt op werkdagen gebruikt met uitzondering van 14 dagen in de periode van 1 juni tot 1 september.
  - **Falga.** Falga wordt zeer beperkt gebruikt (voor luchtdoelartillerie) en kan buiten beschouwing blijven.
- twee terreinen voor schietoefeningen over de Waddenzee:
  - **Cavallerieschietkamp op Vlieland.** Op Vlieland wordt op werkdagen geoefend, maar niet in de periode van 15 april tot 1 september. In 1992 zijn op Vlieland door de landmacht de volgende hoeveelheid munitie verschoten:
    - 120 mm (massa 3,4 kg bestaande uit chroom, molybdeen en vanadium): 1700 schoten
    - 105 mm (bestaande uit staal en een aluminiumlegering): 540 schoten
    - 7,62 mm (bestaande uit 7 gram lood en 2 gram koper): 87.000 schoten.Van de 120 en 105 mm munitie wordt 50 - 75% als schrootresten geraapt, van de 7,62 mm munitie wordt zeer weinig geraapt.
  - **Marnewaard.** Op Marnewaard wordt geoefend met boordwapens van pantserinfanterievoertuigen. De oefeningen vinden gedurende 42 dagen in het jaar plaats. In 1992 is de volgende hoeveelheid munitie verschoten:
    - 25 mm: 30.000 schoten
    - 7,62 mm: 114.000 schoten.Het merendeel wordt opgevangen in kogelvangers. Van het deel dat op het wad terecht komt wordt een deel weer geraapt.



### *Luchtmacht*

De luchtmacht heeft naast Botgat nog vier schietgebieden in gebruik:

- Vliehors op Vlieland. Dit gebied wordt op werkdagen behalve op vrijdagmiddagen gebruikt voor het afwerpen van oefenbommen (niet-explosief) en het schieten op gronddoelen met boordwapens en raketten. De munitie komt op de Vliehors terecht en wordt weer verzameld. Geschat wordt dat slechts enkele procenten van de oefenbommen in het wad terechtkomen en daar achterblijven. Voor de met boordwapens verschoten munitie wordt dit percentage op 100% gesteld. In de periode van 1 maart tot 15 september worden met het oog op de natuurbescherming en het toerisme geen explosieve bommen gebruikt.
- Noordvaarder op Terschelling. Dit gebied wordt gebruikt voor het afwerpen van oefenbommen en het schieten op gronddoelen met boordwapens en oefenraketten (met niet-explosieve lading). De munitie komt op het eiland terecht en wordt weer verzameld. In 1995 zal dit gebied buiten gebruik worden genomen. Ook in dit gebied worden geen explosieve bommen gebruikt in de periode van 1 maart tot 15 september.
- EHR 11 en 12 (zie figuur 7.1). Dit gebied kan worden gebruikt voor schietoefeningen tussen vliegtuigen met boordwapens in lagere luchtlagen. Het gebruik is zeer beperkt, zodat dit gebied verder buiten beschouwing kan blijven.
- EHD 42 ten noorden van de waddeneilanden (zie figuur 7.1). In dit gebied vinden schietoefeningen plaats met boordwapens tussen vliegtuigen op grotere hoogte. In 1991 hebben 666 vliegtuigen hier geoefend gedurende 110 uur. In dat jaar zijn naar schatting 66.600 patronen verschoten van 20 mm.

Bij het uitvoeren van wapenoefeningen op de Vliehors en de Noordvaarder kan laag worden gevlogen. Na het schieten of het afwerpen van bommen wordt snel hoogte gewonnen en via een kort circuit teruggevlogen. Vanwege de grote wendbaarheid van de tegenwoordig in gebruik zijnde F-16 straaljagers zijn de lussen kleiner dan in de Wadatlas is aangegeven.

#### **7.2.3 Dieptebommen**

Oefeningen met dieptebommen vinden volgens de Marine voorlichtingsdienst niet meer plaats op het NCP vanwege de daaraan verbonden hoge kosten en kunnen daarom verder buiten beschouwing blijven.

#### **7.2.4 Dumpen van munitie**

Vroeger werd munitie gedumpt in het gebied Area Juliette, maar tegenwoordig niet meer.

### 7.2.5 Varen

In tabel 3.1 in het hoofdstuk over scheepvaart zijn gegevens vermeld over het aantal passages van havenmonden door marineschepen. In 1980 bleek dat van een totaal van 18500 passages van de haven van Emden er slechts 420 (2,3%) kunnen worden toegeschreven aan de marine. Voor de haven van Den Helder gaat het om 1952 passages op een totaal van 56400, dus ook slechts 3,5%. De andere havenmonden in de Waddenzee worden door de marine niet of nauwelijks aangedaan. Verwacht mag worden dat het aandeel van de marine in de passages van havenmonden sinds 1980 niet zal zijn toegenomen, een afname ligt meer in de lijn der verwachting. Dus mag worden gesteld, dat de bijdrage van de marine aan de verstoringen door varen gering zijn vergeleken met die van de overige scheepvaart en geen aandacht behoeft.

## 7.3 Potentiële blootstellingen

### 7.3.1 Verontreiniging

Vliegen, schieten en in zee gedumpte munitie kunnen bijdragen aan verontreiniging van het zeemilieu.

#### *Vliegen*

De uitlaatgassen van jachtvliegtuigen dragen bij aan de luchtverontreiniging boven zee en via atmosferische depositie aan verontreiniging van het zeewater. In RAM-kader worden benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu) bestudeerd. Andere in de uitlaatgassen aanwezige stoffen blijven buiten beschouwing, behalve stikstof maar dat wordt meegenomen bij eutrofiëring.

De schatting van de emissie van PAK's door militaire vliegtuigen boven de Waddenzee bedraagt afhankelijk van de gehanteerde uitgangspunten (samenstelling rookgassen) 7 tot 280 kg per jaar (Vertegaal en De Vries, 1992). Ten behoeve van de RAM-studie wordt uitgegaan van het gemiddelde van 140 kg PAK's per jaar als hoeveelheid die op de vliegroutes in zee terecht komt. Daarbij is rekening gehouden met een zekere verwaaïng, die belangrijker wordt naarmate het toestel hoger vliegt, alsmede waarschijnlijk een te hoge schatting van de bovengrens door Vertegaal en De Vries. De schatting van 140 kg per jaar komt overeen met 19% van de atmosferische depositie van PAK's op de Waddenzee (Vertegaal en De Vries, 1992). Voor de (veel grotere) Noordzee ligt dit percentage vermoedelijk aanzienlijk lager, ook al omdat het laagvliegen daar minder beoefend wordt. Daarom is de (gelokaliseerde) emissie van PAK's van militaire vliegtuigen boven de Noordzee niet uitgewerkt.

PAK's omvat de stoffen BaP en Flu, maar ook nog enkele andere stoffen. De samenstelling is niet nauwkeurig bekend. Vooralsnog wordt uitgegaan van verhoudingscijfers voor gehalten aan PAK's in uitlaatgassen van wegverkeer: 54% Flu en 7 % BaP (De Savornin Lohman, 1992). Op basis daarvan wordt de belasting van de Waddenzee op de vliegroutes als volgt berekend:

- Flu: 76 kg per jaar
- BaP: 10 kg per jaar.



Net als bij de emissie van PAK's met uitlaatgassen van de scheepvaart (zie paragraaf 3.3.1) wordt aangenomen dat deze emissie via atmosferische depositie volledig in zee terecht komt binnen het gebied van de vliegroutes. De verdeling van de emissie over de vliegroutes op de Waddenzee vindt plaats naar rato van de intensiteit van de vliegbewegingen.

De onzekerheidsmarge in deze emissiecijfers is groot. Bovenstaand is aangegeven dat het betrouwbaarheidsinterval voor de PAK-emissie loopt van 7 tot 280 kg/jaar, wat overeenkomt met een marge van circa 95%. Daarnaast moet nog rekening worden gehouden met een marge in de gehalten aan BaP en fluorantheen in de PAK's (geschat op 50% naar boven en beneden) en een marge in het aandeel van de stoffen dat in het zeewater terecht komt (geschat op 50% alleen naar beneden). Een berekening met formules (1) en (3) uit paragraaf 2.7.1 geeft dan een onzekerheidsmarge van 1 - 200%.

### *Schieten*

Munitie bestaat voornamelijk uit zware metalen, maar de samenstelling verschilt per soort munitie. De in munitie aanwezige zware metalen, waaraan in RAM aandacht wordt besteed zijn koper en lood. Daarnaast bevat munitie staal, aluminium, magnesium, chroom, molybdeen, kalium en vanadium. De 7,62 mm munitie bevat 2 g koper en 7 g lood per kogel. Van andere munitiesoorten is de samenstelling niet bekend. Het aantal schoten met 7,62 mm munitie in de Vliehors wordt geschat op 320.000 in 1990 (De Gee e.a., 1991). Dit geeft een totaal van 640 kg koper en 2240 kg lood, waarvan naar schatting 20% in het wad terecht komt, ofwel ongeveer 130 kg koper en 450 kg lood (De Gee e.a., 1991).

Uit uitloogproeven blijkt dat in zes dagen ongeveer 0,03% van het in deze munitie aanwezige koper in zeewater in oplossing gaat (De Gee e.a., 1991), ofwel 2% op jaarbasis. Van de bovengenoemde hoeveelheid van 130 kg koper gaat in een jaar dus nog geen 3 kg in oplossing. Vergeleken met andere emissiebronnen is dit slechts een kleine hoeveelheid, die gemakkelijk zou kunnen worden verwaarloosd. Er moet echter ook rekening worden gehouden met uitloging van oudere munitieresten, want de uitloging van koper uit munitieresten is een continu proces, dat na een jaar gewoon doorgaat. Munitieresten uit voorgaande jaren kunnen dus ook bijdragen aan de belasting met koper. Als elk jaar dezelfde hoeveelheid koper met munitieresten in zee terecht komt (circa 130 kg per jaar), zou de uitloging daardoor theoretisch kunnen oplopen tot ongeveer 130 kg per jaar aan koper. Ook dit is nog steeds een verwaarloosbare hoeveelheid vergeleken met andere bronnen van belasting van de Waddenzee en Noordzee. Deze belasting zou lokaal mogelijk wel van belang kunnen zijn.

Voor de Marnewaard waar ook met 7,62 mm kogels wordt geschoten kan een soortgelijke berekening worden uitgevoerd met naar verwachting dezelfde orde van grootte van belasting van de zee met koper door uitloging. Op andere terreinen wordt niet met 7,62 mm munitie geschoten.

Bij de berekening van de maximale uitloging van koper moet als kanttekening worden gemaakt, dat deze berekening vermoedelijk tot een sterke overschatting leidt van de werkelijke uitloging. Immers om deze maximale uitloging te realiseren is niet alleen een vijftigjarig gebruik van een schietgebied nodig, maar tevens moet er rekening mee worden gehouden dat een groot deel van de munitieresten worden ondergraven en dan niet meer of veel langzamer zullen uitlogen. Zo bleek bij een zoekactie op het wad bij de Marnewaard, dat de meeste kogels tot 40 cm diep waren weggezakt (Boerema, 1993).



Op grond daarvan wordt de bijdrage van schieten en vroeger het dumpen van munitieresten aan de verontreiniging van de Waddenzee en Noordzee met koper verwaarloosd.

De uitloosnelheid van lood blijkt veel lager te zijn dan voor koper. Slechts circa 0,0001 % van het in de kogels aanwezige lood blijkt na 6 dagen in oplossing te zijn gegaan (De Gee e.a., 1991), ofwel minder dan 0,01 % op jaarbasis. Dat betekent dat de belasting van de Waddenzee en Noordzee met lood door schieten en oude munitieresten zonder meer kan worden verwaarloosd.

### 7.3.2 Eutrofiëring

Vliegtuigen, ook militaire, veroorzaken emissie van stikstof wat via atmosferische depositie in het zeewater kan geraken en kan bijdragen aan de eutrofiëring. De emissies van stikstof door militaire vliegtuigen boven de Waddenzee worden geschat op 367 ton  $\text{NO}_x$  ofwel 112 ton N per jaar (Vertegaal en De Vries, 1992). Bij de scheepvaart is aangenomen dat met uitlaatgassen geëmitteerde  $\text{NO}_x$  voor 40 % door atmosferische depositie op de scheepvaartroutes in zee terecht komt. Voor de emissie met uitlaatgassen van militaire vliegtuigen wordt hetzelfde percentage aangehouden. Dit geeft een emissie op de vliegroutes op de Waddenzee van 45 ton per jaar. Deze emissie is gering vergeleken met de totale atmosferische depositie op de Waddenzee. In de westelijke Waddenzee wordt het aandeel van militaire activiteiten geschat op 7 % en in de oostelijke Waddenzee op 4 % (Vertegaal en De Vries, 1992). Zeker vergeleken met de totale aanvoer van stikstof naar de Waddenzee gaat het om een zeer kleine bijdrage. Voor de (veel grotere) Noordzee is dit percentage vermoedelijk nog aanzienlijk lager, ook al omdat het laagvliegen daar minder beoefend wordt. Daarom is de (gelokaliseerde) emissie van  $\text{NO}_x$  van militaire vliegtuigen niet verder uitgewerkt.

### 7.3.3 Mechanische verstoring

Op de zeebodem neerkomende munitie kan leiden tot mechanische verstoring. Als het om losse munitie gaat van schietoefeningen is dit effect gering en verwaarloosbaar. Op plaatsen waar in het verleden munitie is gedumpt kan het effect wel significant zijn. Deze plaatsen zijn niet goed bekend en dateren grotendeels nog van de tweede wereldoorlog. Aangenomen mag worden dat de dumpplaatsen op zee inmiddels voor een groot deel zijn ondergraven door slibbeweging en sedimentatie. Dat betekent dat deze bijdrage aan de mechanische verstoring mag worden verwaarloosd.

### 7.3.4 Akoestische verstoring

Vlieg- en schietoefeningen dragen bij aan de akoestische verstoring onder water vooral als laag wordt gevlogen. Slechts een beperkt deel van de geluidsproductie boven water plant zich voort in de waterfase. Daarbij gaat het vooral om de lagere frequenties. Concrete informatie over de mate van verstoring is niet beschikbaar. Voorts wordt aangenomen, dat de effecten beperkt zijn (IRA, 1991). Daarom wordt aan deze akoestische verstoring verder geen aandacht besteed.



Bomexplosies onder water (dieptebommen) kunnen leiden tot akoestische verstoring van het mariene milieu. Met dieptebommen wordt evenwel niet meer gewerkt (zie paragraaf 7.2) en dus kan deze bijdrage aan de verstoring buiten beschouwing blijven.

### 7.3.5 Verandering van substraat

Op de zeebodem neerkomende munitie kan leiden tot een verandering van het oppervlak aan hard substraat. Bij losse munitie van schietoefeningen is het effect gering en verwaarloosbaar. Op plaatsen waar in het verleden munitie is gedumpt kan het effect wel significant zijn. Deze plaatsen zijn niet goed bekend en dateren grotendeels nog van de tweede wereldoorlog. Aangenomen mag worden dat de dumpplaatsen op zee inmiddels voor een groot deel zijn ondergraven als gevolg van slibbeweging en sedimentatie. Dat betekent dat veranderingen van het oppervlak hard substraat mogen worden verwaarloosd.

### 7.3.6 Visuele verstoring

Bij vliegbewegingen voor militaire doeleinden zijn visuele verstoringen te verwachten. Zowel helikopters als jachtvliegtuigen hebben de potentie vogels te verstoren bij een overvlucht. De verstoring van vogels wordt in het geval van een regelmatig terugkerende geluidsbron snel minder. Vogels en andere dieren wennen snel aan geluiden van vliegtuigen. Bij helikopters is het verstoringseffect het sterkst omdat de snelheid waarmee gevlogen wordt door een broedvogel als gevaarlijk ervaren wordt. De helikopter wordt aangezien voor een roofvogel (het zogenaamde "bird-of-prey effect"). Het aantal vluchten met helikopters en vliegtuigen kan globaal verdeeld worden over de helikopterroutes en vliegroutes om hiermee een intensiteit per km<sup>2</sup> voor de Waddenzee en Noordzee te krijgen.

Het aantal keren dat de oefengebieden in 1989 werden aangevlogen wordt geschat op circa 10.000. Sederdien is dit aantal gestaag teruggelopen tot circa 6.000 als gevolg van geëffectueerde wapenreducties en gewijzigde taken voor de luchtmacht. Maximaal een derde van het totale gebruik komt voor rekening van de Noordvaarder op Terschelling (schriftelijke mededeling van E.N. Westerhuis, Ministerie van Defensie, 1994). Daarom wordt het aantal keer aanvliegen op de Noordvaarder geschat op 3.000 en op de Vliehors op 7.000. Vertegaal en De Vries (1992) schatten het aantal oefendagen voor elk van beide terreinen op circa 150 per jaar. Het aantal vluchten op de aanvliegroutes komt daarmee uit op een gemiddelde van 20 per dag voor de Noordvaarder en 47 per dag voor de Vliehors. De aanvliegroutes als zodanig zijn ongeveer een zeemijl breed (schriftelijke mededeling van E.N. Westerhuis, Ministerie van Defensie, 1994). Voor de visuele verstoring wordt ten behoeve van de RAM-studie een breedte van 5 á 6 km aangehouden (zie ook Anonymus, 1979).

Na het aanvliegen maken de vliegtuigen gemiddeld 7,3 oefenrondjes rond het aanvalsgebied (Vertegaal en De Vries, 1992). Dat betekent dat het aantal vluchten boven de Noordvaarder per vliegtag kan worden geschat op gemiddeld circa 150 en voor de Vliehors op gemiddeld circa 340 per vliegtag.

Het aantal helikoptervluchten dat voor humanitaire doeleinden wordt ingezet varieert sterk. Het gemiddeld aantal helikoptervluchten voor de Noordvaarder en de Vliehors samen is 5 per dag, inclusief de heen- en terugvlucht naar Leeuwarden (schriftelijke mededeling van E.N. Westerhuis, Ministerie van Defensie, 1994).

De laagvliegroute bij Schiermonnikoog wordt gemiddeld 6 keer per dag gebruikt (Platteeuw, 1986). Het gebruik ervan is overigens sedert 1991 opgeschort.

De onzekerheidsmarge in de gemiddelde intensiteit van de vliegbewegingen wordt geschat op 75 - 125%.

Figuur 7.2 geeft een overzicht van de intensiteit van de vliegbewegingen.



## 8 Visserij

### 8.1 Beschrijving deelactiviteiten

De gebruiksfunctie visserij omvat activiteiten gericht op het vangen van vis en schelpdieren. Visserij-activiteiten, die van belang zijn voor het watersysteem Noordzee en Waddenzee zijn:

- varen;
- ankeren en stilliggen;
- vissen.

Varen, ankeren en stilliggen dragen bij aan verontreiniging (emissie van PAK's, koper, zink, lood en TBT) en aan visuele verstoring (zie hoofdstuk 3 over scheepvaart). Varen draagt daarnaast ook bij aan akoestische verstoring.

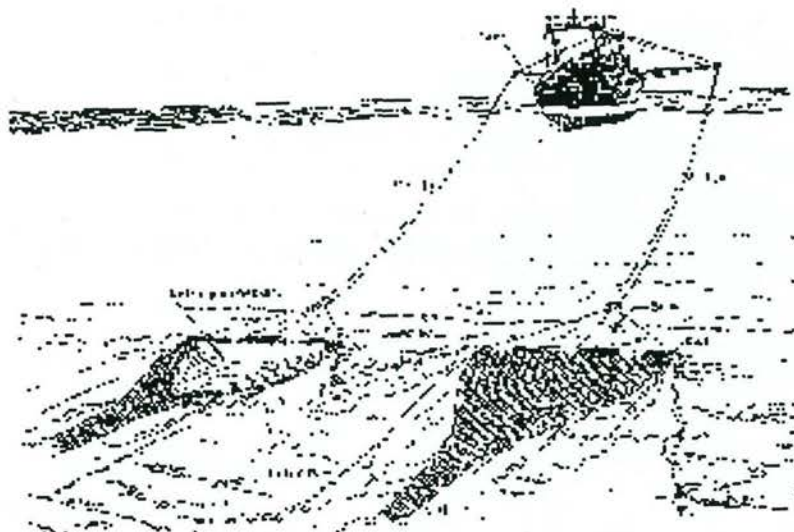
Vissen draagt bij aan mechanische verstoring (omwoelen van de bodem) en onttrekken van organismen. De mate van verstoring is sterk afhankelijk van het type visserij en de vistuigen die daarbij worden gebruikt. Onderscheid wordt gemaakt in:

- a. zware boomkorvisserij
- b. bodem-ottertrawl
- c. pelagische trawl
- d. garnalenvisserij
- e. kokkelvisserij
- f. mosselkweek en -visserij
- g. overige visserijtypes (pierenwinning, zegen, vaste vistuigen, etc.)

Vanwege de relatief lage intensiteit en/of gebrek aan informatie zijn de 'overige visserijtypen' niet uitgewerkt in het RAM-project. Voor een goed begrip van de activiteiten en de daarmee samenhangende potentiële blootstellingen geven de volgende paragrafen een beschrijving per visserijtype.

#### 8.1.1 Zware boomkorvisserij

De zware boomkor wordt gebruikt voor het vangen van platvis, met name schol en tong. Daarnaast wordt kabeljauw als (commercieel interessante) bijvangst gevangen. Essentieel voor deze techniek is dat het net horizontaal wordt open gehouden door een vaste constructie (de 'boom') (zie figuur 8.1). Als de boom te breed wordt gaat de bovenkant van het net slap hangen en wordt de opening in het midden te klein. In Europa is de wettelijk vastgestelde maximale breedte van een boomkor 12 meter. Moderne boomkorvissers hebben aan weerszijde een boomkor. Meestal zijn de netten aan beide zijden van gelijke grootte. Heel soms wordt er nog een klein derde netje gebruikt dat over de achterstevan wordt uitgezet. Hiermee is geen rekening gehouden.



Figuur 8.1. De onderdelen van een zware boomkor

Om de platvis op te jagen wordt gebruik gemaakt van wekkerkettingen (ook wel 'kietelaars' genoemd). Vooral voor het opjagen van tong zijn zware wekkerkettingen nodig: tot een maximum van 11 kettingen die tezamen meer dan 2 ton wegen. Als er specifiek op schol wordt gevist, wordt gebruik gemaakt van lichtere kettingen en een grotere maaswijdte. Om de zwaarste vistuigen voort te trekken zijn schepen met een groot motervermogen nodig (tot een paar duizend PK). Daarbij wordt veel brandstof verbruikt. Boomkorvisserij vindt tot maximaal 100 meter diepte plaats (Von Brandt, 1984).

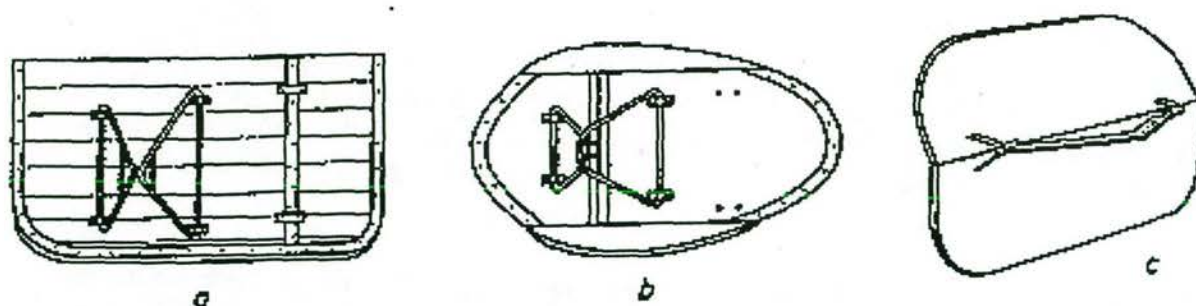
Vooral Nederlanders en in mindere mate Belgen beoefenen deze tak van visserij. Tegenwoordig zijn ook een aantal Engelsen actief. Dit zijn vaak Nederlanders die met een Engelse licentie varen (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1994). De zware boomkorvisserij is de belangrijkste tak van de Nederlandse zeevisserij: ongeveer driekwart van alle 'afwezigheidsuren' (uren buiten de havens) komt op naam van de platvis-vissers.

### 8.1.2 Bodem-ottertrawl

Ook bij de bodem-ottertrawl wordt het net actief door het water getrokken. Het net wordt niet opgehouden door een boom, maar door twee otterborden. Deze otterborden, waarvan verschillende typen bestaan, zijn zodanig gevormd en bevestigd dat ze door de waterdruk uit elkaar worden gehouden. De otterborden slepen hierbij over de grond (zie figuur 8.2).

Omdat met otterborden niet primair op platvis wordt gevist, is het gebruik van wekkerkettingen niet nodig. Om het grondtouw te beschermen worden rubberschijven aangebracht. De grootte van deze schijven is afhankelijk van de ruwheid van de bodem (persoonlijke communicatie J. Jol, RIKZ, 1993). Het is met name de grootte van de netopening die bepalend is voor de efficiëntie. Met de bodem-ottertrawl wordt voornamelijk op kabeljauwachtigen gevist.



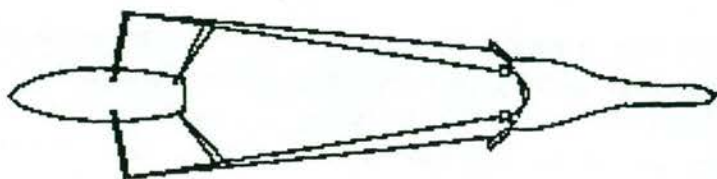


Figuur 8.2. Een overzicht van bestaande borden zoals gebruikt voor de ottertrawl (uit Von Brandt, 1984)

Ook de bodem-ottertrawl is een energie-intensieve tak van visserij. Om de weerstand van het net te verkleinen worden tegenwoordig grote maaswijdte bij de borden en fijne mazen in de punt van het net gebruikt. Door het net met twee schepen voort te trekken kan bodemtrawl ook met kleine (laag vermogen) schepen worden uitgevoerd. Voordeel van deze zogenaamde 'pairtrawling' is dat de schepen naast in plaats van boven het net varen, zodat de vis minder snel wordt weggejaagd. Bij slecht weer kan pairtrawling echter niet worden uitgevoerd (Von Brandt, 1984). Bij pairtrawling wordt geen gebruik gemaakt van otterborden. De schepen houden zelf het net open (persoonlijke communicatie R. Lanters, RIKZ, 1998).

### 8.1.3 Pelagische trawl

Sommige vissoorten komen zelden bij de bodem. Andere vissen vertonen een dagelijkse verticale migratie. Om dergelijke soorten (haring, wijting, makreel, zandspiering, sprat, etc.) te vangen wordt gebruik gemaakt van een pelagische trawl. De pelagische trawl is afgeleid van de bodem-ottertrawl, maar heeft zich sindsdien sterk ontwikkeld. Er zijn verschillende vistuigen voor de pelagische trawl, maar in Nederland wordt het meest gebruik gemaakt van vistuigen met twee paar otterborden. Het ene paar zorgt voor de horizontale opening, het tweede paar voor de verticale opening (zie figuur 8.3). Bij de pelagische visserij raken de borden niet de bodem. Deze vorm van visserij wordt veelal door zeer grote schepen uitgevoerd ('single pelagic trawl').



Figuur 8.3. Pelagische trawl met twee paar otterborden zoals gebruikt door de Nederlandse en Belgische vissers (uit Von Brandt, 1984)

Naast de single pelagic trawl vindt pelagische visserij plaats door twee naast elkaar varende boten die het net openhouden: de spanvisserij. Hierbij worden geen borden gebruikt. Door naast in plaats van boven de school vis te varen is de verstoring minder. Voor spanvisserij is een complexe samenwerking nodig, die bij ruw weer (5 à 6 Beaufort) gestopt moet worden. Single pelagic trawl is niet meer mogelijk bij 7 à 8 Beaufort.

Zeer belangrijk bij pelagische trawl is de diepte van het net. Van nature heeft het net de neiging om naar beneden te zakken. De snelheid zorgt echter voor een opwaartse beweging. Hoe korter de lijnen naar het schip, hoe sneller het net omhoog komt. Met de snelheid van de boot en de lengte van de lijnen wordt dus de diepte van het net geregeld. Daarnaast kan gebruik gemaakt van hulpmiddelen als drijvers, gewichten en borden (Von Brandt, 1984).

Bij de pelagische trawl wordt gebruik gemaakt van sonar. Zonder sonar is de vis slecht te lokaliseren en wordt er bijna niets gevangen. Zelfs tijdens het vissen verandert de school van plaats (meestal duikt een school naar de diepte als er een schip overheen vaart). Tegenwoordig is de informatie zo precies dat het mogelijk is om gericht een deel van de school weg te vangen (bijvoorbeeld dat deel waar de grote individuen verwacht worden). Als een school eenmaal is gelokaliseerd, wordt een zeer grote hoeveelheid vis in korte tijd gevangen (maximaal 80 ton in 20 minuten). Belangrijk verschil met de zware boomkorvisserij en in mindere mate met de bodem-ottertrawl is dat er tijdens de reis relatief weinig tijd wordt besteed aan vissen en veel tijd aan varen ( $\approx$  zoeken naar vis). Dit is met name voor de single trawling van belang; spanvissers maken minder gebruik van sonar (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993). Bovendien kan selectiever gevist worden in vergelijking met de boomkorvisserij (minder bijvangst).

Aangezien sommige vissoorten op 5 meter van het net blijven moet de opening erg groot zijn. Sommige netten zijn meer dan 50 meter breed en 40 meter hoog ( $\approx 2000 \text{ m}^2$ ). Voor een schip met een opening van 1000 tot 1500  $\text{m}^2$  is een schip nodig van 1200 tot 1500 PK. De grootste schepen hebben een vermogen van rond de 5000 PK. Met deze grote netten neemt de weerstand van het net in het water erg toe. Om de weerstand te verkleinen wordt (zeker voor de 'schuwe' soorten als de blauwe wijting) een maaswijdte in het begin van het net gebruikt van 10 meter of meer. Naar de punt toe wordt de maaswijdte steeds kleiner. Omdat de bodem niet wordt omgeploegd is het energieverbruik lager dan bij de bodemvisserij (Von Brandt, 1984).

#### 8.1.4 Garnalenvisserij

De garnalenvisserij maakt gebruik van een lichte boomkor zonder wekkerkettingen. De pees aan de onderkant van het net bevat rubberen rollen. Deze klossenpees woelt de bodem veel minder om dan het vistuig van de platvisvisserij. Uiteraard heeft het garnalenvistuig een kleine maaswijdte; 20 mm gestrekte maas achter in het net (persoonlijke communicatie R. Boddeke, DLO-RIVO, 1993). De spanwijdte van de boom bij Nederlandse vissers is 8 tot 9 meter breed. Er wordt gevist met twee netten; aan beide zijden van het schip één.



Om bijvangst van met name platvis tegen te gaan bevat het vistuig een spanlap met een maaswijdte van 50 mm. Dit net laat de garnalen door en houdt de grotere vissen tegen (persoonlijke communicatie R. Boddeke, DLO-RIVO, 1993). Om de bijvangsten (kleine vissen, overige bodemdieren) te scheiden van de garnalen wordt de vangst aan boord gesorteerd. Bij het sorteren wordt gebruik gemaakt van een platte zeef of een roterende spoel sorteerder (beide mechanisch). De bijvangst gaat al dan niet levend terug in het water. Een schip krijgt pas een vergunning als er deugdelijke sorteermogelijkheden aan boord zijn (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-directie Visserij, 1993). Meestal worden de garnalen aan boord gekookt.

### 8.1.5 Kokkelvisserij

Kokkels zijn schelpdieren die vooral voorkomen op droogvallende platen. Kokkels zitten in het zand op een diepte van maximaal 5 cm (Janssen e.a., 1995). Op sommige plaatsen komen de kokkels in hoge dichtheden voor. Bij een dichtheid van meer dan 30 (grote) kokkels per m<sup>2</sup> is visserij lonend (persoonlijke communicatie M.R. van Stralen, DLO-RIVO, 1993). Kokkelvisserij geschiedt op twee manieren: handmatig en mechanisch. De handkokkelaars maken gebruik van een soort hark, de zogenaamde wonderklauw, die met schokken door de bodem wordt getrokken. Dit gebeurt tijdens afgaand water (DHV, 1991). Begin jaren negentig is het aantal handkokkelaars sterk afnamen. In 1992 waren maximaal 15 handkokkelaars actief, terwijl er 95 vergunninghouders zijn. Gemiddeld vissen ze ongeveer twee dagen per week (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993). De totale vangst van Nederlandse handkokkelaars wordt op 5,4 miljoen kg versgewicht (inclusief schelp) geraamd (DHV, 1991).

Mechanische visserij wordt uitgevoerd door boten met een zeer geringe diepgang (maximaal 60 cm), die bij hoog water boven de platen vissen. Als vistuig wordt een kokkelkor gebruikt die tot 4 cm diep door en over de bodem wordt gesleept. Een kokkelkor bestaat uit een metalen 'kooi'-constructie van 1 à 1,25 meter breedte (vroeger 2 meter). Voorop heeft een kokkelkor een spuitinstallatie waarmee kokkels uit de bovenste laag van de bodem worden losgespoten en in de kokkelkor worden verzameld. Door een buis worden de kokkels aan boord gezogen. De afstand tussen de tralies van de kor bedraagt 1,5 cm, zodat kleine kokkels gespaard worden (DHV, 1991 en Janssen e.a., 1995). De norm is dat niet meer dan 12% van het aantal gevangen kokkels uit kleine individuen (< 15 mm) bestaat (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-directie Visserij, 1993). Aan boord van de schepen bevindt zich een roterende zeef die de kokkels scheidt van zand en bijvangsten. De Nederlandse vloot van kokkelvisserij zorgt jaarlijks voor een aanvoer van rond de 50 miljoen kg versgewicht (inclusief schelp) (DHV, 1991).

Tabel 8.1 De aanvoer van kokkels (in 1000 kg visvlees) door Nederlandse vissers van 1981 tot en met 1992 per gebied (opgave van de visserijsector; schriftelijke mededeling J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993)

| jaar | Noordzee-Zuid | Oosterschelde | Westerschelde | Waddenzee |
|------|---------------|---------------|---------------|-----------|
| 1981 | 50            | 161           |               | 6.757     |
| 1982 | 123           | 238           |               | 5.684     |
| 1983 | 617           | 711           |               | 7.265     |
| 1984 | 656           | 1.416         |               | 7.054     |
| 1985 | 23            | 998           |               | 5.778     |
| 1986 | 2.505         | 1.147         | 121           | 2.461     |
| 1987 | 412           | 6.937         | 189           | 1.191     |
| 1988 | 2.435         | 361           | 25            | 8.344     |
| 1989 | 79            | 5.113         | 146           | 6.409     |
| 1990 | 119           | 932           | 377           | 5.544     |
| 1991 |               | 480           | 1.500         |           |
| 1992 | 3.150         | 1.290         | 300           | 2.500     |

Kokkelvisserij is een zogenaamde 'gemene weide' visserij, niet gebonden aan (gepachte) percelen. Visserij op kokkels (zowel mechanisch als handmatig) is aan een vergunning verbonden. Een vergunning voor mechanisch vissen geeft recht op het vissen met een kor van 1,25 meter of twee korren van 1 meter. De sector heeft zelf de beperking opgelegd dat per vergunning slechts met één kor mag worden gevist (Janssen e.a., 1995).

De helft van alle (mechanisch) gevangen kokkels wordt aan boord gekookt. De schelpen van de gekookte kokkels (ook die op land zijn gekookt) worden teruggestort in zee (Janssen e.a., 1995). Het overboord zetten van deze schelpen mag alleen op bepaalde plaatsen. Hiervoor is vergunning van Rijkswaterstaat nodig (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993). Zie Van Gool (1992) en Vroom e.a. (1989) voor respectievelijk de kook- en stortlocaties in de Waddenzee.

De handkokkelvisserij is het hele jaar door toegestaan (Janssen e.a., 1995), alhoewel vooral van juni tot eind november wordt gevist (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993). Mechanische kokkelvisserij vindt plaats in het najaar en blijft beperkt tot gemiddeld 50 dagen per jaar (LNV, 1992). Sinds eind jaren tachtig wordt de rest van het jaar op de halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en sinds enkele jaren ook op mesheften (*Ensis spec.*) gevist. Dit gebeurt met hetzelfde vistuig (en dezelfde schepen) als bij de kokkelvisserij (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993).



Bij een slecht kokkeljaar worden er meer *Spisula*'s gevangen (persoonlijke communicatie M. van Stralen, DLO-RIVO, 1997). De hoeveelheid kokkels verschilt sterk tussen de jaren. Het kokkelbestand in de Waddenzee in 1990 was laag, in 1991 nog lager en in 1992 weer aanzienlijk groter dan in 1991 (Van Stralen, 1990; Van Stralen en Kesteloo-Hendrikse, 1992 en Kesteloo-Hendrikse en Van Stralen, 1992). Hierdoor (en door het vaststellen van de hieraan gerelateerde quota) varieert de aanvoer sterk (zie tabel 8.1)

De intensiteit van de handkokkelvisserij is relatief gering en neemt af. Daarom wordt alleen de mechanische kokkelvisserij uitgewerkt.

#### 8.1.6 Mosselkweek en -visserij

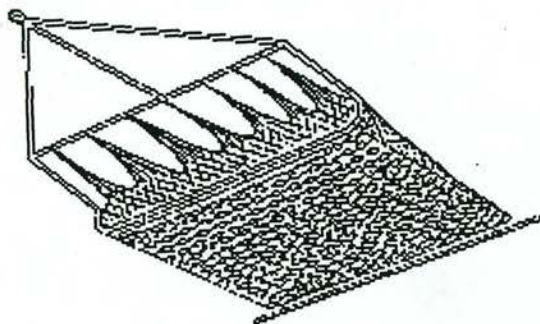
In tegenstelling tot de kokkelvisserij vindt de kweek van consumptiemosselen plaats op cultuurpercelen. Deze percelen worden door de Nederlandse staat aan de vissers verpacht. Onder normale omstandigheden wordt mosselzaad (bijna 1 jaar oude mosselen) gedurende een aantal weken in mei en juni opgevist en naar de cultuurpercelen gebracht. Soms wordt ook in het najaar gedurende een periode van enige dagen op mosselzaad gevist (Janssen e.a., 1995). Mosselzaad wordt met een sleepnet vooral in het sublitoraal gevangen (Dankers en De Vlas, 1992). Na twee à drie jaar zijn de mosselen geschikt voor consumptie en worden ze opgevist (Janssen e.a., 1995).

Bewerking van het perceel wordt tot een minimum beperkt. Desalniettemin zal een mosselkweker af en toe genoodzaakt zijn de mosselen op te vissen en over te brengen naar een perceel waar een betere groei wordt verwacht of waar een veilige overwintering wordt gewaarborgd. Ook zal het voorkomen van zeesterren op percelen (predatoren van mosselen) aanleiding zijn om maatregelen te nemen:

- met een rol worden zeesterren opgewoeld en gevangen in een net;
- als er veel kleine zeesterren zijn en/of veel wier wordt alles (mosselen, zeesterren en wier) opgevist, gespoeld met zoet water en (soms ergens anders) teruggestort. Door het zoete water worden zeesterren gedood, terwijl mosselen de spoelbeurt overleven.

In jaren met een relatief klein mosselbestand hebben kwekers wachtdiensten ingesteld om de op mosselpercelen fouragerende eidereenden te verjagen.

Bij het opvissen van de volwassen consumptiemosselen woelt een ijzeren staaf de mosseltrosjes op. Deze komen daarna in een kor. De Nederlandse mosselkor bestaat aan de onderkant uit stalen ringen (die aan elkaar zijn geregen tot een soort maliekolder) en aan de bovenkant uit een net van dik touw (zie figuur 8.4) (Von Brandt, 1984 en persoonlijke communicatie M. van Stralen, DLO-RIVO, 1993).



Figuur 8.4. De mosselkor voor het opvissen van mosselen (uit Von Brandt, 1984)

De effecten van mosselkweek zijn moeilijk in te schatten vanwege het dualistische karakter: enerzijds zijn er versturende activiteiten, anderzijds kan de schelpdiercultuur worden beschouwd als het verplaatsen van schelpdieren binnen het kustwater naar die plaatsen waar optimale groeicondities bestaan en het wegspoelrisico minimaal is (LNV, 1992). Vergeleken met natuurlijke mosselbanken bevatten cultuurpercelen slechts één jaarklasse en vertonen een kleinere diversiteit aan dieren (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV-dir. Visserij, 1993). Door het actief bestrijden van zeesterren zijn de huidige hoeveelheden mosselen in de Waddenzee groter dan in een natuurlijke situatie (persoonlijke communicatie M. van Stralen, DLO-RIVO, 1993). Concentraties schelpdieren hebben invloed op het ecosysteem welke gradueel en sterk lokaal van aard zijn. Deze kunnen bestaan uit (LNV, 1992):

een toename van het slibgehalte op en om de percelen;

- het ter plaatse verdwijnen van het oorspronkelijke (geul)biotoop;
- een lokaal verminderde hoeveelheid voedsel in het water.

Alle visactiviteiten (mosselzaadvisserij, zeesterren verwijderen, verplaatsen van mosselen en het opvissen van consumptiemosselen) worden samengevat in de potentiële blootstelling 'omwoelen door een mosselkor'.

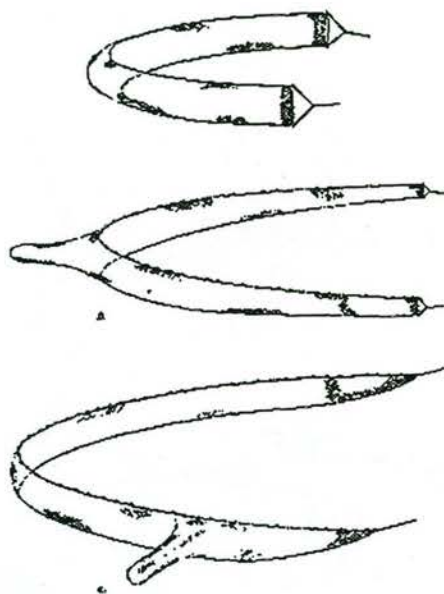
### 8.1.7 Overige visserijtypen

Naast de in de vorige paragrafen beschreven visserijtypen zijn er nog enkele Europese methoden die weinig of niet door de Nederlanders op het NCP worden gebruikt (en naar verwachting ook niet door buitenlanders):



### Zegen

Een zegen is een net dat in een cirkel om een school vissen wordt gelegd. Door te trekken wordt de cirkel kleiner en wordt de vis gevangen. De netten (in de vorm van een 'wand') kunnen wel of geen uitsparing ('bag') bevatten om de vis op te vangen (zie figuur 8.5). Als bij het uitleggen van het net het ene uiteinde vast gemaakt wordt aan een anker wordt gesproken van de Deense zegen (ook wel 'snurrevaad'). Als een boei in plaats van een anker wordt gebruikt heet de methode 'Schotse zegen' (Von Brandt, 1984). Op het (noordelijk) NCP wordt de zegen door de Denen toegepast. Nederlandse vissers maken er (bijna) geen gebruik van (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993).



Figuur 8.5. De werking van de zegen (Von Brandt, 1984)

### Ringzegen

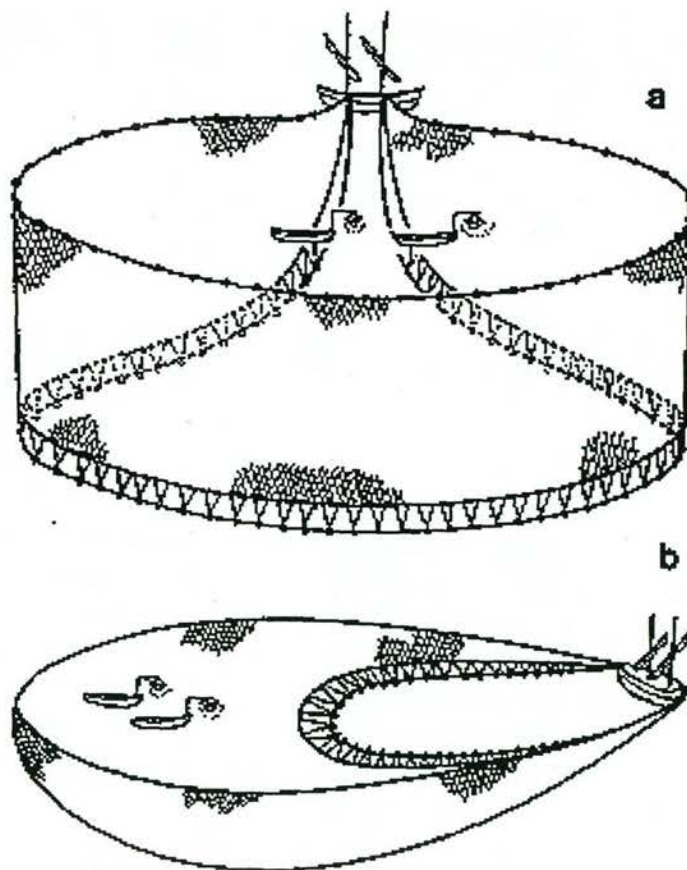
De ringzegen lijkt op de zegen, met dit verschil dat de vis ook aan de onderkant omspannen wordt. Aan de onderkant van het net zit een rij met ringen waar een touw doorheen loopt. Door dit touw aan te halen sluit het net zich en kan de vis worden binnen gehaald (zie figuur 8.6). De lengte en diepte van een ringzegen kan sterk variëren. De grootste zegen wordt gebruikt voor de tonijn- en bonito-visserij ( $\pm 1500$  m lang,  $\pm 200$  m diep), maar ook die voor haring, sprot, en makreel zijn groot ( $\pm 500$  m lang, 150 m diep) (Von Brandt, 1984). Nederlandse vissers gebruiken de ringzegen niet. In Denemarken zijn 12 tot 15 vissers met een ringzegen actief. De Noren en de Ieren passen de ringzegen op grote schaal toe. Dit gebeurt vooral in dieper water en niet op het NCP (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993).

### Staandwant

Staandwant is een passieve vorm van visserij: door het uitzetten van een net (als een muur) raken vissen er in verstrikt (zie figuur 8.7). Er zijn twee typen te onderscheiden: kieuwnet en warnet (ook wel laddernet). In kieuwnetten raken de vissen verstrikt met hun kieuwen, in warnetten ook met hun vinnen. Staandwant kan bestaan uit één, twee of drie tegen elkaar hangende netten (al dan niet met verschillende maaswijdte). De totale lengte van de netten van een visser kan enkele kilometers bestrijken.

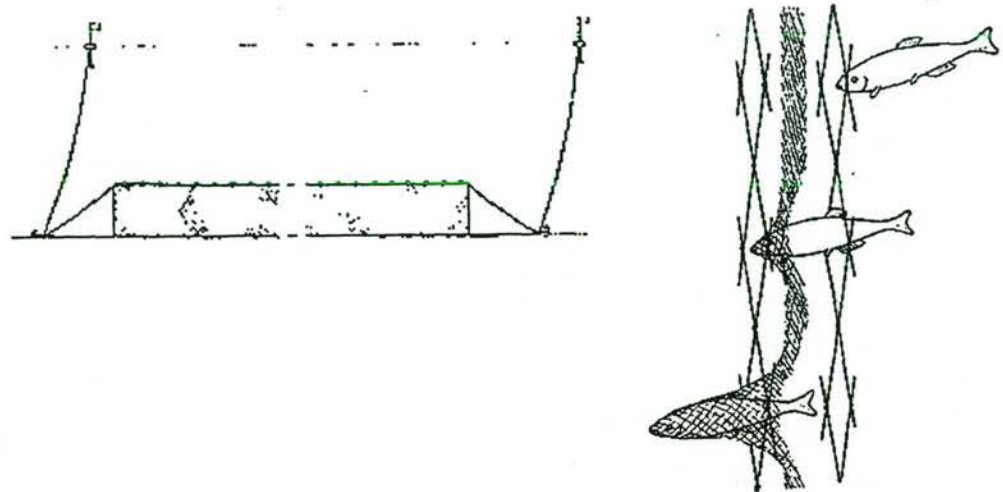
De netten kunnen langs de bodem worden gezet, semipelagisch of aan de oppervlakte. Ze worden vastgelegd met een anker. Bodemkieuwnetten kunnen tot een diepte van 150 meter worden gezet. Vooral kabeljauw en platvis worden er mee gevangen. Oppervlakte kieuwnetten hoeven niet vast gezet te worden. Men noemt deze netten drijfnetten (Von Brandt, 1984). Op het NCP komt laatst genoemde vorm van visserij niet voor.

Met name bij de kieuwnetten is door het gebruik van de juiste eigenschappen (dikte, kleur en zachtheid van het garen) een grote selectiviteit te bereiken. Naast de selectiviteit is de lage brandstof/vis-verhouding een voordeel van staandwant (Van Densen, 1998).



Figuur 8.6. Een voorbeeld van de ringzege (uit Von Brandt, 1984)





Figuur 8.7. Een voorbeeld van a) een bodemkieuwnet en b) een warnet (uit Von Brandt, 1984)

Staadwant-visserij wordt vooral beoefend door Denen en nauwelijks door Nederlandse vissers (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993). Op het noordelijk deel van het NCP worden veelvuldig Deense staadwant-vissers waargenomen (persoonlijke communicatie H.J.M. Baptist, RIKZ, 1996). Informatie over de intensiteit op het NCP ontbreekt echter (het Deense visserij ministerie heeft geen gehoor gegeven aan het verzoek om gegevens). Het niet meenemen van deze vorm van visserij kan leiden tot een onderschatting van de sterfte van zeezoogdieren.

#### *Fuiken*

Fuiken zijn vaste vistuigen. Ze worden niet op het NCP gebruikt, maar alleen op de Waddenzee. Het gebruik van fuiken is in RAM niet gekwantificeerd. Dat kan leiden tot onderschatting van de sterfte van zeehonden.

#### *Beuglijnen*

Het vissen met haken aan een lijn wordt ook op grote, professionele schaal toegepast. Er wordt in dat geval gevist met kilometers lange lijnen met vele duizenden haken. Beuglijnvisserij (ook wel hoekwantvisserij genoemd) wordt toegepast in het noorden van Europa (Noorwegen en Groot-Brittannië) voor het vangen van onder andere kabeljauw, koolvis en makreel. Op het NCP vindt het naar verwachting niet plaats (Von Brandt, 1984 en persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993).

#### *Pierenwinning*

Door LNV is een aantal gebieden in de Nederlandse Waddenzee aangewezen waar machinale pierenwinning is toegestaan (LNV, 1993). Over de intensiteit van de pierenwinning is echter niets bekend.

## 8.2 Intensiteit van de deelactiviteiten

### 8.2.1 Varen

Net als bij de scheepvaart (zie paragraaf 3.2.1) is de intensiteit van het varen bepaald voor de gehele Noordzee. De reden hiervan is dat geëmitteerde stoffen van schepen buiten het emissiegebied worden verspreid, waardoor een groter gebied moet worden beschouwd dan alleen het NCP en de Waddenzee (zie paragraaf 2.3).

Gegevensbestanden van Buys en Sepers (1993) zijn gebruikt voor het bepalen van de visserij-intensiteit. De gegevens in deze bestanden zijn afkomstig van:

1. Europese gemeenschap: Eurostat-databank te Luxemburg
2. Engeland en Wales: MAFF, Ministry of Agriculture Fisheries & Food (S. Reynolds)
3. Schotland: SOAFD (J.C. Bell)
4. Nederland: Ministerie van Landbouw en Visserij (T. Lemkes)

Het Norwegian Institute of Fisheries and Aquaculture (E.E. Fasmer) heeft gegevens geleverd over de intensiteit van de bodem-ottertrawl-visserij door Noorse vissers. Maar gegevens over andere visserijtypen (met name de pelagische trawl) van Noorse vissers ontbreken. Van Denemarken zijn geen gegevens verkregen over visserij-intensiteiten.

Nederland, Engeland en Schotland drukken de visserij-intensiteit uit in de grootheid "dagen op zee", Noorwegen werkt met "dagen dat gevist is". Hoewel er verschil is tussen beide grootheden, zijn de twee grootheden in RAM aan elkaar gelijk gesteld. Tabel 8.2 geeft een overzicht van de visserij-intensiteit in het jaar 1990 voor deze vier landen.

Tabel 8.2 Visserij-intensiteit op de Noordzee in het jaar 1990

| land                              | dagen op zee       |
|-----------------------------------|--------------------|
| opgegeven:                        |                    |
| - Nederland                       | 68.600             |
| - Engeland                        | 79.076             |
| - Schotland                       | 16.329             |
| - Noorwegen                       | 1.274 <sup>1</sup> |
| afgeleid door extrapolatie:       |                    |
| - andere landen in subdivisie IVa | 28.100             |
| - andere landen in subdivisie IVb | 303.000            |
| - andere landen in subdivisie IVc | 7.950              |
|                                   | -----              |
| totaal (afgerond)                 | 504.000            |

<sup>1</sup> alleen bodem-ottertrawl



Nederland, Engeland en Schotland geven de visserij-intensiteit weer per ICES-rectangle. Een ICES-rectangle is een vak ter grootte van één lengte-graad bij een halve breedte-graad (ongeveer 50 bij 50 km). Noorwegen geeft de visserij-intensiteit weer per ICES-subdivisie (zie figuur 8.8 in de bijlage), waarbij subdivisie IVa is opgedeeld in drie afzonderlijke deelgebieden.

Naast de intensiteit hebben deze vier landen ook de hoeveelheid gevangen vis (uitgesplitst naar soort) gegeven. Voor de overige landen zijn deze gegevens te vinden in de EUROSTAT-database. Deze database bevat per subdivisie en per land de vangst van de afzonderlijke soorten.

De 'overige landen' die een substantiële bijdrage leveren aan de visserij op de Noordzee zijn: België, Denemarken, Faroer-eilanden, (West)Duitsland, Noord-Ierland, Polen, Zweden en Noorwegen (voor zover het geen bodem-ottertrawl betreft). Voor deze landen is een extrapolatie uitgevoerd voor divisie IV. Voor Nederland, Engeland en Schotland zijn de gemiddelde vangsten per dag op zee berekend (zonder rekening te houden met de grootte van het schip en het type vistuig). De gemiddelde vangsten zijn bepaald voor de twaalf meest gevangen vissoorten: kabeljauw, haring, horsmakreel, makreel, tong, schol, schelvis, witte koolvis, koolvis, sprot, zandspiering en wijting. De berekende vangsten per dag op zee verschillen sterk tussen de verschillende landen, ICES-subdivisie en/of vissoorten. Dit heeft een aantal oorzaken:

- iedere ICES-subdivisie heeft zijn karakteristieke "bulksoorten" (subdivisie IVa haring en witte koolvis, subdivisie IVb zandspiering en subdivisie IVc schol en zandspiering);
- het gedrag van vissen is mede bepalend voor de vangst: van vissoorten, die in scholen leven, wordt meer gevangen dan van soorten die minder verspreid voorkomen;
- landen vissen vooral in gebieden die dichtbij de thuishavens liggen;
- de vlootsamenstelling en de gebruikte vistuigen verschillen per land.

De extrapolatie is uitgevoerd voor vissoorten die door de overige landen veel gevangen worden. Deze soorten maken tezamen minimaal 90% van de totale vangst uit. Voor subdivisie IVa en IVb zijn dit 4 soorten en voor subdivisie IVc 3 soorten. Voor de extrapolatie (per soort) is de gemiddelde vangst per dag op zee gebruikt van dat land (Nederland, Engeland, Schotland of Noorwegen) dat in de betreffende subdivisie de grootste vangst van die soort heeft. Door de vangst van de overige landen te delen door de betreffende vangst per dag op zee is het aantal visdagen van de overige landen verkregen (zie tabel 8.2). Deze visserij-intensiteiten zijn naar evenredigheid van oppervlakte verdeeld over de rectangles van de subdivisie.

De onzekerheid in de uitgevoerde extrapolatie is groot. Tweederde van het totale aantal dagen op zee is door extrapolatie verkregen (zie tabel 8.2). Dat betreft vooral subdivisie IVb. In subdivisie IVc (dat het grootste deel van het NCP omvat) is slechts 13% van het totaal aantal dagen op zee verkregen door extrapolatie.

### 8.2.2 Ankeren en stilliggen

Het aantal dagen dat vissersschepen in de haven liggen is geschat met gegevens over de Nederlandse visserijvloot uit Het jaarboek '91 voor de Nederlandse en Belgische visserij (Pronk, 1991). Havens aan de Westerschelde, de Noordzee en de Waddenzee zijn beschouwd, waar 10 of meer vissersschepen ( $> 25$  PK) staan ingeschreven. Het gaat om 16 havens met in totaal 489 schepen (zie tabel 8.3). Er is geen rekening mee gehouden dat schepen in een andere haven kunnen liggen dan waar ze ingeschreven staan.

Tabel 8.3 Havens met meer dan 10 vissersschepen ( $> 25$  PK)

| haven        | aantal ingeschreven<br>vissersschepen |
|--------------|---------------------------------------|
| Arnemuiden   | 10                                    |
| Breskens     | 19                                    |
| Den Helder   | 48                                    |
| Goedereede   | 46                                    |
| Harlingen    | 54                                    |
| IJmuiden     | 31                                    |
| Katwijk      | 29                                    |
| Lauwersoog   | 13                                    |
| Scheveningen | 28                                    |
| Stellendam   | 10                                    |
| Texel        | 40                                    |
| Usquert      | 10                                    |
| Vlissingen   | 11                                    |
| Den Oever    | 88                                    |
| Wonseradeel  | 18                                    |
| Zoutkamp     | 34                                    |
|              | ----                                  |
| totaal       | 489                                   |

De schepen in tabel 8.3 zijn onderverdeeld naar motorvermogen (PK). Het aantal dagen dat de schepen in de haven liggen is geschat. Aangenomen is dat grote schepen gemiddeld meer dagen op zee doorbrengen dan kleine schepen en dus minder in de haven liggen (zie tabel 8.4).



Tabel 8.4      Schatting van het aantal dagen dat vissersschepen met een verschillend vermogen in de haven liggen

| PK-klasse | aantal ligdagen per jaar in haven |
|-----------|-----------------------------------|
| ≤ 100     | 185                               |
| 101-500   | 165                               |
| 501-1000  | 115                               |
| > 1000    | 65                                |

### 8.2.3 Vissen

Bij het vangen van vis en schelpdieren gaat het om verstoringen van lokale aard als bodem-omwoeling. In tegenstelling tot het varen blijft de uitwerking daarom beperkt tot het NCP en de Waddenzee.

Aangezien vooral Nederlandse reders op het NCP en de Waddenzee vissen is de uitwerking beperkt gebleven tot de Nederlandse visserijvloot. Daarbij is gebruik gemaakt van andere (later verkregen) gegevens dan voor het varen, ankeren en stilliggen.

#### *Zware boomkor, bodem-ottertrawl en pelagische trawl*

Gegevens over de intensiteit van vissen met de zware boomkor, de bodem-ottertrawl en de pelagische ottertrawl worden door het ministerie LNV opgeslagen in het VIRIS-bestand (VIs Registratie en Informatie Systeem). Het wordt door het Ministerie LNV gebruikt als controle-middel op de vangsten van gequoteerde vissoorten. Het bestand bevat per schip gegevens over: vertrekdatum, vertrektijd, haven van vertrek, datum en tijd van terugkeren, de terugkeerhaven, het gebruikte vistuig (type, breedte en maaswijdte), en de vangst (het aantal trekken, de benodigde vistijd, het ICES-rectangle, de vissoort en het levend gewicht van de vangst). RIKZ heeft het bestand van 1990 (zonder scheepsnamen) met toestemming van Directie Visserijen van het Ministerie LNV gekregen van DLO-LEI (juli 1994 van W. Dol en J.W. de Wilde) voor gebruik in het RAM-project. Het VIRIS-bestand is gecorrigeerd (onder andere dubbeltellingen zijn verwijderd) en daarna zijn de totale vangsten van schol en tong volgens het bestand vergeleken met vangstberekeningen van W. Dol van DLO-LEI. De uitkomsten kwamen goed overeen.

Het VIRIS-bestand bevat gegevens over alle reizen en vangsten van Nederlandse vissers op zee (divisies IV, V (alleen subdivisie Vb), VI en VII) in 1990. De meeste tijd is gevisd in subdivisie IVa en IVb. Alleen de gequoteerde soorten zijn volledig en betrouwbaar opgenomen in de database. In 1990 gold er voor de volgende soorten in divisie IV een quotum (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1995): schol, tong, wijting, blauwe wijting, schelvis, koolvis, haring, makreel, horsmakreel, sprot, heek, zwarte koolvis en kabeljauw.

Het bestand bevat gegevens van 593 schepen. De 13 Nederlandse hektrawlers zijn niet in het bestand opgenomen, omdat die met hun grootte (meer dan 100 meter lengte) en grote vriescapaciteit lange reizen maken en veelal buiten de Noordzee vissen. De 593 schepen zijn ingedeeld naar motorvermogen (9 PK-klassen), lengte (9 lengteklassen) en inhoud (6 GT-klassen en 6 BRT-klassen). In totaal hebben deze schepen in 1990 24300 reizen gemaakt van minimaal één dag. Tabel 8.5 geeft een overzicht van het aantal reizen per PK-klasse en type vistuig en tabel 8.6 geeft de vangsten van de gequoteerde vissoorten.

Tabel 8.5. Het aantal reizen per type vistuig uitgesplitst naar motorvermogen (x1000)

| PK-klasse     | garnalenvisserij | pelagische trawl | bodem-ottertrawl | platvisvisserij |
|---------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|
| 1 - < 100     | 123              |                  | 4                | 6               |
| 200 - < 300   | 96               | 1                | 7                | 17              |
| 300 - < 600   | 122              | 2                | 74               | 101             |
| 600 - < 1100  |                  | 3                | 52               | 44              |
| 1100 - < 1500 |                  | 4                | 7                | 144             |
| 1500 - < 2000 |                  | 7                | 2                | 229             |
| 2000 - < 5000 |                  | 32               |                  | 389             |
| > = 5000      | 2                | 46               | 0                | 0               |
| totaal        | 344              | 506              | 145              | 930             |

Tabel 8.6 De vangsten (in ton levend gewicht) van de 13 gequoteerde soorten per type vistuig

| vissoort       | bodemtrawl | garnalenvisserij | pelagische-trawl | platvisvisserij |
|----------------|------------|------------------|------------------|-----------------|
| blauwe wijting |            |                  | 7                |                 |
| haring         | 708        | 0                | 81               | 170             |
| heek           | 14         |                  |                  | 52              |
| horsmakreel    | 513        | 15               | 112              | 42              |
| kabeljauw      | 5.338      | 215              | 127              | 1.830           |
| makreel        | 212        | 8                | 32               | 6               |
| schelvis       | 64         | 0                |                  | 28              |
| schol          | 659        | 81               | 2                | 73.593          |
| sprot          | 145        | 16               | 95               | 22              |
| tong           | 124        | 12               | 1                | 16.133          |
| wijting        | 2.251      | 92               | 75               | 654             |
| witte koolvis  | 0          |                  |                  | 0               |
| zwarte koolvis | 268        | 0                |                  | 2               |



De pelagische trawl, de bodem-ottertrawl en de zware boomkorvisserij vinden niet plaats in de Waddenzee (persoonlijke communicatie A. Rijnsdorp, DLO-RIVO, 1995). Daarnaast is de Scholbox (een gebied grenzend aan de Deense en Duitse Waddenzee waar jonge schol opgroeit) tegenwoordig (vanaf 1995) het hele jaar gesloten voor schepen met een motorvermogen van meer dan 300 PK. In 1990 was de scholbox echter nog niet ingesteld. Van 1991 tot en met 1993 bestond een intermediaire situatie: schepen groter dan 300 PK mochten alleen het eerste en laatste kwartaal in de scholbox vissen. Van deze situatie is uitgegaan in het RAM-project. De uren die de vissers (> 300 PK) in het tweede en derde kwartaal in de scholbox doorgebracht hebben zijn overgeheveld naar aangrenzende ICES-rectangles. In 1994 mochten schepen groter dan 300 PK alleen het eerste kwartaal in de scholbox vissen (persoonlijke communicatie W. Dol, DLO-LEI, 1995).

### Garnalenvisserij

Uit statistieken van het Produktschap Vis en Visprodukten (PvV) blijkt dat Nederlandse vissers 4,8 miljoen kg garnalen hebben gevangen. Tabel 8.7 geeft de verdeling van de vangst over de verschillende regio's (schriftelijke mededeling J.J. van Dijk, LNV, 1993).

Tabel 8.7 Garnalenvangst en visuren in verschillende gebieden in 1990

| gebied                            | vangst<br>(miljoen kg) | visuren<br>(* 1000) |
|-----------------------------------|------------------------|---------------------|
| Noordzee ten zuiden van IJmuiden  | 1,9                    | 50                  |
| Noordzee ten noorden van IJmuiden | 1,2 <sup>1</sup>       | 69                  |
| Nederlandse Waddenzee             | 1,66                   | 57                  |
|                                   | -----                  | -----               |
| totaal                            | 4,76                   | 176                 |

<sup>1</sup> Inclusief de vangsten bij het Duitse Waddeneiland Sylt (0,035 miljoen kg)

In 1990 hebben de Nederlandse garnalenvissers in totaal 22021 dagen gevisst: 7157 dagen ten zuiden van IJmuiden en 14864 dagen ten noorden van IJmuiden (inclusief de Waddenzee) (schriftelijke mededeling R. Boddeke, DLO-RIVO, 1993). Een visdag van een gemiddelde Nederlandse garnalenkotter duurt zowel op de Noordzee als op de Waddenzee ongeveer 8 uur (persoonlijke communicatie R. Boddeke, DLO-RIVO, 1993). Met als aanname dat de vangst lineair evenredig is met het aantal visdagen is het aantal visuren in tabel 8.7 berekend.

's Zomers vissen de garnalenvissers vanaf 1 km uit de kust, 's winters zitten de garnalen dieper en vissen de garnalenvissers tot maximaal 50 km uit de kust (persoonlijke communicatie R. Boddeke, DLO-RIVO, 1993). In het Beneluxverdrag is opgenomen dat Nederlandse vissers binnen de 3 mijlszone van België mogen vangen (en andersom: maar de garnalenvangst van de Belgen op het NCP wordt niet meegenomen binnen het RAM-project). Nederlandse vissers mogen niet vissen binnen de 3 mijlszone van Duitsland en Denemarken. In de Nederlandse Waddenzee wordt bijna alleen gevisst in de geulen of aan de rand van de geulen.



### *Kokkelvisserij*

In 1993 waren er 36 vergunninghouders voor mechanische kokkelvisserij, maar slechts 22 maken er daadwerkelijk gebruik van (persoonlijke communicatie J.J. van Dijk, LNV, 1993). Gemiddeld vangen de vissers ruim 5000 ton vleesgewicht aan kokkels per jaar in de Nederlandse Waddenzee. In de Voordelta wordt jaarlijks gemiddeld bijna 1000 ton vleesgewicht gevangen. De verschillen tussen de jaren kunnen groot zijn.

De halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) wordt vanaf 1990 steeds meer gevangen. Officiële statistieken worden er niet van bijgehouden. M.R. van Stralen (DLO-RIVO, 1993) schat de vangsten in 1993 op enkele duizenden tonnen vleesgewicht.

Mechanische kokkelvisserij vindt alleen plaats in de Waddenzee (exclusief de Eems-Dollard) en de Voordelta. In de Waddenzee zijn met ingang van 1993 vier gebieden gesloten voor kokkelvisserij: Balgzand, Terschelling, Piet Scheveplaat en Rottum. Visserij op de halfgeknotte strandschelp vindt alleen plaats in de kustzone van de Noordzee. Vooral het gebied ten noorden van Ameland en Terschelling wordt bezocht, omdat daar de dichtheden van de halfgeknotte strandschelp hoog zijn ( $> 350$  individuen/m<sup>2</sup>; Holtman e.a., 1996).

### *Mosselkweek- en visserij*

De mosselkweek in de Voordelta is verwaarloosbaar (persoonlijke communicatie M.R. van Stralen, DLO-RIVO, 1997). Voor de Eems-Dollard zijn geen vergunningen afgegeven (LNV, 1992). De cultuurpercelen liggen vooral in de Westelijke Waddenzee. In de Oostelijke Waddenzee en de Kustzone komen (bijna) geen cultuurpercelen voor (Janssen e.a., 1995). We hebben een GIS-kaart met de ligging in 1988 in de cultuurpercelen van de hele Waddenzee van M. Vroom (RIKZ-Haren) gekregen (totaal 8000 ha.). Deze kaart verschilt weinig van de kaart van de structuurnota (bijlage II, LNV, 1992). Cultuurpercelen worden niet geweerd uit de gesloten gebieden (LNV, 1992), dus een correctie zoals bij de kokkelvisserij is niet noodzakelijk. Het bruto oppervlak van de cultuurpercelen in de Westelijke Waddenzee is circa 6000 ha., waarvan circa 3700 ha. daadwerkelijk wordt gebruikt (LNV, 1992).

Mosselzaadvisserij vindt alleen plaats in de Waddenzee (exclusief de Eems-Dollard). Het merendeel van het mosselzaad wordt opgevist van permanent onder water liggende zaadbanken (Dankers en De Vlas, 1992). Eerst worden de nabij gelegen gebieden bevestigd (ten zuiden van Terschelling en Ameland), daarna (indien nodig) de meer oostelijk gelegen banken onder Schiermonnikoog en rond Rottum (Dankers en De Vlas, 1992). In het RAM-project is aangenomen dat er alleen in de Westelijke Waddenzee op mosselzaad wordt gevist (zowel op de platen als in de geulen). Mosselzaadvisserij vindt echter (sinds 1993) niet meer plaats in de gesloten gebieden (zie bijlage III van de Structuurnota, LNV, 1992) en uiteraard op de cultuurpercelen. Ook in de ecoplots (onderzoeksgebieden) vindt geen mosselzaadvisserij plaats (LNV, 1992).



## 8.3 Potentiële blootstellingen

### 8.3.1 Uitwerking potentiële blootstellingen per visserijtype

Tabel 8.8 geeft een overzicht van de potentiële blootstellingen die voor de zes beschouwde visserijtypen zijn uitgewerkt. De intensiteit van de bodemomwoeling is afhankelijk van het vistuig dat wordt gebruikt (gewicht en penetratiediepte). Hetzelfde geldt voor het onttrekken van organismen. Daarom worden deze twee verstoringen uitgedrukt in verschillende potentiële blootstellingen die gekoppeld zijn aan het vistuig (zie paragrafen 2.6.3 en 2.6.4).

De zware boomkorvisserij, de bodem-ottertrawl en de pelagische trawl zijn energie-intensief en gebruiken veel olie. Dat leidt tot emissie van PAK's en lood. Het gebruik van aangroeiwerende verven resulteert in een emissie van koper en TBT (tributyltin) en de kathodische corrosie-bescherming met zinkblokken in een emissie van zink. De verwachting is dat vissersschepen geen olie op zee lozen en/of morsen, omdat ze regelmatig in de haven terugkeren en daar hun afval kwijt kunnen (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1994).

De bijdrage van de garnalenvisserij aan verontreiniging (emissie van stoffen) is relatief gering vergeleken met andere takken van de visserij en blijft in RAM buiten beschouwing. Dat geldt ook voor de kokkelvisserij en de mosselkweek en -visserij. Antifouling verven voor kokkel- en mosselschepen bevatten ook geen TBT (Dijkhuizen, e.a. 1996). Voor een kwantificering van de emissies door de garnalenvisserij en de kokkelvisserij in de Waddenzee wordt verwezen naar Dijkhuizen e.a. (1996).

Bij het kwantificeren van de visuele verstoring door de schepen wordt alleen gerekend met de tijd van vissen; het wachten van kokkelschepen (op hoog water) wordt niet meegenomen. In de maanden voor de openstelling van het visseizoen zoeken kokkelvissers, veelal lopend over het wad, naar de beste kokkelbanken (De Vlas, 1982). Deze visuele verstoring door mensen wordt te gering geacht om te kwantificeren. Ook het storten van schelpen en het lozen van kookvocht (eiwitbelasting) van kokkelschepen wordt niet meegenomen; het eerste omdat schelpen 'systeemeigen' zijn en door de stroming snel worden verspreid, het tweede omdat de belasting zeer klein wordt geacht.

Tabel 8.8 Relevante potentiële blootstellingen per visserijtype op het NCP en de Waddenzee.

| type visserij                | Zn | PAK <sup>1</sup> | Pb | TBT | Cu | bodem-<br>omwoeling <sup>2</sup> | onttrekken<br>organismen <sup>2</sup> | Visuele<br>verstoring <sup>3</sup> |
|------------------------------|----|------------------|----|-----|----|----------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|
| zwarte boomkorvis-<br>serij  | x  | x                | x  | x   | x  | x                                | x                                     | x                                  |
| bodem ottertrawl             | x  | x                | x  | x   | x  | x                                | x                                     | x                                  |
| pelagische ottertrawl        | x  | x                | x  | x   | x  |                                  | x                                     | x                                  |
| garnalenvisserij             |    |                  |    |     |    | x <sup>4</sup>                   |                                       | x                                  |
| kokkelvisserij               |    |                  |    |     |    | x <sup>4</sup>                   |                                       | x                                  |
| mosselkweek en -<br>visserij |    |                  |    |     |    | x <sup>4</sup>                   |                                       | x                                  |

<sup>1</sup> PAK's worden door twee stoffen gekarakteriseerd: Benzo(a)pyreen en fluorantheen

<sup>2</sup> Vistuigspecifiek (dus ieder vistuig heeft zijn eigen potentiële blootstelling)

<sup>3</sup> Alleen aanwezigheid van boten wordt uitgewerkt

<sup>4</sup> Door bodemomwoeling worden kokkels, mosselen en garnalen onttrokken. 'Onttrekken organismen' wordt daarom niet als aparte potentiële blootstelling uitgewerkt.

### 8.3.2 Verontreiniging

#### *Tributyltin (TBT)*

De emissie van TBT door de visserij wordt op dezelfde wijze bepaald als voor de recreatievaart met dezelfde emissiefactoren, met een onderscheid in zelfslipende en conventionele antifouling en verschil in emissie tijdens varen en stilliggen (zie tabel 5.8).

Bijna alle (Nederlandse) vissers gebruiken antifouling om de scheepshuid te beschermen (persoonlijke communicatie Maaskant Scheepswerf te Stellendam, 1994). In de zeescheepvaart gebruikt 75% van de schepen zelfslipende en 25% conventionele antifouling (Evers e.a., 1993). Met als aanname dat deze verhouding ook geldt voor de vissersschepen zijn de gemiddelde emissiefactoren:

varen: 42,6 mg TBT/m<sup>2</sup> scheepshuid /dag

stilliggen: 12,7 mg TBT/m<sup>2</sup> scheepshuid /dag



Om de totale emissie te berekenen moeten deze emissiefactoren worden vermenigvuldigd met het oppervlak scheepshuid onder de waterlijn. Het 'natte oppervlak' van een schip is gerelateerd aan de grootte van het schip. De beste maat voor de grootte van een schip (in relatie met het natte oppervlakte) is de LOA (Lengte Over Alles: van de achtersteven tot de voorsteven). De relatie tussen de LOA en het natte oppervlakte is afgeleid uit gegevens in een artikel van De Wilde (1992) met als aannamen:

- de breedte van het schip is twee maal de diepgang;
- de kiel van het schip heeft een V-vorm (in werkelijkheid is de U-vorm een betere benadering, maar dit scheelt slechts 10% in oppervlak);
- de breedte van het schip is over de gehele lengte gelijk.

De relatie verschilt tussen kleine ( $< 50$  meter) en grote schepen ( $\geq 50$  meter). Dit wordt veroorzaakt door de niet lineaire toename van de diepgang met de lengte van een schip. De volgende relatie wordt gebruikt:

|                     |   |
|---------------------|---|
| schepen $< 50$ m    | oppervlak onder water (in $m^2$ ) = $0,35 \times LOA^2$ |
| schepen $\geq 50$ m | oppervlak onder water (in $m^2$ ) = $0,17 \times LOA^2$ |

De landen drukken de grootte van een schip uit in verschillende grootheden. Nederland werkt met zes PK-klassen, Engeland, Schotland en Noorwegen (alleen bodem-ottertrawl) werken met BRT-klassen (Bruto Register Tonnage) en van de overige landen ontbreekt de informatie. Om het oppervlak onder water te berekenen moeten relaties worden vastgesteld tussen respectievelijk PK-LOA en BRT-LOA. Deze relaties zijn gefit met de gegevens over de Nederlandse visserijvloot in 1990 (uit Pronk e.a., 1991):

$$\begin{aligned} PK &= 0,294 \times LOA^{2,25} \\ BRT &= 0,00451 \times LOA^3 \end{aligned}$$

Tabel 8.9 geeft de berekening van het oppervlak onder water voor de Nederlandse vissersschepen en tabel 8.10 voor de Engelse, Schotse en Noorse (alleen bodem-ottertrawl) vissersschepen.

Tabel 8.9 Het berekende oppervlak onder water (in m<sup>2</sup>) van Nederlandse vissersschepen onderverdeeld naar motorvermogen

| PK-klasse   | gemiddeld PK       | LOA <sup>1</sup> (m) | oppervlak onder water (m <sup>2</sup> ) |
|-------------|--------------------|----------------------|---|
| < 50        | 25                 | 7,2                  | 18                                      |
| 50 - 100    | 75                 | 11,7                 | 48                                      |
| 100 - 500   | 300                | 21,7                 | 164                                     |
| 500 - 1000  | 750                | 32,5                 | 371                                     |
| 1000 - 1600 | 1.300              | 41,6                 | 604                                     |
| > 1600      | 4.000 <sup>2</sup> | 68,4                 | 796                                     |

<sup>1</sup> LOA = Lengte Over Alles

<sup>2</sup> gemiddeld motorvermogen berekend uit Pronk e.a. (1991)

Tabel 8.10 Het oppervlak onder water (in m<sup>2</sup>) van Engelse, Schotse en Noorse vissersschepen onderverdeeld naar Bruto Register Tonnage (BRT)

| BRT-klasse  | gemiddeld BRT      | LOA <sup>1</sup> (m) | oppervlak onder water (m <sup>2</sup> ) |
|-------------|--------------------|----------------------|---|
| < 40        | 20                 | 16,4                 | 94                                      |
| 40 - 100    | 70                 | 24,9                 | 217                                     |
| 100 - 300   | 200                | 35,3                 | 437                                     |
| 300 - 1000  | 650                | 52,3                 | 465                                     |
| > 1000      | 3.600 <sup>2</sup> | 92,5                 | 1.455                                   |
| niet bekend | 70 <sup>3</sup>    | 24,9                 | 217                                     |

<sup>1</sup> LOA = Lengte Over Alles

<sup>2</sup> Het gemiddelde van schepen > 1000 BRT uit de Nederlandse vloot (Pronk e.a., 1991)

<sup>3</sup> Hiervoor is de meest voorkomende klasse (40 - 100 BRT) genomen ('niet bekend' maakt nog geen 2% van alle gegevens uit).



Voor de overige landen is geen onderscheid gemaakt naar type schip. Het gewogen gemiddelde van de Noorse bodem-ottertrawl is als nat oppervlak gebruikt: gemiddeld 571 m<sup>2</sup> per schip.

Door het 'aantal dagen' (zie tabel 8.2) te vermenigvuldigen met het 'natte oppervlak' en de emissiefactor wordt de emissie van TBT door de visserij verkregen. Het aantal dagen is per ICES-rectangle berekend, de emissie dus ook. Deze gegevens worden als invoer gebruikt voor het transportmodel (zie hoofdstuk 10).

De totale emissie op de Noordzee door de internationale visserijvloot wordt berekend op jaarlijks 9 ton TBT. Tijdens het stilliggen in Nederlandse havens bedraagt de emissie van de Nederlandse vissersschepen jaarlijks 0,2 ton TBT (zie tabel 8.11).

De onzekerheid in de berekende TBT-emissie is groot. Vooral het aantal dagen dat de gehele internationale vloot op de Noordzee aan het vissen is wordt als onzeker ervaren. Aangenomen wordt dat de onzekerheid hierin 50% bedraagt. De onzekerheid in de emissiefactor wordt geschat op 20%, en die in het oppervlak onder water op 15%. Met formule 1 uit paragraaf 2.7.1 wordt een onzekerheidsmarge in de TBT-emissie berekend van 55%. Hierbij is geen onderscheid gemaakt naar gebied. In theorie is de onzekerheidsmarge groter in gebieden buiten het NCP, maar door het grote aantal uitgevoerde extrapolaties is het een schijnprecisie om de onzekerheidsmarge naar gebieden te specificeren.

Tabel 8.11 Emissies in 1990 van de internationale visserijvloot op de Noordzee en van Nederlandse vissersschepen in havens langs de Westerschelde, de Noordzee en de Waddenzee

| stof         | totale emissie op<br>de Noordzee<br>(ton) | totale emissie in<br>Nederlandse<br>havens (ton) |
|--------------|---|--|
| TBT          | 9   | 0,2  |
| koper        | 19  | 0,7  |
| zink         | 260                                       | 35   |
| benzoapyreen | 2,2                                       | 0  |
| fluorantheen | 53  | 0  |
| lood         | 29  | 0  |

### *Koper*

Net als TBT komt koper vrij uit aangroeiwerende verven. De berekening van de emissie is vergelijkbaar: een emissiefactor (in gram koper/m<sup>2</sup>/dag) maal het aantal vaar- of havendagen (zie tabellen 8.2, 8.3 en 8.4) maal het natte oppervlak (zie tabellen 8.9 en 8.10).

De uitloogsnelheid van koper uit aangroeiwerende verven tijdens het varen van zeeschepen bedraagt gemiddeld 88 mg Cu/m<sup>2</sup> scheepshuid/dag (Berendsen, 1990 en Wijffels, 1993). Deze emissiefactor is ook gebruikt voor visserij. Als een schip stil ligt is de uitloogsnelheid een factor 1,8 lager (Slooff e.a., 1987).

De totale koperemissie op de Noordzee door de internationale vissersvloot komt uit op ongeveer 19 ton Cu per jaar. In de Nederlandse zeehavens bedraagt de emissie 0,7 ton/jaar (zie tabel 8.11). De onzekerheidsmarge in de emissie van koper is gelijk gesteld aan die van TBT (55%).

### *Zink*

Nederlandse vissersschepen worden kathodisch beschermd tegen corrosie door zinkblokken. Aluminium- en magnesiumblokken zijn ook mogelijk (zie ook paragraaf 3.3.1), maar deze worden niet door vissers gebruikt. Een enkel schip maakt in plaats van zinkblokken gebruik van elektrische bescherming ('impressed current'). Hier is in het RAM-project geen rekening mee gehouden.

De zinkblokken (2½, 5 of 10 kilo) worden vooral op de corrosie-gevoelige plekken van een schip aangebracht (bijvoorbeeld dichtbij de bronzen schroef). De hoeveelheid zink die jaarlijks op een gemiddeld vissersschip (ongeveer 45 meter) wordt aangebracht dient volgens de richtlijnen van het Instituut voor Materiaalmetingen Europa ongeveer 250 kilo te zijn. In de praktijk is dit meestal meer (300 kg). Als de nieuwe zinkblokken bevestigd worden, worden de oude, grotendeels verweerde blokken verwijderd. Zinkblokken bestaan voor 99 % uit zink.

Van de 300 kilo die wordt bevestigd, lost 50 tot 75 % gedurende het jaar op. De oplosnelheid is onafhankelijk van de snelheid van het schip. Per vaardag of stilligdag gaat 0,514 kg Zn in oplossing (W. van Schoneveld (1994) van het Instituut voor Materiaalmetingen Europa te Ridderkerk). De totale emissie van zink wordt verkregen door de emissiefactor te vermenigvuldigen met het aantal vaardagen of havendagen (zie tabellen 8.2, 8.3 en 8.4). De internationale vissersvloot emitteert in totaal 260 ton Zn per jaar naar de Noordzee. In de Nederlandse havens bedraagt de emissie van Nederlandse vissersschepen 35 ton Zn per jaar (zie tabel 8.11).

De bepalende factor voor de onzekerheid in de zink-emissie is net als bij TBT en koper het aantal vaardagen van de internationale vloot (onzekerheidsmarge 50%). Voor het gemiddelde zinkverbruik per schip is een marge aangehouden van 15 %. Uit de combinatie van deze twee percentages volgt een totale onzekerheidsmarge van 52 %, afgerond op 50%.



*PAK's en lood*

De visserij verbruikt veel gas- en stookolie. De microverontreinigingen die in de olie zitten (onder andere benzo(a)pyreen, fluorantheen en lood) worden bij het verbrandingsproces naar buiten gestoten. De PAK's (benzo(a)pyreen (= BaP) en fluorantheen) verbranden deels in de motor, maar worden ook gevormd tijdens het verbrandingsproces. Aangenomen is dat de emissie van PAK's en lood naar de lucht gelijk is aan de hoeveelheid die in de olie aanwezig is. De emissies naar de lucht zullen vervolgens (lokaal) in zee terechtkomen.

Dieselolie bevat 1,5 mg BaP/kg, 37 mg fluorantheen/kg en 20 mg Pb/kg (zie respectievelijke paragraaf 3.3.1 en 5.3.1). In zware stookolie zit 44 mg BaP/kg en 240 mg fluorantheen/kg (zie paragraaf 3.3.1). Lood is nauwelijks aanwezig in zware stookolie (slechts 0,15 mg Pb/kg volgens Wulffraat e.a., 1993). De concentraties in gasolie zijn gelijk gesteld aan die in dieselolie, alhoewel gasolie iets lichter is dan dieselolie (persoonlijke communicatie W. Blom, DLO-RIVO, 1996). Om liters olie om te rekenen naar kilogrammen is (niet helemaal correct) aangenomen dat één liter olie gelijk is aan één kilogram olie.

De Nederlandse visserijvloot (met uitzondering van de hektrawlers en de kokkel- en mosselvisserij) heeft in 1990 319 miljoen liter gasolie verbruikt. De boomkorvisserij is verantwoordelijk voor 90% van het gebruik (zie tabel 8.12).

Tabel 8.12 Gasolieverbruik in 1990 door Nederlandse reders gespecificeerd naar visserijtypen (schriftelijke mededeling W. Smit, DLO-LEI, september 1992)

| type visserij           | gasolieverbruik (miljoen liter) |
|-------------------------|---------------------------------|
| boomkorvisserij         | 287                             |
| bodem-ottertrawl        | 5                               |
| bodem-spantrawl         | 8                               |
| pelagische spantrawl    | 4                               |
| garnalenvisserij        | 14                              |
| zegen, staandwant, etc. | 1                               |
|                         | -----                           |
| totaal <sup>1</sup>     | 319                             |

<sup>1</sup> Exclusief de hektrawlers en de kokkel- en mosselvisserij

Stookolie wordt alleen gebruikt door hektrawlers (persoonlijke communicatie W. Blom, DLO-RIVO, 1996). De hektrawlers (13 in totaal) hebben 43 miljoen liter stookolie en 12 miljoen liter gasolie verstoekt (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1994). Aangezien hektrawlers grotendeels buiten de Noordzee vissen, is de uitstoot van PAK's en lood door hektrawlers niet meegenomen.

Het verbruik aan gasolie is op basis van informatie van Pronk (1991) toebedeeld aan de PK-klassen. Aan de hand van het aantal schepen en het geschatte aantal vaardagen per PK-klasse is het gemiddelde gasolieverbruik per vaardag per PK-klasse berekend (zie tabel 8.13).

Tabel 8.13 Gasolieverbruik per vaardag voor de Nederlandse visserijvloot in 1990 gepecificeerd naar motorvermogen

| PK-klasse           | gasolieverbruik<br>PK-klasse<br>(miljoen l/jr) <sup>2</sup> | aantal schepen <sup>3</sup> | aantal vaardagen<br>per schip per jaar <sup>4</sup> | gemiddeld gasoliever-<br>bruik per schip<br>(l/vaardag) <sup>5</sup> |
|---------------------|---|-----------------------------|---|--|
| 25-50               | 0,6   | 55                          | 180   | 60   |
| 51-100              | 0,9   | 85                          | 180   | 60   |
| 101-500             | 32,4  | 545                         | 200   | 297  |
| 501-1000            | 18,4  | 88                          | 250   | 852  |
| 1001-1600           | 71,8  | 65                          | 300   | 3681   |
| > 1600 <sup>1</sup> | 195,0   | 175                         | 300   | 3715   |

<sup>1</sup> exclusief de 13 hektrawlers

<sup>2</sup> exclusief de kokkel- en mosselvisser

<sup>3</sup> volgens Pronk (1991) (inclusief kokkel- en mosselvisser)

<sup>4</sup> schatting (zie tabel 8.4)

<sup>5</sup> berekend uit de 3 voorgaande kolommen

De visintensiteiten van Engeland en Schotland zijn gegeven per BRT-klasse (Bruto Register Tonnage). Op basis van informatie van Pronk (1991) zijn de PK-klassen in tabel 8.13 omgezet naar BRT-klassen en is het gasolieverbruik per dag per schip berekend zie tabel 8.14).



Tabel 8.14 Gasolieverbruik van de Engelse en Schotse vissersschepen per dag per schip

| BRT-klasse               | gemiddeld gasolieverbruik per schip<br>(l/vaardag) |
|--------------------------|--|
| < 40                     | 211  |
| 40 - 100                 | 340  |
| 101 - 300                | 1941   |
| 301 - 1000               | 3996   |
| > 1000                   | 2797   |
| niet bekend <sup>1</sup> | 340 <sup>2</sup>                                   |

<sup>1</sup> slechts 2,5% van de gegevens

<sup>2</sup> gelijk gesteld aan gemiddelde van meest voorkomende klasse (40 - 100 BRT)

Het gasolieverbruik (stookolie niet meegenomen) van de overige landen is berekend aan de hand van het over alle scheepsgrootten gewogen gemiddelde en bedraagt 2867 l/vaardag per schip. Het gasolieverbruik van de gehele internationale vissersvloot op de Noordzee is berekend door het gasolieverbruik per vaardag per schip te vermenigvuldigen met het aantal vaardagen (zie tabel 8.2). Vervolgens zijn de emissies van PAK's en lood berekend door het gasolieverbruik te vermenigvuldigen met de gehalten van deze stoffen in gasolie (benzo(a)pyreen 1,5 mg/kg, fluorantheen 37 mg/kg, en lood 20 mg/kg). Het aantal vaardagen is per ICES-rectangle berekend, de emissies dus ook. De totale emissie op de Noordzee komt uit op 2,2 ton benzo(a)pyreen, 53 ton fluorantheen, en 29 ton lood (zie tabel 8.11).

Omdat de emissies van PAK's en lood alleen ontstaan tijdens het varen zijn de emissies van deze stoffen tijdens het stilliggen in de Nederlandse havens nihil.

De onzekerheid in de emissies van benzo(a)pyreen, fluorantheen en lood wordt door een drietal factoren bepaald. Ten eerste door het aantal vaardagen van de internationale vloot, ten tweede door het gasolieverbruik per schip en ten derde door de concentratie PAK en lood in de gasolie. Voor deze drie factoren wordt de onzekerheidsmarge geschat op respectievelijk 50%, 20% en 10%. Met formule 1 uit paragraaf 2.7.1 geeft dat een totale onzekerheidsmarge in de emissies van 55%.

### 8.3.3 Onttrekken organismen

Bij de boomkorvisserij, de bodem-ottertrawl en de pelagische ottertrawl is naast het type vistuig het aantal visuren en het vermogen van de hoofdmotor bepalend voor de grootte van de vangst. Hoe meer uren besteed kunnen worden aan vissen, hoe meer er gevangen zal worden. Het vermogen van de hoofdmotor is van belang voor de snelheid van vissen en de zwaarte van het vistuig dat voortgetrokken kan worden. Een veel gebruikte maat om de intensiteit van vissen uit te drukken is dan ook de PK-uur: het produkt van het aantal visuren en het vermogen van de motor. PK-uren worden binnen RAM gebruikt als potentiële blootstelling voor het onttrekken van organismen. Hierbij wordt gecorrigeerd voor oppervlakte (dus de uiteindelijke eenheid is PK-uur/km<sup>2</sup>). Omdat deze grootheid specifiek is voor vistuigen, is onderscheid gemaakt in het aantal PK-uren van de zware boomkor, de bodem-ottertrawl en de pelagische trawl.

Bij de uitwerking wordt gebruik gemaakt van het VIRIS-bestand (VIs Registratie en Informatie Systeem). Dit bestand bevat alleen gegevens over afwezigheidsuren (afwezigheid uit de havens ofwel vaaruren). Daarom is met deze grootheid gewerkt en niet met visuren. Overigens is het verschil waarschijnlijk een min of meer constante factor en nauwelijks van invloed op de vorm van de verstoring-effect relatie.

#### *PK-uren zware boomkorvisserij*

De zware boomkor vangt een drietal vissoorten die in het RAM-project worden meegenomen: stekelrog, schol en kabeljauw.

Gesteld is dat alle afwezigheidsuren in het ICES-rectangle vallen waarin is gevist. Als op één reis in meerdere rectangles is gevist, is het aantal afwezigheidsuren gedeeld door het aantal bezochte ICES-rectangles. Vermenigvuldigen van de afwezigheidsuren met het vermogen van het schip (gekozen is voor het gemiddelde van de PK-klasse) levert de PK-uren op. De PK-uren zijn vervolgens gedeeld door het aantal vierkante kilometer van het ICES-rectangle. In totaal heeft de Nederlandse visserijvloot in 1990 2100 miljoen PK-uren besteed aan de zware boomkorvisserij. Hiervan lag 41 % op het NCP (zie tabel 8.15).

Het aantal PK-uren is bijna direct afkomstig uit VIRIS. Dankzij de controle van de AID is het VIRIS-databestand behoorlijk betrouwbaar. Een bron van onzekerheid zou het door de vissers opgegeven motorvermogen kunnen zijn. Hier is geen rekening meegehouden. De onzekerheidsmarge in het aantal PK-uren wordt op 10% gesteld.



Tabel 8.15 Onttrekken organismen door de visserij uitgedrukt in PK-uren per vistuig

| visserijtype          | aantal PK-uren op de Noordzee<br>(x miljoen) | waarvan op het NCP (%) |
|-----------------------|--|------------------------|
| zware boomkorvisserij | 2100   | 41                     |
| bodem-ottertrawl      | 123  | 61                     |
| pelagische trawl      | 150  | 8                      |

***PK-uren bodem-ottertrawl***

De berekening van de PK-uren per vierkante kilometer zijn analoog aan die van de zware boomkorvisserij. Onder de bodem-ottertrawl vallen in VIRIS twee typen vistuig: trawl door één schip en spanvisserij. Aangenomen is dat één schip dat bijvoorbeeld 1000 PK-uur vist eenzelfde vangstefficiëntie heeft als twee spanvissers die gezamenlijk 1000 PK-uren vissen. Het resultaat is weergegeven in figuur 8.9 in het bijlage-rapport. In totaal heeft de Nederlandse visserijvloot in 1990 123 miljoen PK-uren besteed aan de bodem-ottertrawl. Hiervan lag 61 % op het NCP (zie tabel 8.15).

De onzekerheidsmarge in het aantal PK-uren van de bodem-ottertrawl is vergelijkbaar met die van de zware boomkorvisserij.

***PK-uren pelagische trawl***

De uitwerking van de PK-uren van de pelagische trawl is vergelijkbaar met die van de bodem-ottertrawl, inclusief de behandeling van single pelagic trawl en spanvisserij. In totaal heeft de Nederlandse visserijvloot in 1990 150 miljoen PK-uren besteed aan de pelagische trawl. Hiervan lag 8 % op het NCP (zie tabel 8.15).

De onzekerheid in het aantal PK-uren van de pelagische trawl is vergelijkbaar met die van de zware boomkorvisserij.

**8.3.4 Mechanische verstoring**

De mechanische verstoring door de visserij wordt uitgedrukt in de potentiële blootstelling fractie van de bodem die in een jaar wordt omgewoeld. De intensiteit van de bodemomwoeling is afhankelijk van het vistuig dat wordt gebruikt (gewicht en penetratiediepte). Daarom wordt gewerkt met verschillende potentiële blootstellingen die gekoppeld zijn aan het vistuig (zie paragrafen 2.6.3 en 2.6.4).

### *Zware boomkorvisserij*

De fractie bodemomwoeling door de zware boomkorvisserij is bepaald uit het produkt van het aantal visuren, de breedte van het tuig en de snelheid van het schip. Omdat de zware boomkorvisserij bijna 100% van zijn tijd aan het vissen is (persoonlijke communicatie J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1993) wordt het aantal afwezigheidsuren (afwezigheid uit havens ofwel de vaaruren) die in het VIRIS-bestand zijn opgenomen gelijk gesteld aan het aantal visuren.

Er mag binnen Europa niet gevist worden met een boomlengte van meer dan 12 meter (dus twee vistuigen hebben een maximale lengte van 24 meter). In de scholbox en de 12-mijlszone mag slechts gevist worden met een maximale boomkorlengte van 18 meter (twee netten). Boomkorbreedtes in VIRIS die groter zijn dan 24 meter of ontbreken zijn vervangen door de gemiddelde boomkorlengte uit VIRIS.

W. Blom van DLO-RIVO heeft onderzoek gedaan naar de snelheid van de zware boomkorvisserij in Nederland. Gegeven een bepaald motorvermogen van de hoofdmotor moet een schipper een combinatie kiezen tussen snelheid en tuiggewicht (van slof, boom en wekkers). Omdat in het zuidelijke NCP de bodemgesteldheid anders is dan in het noordelijk deel verschilt de gebruikte snelheid in deze twee gebieden. In RAM is hier geen rekening mee gehouden. De volgende relatie tussen snelheid en motorvermogen is aangehouden (schriftelijke mededeling W. Blom, DLO-RIVO, 1995):

$$\text{snelheid (km/uur)} = 5,92 + 0,00423 \times \text{motorvermogen (PK)}$$

Voor het motorvermogen is het midden van de PK-klasse gebruikt.

Uit de berekening blijkt dat de bodem van het NCP (inclusief de Waddenzee) in 1990 gemiddeld 2 maal is omgewoeld (zie tabel 8.16). Figuur 8.10 in het bijlagerapport geeft de ruimtelijke verdeling van de bodemomwoeling.

De onzekerheid in de omwoeling van de bodem door de zware boomkorvisserij wordt bepaald door de tijd dat de schepen op zee vissen, de snelheid van het schip en de breedte van het vistuig. De onzekerheid in de tijd dat de schepen op zee vissen is overeenkomstig het aantal PK-uren: 10%. Aangenomen is dat de onzekerheidsmarge in de snelheid 15% is en in de breedte van het vistuig 10%. De onzekerheidsmarge in de fractie bodemomwoeling komt met formule 1 uit paragraaf 2.7.1 uit op ruim 20%.



Tabel 8.16      Mechanische verstoring door de visserij uitgedrukt in fractie bodemomwoeling per vistuig

| visserijtype     | gemiddelde fractie bodemomwoeling       |
|------------------|---|
| boomkorvisserij  | 2,0 voor het NCP                        |
| bodem-ottertrawl | 0,4 voor het NCP                        |
| garnalenvisserij | 0,13 voor het NCP <sup>1</sup>          |
| kokkelvisserij   |   |
| - in Waddenzee   | 0,9 van areaal van 50 km <sup>2</sup>   |
| - in Voordelta   | 0,1 van areaal van 105 km <sup>2</sup>  |
| - in kustzone    | 0,04 van areaal van 548 km <sup>2</sup> |
| mosselvisserij   | 0,46 van areaal van 80 km <sup>2</sup>  |

<sup>1</sup> Voornamelijk de kustzone.

#### ***Bodem-ottertrawl***

Omwoeling van de bodem door de bodem-ottertrawl vindt plaats door de borden die aan de zijkant van het net gemonteerd zijn. Omwoeling door de netpees (inclusief de rubber schijven) wordt in RAM niet meegenomen. Aangenomen is dat aan één net twee borden van ieder één meter breed zitten.

De afwezigheidsuren zijn weer verkregen uit VIRIS. Hierbij is gecorrigeerd voor dubbeltelling door de spanvisserij. Volgens J.W. de Wilde (persoonlijke communicatie DLO-LEI, 1994) wordt er bij de bodem-ottertrawl niet voor 100% van de vaartijd gevist (zoals bij de zware boomkor). Aangenomen is dat het aantal visuren overeenkomt met 70% van de afwezigheidsuren uit VIRIS.

Bij de bodem-ottertrawl wordt langzamer gevaren dan bij de zware boomkorvisserij. De snelheid ligt tussen de 4 à 4,5 knoop (gemiddeld 8,1 km/uur). De snelheid is afhankelijk van de te bevissen vissoort en in mindere mate van het motorvermogen (persoonlijke communicatie W. Blom, DLO-RIVO, 1995).

De gemiddelde bodemomwoeling van het NCP wordt berekend op 0,4 keer per jaar (zie tabel 8.16). Net als bij de zware boomkorvisserij bedraagt de onzekerheidsmarge in de afwezigheidsuren 10% en in de snelheid 15%. De onzekerheidsmarge in de breedte van de otterborden is groter dan bij de zware boomkorvisserij. Ten eerste is de breedte niet bekend en ten tweede (waarschijnlijk belangrijker) is niet bekend hoe het bord over de bodem schuurt. De onzekerheidsmarge wordt geschat op 20%. Daarnaast is er nog een onzekerheidsmarge bij de omzetting van afwezigheidsuren naar visuren. Als aangenomen wordt dat deze 15% bedraagt komt de onzekerheidsmarge in de fractie bodemomwoeling uit op ruim 30%.

### *Garnalenvisserij*

De maximale boomkorlengte van de garnalenvisserij is 18 meter. Gemiddeld is de lengte 15,4 meter (uit VIRIS-bestand). Volgens W. Blom (DLO-RIVO, 1995) ligt de snelheid van garnalenvissers tussen de 3 à 3,5 knoop (gemiddeld 5,4 km/uur). Deze twee variabelen vermenigvuldigd met de afwezigheidsuren uit tabel 8.7 levert de bodemomwoeling op. Analooq aan de zware boomkorvisserij is het aantal afwezigheidsuren gelijk gesteld aan het aantal visuren.

Voor een ruimtelijke verdeling van de omwoeling van de bodem door de Nederlandse garnalenvisserij in 1990 wordt verwezen naar figuur 8.11 in het bijlagerapport. Het bruto areaal dat jaarlijks door Nederlandse garnalenvissers wordt omgewoeld is 7750 km<sup>2</sup>. Dit betekent dat het NCP gemiddeld 0,13 keer per jaar wordt omgewoeld (zie tabel 8.16). De fractie is niet homogeen verdeeld over het NCP: omwoeling vindt voornamelijk in de kustzone plaats.

De onzekerheidsmarge in de fractie bodemomwoeling door de garnalenvisserij komt overeen met de zware boomkorvisserij en komt uit op ruim 20%.

### *Kokkelvisserij*

Bij het omwoelen van de bodem door de kokkelvisserij wordt in de literatuur gesproken over bruto en netto oppervlaktes. Een voorbeeld kan dit verduidelijken. Als een plaat van 2 km<sup>2</sup> in een jaar gemiddeld 3 keer wordt omgewoeld is het bruto oppervlak 6 km<sup>2</sup> en het netto oppervlak 2 km<sup>2</sup>.

### *Waddenzee*

De Vlas (1982) berekent dat in de hele Waddenzee jaarlijks bruto 100 km<sup>2</sup> wordt bevestigd (0,6 ha/uur per schip x 6 uur per dag x 4 dagen in de week x 20 weken/jaar x 35 schepen). Netto betrof dit (in 1980) 37,4 km<sup>2</sup> ( $\pm 5$  km<sup>2</sup>) in de Westelijke Waddenzee en 5 tot 10 km<sup>2</sup> in de Oostelijke Waddenzee. Door nieuwe regelingen zijn dit verouderde getallen. Dankers en De Vlas (1992) melden dat jaarlijks 40 tot 50 km<sup>2</sup> in de Waddenzee wordt bevestigd. Waarschijnlijk is dit het bruto oppervlak. In RAM is aangenomen dat (buiten de gesloten gebieden) jaarlijks 40 km<sup>2</sup> in de Westelijke Waddenzee en 5 km<sup>2</sup> in de Oostelijke Waddenzee bruto worden bevestigd.

De ligging van de kokkelbanken in de vorm van een GIS-kaartje is verkregen van M. Vroom (RIKZ-Haren, 1994). Het (netto) oppervlak van de kokkelbanken buiten de gesloten gebieden is 50 km<sup>2</sup>. Hiervan wordt dus (bruto) jaarlijks 45 km<sup>2</sup> omgewoeld. De gemiddelde fractie omwoeling komt daarbij uit op 0,9 (zie tabel 8.16). Hierbij moet opgemerkt worden dat het mogelijk is dat sommige delen meer dan één keer omgewoeld kunnen worden, zodat de werkelijke fractie omwoeling lager uitkomt dan 0,9.



### *Voordelta*

Volgens M.R. van Stralen (persoonlijke communicatie, DLO-RIVO, 1993) is in 1992 ongeveer 10 km<sup>2</sup> in de Voordelta effectief bevestigd. Dit is geïnterpreteerd als bruto oppervlakte. In het Voorlopig Vastgesteld Beleidsplan Voordelta (Anonymus, 1992) staat een kaart (pag. 22) met gebieden waar kokkelvisserij in de Voordelta plaatsvindt. Deze gebieden hebben een oppervlak van 105 km<sup>2</sup>. Het bruto oppervlak (10 km<sup>2</sup>) is hier homogeen over verdeeld. De fractie omwoeling binnen deze gebieden is dan 0,1 (zie tabel 8.16). De fractie kan in werkelijkheid lager zijn als sommige delen meer dan één keer per jaar worden bevestigd.

### *Kustzone*

In de kustzone van de Noordzee wordt op de halfgeknotte strandschelp gevist met hetzelfde vistuig als de kokkelvisserij. Over het bevestigd oppervlak bestaat geen informatie. Wel is bekend dat er ongeveer 2000 ton vleesgewicht aan land wordt gebracht. Voor de kokkels is dit 5000 ton voor de Waddenzee (45 km<sup>2</sup> afgevestigd). Aangenomen is dat voor de visserij op de halfgeknotte strandschelp jaarlijks 20 km<sup>2</sup> bruto wordt afgevestigd. Dit wordt volledig toebedeeld aan het gebied ten noorden van Ameland en Terschelling waar de dichtheid van de halfgeknotte strandschelp groter is dan 350 individuen (zie hiervoor Holtman e.a., 1996). Dit gebied heeft een oppervlakte van 548 km<sup>2</sup>. Dit resulteert in een fractie bodemomwoeling van 0,04 (zie tabel 8.16). De fractie kan in werkelijkheid lager zijn als sommige delen meer dan één keer per jaar worden bevestigd.

De bodemomwoeling door de kokkelvisserij is in figuur 8.12 in het bijlage-rapport ruimtelijk weergegeven.

Omdat er van de kokkelvisserij geen statistieken worden bijgehouden is de onzekerheid relatief groot. Voor het bevestigd oppervlak en de fractie bodemomwoeling is een onzekerheidsmarge van 30% aangenomen. De onzekerheidsmarge in de fractie in de kustzone (het betreft *Spisula*-visserij) is waarschijnlijk groter, maar daar is hier geen rekening mee gehouden.

### *Mosselkweek en -visserij*

Mosselpercelen worden 1 à 2 keer omgewoeld voor verplaatsen, het verwijderen van zeesterren en opvissen voor consumptie (persoonlijke communicatie M.R. van Stralen, DLO-RIVO, 1997). Binnen het RAM-project is uitgegaan van één keer per jaar, wat overeenkomt met 37 km<sup>2</sup>. Deze 37 km<sup>2</sup> is homogeen verdeeld over alle verpachte (maar niet volledig gebruikte) cultuurpercelen (80 km<sup>2</sup> in de hele Waddenzee), zodat de gemiddelde fractie omwoeling in deze gebieden uitkomt op 0,46 (zie tabel 8.16).

Over het oppervlak mosselzaadvissers zijn geen uitgewerkte statistieken. M.R. van Stralen (DLO-RIVO, 1997) schat dat het oppervlak kleiner is dan dat van de kokkelvisserij en noemt een getal van 30 km<sup>2</sup> per jaar. Aangezien er tegenwoordig door mosselvisserij enquêtes over hun activiteiten ingevuld worden is een precieze analyse op termijn wel mogelijk. De 30 km<sup>2</sup> omwoeling is homogeen verdeeld over de Westelijke Waddenzee minus de gesloten gebieden en de cultuurpercelen. In totaal wordt dus een oppervlakte van 67 km<sup>2</sup> jaarlijks door de mosselvisserij omgewoeld.



Hoewel het oppervlak mosselperceel redelijk precies bekend is, is niet helemaal duidelijk hoe vaak de percelen omgewoeld worden. Ook het oppervlak dat wordt afgevist voor het vangen van mosselzaad is niet officieel bekend. De onzekerheid in het omgewoelde oppervlak wordt echter kleiner verondersteld dan van de kokkelvisserij. Aangenomen is dat de onzekerheids-marge 20% bedraagt.

### 8.3.5 Visuele verstoring

Visuele verstoring door de visserij is alleen uitgewerkt voor het varen. Er is geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende visserijtypen. De eenheid van de potentiële blootstelling is het aantal "bootjaren" per jaar per km<sup>2</sup>. Het aantal bootjaar is het aantal vaaruren in een bepaald gebied van alle type visserijen bij elkaar. Daarnaast is de snelheid van de schepen van belang (zie Schobben e.a., 1998).

Voor de garnalenvisserij en de bodem-ottertrawl bedraagt de snelheid gemiddeld respectievelijk 5,4 km/uur en 8,1 km/uur (zie paragraaf 8.3.3.). Voor de zware boomkorvisserij is de snelheid afhankelijk van het motorvermogen. Voor een moter met een vermogen van 300 PK is de gemiddelde snelheid tijdens het vissen 7,2 km/uur (W. Blom, DLO-RIVO). Tijdens het vissen ligt de snelheid van een pelagische trawler tussen de 7,2 en 8,1 km/uur. Als er met de sonar naar vis gezocht wordt kan de snelheid oplopen tot 18 km/uur. Bij slecht weer en/of een minder goede sonar is deze snelheid lager. De meeste tijd wordt besteed aan het zoeken naar vis (A. Duin, DLO-RIVO, 1997). In het RAM-project is de gemiddelde snelheid van een pelagische trawler op 12 km/uur gesteld.

Voor de kokkelvisserij worden de volgende snelheden gegeven: 3 tot 5 km/uur (De Vlas, 1982), 5 km/uur (DHV, 1991) en 5,1 km/uur (van Stralen, 1990). In RAM is een gemiddelde van 5 km/uur aangehouden.

Over de snelheid van mosselschepen zijn geen gegevens gevonden. Aangenomen is dat de snelheid ongeveer overeenkomt met die van de kokkelvisserij.

In paragraaf 8.2 is voor de zware boomkorvisserij, de bodem-ottertrawl, de pelagische trawl en de garnalenvissers het aantal vaaruren per km<sup>2</sup> bepaald. Delen door 8760 (het aantal uren in een jaar) levert de voor visuele verstoring relevante grootte op.

De intensiteit van de kokkel- en de mosselvisserij is uitgedrukt in bevist oppervlak en moet nog worden omgezet in bootjaren per km<sup>2</sup>. De Vlas (1982) geeft voor de kokkelvisserij aan dat gemiddeld 0,6 ha. per uur wordt afgevist. M. van Stralen (1990) komt uit op 1,0 ha. per uur. Dit laatste getal is aangehouden, omdat het van recenter datum is. Gegeven de beviste oppervlakken (zie paragraaf 8.3.3) is het aantal bootjaren per km<sup>2</sup> berekend.



Mosselvisserij leidt door zowel mosselzaadvisserij als activiteiten op de cultuurpercelen tot visuele verstoring. Mosselzaadvisserij vindt gedurende enkele weken in het voorjaar (mei en juni) en soms ook in het najaar plaats (Janssen e.a., 1995). In totaal mag er maximaal 30 dagen gevist worden (Janssen e.a., 1995). In de praktijk komt dit neer op:

$$86 \text{ boten} \times 8 \text{ uur/dag} \times 10 \text{ dagen/boot/jaar} = 6880 \text{ uur per jaar} = 0,78 \text{ bootjaar}$$

Dijkhuizen e.a. (1996) geven een grove schatting van de tijd die mosselvisserij met activiteiten doorbrengen op de cultuurpercelen. Uitgegaan wordt van 12 schepen met een Wadden-zeehaven als thuishaven. Er wordt vanuit gegaan dat deze schepen 180 dagen per jaar à 10 uur varen. Totaal brengen ze

$$12 \times 180 \times 10 = 21600 \text{ uur} = 2,5 \text{ bootjaar}$$

per jaar door op zee door.

De onzekerheidsmarge in de visuele verstoring is afhankelijk van de onzekerheidsmarge in het aantal vaardagen van alle visserijtypen tezamen en de gemiddelde snelheid van de schepen. De onzekerheid in elk van beide factoren is op 20% gesteld, zodat de onzekerheidsmarge in het aantal bootjaren (met formule 1 uit paragraaf 2.7.1) uitkomt op 28%.

## 9 Inbreng van stoffen

### 9.1 Beschrijving deelactiviteiten

Bij de inbreng van stoffen in zee wordt onderscheid gemaakt in een aantal deelactiviteiten. Uit de voorgaande studie (Baan, 1992) bleek dat voor de Noordzee en Waddenzee de volgende deelactiviteiten en processen van belang zijn:

- a. dumpen en lozen van afval direct op open zee:
  - lozen van industrieel afval met schepen op zee,
  - dumpen van baggerspecie met schepen op zee,
  - dumpen van zuiveringsslib met schepen op zee,
  - lozen van afval met pijpleidingen vanaf het land;
- b. atmosferische depositie;
- c. aanvoer van stoffen met rivieren en zoetwaterspuien;
- d. aanvoer van stoffen met instromend oceaan- en zeewater.

Deze deelactiviteiten en processen dragen alle bij aan verontreiniging, de meeste ook aan eutrofiëring. Dumpen van baggerspecie en zuiveringsslib levert een bijdrage aan mechanische verstoring (verhoging van zwevend stof concentratie, bedekking met een sedimentlaag).

Varen ten behoeve van het dumpen van afval e.d. op zee is beschouwd onder scheepvaart (zie hoofdstuk 3) en blijft hier buiten beschouwing. Dat geldt ook voor lozingen en dumpingen op zee door de scheepvaart (olie) en olie- en gaswinning (boorgruis, produktiewater). Deze lozingen en dumpingen zijn reeds besproken in hoofdstukken 3 en 4.

Gegevens over de belasting van de Noordzee en Waddenzee met stoffen worden verzameld voor PARCOM en voor specifieke projecten als MANS, INPUT (Wulffraat e.a., 1993) en RISMARE (WL, 1993a). Voor RAM is gebruik gemaakt van de gegevens uit RISMARE en INPUT, aangevuld met nieuwe en verbeterde schattingen.

Bij de verstoringstypen verontreiniging en eutrofiëring wordt de gehele Noordzee en Waddenzee beschouwd. Bij de andere typen verstoringen blijft het beschouwde gebied beperkt tot het NCP en de Waddenzee (zie paragraaf 2.3). De kwantificering van de bijdragen aan verontreiniging en eutrofiëring in de volgende paragrafen is vooral gericht op het NCP en de Waddenzee. Cijfers over stofvrachten op de Noordzee buiten het NCP zijn opgenomen in de bijlagen.



## 9.2 Intensiteit van deelactiviteiten

### 9.2.1 Dumpen en lozen van afval direct op zee

#### *Lozen van industrieel afval met schepen op zee*

Voor 1990 werd op het NCP industrieel afval geloosd. Per 1 januari 1990 is deze lozing beëindigd. Met 1990 als peiljaar kan deze lozing dus buiten beschouwing worden gelaten. Dat geldt niet voor de lozingen op de rest van de Noordzee. Gegevens daarover zijn ontleend aan PARCOM (1992). PARCOM (1992) bevat gegevens over de lozingen van enkele zware metalen en de lokatie van die lozingen. Over de lozing van organische microverontreinigingen zijn geen gegevens beschikbaar.

#### *Dumpen van baggerspecie met schepen op zee*

##### *Waddenzee*

In de havens en toegangsgeulen wordt gebaggerd om deze op diepte te houden. De baggerspecie wordt op korte afstand in de Waddenzee gestort, althans als de kwaliteit niet te slecht is (kwaliteit 1 mag in zee worden gestort). Baggerspecie raakt verontreinigd door lozingen in havens en door stofvrachten die worden aangevoerd via rivieren en zoetwaterspuien. Deze laatste stofvrachten worden meegenomen als een (directe) belasting van de Waddenzee (zie paragraaf 9.2.3). Het dumpen van baggerspecie mag daarom niet als een (extra) stofbelasting worden opgevat, dat zou leiden tot dubbel telling. De bijdrage aan mechanische verstoring (verhoging zwevend stof concentratie, bedekking met een sedimentlaag) kan wel belangrijk zijn.

Gegevens over de hoeveelheden baggerspecie (zie tabel 9.1) en de stortlokaties (zie figuur 9.1) zijn verstrekt door RWS (zie bronvermelding bij tabel 3.3). In tabel 9.1 is tevens aangegeven waar verdieping plaatsvindt door agitatiebaggeren, waarbij de baggerspecie naast het baggervak terecht komt.

##### *Noordzee*

Gegevens over het dumpen van baggerspecie (kwantiteit, kwaliteit en lokatie) op het NCP en de vracht aan anorganische en organische microverontreinigingen daarin zijn verkregen uit het project INPUT (Wulffraat e.a., 1993). De tabellen 9.2 A en B geven een overzicht van de hoeveelheden baggerspecie, die in 1990 op het NCP zijn gestort en de stofvrachten daarin. Gegevens over de vrachten aan fosfor en stikstof in de baggerspecie zijn verkregen uit de rapportage aan de Oslo Commissie (zie tabel 9.2 C).

Tabel 9.1 Stort van baggerspecie in de Waddenzee

| Stortlocatie   | hoeveelheid<br>(miljoen m <sup>3</sup> /jaar) |
|--|---|
| Eems-Dollard:  |   |
| - bij haven Delfzijl <sup>1</sup>                    | 1,6   |
| - bij Eemscentrale                                   | 0,1   |
| - bij Eemshaven                                      | 0,7   |
| - bij Paapsandsüd                                    | 0,04  |
| totaal   | 2,4   |
| Oostelijke Waddenzee:                                |   |
| - toegangseul Schiermonnikoog (agitatiebaggeren)     | 0,02  |
| - Lauwershaven                                       | 0,008   |
| - toegangseul Lauwersoog                             | 0,005   |
| totaal   | 0,033   |
| Westelijke Waddenzee:                                |   |
| - toegangseulen Vlieland                             | 0,01  |
| - haven Vlieland                                     | 0,013   |
| - toegangseulen Terschelling                         | 0,025   |
| - haven Terschelling                                 | 0,015   |
| - toegangseulen Ameland (agitatiebaggeren)           | 0,113   |
| - haven Ameland (agitatiebaggeren)                   | 0,043   |
| - Holwerd (agitatiebaggeren)                         | 0,1   |
| - toegangseul Harlingen (Pollendam)                  | 0,05  |
| - haven Harlingen <sup>2</sup>                       | 1,0   |
| - geul langs Afsluitdijk (Boontjes)                  | 0,015   |
| - haven Kornwerderzand                               | 0,23  |
| - haven Breezanddijk                                 | 0,02  |
| - toegangseulen Den Oever (Visjagersgaatje/Wierbalg) | 0,01  |
| - haven Den Oever                                    | 0,18  |
| - haven 't Horntje op Texel                          | 0,035   |
| - haven Oude Schild op Texel                         | 0,057   |
| - haven Den Helder                                   | 1,2   |
|  | 3,1   |

<sup>1</sup> Daarnaast wordt 0,2 miljoen m<sup>3</sup> per jaar van klasse 4 gestort op land.

<sup>2</sup> Daarnaast wordt 0,03 miljoen m<sup>3</sup> per jaar van klasse 3/4 op land gestort.

Bron: persoonlijke communicatie J.J. Huizing en J.H. de Reus (RWS, Dir. Noord Nederland, 1993/1994); persoonlijke communicatie N. Malkog, RWS Dir. NH, 1994); RWS (1991)



Tabel 9.2 Dumping van baggerspecie op NCP in 1990  
A: brutovrachten aan metalen in kg/jaar (slib in kton/jaar)

| Lokatie      | slib  | Cd    | Cu    | Hg    | Zn    | Pb    |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Ijmuiden     | 718   | 1,1   | 30,0  | 0,4   | 272   | 74,0  |
| Haringvliet  | 46    | 0,0   | 0,0   | 0,0   | 0     | 0,0   |
| Loswal Noord | 4635  | 3,2   | 135,0 | 2,0   | 907   | 250,0 |
| Scheveningen | 78    | 0,0   | 0,4   | 0,0   | 314   | 0,9   |
|              | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- |
| Totaal       | 5477  | 4,3   | 165,4 | 2,4   | 1493  | 324,9 |

B: brutovrachten aan organische microverontreinigingen in kg/jaar (slib in kton/jaar)

| Lokatie      | slib  | PCB-153 | Lindaan | BaP   | ESF    | PCF   | HCB   | Flu   | Olie    |
|--------------|-------|---------|---------|-------|--------|-------|-------|-------|---------|
| Ijmuiden     | 718   | 2,8*    | 0,07*   | 200   | 0,07*  | 1,43* | 0,0   | 780   | 0       |
| Haringvliet  | 46    | 0,0     | 0,005   | 0     | 0,005  | 0,09* | 0,12* | 17*   | 6.319*  |
| Loswal Noord | 4635  | 30,0    | 0,38*   | 700   | 0,38*  | 7,58* | 10,0  | 1400  | 512.000 |
| Scheveningen | 78    | 0,0     | 0,003*  | 0     | 0,003* | 0,05* | 0,0   | 0     | 3.900   |
|              | ----- | -----   | -----   | ----- | -----  | ----- | ----- | ----- | -----   |
| Totaal       | 5477  | 32,8    | 0,46    | 900   | 0,46   | 9,15  | 10,1  | 2197  | 522.219 |

\* Geschatte vrachten op basis van de in bijlage 2 gepresenteerde methoden

C: brutovrachten aan slib en nutriënten daarin in kton/jaar

| Lokatie      | slib  | P-totaal | N-totaal |
|--------------|-------|----------|----------|
| Ijmuiden     | 718   | 0,7*     | 1,4*     |
| Loswal Noord | 4635  | 6,4      | 12,5     |
| Scheveningen | 78    | 0,02     | 0,04     |
|              | ----- | -----    | -----    |
| Totaal       | 5431  | 7,1      | 13,9     |

<sup>1</sup> Stofvracht door dumping in monding Haringvliet is verwaarloosd

\* Vrachten geschat met de in bijlage 3 gepresenteerde methoden

Gegevens over stofvrachten van organische microverontreinigingen met dumpingen buiten het NCP zijn ontleend aan PARCOM (1992). De hoeveelheden en de stofvrachten daarin zijn weergegeven in bijlage 2. Ontbrekende vrachtgegevens zijn geschat op basis van de kwaliteit van het slib van Loswal Noord. Indien de stofgehalten in de baggerspecie van Loswal Noord evenmin bekend zijn, is uitgegaan van de kwaliteit van het slib van de Nieuwe Waterweg met als aanname dat dit voor 10% van mariene herkomst is. Indien voor dumpingen van baggerspecie de stofgehalten ontbreken, zijn de vrachten geschat met de in bijlage 3 weergegeven methoden (zie ook bijlage 2). Uit berekeningen met het eutrofiëringsmodel bleek, dat de stofvracht aan nutriënten in de dumping van baggerspecie op Loswal Noord alleen op lokale schaal een significante bijdrage levert aan eutrofiëring. Het effect van dumpingen buiten het NCP op de eutrofiëring binnen het NCP zal daarom minimaal zijn. Daarom is de nutriëntenvracht in de dumpingen buiten het NCP verwaarloosd.

Om de onzekerheidsmarges in de jaargemiddelde stofinbreng met gedumpte baggerspecie te schatten moet rekening worden gehouden met (De Kok e.a., 1992):

- de marge in de zand/slib verhouding in de baggerspecie ( $56\% \pm 9\%$ );
- de marge in het percentage van de baggerspecie dat naar de baggerlokatie terugstroomt ( $35\% \pm 5\%$ );
- de vrachtberekeningsmethodieken aan de hand van gehalten aan stoffen in de specie.

Rekening houdend met het bovenstaande zijn de onzekerheidsmarges van dumping van baggerspecie als volgt geschat:

- zware metalen: 65 - 135%
- organische microverontreinigingen: 50 - 150%.

Hierbij is aangenomen dat variaties ten gevolge van de wijze waarop wordt omgegaan met detectielimieten in de vrachtberekeningsmethodieken binnen deze marges vallen (WL, 1993b).

Bij de vaststelling van de aanvoer van nutriënten als gevolg van dumping van baggerspecie is gekozen voor een "worst case scenario" voor wat betreft de beschikbaarheid van de nutriënten voor primaire produktie. De werkelijke aanvoer van nutriënten is waarschijnlijk lager. De onzekerheidsmarge voor de bijdrage van fosfaat en stikstof aan eutrofiëring wordt geschat op 25 - 125%.

### *Dumpen van zuiveringsslib met schepen op zee*

#### *Waddenzee*

Op de Waddenzee wordt geen zuiveringsslib gestort.



### *Noordzee*

Momenteel dumpst alleen Engeland zuiveringsslib in de Noordzee. De dumpingen vinden voor het overgrote deel plaats in de estuaria van de Thames, de Humber en nabij de uitmonding van de Forth. Gegevens over deze dumpingen zijn ontleend aan het project INPUT (Wulffraat e.a., 1993) en weergegeven in bijlage 2. Ontbrekende gegevens zijn geschat uit bekende gegevens (zie bijlage 3).

De onzekerheidsmarges in de vracht aan stoffen die met zuiveringsslib in zee wordt gedumpt wordt gelijk gesteld aan die voor baggerspecie.

### *Lozen van afval met pijpleidingen vanaf het land*

#### *Waddenzee*

Het Wadden Aktie Plan (De Jonge en Meerendonk, 1990) bevat gegevens over de lozing van industrieel en communaal afvalwater op de Waddenzee. Vergeleken met de stofvrachten naar de Waddenzee, die worden aangevoerd met de zoetwaterspuien van het IJsselmeer, zijn de stofvrachten in de industriële en communale lozingen klein. Daarom zijn de bijdragen van de industrie en afvalwaterlozingen aan de verontreiniging van de Waddenzee verwaarloosd.

#### *Noordzee*

Op het NCP vinden lozingen van industrieel en communaal afvalwater direct op zee plaats. Gegevens over de lozingen zijn verkregen uit INPUT (Wulffraat e.a., 1993). Gelet op het relatief kleine aandeel van deze stofvrachten in vergelijking tot de emissies afkomstig vanuit de estuaria is deze emissiebron buiten beschouwing gelaten.

## **9.2.2 Atmosferische depositie**

Tabellen 9.4 A, B en C geven een overzicht van de stofbelasting van de Waddenzee en de Noordzee als gevolg van atmosferische depositie. De depositiegegevens (in kg/km<sup>2</sup>.jaar) zijn verkregen uit verschillende bronnen. Vermenigvuldiging van de depositiecijfers met het oppervlak van elk gebied geeft de totale stofvrachten. De in de tabellen aangehouden gebiedsindeling (MANS-zone indeling) is weergegeven in figuur 10.1.

Tabel 9.4      Atmosferische depositie op de Waddenzee en de Noordzee in 1990  
A: zware metalen in kg/jaar

| MANS-zone            | Cd    | Cu     | Hg    | Zn      | Pb      |
|----------------------|-------|--------|-------|---------|---------|
| Vlaamse Banken       | 308   | 1.600  | 149   | 14.912  | 14.234  |
| Zeeuwse kust         | 304   | 1.706  | 191   | 19.105  | 16.022  |
| Hollandse kust       | 581   | 2.746  | 201   | 20.139  | 21.832  |
| Waddenkust           | 311   | 1.321  | 177   | 31.090  | 15.757  |
| Westelijke Waddenzee | 104   | 466    | 83    | 8.334   | 5.000   |
| Oostelijke Waddenzee | 71    | 302    | 41    | 4.057   | 2.028   |
| Deens/Duitse kust    | 580   | 1.801  | 387   | 38.658  | 19.329  |
| Zuidelijke Noordzee  | 1.296 | 5.186  | 1.141 | 114.083 | 89.970  |
| Zuid Engelse kust    | 669   | 2.510  | 368   | 36.810  | 41.914  |
| Noord Engelse kust   | 654   | 2.279  | 423   | 42.306  | 35.864  |
| Oestergronden        | 163   | 659    | 177   | 17.715  | 11.125  |
| Friese Front         | 250   | 1.250  | 223   | 22.323  | 16.429  |
| Centrale Noordzee    | 564   | 2.945  | 441   | 44.083  | 49.901  |
| Duitse Bocht         | 109   | 432    | 101   | 17.754  | 5.447   |
|                      | ----- | -----  | ----- | -----   | -----   |
| Totaal               | 5964  | 25.203 | 4.103 | 431.369 | 344.852 |

Bron: Cd, Cu en Pb: Van Jaarsveld, 1993; Hg en Zn: Warmenhoven e.a., 1989



Tabel 9.4      Atmosferische depositie op de Waddenzee en de Noordzee in 1990  
 B: organische microverontreinigingen in kg/jaar

| MANS-zone            | PCB-153 | LINDAAN | BaP   | ESF   | PCF    | HCB   | FLu    |
|----------------------|---------|---------|-------|-------|--------|-------|--------|
| Vlaamse Banken       | 85      | 610     | 874   | 3,4   | 847    | 1,0   | 8.744  |
| Zeeuwse Kust         | 109     | 608     | 395   | 4,3   | 1.086  | 1,3   | 3.951  |
| Hollandse kust       | 92      | 641     | 467   | 3,6   | 1.144  | 1,4   | 4.669  |
| Waddenkust           | 127     | 989     | 212   | 5,5   | 1.767  | 2,1   | 2.120  |
| Westelijke Waddenzee | 38      | 265     | 76    | 1,5   | 474    | 0,6   | 758    |
| Oostelijke Waddenzee | 18      | 129     | 37    | 0,7   | 231    | 0,3   | 369    |
| Deense/Duitse kust   | 132     | 1.230   | 606   | 6,9   | 2.197  | 2,6   | 6.062  |
| Zuidelijke Noordzee  | 519     | 4.667   | 2.074 | 25,9  | 6.482  | 7,8   | 20.742 |
| Zuid Engelse kust    | 209     | 1.506   | 418   | 8,4   | 2.092  | 2,5   | 4.183  |
| Noord Engelse kust   | 192     | 1.346   | 500   | 7,5   | 2.404  | 2,9   | 5.000  |
| Oestergronden        | 106     | 709     | 99    | 5,5   | 1.772  | 2,1   | 992    |
| Friese Front         | 134     | 1.250   | 152   | 7,0   | 2.232  | 2,7   | 1.518  |
| Centrale Noordzee    | 264     | 2.469   | 388   | 13,8  | 4.408  | 5,3   | 3.879  |
| Duitse Bocht         | 61      | 404     | 81    | 3,1   | 1.009  | 1,2   | 807    |
|                      | -----   | -----   | ----- | ----- | -----  | ----- | -----  |
| Totaal               | 2.086   | 16.823  | 6.379 | 97,1  | 28.145 | 33,8  | 63.794 |

Bron: PCB-153 (aanne: 10% van totaal PCB), lindaan en ESF: Warmenhoven e.a., 1989);  
 BaP: Van Jaarsveld, 1993; PCF: Slooff e.a. (1990); HCB: Gaul (1987);  
 Flu: aanname verhouding Flu/BaP = 10/1 (De Savornin Lohman, 1992)

Tabel 9.4      Atmosferische depositie op de Waddenzee en de Noordzee in 1990  
C: stikstof in ton/jaar

| MANS-zone            | stikstof |
|----------------------|----------|
| Vlaamse Banken       | 4.478    |
| Zeeuwse kust         | 5.523    |
| Hollandse kust       | 5.618    |
| Waddenkust           | 8.541    |
| Westelijke Waddenzee | 2.650    |
| Oostelijke Waddenzee | 1.939    |
| Deense/Duitse kust   | 23.016   |
| Zuidelijke Noordzee  | 24.147   |
| Zuid Engelse kust    | 8.002    |
| Noord Engelse kust   | 26.090   |
| Oestergronden        | 21.131   |
| Friese Front         | 7.540    |
| Centrale Noordzee    | 80.759   |
| Doggersbank          | 7.232    |
| Duitse Bocht         | 18.765   |
| Oostelijke Noordzee  | 9.280    |
|                      | -----    |
| Totaal               | 254.711  |

Bron: Wulffraat e.a., 1993

Schattingen van de belasting van de Noordzee met stoffen door atmosferische depositie lopen per stof fors uiteen (Wulffraat e.a., 1993). Dit is onder andere gelegen in het feit dat er diverse methodieken worden gebruikt om de atmosferische depositie te berekenen en dat er maar weinig gegevens zijn om de modeluitkomsten te toetsen. Op basis van de gegevens in Wulffraat e.a. (1993) worden de volgende onzekerheidsmarges in de atmosferische deposities aangehouden:

- zware metalen: een factor 2 (onzekerheidsmarge 50 - 200%)
- BaP, Flu, PCB-153: een factor 3,5 (onzekerheidsmarge 30 - 350%)
- lindaan, ESF, PCF, HCB: een factor 6 (onzekerheidsmarge 15 - 600%)
- stikstof: onzekerheidsmarge 70 - 130%



### 9.2.3 Aanvoer vanuit rivieren en estuaria

Jaarlijks worden in nationaal en internationaal verband de jaarvrachten van een groot aantal stoffen gerapporteerd welke door de belangrijkste rivieren naar de Noordzee worden aangevoerd. De tabellen 9.5 A, B en C geven een overzicht van de belasting van het NCP met stoffen vanuit de rivieren en estuaria voor het jaar 1990. De gegevens zijn verkregen uit het project INPUT (Wulffraat e.a., 1993). De gepresenteerde gegevens zijn opgebouwd uit rivier-emissies en vrachten afkomstig van directe lozingen en zoetwaterspuien welke op het desbetreffende estuaria uitmonden.

Voor de nutriënten stikstof, fosfor en silicium is in eerste instantie uitgegaan van de jaarvrachten van 1987. In 1987 waren deze vrachten hoog als gevolg van de in dat jaar grote rivierafvoeren. Vervolgens is globaal nagegaan in welke mate deze stofvrachten zijn afgenomen van 1987 tot 1990. Voor stikstof was dat circa 47% en voor fosfor 44%. Alle vrachten aan nutriënten van rivieren en estuaria zijn vervolgens met deze percentages gereduceerd om tot schattingen voor 1990 te komen.

Voor buitenlandse rivieren, waarvoor gegevens over de vrachten aan toxische stoffen veelal ontbreken zijn deze geschat op basis van de gemiddelde contaminantenconcentratie van de Nederlandse rivieren en zoetwaterspuien (Nieuwe Waterweg, Westerschelde, Haringvliet, Noordzeekanaal, afwatering IJsselmeer) (zie bijlage 2). Ontbrekende gegevens over de belasting met toxische stoffen door directe lozingen en zoetwaterspuien zijn eveneens geschat. Hiertoe is aangenomen dat de stofvracht in deze lozingen uitgedrukt als percentage van de aanvoer van het rivierwater gelijk is aan het gemiddelde van enkele metalen, waarvan wel gegevens beschikbaar zijn (zie bijlage 3).

Bijlage 2 geeft een overzicht van de bijdragen van de directe lozingen aan de belasting van de Noordzee.

Tabel 9.5 Vracht aan stoffen in rivieren en zoetwaterspuien naar het NCP in 1990  
A: zware metalen in kg/jaar

| Lokatie          | jaargemiddeld<br>debiet (m <sup>3</sup> /s) | Cd      | Cu      | Hg      | Zn        | Pb      |
|------------------|---|---------|---------|---------|-----------|---------|
| Westerschelde    | 137   | 2.571,3 | 38.157  | 406,5   | 213.960   | 37.553  |
| Oosterschelde    | 66  | 5,0     | 468     | 8,0     | 646       | 142     |
| Haringvliet      | 930   | 1.449,0 | 47.567  | 292,5   | 221.732   | 37.162  |
| Nieuwe Waterweg  | 1.642                                       | 4.472,5 | 195.913 | 1.607,5 | 789.338   | 137.907 |
| Noordzeekanaal   | 81  | 185,5   | 18.146  | 124,2   | 60.145    | 9.990   |
| IJsselmeer       | 449   | 448,0   | 31.386  | 246,5   | 98.645    | 18.608  |
| - Kornwerderzand |   | 188,2   | 13.182  | 103,5   | 41.430    | 7.815   |
| - Den Oever      |   | 259,8   | 18.203  | 143,0   | 57.213    | 10.793  |
| Lauwersmeer      | 41  | 13,2    | 891     | 7,0     | 3.081     | 659     |
| Eems             | 120   | 838,5   | 9.493   | 145,0   | 48.047    | 12.570  |
|                  | -----                                       | -----   | -----   | -----   | -----     | -----   |
| Totaal           | 3466  | 9.983,0 | 342.021 | 2.837,2 | 1.435.594 | 254.591 |

Bron: Wullfraat e.a, 1993



Tabel 9.5 Vracht aan stoffen in rivieren en zoetwaterspuien naar het NCP in 1990  
B: organische microverontreinigingen in kg/jaar

| Lokatie          | debiet<br>(m³/s) | PCB-153 | Lindaan  | BaP    | ESF    | PCF      | HCB    | Flu     | Olie      |
|------------------|------------------|---------|----------|--------|--------|----------|--------|---------|-----------|
| Westerschelde    | 137              | 5,40    | 184,40   | 185,50 | 9,35   | 115,00   | 7,10   | 382,5   | 309.706   |
| Oosterschelde    | 66               | 0,63    | 30,77    | 24,57  | 2,31   | 36,11    | 2,23   | 43,3    | 52.865    |
| Haringvliet      | 930              | 3,85    | 489,50   | 88,00  | 25,50  | 155,00   | 27,00  | 178,0   | 1.156.162 |
| Nieuwe Waterweg  | 1.642            | 8,25    | 377,00   | 256,00 | 43,00  | 417,00   | 56,50  | 495,5   | 657.296   |
| Noordzeekanaal   | 81               | 0,46    | 24,50    | 36,31  | 1,80   | 67,00    | 1,80   | 68,3    | 95.208    |
| IJsselmeer       | 449              | 0,15    | 130,50   | 66,00  | 14,00  | 291,00   | 14,00  | 154,0   | 334       |
| - Kornwerderzand |                  | 0,06    | 54,81    | 27,72  | 5,88   | 122,22   | 5,88   | 64,7    | 140       |
| - Den Oever      |                  | 0,09    | 75,69    | 38,94  | 8,12   | 168,78   | 8,12   | 89,3    | 194       |
| Lauwersmeer      | 41               | 0,06    | 2,00     | 0,37   | 0,55   | 22,43    | 0,25   | 0,4     | 32.841    |
| Eems             | 120              | 1,85    | 60,94    | 47,48  | 7,01   | 65,65    | 7,75   | 88,4    | 96.120    |
|                  | ----             | -----   | -----    | -----  | -----  | -----    | -----  | -----   | -----     |
| Totaal           | 3466             | 20,65   | 1.299,61 | 704,23 | 103,52 | 1.169,19 | 116,63 | 1.410,4 | 2.400.532 |

Bron: Wulffraat e.a., 1993

C: nutriënten in kton/jaar

| Lokatie <sup>1</sup> | debiet<br>(m³/s) | NH <sub>4</sub> -N | NO <sub>3</sub> -N | org. N | ortho-P | org. P | opgel. Si | org. Si |
|----------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------|---------|--------|-----------|---------|
| Westerschelde        | 137              | 7,1                | 15,0               | 2,6    | 1,5     | 0,7    | 29,8      | 1,2     |
| Haringvliet          | 930              | 6,5                | 76,9               | 7,7    | 3,5     | 1,0    | 94,8      | 8,3     |
| Nieuwe Waterweg      | 1.642            | 17,1               | 115,6              | 14,9   | 7,0     | 4,2    | 145,4     | 11,9    |
| Noordzeekanaal       | 81               | 1,6                | 4,6                | 1,6    | 0,9     | 0,2    | 7,2       | 0,6     |
| IJsselmeer           | 449              | 0,8                | 25,8               | 8,1    | 0,6     | 0,8    | 9,6       | 4,6     |
| - Kornwerderzand     |                  | 0,3                | 10,3               | 4,0    | 0,2     | 0,4    | 4,2       | 2,1     |
| - Den Oever          |                  | 0,5                | 15,5               | 4,1    | 0,4     | 0,4    | 5,4       | 2,5     |
| Eems                 | 120              | 2,4                | 15,0               | 1,2    | 0,2     | 0,4    | 11,9      | 1,1     |
|                      | ----             | -----              | -----              | -----  | -----   | -----  | -----     | -----   |
| Totaal               | 3466             | 35,5               | 252,9              | 36,1   | 13,7    | 7,3    | 298,7     | 27,7    |

<sup>1</sup> Vrachten uit de Oosterschelde en Lauwersmeer zijn verwaarloosd

Bron: Wulffraat e.a., 1993

Voor een aantal rivieren en spuien is de precieze omvang van de stofaanvoer naar de Noordzee onzeker (Wulffraat e.a., 1993). Deze onzekerheid is het grootst voor die rivieren en spuien, waarvoor gegevens geheel of gedeeltelijk ontbreken, en waarvoor schattingen zijn gemaakt aan de hand van vergelijkbare rivieren of spuien.

De onzekerheid in de schattingen van de jaarvrachten wordt enerzijds bepaald door systematische fouten of afwijkingen van de werkelijke waarde en anderzijds door toevallige fouten of spreiding. De grootte van deze twee foutenbronnen is afhankelijk van de wijze waarop rekening is gehouden met detectielimieten voor verschillende stoffen, van de wijze van vrachtberekening bij variabele afvoer, van de bemonsteringsfrequentie, en van de berekeningsmethode van de jaarvracht en de eigenschappen van de stof. De wijze waarop deze aspecten doorwerken in de betrouwbaarheid van de berekende jaarvracht is onderzocht in het project INPUT. RIKZ heeft in het kader van dit project voor een aantal rivieren het 95% betrouwbaarheidsinterval van de jaargemiddelde vracht bepaald.

De betrouwbaarheidsintervallen van de aangevoerde stofvrachten verschillen per rivier en zoetwaterspui. Op basis van de onzekerheidsmarge in de afzonderlijke stofvrachten per rivier of spui is de onzekerheidsmarge in de totale bijdrage van rivieren aan stofconcentraties in deelgebieden als volgt bepaald. Per deelgebied is met behulp van de transportatlas (De Ruijter e.a., 1987) onderzocht wat de bijdrage is van de belangrijkste rivieren aan de stofconcentraties in de RAM-gebieden. Aan de hand van de afzonderlijke onzekerheidsmarges en de emissieverhoudingen is de gezamenlijke onzekerheidsmarge voor elk van de gebieden berekend. Over de met de Engelse rivieren (Thames, Humber) aangevoerde stofvrachten zijn weinig gegevens beschikbaar. De met deze rivieren aangevoerde stofvrachten zijn in RAM geschat op basis van bekende stofvrachten van de Nederlandse rivieren. De onzekerheidsmarges in de stofvrachten in de Nederlandse rivieren zijn gemiddeld 35% (naar boven en beneden) voor zware metalen en 45% (naar boven en beneden) voor organische microverontreinigingen. Op grond daarvan zijn de onzekerheidsmarges in de stofvrachten van de Engelse rivieren geschat op 80% (naar boven en beneden) voor zware metalen en 100% (naar boven en beneden) voor organische microverontreinigingen.

Tabel 9.6 geeft een overzicht van de berekende onzekerheidsmarges in de bijdragen van rivieren en spuien aan de stofconcentraties in verschillende gebieden. De onzekerheidsmarges voor de Doggersbank zijn afgeleid van die voor de Oestergronden (zie hoofdstuk 10). In een aantal gevallen bedraagt de marge 100% (naar boven en beneden). Dat zou betekenen dat de ondergrens van de bijdrage aan de belasting 0 zou zijn. Dat is niet realistisch. Daarom wordt als ondergrens voor de onzekerheidsmarge een percentage van 5% aangehouden.



Tabel 9.6 Onzekerheidsmarges (%) in bijdrage van de rivieren in de stofconcentraties in RAM-gebieden

| Stof               | Kustzone, Westelijke Waddenzee en Breeveertien | Oostelijke Waddenzee | Friese Front en Oestergronden | Doggersbank |
|--------------------|--|----------------------|-------------------------------|-------------|
| cadmium en kwik    | 65 - 135                                       | 20 - 180             | 5 - 200                       | 5 - 200     |
| koper              | 65 - 135                                       | 20 - 180             | 40 - 160                      | 30 - 170    |
| zink en kwik       | 65 - 135                                       | 20 - 180             | 90 - 110                      | 60 - 140    |
| olie               | 50 - 150                                       | 5 - 200              | 5 - 200                       | 5 - 200     |
| organische micro's | 30 - 170                                       | 5 - 200              | 5 - 200                       | 5 - 200     |

De marges in de stofvrachten aan nutriënten voor de rivieren die een grote bijdrage leveren aan de totale vracht aan nutriënten variëren tussen 15 en 25% naar boven en beneden (Wulffraat e.a., 1993). De onzekerheidsmarge in de bijdrage van de rivieren aan de nutriëntenbelasting wordt daarom gesteld op 80 - 120%.

#### 9.2.4 Instromend oceaen- en zeewater

Instromende oceaen- en zeewater bevat stoffen in verschillende concentraties. Tabel 9.7 geeft een overzicht van naar de Noordzee aangevoerde stofvrachten volgens het project INPUT en afgeleid uit meetgegevens voor Het Kanaal.

Afgezien van PCB-153, lindaan en olie ontbreken gegevens over organische microverontreinigingen. In bijlage 2 zijn de schattingen voor de aangevoerde stofvrachten gegeven, zoals die op basis van de cijfers in tabel 9.7 en eigen schattingen zijn bepaald.

Tabel 9.7 Stofvrachten in het instromende Kanaal- en oceaانwater (ton/jaar)

| stof      | vracht vanuit Kanaalwater |                          | vracht vanuit<br>oceanwater <sup>1</sup> |
|-----------|---------------------------|--------------------------|--|
|           | schatting A <sup>1</sup>  | schatting B <sup>2</sup> |  |
| cadmium   | 76,5                      | 105                      | 399                                      |
| koper     | 1359                      | 1049                     | 3700                                     |
| kwik      | 4,6                       | 2,8                      | -  |
| zink      | 7510                      | 1776                     | -  |
| lood      | 1176                      | 1329                     | 1848                                     |
| PCB-153   | 0,0025                    |                          | 0,19                                     |
| lindaan   | 0,65                      |                          | 7,6                                      |
| olie      | 2200                      |                          | 14100                                    |
| opgel. N  | 497.000                   |                          | 773.000                                  |
| opgel. P  | 73.000                    |                          | 74.000                                   |
| opgel. Si | 447.000                   |                          | 368.000                                  |
| totaal-N  | 740.000                   |                          | 862.000                                  |
| totaal-P  | 122.000                   |                          | 105.000                                  |
| totaal-Si | 709.000                   |                          | 736.000                                  |

<sup>1</sup> Bron: Wulffraat e.a., 1993<sup>2</sup> Bron: North Sea project (1992)

De stofvrachten afgeleid uit de meetgegevens voor Het Kanaal en die uit het project INPUT (Wulffraat e.a., 1993) verschillen nogal. Vooral voor zink is het verschil groot. Bij het project INPUT gaat het om jaargemiddelde vrachten. De meetgegevens daarentegen geven een lokale situatie weer binnen een jaar, waarbij ook omkering van de stroomrichting mogelijk is. Hier worden de stofvrachten uit het project INPUT aangehouden. In dat project worden de onzekerheidsmarges in de stofaanvoer voor alle stoffen geschat op ongeveer 75 -125%. Eveneens op basis van vrachtgegevens uit het project INPUT zijn de onzekerheidsmarges voor de nutriënten bepaald (zie tabel 9.8).

Tabel 9.8 Onzekerheidsmarges (%) in hoeveelheid instromend Kanaal- en oceanwater

| nutriënt | Kanaal   | Atlantisch water |
|----------|----------|------------------|
| stikstof | 90 - 110 | 75 - 125         |
| fosfaat  | 90 - 110 | 65 - 135         |
| silicium | 85 - 115 | 85 - 115         |



Het Noordzeewater is voornamelijk samengesteld uit water wat via de randen de Noordzee is ingestroomd. Op basis van gegevens zoals gepresenteerd in de transportatlas van de Noordzee (De Ruijter e.a., 1987) is de verhouding tussen water afkomstig van de Kanaalrand en water afkomstig van de Atlantische rand ingeschat. Op basis hiervan zijn de in tabel 9.9 gepresenteerde onzekerheidsmarges voor de bijdrage van de randen aan de stofbelasting in de verschillende RAM-gebieden afgeleid.

Tabel 9.9      Onzekerheidsmarges (%) in de bijdrage van de randen aan de belasting met nutriënten

| RAM-gebied                    | stikstof | fosfaat  | silicium |
|-------------------------------|----------|----------|----------|
| kustzone en Breeveertien      | 90 - 110 | 85 - 115 | 85 - 115 |
| Oestergronden en Friese front | 80 - 120 | 70 - 130 | 85 - 115 |
| Doggersbank                   | 75 - 125 | 65 - 135 | 85 - 115 |

### 9.2.5 Chroom, nikkel en bestrijdingsmiddelen

Een aantal stoffen die in het RAM-project worden meegenomen kunnen niet gemodelleerd worden, omdat er geen emissiegegevens bekend zijn of omdat het verspreidingsmodel niet is afgeregeld voor deze stoffen. Voor de zware metalen chroom en nikkel en de bestrijdingsmiddelen DNOC, parathion-ethyl, malathion en azinfos-methyl is dit het geval. Voor chroom en nikkel zijn echter wel gegevens in DONAR opgeslagen en deze kunnen als zodanig gebruikt worden als potentiële blootstelling. Tevens is nikkel gemeten binnen het NERC programma (Lowry et al., 1992)

In de DONAR database zijn chroom en nikkel zijn de concentraties opgelost en geadsorbeerd aan zwevend stof aanwezig. In de periode 1985 tot en met 1994 is de concentratie van beide stoffen op 30 locaties gemeten. Al deze locaties zijn 20 tot 40 keer bemonsterd behalve NZRTH1 (Ter Heide 1) die maar 1 maal bemonsterd is. In het NERC programma wordt op 681 locaties concentraties van opgelost nikkel gemeten, op 196 locaties het totale nikkelgehalte, en op 207 locaties het gehalte geadsorbeerd aan zwevend stof. Voor nikkel zijn de datasets van DONAR en NERC gecombineerd.

#### *Chroom en nikkel*

Het is niet goed bekend van welke emissiebronnen chroom en nikkel afkomstig zijn. Aangenomen is dat naast de natuurlijke achtergrond alleen rivieren bijdragen aan de belasting met nikkel en chroom. Over deze beide bronnen zijn de concentraties verdeeld.

In het rapport van Laane (1992) zijn achtergrondconcentraties voor chroom en nikkel weergegeven (zie tabel 9.10).

Tabel 9.10 Achtergrondconcentraties voor chroom en nikkel (uit Laane, 1992)

| Stof                | Bron                | Concentratie                       |
|---------------------|---------------------|------------------------------------|
| Nikkel opgelost     | Atlantisch zeewater | $0.14 \pm 0.015 \mu\text{g/l}$     |
|                     | Rivierwater I       | $3.6 (1.0-13.3) \mu\text{g/l}$     |
|                     | Rivierwater II      | $0.5 \mu\text{g/l}$                |
| Chroom opgelost     | Atlantisch zeewater | $0.16 \pm 0.03 \mu\text{g/l}$      |
|                     | Rivierwater         | $0.097 (0.024-0.39) \mu\text{g/l}$ |
| Nikkel sediment     | Waddenzee           | $37 \pm 1.2 \mu\text{g/l}$         |
| Nikkel zwevend stof | Rijn                | $41 \mu\text{g/l}$                 |
| Chroom sediment     | Waddenzee           | $84 \pm 0.5 \mu\text{g/l}$         |
| Chroom zwevend stof | Rijn                | $55 \mu\text{g/l}$                 |

Om de concentraties te kunnen verdelen over achtergrondconcentraties en aanvoer met rivieren moet de achtergrondconcentratie lager zijn dan de gemeten concentraties. De achtergrondconcentratie voor chroom (opgelost) en nikkel (opgelost) zijn echter hoger dan de gemeten concentraties. De achtergrondconcentraties voor chroom wordt daarom gesteld op de laagste gemeten (lokatie gemiddelde) concentratie =  $0.1 \mu\text{g/l}$ . De achtergrondconcentratie voor nikkel (opgelost) wordt gelijk gesteld aan de waarde van atlantisch zeewater =  $0.14 \mu\text{g/l}$ .

De achtergrondconcentraties geabsorbeerd aan zwevend stof wordt voor zowel nikkel als chroom gelijk gesteld aan het gemiddelde van de concentraties in het Waddenzee sediment en het zwevend stof in de rivieraanvoer, zijnde  $70 \mu\text{g/g}$  voor chroom en  $39 \mu\text{g/g}$  voor nikkel.

De achtergrondconcentratie voor de totale concentratie van de beide stoffen wordt bepaald met de volgende formule

$$C_{\text{totaal}} = C_{\text{opgelost}} + (C_{\text{zwevend-stof}} * ZS)$$

met ZS als het gehalte aan zwevend stof. Op de plaatsen waar de berekende totale achtergrondconcentratie hoger is dan de gemeten concentratie is de totale concentratie gelijk gesteld aan de gemeten concentratie. De bijdrage van de functie inbreng stoffen aan de concentraties is bepaald als het verschil in gemeten concentratie en natuurlijke achtergrondconcentratie.

De berekeningsresultaten zijn verwerkt in GIS-kaartjes. Dit worden puntkaarten (DONAR locaties). Om tot een gebiedsdekkende kaart te komen moet tussen de punten in geïnterpoleerd worden. In analogie met de resultaten uit voorgaand onderzoek (Schobben en Haenen, 1995) is de Inverse Distance Weighting interpolatietechniek gekozen met de volgende parametersettings:

- 4 punten meenemen; en
- 3<sup>e</sup> machts afstandsweging van de punten.



De resultaten van deze interpolatie zijn weergegeven in figuur 9.2 (concentratie opgelost) en 9.3 (concentratie geadsorbeerd) in het bijlagerapport. Vervolgens zijn de concentraties over beide bronnen verdeeld.

Aangezien chroom en nikkel goed te meten zijn (alhoewel de concentraties op volle zee vaak lager zijn dan de detectielimiet) is de betrouwbaarheid relatief groot. Bovendien zijn er veel locaties bemonsterd gedurende een lange tijd. De onzekerheid in de gemiddelde concentraties wordt geschat op 10%.

#### *Bestrijdingsmiddelen*

De verspreiding van een drietal bestrijdingsmiddelen is met modellen berekend ( $\alpha$ -endosulfan,  $\gamma$ -HCH en atrazine). Andere bestrijdingsmiddelen kunnen aan de hand van metingen worden uitgewerkt. In het RIKZ project 'Speuren naar sporen' is dat gedaan voor de stoffen: azinfos-methyl, parathion-ethyl, malathion en DNOC.

Metingen van 1991, 1992 en 1993 zijn gebruikt (Van Steenwijk e.a., 1992 en Van Meerendonk e.a., 1994). Deze stoffen zijn echter slechts op 9 en 12 locaties in zee gemeten. Interpolatie is daardoor niet verantwoord mogelijk. Daarom is een andere methode bedacht om de ruimtelijke spreiding te bepalen. Eerst is van een stof met een bekend verspreidingspatroon het verspreidingspatroon genormaliseerd op een schaal van nul tot een. Over deze zogenaamde schalingskaart zijn de gemeten waarden van de stoffen geprojecteerd en is getracht een vermenigvuldigingsfactor te vinden voor de schalingskaart waarbij de waarde op de meetpunten zo dicht mogelijk benaderd worden.

Om een geschikte stof met bekende verspreiding te vinden is van een aantal stoffen, die al gemodelleerd waren, gekeken naar de fysisch-chemische eigenschappen: vervluchtiging, sorptie en afbraaksnelheid en het type emissiebron. De waarden van de fysisch-chemische parameters zijn uit een viertal WSV-stofdocumentengehaald (organochloorbestrijdingsmiddelen, triazines, fenolherbiciden, organofosfaat-bestrijdingsmiddelen). Van de bekende stoffen  $\alpha$ -endosulfan,  $\gamma$ -HCH en atrazine vertoonde atrazine de beste overeenkomst. Tabel 9.11 geeft de schalingsfactor per bestrijdingsmiddel.

Tabel 9.11 Schalingsfactor voor ruimtelijke verspreiding van stoffen

| stof            | Factor  |
|-----------------|---------|
| DNOC            | 0,0375  |
| Parathion-ethyl | 0,00833 |
| Malathion       | 0,01    |
| Azinfos-methyl  | 0,005   |

Figuur 9.4 in het bijlagerapport geeft het berekeningsresultaat voor DNOC. Aangezien bestrijdingsmiddelen van nature niet voorkomen in het oppervlaktewater wordt de concentratie geheel toegeschreven aan de functie inbreng stoffen.

Door het geringe aantal meetpunten is de onzekerheid in de concentratie groot. Bovendien blijkt meer dan 95 % van de metingen kleiner dan de detectielimiet te zijn. Om toch met deze waarde te werken is gebruik gemaakt van de halve detectielimiet. Na de verwerking van de data is er een persbericht van het RIZA (januari 1998) gekomen waarin meegedeeld wordt dat de organofosforbestrijdingsmiddelen in 'Speuren naar Sporen' verkeerd zijn gemeten: indien ze boven de detectielimiet uitkomen zijn ze waarschijnlijk onbetrouwbaar. Het gevolg is dat de onzekerheid in de concentraties groot is. De onzekerheid wordt voor alle vier de bestrijdingsmiddelen op 50 % geschat.

## 9.3 Potentiële blootstellingen

### 9.3.1 Verontreiniging

De aard en intensiteit van de verschillende deelactiviteiten van de gebruiksfunctie inbreng van stoffen heeft betrekking op het belasten van de zee met stofvrachten. De bijdrage aan de verontreiniging is daarmee in de voorgaande paragrafen al besproken.

### 9.3.2 Eutrofiëring

Inbreng van stikstof en fosfor in de Waddenzee en Noordzee draagt bij de eutrofiëring. Net als bij verontreiniging geldt dat de bijdrage aan eutrofiëring al in de voorgaande paragrafen is besproken.

### 9.3.3 Mechanische verstoring

Dumpen en lozen van vaste stoffen in zee draagt bij aan mechanische verstoring (vertroebeling en bodembedekking). De omvang van de mechanische verstoring als gevolg van het storten van baggerspecie is van een groot aantal factoren afhankelijk, onder andere de soort baggerspecie (deeltjesgrootteverdeling, compactheid), de sleepoppercapaciteit en de dichtheid van het slib, die bepalend is voor de snelheid van verspreiding van het slib (schriftelijke communicatie F. Hallie RWS-DNZ, 1993). De wijze van storten is ook belangrijk. In één keer storten van het slib, zeker als het slib compact is, geeft minder vertroebeling te zien dan varend over enige afstand storten. Volgens F. Hallie is er geen zichtbare vertroebeling (aan het wateroppervlak) door het storten op Loswal Noord. Verwacht wordt dat vertroebeling dieper in de waterfase snel verdwenen zal zijn (Directie Noordzee, schriftelijke mededeling, mei 1993).



Agitatiebaggeren leidt tot een sterke vertroebeling in het onderste deel van de waterkolom. De mate van vertroebeling en de hoogte boven het bodemoppervlak waar dit zich afspeelt is afhankelijk van de agitatievorm (met schroef of met waterjets) en de nauwkeurigheid waarmee de agitatie van het bodemslib plaatsvindt. De vertroebeling, die ontstaat als gevolg van deze vorm van baggeren is al meegenomen bij de baggeractiviteit zelf (zie paragraaf 3.3.3), zodat agitatiebaggeren hier buiten beschouwing kan blijven.

Uit het bovenstaande blijkt, dat het moeilijk is om aan te geven tot welke vertroebeling het storten van baggerspecie aanleiding geeft. Voor de berekening van het beïnvloede gebied wordt ten aanzien van het storten van baggerspecie uitgegaan van de aanname dat de vertroebeling bij het storten zich over eenzelfde afstand uitstrekt als bij het baggeren (zie paragraaf 3.3.3). Op grond daarvan wordt de omvang van het gebied met overschrijding van de grenswaarde van 200 mg/l voor zwevend stof geschat op 20.000 m<sup>2</sup>, waarbij de duur van de overschrijding na het storten wordt gesteld op 5 uur. Het gebied met overschrijding van de grenswaarde van 500 mg/l voor zwevend stof wordt gesteld op 5.000 m<sup>2</sup> met een overschrijdingsduur van 1 uur. Deze cijfers worden aangehouden voor elke speciestorting afzonderlijk. Op de Noordzee gaat het om een storting van 6.500 m<sup>3</sup> per keer en op de Waddenzee om 1.000 m<sup>3</sup> per keer. Daaruit zijn verhoudingsgetallen af te leiden voor de omvang van het beïnvloede gebied (zie tabel 9.12).

Het storten van baggerspecie met een gemiddelde beuninhoud van 6.500 m<sup>3</sup> en een lozingsgebied van 50 x 50 tot 100 x 100 m<sup>2</sup> kan leiden tot een maximale ophoging van 0,65 tot 2,6 meter vlak na de lozing, die zeer snel wordt afgevlakt tot circa 0,1 m (F. Hallie, DNZ, schriftelijke mededeling, mei 1993). Het oppervlak bedekt met een laag van minimaal 0,1 m wordt op grond daarvan geraamd op een oppervlak in m<sup>2</sup> tien maal groter dan het volume in m<sup>3</sup>. Deze factor 10 vormt een maximum en dient als een worst case benadering te worden beschouwd.

Tabel 9.12 Verhoudingsgetallen voor bepalen van beïnvloede gebied bij het storten van baggerspecie

|   | Noordzee | Waddenzee |
|---|----------|-----------|
| bedekt bodemoppervlak (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie)  | 10       | 10        |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>1</sup> van 200 mg/l voor zwevend stof bij baggerstort (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie) | 3        | 20        |
| omvang gebied met overschrijding grenswaarde <sup>2</sup> van 500 mg/l voor zwevend stof bij baggerstort (m <sup>2</sup> per m <sup>3</sup> baggerspecie) | 0,8      | 5         |

<sup>1</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 5 uur

<sup>2</sup> Duur van de overschrijding geraamd op circa 1 uur

Tabel 9.13 geeft een overzicht van de omvang van de bodembedekking (laagdikte 10 cm) en de vertroebeling bij het storten van baggerspecie.

Tabel 9.13 Omvang van beïnvloede gebieden in de Noordzee en Waddenzee als gevolg van het storten van baggerspecie

| Lokatie                           | volume stort<br>(miljoen m <sup>3</sup> /j) | bodem-<br>bedekking <sup>1</sup><br>(km <sup>2</sup> /j) | gebied (km <sup>2</sup> /j) met<br>zwevend stof concentratie<br>groter dan |                                    |
|-----------------------------------|---|--|--|------------------------------------|
|                                   |   |  | 200 mg/l   | <sup>2</sup> 500 mg/l <sup>3</sup> |
| Eems-Dollard <sup>4</sup>         | 2,4   | 24   | 48   | 12                                 |
| Oostelijke Waddenzee <sup>4</sup> | 0,013                                       | 0,13   | 0,26   | 0,065                              |
| Westelijke Waddenzee <sup>4</sup> | 2,86  | 28,6   | 57,2   | 14,3                               |
| Haringvliet                       | 0,18  | 1,8  | 0,54   | 0,14                               |
| Loswal Noord                      | 13,2  | 132  | 39,6   | 10,6                               |
| Scheveningen                      | 0,06  | 0,6  | 0,18   | 0,048                              |
| IJmuiden                          | 1,44  | 14,4   | 4,32   | 1,15                               |
|                                   | -----                                       | -----  | -----  | -----                              |
| totaal                            | 20,2  | 202  | 150  | 38,3                               |

<sup>1</sup> Laagdikte van 10 cm.

<sup>2</sup> Duur van de overschrijding geraamd op 5 uur.

<sup>3</sup> Duur van de overschrijding geraamd op 1 uur.

<sup>4</sup> Voor verdeling over afzonderlijke stortlocaties zie tabel 9.1.

De marge in het totale volume van de stort wordt geschat op 25% zowel naar boven als naar beneden. De beuninhoud van de schepen is redelijk nauwkeurig bekend. Hierin wordt een marge aangenomen van 10% zowel naar boven als beneden. De omvang van het beïnvloede gebied (met overschrijding van grenswaarden voor zwevend stof gehalte in de onderste meter waterkolom) is zeer ruw geschat (zie ook paragraaf 3.3.4). Hierin wordt een marge aangenomen van een factor 4 zowel naar boven als naar beneden. Uit een berekening met formule (1) en (3) uit paragraaf 2.7.1 volgt hieruit een onzekerheidsmarge in de gemiddelde oppervlakken met overschrijding van grenswaarden van 20 - 400%.

Rekening houdend met een marge van 25% (zowel naar boven als naar beneden) in het volume van de stort en een bedekt oppervlak van 10 cm dik van minimaal de helft van het berekende maximum wordt met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 een onzekerheidsmarge berekend in het bedekte bodemoppervlak van 40 - 125%.



## 10 Potentiële blootstellingen

### 10.1 Algemeen

In de voorgaande hoofdstukken is per gebruiksfunctie aangegeven of en in welke mate wordt bijgedragen aan de verschillende typen potentiële blootstellingen die in het RAM-project worden onderscheiden. Tabel 10.1 geeft een overzicht van de verstoringstypen die per gebruiksfunctie zijn uitgewerkt. Akoestische verstoring is niet in de tabel opgenomen, omdat deze verstoring niet is uitgewerkt. Over de effecten van akoestische verstoring is namelijk weinig concreets bekend en voorts is aangenomen dat de effecten op de populatie-omvang van organismen beperkt zijn (zie paragraaf 2.6.5)

Uit het overzicht in tabel 10.1 blijkt dat voor de scheepvaart alle typen verstoringen relevant zijn en zijn uitgewerkt. Bij de andere gebruiksfuncties zijn twee tot vier van de zes verstoringstypen niet relevant. Welke verstoringstypen dat zijn wisselt per gebruiksfunctie. Zes van de zeven gebruiksfuncties (alleen winning van oppervlaktedelfstoffen niet) zijn relevant voor verontreiniging en daarvoor uitgewerkt. Bij de andere verstoringstypen zijn twee tot vijf van de zeven gebruiksfuncties relevant.

Dit hoofdstuk geeft in de volgende paragrafen een overzicht van de resultaten van de berekeningen van de potentiële blootstellingen, voorzover dat al niet in de voorgaande hoofdstukken ter sprake is gekomen. De relatieve bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties aan elk van de onderscheiden potentiële blootstellingen wordt aangegeven. Het accent ligt op de verstoringstypen verontreiniging en eutrofiëring, omdat daarbij duidelijk sprake is van een integraal karakter en verspreidingsberekeningen nodig waren om de relatieve bijdragen van elk van de functies vast te stellen.

Tabel 10.2 geeft een overzicht van de stoffen, die bij verontreiniging per gebruiksfunctie zijn uitgewerkt. De winning van oppervlaktedelfstoffen veroorzaakt geen stofbelastingen. Voor militaire activiteiten is alleen de stofbelasting met benzoapyreen en fluorantheen uitgewerkt. Voor scheepvaart, olie- en gaswinning, en recreatie zijn de belastingen voor 6 tot 8 stoffen uitgewerkt. Bij inbreng van stoffen doen alle stoffen mee behalve TBT. TBT -emissies zijn afkomstig van schepen (beroeps- en recreatievaart en visserij).

Uit de resultaten van de verspreidingsberekeningen blijkt dat niet alle bijdragen van de gebruiksfuncties aan de stofbelastingen even belangrijk zijn. In bijlage 7 is aangegeven in welke mate de bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties aan de verontreiniging met stoffen en aan eutrofiëring significant zijn.

Tabel 10.1 Overzicht van uitgewerkte verstoringstypen per gebruiksfunctie

| verstoringstype        | scheepvaart | olie- en<br>gaswinning | recreatie | winning<br>oppervlakte-<br>delfstoffen | militaire<br>activiteiten | visserij | inbreng<br>stoffen |
|------------------------|-------------|------------------------|-----------|--|---------------------------|----------|--------------------|
| verontreiniging        | *           | *                      | *         | -                                      | *                         | *        | *                  |
| eutrofiëring           | *           | -                      | -         | -                                      | -                         | -        | *                  |
| mechanische verstoring | *           | *                      | -         | *                                      | -                         | *        | *                  |
| onttrekken organismen  | *           | -                      | -         | *                                      | -                         | *        | -                  |
| verandering substraat  | *           | *                      | -         | -                                      | -                         | -        | -                  |
| visuele verstoring     | *           | *                      | *         | -                                      | *                         | *        | -                  |

Tabel 10.2 Overzicht van stoffen waarvoor de stofbelasting is uitgewerkt per gebruiksfuncties

| stof              | scheep-<br>vaart | olie- en<br>gaswinning | recreatie | winning<br>oppervlakte-<br>delfstoffen | militaire<br>activiteiten | visserij | inbreng<br>stoffen |
|-------------------|------------------|------------------------|-----------|--|---------------------------|----------|--------------------|
| cadmium           |                  | Cd                     |           |  |                           |          | Cd                 |
| koper             | Cu               | Cu                     | Cu        |  |                           | Cu       | Cu                 |
| kwik              |                  | Hg                     |           |  |                           |          | Hg                 |
| zink              | Zn               | Zn                     | Zn        |  |                           | Zn       | Zn                 |
| lood              |                  | Pb                     | Pb        |  |                           |          | Pb                 |
| olie              | olie             | olie                   | olie      |  |                           |          | olie               |
| benzoapyreen      | BaP              | BaP                    | BaP       |  | BaP                       | BaP      | BaP                |
| fluorantheen      | Flu              | Flu                    | Flu       |  | Flu                       | Flu      | Flu                |
| PCB-153           |                  |                        |           |  |                           |          | PCB-153            |
| lindaan           |                  |                        |           |  |                           |          | lindaan            |
| endosulfan        |                  |                        |           |  |                           |          | ESF                |
| pentachloorfenol  |                  |                        |           |  |                           |          | PCF                |
| hexachloorbenzeen |                  |                        |           |  |                           |          | HCB                |
| tributyltin       | TBT              |                        | TBT       |  |                           | TBT      |                    |



## 10.2 Verontreiniging

### 10.2.1 Berekeningswijze

Bij de potentiële blootstelling aan stoffen wordt onderscheid gemaakt in concentraties opgelost en geadsorbeerd. Afhankelijk van het adsorptiegedrag van stoffen ( $K_d$ -waarde voor verdeling over water en zwevend stof) kunnen de verhoudingen tussen gehalte opgelost en geadsorbeerd variëren (zie bijlagen 4 en 5). Voor elke stof is vastgesteld welke bijdrage de zes relevante gebruiksfuncties leveren aan de concentratie opgelost, geadsorbeerd en totaal.

Bij de verspreidingsberekeningen wordt vastgesteld welke gebruiksfuncties in elk van de beschouwde gebieden bijdragen aan de concentraties opgelost en geadsorbeerd alsmede totaal en in welke mate. De verdeling tussen de fractie opgelost en geadsorbeerd is afhankelijk van de verdelingscoëfficiënt ( $K_d$ ) van de betreffende stof tussen water en zwevend stof alsmede van het gehalte aan zwevend stof in het water. Langs de kust is het gehalte zwevend stof groter dan verder op zee. Als gevolg daarvan is de fractie geadsorbeerd langs de kust beduidend groter dan in de centrale Noordzee, vooral voor stoffen die sterk adsorberen.

Bij de functie inbreng van stoffen is onderscheid gemaakt in de volgende bronnen van stofbelasting:

- atmosferische depositie;
- dumping van afvalstoffen;
- input via rivieren; en
- input via de randen (via instromend oceaan- en zeewater).

De bijdrage van elke gebruiksfunctie aan de concentratie van een stof in een gebied is berekend uit een tweetal berekeningen:

1. een verspreidingsberekening met het totaal aan input van de betreffende stof;
2. een verspreidingsberekening, waarbij de input van de te onderzoeken gebruiksfunctie op nul is gesteld. Alleen de antropogene input wordt beschouwd. De bijdrage van rivieren en de randen worden daarom op de natuurlijke achtergrondgehalten gesteld (zie bijlage 6).

Uit het verschil van beide berekeningen is de bijdrage van de betreffende gebruiksfunctie aan de concentratie van een stof in de verschillende gebieden te bepalen. Als gevolg van afrondingen en non-lineariteiten kan het totaal van de aldus berekende bijdragen afwijken van 100%.

Bij de berekeningen van de verspreiding van stoffen over de Waddenzee en Noordzee is gebruik gemaakt van de MANS-zone indeling (zie figuur 10.1). De verspreidingsberekeningen voor toxische stoffen zijn uitgevoerd voor de Noordzee ongeveer ten zuiden van 54°NB. Berekeningsresultaten voor MANS-zones hebben derhalve alleen betrekking op dat deel van de zones, dat ten zuiden van de aangegeven grens valt (zie figuur 10.1). Bij het bespreken en presenteren van de resultaten per stof in de navolgende paragrafen zal de MANS-zone indeling worden aangehouden.

Het MANS-TOX-model waarmee de verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd strekt zich niet uit tot de Doggersbank. Voor de Doggersbank kunnen daarom met het model geen stofconcentraties en bijdragen van de gebruiksfuncties daaraan worden berekend. Buiten het model om is een schatting van deze stofconcentraties en de bijdragen van de gebruiksfuncties daaraan gemaakt op basis van de berekende gemiddelde concentraties in de Oestergronden. Daartoe is gebruik gemaakt van resultaten van de transportatlas (De Ruijter e.a., 1987) en berekeningen uitgevoerd in het kader van het ESQUAD-project (WL, 1994). Op basis hiervan is aangenomen dat voor de meeste gebruiksfuncties de bijdrage aan de stofconcentraties op de Doggersbank gelijk zijn aan die op de Oestergronden. Voor de inbreng van stoffen op de Doggersbank is uitgegaan van afwijkende bijdragen, zoals in tabel 10.3 aangegeven.

Tabel 10.3 Bijdrage van inbreng stoffen aan stofconcentraties op de Doggersbank

| inbreng stoffen         | percentage van bijdrage op de oestergronden              |
|-------------------------|--|
| dumpingen               | 50% van bijdrage op de Oestergronden (marge 30 - 70%)    |
| rivieren                | 50% van bijdrage op de Oestergronden (marge 30 - 70%)    |
| atmosferische depositie | 125% van bijdrage op de Oestergronden (marge 110 - 140%) |

### 10.2.2 Onzekerheidsschatting

De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de berekeningsresultaten is in belangrijke mate afhankelijk van de beschikbaarheid van emissiegegevens en veldwaarnemingen waaraan voor de huidige situatie kan worden getoetst. Het MANS-TOX model, dat is gebruikt voor de verspreidingsberekeningen, berekent enkel jaargemiddelde concentraties. Dat bemoeilijkt de toetsing met veldgegevens. Ook al door het ontbreken van voldoende veldgegevens is het model niet uitgebreid gecalibreerd.



In de vorige hoofdstukken zijn de onzekerheidsmarges in de bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties aan de belasting van de Noordzee en Waddenzee met stoffen geschat. Naast onzekerheden in deze bijdragen spelen de volgende aspecten een rol in de bepaling van de uiteindelijke onzekerheidsmarges rond de berekende stofconcentraties (WL, 1993):

1. *Onzekerheid in het modelconcept.* Het betreft zowel de formulering van bepaalde processen als beperkingen van het model ten aanzien van de ruimtelijke schematisatie en tijdsafhankelijkheid. De onzekerheid in het modelconcept en in de modelschematisatie is moeilijk te aan te geven, omdat niet bekend is hoe het werkelijke systeem er precies uitziet. Vergelijking van de resultaten van het MANS-TOX-model met een aantal andere toxische stoffen modellen voor de Noordzee, heeft uitgewezen dat er weinig verschil zit in de berekende concentraties (RWS, 1992).
2. *Onzekerheid in de modelparameters.* Het model bevat diverse parameters waarmee het model kan worden afgeregeld. De exacte waarde van deze parameters kan vaak niet goed worden aangegeven als gevolg van meetfouten, schattingsfouten, het geaggregeerde karakter van deze grootheden etc. Door calibratie van procesparameters op basis van de toetsing aan veldwaarnemingen kunnen onzekerheden in zowel de invoergegevens als in het modelconcept gedeeltelijk worden gecompenseerd. Echter, buiten het gecalibreerde domein kan de voorspellende waarde van het model beperkt zijn.
3. *Onzekerheden in veldwaarnemingen* alsmede de niet door het model gesimuleerde variabiliteit in deze waarnemingen. Deze bron van onzekerheid kan zowel gevolgen hebben voor de calibratie van procesparameters als voor eventuele invoergegevens. Tevens kan de onzekerheid in de veldwaarnemingen bepalend zijn voor de overgebleven afwijkingen tussen model en veldwaarneming, waardoor niet met zekerheid kan worden gezegd of het modelresultaat of de veldwaarnemingen een betere weergave zijn van de "werkelijkheid".

De betrouwbaarheid van de veldwaarnemingen is afhankelijk van de wijze van monsternamen en het transport naar het laboratorium, alsmede de wijze waarop de laboratoriumanalyse wordt uitgevoerd. Tijdens de analyse kan het monster bijvoorbeeld verontreinigd raken. Vooral als de te meten concentratie laag is, is dit bij de analyse een gevoelig punt. Als gevolg van het toepassen van een onjuiste methode of door onjuiste toepassing van een goede methode kan het voorkomen dat een laboratoriumanalyse systematisch te hoge of te lage concentraties oplevert.

Als de bemonsteringsfrequentie niet voldoende hoog is kan dit leiden tot een afwijking in het berekende gemiddelde als sprake is van variaties in de tijd van concentraties op een meetlocatie. Vooral zwevend stof gehalten kunnen in de Waddenzee en langs de Hollandse kust binnen een jaar sterk fluctueren (WL, 1992).

Naar verwachting zal de spreiding in de veldwaarnemingen groter zijn dan die in de modelresultaten aangezien de variatie in de tijd van de concentraties niet met het MANS-TOX-model worden gesimuleerd. Door deze beperking is het moeilijk te achterhalen welke oorzaken ten grondslag liggen aan de verschillen tussen de modelberekeningen en de veldwaarnemingen.



Het nauwkeurig schatten en goed onderbouwen van de onzekerheidsmarge in de modelresultaten als gevolg van bovengenoemde onzekerheden vergt nader onderzoek. In het kader van het onderhavige onderzoek was daar geen ruimte voor. Daarom zijn ruwe en indicatieve schattingen gemaakt op basis van met het model opgedane ervaringen (zie tabel 10.4).

Tabel 10.4      Onzekerheidsmarge in modelresultaten samenhangend met het modelconcept en modelparameters

| potentiële blootstelling                   | onzekerheidsmarge (%) |
|--|-----------------------|
| concentraties zware metalen                | 85 - 115              |
| concentraties PCB's en PAK's               | 75 - 125              |
| concentraties bestrijdingsmiddelen en olie | 70 - 130              |

De onzekerheidsmarges in de stofconcentraties wordt zowel bepaald door de onzekerheid in de invoergegevens voor het model (de stofbelastingen) als de modelonzekerheid. Een moeilijk punt daarbij is in hoeverre beide vormen van onzekerheid onafhankelijk van elkaar zijn. In de praktijk wordt gepoogd de modelcalibratie zoveel mogelijk onafhankelijk van de invoergegevens over stofbelastingen uit te voeren. De onzekerheid wordt dan vooral bepaald door onzekerheden in meetgegevens en de spreiding daarvan in ruimte en tijd. Op grond daarvan wordt aangenomen, dat geen rekening behoeft te worden gehouden met (significante) afhankelijkheid tussen enerzijds onzekerheid in de stofbelastingen als invoergegevens voor het model en anderzijds modelonzekerheid. De berekening van de uiteindelijke onzekerheidsmarges in de bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties aan de stofconcentraties per RAM-gebied heeft plaatsgevonden met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 met de cijfers uit tabel 10.4 en de in de voorgaande hoofdstukken berekende onzekerheidsmarges in de stofbelastingen.

### 10.2.3      Cadmium

Figuur 10.2 geeft een overzicht van de resultaten van de verspreidingsberekening voor cadmium. In de figuur is de totale cadmiumconcentratie (opgelost en geadsorbeerd aan zwevend stof) weergegeven. Hoge cadmiumconcentraties totaal blijken vooral voor te komen langs de Nederlandse kust met uitschieters in de Westerschelde, in de monding van de Nieuwe Waterweg en in de Eems-dollard.

Figuur 10.3 geeft de berekeningsresultaten voor cadmium per MANS-zone. De hoogste cadmiumconcentraties totaal worden waargenomen in de MANS-zones langs de Nederlandse kust met als uitschieter de oostelijke Waddenzee (zone 6) met een gehalte van  $0.14 \mu\text{g/l}$  totaal. Op basis van het verspreidingsoverzicht in figuur 10.2 mocht deze uitkomst verwacht worden. De hoge cadmiumconcentratie in de MANS-kustzones is mede een gevolg van de hoge zwevend stof concentraties in deze gebieden. De fractie opgelost is langs de kust dan ook relatief klein (vergelijk figuur 10.3 met figuur 10.4).



In de oostelijke Waddenzee met de grootste concentratie aan cadmium totaal is circa 34% van het cadmium in opgeloste vorm aanwezig, de rest in particuliere vorm (geadsorbeerd aan zwevend stof). In de andere zones met een lagere cadmiumconcentratie totaal ligt het aandeel opgelost aanmerkelijk hoger oplopend tot ruim 90%.

Langs de Nederlandse kust leveren rivieren en dumpingen een grote bijdrage aan de cadmiumconcentraties. In de oostelijke Waddenzee komt circa 80% van de cadmiumconcentratie voor rekening van deze twee bronnen. Bij de Zeeuwse kust is het aandeel van deze beide bronnen circa 60%.

De randen geven in alle zones een vrij constante absolute bijdrage aan de concentratie totaal van circa 0,2  $\mu\text{g/l}$ . Relatief gezien varieert de bijdrage wel. Voor de achtergrondconcentratie geldt iets dergelijks, zij het dat de bijdragen kleiner zijn dan die van de randen. De bijdrage van de andere bronnen van belasting aan de cadmiumconcentratie is nauwelijks van betekenis.

#### 10.2.4 Koper

Figuren 10.5 en 10.6 geven een overzicht van de berekeningsresultaten per MANS-zone voor koper. De hoogste koperconcentraties totaal worden waargenomen in de Waddenzee, vooral in het oostelijke deel (zone 6) waar de concentratie oploopt tot 2,7  $\mu\text{g/l}$  totaal. In de andere zones ligt het gehalte beneden 1  $\mu\text{g/l}$  totaal en in de helft van de zones zelfs beneden 0,5  $\mu\text{g/l}$  totaal. Dumping is een belangrijke bron van koperbelasting. In de oostelijke Waddenzee draagt dumping voor circa 65% bij aan de belasting met koper. De achtergrondbelasting levert ook een substantiële bijdrage aan de koperconcentraties. Deze bijdrage varieert van circa 20% in zone 6 tot bijna 50% in zone 5. De randen leveren een ruwweg constant relatief aandeel in de koperconcentraties. Daarnaast is de bijdrage van rivieren in enkele zones (vooral zone 2 en 9) nog vermeldenswaard. De andere bronnen van belasting zijn nauwelijks significant.

Ten aanzien van het aandeel opgelost in de concentratie aan koper is het beeld min of meer vergelijkbaar met dat van cadmium. In zones met een hoog zwevend stofconcentratie is het aandeel opgelost laag (31% in zone 6). In zones met lagere totale koper concentraties loopt dit aandeel op tot boven 90% (vergelijk figuren 10.5 en 10.6).

#### 10.2.5 Kwik

Figuren 10.7 en 10.8 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor kwik. Net als voor cadmium en koper worden de hoogste kwikconcentraties totaal waargenomen in de Waddenzee, vooral in het oostelijke deel (zone 6) waar de concentratie oploopt tot 0,036  $\mu\text{g/l}$  totaal. In de westelijke Waddenzee (zone 5) ligt het gehalte op 0,022  $\mu\text{g/l}$  totaal. Langs de Duitse/Deense kust (zone 7) is de kwikconcentratie 0,16  $\mu\text{g/l}$  en in de andere zones beneden tot ruim beneden 0,01  $\mu\text{g/l}$  totaal. De hoge concentraties in de Waddenzee en in mindere mate in de andere kustgebieden worden in sterke mate bepaald door de hoge gehalten aan zwevend stof dicht onder de kust. Het aandeel opgelost kwik bedraagt in de Oostelijke Waddenzee



(zone 6) slechts 11%. In andere gebieden met lage totale kwik concentraties loopt dit aandeel op tot 80%.

Dumping en rivieren leveren in zones met hoge concentraties de grootste bijdrage aan de kwikconcentraties. In de oostelijke Waddenzee dragen deze twee bronnen voor bijna 90% bij aan de kwikconcentratie totaal. De bijdrage van atmosferische depositie, van de achtergrond en van de randen is klein maar zeker in zones met een lage totale kwik concentratie niet verwaarloosbaar.

### 10.2.6 Zink

De berekeningsresultaten van zink worden gepresenteerd in figuren 10.9 en 10.10. Net als voor de andere zware metalen worden de hoogste concentraties aan zink totaal waargenomen in de oostelijke Waddenzee (12,2  $\mu\text{g/l}$  totaal). Buiten de Waddenzee liggen de concentraties lager op een niveau van circa 1 - 5  $\mu\text{g/l}$  totaal). Dit verschil is weer mede het gevolg van de hoge gehalten aan zwevend stof in de Waddenzee. In de oostelijke Waddenzee (zone 6) is dan ook slechts 16% van het zink aanwezig in opgeloste vorm. In andere zones met lagere zwevend stof gehalten loopt dit percentage op tot ruim 80%.

De concentraties opgelost zink in de zones langs de Nederlandse kust (zone 1 tot 7) zijn redelijk constant en liggen op een niveau van 1 - 2  $\mu\text{g/l}$ . In de andere zones blijft de concentratie opgelost beperkt tot ongeveer 1  $\mu\text{g/l}$ .

Dumping en rivieren zijn de belangrijke bronnen van belasting. In de oostelijke Waddenzee (zone 6) zijn deze twee bronnen tezamen verantwoordelijk voor bijna 90% van de zinkconcentratie totaal. De bijdragen van de achtergrond en de randen is in absolute termen min of meer constant, maar relatief klein. De bijdragen van de andere bronnen zijn niet significant.

### 10.2.7 Lood

Figuren 10.11 en 10.12 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor lood. De hoogste concentraties aan lood totaal worden waargenomen in de Waddenzee (in de oostelijke Waddenzee 4,3  $\mu\text{g/l}$  totaal lood). Buiten de Waddenzee liggen de concentraties op een niveau van 1  $\mu\text{g/l}$  totaal) of ruim daaronder. Lood wordt sterk geabsorbeerd aan zwevend stof. Als gevolg daarvan is in de oostelijke Waddenzee met hoge zwevend stof concentraties slechts 4% van het lood aanwezig in opgeloste vorm. In zones met lage zwevend stofconcentraties loopt dit percentage op tot circa 50%. Overigens geven de loodconcentraties opgelost in de zones slechts een relatief kleine variatie te zien van circa 0,1 tot 0,15  $\mu\text{g/l}$ .

Dumping en rivieren zijn de belangrijkste bronnen van belasting. In de oostelijke Waddenzee (zone 6) zijn deze twee bronnen tezamen verantwoordelijk voor bijna 90% van de loodconcentratie totaal. De bijdragen van de achtergrond en de randen is in absolute termen min of meer constant, maar relatief klein. De bijdragen van atmosferische depositie aan de belasting met lood is alleen voor de Waddenzee relevant. De bijdragen van de andere bronnen zijn niet significant.



### 10.2.8 Olie

Figuren 10.13 en 10.14 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor olie. De olieconcentraties totaal variëren van 0,03 tot 1,6  $\mu\text{g/l}$ . De hoogste concentraties aan olie totaal worden waargenomen in de oostelijke en Duitse Waddenzee (circa 1,6  $\mu\text{g/l}$ ). Ook hier speelt het zwevend stof gehalte (zowel anorganisch als organisch) een belangrijke rol. In zones met hoge zwevend stofconcentraties bedraagt het percentage opgelost circa 20%. In zones met lage zwevend stofconcentraties loopt dit percentage op tot circa 70%.

Rivieren, dumping en scheepvaart leveren belangrijke bijdragen aan de oliebelasting. Bij rivieren en dumping betreft dat een beperkt aantal zones, bij de scheepvaart alle zones. De bijdrage van olie- en gaswinning is alleen relevant in zone 12 (het Friese Front). De bijdrage van de randen is klein en alleen significant (relatief gezien) voor de zones 1, 8 en 10.

### 10.2.9 Benzoapyreen

Figuren 10.15 en 10.16 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor benzoapyreen (BaP). Het beeld ten aanzien van de variatie in de concentratie BaP totaal tussen de zones komt in grote lijnen overeen met dat van olie (zie figuur 10.13). De BaP-concentraties totaal variëren van 0,7 tot 9,3  $\text{ng/l}$  met de laagste concentraties in de zones grenzend aan Het Kanaal (zone 1 en 8) en de hoogste concentratie in de oostelijke Waddenzee (zone 6). Sterk verhoogde concentraties zijn vooral een gevolg van bijdragen van rivieren en dumping. De randen leveren een vrij constante (in absolute termen) bijdrage. Daarnaast is de bijdrage van atmosferische depositie relevant. In het centrale deel van de Noordzee (zones 11 tot en met 15) is de atmosferische depositie tezamen met de randen bepalend voor de BaP concentratie. Olie- en gaswinning draagt niet significant bij aan de stofbelasting met BaP. Voorts blijkt de bijdrage van de scheepvaart nauwelijks relevant.

In zone 6 met een hoog zwevend stofconcentratie is nog geen 40% van het BaP aanwezig in opgeloste vorm. In zones met lage zwevend stofconcentraties loopt dit percentage op tot boven 80%.

### 10.2.10 Fluorantheen

Het beeld voor fluorantheen (Flu) wijkt af van dat voor BaP (vergelijk figuur 10.17 en 10.18 met 10.15 en 10.16). De hoogste en laagste concentratie per MANS-zone schelen een factor 4,7 tegen 13,6 voor BaP. De hoogste Fluconcentratie wordt waargenomen in de oostelijke Waddenzee. Atmosferische depositie blijkt bij Flu de belangrijkste bron van belasting te zijn, rivieren en dumping zijn minder belangrijk. De randen dragen ook significant bij. De bijdragen van scheepvaart en visserij zijn relatief klein. De bijdragen van andere bronnen zijn niet relevant.

Flu bindt zich nauwelijks aan zwevend stof. Zelfs in zones met hoge zwevend stofconcentraties is meer dan 80% van het Flu aanwezig in opgeloste vorm. In zones met lage zwevend stofconcentraties loopt dat op tot bijna 100%.

#### 10.2.11 PCB-153

Figuren 10.19 en 10.20 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor PCB-153. Bij PCB-153 is alleen de functie inbreng van stoffen relevant (zie tabel 10.2). Voor de andere gebruiksfuncties zijn geen bijdragen gekwantificeerd. De concentratie aan PCB-153 totaal varieert een factor 9 van 0,04 ng/l in zone 1 tot 0,37 ng/l in zone 6 (de oostelijke Waddenzee). Atmosferische depositie is veruit de belangrijkste bron van belasting. Dumping en rivieren dragen ook significant bij, de overige belastingbronnen niet.

In de oostelijke Waddenzee met een hoog zwevend stofgehalte is 20% van het PCB-153 in opgeloste vorm aanwezig. Dit percentage loopt op tot boven 60% in zones met een laag zwevend stofgehalte.

#### 10.2.12 Lindaan

Voor lindaan (HCH) geldt net als voor PCB-153 dat alleen bijdragen van de functie inbreng van stoffen zijn gekwantificeerd. Atmosferische depositie blijkt de belangrijkste bron van belasting te zijn (zie figuur 10.21). Voorts leveren rivieren in een aantal zones belangrijke bijdragen aan de belasting. De bijdrage van de randen is daarnaast ook significant. De lindaanconcentratie totaal varieert van minder dan 1 ng/l (zone 1) tot ruim 6 ng/l in de oostelijke Waddenzee.

Lindaan bindt zich niet aan zwevend stof en is als gevolg daarvan vrijwel volledig in opgeloste vorm aanwezig in zee (vergelijk figuur 10.21 met 10.22)

#### 10.2.13 Endosulfan

Voor endosulfan (ESF) zijn alleen bijdragen van de functie inbreng van stoffen gekwantificeerd (zie tabel 10.2). De ESF-concentratie totaal varieert van 0,002 ng/l in zone 11 tot 0,068 ng/l in de westelijke Waddenzee (zone 5) (zie figuur 10.23). Sterk verhoogde concentraties worden vooral bepaald door de inbreng van stoffen via rivieren. De bijdragen van atmosferische depositie en de randen zijn vergeleken met de inbreng via rivieren klein. In zones waar geen stoffen worden ingebracht via rivieren zijn de concentraties dus laag.

Net als lindaan bindt ESF zich niet aan zwevend stof en is vrijwel volledig in opgeloste vorm aanwezig in zee (vergelijk figuur 10.23 met 10.24).



#### 10.2.14 Pentachloorfenol

Voor pentachloorfenol (PCF) zijn alleen bijdragen van de functie inbreng van stoffen gekwantificeerd (zie tabel 10.2). De PCF-concentratie totaal varieert een factor 12 van 0,8 ng/l in zone 1 tot 9,9 ng/l in de westelijke Waddenzee (zone 5) (zie figuur 10.25). Atmosferische depositie levert de belangrijkste bijdrage aan de stofbelasting met PCF. Sterk verhoogde concentraties zijn daarnaast het gevolg van de inbreng van stoffen via rivieren. De bijdragen van de randen is klein.

PCF bindt zich niet aan zwevend stof en is vrijwel volledig in opgeloste vorm aanwezig in zee (vergelijk figuur 10.25 met 10.26).

#### 10.2.15 Hexachloorbenzeen

Figuren 10.27 en 10.28 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor hexachloorbenzeen (HCB). De concentratie totaal varieert sterk van nauwelijks aanwezig (0,001 ng/l) tot een uitschieter van 0,19 ng/l in de Duitse Waddenzee (zone 7). Voor HCB zijn alleen bijdragen van de functie inbreng van stoffen gekwantificeerd (zie tabel 10.2). Verhoogde concentraties worden bijna volledig bepaald door de bijdragen door rivieren. De andere bijdragen zijn daarmee vergeleken klein.

In de Duitse Waddenzee met een hoog zwevend stofgehalte is 54% van deze stof in opgeloste vorm aanwezig. In zones met een lager zwevend stofgehalte loopt dit aandeel op tot boven 90%.

#### 10.2.16 Tributyltin

Figuren 10.29 en 10.30 geven een overzicht van de berekeningsresultaten voor tributyltin (TBT). De concentratie aan TBT varieert van 0,09 ng/l in zone 13 tot 1,4 ng/l in zone 5 (de westelijke Waddenzee). Scheepvaart blijkt een belangrijke bron van TBT-belasting te zijn. De bijdrage van recreatie is belangrijk in de Waddenzee, vooral in de westelijke Waddenzee (zone 5). Visserij levert daarnaast ook in andere zones een belangrijke bijdrage. De andere gebruiksfuncties zijn niet van belang.

TBT bindt zich niet aan zwevend stof en is vrijwel volledig in opgeloste vorm aanwezig in het zeewater (vergelijk figuur 10.29 met 10.30).

## 10.3 Eutrofiëring

### 10.3.1 Berekeningswijze

De verspreidingsberekeningen zijn uitgevoerd met de meteorologische condities van 1989. Met het eutrofiëringsmodel DYNAMO zijn de volgende potentiële blootstellingen bepaald:

- gemiddelde winterconcentraties van de nutriënten orthofosfaat, totaal anorganisch stikstof (nitriet + nitraat + ammonium) en reactief silicaat (g/m<sup>3</sup>);
- jaargemiddelde Chlorophyl-a concentratie (mg/m<sup>3</sup>);
- zomergemiddelde Chlorophyl-a concentraties (mg/m<sup>3</sup>); en
- primaire produktie fytoplankton (mg C/m<sup>2</sup>.jr).

Voor de Oestergronden (Terschelling 100) is een berekening met ECOLUMN-BLOOM uitgevoerd ter bepaling van de onderschijding van een zuurstofconcentratie van 1, 3 en 5 mg/l alsmede van de minimumconcentratie nabij de bodem (mg/l).

De bijdrage van een gebruiksfunctie aan een potentiële blootstelling in een gebied is bepaald uit een tweetal berekeningen:

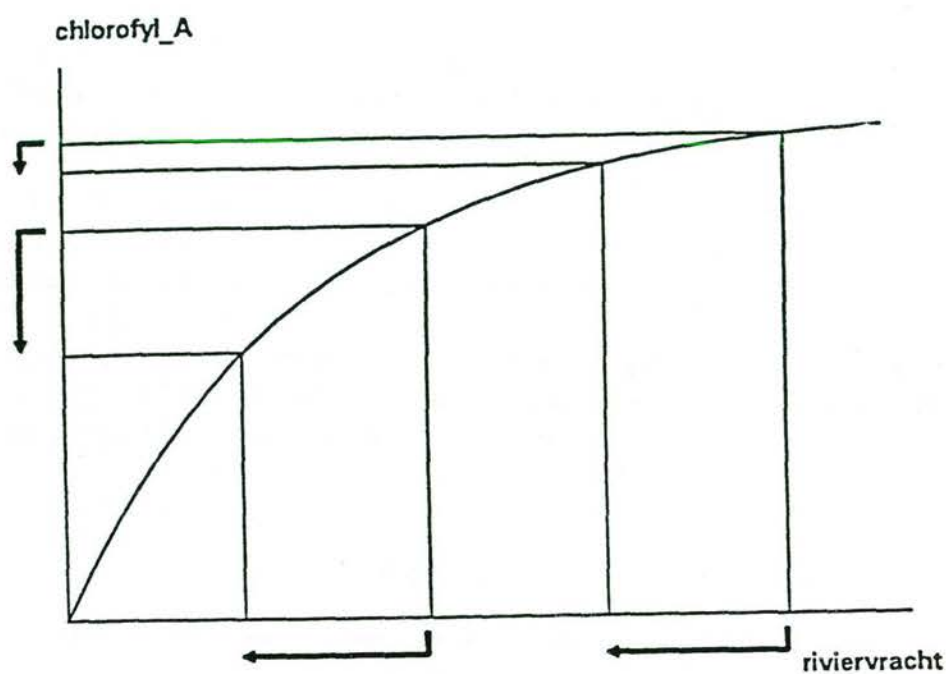
1. een verspreidingsberekening met DYNAMO of ECOLUMN-BLOOM met het totaal aan inputs van nutriënten (de referentie-situatie);
2. een verspreidingsberekening met DYNAMO of ECOLUMN-BLOOM, waarbij de inputs van de te onderzoeken gebruiksfunctie op nul zijn gesteld en alle overige inputs zijn gehandhaafd.

Uit het verschil van beide berekeningen is de bijdrage van de gebruiksfunctie aan de potentiële blootstelling in de verschillende gebieden te bepalen. Het betreft dus een berekening van het marginale effect ten opzichte van de referentiesituatie.

De potentiële blootstellingen, waarin de mate van eutrofiëring wordt uitgedrukt, kennen veelal geen lineair verloop met de inputs c.q. concentraties aan nutriënten. Bij toenemende belasting-niveaus neemt het marginale effect op de potentiële blootstellingen veelal af. Een mogelijk verloop van de concentratie aan chlorofyl-A met de nutriëntenconcentraties is weergegeven in figuur 10.31. Het effect van een emissiereductie hangt in een dergelijke situatie niet alleen af van de omvang van de emissiereductie, maar ook van het belastingsniveau ten opzichte waarvan het effect van de reductie wordt bepaald. Omdat de bijdragen van de afzonderlijke gebruiksfuncties steeds worden bepaald uitgaande van de referentiesituatie tellen de bijdragen van de gebruiksfuncties gezamenlijk niet op tot de totale potentiële blootstelling in de referentiesituatie.

Bij de inbreng van stoffen wordt alleen gekeken naar het antropogene aandeel. Op basis van bevindingen in het rapport "Risico-analyse Noordzee" (RIKZ, 1993) is gewerkt met de antropogene fracties uit tabel 10.4.





Figuur 10.31 Mogelijk verloop van de concentratie aan chlorofyl-A afhankelijk van de nutriëntenconcentraties

Tabel 10.4 Antropogene fractie in belasting met nutriënten door inbreng van stoffen (%)

| bijdrage                  | stikstof | fosfor | silicium |
|---------------------------|----------|--------|----------|
| atmosferische depositie   | 95       | 95     | -        |
| rivieren                  | 88       | 88     | -25      |
| oceanwater via Het Kanaal | 14       | 14     | 0        |
| oceanwater via noordrand  | 0        | 0      | 0        |

Baggerspecie, die in zee wordt gedumpt, bevat de nutriënten stikstof en fosfor. Dumping van baggerspecie kan dus bijdragen aan eutrofiëring. De mate waarin deze dumping bijdraagt hangt af van de hoeveelheid nutriënten die vrijkomt uit de baggerspecie en in de waterfase terechtkomt en de vorm, waarin deze nutriënten in de waterfase komen. In bijlage 3 is aangegeven hoe bruto stofvrachten in de baggerspecie worden vertaald naar netto stofvrachten rekening houdend met bezinking en retourstroming (Loswal Noord). Bij nutriënten moet daarnaast rekening worden gehouden met mineralisatie van organische stof in de specie, waardoor de nutriënten ortho-fosfaat en ammonium worden teruggeleverd aan de waterfase. Aangenomen wordt dat de teruglevering van ammonium en fosfaat vergelijkbaar zal zijn met die van een zeer eutrofe zoetwaterbodem. Voor het Veluwemeer zijn voor het jaar 1976, toentertijd een zeer eutroof systeem, terugleveringsfluxen berekend van 2,5 g P/m<sup>2</sup>.j en 15 g N/m<sup>2</sup>.j (Smits en Van der Molen, 1993). Om de totale teruglevering te kunnen bepalen moeten bovenstaande terugleveringsfluxen worden vermenigvuldigd met het oppervlak van de zeebodem die bedekt wordt met de baggerspecie. Daartoe is uitgegaan van een bodembedekking van 10 m<sup>2</sup> per gestorte m<sup>3</sup> baggerslib (zie paragraaf 9.3.3). In tabel 10.5 is aangegeven met welke netto stofvrachten in totaal is gewerkt als input voor de eutrofiëeringsberekeningen.

Tabel 10.5      Netto nutriëntenvrachten uit gedumpte baggerspecie

| Lokatie <sup>1</sup>  | stikstof<br>(kton/j) | fosfor<br>(kton/j) |
|---|----------------------|--------------------|
| IJmuiden  |                      |                    |
| - netto vracht (na correctie voor<br>bezinking en retourstromen) <sup>2</sup> | 0,8                  | 0,4                |
| - teruglevering (door mineralisatie)  | 0,2                  | 0,04               |
|   | -----                | -----              |
| totaal  | 1,0                  | 0,44               |
| Loswal Noord  |                      |                    |
| - netto vracht (na correctie voor<br>bezinking en retourstromen) <sup>2</sup> | 5,6                  | 2,9                |
| - teruglevering (door mineralisatie)  | 2,0                  | 0,3                |
|   | -----                | -----              |
| totaal  | 7,6                  | 3,2                |

<sup>1</sup>De bijdragen van de dumpingen in de monding van het Haringvliet en bij Scheveningen worden verwaarloosd.

<sup>2</sup>Voor uitleg zie bijlage 3.



Aan zwevend stof gebonden nutriënten zijn niet beschikbaar voor primaire produktie. Dat betekent dat van de netto nutriëntenvrachten in tabel 10.4 slechts een deel beschikbaar is voor primaire produktie. Er zijn niet voldoende gegevens beschikbaar om hiervoor een betrouwbare schatting te geven. Daarom is voor een "worst-case" benadering gekozen met als aanname dat de netto stikstof- en fosforvrachten uit tabel 10.4 volledig beschikbaar zijn voor primaire produktie.

Bij de berekeningen van de verspreiding van deze potentiële blootstellingen over de Waddenzee en Noordzee is gebruik gemaakt van de MANS-zone indeling (zie figuur 10.1). Bij het bespreken en presenteren van de resultaten per potentiële blootstelling in de navolgende paragrafen zal deze gebiedsindeling worden aangehouden. De MANS-zones Westelijke en Oostelijke Waddenzee zijn niet weergegeven aangezien deze niet in de modelschematisatie van DYNAMO zijn opgenomen.

De berekeningsresultaten zijn weergegeven in de figuren 10.32 tot en met 10.36. Voor elke MANS-zone is de totale potentiële blootstelling (de referentiesituatie) weergegeven door de hoogte van een rechthoek die het kader vormt voor de bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties. De bijdrage van de functie militaire activiteiten is niet weergegeven aangezien deze niet of nauwelijks bijdraagt aan de berekende concentraties.

### 10.3.2 Onzekerheidsschatting

DYNAMO is uitgebreid getest en gecalibreerd voor de zuidelijke Noordzee. Het model mag daarom als voldoende betrouwbaar worden beschouwd om voorspellingen te doen over de effecten van verandering van naar de zuidelijke Noordzee aangevoerde nutriëntenvrachten op de eutrofiëring in dat gebied.

Ten aanzien van de onzekerheidsschatting geldt, dat niet alleen onzekerheden in de invoer maar ook de onzekerheden in het gehanteerde modelconcept en de gehanteerde parameters van invloed zijn op de onzekerheidsmarges rond de berekende potentiële blootstellingen. Onzekerheden bij de invoer betreffen onder meer de aan het model aangeboden zwevend stof concentraties, transportgegevens en meteorologie.

Afhankelijk van de aard van de gehanteerde procesbeschrijvingen zal de onzekerheid in de modelresultaten niet voor alle modelvariabelen hetzelfde zijn. Zo is de modellering van de totale stikstofconcentratie vergeleken met de modellering van de fytoplanktondynamiek minder complex. Dit weerspiegelt zich ook in de metingen. Het verloop van de nutriëntconcentraties is van jaar tot jaar in grote lijnen dezelfde terwijl voor chlorofyl de verschillen in het verloop tussen de jaren veel groter kunnen zijn. Tevens is de mate waarin de modelresultaten ruimtelijk en temporeel geaggregeerd zijn bepalend voor de grootte van de onzekerheidsmarges. De onzekerheid van een jaargemiddelde chlorofyl-A concentratie die is gemiddeld over een groot gebied zal kleiner zijn dan kan worden berekend uit het verschil met de berekende maximum chlorofyl-A concentratie tijdens de voorjaarspiek.

Op basis van bovenstaande beschouwingen en opgedane ervaringen is de onzekerheidsmarge in de berekeningsresultaten van de het eutrofiëringsmodel geschat (zie tabel 10.6). Een kanttekening is hierbij op zijn plaats. De onzekerheidsmarges zijn geschat met als aanname dat de invoergegevens (belasting met nutriënten) van het model correct zijn. Afwijkingen in de invoergegevens hebben bij de calibratie immers invloed op de grootte van modelparameters. Dat betekent, dat de onzekerheidsmarges in de belastingcijfers niet geheel onafhankelijk zijn van de onzekerheidsmarges ten gevolge van het modelconcept en modelparameterisatie.

Tabel 10.6      Onzekerheidsmarge in modelresultaten samenhangend met modelconcept en modelparameters<sup>1</sup>

| potentiële blootstelling                 | onzekerheidsmarge (%) |
|--|-----------------------|
| winterconcentratie totaal stikstof       | 85 - 115              |
| winterconcentratie ortho-fosfaat         | 85 - 115              |
| winterconcentratie reactief silicium     | 85 - 115              |
| jaargemiddelde concentratie chlorofyl-A  | 75 - 125              |
| zomergemiddelde concentratie chlorofyl-A | 75 - 125              |
| primaire produktie (jaargemiddelde)      | 75 - 125              |
| minimum zuurstofconcentratie             | 50 - 150              |

<sup>1</sup> Met als aanname dat de invoergegevens (belasting met nutriënten) volledig correct zijn.

De onzekerheidsmarge in de bijdragen van de gebruiksfuncties aan de potentiële blootstellingen, waarin eutrofiëring wordt uitgedrukt, wordt bepaald zowel door de onzekerheid in de invoergegevens van de modellen (de stofbelastingen) als de modelonzekerheid. Net als bij verontreiniging (zie paragraaf 10.2.2) wordt weer aangenomen, dat beide vormen van onzekerheid onafhankelijk van elkaar zijn. De berekening van de uiteindelijke onzekerheidsmarges in de bijdragen van de gebruiksfuncties aan eutrofiëring per RAM-gebied heeft plaatsgevonden met formule (1) uit paragraaf 2.7.1 aan de hand van de cijfers in tabel 10.5 en de in de voorgaande hoofdstukken berekende onzekerheid in de stofbelastingen, voorzover relevant voor de betreffende potentiële blootstelling (zie tabel 10.7).



Tabel 10.7 Stofbelastingen die relevant zijn voor elke potentiële blootstelling

| potentiële blootstelling                 | relevante stofbelasting  |
|--|--|
| winterconcentratie totaal stikstof       | stikstof   |
| winterconcentratie ortho-fosfaat         | fosfaat  |
| winterconcentratie reactief silicium     | silicium   |
| jaargemiddelde concentratie chlorofyl-A  | in kustzone stikstof en fosfaat, daarbuiten alleen stikstof <sup>1</sup> |
| zomergemiddelde concentratie chlorofyl-A | in kustzone stikstof en fosfaat, daarbuiten alleen stikstof <sup>1</sup> |
| primaire produktie (jaargemiddelde)      | in kustzone stikstof en fosfaat, daarbuiten alleen stikstof <sup>1</sup> |
| minimum zuurstofconcentratie             | stikstof   |

<sup>1</sup> De kustzone omvat hier ook de RAM-gebieden westelijke en oostelijk Waddenzee.

De potentiële blootstellingen, waarin eutrofiëring wordt uitgedrukt, zijn sterk gecorreleerd. Dat geldt ook voor de onzekerheidsmarges. Tabel 10.8 geeft de afhankelijkheden weer.

Tabel 10.8 Correlatie tussen de potentiële blootstellingen, waarin eutrofiëring wordt uitgedrukt

|                        | PO <sub>4</sub> | SiO <sub>2</sub> | Chl-A<br>(jaar) | Chl-A<br>(zomer) | Prim.<br>prod. | O <sub>2</sub> |
|------------------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|----------------|----------------|
| N-tot                  | o               | o                | +               | +                | +              | -              |
| PO <sub>4</sub>        |                 | o                | +               | +                | +              | -              |
| SiO <sub>2</sub>       |                 |                  | +               | +                | +              | -              |
| Chl-A (jaargemiddelde) |                 |                  |                 | ++               | ++             | -              |
| Chl-A (zomer)          |                 |                  |                 |                  | ++             | -              |
| Prim. Prod.            |                 |                  |                 |                  |                | -              |

Verklaring tekens:

|                             |    |
|-----------------------------|----|
| sterk positieve correlatie: | ++ |
| positieve correlatie:       | +  |
| geen correlatie:            | 0  |
| negatieve correlatie:       | -  |
| sterk negatieve correlatie: | -- |

### 10.3.3 Nutriënten

De wintergemiddelde concentraties aan nutriënten als resultaat van de verspreidingsberekeningen zijn weergegeven in figuren 10.32 (ortho-fosfaat), 10.33 (totaal anorganisch stikstof) en 10.34 (reactief silicaat).

#### *Fosfor*

De berekende ortho-fosfaat concentraties variëren van circa 0,01 (zone 10) tot ruim 0,03 mg/l (zone 3 langs de Zuid- en Noord-hollandse kust). De natuurlijke achtergrond levert in alle zones een significante bijdrage aan de ortho-fosfaat concentraties. Dit ligt voor de hand, omdat de bijdragen van de randen voor het overgrote deel als natuurlijk zijn beschouwd. Rivieren geven in enkele zones (vooral zone 3 en 4) ook een significante bijdrage. De bijdrage van de randen (het antropogene deel) is beperkt. De bijdrage van dumpingen is eveneens beperkt en speelt alleen een rol in zones 3 en 4.

#### *Stikstof*

In de berekende anorganische stikstofconcentraties zit een veel grotere variatie dan bij ortho-fosfaat: de concentratie varieert van circa 0,05 (zone 11) tot ruim 0,3 mg/l (zone 3 langs de Zuid- en Noord-hollandse kust). De bijdrage van rivieren springt eruit in de zones langs de Nederlandse en Duitse kust (zones 2, 3, 4 en 7). In alle zones levert het achtergrondgehalte een significante bijdrage. In de zones waar de invloed van rivieren beperkt is, is de bijdrage van de natuurlijke achtergrond veelal het grootst. De andere bijdragen zijn klein en hebben nauwelijks invloed.

#### *Silicium*

Bij silicium is de bijdrage door de natuurlijke achtergrond duidelijk dominant. De andere bijdragen zijn daarmee vergeleken nauwelijks significant, alleen rivieren leveren in de kustzones 3 en 4 nog een noemenswaardige bijdrage.

### 10.3.4 Chlorophyl-a

De berekeningsresultaten voor chlorofyl-A zijn weergegeven in figuur 10.35 (jaargemiddelde concentratie) en figuur 10.36 (zomergemiddelde concentratie over de maanden mei tot en met oktober).

De berekende zomergemiddelde concentraties variëren van 1,4 (zone 13) tot 9,1  $\mu\text{g/l}$  (zone 3 langs de Zuid- en Noord-hollandse kust). De jaargemiddelde concentraties geven een vergelijkbaar verspreidingspatroon te zien, maar de concentraties liggen op een lager niveau. De hoogste jaargemiddelde concentratie in zone 3 bedraagt 5,9  $\mu\text{g/l}$ .

Net als bij de nutriënten (zie figuren 10.32, 10.33 en 10.34) leveren rivieren en de natuurlijke achtergrond grote bijdragen aan de chlorofyl-A concentraties. De andere gebruiksfuncties dragen slechts beperkt bij aan de chlorofyl-A concentratie. De bijdrage van rivieren is het grootst langs de Nederlandse en Duitse kust (zones 2, 3, 4 en 7) en is daar in sterke mate verantwoordelijk voor de hoge chlorofyl-A concentraties.



Voor zone 3 (Hollandse kust) is een negatieve bijdrage berekend voor de gebruiksfunctie scheepvaart. Dit wordt veroorzaakt door een hoge chlorofyl-A koolstof verhouding van diatomeeën ten opzichte van de andere soorten. Bij een vermindering van de nutriënten-concentraties zijn diatomeeën in het voordeel ten opzichte van andere soorten zodat ze een relatief groter aandeel krijgen in de totale berekende biomassa. Hierdoor neemt de chlorofyl-A concentratie toe, terwijl de totale biomassa afneemt.

### 10.3.5 Primaire produktie fytoplankton

De berekeningsresultaten voor de primaire produktie fytoplankton zijn weergegeven in figuur 10.37. De berekende primaire produktie varieert van circa 160 (zone 9 en 11) tot circa 400 g C/m<sup>2</sup>.j (zone 3 langs de Zuid- en Noord-hollandse kust).

Wat betreft de bijdragen van de verschillende gebruiksfuncties aan de primaire produktie is het beeld vergelijkbaar met dat van chlorofyl-A. Rivieren en de natuurlijke achtergrond leveren grote bijdragen aan de primaire produktie. De bijdrage van de andere functies is klein. De bijdrage van rivieren is het grootst langs de Nederlandse en Duitse kust en ten noorden daarvan (zones 2, 3, 4, 7, 12 en 14) en is in die gebieden in sterke mate verantwoordelijk voor de hoge primaire produktie.

### 10.3.6 Zuurstof

Bij de referentierun, waarbij de bijdragen van alle gebruiksfuncties aan de eutrofiëring op het huidige niveau zijn gesteld, wordt geen overschrijding van het zuurstofgehalte van 5 mg/l op de Oestergronden waargenomen. Geen van de gebruiksfuncties kan er dus op worden aangesproken dat deze in de huidige (gemiddelde) situatie (in belangrijke mate) bijdragen aan zuurstofdeficiëntie.

De referentierun geeft een minimum zuurstofconcentratie nabij de bodem van 5,49 mg/l. Zonder de antropogene bijdragen van de gebruiksfuncties aan eutrofiëring zou deze minimum zuurstofconcentratie minder laag zijn. Tabel 10.9 geeft een overzicht van de verlaging van de zuurstofconcentratie per gebruiksfunctie.

Tabel 10.9 Verlaging van de minimum zuurstofconcentratie nabij de bodem van de Oestergronden door gebruiksfuncties

| gebruiksfunctie                | verlaging minimum<br>zuurstofconcentratie<br>(mg/l) |
|--------------------------------|---|
| scheepvaart                    | 0,05  |
| militaire activiteiten         | 0,00  |
| inbreng stoffen <sup>1</sup> : |   |
| - atmosferische depositie      | 0,28  |
| - dumping                      | 0,00  |
| - rivieren                     | 0,30  |
| - randen                       | 0,28  |

<sup>1</sup> Alleen antropogene fractie

Uit tabel 10.8 blijkt dat atmosferische depositie, rivieren en de randen tot de grootste verlaging van het zuurstofgehalte bij de bodem leiden. De verlaging door scheepvaart is duidelijk kleiner. De invloed van dumping en militaire activiteiten is nihil.

## 10.4 Mechanische verstoring

Mechanische verstoring is uitgewerkt voor de gebruiksfuncties scheepvaart (baggeren), olie- en gaswinning (lozen van boorgruis op zee), winning van oppervlakedelfstoffen (schelpen en zand), inbreng van stoffen (dumpen van baggerspecie) en visserij (zie tabel 10.1). De mate van verstoring (uitgedrukt in potentiële blootstellingen) en de gebieden waar de verstoring plaatsvindt zijn aangegeven in de betreffende hoofdstukken. Het totaal van de potentiële blootstellingen wordt verkregen door optelling per beschouwd gebied van de potentiële blootstellingen van de vijf bovenstaande functies. Het resultaat kan in (overlay)figuren worden weergegeven op een wijze zoals gedaan in figuur 6.1 en 6.2.



## 10.5      Onttrekken organismen

Onttrekken van organismen is uitgewerkt voor de gebruiksfuncties scheepvaart (verwijderen bodemorganismen door baggeren), winning van oppervlaktedelfstoffen (verwijderen van organismen door afgraven van de bodem) en visserij. Het totaal van de potentiële blootstellingen wordt verkregen door de potentiële blootstellingen van de drie bovenstaande gebruiksfuncties per gebied op te tellen. Het resultaat kan in (overlay)figuren worden weergegeven op een wijze zoals in figuur 6.3 en 6.4 is gedaan voor schelpen- en zandwinning.

## 10.6      Verandering van substraat

De verandering van het oppervlak aan substraat is uitgewerkt voor een tweetal functies: scheepvaart (wrakken) en olie- en gaswinning. De totale potentiële blootstelling wordt verkregen door optelling van de potentiële blootstelling van de twee bovenstaande gebruiksfuncties per gebied (zie ook figuur 3.2 en 4.3).

## 10.7      Visuele verstoring

Visuele verstoring is uitgewerkt voor een vijftal gebruiksfuncties (zie tabel 10.1). De potentiële blootstellingen, waarin de visuele verstoring wordt uitgedrukt, is van verschillende aard. Enerzijds gaat het om niet bewegende objecten (bijvoorbeeld stilliggende schepen, zie figuur 3.3) en anderzijds bewegende objecten (bijvoorbeeld varende schepen, zie figuur 3.4). Ook de aard van de objecten kan verschillen (varende schepen versus bewegende vliegtuigen). Sommeren tot een totale potentiële blootstellingen per gebied mag hier alleen plaatsvinden voor gelijksoortige potentiële blootstellingen.

## 11 Referenties

### *Inleiding en werkwijze (hoofdstuk 1 en 2)*

- Baan, P.J.A. (1992), Verstoring van de Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik, een kwalitatieve analyse, WL rapport T920, 1992
- Berendts, B.Th., Blaauw, H.J.A., Harmsen, B.J.M., Smit, J.C., Tijs, S.H. (1973), Foutenleer en statistiek, AGON Elsevier, Amsterdam
- Hove, M.T. ten (1992), Gedragsverstoring van dolfijnen door geluid, een studie naar de invloed van geluid afkomstig van menselijke activiteiten op het gedrag van tandwalvissen in de Noordzee, TU Delft, september 1992
- Integrale Risico Analyse (IRA, 1991), Achtergronddocument 2: Onderzoek naar Akoestische Verstoring. CATO Marine Ecosystems en TNO-PD.
- Kaag, N.H.B.M., Schobben, H.P.M. e.a. (1992), Ecotoxicologische profielen van AMOEBA-soorten, TNO rapport R 92/115, 1992
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Nationaal Milieubeleidsplan (NMP, 1989), Kiezen of verliezen, Tweede Kamer nr. 21137, nrs. 1-2
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Derde Nota Waterhuishouding (NW3, 1989), Water voor nu en later, Tweede Kamer nr. 21250, nrs. 1-2
- RWS (1985), Overzicht van bij de Deltadienst District Kust en Zee in gebruik zijnde WAQUA-modellen 1985, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging notanr. ww2 85.G005
- Schobben, H.P.M. (1993), Informeel verslag van de workshop "Geluid en zeezoogdieren" op 29 januari 1993
- Schobben, J.H.M., Haenen, C.P.L., Baan, P.J.A., Karmen, C.C. (1998), De methodiek van RAM: Risico-Analyse Mariene Milieu, Rapport RIKZ-98.xxx (in prep.)

### *Scheepvaart (hoofdstuk 3)*

- Compaan, H., Laane, R.W.P.M. (1992), Polycyclic aromatic hydrocarbons in the North Sea, an inventory, TNO-report IMW-R 92/392, december 1992
- Dienst Verkeerskunde (DVK, 1992), Informatie over scheepvaartbewegingen in 1989
- Essink, K. en A.H. Bos (1985), Growth of three bivalve molluscs transplanted along the axis of the Ems Estuary, Neth. J. Sea Res. 19: 45-51
- Evers, E.H.G., Meerendonk, J.H. van e.a. (1993), Watersysteemverkenningen 1996: butyltinverbindingen, een analyse van de problematiek in het aquatisch milieu, rapport DGW-93.015, december 1993
- Integrale Risico Analyse (IRA, 1991), Achtergronddocument 2: Onderzoek naar Akoestische verstoring, CATO Marine Ecosystems en TNO-TPD
- Jonge, V.N. de, 1983. Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations, and the development of the tidal regime in the Ems Estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 1): 289-300.
- Leewis, R.J., H.W. Waardenburg (1991), Environmental impact of ship wrecks in the North Sea I Positive impacts: epifauna, Water Science & Technology, volume 24, nr. 10 p. 299-300.
- Moorsel, G.W.M.N.M. van, H.W. Waardenburg, J. van der Horst, (1991), Het leven op en rond scheepswrakken en andere harde substraten in de Noordzee (1986 t/m 1990) - een synthese. Rapport bureau Waardenburg, 49 p. (incl. bijlagen)
- RIZA (1993), Sacrificial anodes, some preliminary calculations, note for fourth meeting of the working group on diffuse sources of PARCOM on 19 - 22 october



- RWS - Directie Friesland (1981), Resultaten van een hydrografisch-sedimentologisch en biologisch-ecologisch onderzoek, Rapport Stuurgroep Zandwinning in de Waddenzee Leeuwarden
- RWS (1989), Wadatlas, RWS-DGSM
- RWS (1991), Trends en toestand zoute wateren 1980-1990; Een goede start voor beheer en verkenning
- Schobben, H.P.M. (1993), Informeel verslag van de workshop "Geluid en zeezoogdieren" op 29 januari 1993
- Slooff, W., R.F.M.J. Cleven, J.S. Janus en J.P.M. Ros, 1987. Ontwerp basisdocument koper. RIVM Rapportno. 758474003. Bilthoven.
- Tramontana Jr., J.M. en W.F. Bohlen (1984), The nutrient and trace metal geochemistry of a dredged plume. Est. Coast.Shelf Sci. 18: 385-401.
- Wulffraat, K.J., Evers, E.H.G. (1993), Atmospheric emissions of microcontaminants from North Sea ship traffic, RIKZ-rapport GWWS-93.157X
- Wulffraat, K.J., Smit, Th., Groskamp, H., Vries, A. de (1993), De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen 1980-1990, Rapport DGW-93.037
- Wijffels, A.T.M. (1993), Gegevens van scheepvaart en offshoremijnbouw ten behoeve van het RAM-project, Resource Analysis, augustus 1993
- Olie- en gaswinning (hoofdstuk 4)*
- Cofino, W.P., Slager, L.K., Hattum, B. van (1992), Environmental aspects of produced water discharges from oil and gas production on the Dutch Continental Shelf, Part I: Overview of surveys on the composition of produced waters on the Dutch Continental Shelf, Instituut voor Milieuvraagstukken, rapport E-92/17, december 1992
- Compaan, H., Laane, R.W.P.M. (1992), Polycyclic aromatic hydrocarbons in the North Sea, an inventory, TNO-report IMW-R 92/392, december 1992
- Daan, R., Mulder, M. (1993a), A study on possible environmental effects of a WBM cutting discharge in the North Sea, one year after termination of drilling, NIOZ-rapport 1993-16
- Daan, R., Mulder, M. (1993b), Long term effects of OBM cutting discharges at a drilling site on the Dutch Continental Shelf, NIOZ-rapport 1993-15
- Directie Noordzee (DNZ, 1993), Dummy rapportage/statistiek, gebruiksfuncties Noordzee, 25 mei 1993
- Elzenga, H.E., Smit, J.R.K. (1993), Inventariserend overzicht van enkele afvalstoffen en emissies uit de Nederlandse olie- en gaswinning, basisjaar 1990, RIVM rapportnr. 736201027, juli 1993
- E&P Forum (1994), North Sea produced water: fate and effects in the marine environment, Report No. 2.62/204, May 1994
- Gent E. van (1988), Literatuurstudie naar het gebruik en de effecten van boorspoelingen op waterbasis, Directie Noordzee, rapport no. ET-S-01
- Hattum, B. van, Cofino, W.P., Feenstra, J.F. (1992), Environmental aspects of produced water discharges from oil and gas production on the Dutch Continental Shelf, Part II: A literature review of characteristics of produced water from offshore platforms, Instituut voor Milieuvraagstukken, rapport E-92/18, december 1992
- Meijer, P.J., Verhagen, H. (1991), Informatiedocument straalgrit, RIVM rapportnr. 738902016, november 1991
- Milieu-effectrapport (MER, 1990), Lozing oliehoudende mengsels vanaf mijnbouwinstallaties op zee, Grontmij, december 1990
- basisrapport 3: Verkenning van relevante processen en technieken
  - basisrapport 8: Uitgevoerde verspreidingsberekeningen
- Mörzer Bruyns M.F., W.J. Wolff (1983), Nature conservation, nature management and physical planning in the Wadden Sea area; Final report of the section 'Physical planning and nature management' of the Wadden Sea Working Group; report 11

- NOGEPa (1994), Milieu-aspecten van kwik bij de offshore olie- en gaswinning, juni 1994
- RIZA (1993), Sacrificial anodes, some preliminary calculations, note for fourth meeting of the working group on diffuse sources of PARCOM on 19 - 22 october
- RWS (1991), Trends en toestand zoute wateren 1980 - 1990, een goede start voor beheer en verkenning, 1991
- Schobben, H.P.M. (1993), Informeel verslag van de workshop "Geluid en zeezoogdieren" op 29 januari 1993
- Wulffraat, K.J., Smit, Th., Groskamp, H., Vries, A. de (1993), De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen 1980-1990, Rapport DGW-93.037
- Wijffels, A.T.M. (1993), Gegevens van scheepvaart en offshoremijnbouw ten behoeve van het RAM-project, Resource Analysis, augustus 1993

#### *Recreatie (hoofdstuk 5)*

- ANWB (1990), Schatting van het aantal jachten in Nederland en de toename ervan, Den Haag.
- Baan, P.J.A. (1992a), Verstoring van de Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik, een kwalitatieve analyse, WL rapport T920, 1992
- Baan, P.J.A. (1992b), Economische aspecten rond kustrecreatie en waterkwaliteit, mei 1992, MANS-rapport.
- Bentum, F. van (1993), Procesbeschrijving scheepvaart en havenactiviteiten, RIZA Werkdocument 93.099x, 23 juni 1993
- Brasseur, S.M.J.M., Reijnders, P.J.H. (1994), Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied, IBN rapport 113
- Clark, R.B. (1989), Marine pollution, Oxford Science Publications, Oxford.
- CUWVO (1986), Diffuse bronnen van waterverontreiniging, CUWVO Werkgroep VI, september 1986
- CUWVO (1990), Waterverontreinigingsproblematiek bij het afspritzen van recreatievaartuigen CUWVO werkgroep VI
- DGSM/afdeling Noordzee (1988), Dichtheid van de recreatievaart voor de Nederlandse kust, IJmuiden.
- Evers, E.H.G., Meerendonk, J.H. van, e.a. (1993), Watersysteemverkenningen 1996: butyltinverbindingen, een analyse van de problematiek in het aquatisch milieu, rapport DGW-93.015, december 1993
- Gee, de A., J.H. van Meerendonk en N. Dankers (1991), Munitieresten in de Waddenzee: chemische belasting door militaire schietactiviteiten, RIN/DGW RIN-rapport 1991/9
- ICONA (1992), Noordzeeatlas voor het Nederlands beleid en beheer, Stadsuitgeverij Amsterdam.
- Integrale Risico Analyse (IRA, 1991), Achtergronddocument 2: Onderzoek naar Akoestisch Verstoring, CATO Marine Ecosystems en TNO-PD.
- KNWV (1991), De verontreiniging van het oppervlaktewater door de pleziervaart, Bunnik
- Provinciaal Planologische Dienst Zuid Holland (PPD, 1984), Strandonderzoek 1984, Den Haag
- Ritsema, R., R.W.P.M. Laane en O.F.X. Donard (1991), Butyltins in marine waters of the Netherlands in 1988 and 1989: concentrations and effects, Mar. Env. Res. 32: 243-260.
- RIZA (1993), Sacrificial anodes, some preliminary calculations, note for fourth meeting of the working group on diffuse sources of PARCOM on 19 - 22 october 1993
- Roo, G. de (1993), Gaten in de stilte, het beheer van het stiltegebied Waddenzee, Geo Pers
- Ros, J.P.B. (1987), Koperemissies als gevolg van aangroeiwerende verven, RIVM Rapportno. 758474004, Bilthoven
- RWS (1989), Wadatlas, Rijkswaterstaat/DGSM.



- RWS (1991), Trends en toestand zoute wateren 1980 - 1990, een goede start voor beheer en verkenning
- RWS/RIZA-VROM/DGM, RIVM (1991), PAK in oppervlaktewater: bronnen en maatregelen, SPEED Werkplan PAK
- Savornin Lohman, A.A.M. de (1992), Emissie-inventarisatie PAK's en PCB's PAWN-instrumentarium, WL-rapport nr. T891, mei 1992
- Slooff, W., R.F.M.J. Cleven, J.S. Janus en J.P.M. Ros (1987), Ontwerp basisdocument koper, RIVM Rapportno. 758474003, Bilthoven
- Slooff, W., Janus, J.A. et al. (1989), Basisdocument PAK, RIVM rapport nr. 758474007, 1989
- Stuurgroep Waddenprovincies (1989), Watersportonderzoek Waddenzee 1988, Leeuwarden
- Watersysteemplan Noordzee 1991-1995 (1991), Ministeries van VROM, EZ, LNV en V&W, Den Haag

*Winning oppervlaktedelfstoffen (hoofdstuk 6)*

- Bryan, G.W. (1985), Bioavailability and effects of heavy metals in marine deposits, In: B.H. Ketchum et al. (Eds.), Wastes in the ocean, volume 6, nearshore waste disposal, John Wiley and Sons, New York
- Essink, K. en A.H. Bos (1985), Growth of three bivalve molluscs transplanted along the axis of the Ems Estuary, Neth. J. Sea Res. 19: 45-51
- Jonge, V.N. de (1983), Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations, and the development of the tidal regime in the Ems Estuary, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 1): 289-300
- RWS (1989), Wadatlas, RWS-DGSM
- RWS - Directie Friesland (1981), Resultaten van een hydrografisch-sedimentologisch en biologisch-ecologisch onderzoek, Rapport Stuurgroep Zandwinning in de Waddenzee. Leeuwarden.
- RWS, Directie Friesland (1993), Schelpenvissen en Zandwinning in de Waddenzee in 1992, Intern rapport RWS Directie Friesland
- Tramontana Jr., J.M. en W.F. Bohlen (1984), The nutrient and trace metal geochemistry of a dredged plume. Est. Coast. Shelf Sci. 18: 385-401

*Militaire activiteiten (hoofdstuk 7)*

- Anonymus (1979), Defensie-activiteiten in het Waddengebied, Waddenbulletin, jaargang 14, nr. 2, pp. 580-61
- Bellamy, C. (1991), The military uses of the North Sea, Ocean & Shoreline Management 16: 275-289
- Boerema, L. (1993), *Kogels zoeken op het wad*, Waddenbulletin, jaargang 28, 4 november 1993, pp. 201-203
- Gee, de A., J.H. van Meerendonk en N. Dankers (1991), Munitieresten in de Waddenzee: chemische belasting door militaire schietactiviteiten, RIN/DGW RIN-rapport 1991/9
- Integrale Risico Analyse (IRA, 1991), Achtergronddocument 2: Onderzoek naar Akoestisch Verstoring. CATO Marine Ecosystems en TNO-PD.
- Platteeuw, M. (1986), Effecten van geluidshinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels, RIN-rapport 86/13
- RWS (1989), Wadatlas, RWS-DGSM
- Savornin Lohman, A.A.M de (1992), Emissie-inventarisatie PAK's en PCB's PAWN-instrumentarium, WL rapport T 891, mei 1992

- Vertegaal, P., Vries, D.J. de (1992), Emissies van militaire vliegtuigen boven de Westelijke Waddenzee c.a.: een probleemverkenning ten behoeve van het waterkwaliteitsbeheer, RWS dir. N.-Holland, werkdocument, september 1992
- Visserij (hoofdstuk 8)
- Anonymus (1992), Voorlopig Vastgesteld Beleidsplan Voordelta
- Berendsen, A.M. (1990), Globale schatting van de verontreiniging van de Noordzee door aangroeiwerende verven, TNO-rapport 753/'90
- Brandt, A. von (1984), Fish catching methods of the world, Fishing News Books Ltd., England
- Buys, J. en F. Sepers (1993), Documentatie database visserij Noordzee, Intern RIKZ-document, 27 januari 1993
- Dankers, N. en J. de Vlas (1992), Multifunctioneel beheer in de Waddenzee: integratie van natuurbeheer en schelpdiervisserij, RIN-rapport 92/15
- Densen, van (1988), Dictaat Visserijkunde, LUW
- DHV (1991), Relatie tussen kokkelvisserij en ecologisch functioneren van de Nederlandse getijden gebieden, DHV-rapport E2159-10-200
- Dijkhuizen, D., C. Loos en J.H.M. Schobben (1996), Emissies visserij Waddenzee, RIKZ-werkdocument RIKZ/AB-96.603x
- Dol, W. (1994), Vis registratie en informatie systeem: VIRIS, DLO-LEI-notitie.
- Evers, E.H.G., J.H. van Meerendonk, R. Ritsema, J. Pijnenburg en J.M. Lourens (1993), Butyltinverbindingen, Rapport RIKZ-95.007
- Europese Gemeenschap, Logboek: aangifte van aanlanding van aanvoer/overlading, Commissie van de Europese Gemeenschappen.
- Gool, A.C.M. van (1992), De sanitaire waterkwaliteit van de kokkelkooklocaties in de Waddenzee en de Zuidelijke Delta in 1991, RIVO-rapport AO92-04
- Holtman, S., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen, J. van der Meer (1996), Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf, Een uitgave van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, directie Noordzee
- Kesteloo-Hendrikse, J. en M. van Stralen (1992), Het kokkelbestand in de Oosterschelde, de Westerschelde en de Waddenzee in 1992, RIVO-rapport AO92-06
- LNV (1993), Vissen naar evenwicht: structuurnota Zee- en Kustvisserij: regeringsbeslissing
- Nijssen, H. en S.J. de Groot (1987), De vissen van Nederland, KNNV-uitgave nr. 43
- Pronk, B. (1991), Het jaarboek '91 voor de Nederlandse en Belgische visserij, Uitgeverij Borghouts bv
- Schobben, J.H.M., C.P.L. Haenen, P.J.A. Baan en C.C. Karmen (1998), De methodiek van RAM: Risico Analyse Mariene milieu, RIKZ-rapport RIKZ-98.xxx (in prep.)
- Slooff, W., R.F.M.J. Cleven, J.S. Janus en J.P.M. Ros (1987), Ontwerp basisdocument koper, RIVM rapportnr. 758474003, Bilthoven
- Stralen, M.R. van (1990), Het kokkelbestand in de Oosterschelde en de Waddenzee in 1990, RIVO-rapport AO90-03
- Stralen, M. van en J. Kesteloo-Hendrikse (1992), Het kokkelbestand en de broedval van kokkels in de Oosterschelde en in de Waddenzee in 1991, RIVO-rapport AO92-05
- Vlas, J. de (1982), De effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna van Waddenzee en Oosterschelde, RIN-rapport 92/19
- Vroom, M.G., F.H.I.M. Steyaert, R. Misdorp (1989), Wadatlas, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren



- Wijffels, A.T.M. (1993), Gegevens van scheepvaart en offshoremijnbouw ten behoeve van het RAM-project, Resource Analysis, projectnr. 22931895
- Wilde, J.W. de (1992), Some remarks on the ambiguity of tonnage measurement, Fourth Annual Conference of the EUROPEAN ASSOCIATION OF FISHERIES ECONOMISTS, Salerno, 22-24 april 1992
- Willemsen, P.R. en G.M. Ferrari (1992), Emissies van organotin naar Nederlands oppervlaktewater, TNO-rapport C 92.1004
- Inbreng van stoffen* (hoofdstuk 9)
- Baan, P.J.A. (1992), Verstoring van de Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik, een kwalitatieve analyse, WL rapport T920, 1992
- Gaul, H. (1987), Der Eintrag von Organohalogenverbindungen über die Atmosphäre in die Nordsee, in: Dt. Hydrogr. Z., 40
- Jaarsveld, J.A. van (1993), European Soil and Sea Quality and Atmospheric Deposition of Selected Substances (ESQUAD), Main report
- Jonge, J. de, Meerendonk, J.H. (1990), Wadden Aktie Plan, Inventarisatie emissies: inventarisatie van emissies en voorlopige reductiemaatregelen van microverontreinigingen en nutriënten naar de Waddenzee en het Waddenstroomgebied, RWS-DGW Nota GWWS 90.060
- Kok, J.M. de, Lourens, J.M., Ruig, J.H.M. de, Baggerspecie, van Waterweg tot Waddenzee, Rapport DGW-92.030, augustus 1992
- Laane, R.W.P.M. (1992), Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels, Rapport DGW-92.033
- Lowry, R.K., R.N. Cramer en L.J. Rickards (1992), North Sea project CD-ROM users guide, Natural Environment Research Council (NERC), Engeland
- Meerendonk, J.H. van, J.M. van Steenwijk, A.J.W. Phernambucq en H.L. Barreveld (1994), Speuren naar Sporen II: verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute watersystemen in Nederland, Rapport RIKZ-94.007
- North Sea project (1992), A user's guide for access to oceanographic data collected during the NERC North Sea Community Research Project 1988 - 1991
- Oslo and Paris Commissions, Dumping and incineration at sea (PARCOM, 1992). Part A: Dumping of wastes at Sea 1987-1990, Part B: Incineration of wastes at sea 1987-1990, July 1992
- Ruijter W.P.M. de, Postma L. en J.M. de Kok (1987), Transport Atlas of the Southern North Sea, Rijkswaterstaat, Waterloopkundig Laboratorium
- RWS (1991), Trends en toestand zoute wateren 1980-1990, Een goede start voor beheer en verkenning
- Savornin Lohman, A.A.M de (1992), Emissie-inventarisatie PAK's en PCB's, PAWN-instrumentarium, WL rapport T891, mei 1992
- Schobben, J.H.M. en C.P.L. Haenen (1995), Validatie van transportberekeningen in GIS, Werkdocument RIKZ/OS-95.115x
- Slooff, W., Bremmer, H., eds. e.a. (1990), Werkdocument chloorfenolen, RIVM rapport nr. 75801003
- Steenwijk, J.H. van, J.M. Lourens, J.H. van Meerendonk, A.J. Phernambucq en H.L. Barreveld (1992), Speuren naar Sporen I: verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute watersystemen in Nederland, Rapport DGW-92.040
- Wadatlas (1989), Rijkswaterstaat, Dir-Gen. Scheepvaart en Maritieme Zaken, 1989
- Warmenhoven, J.P., Duizer, J.A. e.a. (1989), The contribution of the input from the atmosphere to the contamination of the North Sea and the Dutch Wadden Sea, Model calculations on basis of European emission estimates, TNO report no. R 89/349A

Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1993a), Omgaan met risico's voor mariene ecosystemen (RISMARE), modelmatig onderzoek naar de sedimentkwaliteit in de Noordzee en Waddenzee in relatie tot emissies en milieukwaliteitsdoelstellingen, WL-rapport T537, november 1993

Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1993b), MER Loswal Noord (WL, 1993), Verspreiding van toxische stoffen in de Noordzee en Waddenzee, WL-rapport T1139, T1211

Wulffraat, K.J., Smit, Th., Groskamp, H., Vries, A. de (1993), De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen 1980-1990, Rapport DGW-93.037

#### *Potentiële blootstellingen (hoofdstuk 10)*

RIKZ, (1993), Risico-Analyse eutrofiëring Noordzee, rapport DGW-93-029, juni 1993

Ruijter W.P.M. de, Postma L. en J.M. de Kok (1987), Transport Atlas of the Southern North Sea, Rijkswaterstaat, Waterloopkundig Laboratorium

Report of the NSTF modelling Workshop (RWS, 1992), 6-8 May 1992, The Hague, RWS-DGW, GWWS-92.033

Smits, J.G.C., Molen, D.T. van der (1993), Application of Switch, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in the Netherlands, *Hydrobiologia* 253, p. 281-300

Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1992), Troebelheid Nederlandse zoute wateren, Inventarisatie en trendanalyse 1930-1990, WL-rapport T911

Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1993), MER Loswal Noord, verspreiding van toxische stoffen in de Noordzee en Waddenzee, WL-rapport T1139/T1211

Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1994), ESQUAD Project, Influence of Atmospheric Deposition on the North Sea and Continental Shelf, Background report, WL-report T1010, 1994

#### *Bijlagen*

Balls, P.W. (1989). The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in European coastal waters: A compilation of field data and comparison with laboratory studies, *Neth. J. Sea Res.* 23: 7-14.

Boderie, P. (1993). Voorstel documentatie vervluchtigingsformulering organische microverontreinigingen van IMPAQT t.b.v. DELWAQ 4.0. Interne Notitie, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Clark, E.A., Sterritt, R.M. and Lester, J.N. (1988). The fate of tributyltin in the aquatic environment, *Environ. Sci. Technol.* 22: 600-604.

De Voogt, P en Lourens, J. (1992). Lot en effecten van bestrijdingsmiddelen in de Noordzee, Eindrapport, UvA-MTC/DGW, Amsterdam.

Evers, E.H.G., Van Meerendonk, J.H., Ritsema, R., Pijnenburg, J. and Lourens, J.M. (1993), Butyltinverbindingen, Watersysteemverkenningen 1996, Rapport DGW-93.015

Gearing, P.J., Gearing, J.N., Pruell, R.J., Wade, T.L. and Quinn, J.G. (1980), Partitioning of no. 2 fuel oil in controlled estuarine ecosystems, Sediments and suspended particulate matter, *Environ. Sci. Technol.* 14: 1129-1136.

Halfon, E. (1986), Modelling the fate of mirex and lindane in Lake Ontario, off the Niagara River mouth, *Ecol. Mod.* 3: 13-33.

Harris, J.R.W., Cleary, J.J. and Valkirs, A.O. (1993), Particle-water partitioning and the role of sediments as a sink and secondary source of TBT, In: "Tributyltin: Environmental Fate and Effects" (M.A. Champ and P.F. Seligman, Eds.), Elsevier

Lee, R.F. and Ryan, C. (1983), Microbial and photochemical degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine waters and sediments, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (suppl. 2): 86-94.

Lyman, W.J., Reehl, W.F. and Rosenblatt, D.H. (1990), Handbook of Chemical Property Estimation Methods, American Chemical Society, Washington, DC.



- Mackay D. and Shiu, W.Y. (1981), A critical review of Henry's Law constants for chemicals of environmental interest, *J. Phys. Chem. Ref. Data* 10: 1175-1199.
- Massie, L.C., Ward, A.P., Davies, J.M. and Mackie, P.R. (1985), The effects of oil exploration and production in the northern North Sea: Part I-The levels of hydrocarbons in water and sediments in selected areas, 1978-1981, *Mar. Environ. Res.* 15: 165-213.
- Mille, G., Mulyono, M., El Jammal, T. and Bertrand, J.C. (1988), Effects of oxygen on hydrocarbon degradation studies in vitro in surficial sediments, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 27: 283-295.
- Murphy, T.J., Mullin, M.M. and Meyer, J.A. (1987), Equilibration of polychlorinated biphenyls and toxaphene with air and water, *Environ. Sci. Technol.* 21: 155-162.
- Readman, J.W., Mantoura, R.F.C., Rhead, M.M. and Brown, L. (1982), Aquatic distribution and heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar estuary, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 14: 369-389.
- RSW-DGW (1993a), Sedimentbalansen Loswal Noord alternatieven, rapport GWWS-93.143
- RSW-DGW (1993b), Contaminantenbalansen Loswal Noord alternatieven, rapport GWWS-93.146
- Sabljić, A. (1987), On the prediction of soil sorption coefficients of organic pollutants from molecular structure: Application of molecular topology model, *Environ. Sci. Technol.* 21: 358-366.
- Seligman, P.F., Valkirs, A.O. & Lee, R.F. (1986), Degradation of tributyltin in San Diego Bay, California, *Waters. Environ. Sci. Technol.* 20: 1229-1235.
- Southworth, G.R. (1979), The role of volatilization in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from aquatic environments, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 507-514.
- Ten Hulscher, T.E.M., Van Der Velde, L.E. and Bruggeman, W.A. (1992), Temperature dependence of Henry's Law Constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1595-1603.
- Van Zoest, R. (1988), Omive-invoerfiles voor DELWAQ-IMPAQT, deel 2: Stofeigenschappen en procesparameters, Notitie GWAO-88.2245, DGW, Den Haag.
- Watanabe, N., Sakai, S. and Takatsuki, H. (1992), Examination for degradation paths of butyltin compounds in natural waters, *Wat. Sci. Tech.* 25: 117-124.
- Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1993a), Omgaan met risico's voor mariene ecosystemen (RISMARE), modelmatig onderzoek naar de sedimentkwaliteit in de Noordzee en Waddenzee in relatie tot emissies en milieukwaliteitsdoelstellingen, WL-rapport T537, november 1993
- Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1993b), MER Loswal Noord, verspreiding van toxische stoffen in de Noordzee en Waddenzee, WL-rapport T1139/T1211
- Zwolsman, J.J.G. (1992), Immobilisatie van verontreinigingen in baggerspecie en vaste afvalstoffen, Deel 4: Afbraak en sorptie van organische microverontreinigingen, Verslag literatuurstudie, Rapport T737/T989, Waterloopkundig Laboratorium.





**In opdracht van:**

*Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer  
Directoraat-Generaal Milieubeheer*

*Ministerie van Verkeer en Waterstaat*

*Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat*

*Directie Noordzee*

**Samenstelling en coördinatie:**

*Ministerie van Verkeer en Waterstaat*

*Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat*

*Rijksinstituut voor Kust en Zee*

**Lay-out omslag:**

*Rijksinstituut voor Kust en Zee*

*Afdeling Visuele Vormgeving*

*André Akkerman*

