

Beoordeling van mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer (MARE-DASM: 1998-2002)



Coördinatie: Prof. Dr. Frank Maes
Universiteit Gent – Maritiem Instituut

Participanten netwerk:
Prof. Dr. Colin Janssen¹
Prof. Dr. Frank Maes²
Dr. G. Pichot³
Prof. Dr. H. Bocken⁴

¹Universiteit Gent - Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie: (taak I)
Maritiem Instituut & ECOLAS (Environmental Consultancy and Assistance) & BMM (taak II)

²Universiteit Gent - Maritiem Instituut: (taak III & V)

³ Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (BMM): (taak IV)

⁴ Centrum voor milieurecht: Prof. Dr. H. Bocken (UG) (taak V)

1. Overzicht van de verschillende onderzoeksactiviteiten binnen het netwerk

Taak I: Identificatie en kwantificatie van de verschillende factoren die bijdragen tot de degradatie van het mariene milieu en de verdeling van contaminanten over de verschillende milieucompartimenten.

Taak II: Het ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de degradatie van het mariene milieu objectief te bepalen, meer bijzonder de kwantificering van milieuschade op basis van gebruikswaarden en bestaanswaarden.

Taak III: Uitgaande van de beleidsoptie 'duurzame ontwikkeling' worden per gebruiksfunctie op zee beleidsmaatregelen voorgesteld, die rekening houden met de doeltreffendheid en de te verwachten maatschappelijke kosten en baten voor de betrokken economische en sociale groepen.

Taak IV: Het ontwikkelen van mathematische modellen die de risico's op milieuschade bij accidentele lozingen van olie en andere chemische producten inschatten.

Taak V: Door toetsing van het huidige nationaal aansprakelijkheidsrecht en het internationaal aansprakelijkheidsrecht worden juridisch-technische en administratieve procedures vooropgesteld om milieuschade en milieuverstoring financieel te verhalen op de vervuiler.

2. Overzicht van de onderzoeksactiviteiten binnen het netwerk

TAAK I: IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE VAN DE VERSCHILLENDE FACTOREN DIE BIJDAGEN TOT DE DEGRADATIE VAN HET BELGISCHE DEEL VAN DE NOORDZEE"

Dit onderzoek bestaat uit de volgende deeltaken:

1. selectie van contaminanten naar de Noordzee afkomstig van het vasteland, gebaseerd op het potentieel tot degradatie van het mariene milieu, de belangrijkste Belgische emissies en de reeds geleverde emissiereducties (Noordzeeverklaringen, stromingsdossiers, NSQSR 2000);
2. selectie van de belangrijkste organische verbindingen die in het mariene milieu vrijkomen bij olielozingen (Wang, 1999; Singer, 2000; Notar, 2001)
3. studie van de verdeling van de onderzochte contaminanten over de verschillende milieucompartimenten op basis van het Equilibrium Criterion model (EQC-model) (Mackay et al., 1996) dat werd aangepast voor het mariene milieu;
4. verfijnen van het Biologisch Effecten SubModel (BESM; Vandenbroele et al., 1997) door de identificatie van de factoren die de interne concentratie bepalen. Het voorspellen van de interne concentratie kan d.m.v. empirische¹ en mechanistische² modellen. Op basis van

¹ Bij empirische modellen wordt de interne concentratie voorspeld op basis van de opgeloste concentratie in de waterkolom, de bioconcentratiefactor (BCF) van de beschouwde chemische stof en de vetfractie van het beschouwde organisme. Bij deze aanpak wordt tevens aangenomen dat de oplosbaarheid van een stof in de vetfractie gelijk is aan de oplosbaarheid in octanol, wat toelaat de BCF te berekenen op basis van de octanol-water partiticoëfficiënt: $\log BCF = f(\log K_{ow})$. Bij de empirische methode wordt geen rekening gehouden met 'transfer' snelheden (opname, eliminatie, biotransformatie). Deze aanpak heeft tot gevolg dat predicties voor stoffen met een hoge K_{ow} -waarde minder accuraat zullen zijn als gevolg van vertraagde diffusie en verminderde biobeschikbaarheid in de waterkolom (Mackay and Fraser, 2000). Ook worden metabolische processen bij de empirische aanpak niet in rekening gebracht.

² Mechanistische modellen berekenen de interne concentratie van een contaminant op basis van een massabalans, waarbij rekening wordt gehouden met verschillende opname- en eliminatieprocessen; opname via respiratie (kieuwen), de huid of voedsel, en eliminatie via respiratie, uitscheiding, groei, voortplanting en transformatieprocessen. Een aantal van deze

deze bevindingen wordt voor het berekenen van de (maximale) interne concentratie de volgende benadering voorgesteld: interne concentratie = $f(K_{ow}) + V$, waarbij $f(K_{ow})$ staat voor de bioconcentratie op basis van de octanol/water partitie coëfficiënt (Meylan et al., 1999) en waarbij V de bijdrage via de voedselketen (doorvergiftiging) beschrijft. Voor het berekenen van de bijdrage van de opname via het voedsel, werd een representatief voedselweb voor de Noordzee ontwikkeld. Dit voedselweb is gebaseerd op reeds bestaande en gebruikte voedselketens in het mariene milieu (De Wolf, 1990; Gin et al., 2001). De biologische groepen die in dit model werden opgenomen zijn in overeenstemming met de groepen die werden gebruikt in het Biologisch Effecten SubModel (BESM; Vandenbroele et al., 1997), dat werd ontworpen voor het inschatten van de ecologische en economische korte termijn gevolgen van accidentele olie/chemische stoflozingen op Fytoplankton, Zoöplankton, Benthos, Epibenthos en Vissen (demersaal en pelagisch). Op basis van dit model kan voor elke biologische groep de bijdrage van een contaminant via de voedselketen worden berekend.

5. het inschatten van lange termijn effecten op basis van de interne lichaamsconcentratie. Experimentele data suggereren dat er voor persistente lipofiele verbindingen een vergelijkbare interne letale concentratie (ILC) en een letale volume fractie (LVF) bestaat (McCarty et al., 1991, 1992; Berganon et al., 1994). Dit werd onder meer voor vissen aangetoond, waarbij voor verschillende organische verbindingen een ICL van 2.0 tot 8.0 mmol/kg werd weergevonden (Van Hoogen and Opperhuizen, 1988; Sijm et al., 1993). Deze ICL is bovendien niet constant, maar is een functie van de blootstellingperiode (De Wolf et al., 1991, 1992; Mortimer and Connell, 1994). Op basis van deze bevindingen werd door Yu et al. (1999) onderzoek verricht naar de relatie tussen de ILC van organische verbindingen en de blootstellingperiode bij aquatische organismen, zoals in figuur 1 voorgesteld.

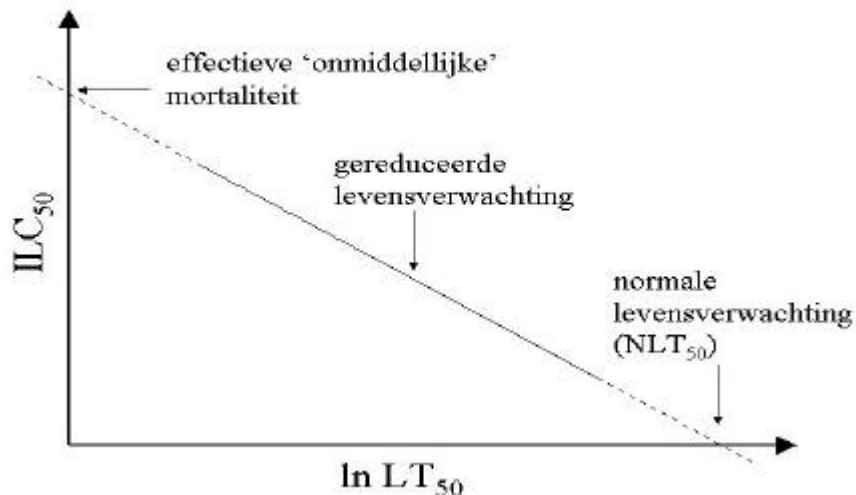


Fig. 1. Relatie tussen de interne letale concentratie en de levensverwachting van een organisme

modellen zijn reeds ontwikkeld (Clark et al., 1990; Barber et al., 1991; Thomann, 1992; Gobas, 1993; Campfens and Mackay, 1997), maar de vereiste data-input (opnamesnelheden, voedselpreferentie, biologische en fysiologische eigenschappen van de desbetreffende organismen) zijn voor vele stoffen en organismen niet voorhanden, wat de toepasbaarheid van een dergelijke aanpak in sommige gevallen sterk limiteert.

Hieruit blijkt dat een ICL_{50} van 0 (geen blootstellingduur) overeenkomt met een LT_{50} welke de gemiddelde normale levensverwachting van een organisme is (snijpunt met de X-as). De gemiddelde overleving in natuurlijke condities is gekend voor de meeste organismen en wordt aangeduid als de NLT_{50} . Deze parameter is onafhankelijk van de onderzochte organische verbinding. Het snijpunt met de Y-as geeft de interne concentratie weer die leidt tot een onmiddellijke sterfte. Deze concentratie kan experimenteel niet worden bepaald omwille van de tijdsperiode die steeds nodig is opdat de desbetreffende verbinding het targetweefsel (vetfractie) heeft bereikt. Via extrapolatie is het echter wel mogelijk om deze concentratie theoretisch te bepalen. Wanneer voor een organische verbinding het bovenstaand lineair verband tussen de ILC_{50} en de $\ln LT_{50}$ gekend is, kan de gereduceerde levensverwachting van een organisme worden berekend op basis van de (maximale) interne concentratie van die component. Deze gereduceerde levensverwachting kan dan worden beschouwd als een indicator voor de lange termijn effecten van een contaminant. In principe is het relatief eenvoudig om voor verschillende contaminanten en biotische groepen de relatie tussen $\ln LT_{50}$ en de ILC_{50} te bepalen: door de lineariteit van deze relatie zijn in principe slechts 2 datapunten vereist: de natuurlijke levensverwachting van een organisme en de interne concentratie die voor een gekende blootstellingsperiode leidt tot 50% mortaliteit. Deze benadering laat toe om een vrij betrouwbare schatting te krijgen van de lange termijn effecten op basis van een zeer beperkte hoeveelheid acute en/of chronische toxiciteitsdata;

6. ontwikkeling van extrapolatiemethoden voor aanvulling van ontbrekende ecotoxicologische data. Wanneer fysicochemische of ecotoxiciteitsdata voor bepaalde stoffen en/of organismen niet voorhanden zijn, is het noodzakelijk om deze data te creëren aan de hand van reeds bestaande datasets voor andere stoffen en/of organismen. De zeer beperkte dataset voor chronische toxiciteit in het mariene milieu, en meer specifiek voor de onderzochte organische verbindingen, leidt tot grote onzekerheden voor het voorspellen van chronische toxiciteit op basis van QSARs (Quantitative Structure Activity Relationships) en AARs (Activity-Activity Relationships). Daarom werd geopteerd om op basis van bestaande acute en chronische data (zoetwater milieu, marien milieu) voor de verschillende biotische groepen en verschillende contaminanten het lineair verband tussen de ILC_{50} en de $\ln LT_{50}$ op te stellen en deze vergelijkingen te gebruiken als referentie voor het voorspellen van lange termijn effecten.

7. verdere uitbouw en aanvulling van het huidig biologisch databestand.

TAAK II: HET ONTWIKKELEN VAN SOCIO-ECONOMISCHE BEOORDELINGSCRITERIA DIE HET MOGELIJK MAKEN DE KOSTPRIJS VAN MARIENE DEGRADATIE OBJECTIEF TE

DEZE TAAK IS DRIELEDIG: 1. VERDERE INSCHATTING EN ACTUALISERING VAN REEDS INGESCHATTE GEBRUIKSWAARDEVERLIEZEN; 2. BEREKENING VAN HERSTELKOSTEN; EN 3. INSCHATTING VAN NIET- GEBRUIKSWAARDEVERLIEZEN VIA CVM.

1. In Vandenbroele, e.a., 1997 werden m.b.t. de gebruikswaarde van de Noordzee al een aantal schadekosten bepaald van accidentele lozingen van olie en/of chemische producten voor de Belgische kust (Harold of Free Enterprise, Amer Fuji-Meritas,...). De ingeschatte schadekosten hadden betrekking op visverliezen (commercieel en recreatie), verliezen aan dagpersoon excursies t.g.v. vogelverliezen en ander economisch verlies door vermindering van toerisme....;
2. Er werd een enquête opgesteld voor de bepaling van de kosten voor het herstel van het verlies aan fauna en flora als gevolg van olieverontreiniging en opgestuurd naar verschillende zeevogel- en zeezoogdierencentra in België en Nederland;
3. De kernopdracht, de berekening van ecologische schade (niet-gebruikswaarde) bij accidentele olieverontreiniging voor de Belgische kust via de Contingent Valuation Method (CVM), bestaat uit een breed opgezette enquêtering op basis van verschillende scenario's.

De verschillende scenario's (tabel 1):

Kenmerken	Zwaar scenario	Matig scenario	Licht scenario
Schade			
<i>Omvang olieverontreiniging</i>	10.000 m ³	5.000 m ³	200 m ³
<i>Aantal vogels dat sterft</i>	43.000 - ongeveer 65%	20.000 - ongeveer 30%	3.500 - 5%
<i>Mortaliteit vissen, krabben, garnalen en kreeften</i>	20%	10%	0%
<i>Besmeuring strand</i>	60 km - 90%	25 km - 40%	0 km - 0%
<i>Vervuiling van het Zwin</i>	Ja	Nee	Nee
<i>Vervuiling IJzermonding</i>	Ja	Ja	Nee
Programma			
<i>Aantal km zeestraten</i>	20 km	10 km	5 km
<i>Communicatiesysteem</i>	Ja	Ja	Ja
<i>Aantal sleepers</i>	3	2	1
<i>Aantal bestrijdingsplatformen</i>	3	2	1
<i>IJzermonding af sluiten</i>	Ja	Nee	Nee
<i>Zwin af sluiten</i>	Ja	Ja	Nee

Deze drie scenario's werden verwerkt in vier verschillende vragenlijstversies. Drie vragenlijstversies omvaten twee scenario's met telkens een wijziging in frequentie van voorkomen van het ongeval (tabel 2).

Vragenlijstversie	Scenario 1	Scenario 2	Frequentie
Versie 1	Licht	Matig	1 maal om de 3 jaar
Versie 2	Licht	Zwaar	1 maal om de 5 jaar
Versie 3	Matig	Zwaar	1 maal om de 10 jaar
Vragenlijstversie	Scenario 1	Scenario 2	Frequentie
Versie 4	Zwaar	Geen	1 maal om de 10 jaar

Na de voorstelling van scenario 1 en 2 wordt telkens naar de betalingsbereidheid gevraagd. Om de maximale betalingsbereidheid te meten, werd gekozen voor de '*dichotomous choice with one follow-up*'. Aan iedere respondent wordt gevraagd of men al dan niet bereid is een bepaald bedrag (het startbedrag) te betalen voor het voorgestelde programma die schade moet vermijden. Bij positief antwoord, wordt dezelfde vraag voorgesteld maar met een hoger bedrag (hoger opvolgingsbedrag). Bij negatief antwoord, wordt dezelfde vraag voorgesteld maar met een lager bedrag (lager opvolgingsbedrag). Startbedrag + opvolgingsbedrag = biedkaart.

Voor scenario 1 werden 7 biedkaarten ontwikkeld, idem voor scenario 2. De biedkaart voor scenario 2 is telkens 20% hoger in vergelijking met de biedkaart voor scenario 1. Deze 7 biedkaarten worden toegepast op de vier verschillende vragenlijstversies. Zo worden $4 \times 7 = 28$ verschillende vragenlijsten verkregen.

Na de vraag over de betalingsbereidheid krijgt de respondent de kans om zijn antwoorden te herzien en wordt nagegaan of het duidelijk was dat de respondent een éénmalige bijdrage zou moeten doen in het Noordzeefonds en dat hij maar voor één van beide programma's zou moeten betalen (als er twee scenario's worden voorgelegd – versie 1, 2 en 3). Indien de respondent zijn BTB betreffende het eerste scenario wenst te wijzigen, wordt ook de kans gegeven om de BTB betreffende het tweede scenario te wijzigen.

Tenslotte worden een aantal vragen gesteld over het gezin met als doel na te gaan of de antwoorden een invloed hebben op hun BTB, zoals het al dan niet bezoeken van de Belgische kust en buitenlandse kusten en de regelmaat ervan, de gevolgen van een eventuele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust op het beroep en/ of inkomen van de respondent, het lezen van natuurboeken,

UITVOERING VAN DE ENQUÊTE

De relevante populatie voor de studie bestond uit alle Belgische huishoudens onderverdeeld in drie strata: Waals Gewest, Vlaams Gewest en Brussels Gewest (*eerste stratifiëring*). Vervolgens wordt ieder gewest onderverdeeld per provincie (*tweede stratifiëring*). Deze twee stratifiëringen hebben als doel om niet enkel een representatieve steekproef te hebben op federaal niveau maar ook op gewestelijk en provinciaal niveau. Tenslotte worden per provincie de verschillende gemeenten onderverdeeld in onderling heterogene klassen of strata (7 klassen volgens de hiërarchie 1997 van E. Van Hecke). Dit is de *derde stratifiëring*. Per provincie wordt dan één gemeente (cluster) per klasse willekeurig geselecteerd. Dat zijn dan maximum zeven gemeenten per provincie.

Binnen iedere geselecteerde gemeente (cluster) wordt dan een '*random route steekproeftrekking met herhaling*' toegepast. Een aantal startadressen per geselecteerde gemeente worden willekeurig bepaald. Vanaf het startadres wordt elk vijfde huishouden bezocht. Het aantal startadressen per gemeente wordt bepaald door de steekproefgrootte te vermenigvuldigen met het relatief aantal inwoners per klasse per provincie. Met deze berekening krijgt men dan het aantal uit te voeren interviews per geselecteerde gemeente. In totaal werd 2.626 keer aangebeld en werden 571 ingevulde enquêtes verkregen. Wat een responsgraad oplevert voor België van 22%. 836 gezinnen waren niet thuis na een tweede maal aanbellen (andere dag en uur) en 1.220 gezinnen weigerden om mee te werken.

STATISTISCHE ANALYSE

Volgende statistische analyses zijn gepland: beschrijvende analyse; berekening van de gemiddelde betalingsbereidheid + betrouwbaarheidsintervallen (parametrisch en niet-parametrisch); nagaan of er verschillen zijn in BTB tussen regio's, voor scenariogrootte, frequentieverschil, ...; nagaan wat de factoren zijn die de BTB beïnvloeden (b.v. inkomen, opleiding, leeftijd, natuurfreak, ...).

TAAK III: HET ONTWIKKELEN EN EVALUEREN VAN MAATREGELEN OM TOT EEN GEÏNTEGREERD BEHEER EN DUURZAAM GEBRUIK VAN DE NOORDZEE TE KOMEN.

1. Conceptuele verduidelijking

In de wet ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (W. van 20 januari 1999) wordt een bruikbare definitie van "duurzaam beheer" gegeven. De huidige gebruiksfuncties dienen te worden afgewogen aan de gebruiksnoden van de toekomstige generaties.

2. Bepalen van prioriteiten

Om prioriteiten te kunnen leggen moet de impact van de verschillende gebruiksfuncties op de degradatie van het mariene milieu ten aanzien van elkaar worden afgewogen. Om praktisch haalbare redenen, alsook rekening houdende met de federale bevoegdheden en om de onderzoeksinspanning voldoende diepgang te geven, is het onderzoek hoofdzakelijk gericht zijn op de gebruiksfuncties die zich op zee voordoen en een impact hebben op de degradatie van het mariene milieu. Verontreiniging afkomstig van het vasteland, hoewel verantwoordelijk voor de grootste degradatie van het mariene milieu, wordt niet in beschouwing genomen. Het vertrekpunt is het rapport van F. MAES en A. CLIQUET³ met betrekking tot het Belgisch beleid inzake de bescherming van de Noordzee. In dit werk wordt een beschrijvend overzicht gegeven van de verschillende gebruiksfuncties van het Belgisch gedeelte van de Noordzee. De doelstelling van de huidige onderzoekstaak richt zich op een socio-economische analyse van deze gebruiksfuncties. Op basis van statistisch materiaal (o.a. via het NIS), persberichten, studies, interviews met betrokken actoren, e.a. wordt het socio-economisch belang van de verschillende gebruiksfuncties van het Belgisch gedeelte van de Noordzee in kaart gebracht. Het socio-economisch onderzoek is gericht op de gebruiksfuncties visserij, toerisme en recreatie, scheepvaart, zand- en grindwinning, baggerwerken alsook de toekomstige gebruiksfunctie offshore windmolenparken. De militaire activiteiten die in het Belgische gedeelte van de Noordzee plaatsvinden worden niet belicht omwille van hun gering socio-economische belang.

3. Ontwikkelen en evalueren van overheidsmaatregelen

Overheidsoptreden impliceert per definitie het maken van keuzes. Eén van de determinerende factoren bij het maken van keuzes is, benevens de wetenschappelijke argumentatie, vooral de te verwachten socio-economische effecten en de budgettaire gevolgen van gewenste maatregelen. Elke gebruiksfunctie op zee vertegenwoordigt een economische en maatschappelijke waarde, hetzij direct en/of indirect. Elke prioritaire gebruiksfunctie geeft ook aanleiding tot een degradatie van het mariene milieu, waarvan de kost bij benadering kan worden begroot. Beleidsvoorstellen voor een duurzaam gebruik/beheer, kunnen bijgevolg worden geëvalueerd aan de hand van drie parameters, zijnde: 1. de waardebepaling van de betrokken gebruiksactiviteit in termen van socio-economische baten; 2. de waardebepaling van de milieudegradatie van de gebruiksactiviteit in termen van kosten; 3. de politieke en/of juridische moeilijkheidsgraad om het voorstel uit te voeren. Dit laatste noemen we gemeenzaam de maatschappelijke

³ MAES, F. & CLIQUET, A., *Het Belgisch beleid inzake de bescherming van de Noordzee*, Project in het kader van het Impulsprogramma Zeewetenschappen, Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele Aangelegenheden, DWTC, Gent, 1996, 1255 p.

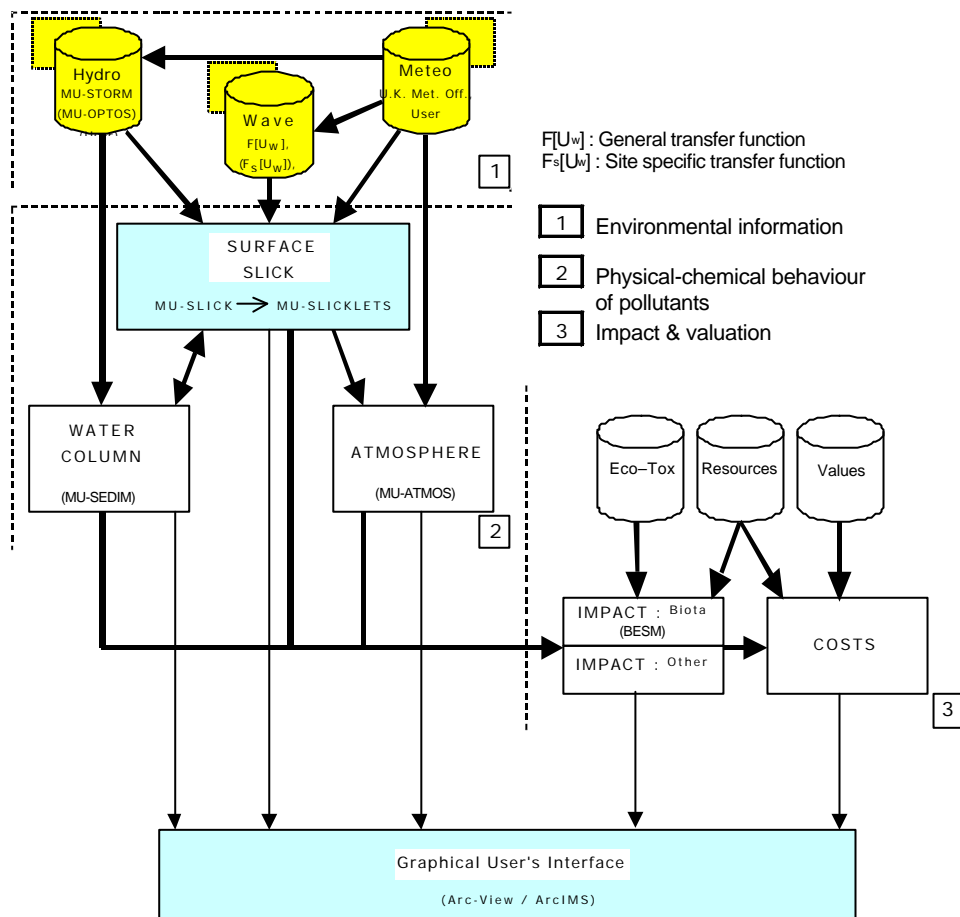
weerstand en kan op zich reeds een afweging inhouden van 1. en 2., hoewel dit niet altijd het geval hoeft te zijn. De maatschappelijke weerstand is vergelijkbaar met wat sociologen "maatschappelijk draagvlak" noemen, maar houdt in ons geval rekening met externe beperkingen die aan de overheid ten aanzien van gebruiksactiviteiten op zee worden opgelegd. De beperkingen zijn onder meer ingegeven door het internationaal en Europees recht. De beleidsvoorstellen worden ondergebracht in een evaluatieschema, die de overheid toelaat de vooropgestelde maatregelen te evalueren naargelang de te verwachten maatschappelijke weerstand

TAAK IV : HET ONTWIKKELEN VAN MATHEMATISCHE MODELLEN DIE DE RISICO'S OP MILIEUSCHADE BIJ ACCIDENTELE LOZINGEN VAN OLIE EN ANDERE CHEMISCHE PRODUCTEN INSCHATTEN.

Er worden mathematische modellen ontwikkeld die erop gericht zijn het gedrag van olie en andere in zee geloosde chemicaliën te beschrijven, daarbij inbegrepen de schade die ze kunnen veroorzaken. Het systeem zal in staat zijn realistische resultaten te leveren tijdens werkelijke omstandigheden en wordt ontworpen als een mogelijk beleidsinstrument voor *a priori* en *a posteriori* studies.

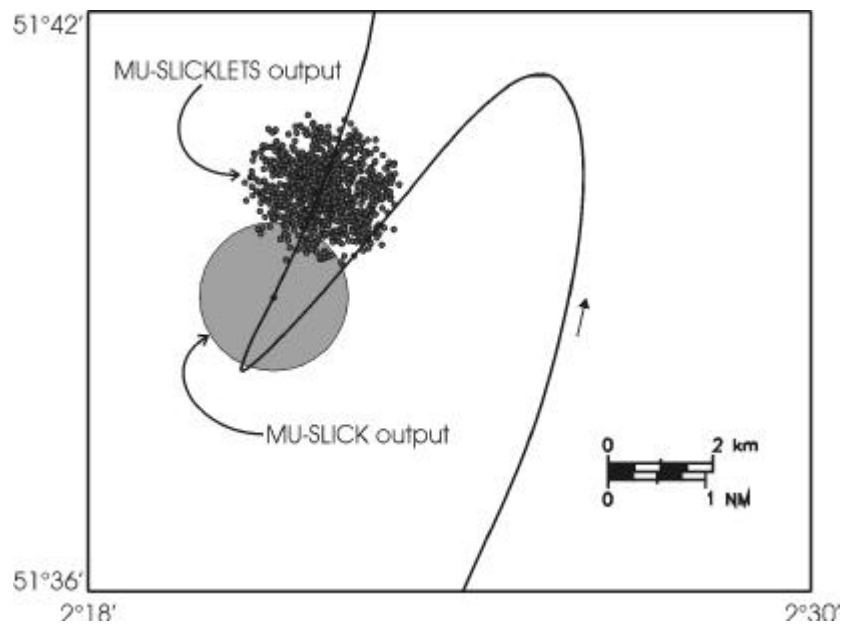
De doelstellingen zijn: 1. kritische analyse en verbetering van de bestaande vervuilingsmodellen; 2. ontwikkeling van de ontbrekende vervuilingsmodellen; 3. ontwikkeling van de impactmodule; 4. ontwikkeling van de evaluatiemodule; 5. integratie van de verschillende modules in een operationeel systeem; 6. verzameling van de gegevens; en 7. validatie/verificatie van het systeem en zijn onderdelen.

Conceptueel schema van het MARE-DASM systeem.



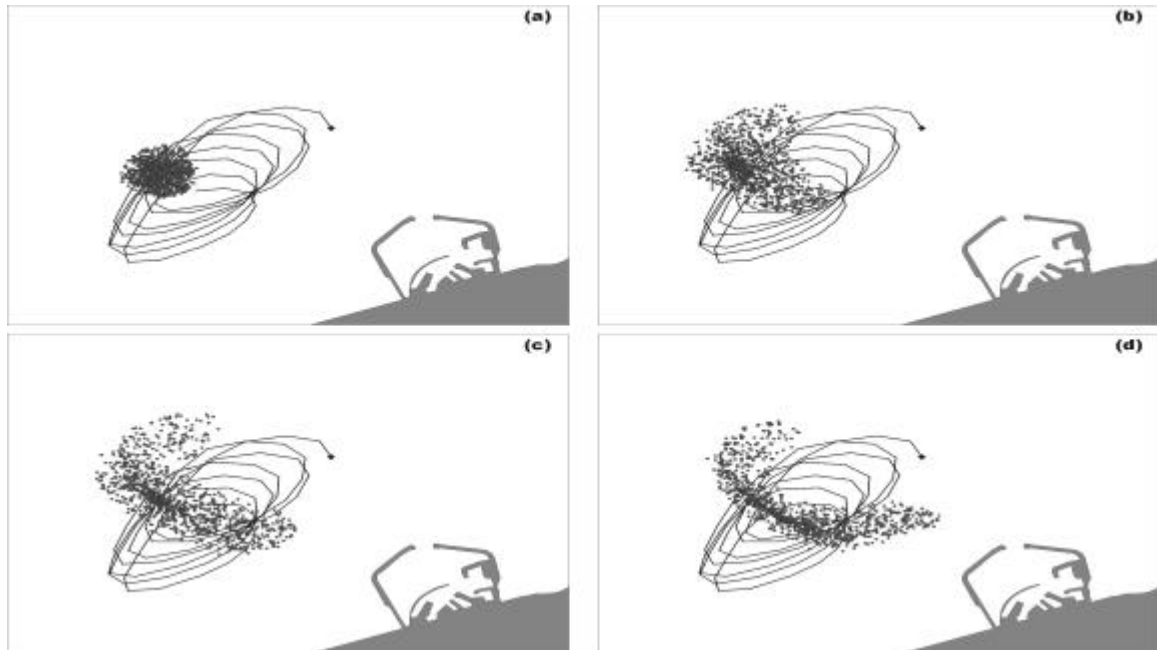
Het model is een oppervlakte olievlekmodel ("surface slick model"), een atmosferisch dispersie model en een model voor dispersie van pollutanten in de waterkolom. Het olievlekmodel ("MU-SLICKLETS" model) is een extensie van het meer rudimentaire model voor de opvolging van olielozingen (MU-SLICK).

In MU-SLICKLETS wordt de olie op de oppervlakte van het water weergegeven door een set van kleine vlekken die een fijnere geometrie en gedrag weergeven. Zie figuur hierna.



Deze voorstelling laat toe de echte en de duidelijke horizontale dispersie in overweging te nemen. Olie komt in de waterkolom terecht door breekgolven, drijft onder het wateroppervlak met een andere snelheid dan olie op het wateroppervlak en komt na een tijdje terug aan de oppervlakte. Dit spreidingspatroon wordt doorgaans berekend als een relatieve verplaatsing van de oliedeeltjes ten aanzien van het centrum van de vlek. Het MU-SLICK model geeft het ganze gedrag van de olie weer, rekening houdend met eigenschappen en fluxen die gelden voor alle vlekjes.

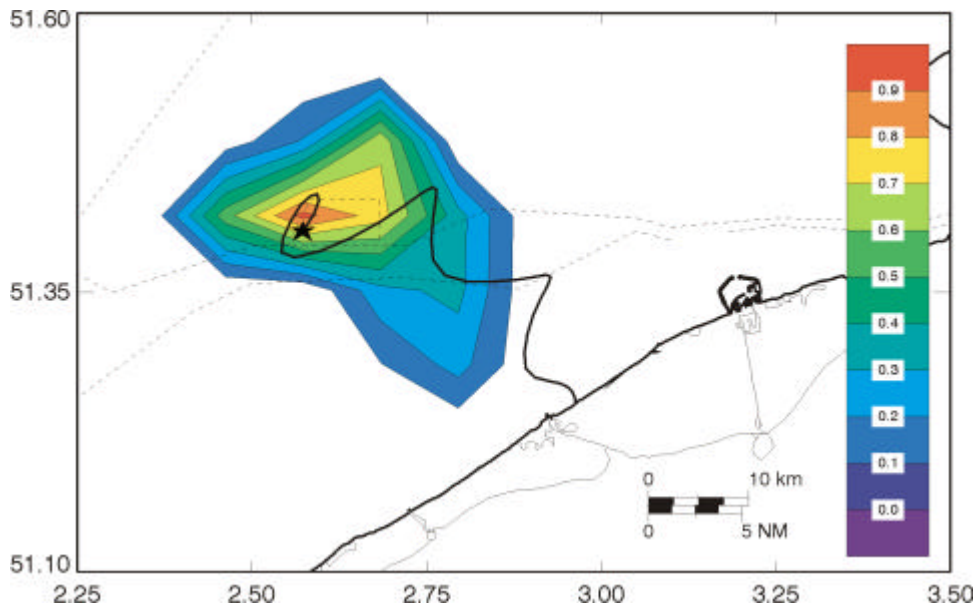
Een voorbeeld van een gecombineerde weergave van MU-Slick en MU-Slicklets wordt in volgende figuur gegeven bij de simulatie van een olielozing van 1000 ton voor Zeebrugge en tijdens kalm weer. Momentopnamen worden gegeven 24 (a), 48 (b) 72 (c) en 96 (d) uur na de lozing.



Dispersiemodel waterkolom

Modellen ter voorspelling van het gedrag van olie in de waterkolom (verticale dispersie) zijn gebaseerd op de Euleria differentiaal methode. Deze laatste methode genereert een aantal fouten (grotere verspreiding dan de effectieve verspreiding) en is moeilijk toepasbaar bij MU-SLICKLETS, waarbij honderden vlekken "at random" zijn gelokaliseerd. Een betere methode zou waarschijnlijk het dispersiemodel voor sedimenttransporten kunnen zijn. Dit model is gebaseerd op een semi-Lagrangia methode (Van den Eynde, 1995), de "Mass-In-Cell" of "Second-Moment" methode genoemd. Aan dit model moeten enkele wijzigingen worden aangebracht om het te kunnen toepassen op de dispersie van olie.

Een eerste toepassing vond plaats naar aanleiding van het ongeval tussen de Vera en de Music op 13 april 2001 (ter hoogte van de Westhinder ankerplaats), waarbij ongeveer 6 m³ brandstof in zee kwam. Een simulatie op 13 en 14 april voorspelde een mogelijk aanspoelen van olie op het strand tussen de nacht van 15 en 16 april. De eerste stranding van olie vond plaats in de morgen van 16 april.



Figuur: MU-SLICK simulatie (traject) en MU-SLICKLETS output (totale olie concentratie in de water kolom [arbitraire eenheden]) van de Vera/Music olielozing.

TAAK V: HET ONTWIKKELEN VAN TECHNISCHE EN JURIDISCHE PROCEDURES DIE HET MOGELIJK MAKEN DE VEROORZAAKTE DEGRADATIE VAN HET MARIENE MILIEU TE EVALUEREN EN FINANCIËEL TE VERHALEN OP DE VERVUILER

1. INTERNATIONALE REGELGEVING MET BETREKKING TOT DE VERGOEDING VAN ECOLOGISCHE SCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE ONDER HET HUIDIGE INTERNATIONALE AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME

Het onderzoek tot nu toe is opgebouwd uit twee delen. In een eerste deel wordt een uitgebreide analyse gemaakt van het geldende internationale aansprakelijkheidsregime voor schade bij olieverontreiniging op zee, zoals neergelegd in het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag. De huidige evoluties op het internationaal en Europees vlak met betrekking tot de vergoeding voor schade door olieverontreiniging op zee worden eveneens in aanmerking genomen en de recente goedkeuring van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie en de door de Europese Commissie ingediende voorstellen ter verbetering van het aansprakelijkheidsregime naar aanleiding van de ramp met de *Erika* ("COPE-fonds"). Er werd eveneens aandacht besteed aan het in Canada geldende "Ship Source Oil Pollution Compensation Fund", dat een mogelijke oplossing kan bieden voor bepaalde problemen. In een tweede deel wordt ingegaan op de vergoedbaarheid van ecologische schade onder het internationale aansprakelijkheidsregime. Daarvoor wordt in eerste instantie de compensatiepraktijk van het *International Oil Pollution Compensation Fund* (IOPCF) *in extenso* onderzocht aan de hand van de jaarverslagen van het IOPCF. In tweede instantie wordt ingegaan op de moeilijkheden die rijzen bij de kwantificering van ecologische schade en welke oplossingen hiervoor voorhanden zijn. Er wordt ook dieper ingegaan op de kwantificering van milieuschade onder het Russisch en Italiaans recht.

In een verder stadium wordt de analyse van de IOPCF rapporten, die zich nu heeft toegespitst op de ecologische schade *sensu stricto*, verder uitgebreid met de vergoedbaarheid van ecologische schade *sensu lato* en zal meer in detail worden onderzocht welke herstelmaatregelen onder het internationale regime voor vergoeding in aanmerking komen naar aanleiding van een olieverontreiniging. Uit het gevoerde onderzoek is gebleken dat de problemen met betrekking tot de vergoeding voor ecologische schade door het IOPCF voornamelijk rijzen ingeval de olieverontreiniging zich voordoet op het grondgebied van Verdragspartijen die op de een of andere manier een vergoeding voor ecologische schade *in se* hebben opgenomen in hun nationaal rechtsbestel (bv. Italië, de vroegere USSR, Venezuela...). Het is dan ook aangeraden deze nationale regimes nader te bestuderen en hieruit lessen te trekken bij het formuleren van voorstellen voor maatregelen onder Belgisch recht. Ook het probleem van de "fixed and additional costs" zal worden bekeken.

2. Verdere analyse van de Belgische wetgeving inzake de vergoeding van schade door verontreiniging van het mariene milieu

2.1 Het gemeen aansprakelijkheidsrecht, toegespitst op de problematiek van schade door mariene verontreiniging. De krachtlijnen van het Belgische gemeen aansprakelijkheidsrecht worden uiteengezet. Hierbij worden zowel het klassieke foutaansprakelijkheidsrecht als een aantal objectieve aansprakelijkheidsregels belicht, in functie van hun toepasbaarheid voor het herstel van schade aan het mariene milieu.

2.2 Analyse van de wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België. Naast een algemene analyse van het aansprakelijkheidsregime van de Wet bescherming mariene milieu, worden een aantal knelpunten van de Wet bescherming mariene milieu onderzocht en geanalyseerd.

2.3 De Europese evoluties: de Working Paper on Prevention and Restoration of Significant Environmental Damage. In dit gedeelte worden de evoluties inzake de Europese harmonisering van de wetgeving inzake aansprakelijkheid voor milieuschade onderzocht. Meer in het bijzonder wordt de "Working Paper on Prevention and Restoration of Significant Environmental Damage" van 31 juli 2001 geanalyseerd.

2.4. De modaliteiten inzake de terugvordering door de overheid van de kosten die zij bij voorbaat maakt om over de nodige actiemiddelen te beschikken. De modaliteiten van de terugvordering van deze kosten worden onderzocht. Meer in het bijzonder wordt onderzoek verricht naar een concrete manier, waarop deze kosten zouden worden bepaald, mede in het licht van de principes van het aansprakelijkheidsrecht inzake causaliteit.

2.5. De vergoeding voor milieuverstoring. In dit gedeelte wordt de problematiek van de begroting van milieuverstoring (de beschadiging van niet-toegeëigende milieugoederen) onderzocht. Hierbij wordt vooreerst, aan de hand van een onderzoek van de Belgische rechtspraak, onderzocht hoe schade aan niet-toegeëigende milieugoederen vandaag de dag in de Belgische rechtspraak vergoed wordt. Vervolgens worden, aan de hand van een literatuurstudie (van voornamelijk Amerikaanse literatuur), de diverse methodes voor de waardering van schade aan milieugoederen in kaart gebracht en geanalyseerd. Verder worden een aantal alternatieven voor het herstel bij equivalent besproken. Tenslotte wordt het gebruik van deze economische begrotingsmethodes in een aantal rechtssystemen onderzocht en in welke mate de vergoedbaarheid van milieuverstoring, die niet in natura herstelbaar is, en het gebruik van economische begrotingsmethodes, mogelijk is volgens de principes van het Belgisch aansprakelijkheidsrecht.